

Nationalpark  
Berchtesgaden



---

# Biomonitoring in Waldökosystemen

---

# Nationalpark Berchtesgaden



---

## Biomonitoring in Waldökosystemen

---

Brigitte Dittrich und Ursula Hermsdorf

Institut für Pflanzenökologie der Justus-Liebig-Universität Gießen;  
Leitung Prof. Lore Steubing

Impressum:

Nationalpark Berchtesgaden  
Forschungsbericht 19/1990

Herausgeber:  
Nationalparkverwaltung Berchtesgaden  
im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums  
für Landesentwicklung und Umweltfragen

Alle Rechte vorbehalten

ISSN 0172-0023  
ISBN 3-922325-18-1

Satz und Druck:  
Druckerei Plenk, Berchtesgaden

# Inhaltsverzeichnis

		Seite
Brigitte Dittrich	Biomonitoring zur Bewertung von Immissionswirkungen auf den Bergwald im Nationalpark Berchtesgaden	5
Ursula Hermsdorf	Untersuchungen zu Eintrag und Verbleib von Blei und Cadmium im Waldökosystem des Nationalparks Berchtesgaden	73

# Biomonitoring zur Bewertung von Immissionswirkungen auf den Bergwald im Nationalpark Berchtesgaden

Brigitte Dittrich

## Inhalt:

- 1 Einleitung**
- 2 Wirkungen von Immissionen auf Pflanzen  
Literaturübersicht**
  - 2.1 Methoden der Bioindikation
  - 2.2 Immissionstypen
  - 2.3 Aufnahme gasförmiger Schadstoffe
  - 2.4 Wirkungen gasförmiger Immissionskomponenten
- 3 Untersuchungsgebiet**
- 4 Material und Methoden**
  - 4.1 Pflanzenmaterial und Boden
    - 4.1.1 Bioindikatoren für aktives Monitoring und deren Bewertung
      - 4.1.1.1 Hypogymnia physodes
      - 4.1.1.2 Nicotiana tabacum Bel W 3
      - 4.1.1.3 Lolium multiflorum
      - 4.1.1.4 Picea abies – Klonfichten
    - 4.1.2 Bioindikatoren für passives Monitoring und deren Bewertung
      - 4.1.2.1 Picea abies
      - 4.1.2.2 Larix decidua, Acer pseudoplatanus
  - 4.2 Niederschlagsuntersuchungen
  - 4.3 Analysemethoden
  - 4.4 Statistische Auswertung der Untersuchungsergebnisse
- 5 Ergebnisse**
  - 5.1 Wirkungserhebungen an Hypogymnia physodes
  - 5.2 Ozonwirkungen an Nicotiana tabacum Bel W 3
  - 5.3 Prüfung auf SO<sub>2</sub>-Belastung des Nationalparks Berchtesgaden mittels Lolium multiflorum
  - 5.4 Schwefelanalysen an Picea abies – Klonfichten
  - 5.5 Wirkungserhebungen an Standortfichten – Picea abies
    - 5.5.1 Nadellänge
    - 5.5.2 Frischgewicht/Trockengewicht
    - 5.5.3 Nährelementuntersuchungen
      - 5.5.3.1 Schwefel
      - 5.5.3.2 Stickstoff
      - 5.5.3.3 Calcium
      - 5.5.3.4 Magnesium
      - 5.5.3.5 Kalium

- 5.5.3.6 Mangan
- 5.5.3.7 Nährelementrelationen
- 5.5.4 Leaching Experiment
- 5.5.5 Oberflächenstruktur
- 5.5.6 Biochemische Untersuchungen
  - 5.5.6.1 Pigmentgehalt
  - 5.5.6.2 Phenolgehalt
  - 5.5.6.3 Prolingehalt
  - 5.5.6.4 Katalaseaktivität
  - 5.5.6.5 Malondialdehydgehalt
- 5.5.7 Zusammenstellung der Ergebnisse
- 5.6 Wirkungserhebungen an Larix decidua
- 5.7 Wirkungserhebungen an Acer pseudoplatanus
- 5.8 Niederschlagsanalytische Untersuchungen

## **6 Diskussion**

- 6.1 Bioindikatoren für gasförmige Immissionskomponenten
- 6.2 Vergleichend physiologische Untersuchungen an Nadeln von Picea abies zum Nachweis von Schadstoffwirkungen
- 6.3 Pflanzliche Reaktionen in Abhängigkeit der Seehöhe
- 6.4 Fazit der Untersuchungen

## **7 Zusammenfassung**

## **8 Literaturverzeichnis**

## Anhang

---

## 1 Einleitung

Anthropogen bedingte Immissionen wurden schon seit langer Zeit als umweltgefährdend erkannt, wobei sich Vegetationsschäden zunächst im Umkreis der Emittenten manifestierten. Auch heute kommt es noch zu solchen lokalen Schadensfällen, und dicht besiedelte Gebiete weisen hohe Schadstoffkonzentrationen auf. Seit Mitte der 60er Jahre jedoch trat eine deutliche Veränderung der Immissionssituation auf, die die vorliegenden Probleme vergrößerte und komplizierte. GUDERIAN wies schon 1966 darauf hin, daß durch die globale Verbreitung der Luftverunreinigungen, Immissionen auch in industrieferne Gebiete gelangen. Außer der räumlichen Verbreitung der Luftschadstoffe hat sich auch deren chemische Zusammensetzung und Konzentration verändert. Neben den als klassischen Rauchschäden bezeichneten Schwefeldioxidwirkungen gelten heute Stickstoffoxide und Photooxidantien mit der Leitsubstanz Ozon als besonders umweltrelevant.

Seit 1980 sind recht dramatische Schäden an Fichten zu beobachten, die sich vor allem in einer Kronenverlichtung und in Nadelfärbungen äußern. Neben Koniferen wurden in rascher Folge bald auch an Laubbäu-

men Schädigungen beobachtet, die sich schnell über große Waldflächen ausgebreitet haben. Gerade in den sogenannten Reinluftgebieten ist dieses als „neuartige Waldschäden“ bezeichnete Krankheitsbild besonders oft zu beobachten. Im Alpenraum haben die Schäden erst relativ spät eingesetzt, dann aber im Zeitraum von 1983 bis 1985 sprunghaft zugenommen. Die Alpenregion gehört heute zu den am stärksten betroffenen Gebieten, und die Bundeswaldinventur ergab für diese Region 1986 50% mittel bis stark geschädigte Waldfläche. Dies ist für Hochgebirgsregionen besonders besorgniserregend, da der Bergwald dort wichtige Funktionen erfüllt. Er schützt vor Lawinen, erhöhten Oberflächenabflüssen, Erosionen, Rutschungen oder Humusschwund (JOBST & KARL 1984; STAHEL 1984). Größere Waldverluste könnten die Bewohnbarkeit vieler Alpentäler in Frage stellen.

Die Debatte über Ursachen der neuartigen Waldschäden wird derzeit noch kontrovers geführt, wobei nach dem heutigen Kenntnisstand davon auszugehen ist, daß die Symptome nicht monokausal, sondern durch einen Ursachenkomplex hervorgerufen werden. Dabei spielen anthropogen bedingte Luftschadstoffe, die durch Ferntransport an den Standort gelangen, die entscheidende Rolle. Die Stoffe wirken direkt auf die assimilierenden Organe der Pflanze und indirekt über den Boden (ULRICH 1985; SCHÜTT 1986). Theorien, die Parameter wie Viren, Mykoplasmen (KANDLER 1983), Radioaktivität (REICHELT 1984) oder Klima und Witterung (CRAMER 1987) als Ursache in den Vordergrund stellen, konnten nicht plausibel bestätigt werden.

Die an Fichten aufgetretenen Schadbilder haben sich in den verschiedenen Waldschadensgebieten als sehr heterogen erwiesen (FORSCHUNGSBEIRAT WALDSCHÄDEN 1986). Da es „einen Waldschaden“ oder nur „eine Waldschadensursache“ nicht gibt, erhält die Differentialanalyse der innerhalb eines Gebietes wirkenden Stressoren eine wachsende Bedeutung.

In den Schadensgebieten des Erzgebirges konnte eine überhöhte Schwefeldioxidkonzentration und eine damit verbundene Säureeinwirkung als ein wichtiger auslösender Faktor für die dort großflächig absterbenden Koniferenbestände konstatiert werden (WENTZEL et al. 1981, Graf FINKENSTEIN 1988). In

den Alpen und den Süddeutschen Mittelgebirgen, z.B. Schwarzwald, wird den Photooxidantien eine bedeutende Rolle zugeschrieben (FRANK 1984; ELSTNER & OSSWALD 1985). Die Konzentration von Ozon in den bodennahen Luftschichten ist in den letzten Jahren deutlich angestiegen, und Ozon tritt in den Waldschadensgebieten tatsächlich in phytotoxischen Konzentrationen auf.

Chemisch-physikalische Immissionsmessungen geben wertvolle Informationen über auftretende Schadstoffkonzentrationen, ermöglichen aber noch keine sichere Prognose über deren Wirkungen auf die Organismen der Ökosysteme (STEUBING 1976). Die Wirkung eines Schadstoffes hängt nicht nur von den aufgetretenen Konzentrationen ab, sondern wird von Parametern wie z.B. genetische Variabilität, Klima oder Boden wesentlich mitbestimmt.

In der vorliegenden Arbeit wird die Belastungssituation des Alpen- und Nationalparks Berchtesgaden untersucht, einem landschaftlich sehr reizvollen Gebiet, das von A. v. Humboldt zu den drei schönsten Landschaften der Erde gezählt wurde. Mittels aktivem und passivem Monitoring wurde der Einfluß gasförmiger Immissionen auf die Pflanzen erfaßt und versucht, stoffwechselphysiologische Wirkungsfolgen aufzuzeigen.

Niederschläge und deren chemische Beschaffenheit gelten in einigen Gebieten als Mitverursacher oder Verstärker von Waldschäden. Sie können zur erheblichen Verminderung von Nährelementen in den Nadeln beitragen und den Verlust von Basen im Boden bewirken. Dabei kann die direkte Auslaugung dieser Stoffe aus den Nadeln (Leaching) oder die Auswaschung aus dem Boden letztlich Ernährungsstörungen bei den Pflanzen verursachen. Deshalb wurde im Nationalpark Berchtesgaden der Chemismus des Niederschlages, insbesondere nach der Passage des Kronendaches, untersucht und die Frage gestellt, inwieweit Ernährungsschwierigkeiten der Bäume im Untersuchungsgebiet am Geschehen beteiligt sind. Innerhalb des Nationalparks Berchtesgaden ändern sich – bedingt durch die großen Höhenunterschiede – die mikroklimatischen Faktoren innerhalb kürzester Entfernungen sehr stark. Es ist daher von Bedeutung, die Reaktionen der Pflanzen in verschiedenen Höhenstufen mit in die Gesamtbewertung des Gebietes einzubeziehen.

## 2 Wirkungen von Immissionen auf Pflanzen

### Literaturübersicht

#### 2.1 Methoden der Bioindikation

Der Eintrag verschiedenster Fremdstoffe in die Ökosysteme erfordert eine Kontrolle direkt am biologischen Objekt, um wirkungsrelevante Informationen zu erhalten. Viele Pflanzen reagieren sehr spezifisch auf Umweltbedingungen und können als Monitororganismen eingesetzt werden. ARNDT et al. (1987) definieren Bioindikatoren als Organismen oder Organismengemeinschaften, die auf Schadstoffbelastungen mit Veränderungen ihrer Lebensfunktionen antworten bzw. diesen Schadstoff akkumulieren. Beim Biomonitoring sind prinzipiell zwei Methoden anwendbar:

**Aktives Monitoring:** Unter weitgehend standardisierten Bedingungen werden Testorganismen im Untersuchungsgebiet exponiert und anschließend auf Schädigungen untersucht.

**Passives Monitoring:** Die im Testgebiet vorhandene Vegetation wird beobachtet und analysiert.

Die erste Methode ermöglicht die Beurteilung der aktuellen Belastung, während mit der zweiten Methode auch zeitlich zurückliegende Einwirkungen erfaßbar sind. Als Indikatoren lassen sich sowohl besonders sensible Arten verwenden, bei denen makroskopische Schädigungen schnell und deutlich sichtbar werden, als auch weitgehend tolerante Arten, die sich durch eine Akkumulation des Schadstoffes auszeichnen (STEUBING 1978).

Ein Organismus, der als Bioindikator eingesetzt wird, sollte eine Reihe von Anforderungen erfüllen. Dazu gehören Standardisierbarkeit, Handhabbarkeit, leichte Auswertbarkeit, Reproduzierbarkeit der Ergebnisse, er sollte genetisch einheitlich und die Wirkung quantifizierbar sein (ARNDT 1983). Bioindikatoren können auf den Gesamtkomplex von Luftverunreinigungen weitgehend unspezifisch reagieren. Dies gilt z.B. für die Flechten, die auf unterschiedliche Schadeinwirkungen mit Thallusnekrosen reagieren. Zu Bioindikatoren, die komponentenspezifisch reagieren, gehört die Tabakvarietät Bel W 3, bei der nach Ozonwirkung punktförmige Nekrosen auftreten. Ein Zusammenhang Dosis – Wirkung eines einzelnen Stressors kann im Laborexperiment bei Konstanz aller anderen Faktoren erfaßt werden. Derartig erzielte Einzelergebnisse sind jedoch nicht generell auf reale ökologische Verhältnisse übertragbar, denn die im Freien starken Schwankungen unterworfenen Umweltbedingungen können im Labor nicht entsprechend simuliert werden. Bioindikation kann auf ver-

schiedenen Organisationstufen, d.h. vom Makromolekül über die Zelle und Gewebe zu Organismen oder Populationen erfolgen (SCHUBERT 1985). Den sichtbaren Schädigungen der Pflanzen liegen stets Beeinflussungen auf zellulärer und molekularer Ebene zugrunde.

#### 2.2 Immissionstypen

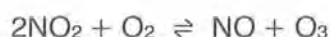
Schwefeldioxid, Stickoxide, Ammoniak und Photooxidantien gehören zu den wichtigen pflanzentoxischen Luftschadstoffen.

Schwefeldioxid gelangt zu mehr als 95% aus Verbrennungsprozessen, vor allem aus Kraftwerken, in die Atmosphäre. Seit 1970 ist eine leichte Abnahme der SO<sub>2</sub> Emissionen zu beobachten, die auf die Senkung des Schwefelgehaltes in leichtem Heizöl und im Dieselkraftstoff und auf den verstärkten Einsatz von Rauchgasentschwefelungsanlagen zurückzuführen ist (KALMBACH 1985). SO<sub>2</sub> Jahresmittelwerte für ländliche Gebiete liegen in der Größenordnung von 7–30 µg/m<sup>3</sup>, für Belastungsgebiete von 30–100 µg/m<sup>3</sup> (SARTORIUS 1985). Schwefeloxidaionsprozesse in der Atmosphäre führen zur Bildung von schwefliger Säure, Schwefelsäure u.a..

Anthropogene Stickstoffoxidemissionen entstehen durch Verbrennungen bei hohen Temperaturen hauptsächlich in KFZ-Motoren, Feuerungsanlagen, in Kraftwerken und Industrie und privaten Haushalten. Sie werden vor allem als NO emittiert und in der Atmosphäre zu NO<sub>2</sub> oxidiert. Trotz des Rückgangs des Energieverbrauchs seit 1979 haben sich die Stickstoffoxidemissionen bisher noch nicht vermindert (KALMBACH 1985). Orientierungswerte für NO<sub>x</sub> (berechnet als NO<sub>2</sub>) betragen in ländlichen Gebieten 5–20 µg/m<sup>3</sup>, in Ballungsgebieten 10–100 µg/m<sup>3</sup> (SARTORIUS 1985). NO<sub>2</sub> reagiert mit Hydroxyl-Radikalen in Verbindung mit Stoßpartnern zu Salpetersäure, die mit NH<sub>3</sub> zu Ammoniumnitrat reagiert oder von Wassertropfen absorbiert werden kann (RAT DER SACHVERSTÄNDIGEN 1983).

Unter Einwirkung kurzweiliger Sonnenstrahlung setzen sich Stickoxide bei Anwesenheit von Kohlenwasserstoffen zu Photooxidantien um. Hauptbestandteil dieser sekundären Luftverunreinigungen ist Ozon. Daneben treten in geringen Konzentrationen Peroxyacetylnitrat (PAN) und seine Homologen (Peroxyacylnitrat), Salpetersäure, Aldehyde, Wasserstoffperoxid, organische Säuren usw. auf.

Nach Absorption eines energiereichen Lichtquants zerfällt NO<sub>2</sub> in NO und ein reaktives Sauerstoffradikal, das bei Umsetzung mit molekularem Sauerstoff Ozon bildet.



Die Reaktion ist eine Gleichgewichtsreaktion, denn das bei der Photolyse entstandene NO kann wieder mit Ozon zu NO<sub>2</sub> und O<sub>2</sub> zurückreagieren. Bei Verbrennungsprozessen werden ebenfalls Kohlenwas-

serstoffe emittiert, die diese Gleichgewichtsreaktion stören. Kohlenwasserstoffe werden durch hochreaktive Radikale angegriffen und liegen dann selbst als Radikale vor, die die Tendenz haben, mit molekularem Sauerstoff zu reagieren. Dabei bilden sich Peroxyradikale, die NO zu NO<sub>2</sub> oxidieren können, ohne Ozon zu verbrauchen (CLAUSSEN 1975).

Der Prozess der photochemischen Ozonbildung benötigt einen Zeitraum von mehreren Stunden, u.U. auch 1–2 Tagen bis zum Erreichen des Maximums. Infolge der Luftbewegung kann während dieser Zeit ein Transport in ländliche Gebiete erfolgen (GEORGII & NEUBER 1986). In Ballungsgebieten sinkt die Ozonkonzentration nachts stark ab, denn durch weitere NO-Emissionen und deren Afoxidierung geht der Ozonabbau bei fehlender Neubildung weiter. In ländlichen Gebieten bleibt Ozon während der Nacht weitgehend erhalten. Die O<sub>3</sub> Jahresmittel liegen in Ballungsgebieten bei etwa 20–30 µg/m<sup>3</sup>, in ländlichen Gebieten bei 50–80 µg/m<sup>3</sup> (SARTORIUS 1985). Damit gehören Photooxidantien zu den Schadstoffen, die in weiterer Entfernung vom Emittenten in höheren Konzentrationen zu erwarten sind als in der direkten Umgebung. In den Vereinigten Staaten konnten erhebliche Schädigungen forstlicher und landwirtschaftlicher Kulturen auf photochemische Oxidantien zurückgeführt werden (BERRY & RIPPERTON 1963; RICHARDS et al. 1968; DAVIS & WOOD 1972).

Langzeitmessungen der Ozonkonzentration in der Bundesrepublik Deutschland zeigen eine deutliche Zunahme der Ozonkonzentration, wobei jedoch von Jahr zu Jahr starke Schwankungen auftreten, da die Bildung in hohem Maße von meteorologischen Faktoren abhängig ist (SARTORIUS 1985).

Reaktionsträge gasförmige Luftverunreinigungen werden im Verlauf von 1–2 Jahren in der unteren Atmosphäre verteilt. Die allermeisten gasförmigen Luftverunreinigungen werden jedoch wieder aus der Atmosphäre abgeschieden. Bei der trockenen Deposition bekommen die mit der Luftströmung fortgetragenen Luftverunreinigungen mit Oberflächen, z.B. Boden, Pflanzen oder Gebäuden Kontakt und werden adsorptiv festgehalten. Pflanzenbestände kämten Schadstoffe aus und vermögen diese teilweise adsorptiv in geringem Umfange auch absorptiv zu binden.

Bei der nassen Deposition können Luftverunreinigungen in die gelöste Form übergehen und mit dem Niederschlag in Form von Regen, Nebel, Schnee u.a. zur Erdoberfläche gelangen. Hierbei werden „rain out“ (Verunreinigungen bereits in der Wolke in Tropfen übernommen) von „wash out“ (fallender Tropfen nimmt Luftverschmutzung auf) unterschieden, wobei „rain out“ dominiert.

### 2.3 Aufnahme gasförmiger Schadstoffe

Immissionswirkungen setzen eine Schadstoffaufnahme voraus, die im Blatt über die Kutikula oder die Stomata erfolgen kann.

Die Kutikula ist eine lipophile Außenhaut, die aus der äußeren Kutikula (Cuticle proper) und Kutikularschichten (Cuticular Layer) besteht. Chemisch ist sie aus Polymermatrix (Cutin und verschiedene Nichtlipide) und löslichen Kutikularlipiden zusammengesetzt. Von der äußeren Zellwand der Epidermis ist die Kutikula durch eine Cutinschicht getrennt. Cutin besteht aus einem dreidimensionalen polymerisierten Gerüst, das sich aus Fettsäuren und Mono-, Di- und Trihydroxyfettsäuren mittels Ester-, Peroxid- und Etherbrücke zusammenfügt. Auf der Kutikula sind artspezifisch geformte Auflagerungen von epikutikularen Wachsen in sehr verschiedenen Mengen vorhanden. Die Kutikula begrenzt übermäßige Transpiration, vermindert die Auswaschung von Metaboliten und Mineralstoffen und bietet zugleich Schutz vor Infektionen, Witterung oder Strahlung (HUTTUNEN & SOIKKELI 1984). Erste Angriffspunkte für Immissionen stellen die Nadel- oder Blattoberflächen dar, die, wie raster-elektronenmikroskopische Untersuchungen zeigen, die Struktur der epikutikularen Wachse beeinflussen können (CAPE & FOWLER 1981; KIM 1985; RINALLO 1986; GRILL et al. 1987).

Die Schadstoffe dringen per Diffusion durch die Kutikula, was folgendermaßen abläuft (ZIEGLER 1984):

1. Absorption an der Kutikulaoberfläche
2. Diffusion durch die Kutikula
3. Übertritt in die Wand der Epidermiszelle
4. Aufnahme durch Plasmalemma der Epidermiszelle in das Zellinnere

Schwefeldioxid ist in der Kutikula wesentlich besser löslich als Wasser. Für andere Schadgase ist die Permeabilität quantitativ noch nicht bekannt.

Die Permeation aller gasförmigen Substanzen von der Außenluft durch die Stomata in das Blattinnere wird vom stomatären Diffusionswiderstand, d.h. der Öffnungsweite der Stomata und vom Widerstand gegen das Eindringen in die Mesophyllzellen bestimmt. Verschiedene Faktoren, wie z.B. Luftfeuchte oder Licht, beeinflussen die Regulation der Stomata und bestimmen damit wesentlich das Ausmaß der Belastung des Blattinneren mit Luftverunreinigungen.

Geringe Konzentrationen von SO<sub>2</sub> können die Schließbewegung der Stomata unterbinden, höhere können zu einem Schluß der Stomata führen.

### 2.4 Wirkungen gasförmiger Immissionskomponenten

Makroskopisch sichtbare Schäden

Durch Luftverschmutzung bedingte makroskopisch erkennbare Schädigungen an höheren Pflanzen führen zu morphologischen Veränderungen, Verfärbungen, Chlorosen oder Nekrosen.

Sichtbare akute Schädigungen beginnen mit dem Tod einiger Zellen und dem spezifischen oder undiskriminativen Kollaps von Gewebeteilen. Die Symptome von Luftschadstoffwirkungen variieren von Pflan-



zenart zu Pflanzenart, aber einige charakteristische Reaktionen sind bei einer Vielzahl von Pflanzen zu beobachten.

Unter SO<sub>2</sub>-Einfluß kommt es vor allem zu Blattrand- und Spitzennekrosen. Erste Symptome für Ozonwirkung sind wassergetränkte Flecke auf den Blättern. Schädigungen treten als scharf begrenzte punktartige Nekrosen auf der Blattoberseite auf, die auf der Zerstörung von Palisadenzellen beruhen. Ozonschädigungen greifen erst dann auf angrenzende Epidermis- und Schwammparenchymzellen über, wenn große Bezirke der Palisadenzellschicht zerstört sind (JACOBSON & HILL 1970, HILL et al. 1961). PAN dagegen schädigt vor allem die Schwammparenchymzellen in der Nachbarschaft der Stomata und verursacht glasige silber- oder bronzefarbige Veränderungen auf der Blattunterseite. Die Protoplasten dieser Zellen sind kollabiert, und die dadurch entstandenen luftgefüllten Hohlräume bedingen das typische Schadbild (GUDERIAN 1985).

#### Schädigungen auf zellulärer Ebene

Nach der SO<sub>2</sub>-Aufnahme entscheiden die Menge der SO<sub>2</sub>-Folgeprodukte und die Tolerance über den Eintritt von Schädigungen. SO<sub>2</sub> kann direkt die Photosynthese hemmen, indem es sich an Stelle von CO<sub>2</sub> an das Eingangsenzym des Calvin-Zyklus, die Ribulosebisphosphatcarboxylase, bindet (ZIEGLER & BERNDT 1983; HEBER et al. 1987). SO<sub>2</sub> ist ein leicht wasserlösliches Gas, das in Lösung in HSO<sub>3</sub><sup>-</sup> oder SO<sub>3</sub><sup>2-</sup> dissoziiert. Beide werden leicht zu Sulfationen oxidiert, wobei reaktive Superoxidradikale gebildet werden können. Erste Angriffspunkte von SO<sub>2</sub> und den Folgeprodukten sind die Membranen.

Unter SO<sub>2</sub>-Einfluß kommt es zu einer Erhöhung des Schwefelgehaltes in pflanzlichem Gewebe, wobei vor allem der Anteil des Schwefels, der als Sulfat-Ion vorliegt, ansteigt.

Eine Schwefelanreicherung nach SO<sub>2</sub>-Begasung wiesen KELLER (1981) und JÄGER et al. (1985) für Fichtennadeln, STEUBING (1986) für die Waldbodenvegetation nach.

Im Gegensatz zur Schwefeldioxid- oder Stickoxideinwirkung kommt es unter Ozoninfluß zu keiner Akkumulation eines Elementes. Chronische Ozonschädigungen äußern sich meistens in verringertem Wachstum der Pflanze, Chlorotisierung oder vorzeitigem Blattwurf. Als primäre Wirkung von Ozon wird eine Schädigung der Membran beschrieben (EVANS & TING 1973). Die Membranpermeabilität ändert sich und bewirkt neben einem unkontrollierten Efflux von Ionen aus den betroffenen Zellen auch einen Anstieg der Membranpermeabilität für Zucker und andere organische Stoffe (HEATH et al. 1974). Aus den geschädigten Zellen tritt Wasser, dem osmotischen Gradienten folgend, in die Interzellularräume aus, was äußerlich als Wasserflecke sichtbar wird (KEITEL & ARNDT 1983).

#### Chlorophyllgehalt

In einer Reihe von Untersuchungen wird der Chlorophyllgehalt, eine entscheidende Grundlage für die

Produktivität der Pflanze, als Indikator für Immissionsbelastungen benutzt. Beim Pigmentabbau handelt es sich hauptsächlich um Oxidationsreaktionen, direkte Oxidationen oder Kooxidationen von Fettsäuren (WAGNER & ELSTNER 1985).

HORSEMAN & WELLBURN (1976) fanden abfallende Chlorophyllgehalte in mit SO<sub>2</sub>-, O<sub>3</sub>- und HF-begasteten Pflanzen und ansteigende Chlorophyllgehalte nach NO<sub>2</sub>-Begasung. Bei einer Reihe von Untersuchungen im Umkreis von Emittenten war der Chlorophyllverlust mit einem SO<sub>2</sub>-Einfluß verknüpft (KATZ & SHORE 1955). Häufig wurde ein durch größere Immissionsempfindlichkeit bedingter schnellerer Abbau von Chlorophyll a als von Chlorophyll b beschrieben (BAUER & GRILL 1977, STEUBING 1979). RABE & KREEB (1980) stellten unter gemischten Immissionsbedingungen von Stuttgart keine Veränderung der Chlorophyll a/b-Relation fest.

LICHTENTHALER et al. (1985) fanden in photooxidativ geschädigten Fichtennadeln eine verringerte Chlorophyll/Carotinoid-Relation.

Die in den Thylakoiden lokalisierten Pigmente sind in verschiedenen Pigment-Proteinkomplexen angeordnet.

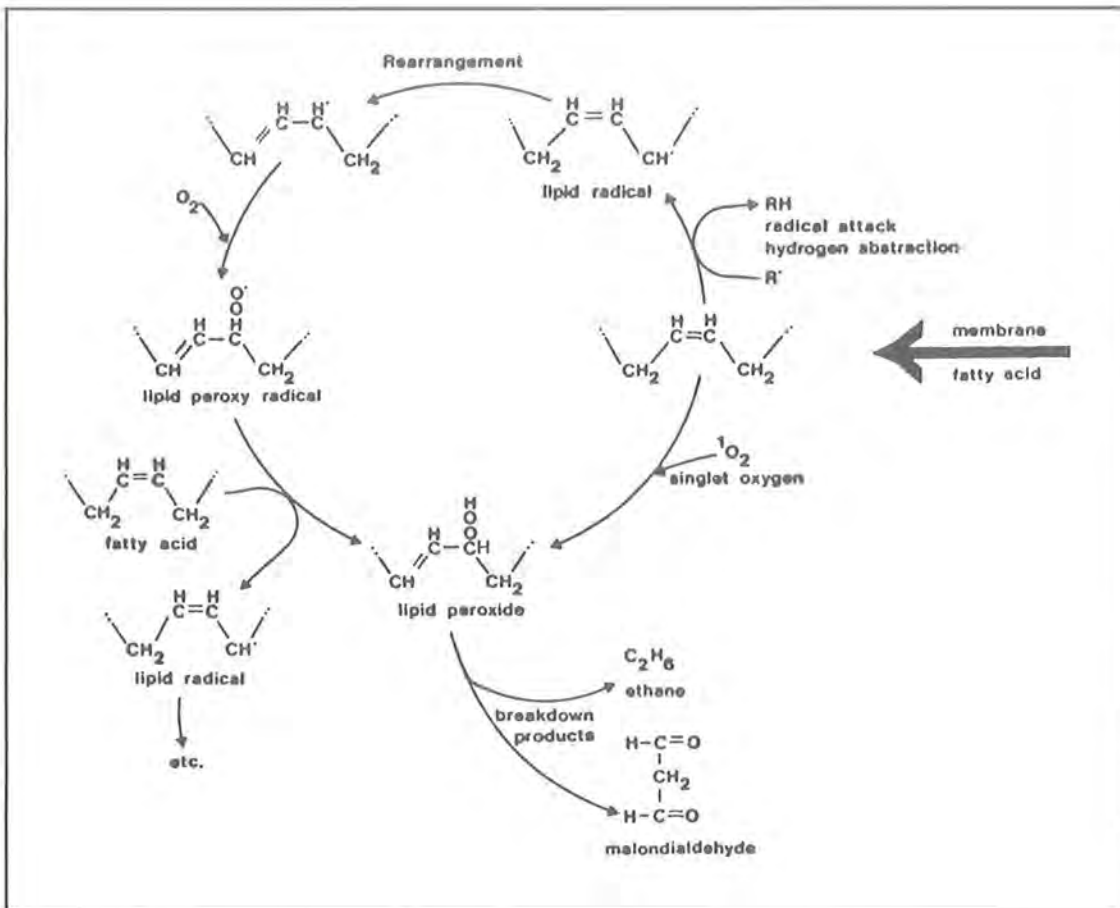
Um die Pigmente vor Photooxidation zu schützen, ist ein intaktes LHC-Apoprotein nötig. Wird die Fähigkeit des Apoproteins zerstört, seine Pigmente gegen H<sup>+</sup>-Zutritt abzuschirmen, verlieren die Pigmente ihre Photostabilität. Ist nur die Intaktheit des Apoproteins beeinträchtigt, unterliegen Chlorophylle und Carotinoide gleichzeitig der Photooxidation. Ist zusätzlich die dichte Packung der Pigmente aufgehoben, tritt eine beschleunigte Photooxidation der Chlorophylle auf (SIEFERMANN-HARMS 1988).

#### Phenolgehalt

Auch Veränderungen der Konzentration phenolischer Verbindungen können als Immissionsindikator benutzt werden, denn die nach Ozonwirkung auftretenden Blattverfärbungen sind phenolischer Natur (HOWELL 1974). YEE-MEILER (1974) fand einen mit abnehmender Entfernung zu einem HF-Emittenten ansteigenden Phenolgehalt in Fichtennadeln bei deutlich sichtbaren Schadsymptomen. Auch GRILL et al. (1975) beschrieben einen Anstieg des Phenolgehaltes in Fichtennadeln unter SO<sub>2</sub>-Einfluß, und HOWELL & KREMER (1973) beobachteten das gleiche nach Ozonwirkung an Bohnen. Ozon kann die Enzyme des Phenolmetabolismus stimulieren, was TINGEY et al. (1976) als Ursache für die beobachtete Phenolakkumulation nach einer 8-wöchigen Ozonbegasung von Ponderosa-Kiefern ansahen.

#### Prolingehalt

Der Gehalt an freiem Prolin gilt als unspezifischer Indikator für Wasserstress. Prolin reagiert schneller auf Stress als alle anderen Aminosäuren. JÄGER & KLEIN (1980) beobachteten in SO<sub>2</sub>-belasteten Fichtennadeln eine Prolinanreicherung, BODE et al. (1985) berichteten darüber bei geschädigten Fichten-



**Abb. 1:**  
Mechanismus der  
Peroxidation von  
Membranlipiden  
(verändert nach  
DODGE & GILLHAM  
1986).

nadeln. VOGELS et al. (1987) konnten nach Ozonbe-  
gasung von Klonfichten eine Erhöhung des Prolingehaltes in den Nadeln finden.

#### Schädigungen auf molekularer Ebene

Lipidperoxidation ist der durch freie Radikale in einer Kettenreaktion ausgelöste Abbau der Membranlipide (Abb. 1). Fettsäuren reagieren mit einem auslösenden Alkyldradikal und Sauerstoff zu einem Peroxiradikal, das mit einer Fettsäure zu einem Peroxid reagieren kann und so den Kreislauf schließt. Lipidhydroperoxide können mit Hilfe von Metallen zu kurzkettigen Kohlenwasserstoffen abgebaut werden, z.B. Ethan oder Malondialdehyd (MDA). Der Thiobarbitursäuretest zur Bestimmung des Malondialdehydgehaltes ist die gebräuchlichste Technik zur Bestimmung der Membranlipidperoxidation (DODGE & GILLHAM 1986).

Einen Malondialdehydanstieg beobachteten CHIA et al. (1984) nach Behandlung von Phaseolus vulgaris mit saurem Regen. HEATH et al. (1974) ermittelten nach Ozoneinwirkung auf Chlorella einen MDA-Anstieg, wobei 20% der dreifachungesättigten Fettsäuren in MDA umgewandelt wurden. Durch diese Reaktionen verändert sich die Fettsäurezusammensetzung der Membranen, insbesondere das Verhältnis Doppel- zu Einfachbindungen, und damit die Fluidität und die Permeabilität. Eine Schädigung tritt ein, wenn die Pflanzen nicht mehr in der Lage sind, die Störung zu kompensieren.

Peroxidationen können von  $O_3$ , PAN,  $SO_2$ ,  $NO_2$  ausgelöst werden (KUNERT 1985).  $NO_2$  ist selbst ein Radikal. Ozon reagiert mit Doppelbindungen zu Ozonid, das in ein Criegee Zwitterion zerfällt und mit Aldehyden oder Alkoholen Peroxide bildet.  $SO_3$ -Radikale entstehen bei Autooxidation des Sulfits zum Sulfat (ELSTNER 1983). Neben den in der sauerstoffhaltigen Atmosphäre entstehenden reaktiven Sauerstoffspezies kommt es in einer Vielzahl von Stoffwechselfvorgängen in pflanzlichen Zellen selber zur Bildung toxischer Sauerstoffspezies.

Die Zelle schützt sich durch spezielle antioxidative Systeme vor toxischen Sauerstoffformen. Dazu gehören Ascorbat,  $\alpha$ -Tocopherol, Glutathion, Carotinoide oder Enzyme wie Superoxiddismutase und Katalase (WILD 1988). Superoxiddismutase und Katalase zerstören  $O_2^-$  und  $H_2O_2$  und kontrollieren so den Level der Lipidperoxidation. Dies zeigten Untersuchungen von DHINDSA et al. (1981), die nach der vollen Blattentfaltung im Zuge der Blattalterung einen Abfall der Katalaseaktivität, verbunden mit einer Zunahme des Malondialdehydgehaltes, ermittelten.

Auch DHINDSA & MATOWE (1981) beschrieben einen gegensätzlichen Verlauf von Malondialdehydgehalt und Katalaseaktivität bei Moosen. MEHLHORN et al. (1986) berichten über einen Anstieg der Produktion von Antioxidantien in Coniferennadeln unter  $SO_2$ - und  $O_3$ -Einfluß.

### 3 Untersuchungsgebiet

Die Berchtesgadener Alpen liegen im äußersten Südosten der Bundesrepublik Deutschland und zählen zur naturräumlichen Haupteinheit der „nördlichen Kalkalpen“. Seit 1978 besteht der Alpenpark Berchtesgaden (ca. 47000ha), dessen Südteil vom Nationalpark (ca. 21000ha) gebildet wird (Abb. 2). Eines der wesentlichen Merkmale der dortigen Landschaft ist der gewaltige Höhenunterschied auf engem Raum, der eine starke Vertikalzonierung bedingt. Die Tallagen sind tief eingeschnitten und liegen bei 500 – 700m ü. NN. Der Watzmann als höchster Gipfel erreicht 2713m Höhe.

Geologisch werden die Berchtesgadener Alpen von drei Formationen aus der Zeit der Gebirgsbildung im Trias bestimmt. Die Werfener Schichten kennzeichnen sanfte, weiche Geländeformen, der Ramsaudoomit bildet mit einer Mächtigkeit von über 1000m den unteren Teil der Gebirgsstöcke und führt, wo er zutage tritt, zu ausgedehnten Schotterfeldern, während der Dachsteinkalk die schroffen, steil aufragenden Reliefe der Gebirgsstöcke einnimmt (LIPPERT 1966). Das geologische Ausgangsmaterial führt meist zur Ausbildung von flachgründigen Humuskarbonatböden mit geringem Wasserspeichervermögen.

43% der Fläche des Alpenparks sind von Wald bedeckt (WÖRNLE & BÖHMER 1979). Die kolline Laubmischwaldstufe reicht bis ca. 800m ü. NN und wird von Laubmischwaldgesellschaften bestimmt. Daran schließt sich bis etwa 1400m ü. NN die montane Bergwaldmischzone an, die Fichten-, Buchen-, Tan-

nenwaldgesellschaften umfaßt. Von ca. 1400 – 1800m ü. NN erstreckt sich die subalpine Nadelwaldstufe, in der Fichten- und Fichten-Lärchenwälder überwiegen (KÖSTLER & MAYER 1974).

Der Alpenpark liegt im Übergangsbereich des eher maritimen Alpennordrandes und des Gebietes der kontinentaleren klimatischen Bedingungen weiter östlich davon. Kennzeichnend sind die große Jahrestemperaturschwankung, sowie starke Sommerregen. Für die Meßstation Berchtesgaden betrug im langjährigen Mittel der durchschnittliche Jahresniederschlag 1514mm, die durchschnittliche Jahrestemperatur im Januar  $-2,9^{\circ}\text{C}$  und im Juli  $16,2^{\circ}\text{C}$  (NATIONALPARKVERWALTUNG BERCHTESGADEN 1981).

Die lokalklimatischen Faktoren werden sehr stark durch die Art des Reliefs und die Höhenlage beeinflusst und wechseln auf geringe Entfernungen oft erheblich. Im allgemeinen ändert sich die Temperatur um  $0,47^{\circ}\text{C}$  pro 100m (ENDERS 1979).

Das Untersuchungsjahr 1985 war ein mäßig feuchtes Jahr mit unterdurchschnittlicher Lufttemperatur und Sonnenscheindauer, aber einem sehr niederschlagsreichen August. 1986 war ein im Vergleich zum langjährigen Mittel trockenes Jahr mit geringen Sommerniederschlägen (Abb. 3, 4).

In Bad Reichenhall und am Predigtstuhl betreibt das Fraunhofer-Institut für Atmosphärische Umweltforschung Garmisch-Partenkirchen eine Immissionsmeßstation. Die in den Untersuchungsjahren gemessenen Monatsmittelwerte sind in Tab. 1 aufgeführt.

Innerhalb des Gebietes des Nationalparks Berchtesgaden und des Vorfeldes wurden verschiedene Standorte ausgewählt, dort Bioindikatorstationen ein-

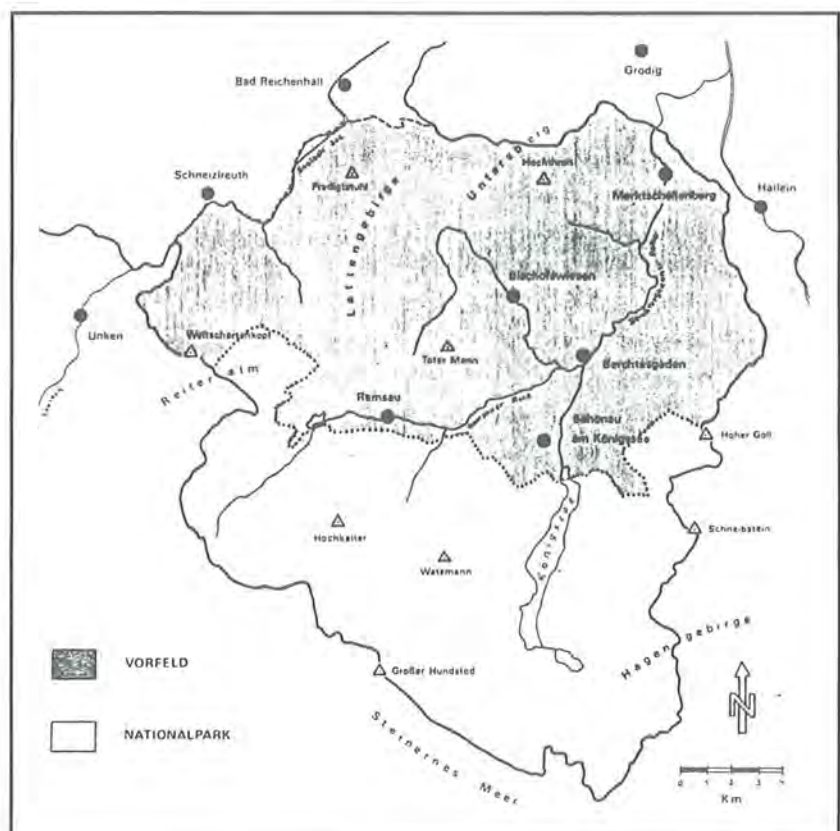
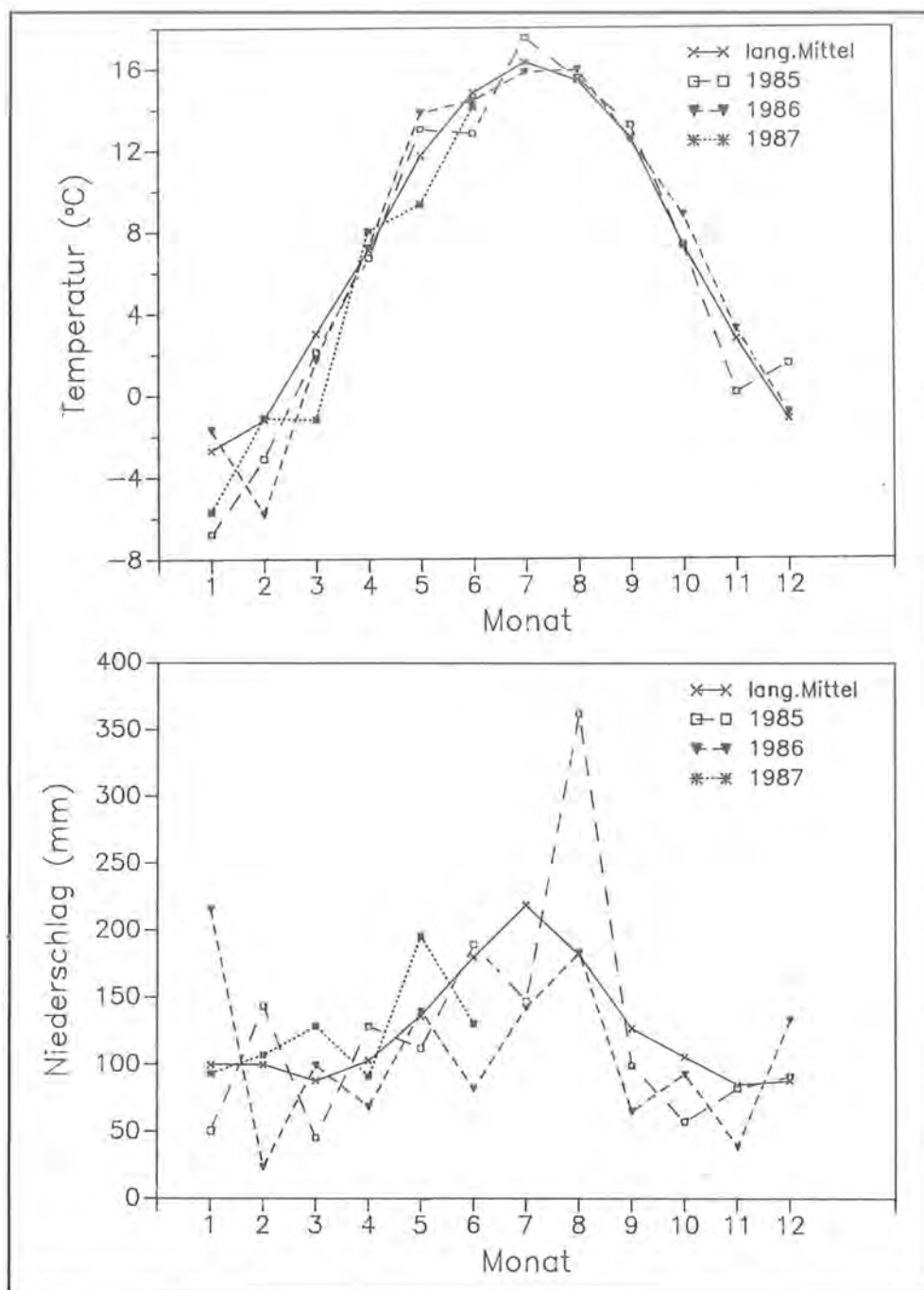


Abb. 2: Der Alpen- und Nationalpark Berchtesgaden.



**Abb. 3:**  
Lufttemperatur und Niederschlag  
in den Untersuchungsjahren 85, 86, 87  
und im langjährigen Mittel  
(Klimastation Berchtesgaden  
542m ü. NN; Deutscher  
Wetterdienst).

**Tab. 1: SO<sub>2</sub> (µg/m<sup>3</sup>), O<sub>3</sub> (ppb) Monatsmittelwerte der Stationen Bad Reichenhall und Predigtstuhl (BAYERISCHES LANDESMINISTERIUM FÜR UMWELTSCHUTZ 1986; SEILER 1988).**

**Bad Reichenhall:**

Monat	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	MW
<b>O<sub>3</sub></b>													
1985	-	19.4	27.3	36.9	39.2	35.3	43.6	35.9	26.7	12.7	13.0	16.7	27.0
1986	26.3	21.1	29.7	37.5	35.9	36.9	36.1	31.7	23.0	17.9	11.3	17.3	27.1
1987	14.7	15.2	32.6	30.2	37.9	34.0	37.5	27.7	24.1	12.7	11.9	9.9	24.0
<b>SO<sub>2</sub></b>													
1985	-	-	-	-	10.8	9.9	11.4	15.3	15.0	15.1	33.6	15.1	-
1986	-	93.2	26.3	15.4	9.9	9.3	10.9	9.1	-	-	-	-	-

**Predigtstuhl:**

Monat	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	MW
<b>O<sub>3</sub></b>													
1985	-	37.2	47.3	54.4	59.1	52.6	60.6	49.5	45.3	39.7	28.8	34.8	45.0
1986	37.4	46.5	49.5	51.5	54.7	59.5	53.1	50.8	43.0	41.6	37.0	35.4	46.7
1987	38.1	37.9	53.0	52.7	49.1	43.0	54.2	46.6	44.8	37.3	32.4	36.4	43.8
<b>SO<sub>2</sub></b>													
1985	-	-	12.5	3.9	2.2	2.2	3.1	4.7	5.7	7.4	19.0	9.3	7.1
1986	-	28.7	10.9	14.6	7.1	8.2	9.1	-	-	-	6.3	6.1	-

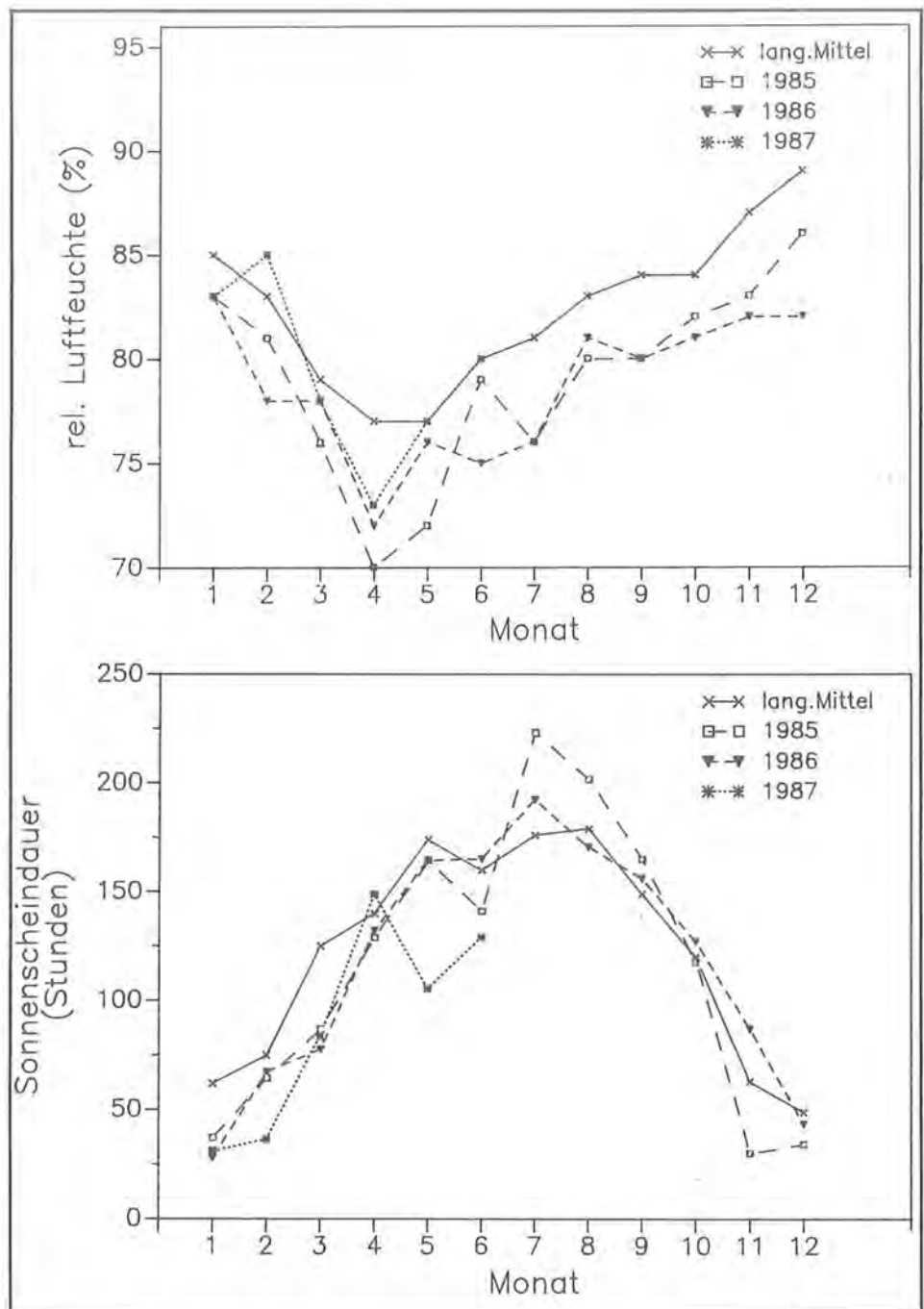
gerichtet und Vegetationsproben entnommen (Tab. 2, Abb. 5).

An den Stationen 1 – 7 wurde die Indikatorpflanze *Nicotiana tabacum* Bel W 3 exponiert. Die Stationen 1, 2, 3 lagen entlang eines nord-exponierten Höhenprofils am Jenner, die Stationen 4, 5, 6 waren im Hochkaltergebiet gelegen.

Nr. 7 befand sich im Bereich der Meßstation des Fraunhofer-Instituts in Bad Reichenhall.

An den Stationen 2, 5 und 8 – 18 wurden im Rahmen des passiven Monitoringprogrammes Proben von Standortfichten entnommen.

An der Station 4 und entlang des Schapbach-Profiles wurden Niederschlagsproben gesammelt sowie Klonfichten, Flechten und *Lolium multiflorum* exponiert.



**Abb. 4:** Relative Luftfeuchte und Sonnenscheindauer in den Untersuchungsjahren 85, 86, 87 und im langjährigen Mittel (Klimastation Berchtesgaden 542m ü. NN; Deutscher Wetterdienst).

**Tab. 2: Geographische Lage, Geologie und Bodenverhältnisse der Bioindikatorstationen.**

Nr.	Bezeichnung	m ü.NN	Exp	Koordinaten	Geologie	Boden
1	Königssee	620		7456/7326		
2	Vogelhütte	1190	NW	7650/7236	Moräne	Rendzina, Braunerde
3	Mitterkaser	1530	W	7768/7186		
4	Ramsau	660		6812/7474		
5	Eckau	1080	NO	6722/7258	Moräne	Moderrendzina
6	Diensthütte	1280	NO	6694/7226	Dachsteinkalk Bergsturz	
7	Bad Reichenhall	490		639/ 886		
8	Predigtstuhl	1610		661/ 847	Ramsaudolomit	Lockersyrosem
9	Schapbach	1000	NW	7147/7266	Moräne	Braunerde Lockersyrosem
10	Büchsenkopf	1210	SW	7524/7024	Liaskalk Tangelbodenschichten	Braunerde, Podsol Braunerde
11	Gotzental	1150	W	7519/6936	Moräne	Braunerde
12	Listsee	640			Moräne	Braunerde
13	Ekker Sattel	1440		8099/7568	Schrambachschichten	Braunerde
Schapbach Höhenprofil						
14	680	680	NW	6958/7382	Haselgebirge	Gleybraunerde
15	860	860	NW	7032/7369	Moräne	Moderrendzina
16	1000	1000	NW	7147/7266	Mergel	Pararendzina
17	1200	1200	N	7189/7091	Moräne	Moderrendzina
18	1400	1400		7350/7072	Moräne	Pararendzina
19	1550	1550	N	7225/6995		

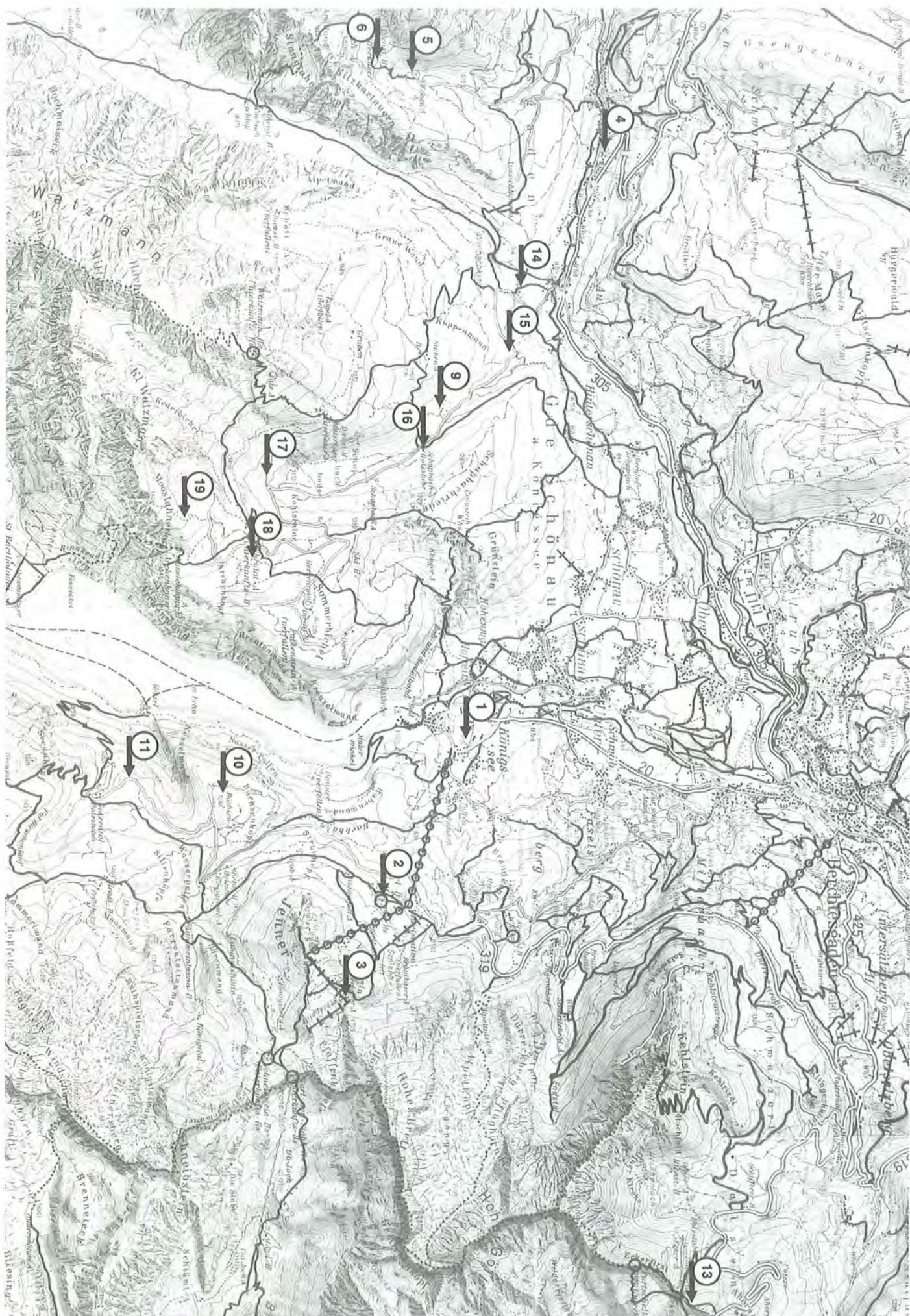


Abb. 5: Geographische Lage der Bioindikatorstationen Kartengrundlage: Topographische Karte 1:50000 Blatt L8342, L8344, L8542, L8544; Wiedergabe mit Genehmigung des Bayer. Landesvermessungsamtes München Nr. 3287/88.

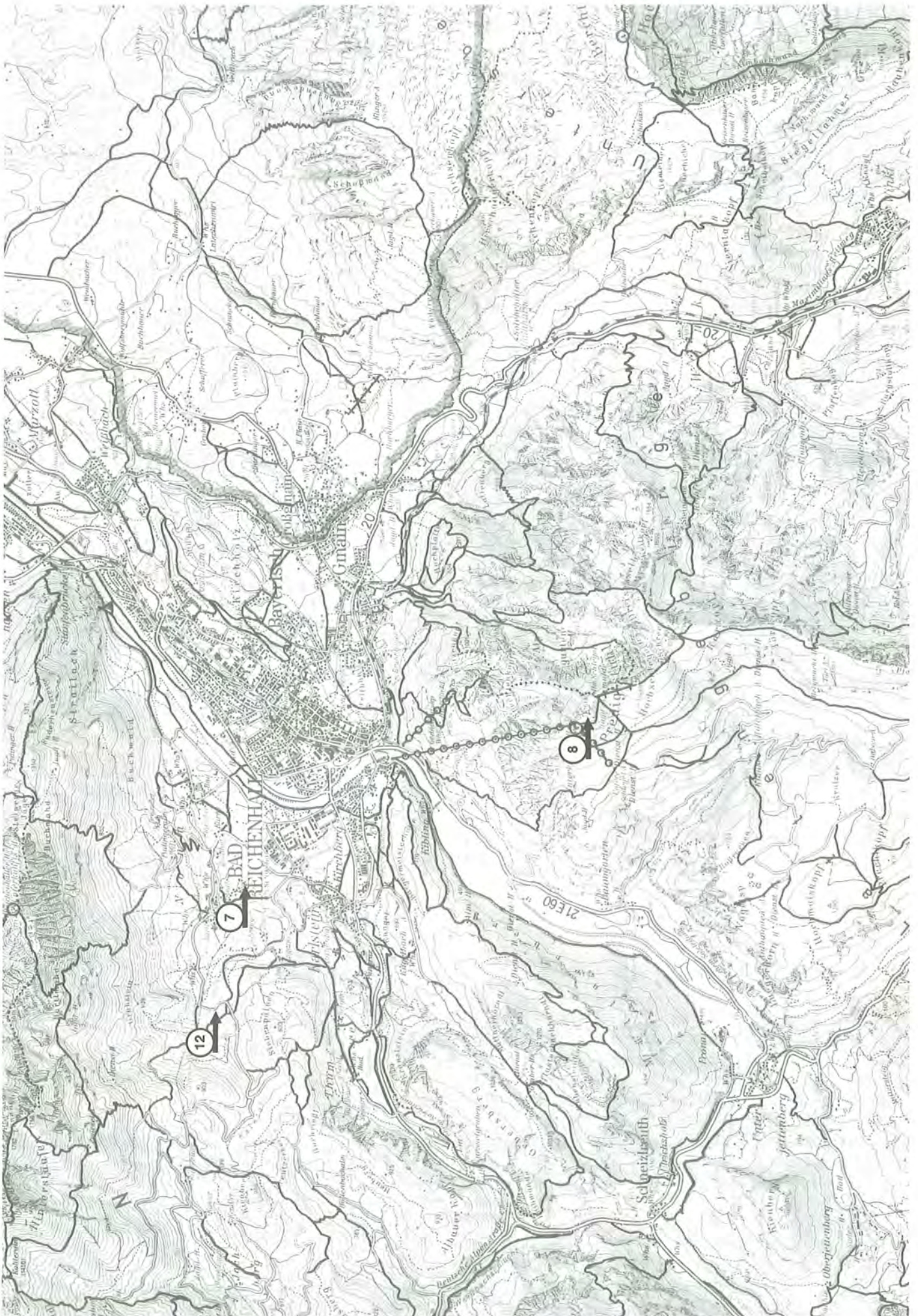


Abb. 5: Geographische Lage der Bioindikatorstationen Kartengrundlage: Topographische Karte 1:50000 Blatt L8342, L8344, L8542, L8544; Wiedergabe mit Genehmigung des Bayer. Landesvermessungsamtes München Nr. 3287/88.

## 4 Material und Methoden

### 4.1 Pflanzenmaterial und Boden

#### 4.1.1 Bioindikatoren für aktives Monitoring und deren Bewertung

##### 4.1.1.1 Hypogymnia physodes

Die Exposition der Blattflechte *Hypogymnia physodes* erfolgte in Anlehnung an die VDI-Richtlinie 3793 (1985). Die Flechten wurden von Fichten aus dem Gebiet des Hintersees (ca. 800m ü. NN) mit ihrer Borkenunterlage ausgestanzt und zu je 10 Parallelen in Holztafeln befestigt. Zur Einbettung der Exponate wurde die Kunststoffmasse Terostat verwendet. Die Exposition dieser Tafeln erfolgte nach Norden gerichtet, in 1,50m Höhe über dem Erdboden. Sie begann im Juni 1986 an 6 Stationen entlang des Höhenprofils, in Bad Reichenhall und am Predigtstuhl. Um den zeitlichen Schädigungsverlauf zu erfassen, wurden die einzelnen Flechtenexponate monatlich fotografiert. Dazu wurden sie vorher durch Befeuchtung in maximalen Quellungszustand gebracht. Als Meßgröße diente der Anteil abgestorbener Thallusfläche, der in einer Stufenskala (0–8) bonitiert wurde (Tab. 3).

Tab. 3: Bonitieringsschema der *Hypogymnia physodes* Exponate (PRINZ & SCHOLL 1975).

Schadklasse	mittlerer Schädigungsgrad (%)	rechnerisches Schätzintervall (%)
0	3	0 – 6.2
1	12.5	6.3 – 18.7
2	25	18.8 – 31.2
3	37.5	31.3 – 43.7
4	50	43.8 – 56.2
5	62.5	56.3 – 68.7
6	75	68.8 – 81.2
7	87.5	81.3 – 93.7
8	96.5	93.8 – 100

##### 4.1.1.2 *Nicotiana tabacum* Bel W 3

Als empfindlich und sehr spezifisch gegenüber Ozonwirkungen hat sich die amerikanische Tabakpflanze *Nicotiana tabacum* Bel W 3 erwiesen (HEGGE-STADT 1966, JACOBSON & YONKERS 1977). Pflanzen dieser Art wurden im Jenner- und im Hochkaltergebiet an je 3 Stationen unterschiedlicher Seehöhe und an einer Station in Bad Reichenhall im Bereich der Meßstation des Fraunhofer-Institutes für Atmosphärische Umweltforschung Garmisch-Partenkirchen ausgesetzt.

Die Pflanzen wurden in Gießen im Gewächshaus in Fruhstorfer Einheitserde ausgesät, nach ca. 3 Wochen pikiert und nach weiteren 4 Wochen vereinzelt. War das Entwicklungsstadium von 4 Blättern erreicht, erfolgten der Transport nach Berchtesgaden und die Exposition ins Freiland. Die Pflanzen wurden in

Tab. 4: Blattschädigung und Bonitierungsklassen.

Bonitierungs-skala	Schädigung pro Blattfläche	Schadensausmaß
0	keine Schädigung	
1	1 – 5%	erkennbar
2	6 – 15%	markant
3	16 – 30%	stark
4	31 – 60%	sehr stark
5	60 – 99%	total geschädigt
6	100%	abgestorben

einem Expositionsgefäß mit halbautomatischer Wasserversorgung ausgesetzt, das aus einer Anpflanzschale, einem Wasserbehälter und einem schwarzen Übertopf bestand. Von der Erde der Anpflanzschale reichten zwei Dochte bis auf den Grund des Wasserbehälters, wodurch das darin befindliche Wasser der Pflanze zur Verfügung stand.

An jeder Meßstation wurden 5 Töpfe mit je einer Tabakpflanze ausgesetzt. Die Exposition erfolgte über einen Zeitraum von 2 Wochen, danach wurden die Pflanzen auf optisch sichtbare Schäden hin untersucht und durch neue Individuen ersetzt. Die Pflanzen wurden innerhalb eines Schutzzaunes aus Holz exponiert, der einerseits eine Beschattung bewirkte und andererseits die Pflanzen vor Fraß schützte.

Zur Beurteilung der Immissionbelastung hat sich die Nekrosenbildung der Blätter als Indikator bewährt (FAENSEN-THIEBES 1983, RABE 1978). Die Bonitierung der Stärke der Blattschädigung erfolgte nach STEUBING (1982). Dazu wurde die Schädigung jedes Blattes in Prozent der Blattfläche bewertet und diese Angabe in eine Skala von 6 Stufen übertragen (Tab. 4).

Danach wurde die mittlere Blattschädigung pro Pflanze (Formel 1) und die mittlere Blattschädigung pro Station berechnet.

$$\text{Formel 1: } \frac{\text{mittlere Blattschädigung pro Pflanze}}{\text{pro Pflanze}} = \frac{\sum \text{Einzelblattschädigungen}}{\text{Anzahl der Blätter}}$$

1985 wurden vom 28. 6. – 11. 9. Pflanzen exponiert und 1986 vom 5. 6. – 10. 9.. Das Ende der Exposition war jeweils durch die Witterung bedingt, da *Nicotiana tabacum* unter Frostbedingungen nicht mehr einsatzfähig ist. Auch während der Expositionszeit kam es vereinzelt an den höchstgelegenen Stationen zu witterungsbedingten Ausfällen der Pflanzen.

##### 4.1.1.3 *Lolium multiflorum*

Das aktive Monitoring mit welschem Weidelgras stellt ein sehr ausgereiftes Bioindikationsverfahren dar und ist durch eine VDI-Richtlinie (3792) standardisiert. In Anlehnung an diese Richtlinie wurde *Lolium multiflorum* im Untersuchungsgebiet exponiert. Dazu wurden Pflanzen im Gewächshaus in Gießen in Fruhstorfer Einheitserde angezogen und vor dem Ausbringen ins Freiland auf 4cm Halmlänge zurückgeschnitten. Die Exposition erfolgte wie bei *Nicotiana tabacum* mit halbautomatischer Wasserversorgung, wobei Dochte das Wasser aus dem Wasserbehälter in die An-



pflanzschale transportierten. Die Behälter wurden in 1 m Höhe über dem Erdboden auf in die Erde eingebrachten Pfähle ausgesetzt. Die Exposition erfolgte entlang des Höhenprofils am Watzmann und zusätzlich in Bad Reichenhall und am Predigtstuhl. Nach 4, 8, 12 und 16 Wochen wurde das Gras zurückgeschnitten, gewogen, bei 80° C im Trockenschrank getrocknet und in einer Kaffeemühle zerkleinert.

#### 4.1.1.4 Picea abies – Klonfichten

Von Mai bis Juni 1986 wurden auf den Probeflächen genetisch einheitliche Jungfichten exponiert. Die geklonten Fichten stammten von der Hessischen Forsteinrichtung (Klonbezeichnung Wösterhoff). Die Pflanzen befanden sich in einem schwarzen Überkopf, der am Grund Öffnungen besaß und so eine Aufnahme bzw. einen Abfluß von Wasser ermöglichte. Die Töpfe mit den Klonfichten wurden ca. 5cm tief in die Erde eingegraben. Die Entnahme der Nadelproben erfolgte im Oktober 1986 und 1987, nach Nadeljahren getrennt; die Aufarbeitung wurde wie bei den Standortfichten durchgeführt.

#### 4.1.2 Bioindikatoren für passives Monitoring und deren Bewertung

##### 4.1.2.1 Picea abies

In den Testgebieten wurden im Sommer 1985 100 Bäume der Art Picea abies ausgewählt. Die Fichte ist durch ihre großräumige Verbreitung ein wertvoller Indikator für Schadstoffbelastungen, der auch ernährungskundlich gut bearbeitet ist. Außerdem sind die Nadeln mehrere Jahre Sommer wie Winter atmosphärischen Einflüssen ausgesetzt.

Die untersuchten Bäume waren mindestens 60 Jahre alt und im Bestand herrschend oder mitherrschend. Deutliche Unterschiede des Gesundheitszustandes innerhalb der Bestände ermöglichten es in der Regel, 2 benachbart stehende Fichten zu finden, die sich in ihrem Gesundheitszustand deutlich unterschieden. Hauptkriterium für die Einteilung der Fichten in Schadstufen war die Kronenverlichtung. Die Bonitierung erfolgte in Anlehnung an die in der Waldschadensinventur Bayern festgelegten Stufen (KENNEL 1984, 1985) (Tab. 5). Zur Verminderung subjektiver Einflüsse bei der Schadansprache wurde zur Bewertung eine farbige Anleitung zur Diagnose und Klassifizierung der Waldschäden herangezogen (BAUER 1985).

Die Schadstufen 0 und 1 werden als relativ gesunde Bäume zusammengefaßt, da die Schadstufe 1 als Warnstufe zu verstehen ist und ein Nadelverlust bis 25% von Waldbäumen regeneriert werden kann. Auch vermindert eine geringe Entnadelung meist nur die Schattennadeln, die wenig zur Nettoassimilation beitragen (SCHRÖTER & ALDINGER 1985). Diesen gegenübergestellt werden die Fichten der Schadstu-

Tab. 5: Beurteilungskriterien zur Einteilung der Fichten in Schadstufen.

Schadstufe	Schadsymptome
0 = gesund	Nadelverluste bis 10 %
1 = schwach geschädigt	Nadelverluste 11 – 25 % Krone verlichtet
2 = mittelstark geschädigt	Nadelverluste 26 – 60 % Krone stark verlichtet
3 = stark geschädigt	Nadelverluste über 60 % Transparenz der Krone

fen 2 und 3, die als geschädigte Bäume eingestuft werden.

#### Entnahme

Die Entnahme der Fichtennadeln erfolgte im Oktober, d.h. gegen Ende der Vegetationsperiode, da zu diesem Zeitpunkt die Schwankungen des Mineralstoffgehaltes der Nadeln am geringsten sind (STEFAN 1971). Zur Standardisierung der Probenentnahme wurden Zweige aus dem oberen Kronenbereich in der Höhe des 7. Quirls entnommen. Die Ernte führten Zapfenpflücker durch, die den Baum mit Steigeisen bestiegen und die Probeäste abschnitten. Dadurch konnte vermieden werden, die Bäume fällen zu lassen, und es war möglich, mehrfach zeitlich nacheinander von demselben Baum Proben zu entnehmen.

Vom 1. – 7. Oktober 1985 wurden 100 Fichten beprobt, an den Standorten Eckau, Schapbach, Büchsenkopf je 20 und an den Standorten Vogelhütte, Gotzental, Predigtstuhl, Listsee je 10 Bäume. 1986 erfolgte die Ernte vom 13. – 17. Oktober. Es wurden dieselben Fichten wie 1985 beerntet, jedoch die Anzahl der Bäume an den Standorten Eckau, Schapbach und Büchsenkopf auf 10 Bäume reduziert. Zusätzlich wurden entlang eines Höhenprofils im Watzmanngebiet beginnend bei 680m ü. NN bis 1400m ü. NN alle 200 Höhenmeter von je 4 Fichten Zweige entnommen.

1987 erfolgte am 14. Oktober eine auf 14 Bäume beschränkte Entnahme (Eckau, Büchsenkopf).

#### Aufarbeitung

Die Weiterverarbeitung der geernteten Zweige erfolgte noch am Tag der Probennahme. Dabei war es nötig, die Nadeln nach Jahrgängen getrennt zu verarbeiten, da der Schadstoffgehalt der Nadeln auch vom Alter abhängig ist und Mischproben die Immissionswirkung nur unvollständig widerspiegeln. Es wurden die vier jüngsten Jahrgänge entnommen. Die Bezeichnung der Nadeljahrgänge erfolgt aufsteigend mit dem Alter, d.h. der im jeweiligen Jahr neu ausgetriebene Nadeljahrgang wird als 1. NJ bezeichnet, der im Vorjahr gebildete als 2. NJ. Mit dem Material wurde wie folgt verfahren:

- zum Teil wurde es frisch für Versuche verwendet
- zum Teil wurden die Nadeln mit der Schere an der Basis abgetrennt, in Polyethylenfläschchen überführt, sofort in flüssigem Stickstoff tiefgefroren, und anschließend wurde in einem Gefriertrockner das Wasser entzogen.

- zum Teil wurde das Probenmaterial im Trockenschrank bei 80° C getrocknet und danach in einer Kaffeemühle zu einem feinen Pulver zermahlen.

#### Bodenproben

Im Stammfußbereich jeder Fichte erfolgte 1985 die Entnahme von Bodenproben mit Hilfe eines Bohrstockes. Eine Probe wurde als Mischprobe durch Einstiche in allen 4 Himmelsrichtungen gewonnen. Für die weiteren Untersuchungen wurde die Probe an der Luft getrocknet, durch ein 2mm Maschennetz gesiebt und anschließend in einer Kugelmühle der Firma Retsch zerkleinert.

#### 4.1.2.2 Larix decidua, Acer pseudoplatanus

In das passive Monitoringprogramm integriert waren Untersuchungen an Lärche und Bergahorn. An den Standorten Eckau, Schapbach, Büchsenkopf wurden im September 1985 und im September 1986 je 5 Individuen jeder Art, insgesamt 15 Lärchen und 15 Bergahorne, beerntet. Die Entnahme erfolgte aus dem oberen Kronenbereich. Am 10. 8. 1987 wurden 5 Lärchen und 5 Bergahorne am Standort Büchsenkopf beerntet und neben Zweigen aus dem oberen auch Zweige aus dem unteren Kronenbereich entnommen. Zur weiteren Aufarbeitung wurde das Blattmaterial entweder im Trockenschrank bei 80° C getrocknet und anschließend in einer Kaffeemühle pulverisiert oder in flüssigem Stickstoff schockgefroren und danach gefriergetrocknet.

### 4.2 Niederschlagsuntersuchungen

Entlang der 5 Stationen des Höhenprofils wurden Niederschlagssammler aufgestellt. Die Gefäße entsprachen dem von der Hessischen forstlichen Versuchsanstalt entwickelten Typ Münden mit 100cm<sup>2</sup> Auffangfläche (HESSISCHE FORSTLICHE VERSUCHSANSTALT 1983). An jeder Station wurde sowohl der Niederschlag nach dem Durchgang durch den Bestand, die Kronentraufe, als auch der Niederschlag auf einer benachbarten Freifläche erfaßt.

Die Entleerung der Sammelgefäße erfolgte 1986 im Zeitraum vom 20. 6. – 19.10. und 1987 vom 10. 6. – 12. 10. in 14tägigem Abstand. In Gießen wurden pH-Wert, Leitfähigkeit und Kationenkonzentrationen (Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mn<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup>) bestimmt.

### 4.3 Analysemethoden

#### Nadellänge

Die Ermittlung der Nadellänge erfolgte in 20 Parallelmessungen mit getrocknetem Material.

#### Trockensubstanz

Zur Ermittlung der Trockensubstanz wurden 1 Gramm frische Nadeln bei 105° C getrocknet und danach das Gewicht mit einer Analysenwaage bestimmt. Anschließend wurde der Quotient Frischgewicht/Trockengewicht berechnet.

#### Schwefel

Die Bestimmung des Gesamtschwefelgehaltes erfolgte mit einem Sulfur Determinator SC 32 der Firma Leco Corporation, St. Joseph Michigan, USA. Das Gerät ermöglicht eine direkte Verarbeitung des getrockneten und pulverisierten Pflanzenmaterials. Die Probe wurde bei 1400° C unter Sauerstoffzufuhr oxidiert. Dabei wird der in der Probe vorhandene Schwefel in Schwefeldioxid überführt, dessen Konzentration mit einem Infrarotdetektor bestimmt wird. Als Eichstandard diente Koksstaub der Firma Leco mit einem Schwefelgehalt von 5mg/g TG ± 0,2. Die untere Nachweisgrenze des Gerätes liegt bei einem Schwefelgehalt von 50µg/g TG.

#### Nährelemente

Vom getrockneten Pflanzenmaterial wurden 100 mg in einem Porzellantiegel 12 Stunden bei 500° C verascht. Nach dem Abkühlen wurde die Asche mit aqua demin. angefeuchtet und nach Zugabe von 5 ml 20%iger Salpetersäure bis zum Sieden erhitzt. Der Tiegelinhalt wurde über ein Filter in einen Meßkolben überführt und mit aqua demin. auf 50ml aufgefüllt. Dieses Filtrat diente als Meßlösung für die Kationen. Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup> und Ca<sup>2+</sup> wurden an einem Flammenphotometer der Firma Eppendorf Gerätebau, Netheler Hinz GmbH, Hamburg, Mn<sup>2+</sup> und Mg<sup>2+</sup> an einem Atomabsorptionsgerät SP90 der Firma UNICAM, Cambridge/England, gemessen.

Als Eichlösungen dienten Titrisol Standardlösungen der Firma Merck, Darmstadt, in den entsprechenden Verdünnungen.

Die Richtigkeit der verwendeten Analyseverfahren wurde mit den Standardreferenzmaterialien Orchard Leaves (NBS SRM 1571) und Pine Needles (NBS SRM 1575) überprüft.

Die Bestimmung der Elemente Na, K, Ca, Mg, Mn im Boden erfolgte ebenfalls nach salpetersaurem Aufschluß.

#### Stickstoff

Die Analyse wurde nach dem Kjeldahlverfahren durchgeführt (BREMNER 1960). Dabei wurden 100mg Pflanzensubstanz unter Zugabe von konzentrierter Schwefelsäure, Selenreaktionsgemisch, Kaliumsulfat und Kupfersulfat in einem Kjeldahlkolben bis zur Klärung der Lösung ca. 10 Stunden erhitzt. In einer Destillationsapparatur wurde durch Kochen der Lösung mit NaOH Ammoniak abdestilliert, der in Borsäurelösung mit Mischindikator aufgefangen wurde. Die entstandene Ammoniumboratlösung wird gegen 0,1 % HCl bis zum Farbumschlag von grün nach violett titriert und über den HCl Verbrauch der Gesamtstickstoffgehalt des Pflanzenmaterials berechnet.

#### Leaching Experiment

Zu 1g frische Nadeln wurden 20ml aqua demin. gegeben und nach einer Inkubationszeit von 20 Stunden das Auswaschwasser abfiltriert. Von den Filtraten wurde die Leitfähigkeit, der pH-Wert und die Konzentration von Natrium-, Kalium-, Calcium-, Magnesium-

und Manganionen bestimmt. Die Leitfähigkeit wurde mit einem Leitfähigkeitsmeßgerät der Firma Hoelzle & Chelius KG, Neu Isenburg, gemessen. Die Messung des pH-Wertes erfolgte mit einer Glaselektrode, die an ein pH-Meter der Firma Ingold, Frankfurt, angeschlossen war.

#### Pigmentgehalt

Die quantitative Pigmentanalyse wurde nach der Methode von LICHTENTHALER & WELLBURN (1983) durchgeführt.

50mg gefriergetrocknetes Fichtenmaterial wurden mit etwas Quarzsand in 10ml Aceton (80%, v/v) homogenisiert, quantitativ auf eine Glasfritte überführt und in ein Reagenzglas abgesaugt. Von dem klaren Filtrat wurde in einem Spektralphotometer DU-6 der Firma Beckman Instruments INC, Irvine California, bei 663, 646 und 470nm die Extinktion bestimmt. Mit Hilfe der Formeln 2, 3, 4 wurde aus den Extinktionen (Ex) die Konzentration von Chlorophyll a ( $C_a$ ), Chlorophyll b ( $C_b$ ) und der Gesamtcarotinoidgehalt ( $C_{x+c}$ ) berechnet.

$$\text{Formel 2 } C_a = 12,21 \cdot \text{Ex}_{663} - 2,81 \cdot \text{Ex}_{646}$$

$$\text{Formel 3 } C_b = 20,13 \cdot \text{Ex}_{646} - 5,03 \cdot \text{Ex}_{663}$$

$$\text{Formel 4 } C_{x+c} = \frac{1000 \cdot \text{Ex}_{470} - 3,27 \cdot C_a - 104 \cdot C_b}{229}$$

Im Anschluß wurde der Gesamtchlorophyllgehalt  $C_a + C_b = C_{a+b}$  und die Verhältnisse  $C_a/C_b$  und  $C_{a+b}/C_{x+c}$  berechnet.

#### Phenole

Die Bestimmung der Phenole erfolgte mit Folin-Reagenz (ESTERBAUER et al. 1975). 50mg gefriergetrockneter Nadeln wurden in 10ml aqua demin. homogenisiert und das Homogenat mit Wasserstrahlpumpenvakuum über eine Glasfritte filtriert. Der entstandene Extrakt wurde in einer Verdünnung 1:10 analysiert. Dazu wurden zu 1ml verdünnten Extraktes 8ml der Lösung III und 1ml Folin Reagenz (mit Aqua demin. auf Säurestärke von 1,5N verdünnt) gegeben. Das Gemisch wurde in siedendem Wasserbad 30 min. erhitzt und anschließend die Extinktion der blaugefärbten Probe bei 620nm gegen einen Blindwert ermittelt.

Lösung I: 0,1n NaOH enthält 2%  $\text{Na}_2\text{CO}_3$

Lösung II: 1% Na-Citrat mit 0,5%  $\text{CuSO}_4$

Lösung III: 50ml I und 1ml II (stets frisch angesetzt)

Eine genaue Bestimmung der absoluten Phenolmenge ist mit dieser Methode nicht möglich. Geht man von einem mittleren molaren Extinktionskoeffizienten von 12200 aus, kann man den Phenolgehalt annähernd berechnen.

#### Prolin

Die Bestimmung der Aminosäure Prolin wurde mit gefriergetrocknetem Material nach der Methode von BATES et al. (1973) durchgeführt. 50 mg des Pflanzenmaterials wurden in 5ml 3%-iger Sulfosalicylsäure mit Quarzsand homogenisiert und über eine Glas-

fritte filtriert. 2ml des Filtrats wurden mit 2ml Eisessig und 2ml einer Reaktionslösung (2,5g Ninhydrin, 60ml Eisessig, 40ml 6M Phosphorsäure) 1 Stunde im siedenden Wasserbad inkubiert. Danach wurde die Reaktion in Eiswasser abgestoppt und der gebildete Farbkomplex in 4ml Toluol extrahiert. Die Extinktion der Toluolphase wurde in einem DU-6 Spektrophotometer der Firma Beckman Instruments, Irvine/California, bei 546nm gegen reines Toluol gemessen. Die Berechnung des Prolingehaltes erfolgte mit einer mit reinem Prolin hergestellten Eichkurve.

#### Katalase

Zur Bestimmung der Katalaseaktivität wurden 300mg gefriergetrocknetes Nadelmaterial in 20ml Phosphatpuffer pH=7,2 mit Quarzsand homogenisiert. Als Substrat wurden 5ml  $\text{H}_2\text{O}_2$  zugegeben und sofort eine Minute lang die Menge des sich entwickelnden Sauerstoffs gemessen. Das Ergebnis gibt die von 300mg gefriergetrocknetem Fichtenmaterial in einer Minute entwickelte Sauerstoffmenge in ml an.

#### Malondialdehyd

Die Bestimmung von Malondialdehyd (MDA) nach der sogenannten TBA-Reaktion (HEATH & PACKER 1968) gilt als Maß für die Stärke der Lipidperoxidation und damit für den Grad der Membranzerstörung (DHINDSA & MATOWE 1981). Dazu wurden 50mg gefriergetrocknetes Material des 2. NJ mit etwas Quarzsand in 10ml aqua demin. homogenisiert und anschließend über eine Glasfritte filtriert. 3 ml des Filtrats wurden mit 3ml 0,5%-iger Thiobarbitursäure in 20%-iger Trichloressigsäure 30 min. in einem siedenden Wasserbad erhitzt und danach sofort in Eiswasser gestellt. Von diesem Gemisch wurde die Extinktion bei 532nm bestimmt und davon die nicht spezifische Extinktion bei 600nm abgezogen. Die Konzentration von Malondialdehyd wurde über den spezifischen Extinktionskoeffizienten von 155 berechnet (HEATH et al. 1974).

#### Rasterelektronenmikroskopische Untersuchungen

Zur Untersuchung der Epikutikularwachse und des Pilzbefalles mittels Rasterelektronenmikroskopie eignen sich luftgetrocknete Fichtennadeln. Die Nadeln wurden mit Leitsilber auf spezielle Objektträger gebracht und im Sputterverfahren mit Gold beschichtet. Die so vorbereiteten Proben wurden an einem Rasterelektronenmikroskop Stereoscan S4 der Firma Cambridge Scientific Instruments Limited im Strahlencentrum der Justus-Liebig-Universität untersucht.

#### 4.4 Statistische Auswertung der Untersuchungsergebnisse

Die statistische Auswertung der Rohdaten erfolgte mit dem Hochschulrechner der Justus-Liebig-Universität Gießen. Alle benutzten Programme entstammten dem Programmsystem SPSS (Statistical Package for Social Sciences).

Die Stärke des Zusammenhanges der an den Fichten untersuchten Parameter intervallskalierter Daten wurde mit dem Pearsonschen Korrelationskoeffizien-

ten berechnet, ordinalskallierter Daten mit dem Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman (KÖHLER et al. 1984).

- \* mit 95 % Wahrscheinlichkeit besteht eine Korrelation
- \*\* mit 99 % Wahrscheinlichkeit besteht eine Korrelation
- \*\*\* mit 99,9 % Wahrscheinlichkeit besteht eine Korrelation

pH-Werte wurden erst in  $H^+$ -Ionenkonzentrationen umgerechnet und danach die Berechnungen durchgeführt. Bei den niederschlagsanalytischen Ergebnissen wurde bei der Mittelwertbildung die jeweilige Regenmenge mit berücksichtigt.

Abkürzungen:

MW	Mittelwert
s	Standardabweichung
Min	Minimum
Max	Maximum
NJ	Nadeljahrgang
TG	Trockengewicht
FG	Frischgewicht

# 5 Ergebnisse

## 5.1 Wirkungserhebungen an Hypogymnia physodes

Die Thallusoberfläche von *Hypogymnia physodes* ist im gesunden Zustand grün bis graugrün. Als komponentenunspezifischer Indikator reagiert diese Art allgemein auf Immissionseinflüsse mit einer Ausbleichung und Weißfärbung der Thallusoberfläche (SCHÖNBECK 1969, HOLOPAINEN 1984, GUDERIAN et al. 1985). Während der Expositionszeit kam es an allen Stationen zu deutlichen Thallusnekrosen. Tab. 6 zeigt die monatlich bonitierten Schadklassen aller Stationen an. Vereinzelt fehlende Werte sind durch falsche Belichtung und damit Entfall der Bonitierung bedingt.

**Tab. 6: Monatliche Thallusschädigungen an *Hypogymnia physodes* im Alpen- und Nationalpark Berchtesgaden.**

Seehöhe der Station	Monat						
	6	7	8	9	10	12	2
490	1	1.9	2.5	2.8	3.2	3.2	3.3
660	1	2.0	2.4	2.7	3.7	3.8	—
860	1	1.9	2.4	—	3.9	3.9	3.9
1000	1	2.2	3.3	3.6	4.3	4.3	4.3
1200	1	2.3	3.3	3.8	4.0	4.1	—
1400	1	2.3	3.2	3.7	4.3	—	4.3
1550	1	2.1	3.5	4.0	4.4	5.0	—
1610	1	2.4	3.4	3.9	4.6	5.0	5.2

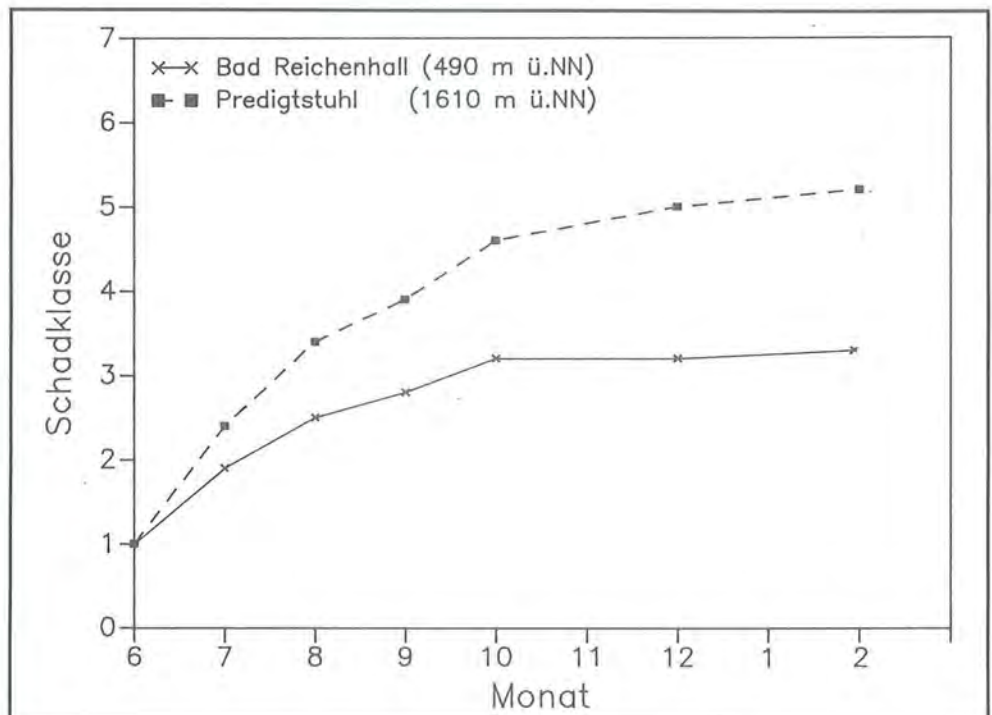
Am Ende der Expositionszeit wiesen die *Hypogymnia physodes* Exponate eine Gesamtschädigung zwischen Schadklasse 3.3 und 5.2 auf. An der Station Bad Reichenhall nahmen die Schädigungen an *Hypogymnia physodes* im Untersuchungszeitraum um zwei Schadklassen zu. Deutlich höher waren die am Predigtstuhl bonitierten Thallusnekrosen, wo eine Zu-



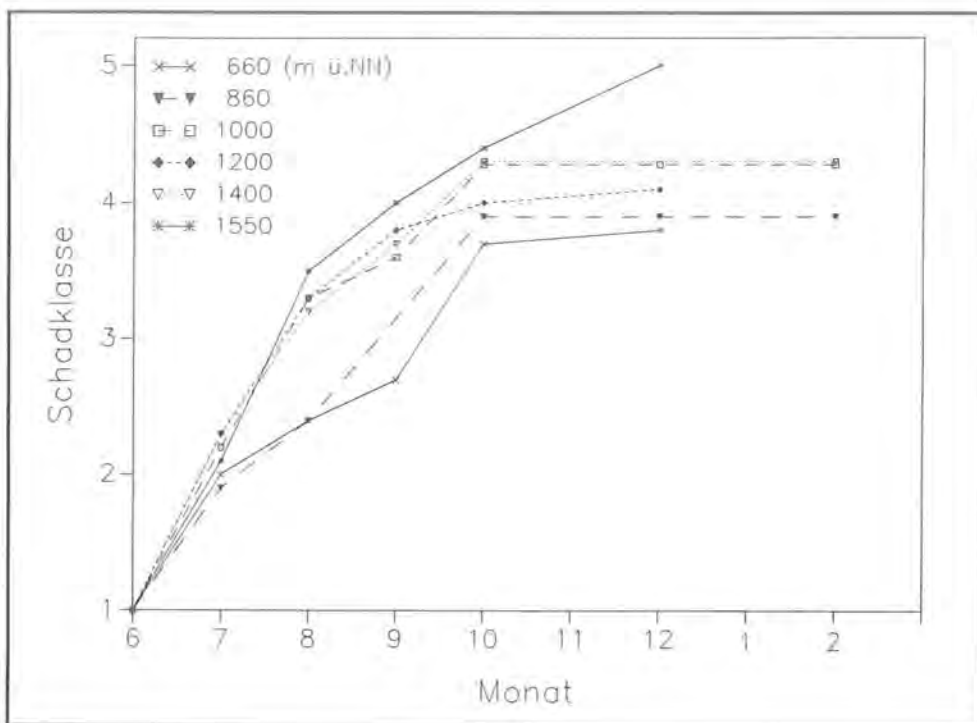
**Abb. 6.** Exponat der Blattflechte *Hypogymnia physodes*; Thallus deutlich grün gefärbt.



**Abb. 7:** Exponat der Blattflechte *Hypogymnia* mit starken Thallusausbleichungen.



**Abb. 8:** Schädigungsverlauf bei *Hypogymnia physodes* in Hoch- und Tallage.



**Abb. 9:** Schädigungsverlauf bei *Hypogymnia physodes* entlang des Höhenprofils im Nationalpark Berchtesgaden.

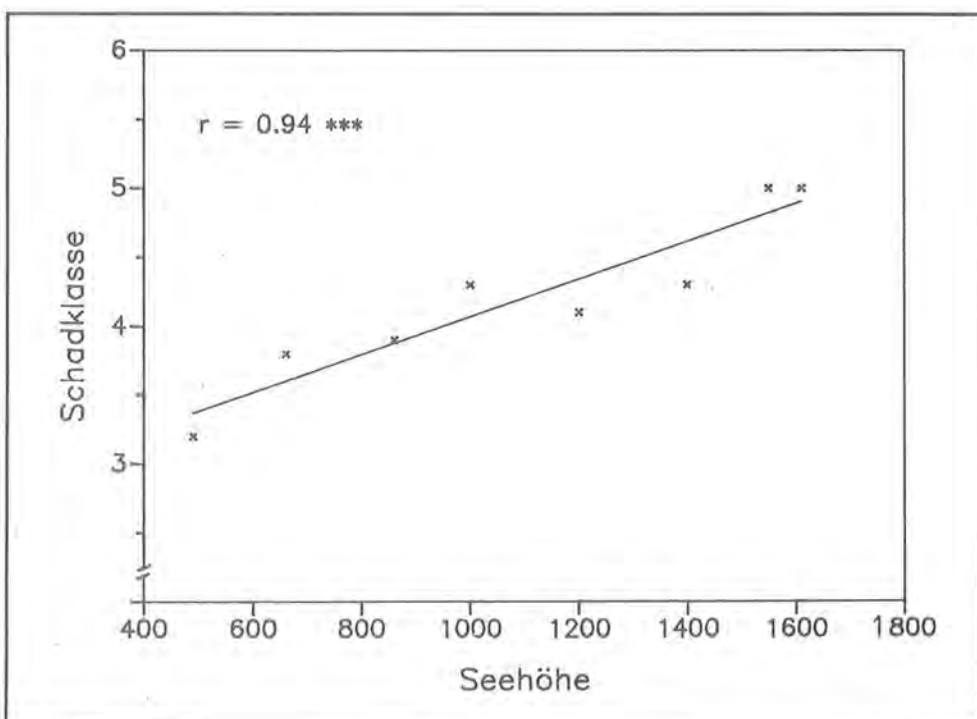
nahme um vier Schadklassen verzeichnet wurde (Abb. 8). Die an den Stationen des Höhenprofils aufgetretenen Thallusnekrosen lagen im Ausprägungsgrad zwischen den beiden genannten (Abb. 9).

Der Entwurf zur VDI-Richtlinie gestattet die Zuordnung eines Belastungsindex für jede Untersuchungsstation. Die Skala ist zwölfstufig. Belastungsindex 1 erhalten Stationen, an denen keine Beeinträchtigungen der Flechten beobachtet wurden. Nach diesem Schlüssel, der als Luftqualitätskriterium gilt, müssen die Meßstationen im Untersuchungsgebiet als gering bis mittel belastet gelten (Index 3 und 4). Hierbei ist jedoch zu berücksichtigen, daß anstelle der in der VDI-Richtlinie vorgeschlagenen 300tägigen Exposition in

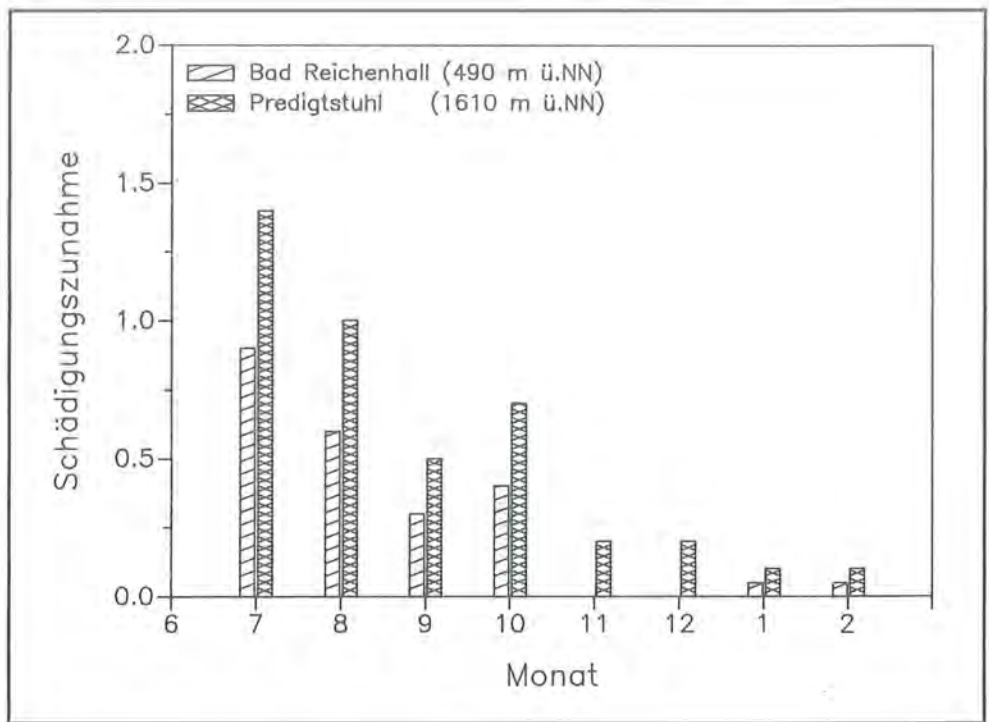
der vorliegenden Untersuchung nur 6 Expositionsmo-nate bewertet wurden.

Die bonitierten Schadklassen stiegen mit der Seehöhe deutlich an. Lediglich die Station auf 1000m ü. NN wich von diesem Trend durch eine etwas höhere Schädigung ab. Abb. 10 faßt die Ergebnisse aller acht Expositionsstationen zusammen: mit ansteigender Seehöhe nahmen die Schäden an *Hypogymnia physodes* mit einem Zusammenhang  $r = 0.94$  hochsignifikant zu.

Die Schädigungszunahme der Exponate war wäh-rend der Sommermonate Juni, Juli und August am



**Abb. 10:** Gesamtschädigung der Exponate in Abhängigkeit der Seehöhe der Stationen.



**Abb. 11:**  
Schädigungszunahme der Flechtenexponate pro Monat.

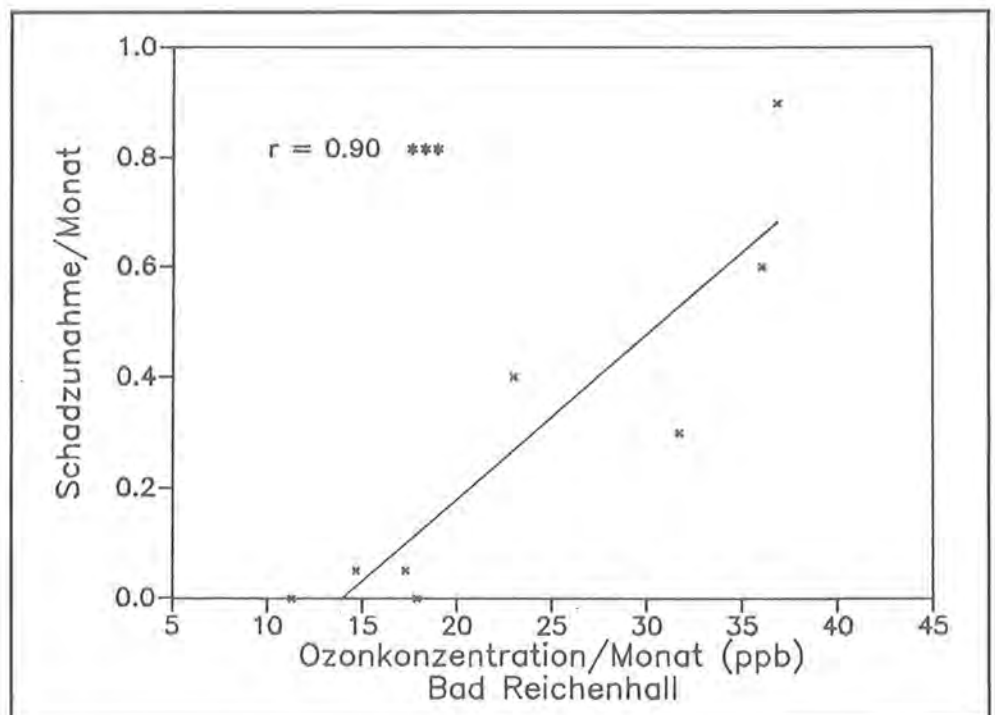
größten (Abb. 11). Im September und Oktober flachte dieser steile Anstieg etwas ab, und in den Wintermonaten kam es fast zu einer Stagnation der Schäden. Nur bei den höher gelegenen Stationen war zu dieser Zeit noch eine Ausweitung der Thallusnekrosen zu beobachten (Tab. 7).

Von den Stationen Bad Reichenhall und Predigtstuhl liegen Ozonmeßwerte vor (SEILER 1988). Bei hohen Ozonkonzentrationen kam es zu einer deutlichen Zunahme der Thallusschädigungen, während sich bei abfallenden Ozonkonzentrationen die Schädigungszunahme verringerte. Sowohl der Verlauf der Schädigungszunahme, als auch der Anstieg mit der Seehöhe entsprach dem Verlauf der Ozonkonzentration. Der Zusammenhang zwischen der monatlichen

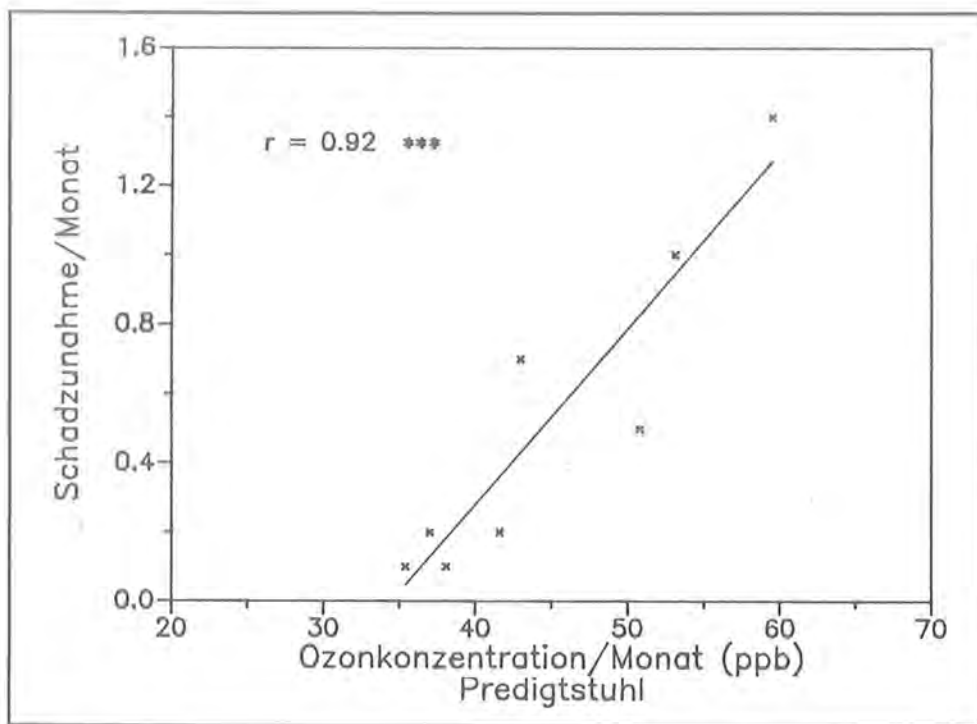
Schadzunahme und der Ozonkonzentration ist für beide Stationen hochsignifikant. Für Bad Reichenhall ist  $r = 0.90$ , für den Predigtstuhl beträgt  $r = 0.92$  (Abb. 12).

**Tab. 7: Monatliche Zunahme der Thallusschädigungen an Hypogymnia physodes im Alpen- und Nationalpark Berchtesgaden.**

Seehöhe	Monat							
	7	8	9	10	11	12	1	2
490	0.9	0.6	0.3	0.4	0	0	0.05	0.05
660	1.0	0.4	0.3	1.0	0.05	0.05	—	—
860	0.9	0.5	0.75	0.75	0	0	0	0
1000	1.2	1.1	0.3	0.7	0	0	0	0
1200	1.3	1.0	0.5	0.2	0.05	0.05	—	—
1400	1.3	0.9	0.5	0.6	0	0	0	0
1550	1.1	1.4	0.5	0.4	0.3	0.3	—	—
1610	1.4	1.0	0.5	0.7	0.2	0.2	0.1	0.1



**Abb. 12a:**  
Zusammenhang zwischen Thallusschädigung und Ozonkonzentration an der Station Bad Reichenhall.



**Abb. 12b:**  
Zusammenhang zwischen  
Thallusschädigung und  
Ozonkonzentration an der  
Station Predigtstuhl.

## 5.2 Ozonwirkungen an *Nicotiana tabacum* Bel W 3

1985 und 1986 wurde an 7 Stationen der Bioindikator *Nicotiana tabacum* Bel W 3 exponiert. Die Exponierung erfolgte im Hochkalter- und im Jenner-Gebiet an je 3 Stationen in verschiedenen Höhenstufen. Die 7. Station befand sich in Bad Reichenhall im Gelände der Fraunhofer-Meßstation. Am Predigtstuhl in 1600m ü. NN, wo sich ebenfalls eine Meßstation der Fraunhofer-Gesellschaft befindet, schlug eine 1985 durchgeführte Exponierung von Tabakpflanzen witterungsbedingt fehl. Auch an den höchstgelegenen Stationen der beiden Profile kam es gelegentlich zu witterungsbedingten Ausfällen. Tab. 8 zeigt die 1985 und 1986 aufgetretenen Blattschädigungen an den Stationen nach zweiwöchiger Exponierung als Mittelwert von je 5 Pflanzen an.

Insgesamt wurden 430 Indikatorpflanzen exponiert und bonitiert. Ein bemerkenswertes Ergebnis der Untersuchung war, daß es an allen Stationen zur Ausbildung der charakteristischen Blattnekrosen kam. Die Schädigung begann in der Regel an den Spitzen der Blattoberseiten und äußerte sich anfangs in kleinen punktförmigen Nekrosen, deren Anzahl bei weiterer Schädigung zunahm, bis die gesamte Blattspreite betroffen war. Die Nekrosen vergrößerten sich im Extremfall so stark, daß nur noch ein schmaler Bereich neben der Mittelrippe grün blieb und das Blatt anschließend abstarb. Im Untersuchungsgebiet traten sämtliche Ausprägungsgrade von keiner bis 100% Blattschädigung auf.

Die beobachteten Symptome stimmen mit den in der Literatur für Tabak beschriebenen Blattschädigungen überein, wobei die Ausbildung der Nekrosen auf

**Tab. 8: Mittlere Blattschädigung von Tabakpflanzen (n=5) an verschiedenen Meßstationen in den Vegetationsperioden 85 und 86.**

1985	m ü. NN	1 28. 6. – 12. 7.	2 9. 7. – 22. 7.	3 23. 7. – 4. 8.	4 5. 8. – 18. 8.	5 19. 8. – 2. 9.	6 28. 8. – 11. 9.
Ramsau	660	0.91	0.00	0.36	0.46	0.75	0.75
Eckau	1080	0.8	0.05	0.00	0.91	1.43	1.04
Diensthütte	1280	2.1	0.19	0.73	1.81	1.60	1.75
Königssee	660		0.00	0.23	0.98	0.79	0.71
Vogelhütte	1190		0.25	0.77	1.77	1.14	1.37
Mitterkaser	1530		0.55	0.49	–	1.51	1.49
Reichenhall	490					0.41	0.26

1986	m ü. NN	1 5. 6. – 16. 6.	2 17. 6. – 2. 7.	3 3. 7. – 14. 7.	4 15. 7. – 29. 7.	5 30. 7. – 11. 8.	6 12. 8. – 26. 8.	7 27. 8. – 10. 9.
Ramsau	660	0.47	0.23	0.13	0.69	0.68	0.74	0.76
Eckau	1080	1.66	1.04	0.51	1.02	0.49	1.65	1.99
Diensthütte	1280		1.47	1.01	1.74	0.85	2.03	2.42
Königssee	660	0.88	0.78	0.19	0.45	0.33	1.34	0.85
Vogelhütte	1190	1.86	1.10	0.98	1.38	1.06	2.02	1.33
Mitterkaser	1530		1.73	0.82	1.46	0.84	2.34	2.50
Reichenhall	490	0.29	0.16	0.19	0.28	0.30	0.53	0.49





Abb. 13: Typische Blattnekrosen einer Tabakpflanze nach einer zweiwöchigen Exposition.

Tab. 9: Blattschädigung von *Nicotiana tabacum* in Abhängigkeit vom Blattnummer (Blatt Nr. 1 ist das älteste Blatt).

Station	Eckau	Vogel- hütte	Dienst- hütte	Königs- see	Mitter- kaser
Exposition- zeit	5.-17.6. 1986	5.-19.8. 1985	5.-19.8. 1985	28.8.-11.9. 1985	19.8.-2.9. 1985
Blatt-Nr.					
1	2	1	1	1	4
2	5	4	3	2	4
3	5	4	4	3	3
4	3	3	1	1	3
5	2	1	1	0	2
6	1	1	0	0	1
7	1	0	0	0	1
8	0			0	1
9	0				0

mittleren Alters waren von der Nekrosenbildung am stärksten betroffen, die jungen Blätter erwiesen sich als relativ unempfindlich. Tab. 9 zeigt dies exemplarisch an einzelnen Pflanzen. KEITEL (1982) fand nach Begasungsversuchen die gleiche, wie im Nationalpark Berchtesgaden beobachtete Verteilung der Blattschädigungen mit dem Schwerpunkt bei den gerade ausgereiften mittleren Blättern.

Ozoneinwirkung zurückgeführt wird (HECK et al. 1969; KNABE et al. 1973). Dieser Zusammenhang wurde auch in einer Reihe von Begasungsexperimenten bestätigt (MENSER et al. 1963; MACDOWELL 1965; LEONE et al 1966; DUNNING & HECK 1977; POSTHUMUS 1977). Nach HEATH (1975) treten bereits nach 2 – 3 Std. Exposition in 0.1 ppm Ozon sichtbare Symptome auf. FAENSEN-THIEBES (1981) beschrieb nach Begasung von Tabakpflanzen mit Ozon (3 Stunden 500ppb) den gleichen, wie in Berchtesgaden aufgetretenen Schädigungsverlauf.

Deutlich wurde auch eine unterschiedliche Schadensausprägung innerhalb einer Pflanze. Die Blätter

Die Immissionswirkungen waren zeitlich stark unterschiedlich (Abb. 14, 15). 1985 war die Nekrosenstärke gegen Ende Juli und Anfang August noch gering und stieg ab Mitte August an. Auch 1986 traten von Ende Juli bis Mitte August geringe Schädigungen auf. Große Übereinstimmung war im Verlauf der Schädigungskurven von Tabakblättern am Jenner und im Hochkaltergebiet in beiden Untersuchungszeiträumen zu erkennen. 1985 zeigten beide Expositionsgebiete am 22. 7. die geringste Blattschädigung, die zum 18. 8. stark anstieg. Auch 1986 traten an beiden Profilen zum 14. 7. und zum 11. 8. geringe Nekrosenstärken auf.

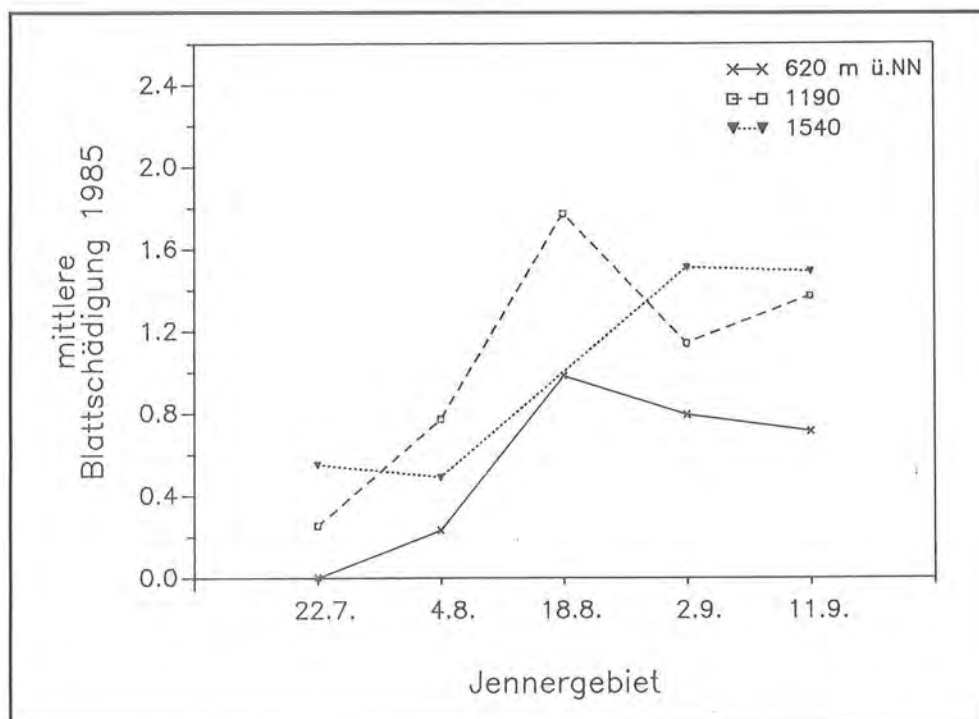
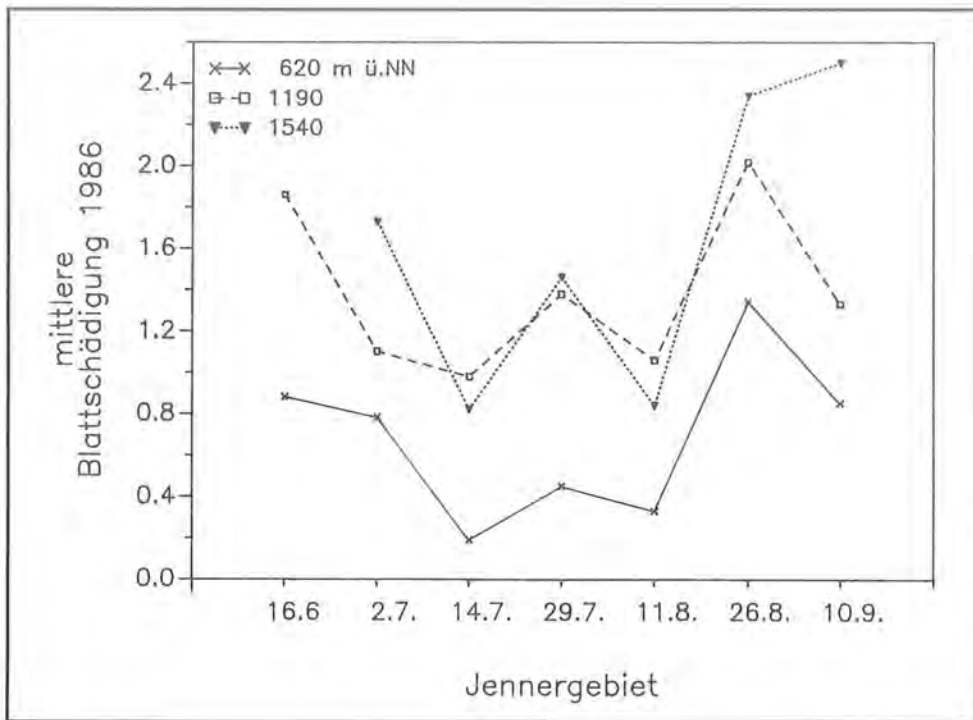


Abb. 14: Mittlere Blattschädigung von Tabakpflanzen nach zweiwöchiger Exposition entlang des Höhenprofils im Jennergebiet.



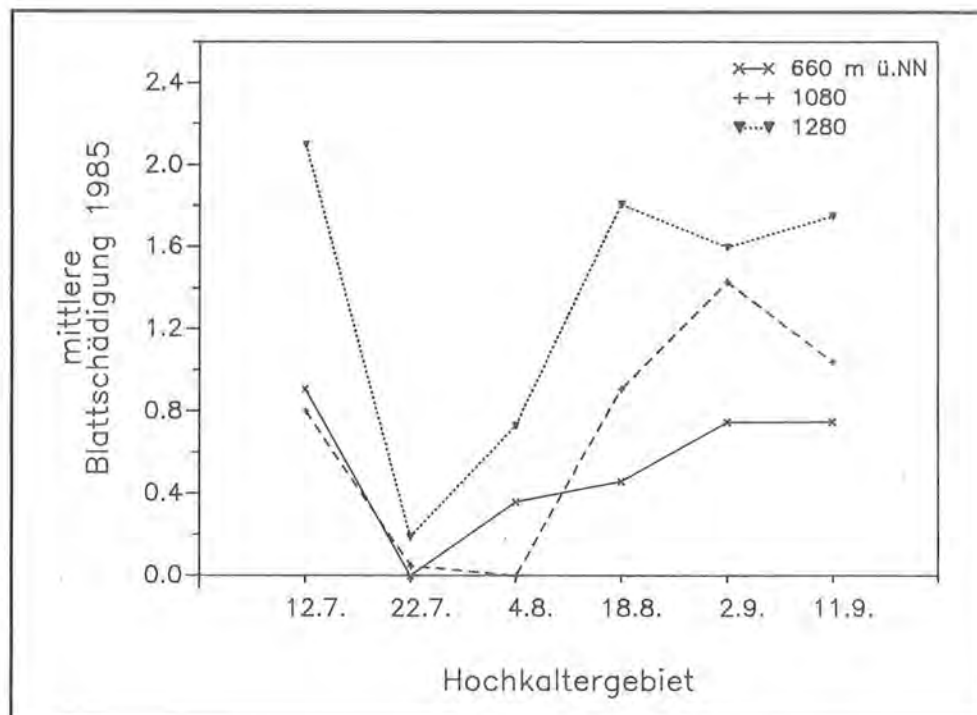
**Abb. 14:** Mittlere Blattschädigung von Tabakpflanzen nach zweiwöchiger Exposition entlang des Höhenprofils im Jennergebiet.

Die Blattschädigungen der in höheren Lagen exponierten Tabakpflanzen waren stärker als in tieferen Lagen. Der Zusammenhang Seehöhe – Stärke der Nekrosenausbildung der Blätter wird besonders deutlich, wenn man die Blattschädigung als Mittelwert der Vegetationsperiode betrachtet (Abb. 16). Die Talstationen zeigten an beiden Profilen und in beiden Versuchsjahren die geringste Blattschädigung.

tion, die während der Exposition herrschen, beeinflusst (HECK & DUNNING 1967).

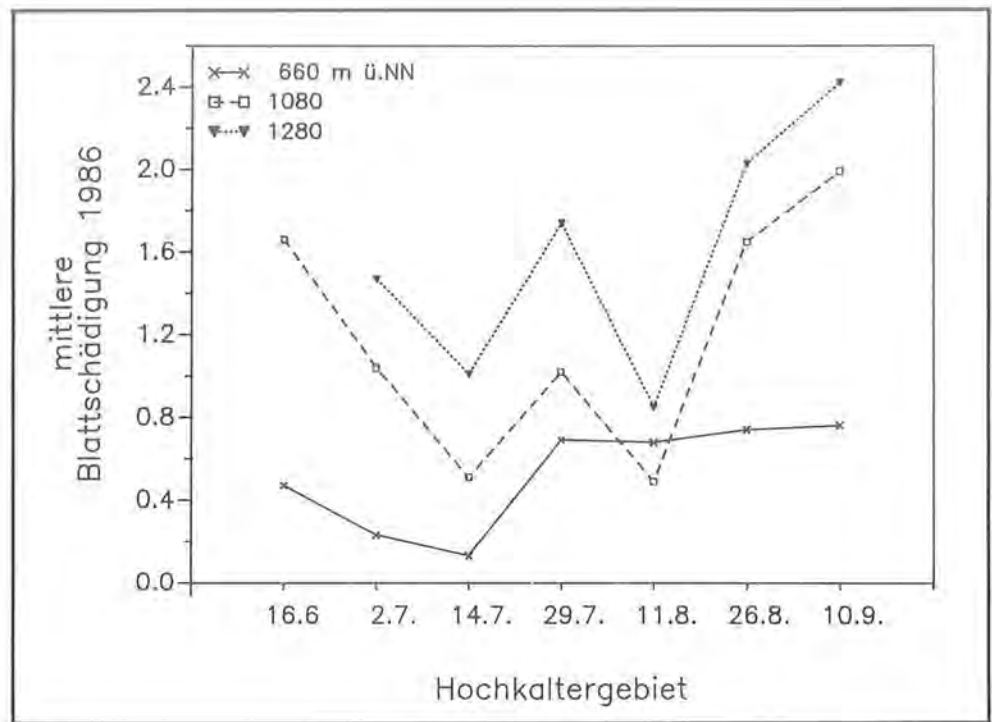
Die Stärke der Pflanzenschädigung wird, außer von der Ozonkonzentration, auch von der Witterung, insbesondere der Temperatur und Luftfeuchtigkeit, der Lichtstärke, der Tageslänge und der CO<sub>2</sub>-Konzentra-

Von der Klimameßstation des Deutschen Wetterdienstes in Berchtesgaden liegen Wetterdaten der gesamten Expositionsperioden 1985 und 1986 vor. Von den Immissionsmeßstationen des Fraunhofer-Instituts für Atmosphärische Umweltforschung Garmisch-Partenkirchen in Bad Reichenhall und am Predigtstuhl liegen neben den Witterungsdaten auch Meßdaten der O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub>, NO, NO<sub>x</sub> Konzentrationen vor (SEILER 1988). In Tab. 10 sind die Mittelwerte der Immissionskonzentrationen und der Witterungsparameter,



**Abb. 15:** Mittlere Blattschädigung von Tabakpflanzen nach zweiwöchiger Exposition entlang des Höhenprofils im Hochkaltergebiet.

**Abb. 15:**  
Mittlere Blattschädigung  
von Tabakpflanzen nach  
zweiwöchiger Exposition  
entlang des Höhenprofils  
im Hochkaltergebiet.



die während der zweiwöchigen Exponierung herrschten, aufgeführt.

Es konnten allerdings keine Zusammenhänge zwischen der Schädigung der Tabakpflanzen und den Mittelwerten von Temperatur, Sonnenscheindauer, Niederschlag oder der relativen Luftfeuchtigkeit während der 14tägigen Expositionszeiträume festgestellt werden.

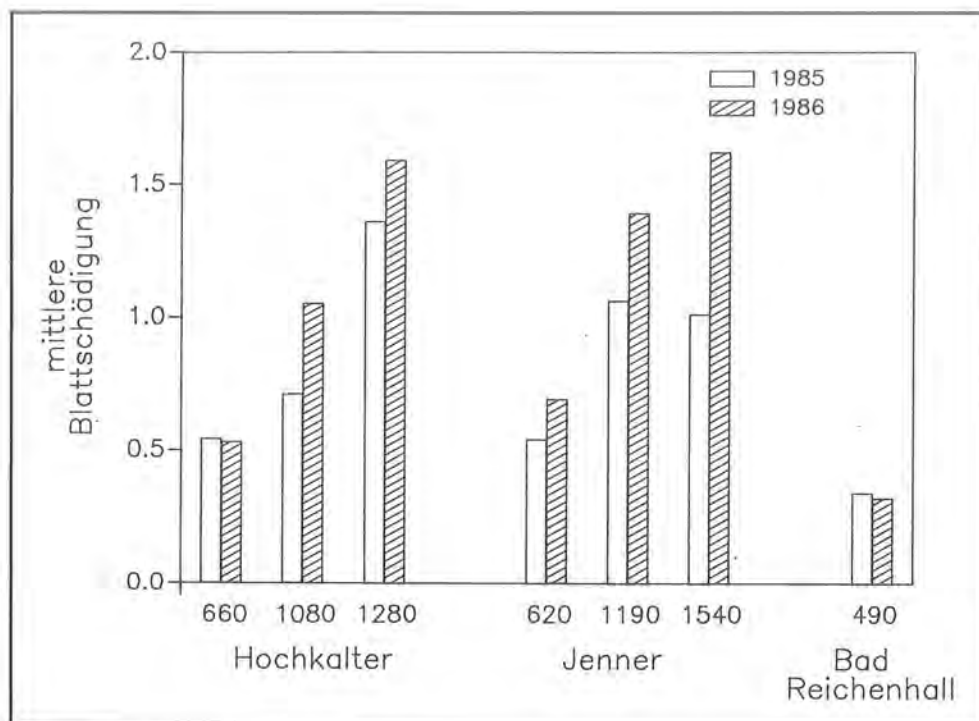
Die in unterschiedlicher Höhenlage befindlichen Meßstationen zeigten deutlich eine mit zunehmender Höhe ü. NN ansteigende Ozonkonzentration. Es bestand jedoch kein signifikanter Zusammenhang zwischen der Höhe der Ozonkonzentration und dem Grad der Blattschädigung an der Station Bad Rei-

chenhall. Insbesondere sind die am 22. 7. 1985 bonitierten geringen Blattschäden nicht erklärbar (Tab. 8). Dies zeigt, daß die Pflanzen außer von der Ozonkonzentration von den Umweltfaktoren insgesamt in der Stärke ihrer Reaktion beeinflußt werden und nicht einfache Zusammenhänge zwischen den einzelnen Parametern herstellbar sind.

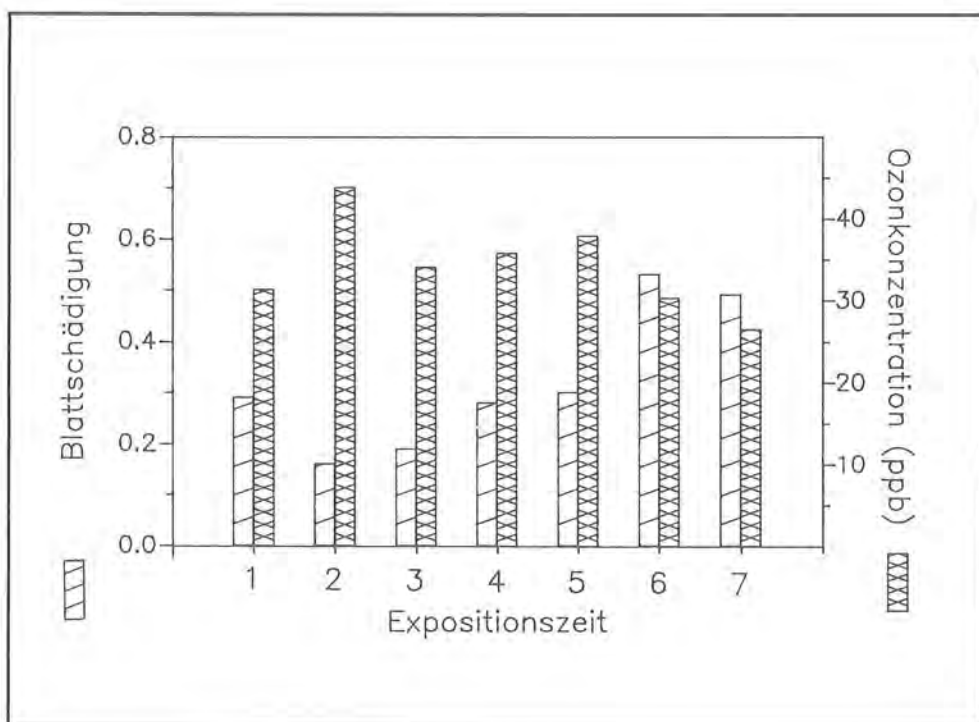
Auch HECK & DUNNING (1967) und POSTHUMUS & TONNEIJCK (1982) weisen darauf hin, daß sich aus den an Tabakpflanzen beobachteten Schäden die zum Expositionszeitraum herrschende Ozonkonzentration nicht berechnen läßt. KERPEN und FAENSEN-THIEBES (1985) konnten auch für Berlin keine Abhängigkeit der Nekrosenbildung von der Ozonkonzentration oder der relativen Luftfeuchte finden.

**Tab. 10:** Aufgetretene Tagesmittelwerte von Temperatur (° C), rel. Feuchte (%), Niederschlagsmenge (mm) rel. Sonnenscheindauer (%) und der O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub>, NO, NO<sub>x</sub>-Konzentration (ppb) während der zweiwöchigen Expositionszeiten.

	Bad Reichenhall						Predigtstuhl							
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6		
1985														
O <sub>3</sub>	38.9	45.2	43.5	37.5	32.9	27.8	59.3	61.6	55.7	48.7	49.4	43.6		
SO <sub>2</sub>	4.21	3.61	3.79	4.28	5.9	5.97	0.66	0.94	1.11	1.31	1.58	1.75		
NO	2.57	2.03	1.74	1.33	1.48	1.34	0.89	0.78	0.80	0.82	0.83	0.90		
NO <sub>x</sub>	11.7	6.76	5.29	5.64	6.24	5.58	3.49	3.25	2.71	2.82	3.35	3.39		
Temp.	16.5	18.4	19.2	17.8	16.3	13.3	10.4	12.5	13.1	12.6	11.4	7.7		
Feu.	79.1	74.6	72.6	76.5	79.8	80.3	86.4	80.1	78.2	77.2	77.9	82.7		
Nied.	-	-	-	0.26	0.19	-	0.22	0.27	0.18	0.18	0.12	0.09		
Sonn.	49.9	52.4	61.1	42.4	45.9	27.3	41.0	43.8	52.1	40.5	42.2	32.5		
1986														
O <sub>3</sub>	31.3	43.8	34.0	35.8	37.9	30.3	26.4	51.0	63.1	49.8	53.7	58.2	49.6	44.9
SO <sub>2</sub>	3.10	3.64	2.83	4.23	3.22	2.22	3.10	2.07	3.18	1.94	2.86	1.32	2.09	-
NO	1.82	1.99	1.53	1.85	1.40	1.30	1.77	0.95	1.54	1.24	1.48	1.34	1.09	0.80
NO <sub>x</sub>	7.76	6.40	4.93	6.58	6.47	5.47	7.78	4.11	4.63	3.97	4.69	3.87	3.46	3.76
Temp.	12.9	18.9	15.5	17.0	20.7	16.9	12.5	6.6	13.2	8.9	11.2	15.6	11.3	6.8
Feu.	71.7	66.9	75.7	69.2	69.8	74.3	77.8	79.9	72.4	83.6	73.4	69.9	75.8	81.2
Nied.	0.02	0.08	0.13	0.04	0.06	0.10	0.05	0.04	0.04	0.13	0.06	0.12	0.15	0.06
Sonn.	-	-	-	-	65.5	44.3	35.4	-	-	25.0	49.7	56.8	36.9	32.5



**Abb. 16:** Mittlere Blattschädigung von Tabakpflanzen als Mittelwert der Expositionen 1985 und 1986.



**Abb. 17:** Ozonkonzentration und Blattschädigung von Tabakpflanzen der Station Bad Reichenhall während der zweiwöchigen Expositionsperioden 1986.

### 5.3 Prüfung auf SO<sub>2</sub>-Belastung des Nationalparks Berchtesgaden mittels *Lolium multiflorum*

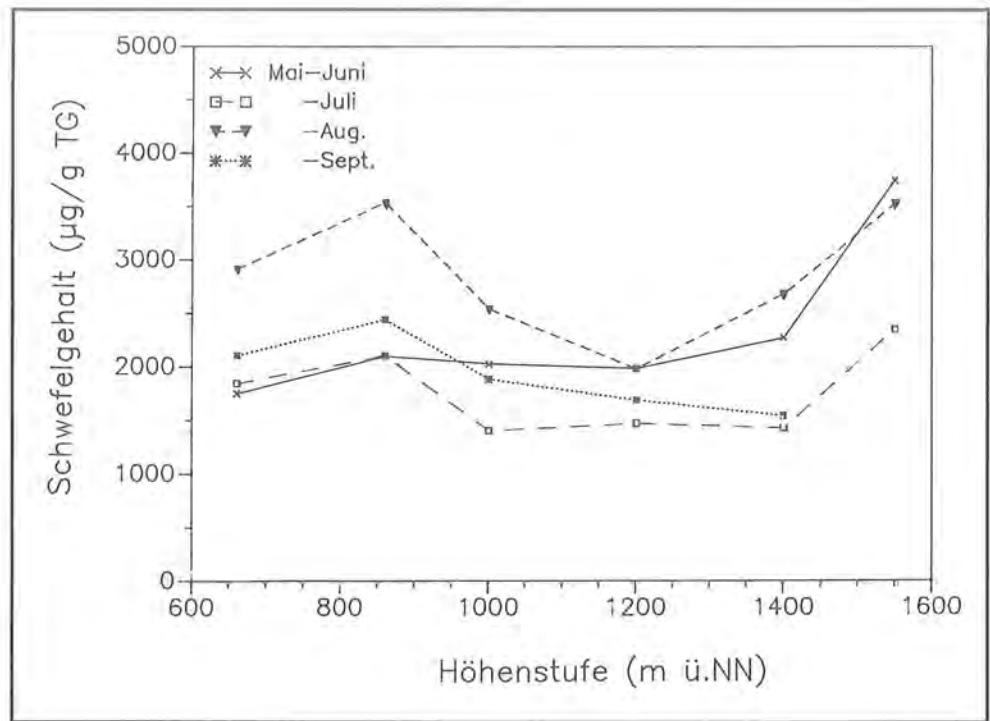
Die Graskultur ist gegenüber einem breiten Schadstoffspektrum unempfindlich und daher als Akkumulationsindikator zur Bewertung von Immissionseinflüssen geeignet. Das Weidelgras besitzt außerdem durch die dicht stehenden Sprosse pro Bodenoberfläche eine große Akzeptoroberfläche für Schadstoffe (STEUBING 1987).

Nach einer 4wöchigen Exposition von *Lolium multiflorum* wurde an den 6 Stationen entlang des Höhenprofils Schapbach ein mittlerer Gesamtschwefelgehalt von 2310 µg/g TG (Min. 1745, Max. 3740 µg/g TG) ermittelt.

CLAUSSEN (1980) sieht den Grenzwert, der zu einer Schädigung sehr empfindlicher Pflanzen durch SO<sub>2</sub> führt, bei Schwefelgehalten in *Lolium* ab 4900 µg/g TG. Dieser Wert wurde während der Expositionszeit nie erreicht (Tab. 11). Auch bei einer länger als 4 Wochen andauernden Exposition kam es zu keiner Überhöhung des Schwefelgehaltes. Diese Ergebnisse er-

**Tab. 11:** Schwefelgehalte von *Lolium multiflorum* (µg/g TG) in Abhängigkeit der Höhe ü. NN und der Dauer der Exposition im Nationalpark Berchtesgaden.

Expositions-dauer	m ü. NN						MW
	660	860	1000	1200	1400	1550	
Mai – Juni	1745	2100	2025	1980	2270	3740	2310
Mai – Juli	1840	2100	1400	1465	1425	2345	1763
Mai – August	2908	3530	2535	1975	2675	3520	2860
Mai – Sept.	2100	2435	1878	1682	1536	–	1926



**Abb. 18:** Schwefelgehalte ( $\mu\text{g/g TG}$ ) von *Lolium multiflorum* in Abhängigkeit von Höhenstufe und Expositionsdauer im Jahre 1986.

gaben keinen Hinweis auf das Vorliegen einer phytotoxisch wirkenden Schwefeldioxidkonzentration im Untersuchungsgebiet.

Betrachtet man die Schwefelgehalte von *Lolium* in Abhängigkeit von der Seehöhe, so zeigt sich kein einheitlicher Trend. Auffallend waren die Stationen 860 und 1550m ü. NN durch etwas höhere Schwefelgehalte (Abb.18).

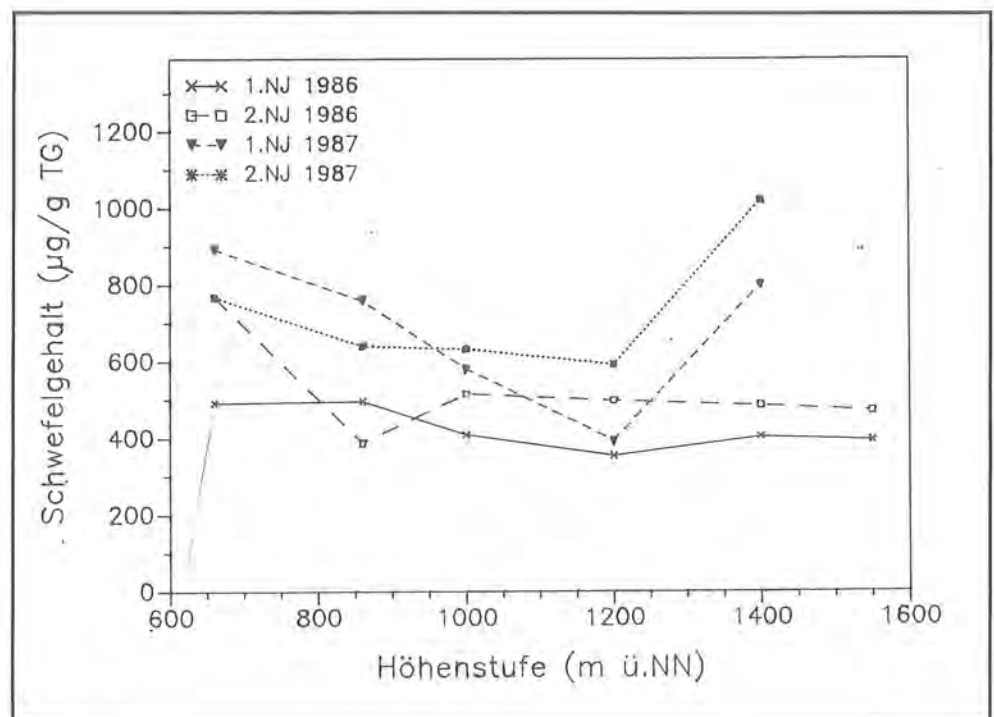
#### 5.4 Schwefelanalysen an *Picea abies* – Klonfichten

Die Fichte hat bei einer Vielzahl von immissionsökologischen Untersuchungen ihre Eignung als akkumu-

lierender Indikator für Schwefeldioxid unter Beweis gestellt. Für eine gute Vergleichbarkeit kann man genetisch einheitliches Pflanzenmaterial, d.h. Klonfichten, verwenden. Dieses Verfahren liefert Daten, die integral die Belastungssituation des betroffenen Ortes über einen längeren Zeitraum wiedergeben.

Im Frühjahr 1986 wurden an verschiedenen Stationen im Alpenpark 3 – 4jährige Klonfichten exponiert. Die 1. Ernte erfolgte im Oktober 1986, die 2. nach 1½jähriger Expositionsdauer im Oktober 1987 (Tab. 12).

1986 traten als Mittel aller exponierten Klonfichten Schwefelgehalte von  $459\mu\text{g/g TG}$  im 1. NJ und  $562\mu\text{g/g TG}$  im 2. NJ (354 – 767) auf. 1987 lagen die



**Abb. 19:** Schwefelgehalte ( $\mu\text{g/g TG}$ ) der Nadeln von Klonfichten in Abhängigkeit von der Höhenstufe.

Tab. 12: Schwefelgehalte ( $\mu\text{g/g}$  TG) von 1- und 2-jährigen Nadeln von Klonfichten in den Jahren 1986 und 1987.

	Höhe ü. NN						Eckau	Bad Reich.	Predigtstuhl
	660	860	1000	1200	1400	1550			
1986									
1. NJ	491	496	408	354	403	393	488	546	556
2. NJ	767	388	515	498	485	470	584	668	682
1987									
1. NJ	892	758	580	394	801		680	972	506
2. NJ	767	640	632	592	1020		596	678	608

Gehalte mit 698/692  $\mu\text{g/g}$  TG (394 – 1020) im Niveau etwas höher. Fichtenschwefelgehalte dieser Größenordnung zeigen keine Immissionsbelastung an. Fichten des gleichen Klons, die in Gießen im Schiffenberger Tal exponiert waren, ergaben 1986 Werte von 694 im 1. NJ und 825  $\mu\text{g/g}$  Schwefel im 2. NJ, 1987 von 913 und 1403  $\mu\text{g/g}$  TG.

Ein höhenabhängiger Trend des Schwefelgehaltes in Fichtennadeln war nicht erkennbar. Auch die Stationen Bad Reichenhall und Predigtstuhl, die sich in der Höhenstufe stark unterscheiden, lieferten keine deutbaren Unterschiede.

### 5.5 Wirkungserhebungen an Standortfichten – *Picea abies*

Im Alpen- und Nationalpark Berchtesgaden wurden von 7 Testflächen und entlang eines Höhenprofils Nadelproben von Fichten entnommen. Die Untersuchungsergebnisse für jeden einzelnen Baum sind im Anhang aufgeführt. Die Fichten, deren Alter über 60 Jahre lag, hatten eine mittlere Höhe von 28m und einen mittleren Brusthöhendurchmesser von 47cm.

Als Schadbild der Fichte trat im Alpenpark die Verlichtung der Krone als Hauptsymptom auf, in einigen Fällen mit Vergilbungen verknüpft. Wenn stärkere Vergilbungen auftraten, waren die ältesten Nadeljahrgänge davon betroffen. Bei der Ernte der Probeäste fiel auf, daß die Schädigung eines einzelnen Astes vom Gesamtschadbild des Baumes abweichen konnte.

Tab. 13: Nadellänge (mm) in drei Untersuchungsjahren in Abhängigkeit vom Nadelalter.

NJ	1985 (n = 100)				1986 (n = 88)				1987 (n = 14)			
	MW	s	Min	Max	MW	s	Min	Max	MW	s	Min	Max
1	12.6	± 1.9	7.8	17.5	13.4	± 2.1	8.2	18.6	14.1	± 1.8	11.5	18.9
2	13.8	± 2.1	9.8	19.8	12.6	± 2.0	8.9	17.7	13.9	± 2.1	10.0	17.9
3	13.3	± 2.1	8.5	18.2	13.5	± 2.0	8.9	18.5	12.9	± 1.5	10.5	15.6
4	12.8	± 2.0	7.7	18.6	13.1	± 1.9	9.3	18.8	14.0	± 1.8	10.8	17.7

Tab. 14: Nadellänge (mm) in Abhängigkeit von der Schadstufe des Baumes.

NJ	Schadstufe 0–1		Schadstufe 2–3		Schadstufe 0–1		Schadstufe 2–3		Schadstufe 0–1		Schadstufe 2–3	
	MW	s	MW	s	MW	s	MW	s	MW	s	MW	s
1985												
1	13.4	± 1.9	11.6	± 1.5	14.1	± 2.1	12.6	± 2.0	14.6	± 2.3	13.5	± 1.0
2	14.8	± 1.9	12.6	± 1.6	13.6	± 1.9	11.6	± 1.5	14.0	± 2.5	13.7	± 1.7
3	14.4	± 1.7	12.1	± 1.7	14.4	± 1.7	12.6	± 2.1	13.1	± 1.7	12.6	± 1.2
4	13.7	± 1.6	11.7	± 1.8	13.8	± 1.7	12.3	± 1.8	14.3	± 2.2	13.6	± 1.5
1986												
1987												

### 5.5.1 Nadellänge

Bei allen beernteten Bäumen wurde die Länge der getrockneten Nadeln von den 4 jüngsten Nadeljahrgängen bestimmt (Tab. 13).

Die Länge der neu gebildeten Nadeln variierte von Jahr zu Jahr. 1985 wurden sehr kurze Nadeln ausgebildet, während die Länge der 1987er Nadeln die der 85er und 86er übertraf.

Geschädigte Fichten unterschieden sich in der Nadellänge deutlich von den als gesund eingestuften Bäumen (Tab. 14).

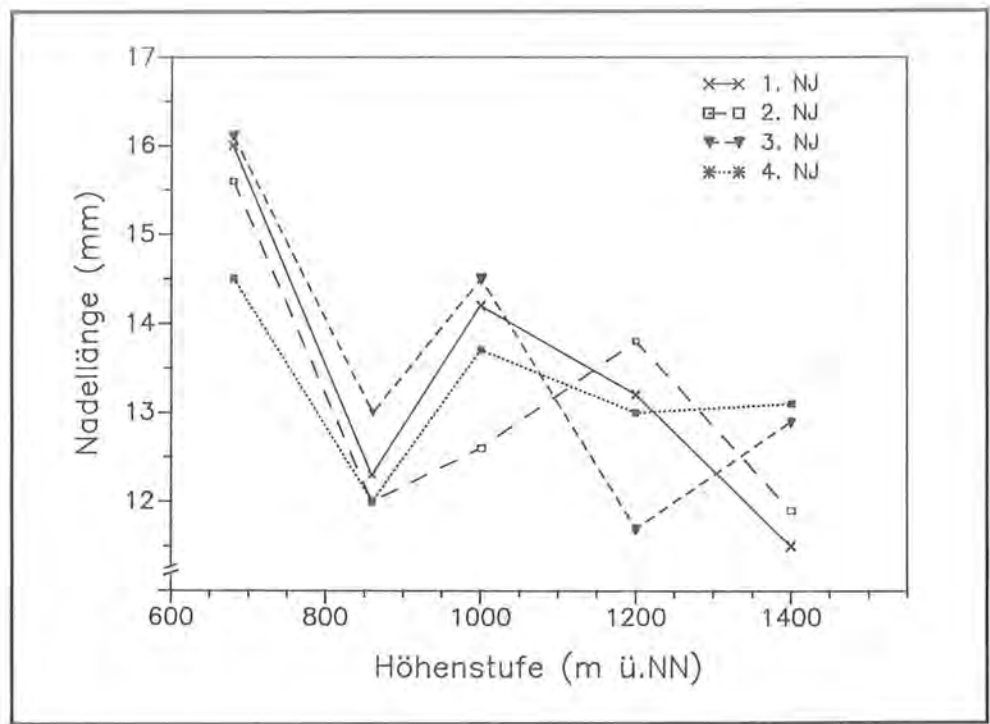
Die geschädigten Fichten hatten im Mittel 15% kürzere Nadeln als die gesunden, und es bestand eine hochsignifikante reziproke Korrelation zwischen der Nadellänge und der Schadstufe des Baumes. (1985: 1. NJ  $r = -0.54^{***}$ , 2. NJ  $r = -0.55^{***}$ , 3. NJ  $r = -0.60^{***}$ , 4. NJ  $r = -0.54^{***}$ ; 1986: 1. NJ  $r = -0.37^{***}$ , 2. NJ  $r = -0.55^{***}$ , 3. NJ  $r = -0.46^{***}$ , 4. NJ  $r = -0.44^{***}$ )

Der Parameter Nadellänge wurde damit zu einem deutlichen Indikator für die Schädigung des Baumes.

Da die Länge der Fichtennadeln stark von Umweltfaktoren beeinflusst wird, ist eine Abhängigkeit von der Höhe ü. NN zu erwarten. Im Nationalpark Berchtesgaden verringerte sich die Nadellänge mit ansteigender Höhe ü. NN (Abb. 20). Auch BENECKE (1972) und SCHMIDT-VOGT (1977) beobachteten eine Abnahme der Nadellänge mit zunehmender Seehöhe.

Der Standort 860m ü. NN fiel allerdings durch sehr kurze Nadeln heraus. (1986: 1. NJ  $r = -0.37^{***}$ , 2. NJ  $r = -0.27^{***}$ , 3. NJ  $r = -0.24^*$ , 4. NJ  $r = -0.03$  n.s.)

Betrachtet man die Standorte Listsee und Predigtstuhl, so zeigten die Fichten am Predigtstuhl, der Station mit der höchsten Seehöhe, sehr kurze Nadeln. Die Fichten von Eckau und Schapbach hatten nahezu die gleiche Nadellänge, Büchsenkopf dagegen eine geringere.



**Abb. 20:**  
Nadellänge in Abhängigkeit  
von der Höhe ü. NN und  
vom Alter.

1985 und 1986 bestand eine Korrelationen zwischen der Nadellänge und dem Wassergehalt der Nadeln (1985: 1. NJ  $r=0.39^{***}$ , 2. NJ  $r=0.38^{***}$ , 3. NJ  $r=0.29^{**}$ , 4. NJ  $r=0.29^{**}$ ; 1986: 1. NJ  $r=0.46^{***}$ , 2. NJ  $r=0.39^{***}$ , 3. NJ  $r=0.24^{**}$ , 4. NJ  $r=0.21^*$ ). Viele Wachstumsprozesse werden durch Wasserdefizite limitiert, wobei die Zellwandausdehnung besonders empfindlich reagiert (TYREE et al. 1987).

### 5.5.2 Frischgewicht/Trockengewicht

Von allen beernteten Bäumen wurde der Wassergehalt der Nadeln als die Relation Frischgewicht zu Trockengewicht bestimmt. Dieser Parameter wurde in 4 Jahrgängen untersucht, wobei sich deutlich eine Abhängigkeit des Wassergehaltes der Nadeln von deren Alter zeigte. Mit zunehmendem Nadelalter verringerte sich die Frischgewicht/Trockengewicht-Relation (Tab. 15). Dies ist bedingt durch eine im Laufe der Ontogenie zunehmende Tendenz zur Xeromorphie.

Die Relation FG/TG der 1986 und 1987 geernteten Nadeln war höher als der 1985 geernteten Nadeln, d.h. der Wassergehalt stellt sich als variabler Parameter dar.

Die Nadeln geschädigter Fichten fielen durch einen geringeren Wassergehalt auf, der sich signifikant von dem der gesunden Fichten unterschied. Dieser Zusammenhang war 1985 deutlicher als 1986. (1985: 1. NJ  $r=-0,23^{***}$ , 2. NJ  $r=-0,31^{***}$ , 3. NJ  $r=-0,15$  n.s., 4. NJ  $r=-0,16^{***}$ ; 1986: 1. NJ  $r=-0,23^{**}$ , 2. NJ  $r=-0,24^{**}$ , 3. NJ  $r=-0,24^{**}$ , 4. NJ  $r=-0,15$  n.s.)

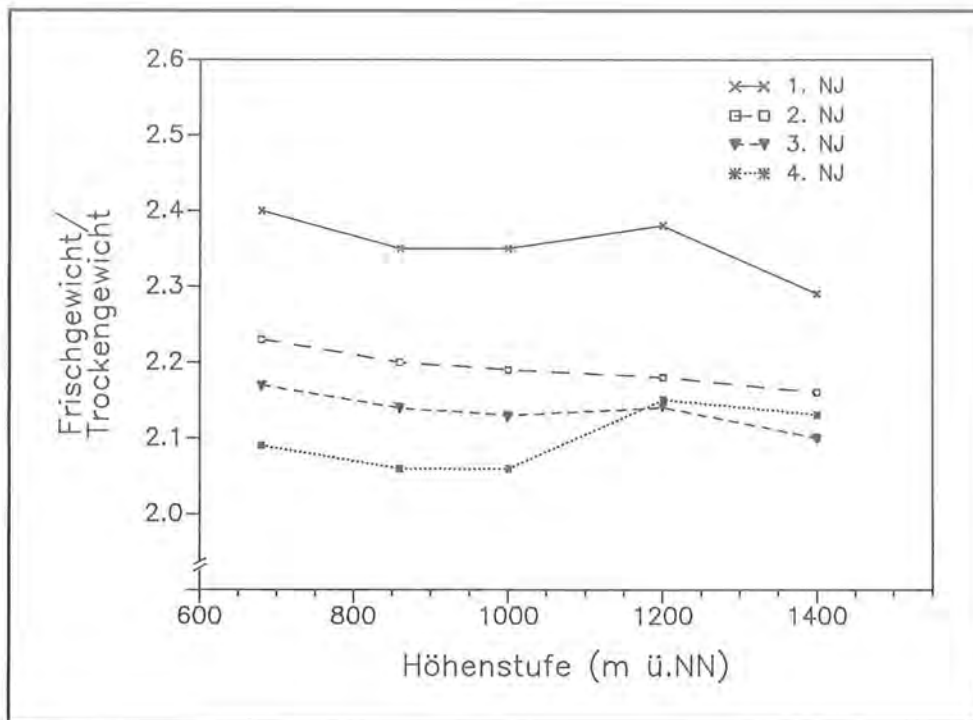
Die FG/TG-Relation zeigte ein charakteristisches Verhalten in Bezug zur Seehöhe (Abb. 21). Mit steigender Höhe ü. NN nahm der Wassergehalt der Nadeln statistisch signifikant ab (1986: 1. NJ  $r=-0,43^{***}$ , 2. NJ  $r=-0,43^{***}$ , 3. NJ  $r=-0,33^{***}$ , 4. NJ  $r=-0,2^*$ ).

**Tab. 15: FG/TG-Relation in 3 Untersuchungsjahren in Abhängigkeit vom Nadelalter.**

NJ	1985 (n = 100)				1986 (n = 88)				1987 (n = 14)			
	MW	s	Min	Max	MW	s	Min	Max	MW	s	Min	Max
1	2.26 ± 0.11		2.0	2.6	2.34 ± 0.09		2.13	2.54	2.35 ± 0.08		2.18	2.46
2	2.12 ± 0.10		1.9	2.4	2.19 ± 0.08		2.02	2.32	2.19 ± 0.06		2.09	2.34
3	2.04 ± 0.09		1.8	2.3	2.13 ± 0.08		1.94	2.30	2.08 ± 0.07		1.97	2.19
4	1.98 ± 0.10		1.8	2.4	2.08 ± 0.07		1.91	2.25	2.01 ± 0.07		1.94	2.19

**Tab. 16: FG/TG-Relation der Nadeln in Abhängigkeit der Schadstufe der Fichten.**

NJ	Schadstufe 0-1		Schadstufe 2-3		Schadstufe 0-1		Schadstufe 2-3		Schadstufe 0-1		Schadstufe 2-3	
	MW	s	MW	s	MW	s	MW	s	MW	s	MW	s
	1985				1986				1987			
1	2.28 ± 0.11		2.23 ± 0.1		2.36 ± 0.09		2.33 ± 0.09		2.32 ± 0.09		2.39 ± 0.05	
2	2.14 ± 0.10		2.09 ± 0.09		2.20 ± 0.07		2.17 ± 0.08		2.16 ± 0.05		2.21 ± 0.06	
3	2.05 ± 0.09		2.02 ± 0.08		2.15 ± 0.08		2.11 ± 0.08		2.09 ± 0.07		2.07 ± 0.07	
4	2.00 ± 0.09		1.96 ± 0.11		2.09 ± 0.07		2.07 ± 0.07		2.06 ± 0.08		2.01 ± 0.04	



**Abb. 21:**  
FG/TG-Relation in  
Abhängigkeit der Höhe ü. NN  
und des Nadelalters.

### 5.5.3 Nährelementuntersuchungen

Um Klarheit über die Ernährungssituation der Waldbäume im Berchtesgadener Nationalpark zu bekommen, wurden von Fichtennadeln die N, S, Ca<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, Mn<sup>2+</sup>-Gehalte untersucht. Sie gelten als gute Parameter zur Beurteilung der Ernährungssituation des Baumes. Die Elementgehalte des Bodens erlauben keinen Rückschluß auf die tatsächliche Verwertung des Nährstoffangebotes und korrelieren nicht unbedingt mit denen der Nadeln (BLAULE & FRICKE 1967). Die Gehalte der Nadeln an Nährelementen hängen außer vom Angebot des Bodens von einer Reihe anderer Parameter ab. Die wichtigsten sind, neben der artspezifischen Akkumulationsfähigkeit, pH-Wert, Wasserversorgung, physikalische Eigenschaften des Bodens und die Witterung. Die Werte der Nährelemente schwanken jedoch jährlich, z.B. sinken sie in Trocken- oder in Samenjahren ab. Die Abweichung der Konzentrationen einzelner Jahre vom langjährigen Mittel ist für Stickstoff und Kalium mäßig, für Calcium dagegen stark. Ausgeprägte Mangelkonzentrationen oder optimale Gehalte lassen sich aber schon durch einmalige Analysen feststellen (EVERS 1972).

Die Nährelementgehalte werden aber auch durch Immissionen beeinflusst. Hohe SO<sub>2</sub> Konzentrationen können sich vor allem als erhöhter Sulfatschwefel in den Nadeln bemerkbar machen (EVERS 1986); durch Auswaschungsvorgänge senken Photooxidan-

ten z.B. die Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>-Gehalte der assimilierenden Organe.

Eigengesetzliche Reaktionen einzelner Bäume können in der vorliegenden Untersuchung durch die große Anzahl untersuchter Fichten vernachlässigt werden.

#### 5.5.3.1 Schwefel

Schwefel kann von der Pflanze als Sulfatschwefel über die Wurzel oder als SO<sub>2</sub> aus der Luft von Blattorganen aufgenommen werden. Der Gehalt am Nährelement Schwefel wurde in 4 Nadeljahren gemessen. Tab. 17 zeigt die in 3 Untersuchungsjahren gemessenen Schwefelgehalte.

Schwefelgehalte in Fichtennadeln um 1000 µg/g TG, wie sie im Alpenpark auftraten, liegen innerhalb der natürlichen Schwankungsbreite, die REHFUESS (1983) zwischen 600 und 1300 µg/g TG ansetzt. ZÖTTL & MIES (1983) ermittelten im Schwarzwald Nadelgehalte um 1500 µg/g TG, ZECH et al. (1985) im Bayerischen Wald um 2000 µg/g TG, und BRAUN (1986) fand für den Allgäu 1230 µg/g TG Schwefel in Fichtennadeln.

Die Nadelgehalte variierten von Untersuchungsjahr zu Untersuchungsjahr, wobei 1985 die höchsten Schwefelkonzentrationen auftraten. Unterteilt man

**Tab. 17: Schwefelgehalte (µg/g TG) von Fichtennadeln in 3 Untersuchungsjahren in Abhängigkeit vom Nadelalter.**

NJ	1985 (n = 100)				1986 (n = 88)				1987 (n = 14)			
	MW	s	Min	Max	MW	s	Min	Max	MW	s	Min	Max
1	1032 ± 174	673	1485	968 ± 154	647	1290	830 ± 137	620	995			
2	1060 ± 204	601	1645	911 ± 157	602	1375	821 ± 144	643	1140			
3	1083 ± 180	740	1470	940 ± 184	593	1630	893 ± 156	679	1170			
4	1092 ± 202	650	1845	922 ± 167	559	1375	896 ± 154	623	1165			



Tab. 18: Einordnung der Schwefelgehalte ( $\mu\text{g/g TG}$ ) der Fichtennadeln (2. NJ) in Klassen.

Klasse	1985	1986	1987
	2. NJ	2. NJ	2. NJ
< 800	9	20	8
800 – 999	30	44	4
1000 – 1199	41	19	2
1200 – 1399	12	5	0
>1400	7	0	0

die Fichten nach der Höhe des Schwefelgehaltes in Klassen, so gehörte 1986 und 1987 die Mehrzahl der Bäume in die Gruppe unter  $1000 \mu\text{g/g TG}$ . 1985 waren die Schwefelgehalte insgesamt etwas höher, sie konzentrierten sich in den beiden Klassen 800 – 1000 und 1000 –  $1200 \mu\text{g/g TG}$ . Auch 1987 traten im wesentlichen Schwefelgehalte unter  $1000 \mu\text{g/g TG}$  auf.

Auch für 1984 liegen Daten von Nadelschwefelgehalten für den Nationalpark vor. Damals wurden im Jenner-Gebiet 35 Fichten (1. NJ  $900$ , 2. NJ  $867 \mu\text{g/g S}$ ) und im Hochkaltergebiet 30 Fichten (1. NJ  $926$ , 2. NJ  $858 \mu\text{g/g S}$ ) untersucht (DITTRICH 1985, HERMSDORF 1985). Im Nationalpark war während der Untersuchungsjahre im Trend eine Abnahme der Schwefelgehalte erkennbar.

Es war weder ein Anstieg noch ein Abfall der Schwefelgehalte mit dem Nadelalter erkennbar. 1985 und 1987 wies im Mittel der 4. NJ den höchsten Schwefelgehalt auf, während 1986 die Nadeln des 1. NJ die höchsten Konzentrationen zeigten. Eine Akkumulation mit dem Nadelalter, typisch für eine Schwefeldioxid-Belastung eines Gebietes, trat somit nicht auf.

Ein Zusammenhang zwischen dem Gesamtschwefelgehalt der Nadeln und dem Schädigungsgrad der Fichte war nicht erkennbar. Die Schwefelgehalte geschädigter und ungeschädigter Fichten differierten kaum. Schwefelmangel war aber auch bei geschädigten Fichten nicht vorhanden.

1985 schwankten die Mittelwerte der Nadelschwefelgehalte von Fichten der verschiedenen Standorte im 2. NJ zwischen  $939$  und  $1201 \mu\text{g/g TG}$  und 1986 zwischen  $804$  und  $1050 \mu\text{g/g TG}$ , d.h. zwischen den Testflächen bestand nur eine Differenz von ca. 20% (Abb. 22).

Die Standorte Eckau, Vogelhütte und Predigtstuhl fielen durch die höchsten Schwefelgehalte der Fichtennadeln auf, Listsee und Schapbach durch die geringsten.

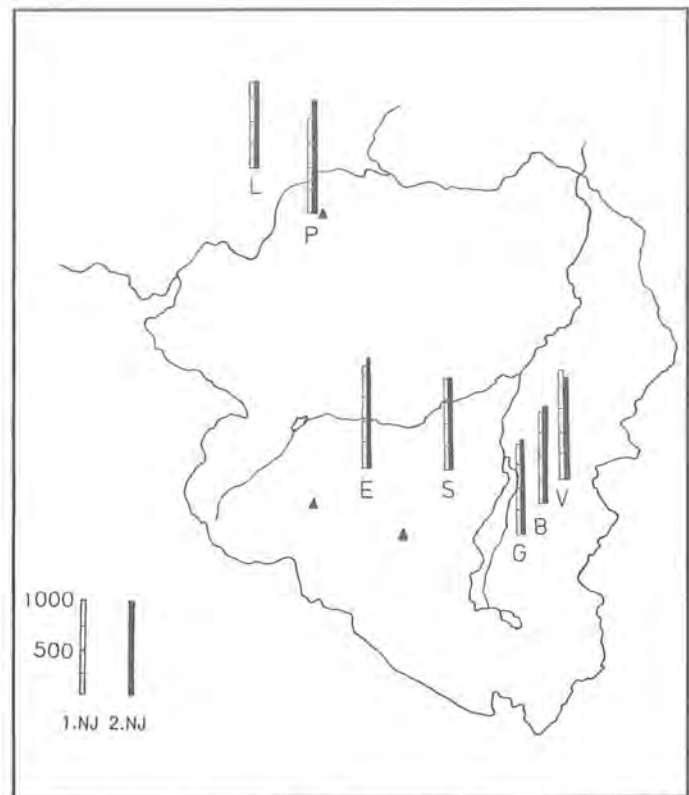


Abb. 22: 1985 in verschiedenen Gebieten im Alpenpark aufgetretene Nadelschwefelgehalte ( $\mu\text{g/g TG}$ ) (E = Eckau, B = Büchsenkopf, S = Schapbach, V = Vogelhütte, G = Gotzental, L = Listsee, P = Predigtstuhl).

Innerhalb des Höhenprofils deutete sich ein Anstieg des Schwefelgehaltes mit der Seehöhe an (Abb. 23). Die maximalen Werte traten bei  $860$  und  $1400 \text{ m ü. NN}$  auf, während der Standort  $1000 \text{ m ü. NN}$  die geringsten Nadelschwefelgehalte aufwies. Die am Listsee beprobten Fichten wiesen – in Übereinstimmung mit den zuvor besprochenen Befunden – niedrigere Schwefelkonzentrationen in den Nadeln auf als das Vergleichsmaterial vom höher gelegenen Predigtstuhl.

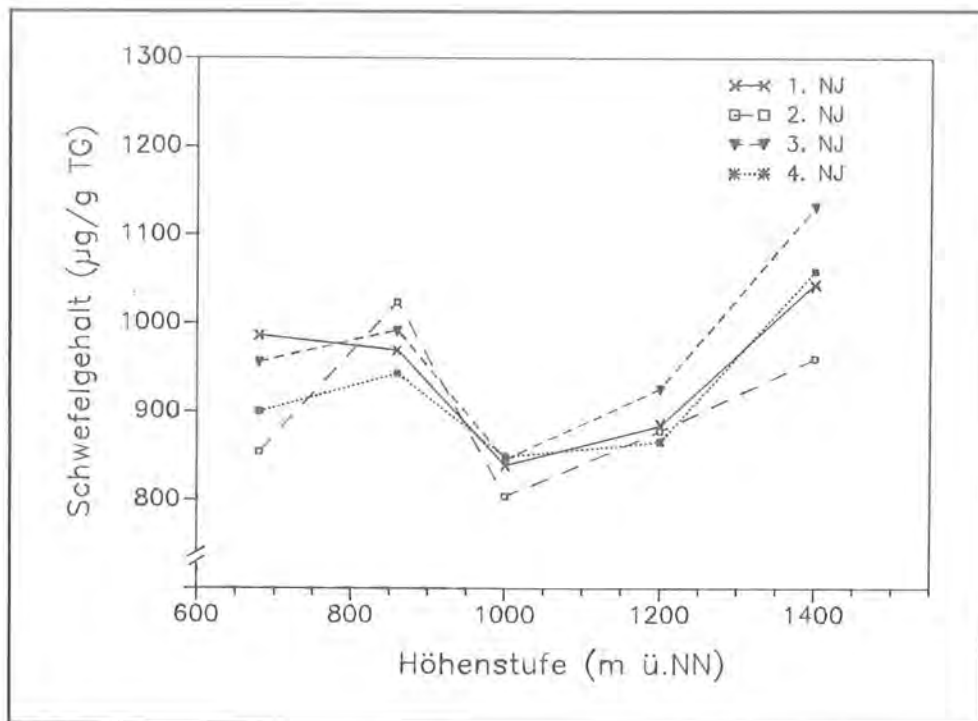
Die in den Bodenproben ermittelten Schwefelgehalte betragen, unabhängig von der Höhenlage, im Durchschnitt aller Messungen  $678 \mu\text{g/g TG}$ .

### 5.5.3.2 Stickstoff

Vom 1986 geernteten Material des 2. Nadeljahrganges der Testfichten wurde der Stickstoffgehalt bestimmt. Er betrug  $11.4 \text{ mg/g TG}$  ( $\pm 2.2$ ) bei einem Minimum von  $7.1$  und einem Maximum von  $18.5 \text{ mg/g TG}$ .

Tab. 19: Nadelschwefelgehalte ( $\mu\text{g/g TG}$ ) in Abhängigkeit von der Schadstufe der Fichten.

NJ	Schadstufe 0–1		Schadstufe 2–3		Schadstufe 0–1		Schadstufe 2–3		Schadstufe 0–1		Schadstufe 2–3	
	MW	s	MW	s	MW	s	MW	s	MW	s	MW	s
	1985				1986				1987			
1	1041	$\pm 178$	1022	$\pm 172$	962	$\pm 162$	974	$\pm 146$	811	$\pm 167$	849	$\pm 109$
2	1088	$\pm 209$	1027	$\pm 195$	891	$\pm 145$	931	$\pm 168$	846	$\pm 173$	795	$\pm 116$
3	1078	$\pm 168$	1090	$\pm 195$	938	$\pm 201$	941	$\pm 166$	866	$\pm 169$	919	$\pm 155$
4	1090	$\pm 210$	1094	$\pm 194$	894	$\pm 161$	952	$\pm 169$	898	$\pm 152$	893	$\pm 169$



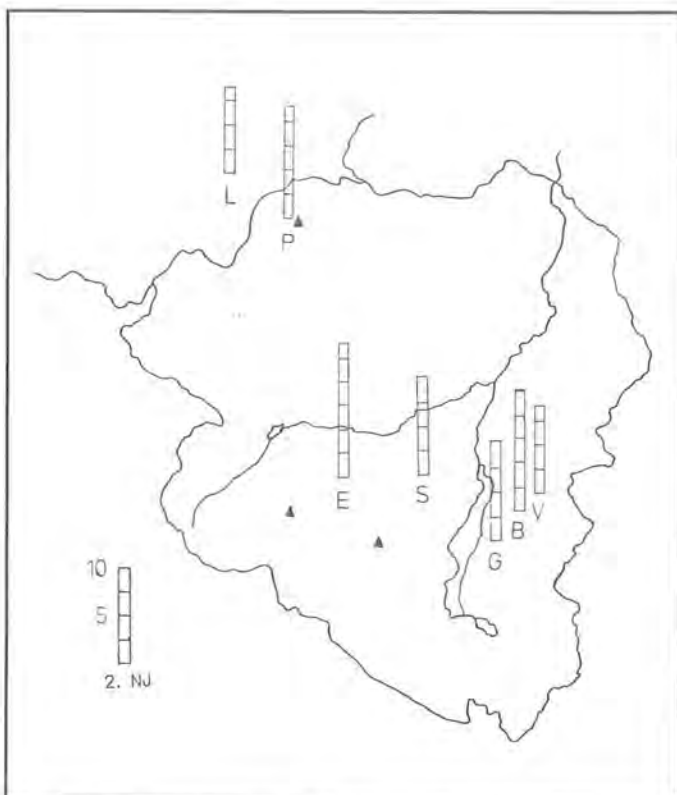
**Abb. 23:**  
Schwefelgehalte ( $\mu\text{g/g TG}$ )  
von Fichtennadeln in  
Abhängigkeit der Höhe ü. NN.

Die N-Gehalte im Nationalpark lagen im Vergleich mit anderen Wuchsorten relativ niedrig. RAISCH (1983) fand im Schwarzwald 14–15mg/g TG Stickstoff in Fichtennadeln und REHFUESS (1983) im Bayerischen Wald 16–18mg/g TG. ZECH et al. (1985) sehen Mangelsymptome ab Gehalten unter 10mg/g. Dies bedeutet für Berchtesgaden, daß  $\frac{1}{3}$  der Bäume eine Unterversorgung an Stickstoff aufwies. Eine optimale Versorgung der Nadeln liegt bei einem N-Gehalt zwischen 15 und 23mg/g TG vor (INGESTAD 1959).

Der Stickstoffgehalt der Nadeln geschädigter Fichten lag etwas unter dem der gesunden (Tab. 20), der Unterschied war jedoch nicht statistisch signifikant ( $r = -0,12$  n.s.).

**Tab. 20:** Nadelstickstoffgehalte (mg/g TG) in Abhängigkeit von der Schadstufe der Fichten (n=88).

	MW	s	Min	Max
Schadstufe 0–1	11.5 ± 2.1		7.1	18.5
Schadstufe 2–3	11.2 ± 2.4		7.3	16.0



**Abb. 24:** Nadelstickstoffgehalte (mg/g TG) verschiedener Gebiete des Alpenparks (E=Eckau, B=Büchsenkopf, S=Schapbach, V=Vogelhütte, G=Gotzental, L=Listsee, P=Predigtstuhl).

Die mittleren Stickstoffgehalte der Proben von verschiedenen Standorten unterschieden sich relativ stark. Bei Eckau traten die höchsten Stickstoffgehalte in Fichtennadeln (14,2mg/g TG), an der Vogelhütte die geringsten (9,2mg/g TG) auf. Listsee lag mit 9,4mg/g TG unter dem Wert der Koniferennadeln vom Predigtstuhl (11,6mg/g TG).

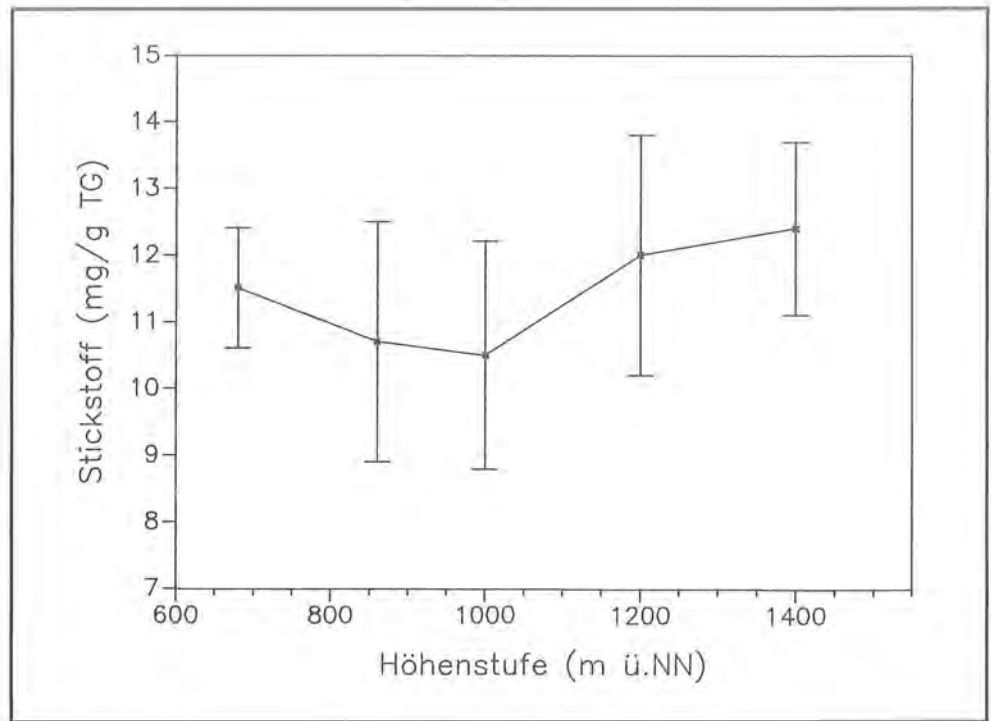
Es bestand eine schwach signifikante, positive Beziehung zwischen dem Stickstoffgehalt der Nadeln und der Standorthöhe ( $r = 0,22^*$ ) (Abb. 25).

### 5.5.3.3 Calcium

1985 und 1987 wurden die Nadelcalciumgehalte aller beernteten Bäume und 1986 exemplarisch von einigen Individuen bestimmt (Tab. 21).

**Tab. 21:** Nadelcalciumgehalte (mg/g TG) als Mittelwert der 1985, 1986, 1987 untersuchten Fichten.

	MW	s	Min	Max
1985 (n=100) 1. NJ	8.1 ± 1.8		4.1	12.8
2. NJ	10.8 ± 3.1		5.5	21.3
1986 (n=31) 2. NJ	6.7 ± 1.4		4.7	10.1
1987 (n=14) 2. NJ	7.9 ± 1.5		5.6	10.4



**Abb. 25:**  
Stickstoffgehalte (mg/g TG)  
von Fichtennadeln in  
Abhängigkeit der Höhe ü. NN.

Die Ergebnisse zeigen deutlich einen in älteren Nadeln höheren Calciumgehalt, der durch die Phloemimmobilität dieses Elementes bedingt ist. 1985 traten im Untersuchungsgebiet die höchsten Calciumkonzentrationen in den Nadelproben auf, während die Gehalte 1986 und 1987 etwa auf gleichem Niveau lagen.

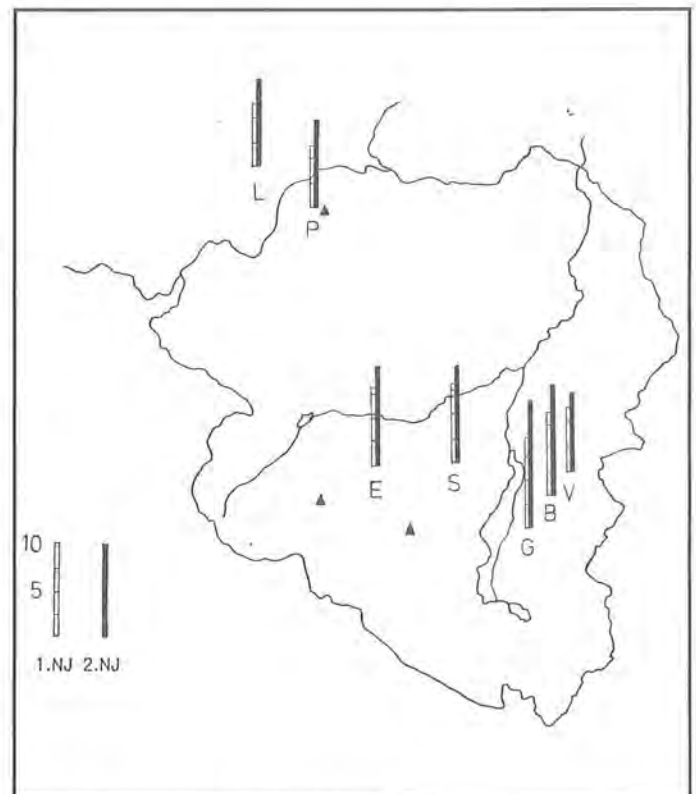
FERRAZ & ZÖTTL (1979) ermittelten für den Schwarzwald Nadelcalciumgehalte um 3mg/g TG, BOSCH et al. (1983) für den Bayerischen Wald unter 2mg/g TG. Vergleicht man diese Werte mit den im Untersuchungsgebiet vorhandenen, so zeigt sich, daß die Versorgung der Fichten des Nationalparks mit diesem Nährelement ausgezeichnet war. Der Bedarf, der nur wenig höher als derjenige von Spurenelementen ist, war in jedem Fall gedeckt. SMID & STEFAN (1980) ordnen Ca-Gehalte unter 3,6mg/g im 1. NJ als nicht ausreichend ein. Diese Grenze wurde im Nationalpark in keinem der Fälle unterschritten. Die gute Versorgung mit diesem Nährelement ist auf den kalkhaltigen Untergrund zurückführbar. Der Calciumgehalt der Bodenproben betrug im Durchschnitt 38mg/g TG.

Zwischen dem Calciumgehalt der Nadeln und der Schadstufe der Fichten bestand kein Zusammenhang (1. NJ  $r = -0,04$  n.s., 2. NJ  $r = 0,05$  n.s.). Der Calciumgehalt der gesunden Fichten lag in der Tendenz jedoch unter dem geschädigter Fichten (Tab. 22).

**Tab. 22: Nadelcalciumgehalte (mg/g TG) in Abhängigkeit von der Schadstufe der Fichten.**

	Schadstufe 0-1	Schadstufe 2-3
1985 1. NJ	7.9 ± 1.6	8.3 ± 2.0
2. NJ	10.3 ± 2.4	11.2 ± 3.8
1986 2. NJ	6.5 ± 1.2	7.0 ± 1.2
1987 2. NJ	7.9 ± 1.2	8.0 ± 1.8

Die Calciumgehalte der beprobten Bäume von verschiedenen Standorten unterschieden sich deutlich voneinander. Die niedrigsten Gehalte in Fichtennadeln fanden sich am Predigtstuhl und am Listsee, die höchsten an der Vogelhütte (Abb. 26).



**Abb. 26: Nadelcalciumgehalte (mg/g TG) verschiedener Gebiete des Alpenparks (E=Eckau, B=Büchsenkopf, S=Schapbach, V=Vogelhütte, G=Gotzental, L=Listsee, P=Predigtstuhl)**

#### 5.5.3.4 Magnesium

Der Magnesiumgehalt wurde 1985 im 1. und 2. NJ 1986 und 1987 im 2. NJ ermittelt (Tab. 23).

Tab. 23: Magnesiumgehalte (mg/g TG) als Mittelwert der 1985, 1986, 1987 untersuchten Fichtennadeln.

		MW	s	Min	Max
1985 (n = 100)	1.NJ	1.69 ± 0.34		1.1	2.7
	2.NJ	1.73 ± 0.34		1.0	3.4
1986 (n = 31)	2. NJ	1.61 ± 0.34		0.96	2.7
1987 (n = 14)	2. NJ	1.66 ± 0.24		1.26	2.1

Mit ansteigendem Nadelalter war eine leichte Zunahme der mittleren Magnesiumkonzentration der Nadeln zu beobachten. In den 3 Untersuchungsjahren unterschieden sich die Mg-Gehalte nur geringfügig, aber – genau wie die Calciumwerte – zeigten die 1985 entnommenen Proben die höchsten Gehalte.

SMID & STEFAN (1980) sehen als Grenze einer nicht ausreichenden Magnesiumversorgung 1,1 mg/g TG, ein Wert der im Untersuchungsgebiet deutlich überschritten wurde. Nach REEMTSMA (1964) und EVERS (1972) ist Kennzeichen einer sehr guten Magnesiumversorgung ein mit zunehmendem Nadelalter gleichbleibender oder ansteigender Magnesiumgehalt.

Auch bei dem Vergleich mit in anderen Gebieten gemessenen Nadelmagnesiumgehalten wird die günstige Versorgung der Berchtesgadener Fichten deutlich. ZECH et al. (1985) ermittelten für den Bayerischen Wald Gehalte um 1 mg/g Mg, und ALTHERR & EVERS (1975) fanden im Schwarzwald Konzentrationen unter 0,7 mg/g Mg im Nadelmaterial.

Ein korrelativer Zusammenhang zwischen dem Magnesiumgehalt der Nadeln und der Schadstufe der Fichte bestand nicht (Tab. 24).

Tab. 24: Nadelmagnesiumgehalte (mg/g TG) in Abhängigkeit von der Schadstufe der Fichten.

		Schadstufe 0–1	Schadstufe 2–3
1985	1. NJ	1.69 ± 0.32	1.70 ± 0.37
	2. NJ	1.75 ± 0.47	1.70 ± 0.48
1986	2. NJ	1.61 ± 0.31	1.62 ± 0.45
1987	2. NJ	1.66 ± 0.18	1.67 ± 0.30

Die Fichten der einzelnen Standorte unterschieden sich stark in ihren mittleren Nadelmagnesiumgehalten, wobei am Listsee mit 2,3 mg/g TG die höchsten und am Büchsenkopf mit 1,3 mg/g TG die geringsten Werte auftraten (Abb. 27).

### 5.5.3.5 Kalium

In den Nadeln der 1985 beernteten Fichten wurde der Kaliumgehalt im 1. NJ und 2. NJ bestimmt, in den 1986 und 1987 beernteten Fichten im 2. NJ (Tab. 25).

Tab. 25: Kaliumgehalte (mg/g TG) als Mittelwert der 1985, 1986, 1987 untersuchten Fichten.

		MW	s	Min	Max
1985 (n = 100)	1. NJ	5.3 ± 2.4		2.0	16.2
	2. NJ	4.8 ± 2.2		1.6	14.1
1986 (n = 31)	2. NJ	3.6 ± 1.3		1.3	7.7
1987 (n = 14)	2. NJ	3.9 ± 1.3		1.9	6.2

Kalium ist in der Pflanze sehr mobil, was die höheren Gehalte dieses Elementes in den jüngeren Nadeln bedingt. Betrachtet man den zeitlichen Ablauf, so traten 1986 und 1987 ähnlich hohe Kaliumgehalte auf, während die Konzentrationen 1985 etwas darüber lagen. FERRAZ & ZÖTTL (1979) fanden Kaliumgehalte im Schwarzwald im 1. NJ 6 mg/g TG, REHFUESS (1983) im Bayerischen Wald 4,4–6,3 mg/g TG und STEFAN (1980) in der Steiermark 4,4–7,9 mg/g TG. Die im Nationalpark auftretenden K-Gehalte sind im Vergleich mit anderen Gebieten als gering einzustufen.

SMID & STEFAN (1980) geben Konzentrationen unter 3,3 mg/g TG als mangelnde und unter 4,2 mg/g TG als nicht ausreichende Kaliumversorgung an. Der Wert von 4,2 mg/g TG wurde von einem Großteil der untersuchten Fichten unterschritten. Eine Ursache der angespannten Kaliumversorgung liegt in den hohen Calcium-Gehalten des Bodens, die bedingen, daß durch die antagonistische Wirkung der Kationen in den Fichten weniger Kalium eingelagert wird. Der Kaliumgehalt des Bodens betrug im Durchschnitt 1,4 mg/g TG.

Die Kaliumgehalte der Nadeln geschädigter Bäume waren in allen Untersuchungsjahren geringer, als die der gesunden. Die Unterschiede waren jedoch nicht statistisch signifikant (Tab. 26).

Durch die höchsten Kaliumgehalte in den Nadeln der Fichten fiel der Standort Gotzental auf, durch die geringsten die Station Listsee (Abb. 28).

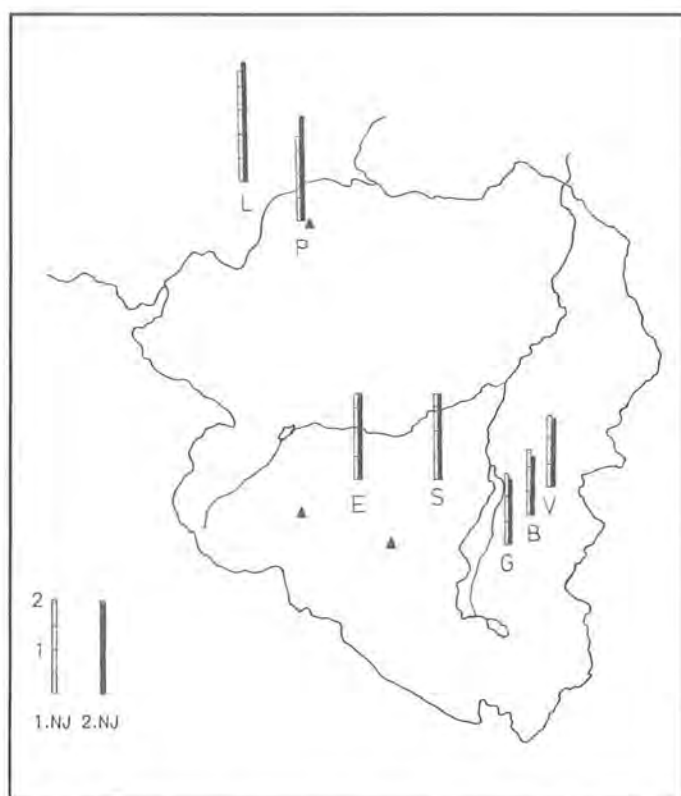


Abb. 27: Nadelmagnesiumgehalte (mg/g TG) verschiedener Gebiete des Alpenparks (E = Eckau, B = Büchsenkopf, S = Schapbach, V = Vogelhütte, G = Gotzental, L = Listsee, P = Predigtstuhl).

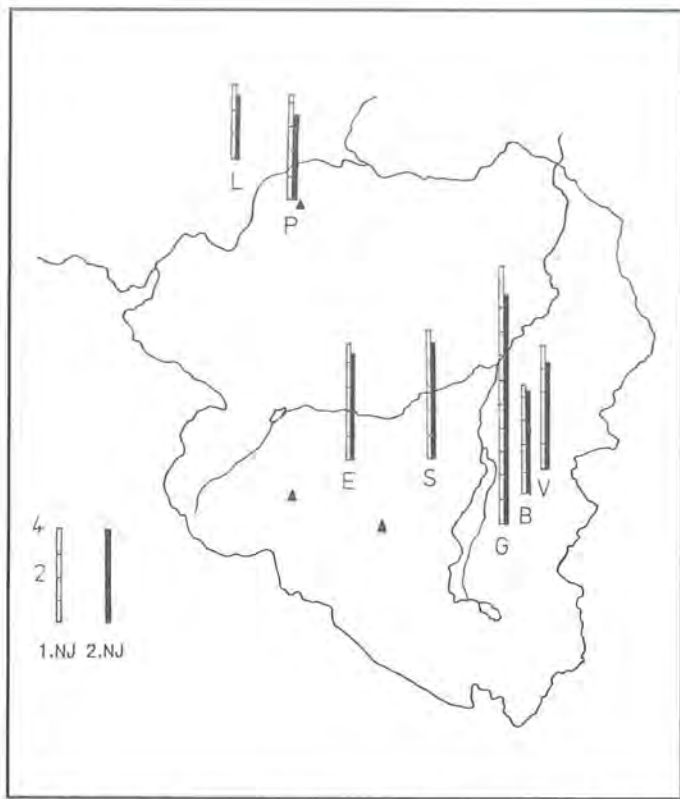


Abb. 28: Nadelkaliumgehalte (mg/g TG) verschiedener Gebiete des Alpenparks (E=Eckau, B=Büchsenkopf, S=Schapbach, V=Vogelhütte, G=Gotzental, L=Listsee, P=Predigtstuhl).

Tab. 26: Nadelkaliumgehalt (mg/g TG) in Abhängigkeit von der Schadstufe der Fichten.

		Schadstufe 0-1	Schadstufe 2-3
1985	1. NJ	5.4 ± 2.4	5.2 ± 2.4
	2. NJ	4.8 ± 2.0	4.7 ± 2.3
1986	2. NJ	4.1 ± 1.3	3.2 ± 1.2
1987	2. NJ	4.2 ± 1.4	3.6 ± 1.3

### 5.5.3.6 Mangan

Der Mangangehalt wurde in 1985 gewonnenem Nadelmaterial bestimmt, er schwankte in sehr weiten Grenzen.

Im Alpenpark trat im 1. NJ ein Mittelwert von 162 µg/g TG Mangan bei einer Standardabweichung von 84 µg/g TG (32 – 381 µg/g TG) auf. Im 2. NJ lag der Mittelwert bei 183 µg/g TG und die Standardabweichung bei 97 µg/g TG (26 – 391 µg/g TG).

Deutlich zeigten die Untersuchungen eine Anreicherung von Mangan in den älteren Nadeln, was durch die geringe Beweglichkeit dieses Elementes in der Pflanze begründet ist.

Bei Mangan handelt es sich um ein essentielles Spurenelement, das im Überschuß aufgenommen wird. Erst bei Werten unter 20 µg/g TG ist mit sichtbaren Schäden zu rechnen (ZECH et al. 1985).

Die im Nationalpark aufgetretenen Mangangehalte müssen im Vergleich mit anderen Gebieten als gering

eingestuft werden. ZÖTTL (1985) fand im Schwarzwald 405 µg/g TG im 1. NJ, REHFUESS (1983) im Bayerischen Wald 16 – 660 µg/g TG und BRAUN (1986) im Allgäu 723 µg/g TG. WYTTENBACH et al. (1985) ermittelten in der Schweiz Fichtennadelgehalte, die zwischen 7 und 1765 µg/g TG Mangan schwankten. Eine Ursache für das niedrige Versorgungsniveau im Nationalpark Berchtesgaden ist die auf basischen oder neutralen Böden geringe Pflanzenverfügbarkeit von Mangan. Auf sauren Böden ist Mangan für Pflanzen leichter verfügbar (KREUTZER 1970).

Ein statistischer Zusammenhang des Mangangehaltes der Nadeln zum Entnadelungsgrad der Fichte bestand nicht. Die Gehalte in den Nadeln geschädigter Fichten lagen etwas über denen der gesunden (Tab. 27).

Auch bei den Nadelmangangehalten der Fichten der einzelnen Standorte wird die große Streubreite deutlich. Die Fichten der Standorte Büchsenkopf und Vogelhütte zeigten einen deutlich höheren Mangangehalt in den Nadeln als die des Standortes Listsee.

Der im Boden ermittelte Mangangehalt betrug im Durchschnitt 483 µg/g TG.

Tab. 27: Nadelmangangehalte (µg/g TG) in Abhängigkeit von der Schadstufe der Fichten.

Schadstufe	1. NJ			2. NJ		
	MW	s	Min - Max	MW	s	Min - Max
0-1	158 ± 71	40	– 290	175 ± 89	32	– 344
2-3	168 ± 98	32	– 381	195 ± 105	26	– 391

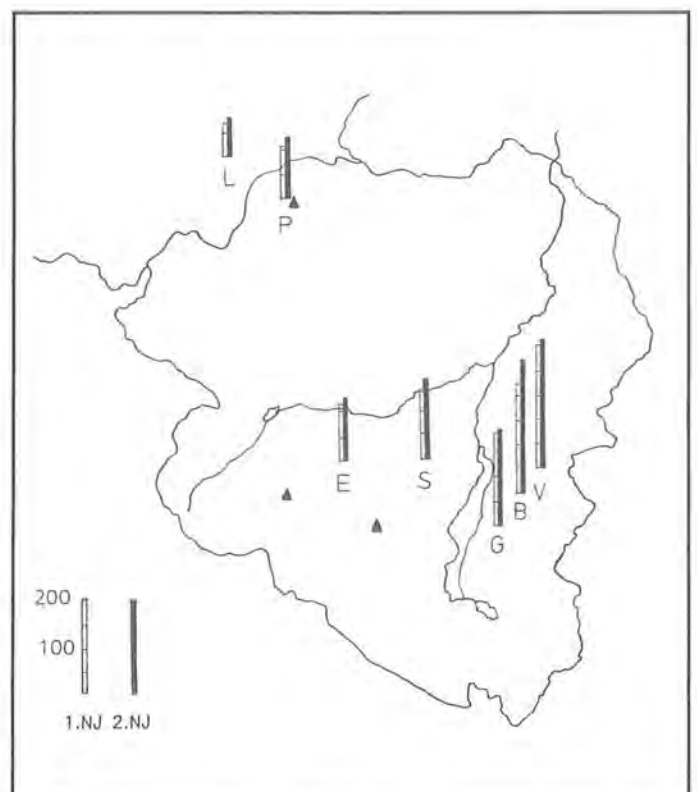


Abb. 29: Nadelmangangehalte (µg/g TG) verschiedener Gebiete des Alpenparks (E=Eckau, B=Büchsenkopf, S=Schapbach, V=Vogelhütte, G=Gotzental, L=Listsee, P=Predigtstuhl).

### 5.5.3.7 Nährelementrelationen

Einen Aufschluß über die Ernährungssituation können auch die Relationen der einzelnen Nährelemente zueinander geben, denn der günstigste Ernährungszustand hängt nicht nur von dem Gehalt einzelner Elemente ab, sondern auch von einem ausgewogenen Gleichgewicht der Elemente zueinander (Tab. 28).

Tab. 28: Nährelementrelationen der Nadeln 1985 (n=100), 1986 (n=31) und 1987 (n=14) untersuchter Bäume.

		MW	s	Min	Max
K/Ca	1985 1. NJ	0.68	± 0.33	0.28	2.8
	1985 2. NJ	0.47	± 0.30	0.16	2.5
	1986 2. NJ	0.57	± 0.38	0.18	1.5
	1987 2. NJ	0.51	± 0.20	0.21	0.87
K/Mg	1985 1. NJ	3.31	± 1.69	0.83	10.8
	1985 2. NJ	3.04	± 1.83	0.7	12.8
	1986 2. NJ	2.42	± 1.1	0.56	5.5
	1987 2. NJ	2.35	± 0.8	1.3	4.2
Ca/Mg	1985 1. NJ	4.99	± 1.55	1.95	8.7
	1985 2. NJ	6.7	± 2.9	2.9	17.6
	1986 2. NJ	4.4	± 1.4	2.0	8.5
	1987 2. NJ	4.8	± 0.8	3.7	6.1

Bedingt durch die schlechte Kaliumversorgung ist das K/Ca Verhältnis im Nationalpark – bei großer Streubreite – sehr niedrig. REHFUESS (1969) fand in Nadeln der Schwäbischen Alp für die K/Ca-Relation einen breiten Schwankungsbereich zwischen 0,43 und 1,49. ZECH (1970) gibt die Relation gesunder Nadeln mit 3,1, ALTHERR & EVERS (1975) mit 2,15 und HUNGER (1964) mit 1,7 an. Diese Werte wurden im Nationalpark weit unterschritten. TAMM (1964) berichtet, daß eine K/Ca-Rate in den Nadeln unter 0,5 mit Kaliummangel verknüpft ist.

HUNGER (1964) ermittelte eine K/Mg-Relation von 4,5 und eine Ca/Mg-Relation von 2,7 in Fichtennadeln. Im Nationalpark Berchtesgaden traten bei beiden Elementen deutlich niedrigere Relationen auf.

Hinweise auf eine Schadstoffbelastung durch Schwefeldioxid kann die Relation von Stickstoff/Schwefel im Nadelmaterial liefern. Normale Quoten liegen zwischen 8 und 12, während bei Werten unter 8 in Fichtennadeln Anreicherungs-effekte zu vermuten sind (EVERS 1986).

Im Nationalpark lag die N/S-Relation im Durchschnitt bei  $12,6 \pm 2,3$  (7,3 – 19,8). Die recht hohe Relation hat ihre Ursache in der schlechten Stickstoffversorgung.

Tab. 30: Ionengehalte (mg/l) von Nadeldiffusaten und Nadelelementgehalte (mg/g TG) in Abhängigkeit von der Schadstufe der Fichten.

	Nadeldiffusatgehalte								Nadelelementgehalte			
	Schadstufe 0 – 1				Schadstufe 2 – 3				Schadstufe 0 – 1		Schadstufe 2 – 3	
	MW	s	Min	Max	MW	s	Min	Max	MW	MW	MW	MW
pH	4.38				4.18							
K <sup>+</sup>	13.3 ± 10.3		3.4	– 40	12.9 ± 7.8		1.8	– 28	4.1			3.2
Ca <sup>2+</sup>	5.3 ± 1.2		3.6	– 7.2	6.6 ± 2.4		4.6	– 14.5	6.5			7.0
Mg <sup>2+</sup>	2.1 ± 0.7		1.0	– 3.1	2.7 ± 0.9		1.4	– 4.9	1.61			1.62
Na <sup>+</sup>	1.3 ± 0.4		0.8	– 2.3	1.4 ± 0.6		0.8	– 3.3	0.45			0.81
Mn <sup>2+</sup>	0.2 ± 0.16		0.06	– 0.5	0.3 ± 0.2		0.1	– 0.9				

Ein Zusammenhang zwischen den Nährelementrelationen in den Nadeln und der Schadstufe der Fichte bestand nicht. (K/Ca 1. NJ  $r = -0.19$  n.s., K/Mg  $r = -0.36$  n.s., Ca/Mg  $r = 0.2$  n.s., N/S  $r = -0.16$  n.s.)

### 5.5.4 Leaching Experiment

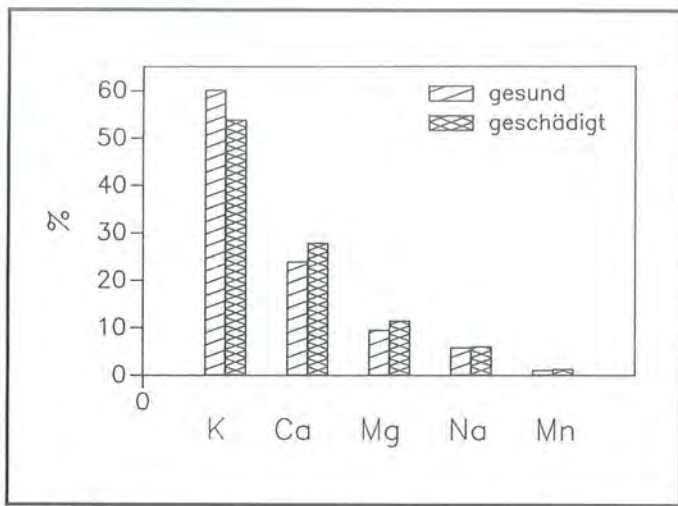
Unter Leaching versteht man die Auswaschung von Substanzen aus Pflanzen durch wässrige Lösungen wie Regen, Nebel u.s.w. (ULRICH et al. 1981). Nach TUKEY (1970) kann man davon ausgehen, daß von ungünstigen Witterungsereignissen, Ernährungsstörungen oder sonstigen physiologischen Schwächen betroffene Blattorgane empfindlicher gegenüber Auswaschungsprozessen sind als jene von gesunden kräftigen Pflanzen. In einem Versuch wurde ermittelt, in welchen Konzentrationen Nährionen aus den Nadeln ausgewaschen werden können und inwieweit sich die Nadeldiffusate gesunder und geschädigter Fichten unterscheiden (Tab. 29, 30).

Tab. 29: Elektrische Leitfähigkeit ( $\mu\text{S/cm}$ ) von Nadeldiffusaten in Abhängigkeit von der Schadstufe der Fichten (1g Nadeln; 20ml aqua demin.; 20 Std. Inkubationszeit).

	Schadstufe 0 – 1				Schadstufe 2 – 3			
	MW	s	Min	Max	MW	s	Min	Max
1985								
1. NJ	57 ± 15		41	85	58 ± 10		42	80
2. NJ	55 ± 15		37	81	62 ± 21		37	108
1986								
2. NJ	47 ± 21		22	89	51 ± 19		26	94

Die elektrische Leitfähigkeit der Nadeldiffusate nahm mit dem Entnadelungsgrad der Fichten tendenziell zu, jedoch war dieser Trend statistisch nicht absicherbar. Der pH-Wert des Waschwassers wurde durch die Nadeln deutlich erniedrigt und zwar bei geschädigten Fichten stärker als bei gesunden ( $r = 0.47^{**}$ ).

Im Nadeldiffusat lagen die Kalium-Ionen in der höchsten Konzentration vor, d.h. sie wurden am stärksten ausgewaschen. Die Höhe der Auswaschung der Ionen aus den Nadeln sank in der Reihe  $\text{K}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{Mn}^{2+}$ . Setzt man die Diffusatkonzentrationen in Relation zu den Nadelelementgehalten, wurden während des Leachingversuches 3.2% Kalium, 0.8% Calcium, 1.5% Magnesium und 1.8% Natrium aus den Nadeln ausgewaschen. Auch LUTZ & BREININGER (1986) konnte für Kalium die stärkste Leachingrate finden.



**Abb. 30:** Prozentuale Ionenzusammensetzung von Nadeldiffusaten gesunder und geschädigter Fichten.

Betrachtet man die prozentuale Ionenzusammensetzung der Diffusate gesunder und geschädigter Fichten (Abb. 30), so zeigt sich, daß Calcium- und Magnesiumionen von geschädigten Nadeln signifikant stärker ausgewaschen wurden als von gesunden ( $Mg^{2+}$   $r = 0.35^*$ ,  $Ca^{2+}$   $r = 0.40^{**}$ ). Bei Kalium und Magnesium bestand ein korrelativer Zusammenhang zwischen der Höhe der Ionenkonzentration im Waschwasser und in den Nadeln ( $K^+$   $r = 0.69^{***}$ ,  $Mg^{2+}$   $r = 0.48^{**}$ ).

#### 5.5.5 Oberflächenstruktur

Um Aussagen über die Oberflächenbeschaffenheit der Nadeln machen zu können, wurde von vier geschädigten und vier ungeschädigten Fichten jeweils der 1. und 4. Nadeljahrgang im Rasterelektronenmikroskop betrachtet. Bei den Proben wurde besonders die Struktur der Wachsschicht, die die Nadeloberfläche überzieht, und die der Wachsstöpsel, die die einzelnen in die Epidermis eingesenkten Stomata abdecken, untersucht. Außerdem wurde auf einen Pilzbefall der Nadeln geachtet.

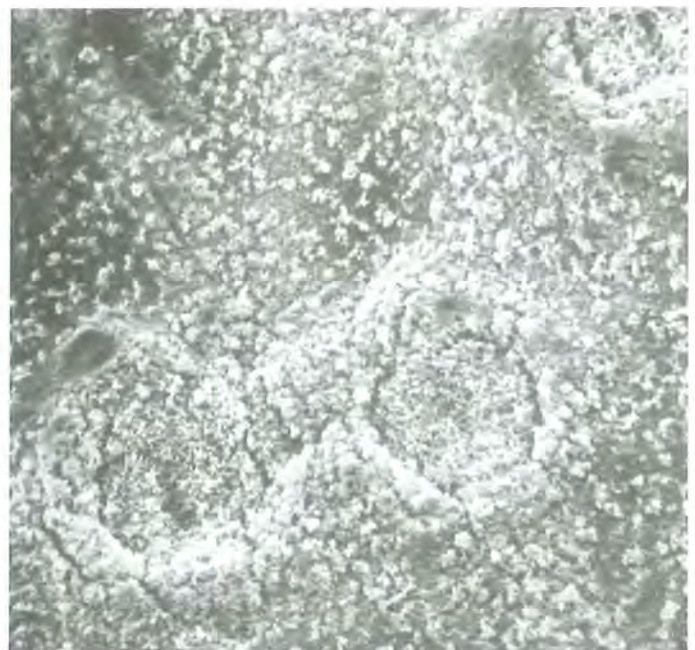
Die Nadeln zeigten eine stark strukturierte Oberfläche mit zahlreichen aufgelagerten Wachskristallen und eingesenkten Stomata (Abb. 31). Abb. 32 zeigt eine ältere Nadel mit deutlichen Verkahlungen und Verschmelzungen der Stomatawachse.

Die Oberfläche der höheren Pflanze ist mit einer Kutikula bedeckt, die die Gasdiffusion behindert und eine Hauptbarriere für den Eintritt von Immissionen bildet. Für diese Aufgabe sind die Kutikulaarchitektur und der Widerstand gegen Verwitterung bedeutend. Beispiele für typisch aufgetretene Strukturen der Kutikula sind Abb. 33, 34. Die Oberfläche der jungen Nadeln war deutlich stärker mit kristallinen Wachsstrukturen besetzt als die der älteren Nadeln. Im Nationalpark traten aber auch bei den jüngsten Nadeln schon häufig derartige Verkahlungen der Oberfläche auf. Unterschiede in der Stärke der Erosion der der Kutikulaoberfläche aufgelagerten Wachsstrukturen zwischen gesunden und geschädigten Bäumen konnten nicht erfaßt werden.

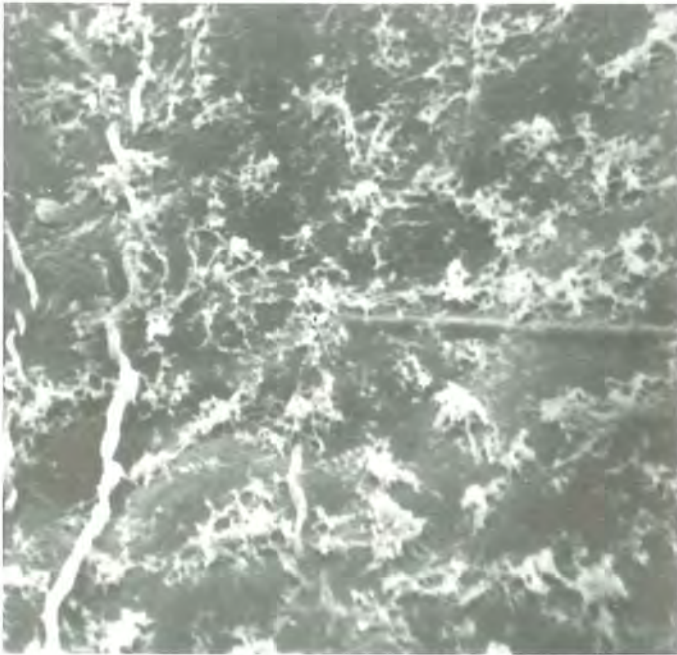
Die Stomata waren in der Mitte der Seiten der vierkantigen Nadeln in mehreren Reihen nebeneinander angeordnet. Die Anzahl der Reihen schwankte zwischen verschiedenen Nadeln, und die Anordnung der Stomata war teilweise ungleichmäßig.

Der epistomatäre Raum ist im Primärzustand von kristallinem Wachs ausgefüllt, das an der Grenze Schließ-Nebenzellen abgeschieden wird. Es besteht aus feinen langen Wachsrohren, die zu einem komplizierten funktionellen Netz-Gitterwerk angeordnet sind (MAGEL 1985). Abb. 35, 36 zeigt die feine Strukturierung des Wachspropfes, der den epistomatären Raum lückenlos bedeckt.

Mit zunehmendem Alter der Nadeln verändert sich die Struktur der Wachsstöpsel. Anstelle der langen



**Abb. 31, 32:** (1. NJ Büchsenkopf Fichte 14; 4. NJ Eckau Fichte 16) Aufsicht auf die Oberfläche von Fichtennadeln, deutliche Verkahlungen der Oberfläche und Verschmelzungen der Stomatawachse (300 bzw. 290 x vergrößert).



**Abb 33:** *Picea abies* (1.NJ Büchsenkopf Fichte 15) Kutikulaoberfläche ist mit kristallinen Wachsstrukturen bedeckt (1600 x vergrößert).

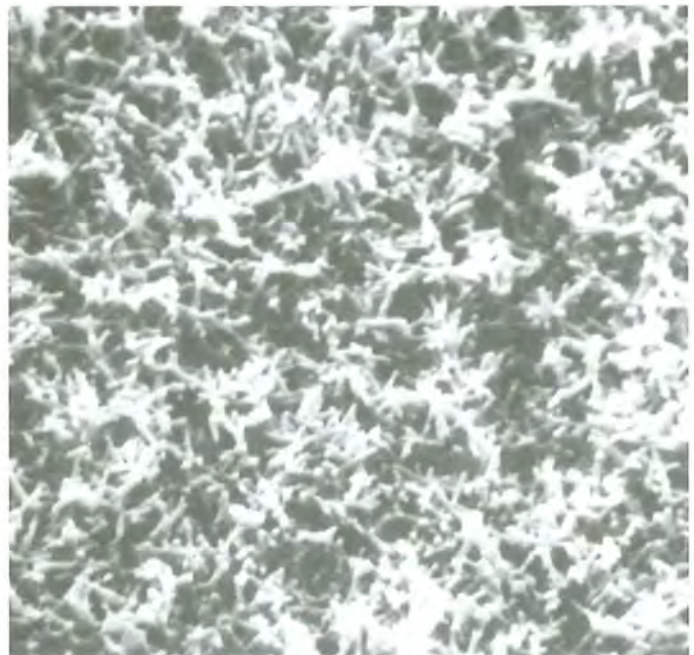
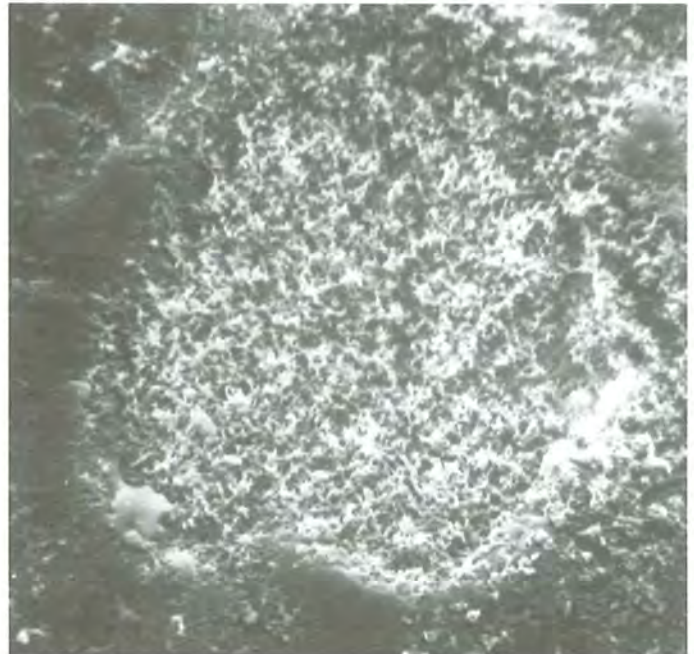


**Abb. 34:** (4.NJ Büchsenkopf Fichte 6) Nadeloberfläche mit deutlichen Verkahlungen (1300 x vergrößert).

Wachsröhrchen treten kürzere Wachsstäbchen und danach Wachskörner. Die jungen fein strukturierten Wachse scheinen zu verschmelzen (Abb. 37, 38). Im Nationalpark war im 1. Nadeljahrgang eine feine röhrenförmige Strukturierung der Wachse zu beobachten, daneben konnten aber auch bei den jungen Nadeln schon starke Verschmelzungen beobachtet werden. Im 4. Nadeljahrgang waren die Wachse in der Regel stark verschmolzen, die Einzelstrukturen der Wachsröhrchen waren nicht mehr erkennbar. Die beobachteten Verkahlungen und Verschmelzungen sind deutlich Verwitterungssymptome, die im Nationalpark auch schon bei den jüngsten Nadeln auftraten.

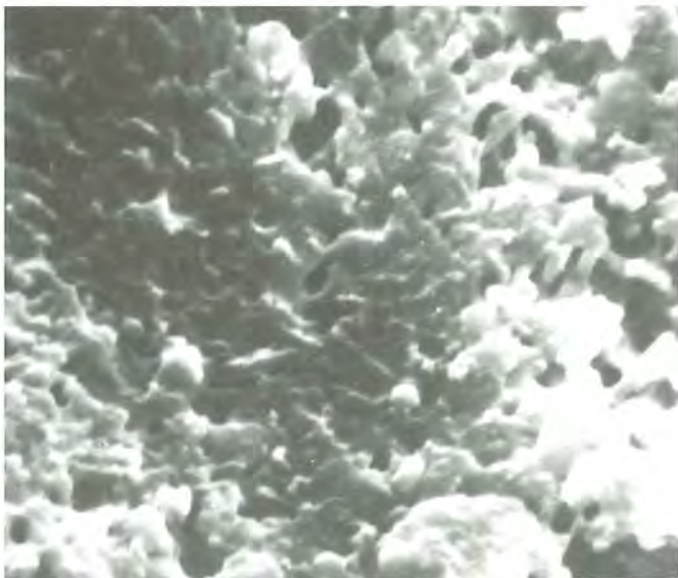
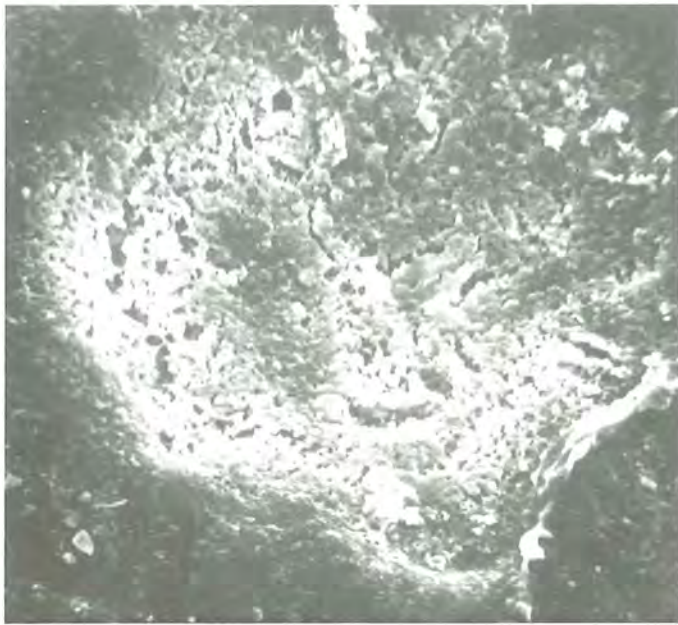
Die Fichtennadeln wiesen häufig den Wachspopf durchziehende Risse und Sprünge auf, die sich teilweise über den gesamten Wachspopf ausdehnten (Abb. 39). Treten solche Perforationen auf, sieht MÄGEL (1985) die Gefahr vom Herauslösen dieser Wachspfropfen. Außerdem entstehen durch die Perforationen Öffnungen, die Pathogenen als Eintrittsstelle dienen könnten.

Bei einigen Nadeln konnten Hyphen im Stomatabereich beobachtet werden (Abb. 40). Ob diese über die Stomata aus den Nadeln ausbrachen, oder dort günstige Keimungsbedingungen gefunden haben, bleibt unklar. Traten makroskopisch sichtbare Verletzungen der Nadeln auf, konnten im REM zahlreiche Pilzhypen beobachtet werden. Hier ist anzunehmen, daß die Pilzinfektionen sekundär auftraten.

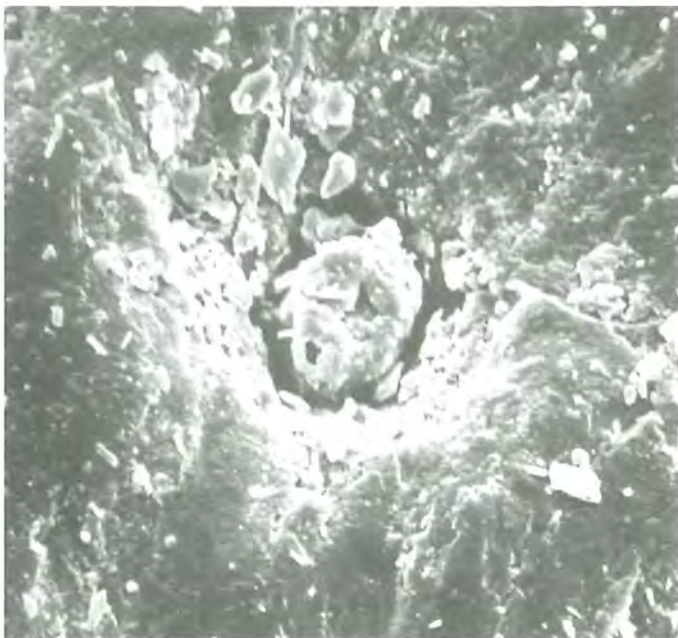


**Abb. 35, 36:** (1.NJ Büchsenkopf Fichte 6) Struktur der epikutikularen Wachse der Stomata deutlich röhrenförmig (1100 bzw. 3000 x vergrößert).

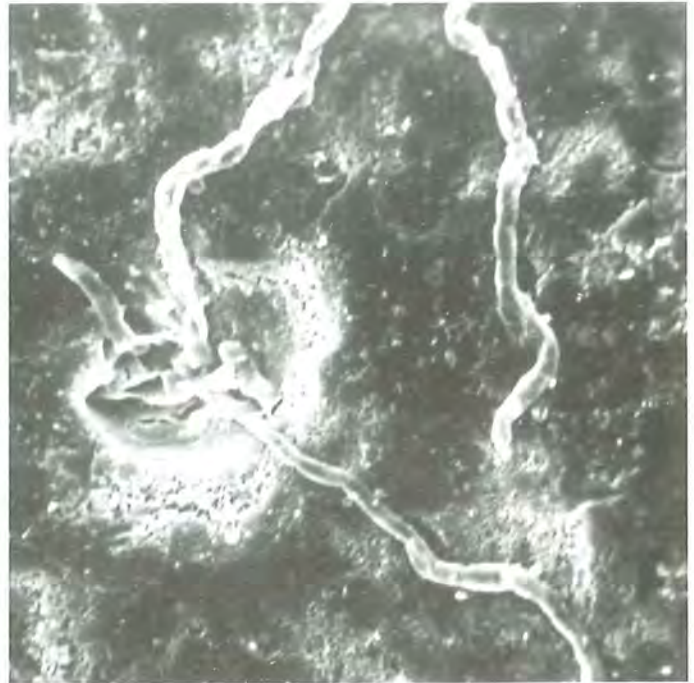




**Abb. 37, 38:** (4.NJ Büchsenkopf Fichte 6) erhebliche Verschmelzungen der Wachse des epistomatären Raumes, Einzelstrukturen der Wachsröhren sind nicht mehr erkennbar (1000 bzw. 5300 x vergrößert).



**Abb. 39:** (4.NJ Eckau Fichte 16) sich über den gesamten Wachsprof ausdehnender Riß (1200 x vergrößert).



**Abb. 40:** (4.NJ Eckau Fichte 1) aus Stomatahölle hervorbrechende Pilzhyphen (400 x vergrößert).

## 5.5.6 Biochemische Untersuchungen

### 5.5.6.1 Pigmentgehalt

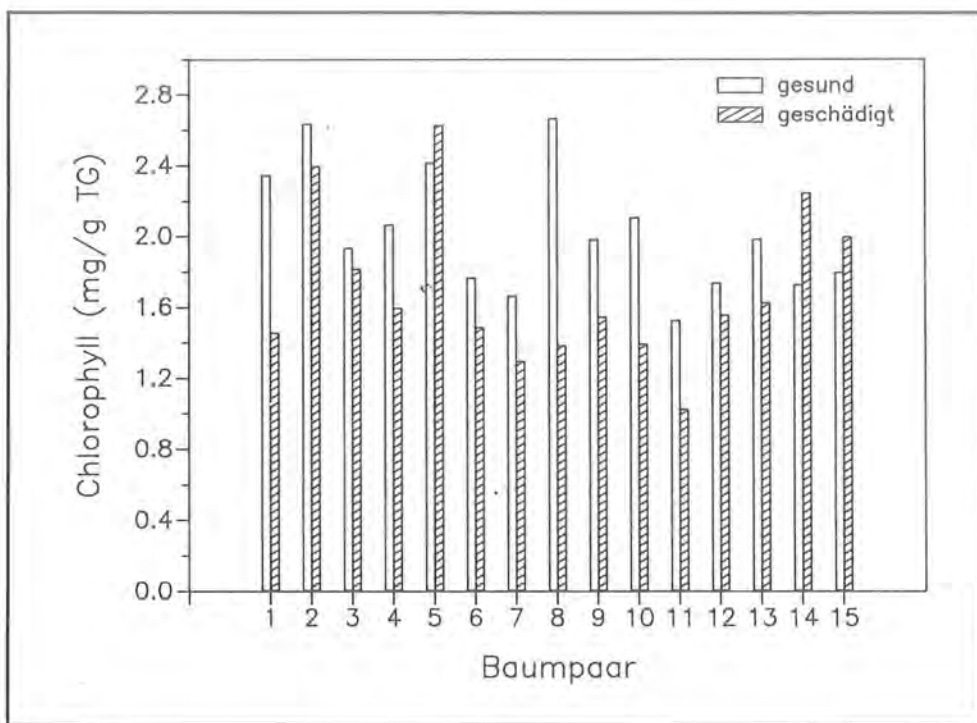
Im 2.NJ der 1986 beernteten Fichten wurden die Pigmentgehalte bestimmt und daraus die Pigmentrelationen errechnet (Tab. 31).

**Tab. 31: Chlorophyll-Carotinoid-Gehalte (mg/g TG) und Pigmentrelation (Chla, b = Chlorophyll a, -b; x+c Summe der Carotinoide) (n = 88).**

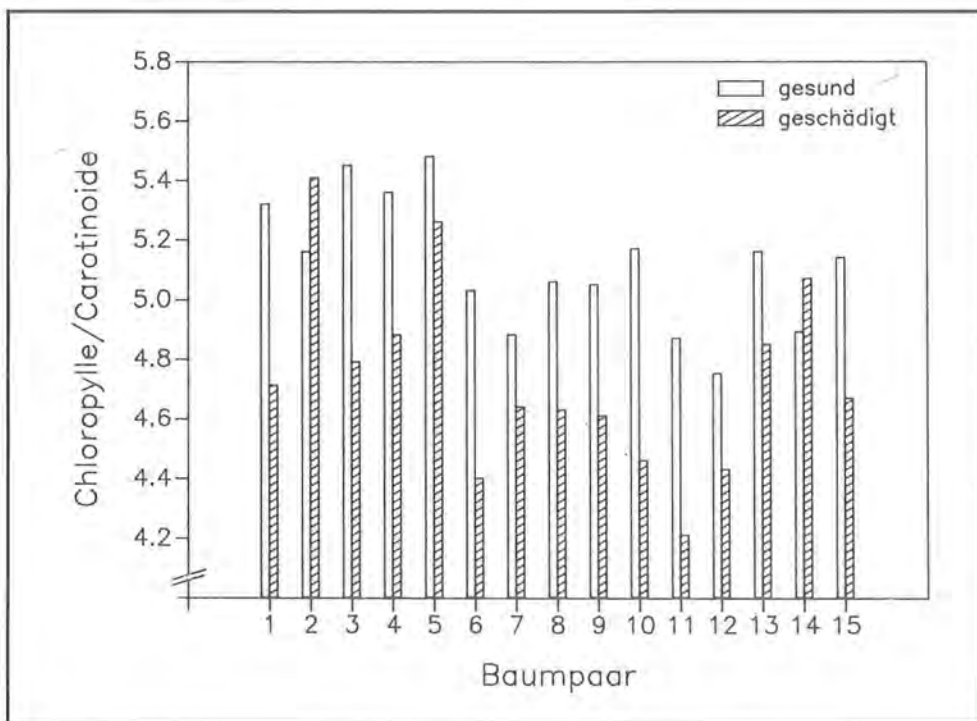
Pigment	MW	s	Min	Max
Chla	1.45 ± 0.33		0.77	2.1
Chlb	0.37 ± 0.09		0.18	0.56
Chla+b	1.82 ± 0.42		0.95	2.66
x+c	0.37 ± 0.07		0.21	0.53
a/b	3.97 ± 0.18		3.37	4.48
a+b/x+c	4.87 ± 0.39		3.68	5.55

Es fand sich eine deutliche Beziehung zwischen dem Pigmentgehalt der Nadeln und der Schadstufe der Fichte (Tab. 32). Geschädigte Bäume wiesen einen um 14% geringeren Chlorophyllgehalt auf als gesunde, obwohl makroskopisch keine Vergilbungen sichtbar waren. Auffällig war, daß Chl a und Chl b gleichermaßen reduziert waren, wodurch die Relation Chl a/b zwischen geschädigten und ungeschädigten Fichten unverändert blieb. (Chla  $r = -0.34^{***}$ , Chlb  $r = -0.35^{***}$ , Chla + b  $r = -0.34^{***}$ ).

Der Mittelwert der Carotinoidgehalte geschädigter Fichten war um 9% geringer als derjenige gesunder, und auch bei der Relation a+b/x+c trat eine deutliche Beziehung zur optisch sichtbaren Schädigung des Baumes auf (x+c  $r = -0.25^{**}$ , a+b/x+c  $r = -0.43^{***}$ ). Das bedeutet, daß die Chlorophylle stärker vom Abbau betroffen waren als die Carotinoide.



**Abb. 41:**  
Nadelchlorophyllgehalte  
von 15 Baumpaaren der  
Stationen Eckau, Schapbach  
und Büchsenkopf.



**Abb. 42:**  
Chlorophyll/Carotinoide-Relation  
von 15 Baumpaaren der  
Stationen Eckau, Schapbach  
und Büchsenkopf.

Betrachtet man einzelne Bäume, so wird im Pärchenvergleich der Chlorophyllgehalt der Nadeln und die Chlorophyll/Carotinoide-Relation zu einem deutlichen Indikator der Schädigung des Baumes (Abb. 41, 42).

**Tab. 32: Pigmentgehalte (mg/g TG) und Pigmentrelationen der Nadeln in Abhängigkeit der Schadstufe der Fichten (n=88).**

	Schadstufe 0-1				Schadstufe 2-3			
	MW	s	Min	Max	MW	s	Min	Max
a+b	1.95 ± 0.38		1.20	2.66	1.68 ± 0.42		0.95	2.62
x+c	0.39 ± 0.06		0.26	0.53	0.35 ± 0.07		0.21	0.50
a/b	3.96 ± 0.15		3.53	4.30	3.98 ± 0.20		3.37	4.48
a+b/x+c	5.02 ± 0.33		3.98	5.55	4.72 ± 0.39		3.68	5.41

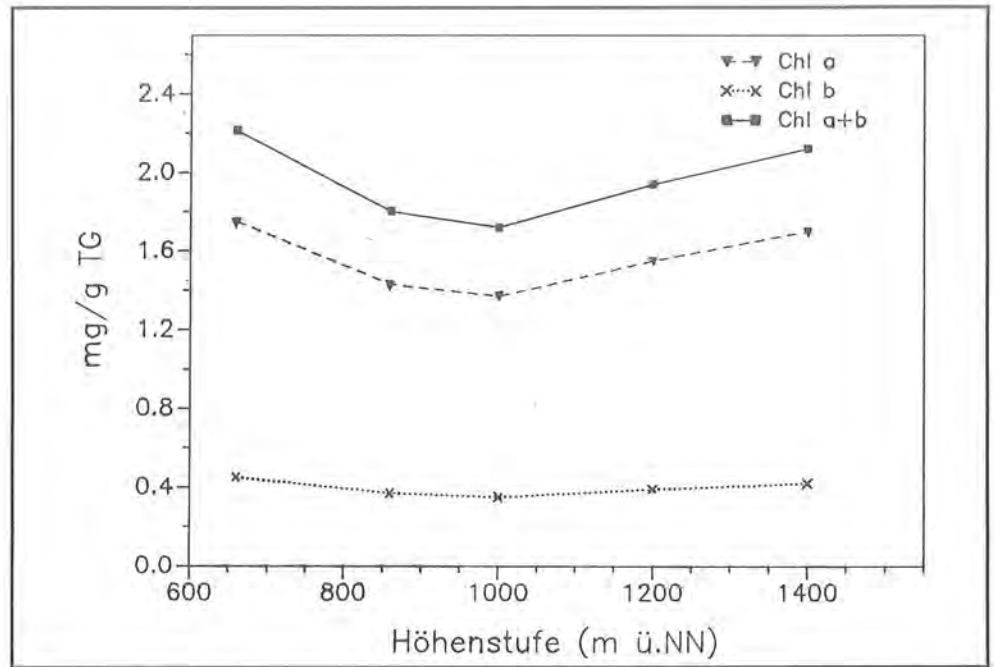
Das Pigmentmuster veränderte sich deutlich in Abhängigkeit von der Seehöhe (Tab. 33). Der Chlorophyllgehalt, der am Standort 1000m ü. NN am geringsten war, zeigte keinen statistischen Zusammenhang

zur Seehöhe (Abb. 43). Die Relation Chl a/b nahm mit steigender Höhenstufe zu (Abb. 44), die Chlorophyll/Carotinoide-Relation dagegen tendenziell ab (Abb. 45). Carotinoide absorbieren im kurzwelligen Spektralbereich und verhindern eine Photooxidation des Chlorophylls. Deshalb kann ein im Vergleich zum Chlorophyll steigender Carotinoidegehalt als eine Anpassung an die mit steigender Seehöhe zunehmende kurzwellige Strahlung gesehen werden.

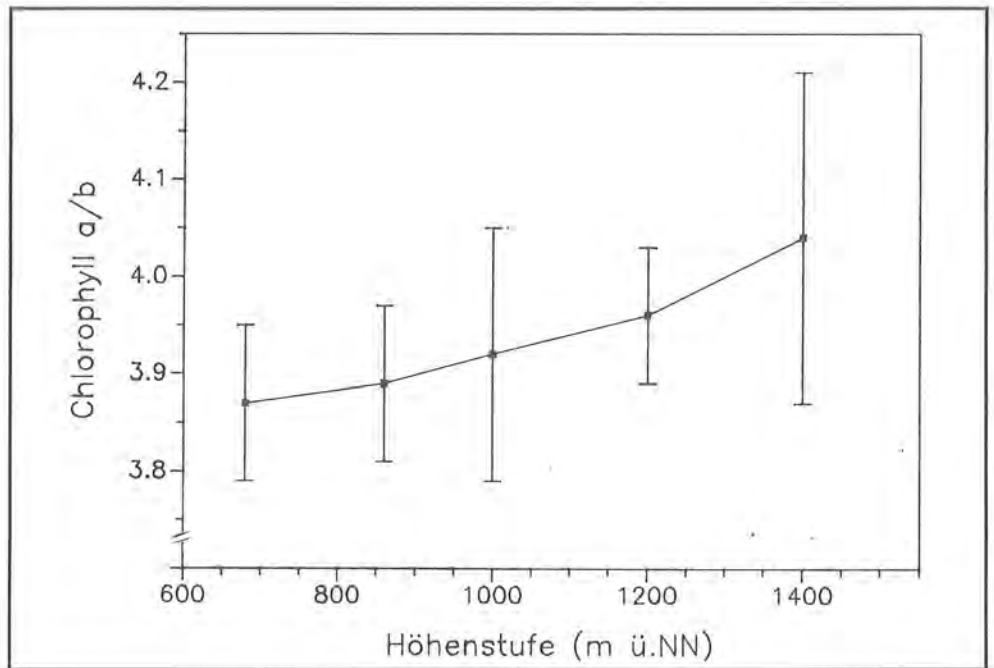
**Tab. 33: Pigmentgehalte (mg/g TG) und Pigmentrelationen entlang des Höhenprofils im Nationalpark Berchtesgaden.**

	Höhe ü. NN				
	660	860	1000	1200	1400
a+b	2.21	1.80	1.72	1.94	2.12
x+c	0.43	0.35	0.36	0.38	0.43
a/b	3.87	3.88	3.92	3.96	4.04
a+b/x+c	5.13	5.13	4.79	5.05	4.99

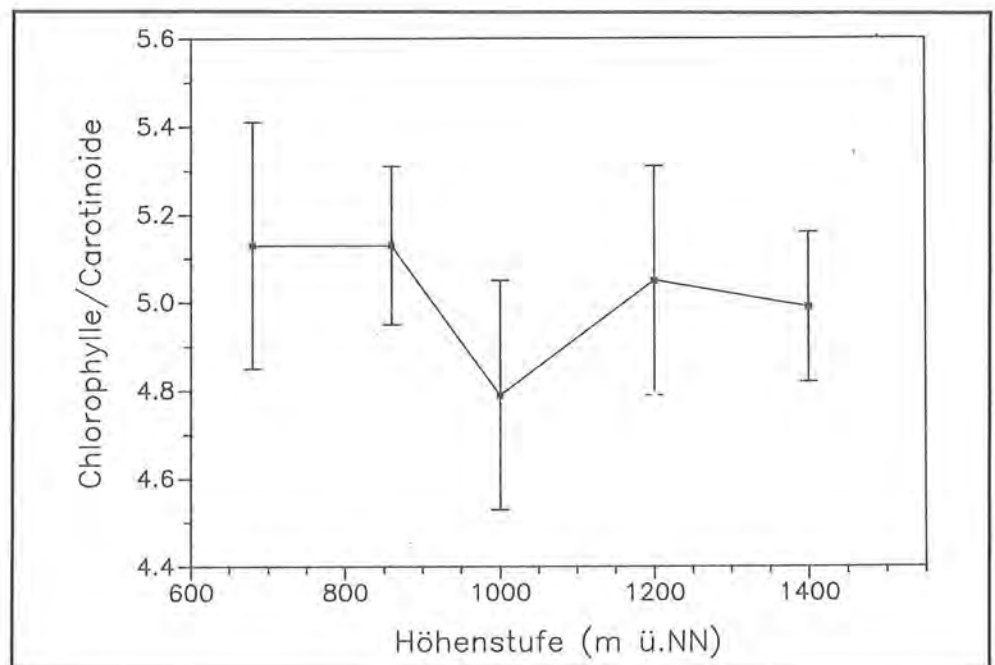
**Abb. 43:**  
Chlorophyllgehalt (mg/g TG)  
von Fichtennadeln in  
Abhängigkeit der Höhe ü. NN.

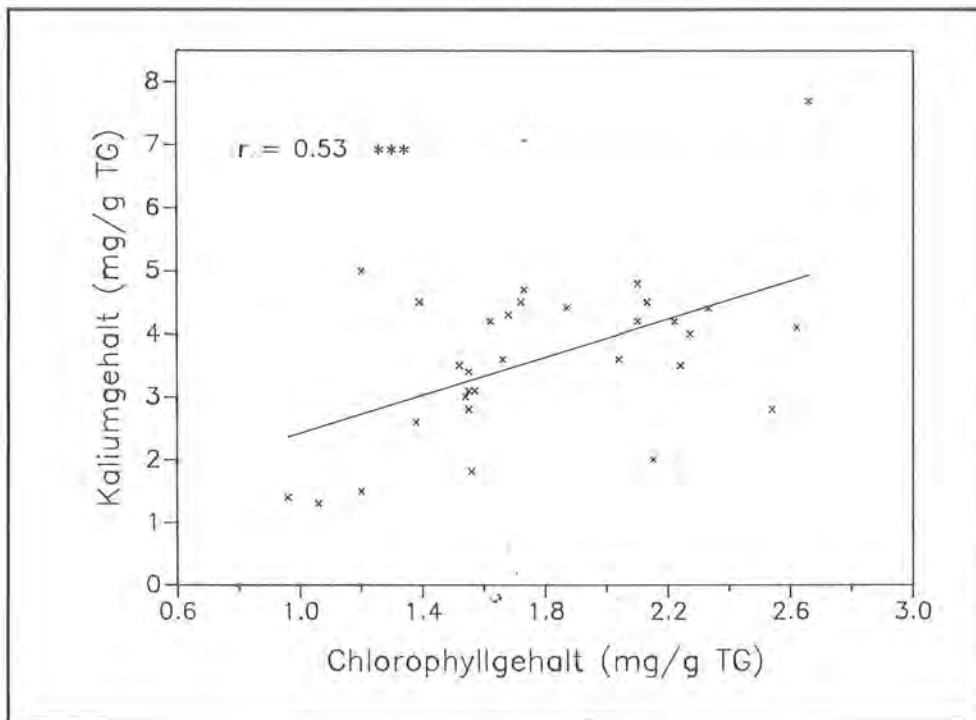
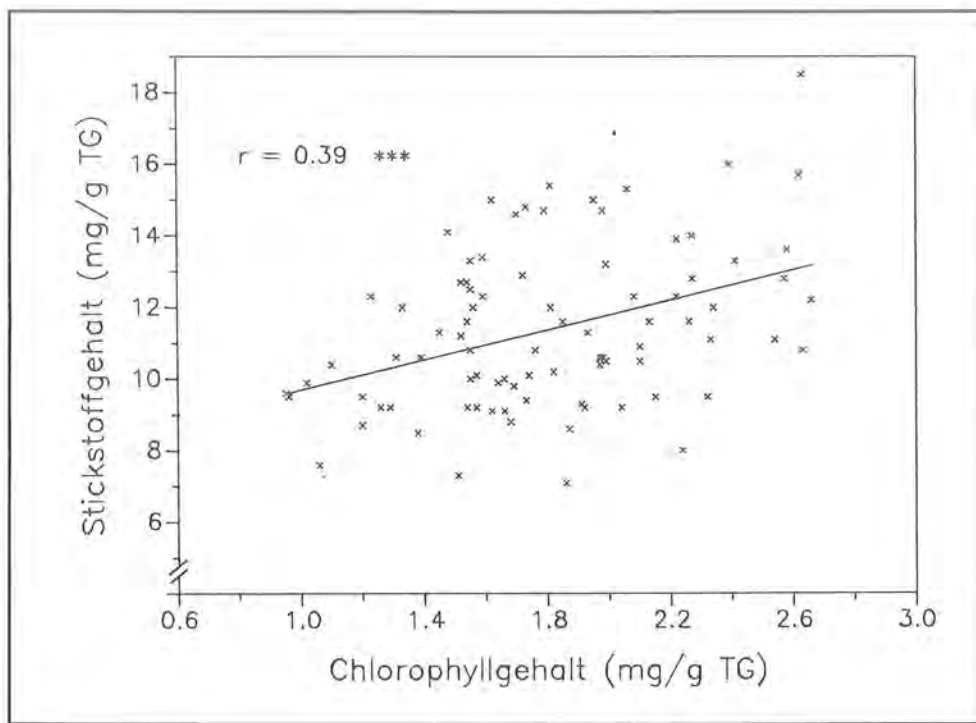


**Abb. 44:**  
Chlorophyll a/b-Relation  
von Fichtennadeln in  
Abhängigkeit der Höhe ü. NN.



**Abb. 45:**  
Chlorophyll/Carotinoid-Relation  
von Fichtennadeln in  
Abhängigkeit der Höhe ü. NN.





**Abb. 46:**  
Zusammenhang von Stickstoff-  
und Kaliumgehalt zum  
Chlorophyllgehalt in Fichten-  
nadeln.

Der Chlorophyll- und Carotinoidgehalt korrelierte hochsignifikant positiv mit dem Stickstoff- und dem Kaliumgehalt (Abb. 46), das heißt, der Chlorophyllabbau fand sich verstärkt bei den schlecht ernährten Bäumen. Auch KELLER & WEHRMANN (1963) fanden in Fichtennadeln eine Stickstoff-Chlorophyll-Korrelation im Stickstoffmangelbereich. Zum Magnesium- oder Calcium-Gehalt, 2 Elementen mit denen die Fichten sehr gut versorgt waren, bestand keine derartige Beziehung (Mg/Chl  $r = -0.06$  n.s., Ca/Chl  $r = 0.07$  n.s.).

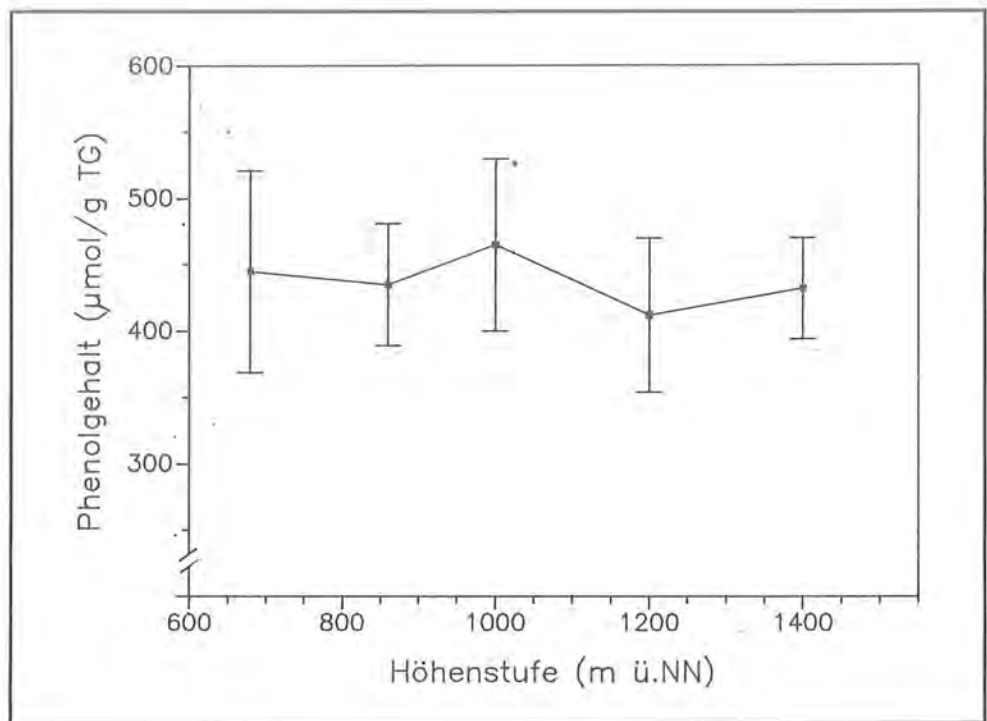
Die Chlorophyllgehalte in Fichtennadeln der Standorte Gotzental, Predigtstuhl und Listsee wiesen sehr geringe, die von Eckau sehr hohe Werte auf.

#### 5.5.6.2 Phenolgehalt

Verschiedene Streßbedingungen können den pflanzlichen Phenolmetabolismus beeinflussen. Veränderungen des Gehaltes an phenolischen Substanzen können als Indikator für Immissionen benutzt werden (YEE MEILER 1974; GRILL et al. 1975).

Der im 2. NJ 1986 beernteter Fichten bestimmte Phenolgehalt betrug im Mittel  $455 \mu\text{mol/g TG}$  bei einer Standardabweichung von  $64 \mu\text{mol/g TG}$ , einem Minimum von  $330 \mu\text{mol/g TG}$  und einem Maximum von  $620 \mu\text{mol/g TG}$ .

Es bestand keine statistisch signifikante Beziehung des Phenolgehaltes der Nadeln zur Schadstufe der



**Abb. 47:**  
Phenolgehalt ( $\mu\text{mol/g TG}$ )  
von Fichtennadeln in  
Abhängigkeit der Höhe ü. NN.

Fichte. Der Phenolgehalt gesunder Fichten war aber im Mittel etwas geringer als der geschädigter (Tab. 34).

**Tab. 34: Phenolgehalt ( $\mu\text{mol/g TG}$ ) der Nadeln in Abhängigkeit der Schadstufe der Fichten (n=88).**

Schadstufe	MW	s	Min	Max
0-1	448	± 66	330	582
2-3	462	± 62	334	620

Eine Tendenz zur Höhenstufe war nicht erkennbar (Abb. 47). Der Standort 1000m ü. NN zeigte die höchsten Phenolgehalte in den Nadeln, der Standort 1200m ü. NN die geringsten.

Die Phenolgehalte in Fichtennadeln an den verschiedenen Standorten schwankten nur wenig, wobei auf Eckau die geringsten und am Büchsenkopf die höchsten Gehalte auftraten. Auffällig war die hochsignifikante reziproke Korrelation zum Chlorophyll- und Carotinoidgehalt (Phenol/Chlorophyll  $r = -0.42^{***}$ ; Phenol/Carotinoide  $r = -0.39^{***}$ ).

### 5.5.6.3 Prolingehalt

Die Aminosäure Prolin wird von den Pflanzen unter Wasserstress in erhöhtem Maße produziert und eignet sich somit als Indikator für Störungen im Wasserhaushalt. Der Gehalt an freiem Prolin ist ein Indikator für Stresssituationen. Er wurde in gefriergetrocknetem Material des 2. NJ der Ernte 1986 bestimmt und betrug im Durchschnitt  $0.55 \mu\text{mol/g TG}$ , bei einer Standardabweichung von  $0.14 \mu\text{mol/g TG}$  einem Minimum von  $0.35 \mu\text{mol/g TG}$  und einem Maximum von  $1.05 \mu\text{mol/g TG}$ .

Es bestand eine statistisch signifikante Beziehung zwischen dem Prolingehalt der Nadeln und der Schadstufe der Fichte ( $r = 0.20^*$ ) (Tab. 35).

**Tab. 35: Prolingehalte ( $\mu\text{mol/g TG}$ ) der Nadeln in Abhängigkeit von der Schadstufe der Fichten (n=88).**

Schadstufe	MW	s	Min	Max
0-1	0.52	± 0.11	0.35	0.91
2-3	0.59	± 0.16	0.36	1.05

Auch BODE et al. (1985) fanden in gesunden Fichten nur Werte unter  $1 \mu\text{mol/g TG}$  freies Prolin und konnten eine Prolinanreicherung in geschädigten Fichten beobachten. Die Resultate sind ein Indiz, daß bei einer Schädigung eine frühzeitige Störung des Prolinmetabolismus eintritt.

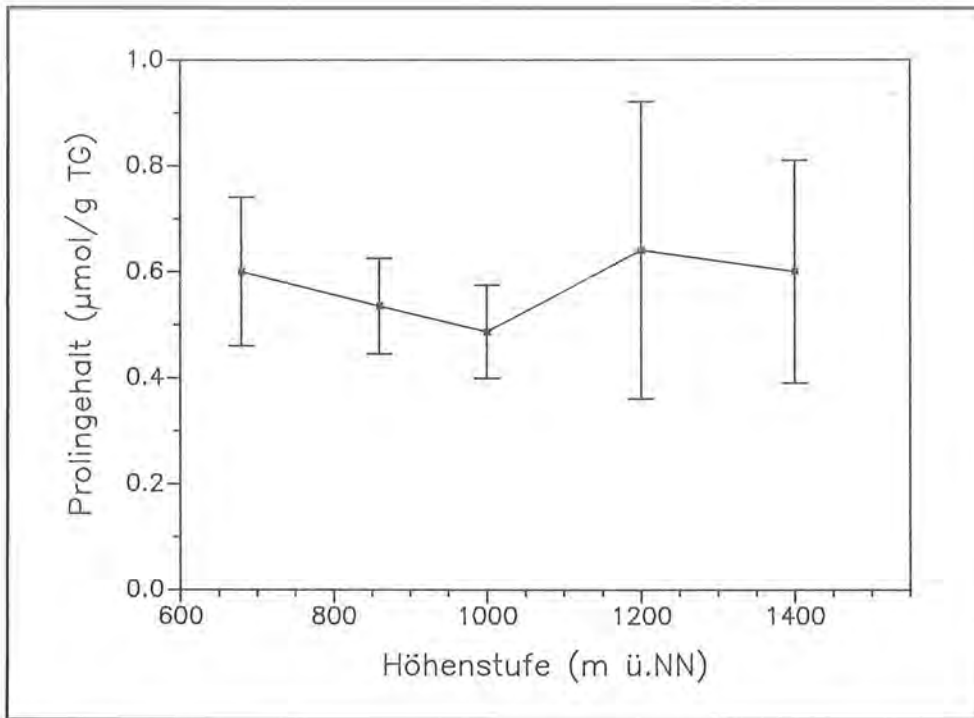
Zwischen dem Prolingehalt und der FG/TG-Relation bestand eine reziproke Korrelation ( $r = -0.27^{**}$ ), d.h. je geringer der Wassergehalt der Nadeln war, desto stärker war die Anreicherung von freiem Prolin.

Beim Vergleich der Prolingehalte von Fichtennadeln an den verschiedenen Standorten fielen der Standort Eckau durch die geringsten und der Standort Listsee durch die höchsten Gehalte auf.

Ein Zusammenhang zwischen den Prolingehalten in den Nadeln und der Seehöhe der Fichten war nicht erkennbar ( $r = 0.10$  n.s.) (Abb. 48).

### 5.5.6.4 Katalaseaktivität

Die Katalaseaktivität soll Hinweise liefern, ob Unterschiede im zellulären Entgiftungssystem gesunder und geschädigter Fichten bestehen. Katalase ist ein in den Peroxisomen lokalisiertes Schutzenzym, das überschüssiges  $\text{H}_2\text{O}_2$  zu Sauerstoff und Wasser abbaut. Die Enzymaktivität wurde im 2.NJ des 1986 geernteten Materials bestimmt. Im Mittel aller Proben (n=88) betrug die Aktivität  $24,1 \text{ ml O}_2/\text{min} \pm 18,9$  (Min 1,8; Max  $80 \text{ ml O}_2/\text{min}$ ), das heißt, daß die Katalaseaktivität in weiten Grenzen schwankte.



**Abb. 48:**  
Prolingehalt ( $\mu\text{mol/g TG}$ )  
von Fichtennadeln in  
Abhängigkeit der Höhe ü. NN.

Geschädigte Fichten zeigten eine geringere Enzymaktivität ( $r = -0,18^*$ ), womit bei zunehmender Schädigung ein wichtiges zelluläres Entgiftungssystem entfiel (Tab. 36).

**Tab. 36:** Katalaseaktivität ( $\text{ml O}_2/\text{min}$ ) der Nadeln in Abhängigkeit von der Schadstufe der Fichten ( $n=88$ ).

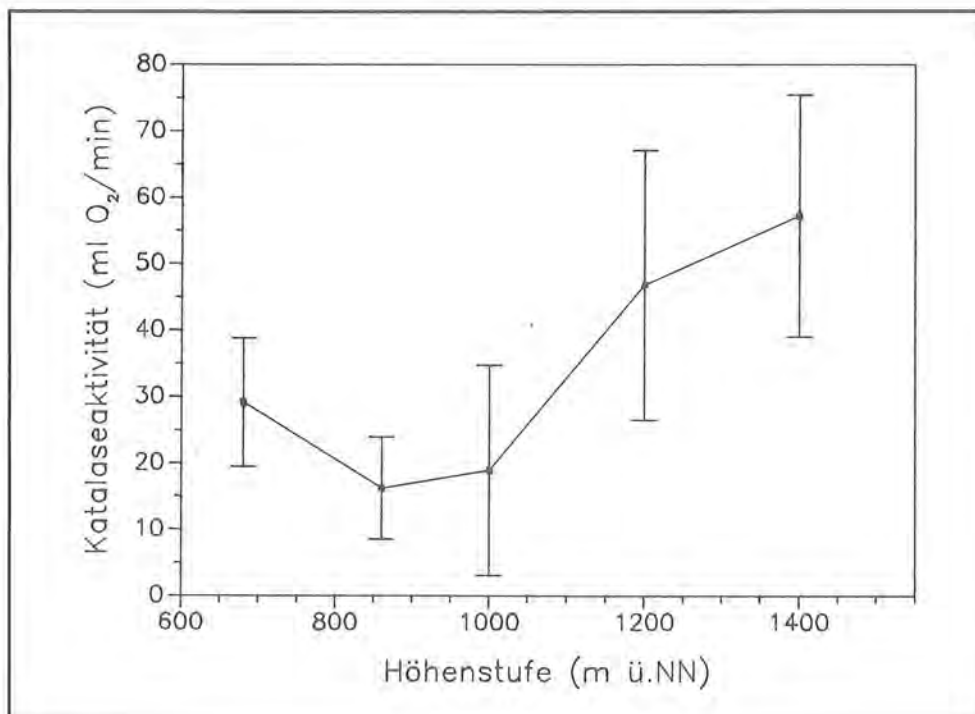
Schadstufe	MW	s	Min	Max
0-1	25.2 ± 18.2		4.0	78
2-3	23.0 ± 19.8		1.8	80

Betrachtet man nur die Fichten der Standorte Eckau, Schapbach und Büchsenkopf, ist der Unterschied zwischen geschädigten und gesunden Exemplaren noch deutlicher (gesund  $23,2\text{ml O}_2/\text{min}$ , geschädigt  $17,6\text{ml O}_2/\text{min}$ ). Die bei geschädigten Fichten geringere

Fähigkeit, reaktives  $\text{H}_2\text{O}_2$  abzubauen, kann dazu führen, daß verstärkt Plastidenpigmente zerstört werden. Zwischen der Katalaseaktivität und dem Pigmentgehalt trat auch tatsächlich eine hochsignifikante positive Korrelation auf (Katalase/Chlorophyll  $r = 0,39^{***}$ ; Katalase/Carotinoide  $r = 0,48^{***}$ ). Auch ELSTNER & OSSWALD (1985) fanden eine verringerte Katalaseaktivität in vergilbten Fichtennadeln.

Die Katalaseaktivität wies einen hochsignifikanten Zusammenhang mit der Standorthöhe der Fichten auf ( $r = 0,33^{***}$ ). Die Aktivität war am höchsten Standort des Höhenprofils fast doppelt so hoch wie am niedrigsten (Tab. 37, Abb. 49).

Die Katalaseaktivität der Fichten der einzelnen Standorte unterschied sich sehr stark. Bei den Stand-



**Abb. 49:**  
Katalaseaktivität ( $\text{ml O}_2/\text{min}$ )  
von Fichtennadeln in  
Abhängigkeit der Höhe ü. NN.

orten Gotzental (10.3ml O<sub>2</sub>/min) und Listsee (14.6ml O<sub>2</sub>/min) war sie am geringsten, während die Fichtennadeln am Predigtstuhl (33.2ml O<sub>2</sub>/min) eine 3fach höhere Aktivität aufwiesen.

Tab. 37: Katalaseaktivität (ml O<sub>2</sub>/min) von Fichtennadeln in Abhängigkeit der Höhe ü. NN.

	Höhe ü. NN				
	680	860	1000	1200	1400
Katalaseaktivität	29.1	16.2	18.9	46.8	57.2

### 5.5.6.5 Malondialdehydgehalt

Durch freie Radikale kann es in einer Kettenreaktion zum Abbau von Membranlipiden kommen. Ein Produkt der Lipidperoxidation ist der Dialdehyd der Malonsäure. Der MDA-Gehalt wurde im 2. NJ 1986 beernteter Fichten (n=88) ermittelt und betrug im Mittel 818nmol/g TG ± 128 (516 – 1066nmol/g TG). Der MDA-Gehalt in den Nadeln gesunder Fichten unterschied sich nicht von dem in geschädigten (Tab. 38).

Tab. 38: Malondialdehydgehalt (nmol/g TG) der Nadeln in Abhängigkeit der Schadstufe der Fichten (n=88)

Schadstufe	MW		Min	Max
	MW	s		
0-1	823 ± 128		521	1066
2-3	813 ± 130		516	1017

Hochsignifikant war der Zusammenhang dieses Parameters zur Höhenlage des jeweiligen Baumstandortes, wobei der MDA-Gehalt der Nadeln mit steigender Seehöhe abnahm ( $r = -0,75^{***}$ ) (Tab. 39, Abb. 50).

Die Fichtennadeln der Standorte Listsee und Gotzental wiesen die höchsten, die vom Predigtstuhl die geringsten MDA-Gehalte auf.

Tab. 39: Malondialdehydgehalt (nmol/g TG) von Fichtennadeln in Abhängigkeit der Höhe ü. NN.

	Höhe ü. NN				
	680	860	1000	1200	1400
Malondialdehydgehalt	876	826	851	794	706

Zwischen dem Malondialdehydgehalt und der Katalaseaktivität in den Fichtennadeln trat eine hochsignifikante reziproke Korrelation auf ( $r = -0,35^{***}$ ). KUNERT (1985) konnte in einem Laborversuch einen Zusammenhang zwischen Lipidperoxidation und Chlorophylldestruktion ermitteln. Unter den Freilandbedingungen der vorliegenden Untersuchungen konnte dieser Zusammenhang nicht gefunden werden. Lediglich zwischen dem MDA-Gehalt und dem Carotinoidgehalt bestand eine schwach reziproke Korrelation (MDA/Chlorophyll  $r = -0,12$  n.s., MDA/Carotinoide  $r = -0,18^*$ ).

### 5.5.7 Zusammenstellung der Ergebnisse

Tab. 39: Mittelwert und Standardabweichung der an Fichtennadeln des Alpen- und Nationalparks Berchtesgaden durchgeführten Untersuchungen.

	NJ	1985 (n=100)		1986 (n=88)		1987 (n=14)	
		MW	s	MW	s	MW	s
Schwefel (mg/g TG)	1.	1032 ± 174		968 ± 154		830 ± 137	
	2.	1060 ± 204		911 ± 157		821 ± 144	
	3.	1083 ± 180		940 ± 184		893 ± 156	
	4.	1092 ± 202		922 ± 167		896 ± 154	
Kalium (mg/g TG)	1.	5.3 ± 2.4					
	2.	4.8 ± 2.2		3.6 ± 1.3		3.9 ± 1.3	
Calcium (mg/g TG)	1.	8.1 ± 1.8					
	2.	10.8 ± 3.1		6.7 ± 1.4		7.9 ± 1.5	
Magnesium (mg/g TG)	1.	1.69 ± 0.34					
	2.	1.73 ± 0.34		1.61 ± 0.34		1.66 ± 0.2	
Mangan (µg/g TG)	1.	162 ± 84					
	2.	183 ± 97					
Stickstoff (mg/g TG)	2.			11.4 ± 2.2			

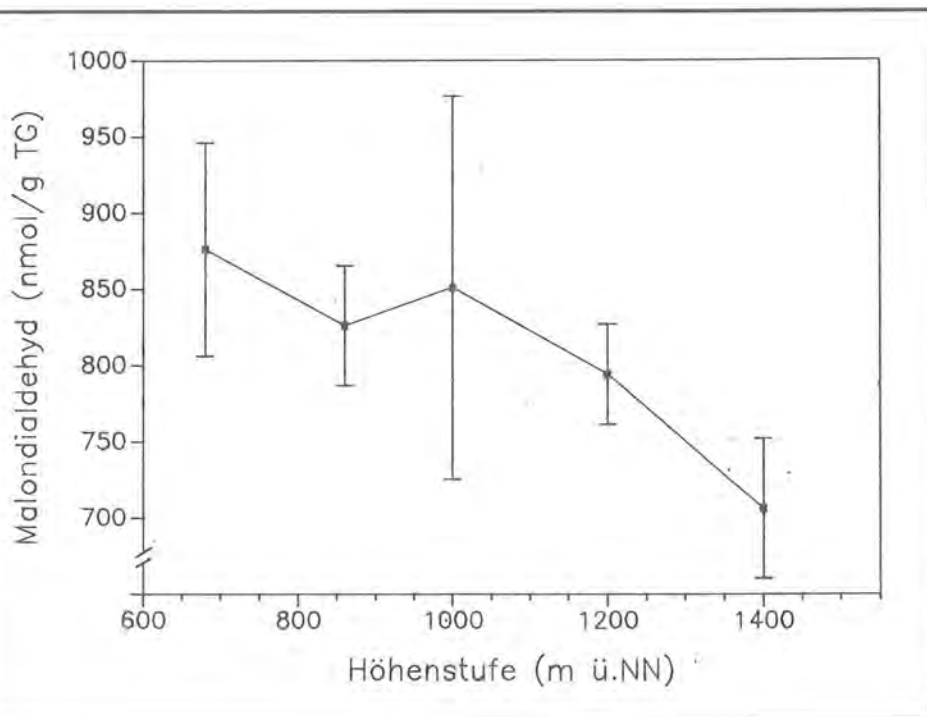


Abb. 50: Malondialdehydgehalt (nmol/g TG) in Fichtennadeln in Abhängigkeit der Höhe ü. NN.

Fortsetzung Tab. 39:

	NJ	1985 (n = 100)		1986 (n = 88)		1987 (n = 14)	
		MW	s	MW	s	MW	s
Chlorophyll a+b (mg/g TG)	2.			1.8	± 0.4		
Carotinoide (mg/g TG)	2.			0.37	± 0.07		
Chl a/b	2.			3.97	± 0.18		
Chl/Car	2.			4.9	± 0.4		
Malondialdehyd (nmol/g TG)	2.			818	± 128		
Katalase (ml O <sub>2</sub> /min)	2.			24	± 18		
Phenol (μmol/g TG)	2.			455	± 64		
Prolin (μmol/g TG)	2.			0.55	± 0.14		

5.6 Wirkungserhebungen an Larix decidua

Ebenfalls in das passive Monitoringprogramm integriert waren Untersuchungen an Lärchen. Hierbei handelt es sich um eine Baumart, die im Nationalpark an vielen Stellen die Waldgrenze bildet und damit von großer Bedeutung für den Bergwald ist. An den drei Standorten Eckau, Schapbach und Büchsenkopf wurden je 5 Lärchen ausgewählt, die im Durchschnitt

eine Höhe von 30m (25m – 35m) und einen mittleren Brusthöhendurchmesser von 51cm (33cm – 65cm) aufwiesen.

Frischgewicht/Trockengewicht

Nach der Ernte wurde der Wassergehalt der Nadeln als Relation Frischgewicht/Trockengewicht bestimmt (Tab. 41).

Die Wassergehalte der Lärchennadeln lagen in der gleichen Größenordnung wie die der Fichten. 1985 trat bei Lärchen und Fichten eine geringere FG/TG-Relation auf als 1986.

Eine 1987 zusätzlich aus dem unteren Kronenbereich durchgeführte Entnahme von Lärchennadeln ergab keine Unterschiede der FG/TG-Relation in Nadeln aus verschiedener Insertionshöhe.

1987 oberer Kronenbereich	2.34
unterer Kronenbereich	2.35

Tab. 41: Frischgewicht/Trockengewicht von Lärchennadeln (Mittelwert von 5 Bäumen je Standort).

Jahr	Büchsenkopf	Schapbach	Eckau	MW
1985	2.12	2.08	2.15	2.12
1986	2.34	2.35	2.39	2.36
1987	2.34			

Tab. 40: Ergebnisse der Nadeluntersuchungen von Fichten verschiedener Gebiete des Alpen- und Nationalparks Berchtesgaden (K, Ca, Mg, N, Chlorophyll in mg/g TG; S in μg/g TG; Phenol, Prolin in μmol/g TG; MDA in nmol/g TG; Katalase in ml O<sub>2</sub>/min).

	Eckau	Schapbach	Büchsenkopf	Vogelhütte	Gotzental	Predigtstuhl	Listsee
Schwefel 1985							
1. NJ	1117	992	1007	1170	970	1041	911
2. NJ	1144	998	1050	1089	1006	1201	939
3. NJ	1131	1084	1061	1125	1046	1127	983
4. NJ	1129	1110	1019	1211	1003	1161	1029
Boden	752	275	647	305	1494	1380	258
Schwefel 1986							
1. NJ	1076	839	949	1071	926	1061	868
2. NJ	1050	804	981	857	845	959	846
3. NJ	1067	846	942	910	888	1036	830
4. NJ	943	849	900	948	954	1010	857
Kalium 1985							
1. NJ	4.9	5.4	4.5	5.2	10.7	4.4	3.1
2. NJ	4.5	4.8	4.2	4.5	9.6	3.5	2.6
Boden	1.8	1.5	1.6	1.8	0.8	1.3	0.6
Calcium 1985							
1. NJ	8.4	8.3	8.8	6.9	9.6	6.5	6.9
2. NJ	10.7	10.0	12.5	8.5	13.6	9.3	10.2
Boden	11.0	65	5.6	8.8	38	24	155
Magnesium 1985							
1. NJ	1.8	1.8	1.3	1.5	1.5	1.8	1.3
2. NJ	1.8	1.8	1.2	1.5	1.5	2.2	2.5
Boden	2.7	7.6	1.6	4.4	1.7	7.2	10
Stickstoff 1986							
2. NJ	14.2	10.5	12.7	9.2	10.8	11.6	9.4
Chlorophyll							
a+b 2. NJ	2.12	1.72	1.72	1.95	1.56	1.53	1.56
a/b 2. NJ	3.93	3.92	4.05	3.98	3.96	4.14	3.90
xc 2. NJ	0.41	0.36	0.36	0.38	0.33	0.35	0.33
ab/xc	5.18	4.79	4.80	5.09	4.76	4.35	4.74
Phenol							
	427	465	440	461	513	454	484
Katalase							
	25.5	18.9	16.8	20.5	10.3	33.2	14.6
MDA							
	795	851	852	889	852	677	869
Prolin							
	0.47	0.49	0.57	0.53	0.51	0.62	0.64



## Elementgehalte

Der mittlere Schwefelgehalt aller Proben lag 1985 bei  $1672 \mu\text{g/g TG}$  und 1986 bei  $1342 \mu\text{g/g TG}$  (Tab. 42). Auch 1984 wurden Schwefelgehalte in Lärchennadeln im Nationalpark ermittelt, und zwar  $1699 \mu\text{g/g TG}$  im Jennergebiet ( $n = 35$ ) und  $1929 \mu\text{g/g TG}$  im Hochkaltergebiet (DITTRICH 1985; HERMSDORF 1985). Auffallend war der während der Untersuchungsjahre stetig abfallende Schwefelgehalt (Abb. 51).

Unterschiede im Schwefelgehalt in verschiedenen Kronenbereichen ließen sich nicht feststellen.

1987 oberer Kronenbereich  $1270 \mu\text{g/g TG}$   
 unterer Kronenbereich  $1297 \mu\text{g/g TG}$

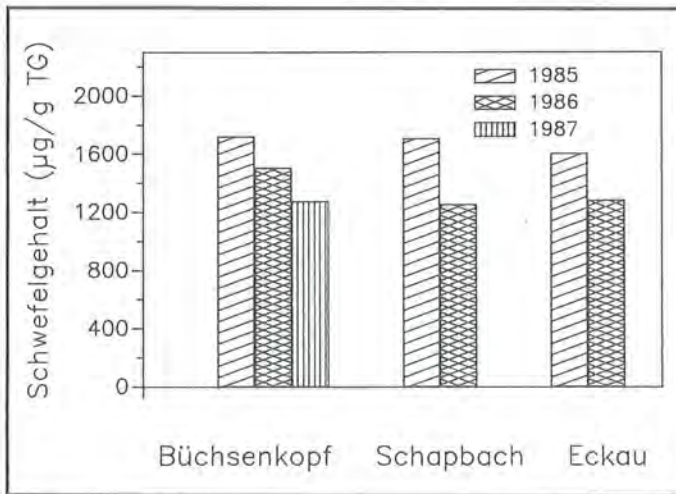


Abb. 51: Schwefelgehalte ( $\mu\text{g/g TG}$ ) von Lärchennadeln in den Untersuchungs Jahren 1985, 1986, 1987.

Tab. 42: Schwefelgehalte ( $\mu\text{g/g TG}$ ) in Lärchennadeln (Mittelwert von 5 Bäumen je Standort).

Jahr	Büchsenkopf	Schapbach	Eckau	MW
1985	1716	1703	1598	1672
1986	1500	1248	1277	1342
1987	1270			

1985 wurde der Kalium-, Calcium-, Magnesium- und Mangangehalt der assimilierenden Organe bestimmt (Tab. 43). Die Höhe der in Lärchennadeln ermittelten Konzentrationen von Ca, Mg und Mn lag im gleichen Rahmen wie die der Fichten. Die Kaliumgehalte der Lärchennadeln lagen jedoch über denen der Fichten. Beim Vergleich mit Untersuchungen, die ZECH et al. (1985) in Nord-Bayern durchführten (K  $9,5 \text{mg/g TG}$ ; Ca  $2,1 \text{mg/g TG}$ ; Mg  $0,3 \text{mg/g TG}$ ; Mn  $547 \mu\text{g/g TG}$ ), wird eine sehr gute Calcium- und Magnesiumversorgung der Nadeln, aber eine schlechte Kalium- und Manganernährungslage der Lärchen im Nationalpark deutlich.

Tab. 43: Elementgehalte von *Larix decidua* (Mittelwert von 5 Bäumen je Standort).

Element	Eckau	Schapbach	Büchsenkopf	MW
K mg/g	6.0	5.1	4.4	5.2
Ca mg/g	6.8	7.6	7.4	7.3
Mg mg/g	1.7	1.9	1.3	1.6
Mn $\mu\text{g/g}$	145	143	260	183

## 5.7 Wirkungserhebungen an *Acer pseudoplatanus*

### Frischgewicht/Trockengewicht

An den 3 Standorten Eckau, Schapbach und Büchsenkopf wurden je 5 Bäume des Bergahorns untersucht. Die Relation Frischgewicht zu Trockengewicht wurde in den 3 Untersuchungsjahren 1985, 1986 und 1987 erfaßt (Tab. 44).

Ein 1987 durchgeführter Vergleich von Blattmaterial aus dem oberen und unteren Kronenraum zeigte nur einen geringen Unterschied innerhalb der verschiedenen Kronenbereiche.

1987 oberer Kronenbereich 2.13  
 unterer Kronenbereich 2.22

Tab. 44: Frischgewicht/Trockengewicht in Bergahornblättern (Mittelwert von 5 Bäumen je Standort).

Jahr	Büchsenkopf	Schapbach	Eckau	MW
1985	1.83	2.11	2.06	2.0
1986	2.36	2.32	2.53	2.4
1987	2.13			

### Elementgehalte

Auch bei Laubbäumen kann es unter Schwefeldioxid einfluß zu einer Steigerung des Gesamtschwefelgehaltes kommen. Der mittlere Schwefelgehalt der Bergahornblätter blieb in den Untersuchungsjahren auf gleichem Niveau (Tab. 45, Abb. 52). Es waren keine Unterschiede im Schwefelgehalt zwischen den Blättern aus verschiedener Insertionshöhe feststellbar.

1987 oberer Kronenbereich  $1876 \mu\text{g/g TG}$   
 unterer Kronenbereich  $1889 \mu\text{g/g TG}$

Tab. 45: Schwefelgehalte ( $\mu\text{g/g TG}$ ) von Bergahornblättern (Mittelwert von 5 Bäumen je Standort).

Jahr	Büchsenkopf	Schapbach	Eckau	MW
1985	1739	2264	1744	1916
1986	2103	1965	1712	1914
1987	1876			

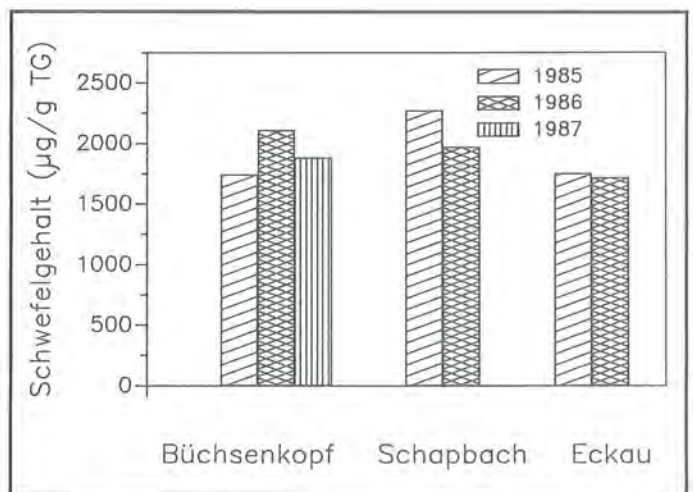


Abb. 52: Schwefelgehalte ( $\mu\text{g/g TG}$ ) von Bergahornblättern in den Untersuchungsjahren 1985, 1986, 1987.

1985 wurden K, Ca, Mg, Mn-Gehalte in Bergahornblättern bestimmt (Tab. 46). Das Konzentrationsniveau lag – abgesehen von Mangan – höher als das der Fichten. Auffallend war der sehr hohe Calciumgehalt in den Acer-Blättern.

Tab. 46: Elementgehalte von Bergahornblättern als Mittelwert von 5 Bäumen je Standort.

Element	Eckau	Schapbach	Büchsenkopf	MW
K mg/g	7.2	8.6	8.2	8.0
Ca mg/g	17.8	19.3	19.3	18.8
Mg mg/g	1.7	2.0	1.7	1.8
Mn µg/g	79	89	64	77

## 5.8 Niederschlagsanalytische Untersuchungen

Niederschläge spielen für den Schadstoffeintrag eine wichtige Rolle. Um im Nationalpark Berchtesgaden einen Überblick zu gewinnen, wurden in den Vegetationsperioden 1986 und 1987 entlang eines Höhenprofils Proben von Freilandniederschlag und Kronendurchlaß und 1986 zusätzlich der Stammabfluß von Fichten gesammelt. Beim Durchgang durch das Kronendach ändert der Niederschlag seine chemische Zusammensetzung erheblich. Grund dafür sind Interaktionen und Reaktionen zwischen dem Regen und der gesamten Pflanzenoberfläche. Außerdem werden die auf der Vegetation trocken abgelagerten Spurenstoffe zu einem großen Teil vom nachfolgenden Regen abgewaschen (GROSCH & SCHMITT 1985). In Tab. 47 sind die Untersuchungsergebnisse als Mittelwerte dargestellt.

Tab. 47: Leitfähigkeit (µS/cm), pH-Wert und Kationenkonzentrationen (mg/l) vom Freilandniederschlag (FL) Kronendurchlaß (KD) und Stammablauf (STA) der Vegetationsperioden 1986 und 1987.

	pH	Leit	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	Mn <sup>2+</sup>
1986							
FL	4.9	19.9	0.1	0.44	0.13	0.10	0.05
KD	4.85	33.2	1.2	1.16	0.36	0.18	0.07
STA	3.7	179	7.6	12.8	1.32	0.82	0.29
1987							
FL	4.80	13.7	0.2	0.57	0.15	0.50	
KD	4.85	21.8	1.4	0.83	0.35	0.54	

Tab. 48: Mittelwerte für pH-Wert, Leitfähigkeit (µS/cm), Kationenkonzentrationen (mg/l) von Freilandniederschlag und Kronendurchlaß in Abhängigkeit von der Höhenstufe.

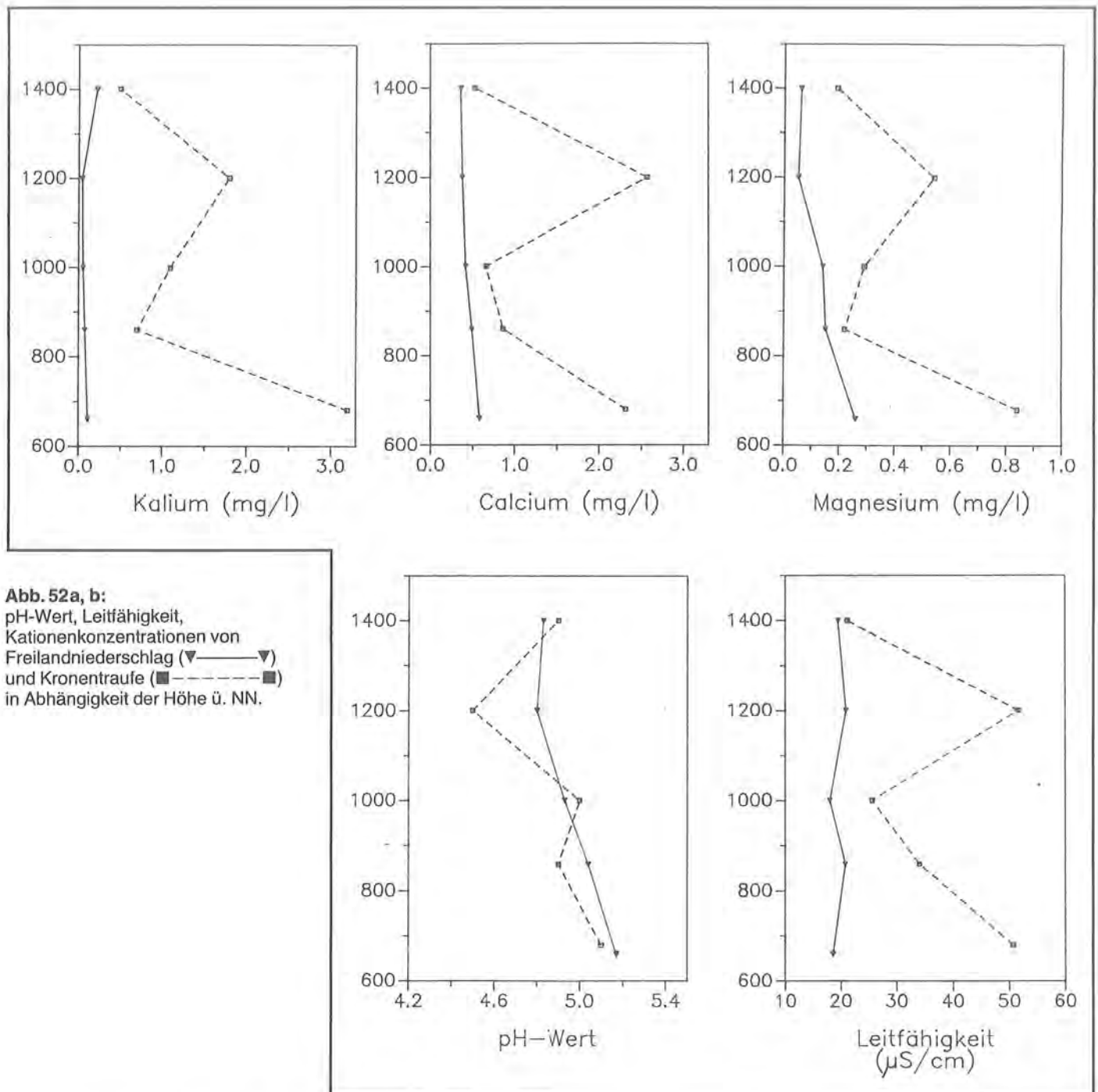
	Freilandniederschlag									Kronendurchlaß							
	ml	pH	Leit	K	Ca	Mg	Na	Mn		ml	pH	Leit	K	Ca	Mg	Na	Mn
1986																	
660	617	5.17	19	0.1	0.6	0.26	0.13	0.06		377	5.1	50.7	3.2	2.31	0.84	0.29	0.05
860	580	5.04	21	0.1	0.5	0.15	0.09	0.05		594	4.9	34.1	0.7	0.86	0.22	0.12	0.02
1000	751	4.93	18	0.1	0.4	0.14	0.12	0.06		572	5.0	25.6	1.1	0.66	0.29	0.16	0.16
1200	802	4.80	21	0.04	0.4	0.05	0.06	0.04		358	4.5	51.7	1.8	2.57	0.54	0.31	0.09
1400	752	4.83	19	0.2	0.4	0.06	0.11	0.05		774	4.9	21.1	0.5	0.53	0.19	0.12	0.03
1987																	
660	713	4.85	22	0.5	1.3	0.35	0.44			466	4.9	19.7	0.44	0.99	0.28	0.47	
860	853	4.99	12	0.2	0.5	0.17	0.54			759	4.9	11.9	0.17	0.46	0.15	0.53	
1000	907	4.90	12	0.3	0.5	0.13	0.57			559	4.7	11.7	0.26	0.46	0.12	0.58	
1200	1016	4.95	14	0.2	0.6	0.12	0.59			448	4.9	12.6	0.14	0.51	0.10	0.54	
1400	1043	4.77	14	0.3	0.6	0.12	0.32			929	4.7	13.8	0.20	0.53	0.11	0.39	

Der pH-Wert des Niederschlages im Nationalpark Berchtesgaden lag über dem bayerischen Mittel von 4.4, war aber in der Höhe vergleichbar mit Untersuchungsergebnissen am Predigtstuhl (1985: pH = 4.8) (WEISSGERBER 1987). Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, daß in der vorliegenden Untersuchung der Niederschlag in den Wintermonaten, einem Zeitraum in dem die Acidität am größten ist, nicht erfaßt wurde. Der pH-Wert des Stammabflusses lag deutlich unter dem von Freilandniederschlag und Kronendurchlaß. Nach der Passage durch den Kronenraum erhöht sich die Leitfähigkeit des Niederschlages. Im Nationalpark wurde die Leitfähigkeit 1986 und 1987 um etwa 70% erhöht. Betrachtet man die Kationen, so sind diese in der Kronentraufe im Vergleich zum Freilandniederschlag angereichert. Die Stärke der Anreicherung nahm in beiden Untersuchungszeiträumen in der Reihe K > Mg > Ca > Na ab. Die Kaliumkonzentration war nach der Passage des Kronenraumes 1986 12fach und 1987 6fach erhöht, während sich bei Ca und Mg die Einträge gegenüber dem Freiland nur verdoppelten bis verdreifachten.

Die Höhe der Konzentrationen von Kalium und Calcium im Freilandniederschlag und in der Kronentraufe im Nationalpark Berchtesgaden ist vergleichbar mit Ergebnissen von KÜNSTLE et al. (1981) an der Station Schauinsland, aber geringer als die von ULRICH et al. (1981) im Solling ermittelten.

In Tab. 48 sind die Mittelwerte der analysierten Elemente in Abhängigkeit von der Höhenstufe dargestellt. Mit der Höhenlage stieg die jährliche Niederschlagsmenge an. Der Magnesiumgehalt im Niederschlag nahm mit zunehmender Seehöhe im Freiland und im Kronendurchlaß ab, was in beiden Untersuchungsperioden bestätigt werden konnte. Die anderen Kationen zeigten keine Veränderungen in Bezug auf die Höhenstufe (Abb. 53).

In Tab. 49 sind die Kationenkonzentrationen als Mittelwert der einzelnen Entnahmetermine dargestellt. Die Niederschlagsmenge hatte im Hochsommer ihr Maximum und sank gegen September stark ab. Bei geringen Niederschlagsmengen kam es zu einer Konzentrierung der Kationen, die durch erhöhte Leitfähigkeit und Elementkonzentrationen sichtbar wurde.



Tab. 49: Leitfähigkeit ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), pH-Wert und Kationenkonzentrationen ( $\text{mg}/\text{l}$ ) in Abhängigkeit des Entnahmeterrmins.

Datum	Freilandniederschlag									Kronendurchlaß							
	ml	pH	Leit	K	Ca	Mg	Na	Mn		ml	pH	Leit	K	Ca	Mg	Na	Mn
1986																	
1	532	24.9	5.47	0.18	0.90	0.30	0.18	0.06		362	41.7	5.43	1.98	1.73	0.86	0.30	0.21
2	751	23.2	4.93	0.06	0.36	0.16	0.09	0.08		547	44.2	4.61	1.56	1.54	0.40	0.19	0.05
3	1120	24.9	4.69	0.17	0.45	0.15	0.06	0.04		902	46.3	4.59	1.51	1.59	0.45	0.17	0.09
4	1005	14.5	5.03	0.08	0.33	0.08	0.09	0.04		796	25.3	5.03	0.96	0.73	0.27	0.12	0.06
5	1369	16.6	4.96	0.02	0.38	0.07	0.10	0.04		1049	23.2	4.91	0.71	0.65	0.14	0.16	0.03
6	490	13.9	5.01	0.10	0.38	0.09	0.12	0.05		395	27.0	5.35	1.20	1.16	0.35	0.20	0.02
7	303	17.2	4.89	0.18	0.48	0.18	0.10	0.09		210	24.1	5.24	1.42	1.27	0.32	0.19	0.06
8	33	48.6	4.38	0.73	2.03	0.48	0.64	0.11		20	50.9	5.55	3.55	3.05	0.90	1.2	0.35
1987																	
1	857	16.3	5.76	0.25	1.31	0.31	0.40			475	29.3	5.94	0.91	2.44	0.68	0.35	
2	731	17.0	4.70	0.15	0.62	0.18	0.33			460	33.6	4.90	2.29	1.33	0.63	0.38	
3	1289	9.8	4.52	0.10	0.40	0.10	0.20			970	17.7	4.72	0.67	0.86	0.27	0.48	
4	1750	11.5	4.67	0.11	0.38	0.10	0.70			1348	15.7	4.58	1.22	0.59	0.15	0.67	
5	969	18.5	4.84	0.22	0.32	0.08	0.31			668	24.0	4.93	1.94	0.30	0.33	0.32	
6	790	12.2	5.6	0.42	0.47	0.15	0.18			543	24.0	5.07	1.62	0.43	0.37	0.31	
7	849	12.9	4.75	0.15	0.55	0.12	0.93			576	16.9	5.43	1.21	0.55	0.18	0.76	
8	818	14.3	5.24	0.60	0.78	0.19	1.15			605	26.3	5.04	2.20	0.88	0.49	0.78	
9	104	19.3	5.49	0.47	1.28	0.29	0.33			46	36.3	5.43	1.82	0.93	1.35	1.17	

## 6 Diskussion

### 6.1 Bioindikatoren für gasförmige Immissionskomponenten

Für den Nationalpark Berchtesgaden konnten eine Reihe von Indizien gefunden werden, die Photooxidantien als eine dort für Pflanzen relevante Immissionskomponente darstellen.

Flechten besitzen keine Kutikula, weshalb ihr Thallus allen Umwelteinflüssen direkt ausgeliefert ist. Außerdem werden, da ein Exkretionssystem fehlt, abgelagerte Schadstoffe akkumuliert. Flechten gelten als sehr empfindlich gegenüber Schwefeldioxid (TÜRK et al. 1974; HAWKSWORTH & ROSE 1976), während die Photooxidantienempfindlichkeit noch vergleichsweise wenig untersucht ist (GUDERIAN et al. 1985).

Im Untersuchungsgebiet trat eine hochsignifikante Abhängigkeit der Thallusschädigungen an Hypogymnia physodes Exponaten von der Seehöhe auf, außerdem waren die Schädigungszunahmen in den Monaten Juli, August, September und Oktober am höchsten und in den Wintermonaten sehr gering. Somit entsprach sowohl der zeitliche Ablauf der Nekrosenbildung als auch die unterschiedliche Reaktion in Abhängigkeit von der Höhe ü. NN dem Verlauf der Ozonkonzentration. Die Flechten zeigen Immissionsbelastungen integral an, d.h. die nach Schwefeldioxid- oder Ozonbelastung auftretenden Schadbilder sind makroskopisch nicht unterscheidbar. Zur Erklärung der Ursache der Schadbilder sind mit chemisch-physikalischen Methoden gewonnene Immissionsmeßdaten hilfreich. Für die Stationen Bad Reichenhall und Predigtstuhl, wo Immissionsmeßdaten vorliegen, ergab sich auch tatsächlich ein hochsignifikanter Zusammenhang zwischen der monatlichen Schädigungszunahme an Hypogymnia physodes und der gemessenen Ozonkonzentration. Dies alles sind deutliche Indizien, daß die im Untersuchungsgebiet beobachteten Thallusschädigungen auf Ozoneinwirkung zurückzuführen sind.

Die VDI-Richtlinie gestattet, abgeleitet von der normierten Reaktion von Hypogymnia physodes, die Zuordnung eines Belastungsindex als Luftqualitätskriterium für jede Untersuchungsstation. Nach diesem Belastungsindex müssen die Expositionsstationen in Berchtesgaden als gering bis mittelstark belastet gelten. Bedingt durch ihre Mittelstellung in Toxizitätsreihen ist Hypogymnia physodes ein geeigneter Bioindikator für Städte und Ballungsräume mit hohen Immissionsbelastungen. Für die Immissionssituation emittentenferner Gebiete galt die Art als zu unempfindlich und weniger geeignet. MACHER et al. (1988) fanden bei Expositionsversuchen im Bayerischen Wald mit vier verschiedenen Flechtenarten für die Blattflechte Platismatia glauca und die Bartflechten Usnea subfloridana und Evernia prunastri eine deut-

lich größere Empfindlichkeit für Immissionseinflüsse als bei Hypogymnia physodes. Derartige Resistenzunterschiede zwischen den Arten wurden z.T. auf Strukturunterschiede in der Rindenschicht der Flechtenthalli zurückgeführt.

Die Expositionsversuche deuten darauf hin, daß auch die natürliche Flechtenflora zur Beurteilung von Photooxidantienbelastungen herangezogen werden kann.

Die durchgeführte Flechtenexposition widersprach in zwei Punkten dem Entwurf zur VDI-Richtlinie. Zum einen wurden die Exponate nicht von Buche sondern von Koniferen entnommen, zum anderen lag der Expositionsbeginn bereits im Juni. Diese Änderungen erscheinen für emittentenferne Gebiet sinnvoll, da durch die Verwendung von Fichtenexponaten Hypogymnia physodes empfindlicher auf Immissionen reagiert. GUDERIAN et al. (1985) konnten in einem Begasungsversuch mit Hypogymnia physodes auf Koniferensubstrat eine höhere Empfindlichkeit als auf Eichensubstrat ermitteln. Durch den Expositionsbeginn im Sommer wurden die in diesem Zeitraum hohen Oxidantienkonzentrationen mit erfaßt.

Photochemische Luftverunreinigungen können in Pflanzen nicht angereichert werden und sind deshalb auf chemischem Wege schwierig nachzuweisen. Nicotiana tabacum Bel W3 zeigt diesen Immissionstyp durch typische Blattnekrosen an. KNABE et al. gelang es 1973 mit diesem Bioindikator erstmals nachzuweisen, daß auch in der Bundesrepublik Deutschland Ozon in phytotoxischen Konzentrationen auftritt. Auch im Untersuchungsgebiet zeigten die während der Exposition aufgetretenen starken Blattschädigungen eine photochemische Belastung an, wobei die höher gelegenen Stationen deutlich stärkere Schädigungen aufwiesen als die Stationen geringerer Seehöhe.

Zwischen dem zeitlichen Verlauf der Ozonkonzentration und dem Verlauf der Blattschädigung im Untersuchungsgebiet war kein einfacher Zusammenhang herstellbar. Die Reaktion der Tabakpflanzen wird von vielen Umweltfaktoren mitbestimmt, z.B. ist von Bedeutung, ob die Luftfeuchtigkeit zur Stomataöffnung ausreicht. HECK et al. (1969) und DUNNING & HECK (1977) weisen darauf hin, daß hohe Luftfeuchtigkeit die Ozonempfindlichkeit von Tabak erhöht. Das bedeutet, daß man aus der absoluten Konzentration der Immissionen nicht auf die Reaktion der Pflanzen schließen kann, und daß unter ungünstigen Umweltbedingungen auch geringere Ozonkonzentrationen starke Pflanzenschäden hervorrufen können.

Es ist also aus der Immissionskonzentration nicht auf deren Wirkung zu schließen, weshalb eine alleinige Erfassung der Schadgaskonzentration nicht ausreichend ist. Eine Wirkungserfassung ist von ebenso großer Bedeutung.

Nicotiana tabacum ist aber für den Einsatz im Alpengebiet nur bedingt geeignet. Diese floren- und standortfremde amerikanische Pflanzenvarietät ist frost-

empfindlich, weshalb der Einsatz im Untersuchungsgebiet nur während der Sommermonate möglich ist. Es stellt sich die Frage, inwieweit Wirkungserhebungen an dieser Pflanze auf andere Pflanzen übertragbar sind und eine Gefährdungsaussage für die Standortvegetation ermöglichen. CORNELIUS et al. (1985) ermittelten in Begasungsversuchen an Tabak und Wildpflanzen, daß Tabak keineswegs übersensibel reagiert. Unter den Versuchsbedingungen wiesen 19% der untersuchten Wildpflanzen eine höhere Ozonempfindlichkeit auf als der standardisierte Bioindikator. FAENSEN-THIEBES (1983) fand, daß Tabak unter Ozoneinwirkung den Gasaustausch erst verminderte, als bereits Nekrosen sichtbar waren, während bei *Phaseolus vulgaris* schon geringe Ozonkonzentrationen einen Stomatenschluß bewirkten. Eine Übertragung der Bioindikationsergebnisse auf die Standortvegetation ist nicht ohne Einschränkungen möglich.

Um Aussagen über die Schwefeldioxidbelastung des Untersuchungsgebietes machen zu können, wurden sehr unterschiedliche Methoden angewandt.

*Lolium multiflorum* und *Picea abies* sind Bioindikatoren, die Schadstoffe in ihren Organen anreichern können. Die Exponierung von *Lolium multiflorum* ist von der VDI-Kommission „Reinhaltung der Luft“ als Standardverfahren ausgearbeitet worden (VDI 1978), mit dem die aktuelle Immissionsbelastung erfaßbar ist. Für den Nationalpark wurden keine besorgniserregenden Schwefelanreicherungen im Gras festgestellt. Der Grenzwert, bei dem Schädigungen der Standortvegetation durch Schwefeldioxid gegeben sind, wurde nicht erreicht. Dieser Bioindikator ist auch in der Lage, kleinflächige Belastungsunterschiede zu erfassen. Genau wie die Standortfichten zeigte er für die Station 860m ü. NN hohe Schwefelgehalte an, die zur Station 1000m ü. NN hin deutlich abfielen. Es erscheint daher wahrscheinlich, daß dieser Bioindikator die Lage der Inversionszone anzeigen kann.

Während *Lolium* nur über sehr kurze Zeit exponiert wurde, konnte mit *Picea abies* Klonfichten die Belastungssituation über einen mittelfristigen Zeitraum, im vorliegenden Fall über 1/2 bzw. 1 1/2 Jahre und damit auch die winterliche Immissionssituation, erfaßt werden. Bei den Klonfichten traten nach der Exposition keine überhöhten Schwefelgehalte in den assimilierenden Organen auf, weder nach halb- noch nach einhalbjähriger Probennahme.

Auch bei *Hypogymnia physodes* war die Schädigungszunahme während der Wintermonate, in denen die Oxidantienkonzentrationen abnehmen und Schädigungen vor allem durch Schwefeldioxid ausgelöst werden, im Berchtesgadener Land gering.

Die natürliche Vegetation, so auch die im Nationalpark analysierten Standortfichten, ist den Umweltfaktoren über sehr lange Zeiträume hin ausgesetzt. Der Schwefelgehalt in Nadeln von *Picea abies* wird als Monitor benutzt und in Wirkungskatastern der Bundesländer ermittelt (RUDOLPH 1978; WENTZEL 1979; KNABE 1981). Betrachtet man die Schwefelge-

halte der Fichtennadeln, so sind bei Gehalten um 1000ppm, wie sie in den Bergwäldern des Untersuchungsgebietes auftraten, keine Anreicherungen erkennbar. Die Schwefelgehalte wurden an mehreren Stationen im Alpenpark erfaßt, wobei nur geringfügige Schwankungen zwischen den Standorten auftraten. Die über unterschiedlich lange Zeiträume exponierten Nadeln eröffnen die Möglichkeit, auch zeitlich zurückliegende Ereignisse zu erfassen. Die für Belastungsgebiete typische Anreicherung mit dem Alter der Fichtennadeln trat nicht auf, und die Stickstoff/Schwefel-Relation, ebenfalls ein Indikator, war nicht zu niedrig.

Mit *Larix decidua* und *Acer pseudoplatanus* wurden zwei laub- bzw. nadelabwerfende Arten untersucht. Sowohl bei den Lärchen als auch bei den Fichten verringerten sich die Nadelschwefelgehalte im Verlauf der Untersuchungsjahre, während beim Bergahorn keine Veränderungen auftraten. RUDOLPH (1985) erstellte ein Wirkungskataster für die Nadelschwefelgehalte in Bayern und ermittelte einen Rückgang der Gehalte seit 1977, den er auf einen Rückgang der Schwefeldioxidkonzentration vor allem in belasteten Gebieten zurückführte. Im Nationalpark Berchtesgaden wiesen die Fichten- und Lärchennadeln ebenfalls einen derartigen Trend auf, wobei jedoch in diesem emittentenfernen Gebiet ein Rückgang der Schwefeldioxidkonzentration nicht in dem Maße zu erwarten ist wie in einem Belastungsgebiet.

Liegt eine Belastung der Vegetation mit Fluorwasserstoff vor, kommt es zu einer Anreicherung von Fluor in den assimilierenden Organen der Pflanzen. Die Fluorgehalte von Fichtennadeln zeigten keine Fluorwasserstoffbelastung des Nationalparks an (DITTRICH et al. 1987).

## 6.2 Vergleichende physiologische Untersuchungen an Nadeln von *Picea abies* zum Nachweis von Schadstoffwirkungen

Die Kenntnis der Reaktion von Bäumen auf Schadstoffbelastungen gewinnt durch das derzeitige Baumsterben an Aktualität. Im Zusammenhang mit den neuartigen Waldschäden wird eine unzureichende Nährelementversorgung der Bäume als maßgeblicher Streßfaktor diskutiert. BOSCH et al. (1983) beschrieben für den Bayerischen Wald einen extremen Magnesiummangel und einen niedrigen Calciumgehalt in Fichtennadeln. ZÖTTL & MIES (1983) sehen für den Schwarzwald ein unzureichendes Magnesiumangebot als wichtigen Streßfaktor an.

Im Nationalpark Berchtesgaden liegen die Verhältnisse anders. Die dort sehr gute Versorgung der Bäume mit Magnesium und Calcium ist auf den kalkhaltigen Untergrund zurückführbar. Die gute Versorgungslage wird außer von den absoluten Gehalten auch durch die mit steigendem Nadelalter gleichbleibenden oder ansteigenden Elementgehalte ausgedrückt.

Demgegenüber ist die Kaliumversorgung der Nadeln mäßig. Kalium trat im Untergrund nur in geringen

Konzentrationen auf, und die Aufnahme in die Pflanzen wird zusätzlich durch die antagonistisch wirkenden Magnesium- und Calciumionen im Boden behindert. Kalium ist ein wichtiges Osmotikum pflanzlicher Zellen, das essentielle Bedeutung für den Turgor hat. Bei Mangel kommt es zu Beeinflussungen der Transpiration, und die Frostresistenz nimmt ab.

Auch Mangan kann bei kalkhaltigem Untergrund zu einem Mangelfaktor werden, da die Pflanzenverfügbarkeit dieses Elementes mit steigendem pH-Wert abnimmt. Die Mangangehalte der Nadeln von Berchtesgadener Fichten waren niedrig, da dieses Element aber nur in geringen Mengen benötigt wird, trotzdem ausreichend.

Die Stickstoffgehalte waren bei einem Drittel der Fichten nicht ausreichend. Durch die in den vergangenen Jahrzehnten stark angestiegenen Stickoxidemissionen kann es zu einer zusätzlichen Blattdüngung kommen. Einen solchen Einfluß zeigten die Nadelstickstoffgehalte im Nationalpark nicht. Eine mangelnde Stickstoffversorgung wirkt sich auf das gesamte Stoffwechselgeschehen der Pflanzen negativ aus, denn Stickstoff ist als Baustein von Aminosäuren, Proteinen und Nukleinsäuren ein essentielles Element.

Die drei Baumarten Fichte, Lärche und Bergahorn zeigten für das Untersuchungsgebiet eine sehr gute Calcium- und Magnesiumversorgung und eine ausreichende Manganversorgung bei gleichzeitig schlechter bis mangelhafter Kalium- und Stickstoffversorgung.

Um den Gesundheitszustand von Beständen zu beurteilen, ist die Nährelementversorgung der assimilierenden Organe ein zentrales Beurteilungskriterium. Gut ernährte Bestände können von außen wirkende Streßbedingungen besser ertragen als weniger vitale Bäume.

Beim Paarversuch stehen die zu vergleichenden Bäume in nur geringem Abstand voneinander und somit unter nahezu gleichen Standortbedingungen, sehen aber dennoch unterschiedlich geschädigt aus. In Untersuchungen verschiedener Autoren (KRAUSE et al. 1983; ZECH & POPP 1983; ZÖTTL 1983) wurden vergleichende Untersuchungen mit grünem und vergilbtem Nadelmaterial durchgeführt. Hierbei besteht die Gewißheit, daß auch geschädigtes Material analysiert wird. Im Nationalpark Berchtesgaden trat eine Vergilbung nicht als häufigstes charakteristisches Symptom auf, weshalb in der vorliegenden Untersuchung gleichermaßen grünes Nadelmaterial von gesunden und geschädigten Bäumen verwendet wurde. Dabei muß allerdings berücksichtigt werden, daß es sich bei den gesund aussehenden Fichten auch um schon latent geschädigte Individuen handeln kann. Als geschädigt wurden in der vorliegenden Arbeit solche Bäume angesprochen, deren Nadelverlust 25% überstieg. Da die genetische Variabilität innerhalb des Gebietes sehr hoch sein dürfte, wurde die Anzahl der Baumpaare mit 100 untersuchten Fichten 1985 und 88 Fichten 1986 bewußt groß gehalten.

Für den Nationalpark Berchtesgaden ergab sich kein signifikanter Zusammenhang zwischen der Schadstufe der Fichten und den Elementgehalten in Nadeln und Boden. In der Tendenz wiesen die geschädigten Fichten bei zurückgehenden Kaliumgehalten erhöhte Calcium- und Magnesiumgehalte auf.

ZÖTTL & HÜTTL (1985) fanden die mittleren Kaliumgehalte in Fichtennadeln 1983 wesentlich niedriger als die mittleren Kaliumgehalte vergleichbarer Fichten 1961. Als eine mögliche Ursache erscheint eine in den letzten Jahren immissionsbedingte Zunahme der Auswaschung von Kalium aus den Nadeln. In Untersuchungen von PRINZ et al. (1982) stieg die Auswaschung von Magnesium aus Fichtennadeln durch künstlichen sauren Regen erheblich an, wenn die Zweige zuvor mit Ozon begast worden waren. Auch in Laborversuchen (MENGEL et al. 1987) kam es zwar zu einer erhöhten Auswaschung von Nährionen aus Fichtennadeln unter Einfluß von Ozon und saurem Regen bzw. Nebel, aber diese Verluste konnten über eine verstärkte Aufnahme aus dem Boden wieder kompensiert werden. GUDERIAN et al. (1985) beobachteten in Gewächshausexperimenten eine Anreicherung der Magnesium-, Calcium- und Kaliumgehalte der Nadeln nach Begasungen, die sie auf eine gesteigerte Ionenaufnahme aus dem Substrat zurückführten.

In einem Leachingexperiment mit Berchtesgadener Fichtennadeln wurde Kalium im Vergleich zu anderen untersuchten Elementen am stärksten aus den Nadeln ausgewaschen. Auch die Untersuchungen des Freilandniederschlages und der Kronentraufe zeigten deutlich, daß Kalium bei der Passage durch den Kronenraum am stärksten angereichert wird. Während Kalium um den Faktor 6 bzw. 12 angereichert, wurde blieb die Anreicherung der anderen untersuchten Kationen beim Durchgang durch den Bestand um den Faktor 2-3 gering. Die starken Konzentrationsanstiege von Kalium bei der Passage durch den Kronenraum sind im wesentlichen auf Pflanzenauswaschung zurückzuführen.

Calcium und Magnesium wurden während des Leachingexperimentes bei geschädigten Fichten statistisch signifikant stärker ausgewaschen als bei gesunden. Die hohen Gehalte in Fichtennadeln an diesen Elementen sprechen aber dafür, daß die Aufnahmekapazität der Wurzelsysteme nicht generell vermindert ist, und die Feinwurzeln intakt sind.

Schwierigkeiten der Aufnahme liegen nur bei Kalium vor, da dies im Boden in geringen Konzentrationen vorkommt und in der Aufnahme durch die antagonistische Wirkung des Calciums behindert wird. In den Nadeln der geschädigten Fichten sind die Kaliumgehalte auch tatsächlich geringer, jedoch ist der Unterschied nicht statistisch signifikant. Weder in Begasungsversuchen mit Ozon (BENDER et al. 1987; MENGEL et al. 1987) noch unter den Bedingungen der vorliegenden Freilanduntersuchung ließ sich ein gerichteter Einfluß von Ozon auf den Elementgehalt in den Nadeln nachweisen.

Vor dem Auftreten makroskopisch sichtbarer Schädigungen kommt es zu physiologischen und biochemischen Veränderungen im Stoffwechsel (JÄGER 1982). Schwefeldioxid und Ozon führen auch in umweltrelevanten Konzentrationen zu Beeinträchtigungen bestimmter Stoffwechselleistungen der Bäume. Die Anwendung solcher Meßmethoden ist für eine frühzeitige Erkennung latenter Schädigungen von Bedeutung.

Mit dem Chlorophyllgehalt wurde ein Indikator für die Gesamtschadensbelastung gefunden. Ozon wirkt insbesondere auf die zellulären Membranen und beeinflusst die Organisation und Struktur der in die Membran eingelagerten Pigmente. Im Nationalpark Berchtesgaden kam es zu einer Reduktion des Gesamtchlorophyllgehaltes und zu einer Verringerung der Chlorophyll/Carotinoid-Relation bei geschädigten Fichten. Da die Versorgung der Nadeln mit Magnesium ausgezeichnet war, kann hierin nicht die Ursache für den Pigmentmangel liegen. LICHTENTHALER et al. (1985) sehen eine erniedrigte Chlorophyll/Carotinoid-Relation als Kennzeichen für Abbauvorgänge und ein höheres Turn over der Chlorophylle und des  $\beta$ -Carotins. Als Ursache erscheint der Photooxidanteneinfluß wahrscheinlich. Ein unter  $\text{SO}_2$ -Einfluß häufig beobachteter, durch größere Immissionsempfindlichkeit von Chlorophyll a bedingter, schnellerer Abbau von Chlorophyll a als von Chlorophyll b (BAUER & GRILL 1977) trat im Untersuchungsgebiet nicht auf.

Der Chlorophyllgehalt wird von einer Vielzahl von Umweltfaktoren mitbestimmt. Lag der Stickstoffgehalt von Fichtennadeln im Mangelbereich, fanden KELLER & WEHRMANN (1963) eine Abhängigkeit der Höhe des Chlorophyllgehaltes von der des Stickstoffgehaltes. In den Bergwäldern des Untersuchungsgebietes, wo eine schwache Kalium- und Stickstoffversorgung der Fichtennadeln vorhanden war, fand sich der Chlorophyllabbau verstärkt bei den mit diesem Element schlecht versorgten Bäumen. Eine schwache Nährelementversorgung kann somit einen immissionsbedingten Chlorophyllverlust verstärken.

Die photosynthetisch aktiven Organe müssen die inaktiven Organe mit Assimilaten für den Betriebsstoffwechsel versorgen. Die geschädigten Bäume, die einen Nadelverlust aufwiesen und deren vorhandene Nadeln deutlich kleiner waren, haben nur eine geringere Assimilationsfläche zur Verfügung. Letzlich führt dies in Verbindung mit verringerten Pigmentgehalten zu einer Beeinflussung der Photosynthese.

HEATH (1980) beschreibt in einem Funktionsmodell für die Wirkung von Ozon auf Pflanzen ein verändertes Wasserpotential als Folgereaktion. Auch FAENSEN-THIEBES (1983) beobachtete einen Wasserverlust nach Ozonbegasung. Auf Veränderungen im Wasserhaushalt der geschädigten Fichten im Nationalpark Berchtesgaden deuten die verringerte Relation Frischgewicht/Trockengewicht in Verbindung mit dem erhöhten Prolingehalt. Der Prolingehalt der Pflanzen stellt eine empfindliche Bezugsgröße für

den Wasserzustand der Pflanzen dar und hat eine Bedeutung als genereller Streßindikator. Die gestiegene Konzentration an freiem Prolin, die ebenfalls bei Pflanzen unter Wasserstreß beobachtet wird, kann als Hinweis eines Immissionseinflusses auf die Wasserbilanz der Nadeln angesehen werden. In ähnlicher Weise wurde auch von WILD & BODE (1986) eine Prolinanreicherung in geschädigten Nadeln gefunden.

Die an Fichten beobachteten Schädigungen werden nicht nur durch die aktuellen Stressoren, zu denen insbesondere die Immissionen gehören, sondern auch durch die Resistenz der Pflanzen mitbestimmt. Die Resistenz ist u.a. von der Wasser- und Nährelementversorgung und physiologischen Parametern abhängig. Die bei den geschädigten Fichten erniedrigte Katalaseaktivität scheint die Resistenz der Pflanzen zu verringern, denn Katalase kann durch den Abbau von  $\text{H}_2\text{O}_2$  den Level der Lipidperoxidation beeinflussen. Im Nationalpark Berchtesgaden kam es bei abfallender Katalaseaktivität zu einem ansteigenden Malondialdehydgehalt. Einen gegensätzlichen Verlauf dieser Untersuchungsparameter beschreiben auch DHINDSA & MATOWE (1981) für Moose und DHINDSA et al. (1981) für Tabakblätter. Die Tabakblätter zeigten im Zuge der Blattalterung einen Abfall der Katalaseaktivität.

Im Untersuchungsgebiet konnte weder eine Phenol- noch eine Malondialdehydanreicherung in den Nadeln geschädigter Fichten nachgewiesen werden. Eine Erhöhung dieser Parameter wurde von RICH & TOMLINSON (1974) und YEE MEILER (1974) festgestellt, nachdem schon makroskopisch sichtbare Schädigungen an den Nadeln auftraten, was im Nationalpark Berchtesgaden noch nicht der Fall war.

Erste Angriffspunkte von Immissionen sind die Oberflächen der Pflanzen. Die rasterelektronenmikroskopischen Bilder lieferten Einblicke auf die Oberflächenstruktur der Fichten des Untersuchungsgebietes. Es konnten Verkahlungen der Kutikulaoberfläche, Verschmelzungen der Wachse im epistomatären Raum und Risse im Wachspopf beobachtet werden. Diese Parameter traten bei älteren Nadeln verstärkt auf, waren im Nationalpark aber auch schon bei den jüngsten Nadeln zu beobachten. MAGEL & ZIEGLER (1986) stellten bei Behandlung von Fichtenklonen mit Ozon und saurem Nebel starke Verschmelzungen der Wachskristalle und vor allem unter Nebelwirkung Risse der Wachspropfen fest. Die Symptome entsprechen denen, die auch an den Nadeln im Nationalpark beobachtet wurden.

Nach SAUTER & VOSS (1986) kommt es zu einem Nadelabwurf, wenn mehr als 80% der Somata von dichten Wachsplatten bedeckt sind. Die Erosion der Wachse ist eine Alterserscheinung, die jedoch durch Luftverunreinigungen um den Faktor 2–5 beschleunigt werden kann (HUTTUNEN & LAINE 1983). Bei zunehmender Wachsdegradation ermittelte BIERMANN (1987) eine bessere Benetzbarkeit der Fichtennadeln, was letztlich zu einem verstärkten Leaching führen kann.

Durch Verschmelzungen der Wachse im Stomatobereich kann der Gasaustausch reduziert und der Schließmechanismus behindert werden. Veränderungen der Oberflächenstruktur können die Vitalität der Nadeln und somit auch der gesamten Fichte beeinträchtigen.

Ein stärkerer Pilzbefall wurde bei den Berchtesgadener Nadelproben nicht beobachtet. OSSWALD & ELSTNER (1985) konnten den Pilzbefall mit Ergosterol als Indikatormolekül quantifizieren und fanden bei vergilbten Nadeln sowohl solche mit Pilzinfektionen, als auch pilzfreie. Die Autoren gehen davon aus, daß die Infektionen sekundär auftreten. Damit stimmen auch KOWALSKI & LANG (1984) und REHFUESS & RODENKIRCHEN (1984) überein.

### 6.3 Pflanzliche Reaktionen in Abhängigkeit der Seehöhe

Die Höhe ü. NN ist ein ökologischer Faktor, der die Lebensbedingungen der Pflanzen wesentlich beeinflusst. Mit der Höhenlage varriert z.B. die Temperatur, die Niederschlagsmenge, die Strahlungsintensität und -qualität, die Dauer der Vegetationsperiode aber auch die Immissionssituation. Wirkungserhebungen an *Hypogymnia physodes* und *Nicotiana tabacum* ergaben mit der Seehöhe deutlich zunehmende Schädigungen.

Die Fichten reagieren auf die steigende Höhe ü. NN mit einer Reihe von Anpassungen. SCHMIDT-VOGT (1977) beschreibt, daß die Fichtennadeln zunehmend rhombischer werden, es aber auch zu physiologischen und biochemischen Veränderungen kommt. Fichten, die an kaltes Klima angepaßt sind, zeigen hohe Enzymaktivitäten und einen intensiveren Gasaustausch.

Auch im Nationalpark Berchtesgaden kam es zu charakteristischen Veränderungen der Fichtennadeln in Abhängigkeit der Seehöhe (Abb. 53).

Die Verteilung mittelstark und stark geschädigter Fichten nach Höhenstufen weist erhöhte Schäden zwischen 800 und 1200 m ü. NN auf (MÖSSMER 1985). Auffallend bei der vorliegenden Untersuchung war, daß am Standort 1000m ü. NN die geringsten Chlorophyllgehalte, die geringste Chlorophyll/Carotinoid-Relation auftraten, die Katalaseaktivität gering und der Phenolgehalt leicht erhöht war. Dies deutet an, daß im Untersuchungsgebiet die Inversionsschicht zu Veränderungen in den Nadeln führt.

### 6.4 Fazit der Untersuchungen

Im Nationalpark Berchtesgaden wird der Grenzwert der TA-Luft für die durchschnittliche jährliche Belastung der Luft mit Schwefeldioxid ( $0.14 \text{ mg/m}^3$ ) deutlich unterschritten (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ 1986). In den Wintermonaten kommt es jedoch zu kurzfristigen Spitzenbelastungen, die aber unter dem Grenzwert der VDI-

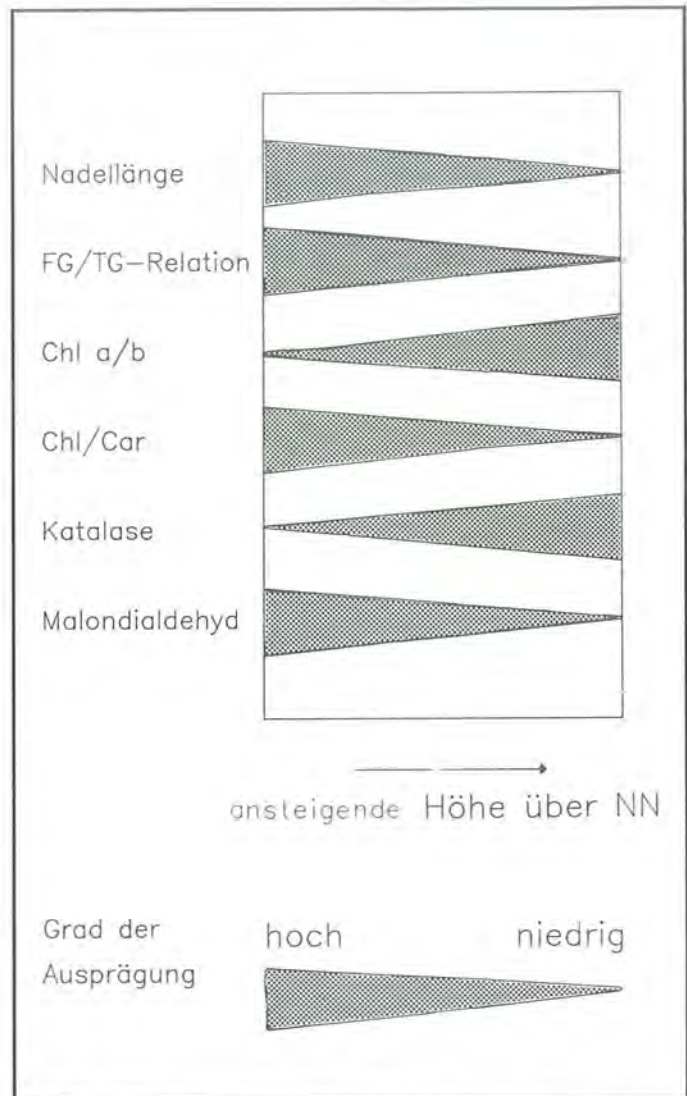


Abb. 53: Reaktionen verschiedener Nadelparameter in Abhängigkeit der Höhe ü. NN.

Richtlinie (2310/1974) liegen, die eine  $1/2$  Stunden-Belastung von  $1 \text{ mg/m}^3$  zuläßt. Durch die seit einigen Jahren abnehmenden Schwefeldioxidemissionen ist eine Verschärfung der Belastungssituation mit dieser Immissionskomponente nicht zu erwarten.

Durch gestiegene Emissionen an Stickoxiden und Kohlenwasserstoffen, den Vorläufersubstanzen der Photooxidantien, stellen diese wichtige pflanzenschädliche Luftverunreinigungen dar. Die Vorschläge der Ozon-Höchstkonzentrationen zum Schutze der Vegetation für empfindliche Pflanzen liegen für 0.5 h bei  $300 \mu\text{g/m}^3$ , 1h bei  $150 \mu\text{g/m}^3$ , 2h bei  $120 \mu\text{g/m}^3$  und 4h bei  $100 \mu\text{g/m}^3$  (GUDERIAN et al. 1983). Dies sind Konzentrationbereiche, die in den Berchtesgadener Alpen häufig erreicht oder überschritten werden. Solange die Emissionen der Vorläufersubstanzen nicht reduziert werden, ist weiter mit Photooxidantienbelastungen der Vegetation zu rechnen.

Bei der Frage nach den Ursachen der neuartigen Waldschäden wird der unmittelbaren Beeinflussung der oberirdischen Pflanzenteile durch Immissionen die wesentliche Rolle zugeschrieben. Während im Erzgebirge die Waldschäden monokausal Schwefeldioxid-Immissionen zuzuordnen sind, scheint Schwe-



feldioxid in den Berchtesgadener Alpen keine Rolle zu spielen. Dies schließt jedoch nicht aus, daß dieses Schadgas auch in geringen Konzentrationen durch synergetische Effekte mit zu Vegetationsschäden

beitragen kann. Die Wirkungserhebungen mit verschiedenen Bioindikatoren zeigten, daß den Photooxidantien im Nationalpark Berchtesgaden die primäre Rolle zuzuschreiben ist.

## 7 Zusammenfassung

Im Alpen- und Nationalpark Berchtesgaden wurde die Immissionsbelastung des Bergwaldes mit gasförmigen Immissionskomponenten mittels aktivem und passivem Monitoring untersucht.

- Hypogymnia physodes Exponate wiesen Thallusschädigungen auf, die sowohl im zeitlichen Ablauf, als auch in Abhängigkeit von der Höhe ü. NN mit dem Verlauf der Ozonkonzentration übereinstimmen. Für die Stationen Bad Reichenhall und Predigtstuhl ergab sich ein hochsignifikanter Zusammenhang zwischen der monatlichen Zunahme der Thallusnekrosen und der gemessenen Ozonkonzentration.
- Mit Hilfe des sensiblen Indikators *Nicotiana tabacum* Bel W 3 konnte der Nachweis der Ozonschädigung von Pflanzen für den Nationalpark Berchtesgaden erbracht werden. Mit der Seehöhe nahm der Nekrotisierungsgrad der Blätter zu.
- Sowohl die Ergebnisse des passiven Monitorings mit Fichte, Lärche und Bergahorn, als auch die Ergebnisse des aktiven Monitorings mit *Lolium multiflorum* und Klonfichten zeigten keine Hinweise auf überhöhte Schwefeldioxidkonzentrationen. Es kam bei keiner Art zu einer Sulfatakkumulation in den assimilierenden Organen.
- Lärche, Bergahorn und Fichte zeigten für das Untersuchungsgebiet eine sehr gute Calcium- und Magnesiumversorgung sowie ausreichende Manganversorgung bei schlechter und teilweise mangelhafter Kalium- und Stickstoffversorgung.
- In Leachingexperimenten wurde Kalium im Vergleich zu anderen untersuchten Nährionen am stärksten aus den Fichtennadeln ausgewaschen. Auch die Untersuchungen des Freilandniederschlages und der Kronentraufe zeigten für Kalium bei der Passage durch den Kronenraum die deutlichste Anreicherung.
- Der Chlorophyllgehalt und die Chlorophyll/Carotinoid-Relation geschädigter Fichten waren bei unveränderter Chlorophyll a/b-Relation erniedrigt. Auf Veränderungen im Wasserhaushalt geschädigter Fichten wies neben erniedrigter FG/TG-Relation auch der erhöhte Prolingehalt hin. Die Katalaseaktivität in den Nadeln geschädigter Fichten war verringert. Mit abfallender Katalaseaktivität erhöhte sich der Malondialdehydgehalt in den Nadeln. Der Phenolgehalt der Nadeln zeigte keinen Zusammenhang zur Schadstufe der Fichten.
- Rasterelektronenmikroskopische Untersuchungen der Nadeloberfläche zeigten auch schon bei den jüngsten Nadeln starke Verkahlungen der Oberfläche und deutliche Verschmelzungen der epistomatären Wachse.
- Mit steigender Seehöhe verringerte sich die Nadelnlänge und die FG/TG-Relation, die Katalaseaktivität stieg an, während der Malondialdehydgehalt abnahm.

## 8 Literaturverzeichnis

- ALTHERR, E. & EVERS, F.H. (1975): Magnesium-Düngungseffekt in einem Fichtenbestand des Buntsandstein-Odenwaldes. *Allg. Forst- und Jagdzeitung*, 146, 217 – 225.
- ARNDT, U. (1983): Bioindikatoren und ihre ökotoxikologische Verwendung im Immissionsschutz. *Ber. Fachg. Herbologie*, Heft 24, 197 – 211.
- ARNDT, U., NOBEL, W. & SCHWEIZER, B. (1987): Bioindikatoren: Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- BATES, L.S., WALDREN, R.P. & TEARE, I.D. (1973): Rapid determination of free proline for water-stress studies. *Plant and Soil*, 39, 205 – 207.
- BAUER, F. (Hrsg.) (1985): Die Sache mit dem Wald. BLV Verlagsgesellschaft, München.
- BAUER, I. & GRILL, D. (1977): Zur Problematik der Pigmentanalyse als Rauchschadensdiagnose. *Angewandte Botanik*, 51, 241 – 250.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (1986): Ergebnisse des Forschungsvorhabens „Lufthygienisch-klimatologische Überwachung im bayerischen Nordalpenraum“ von 1985.
- BENDER, J., JÄGER, H.-J., SEUFERT, G. & ARNDT, U. (1986): Untersuchungen zur Einzel- und Kombinationsbegasung von SO<sub>2</sub> und O<sub>3</sub> auf den Stoffwechsel von Waldbäumen in Open-top-Kammern. *Angewandte Botanik*, 60, 461 – 479.
- BENECKE, U. (1972): Wachstum, CO<sub>2</sub>-Gaswechsel und Pigmentgehalt einiger Baumarten nach Ausbringung in verschiedene Höhenlagen. *Angewandte Botanik*, 46, 117 – 135.
- BERRY, C.R. & RIPPERTON, L.A. (1963): Ozone, a possible cause of white pine emergence tipburn. *Phytopathology*, 53, 552 – 557.
- BIERMANN, J. (1987): Mikromorphologische und physikochemische Veränderungen pflanzlicher Oberflächen unter Immissionseinfluß. Dissertation Gießen.
- BLAULE, H. & FRICKE, C. (1967): Die Düngung von Waldbäumen. BLV-Verlagsgesellschaft, München.
- BODE, J., KÜHN, H.P. & WILD, A. (1985): Die Akkumulation von Prolin in Nadeln geschädigter Fichten. *Forstw. Centralblatt*, 104, 353 – 360.
- BOSCH, C., PFANNKUCH, E., BAUM, U. & REHFUESS K.E. (1983): Über die Erkrankung der Fichte in den Hochlagen des Bayerischen Waldes. *Forstw. Centralblatt*, 102, 167 – 181.
- BRAUN, G. (1986): Zu den Ursachen der Waldschäden im Bergwald. *Allg. Forstzeitschrift*, 41, 936 – 937.
- BREMNER, J.M. (1960): Determination of nitrogen in soil by the Kjeldahl method. *J. Agric. Sci.*, 55, 11 – 33.
- CAPE, J.N. & FOWLER, D. (1981): Changes in epicuticular wax of *Pinus sylvestris* exposed to polluted air. *Silvia Fennica*, 15, 457 – 458.
- CHIA, L.S., MAYFIELD, C.I. & TOMPSON, J.E. (1984): Simulated acid rain induces lipid peroxidation and membrane damage in foliage. *Plant, Cell and Environment*, 7, 333 – 338.
- CLAUSSEN, T. (1975): Die Reaktion der Pflanzen auf Wirkungen des photochemischen Smog. *Acta Phytomedica*, 3, 1 – 132.
- CLAUSSEN, T. (1980): Die Bedeutung biologischer Indikatoren für die Luftqualitätsüberwachung. *Umwelt*, 6, 601 – 606.
- CORNELIUS, R., FAENSEN-THIEBES, A. & MEYER, G. (1985): Einsatz von *Nicotiana tabacum* Bel W 3. Staub-Reinhaltung der Luft, 45, 59 – 61.
- CRAMER, H.H. (1987): Zusammenhänge zwischen Schadensperioden und Klimafaktoren seit Mitte des letzten Jahrhunderts. *GSF-Bericht 10/87*, 199 – 207.
- DAVIS, D. & WOOD, F.A. (1972): The relative susceptibility of eighteen coniferous species to ozone. *Phytopathology*, 62, 14 – 19.
- DITTRICH, B. (1985): Aktives und passives Monitoring zur Beurteilung der Schadstoffbelastung im Jenner-Gebiet. Diplomarbeit am Fachbereich 15 der Justus-Liebig-Universität, Gießen.
- DITTRICH, B., HERMSDORF, U., STEUBING, L. & ZIERL, H. (1987): Biomonitoring zur Ermittlung der Immissionsbelastung im Nationalpark Berchtesgaden. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* (Gießen 1986), Band XVI, 333 – 337.
- DHINDSA, R.S. & MATOWE, W. (1981): Drought tolerance in two mosses: correlated with enzymatic defence. *Journal of Experimental Botany*, 32, 79 – 91.
- DHINDSA, R.S., PLUMB-DHINDSA, P. & THORPE, T.A. (1981): Leaf senescence: correlated with increased levels of membrane permeability and lipid peroxidation and decreased levels of SOD and catalase. *Journal of Experimental Botany*, 32, 93 – 101.
- DODGE, A.D. & GILLHAM, D.J. (1986): Methods for assessing the action of light activated herbicides. The assessment of lipid peroxidation. *Aspects of Applied Biology*, 11, 97 – 104.
- DUNNING, J.A. & HECK, W. (1977): Response of bean and tobacco to ozone: Effect of light intensity, temperature and relative humidity. *Journal of Air Pollut. Control Assoc.* 27, 882 – 886.
- ELSTNER, E. (1983): Probleme der Peroxide. *GSF-Bericht A3/83*, 105 – 112.
- ELSTNER, E. & OSSWALD, W. (1984): Fichtensterben in Reinluftgebieten: Strukturresistenzverlust. *Naturwissenschaftliche Rundschau* 37, 52 – 61.
- ENDERS, G. (1979): Topoklimatologie „Alpenpark Königssee“. *Forschungsberichte Nationalpark Berchtesgaden* Nr. 1.
- ESTERBAUER, H., GRILL, D. & BECK, G. (1975): Untersuchungen über Phenole in Nadeln von *Picea abies*. *Phyton (Austria)*, 17, 87 – 99.
- EVANS, L.S. & TING, I.P. (1973): Ozone-induced membrane permeability changes. *American Journal of Botany*, 60, 155 – 162.
- EVERS, F.H. (1972): Die jährweisen Fluktuationen der Nährlementkonzentrationen in Fichtennadeln und ihre Bedeutung für die Interpretation nadelanalytischer Befunde. *Allg. Forst- und Jagdzeitung*, 143, 68 – 74.
- EVERS, F.H. (1986): Die Blatt- und Nadelanalyse als Instrument der Bioindikation. *Allg. Forstzeitschrift*, 6 – 9.
- FAENSEN-THIEBES, A. (1981): Wirkungen von Ozon und Cadmium auf die CO<sub>2</sub>-Assimilation und Transpiration von *Nicotiana tabacum* L. und *Phaseolus vulgaris* L.. Dissertation TU Berlin.
- FAENSEN-THIEBES, A. (1983): Veränderungen im Gaswechsel, Chlorophyllgehalt und Zuwachs von *Nicotiana tabacum* L. und *Phaseolus vulgaris* L. durch Ozon und deren Beziehung zur Ausbildung von Blattnekrosen. *Angewandte Botanik*, 57, 181 – 191.

- FERRAZ, J. & ZÖTTL, H.W. (1979): Närelementspiegel und Spurenelementverteilung in Fichtenbeständen des Grundgebirgsschwarzwaldes. Mitteilungen Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft, 29, 587 – 594.
- FINKENSTEIN Graf, B. (1988): Die Behandlung von Waldschadensflächen im Erzgebirge. Forstarchiv, 59, 18 – 20.
- FORSCHUNGSBEIRAT WALDSCHÄDEN/LUFTVERUNREINIGUNGEN DER BUNDESREGIERUNG UND DER LÄNDER (1986): 2. Bericht Mai 1986.
- FRANK, H. (1984): Waldschäden und Photooxidantien. Nachr. Chem. Tech. Lab., 32, 298 – 304.
- GEORGII, H.W. & NEUBER, E. (1986): Untersuchungen zur Oxidantienbildung in der verunreinigten Troposphäre. Staub-Reinhal tung der Luft, 46, 243 – 249.
- GRILL, D., ESTERBAUER, H. & BECK, G. (1975): Untersuchungen an phenolischen Substanzen und Glucose in SO<sub>2</sub>-geschädigten Fichtennadeln. Phytopathology, 2, 182 – 184.
- GRILL, D., PFEIFHOFER, H., HALBWACHS, G. & WATTINGER, H. (1987): Investigations on epicuticular waxes of differently damaged spruce needles. Eur. J. Forest Pathology, 17, 246 – 255.
- GROSCHE, S. & SCHMITT, G. (1985): Messung des atmosphärischen Eintrags von Spurenelementen in Waldgebieten. VDI-Berichte Nr. 560, 313 – 331.
- GUDERIAN, R. (1966): Luftverunreinigungen und Pflanzenschutz. Zeitsch. Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz, 73, 241 – 265.
- GUDERIAN, R. (Hrsg.) (1985): Air pollution by photochemical oxidants. Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo.
- GUDERIAN, G., TINGEY, D.T. & RABE, R. (1983): Wirkungen von Photooxidantien auf Pflanzen. in: Umweltbundesamt Berichte 5/83, Erich Schmidt Verlag Berlin.
- GUDERIAN, R., KÜPPERS, K. & SIX, R. (1985): Wirkungen von Ozon, Schwefeldioxid und Stickstoffdioxid auf Fichte und Pappel bei unterschiedlicher Versorgung mit Magnesium und Kalzium sowie auf die Blattflechte Hypogymnia physodes. VDI-Berichte Nr. 560, 657 – 702.
- HAWKSWORTH, D.L. & ROSE, F. (1976): Lichenes as pollution monitors. Studies in biology, 66, London.
- HEATH, R.L. (1975): Ozone. in: Response of plants to air pollution. Mudd, J.B. & Kozlowski, T.T. (Hrsg.), Academic Press, New York, San Francisco, London.
- HEATH, R.L. (1980): Initial events in injury to plants by air pollution. Annual Review of Plant Physiology, 31, 395 – 431.
- HEATH, R.L. & PACKER, L. (1968): Photoperoxidation of isolated chloroplasts I. kinetics and stoichiometry of fatty acid peroxidation. Archives of Biochemistry Biophysics, 125, 189 – 198.
- HEATH, R.L., CHIMIKLIS, P. & FREDERICK, P. (1974): The role of potassium and lipids in ozone injury to plant membranes. American Chemical Society Symposium, Ser 3, 58 – 83.
- HEBER, U., LAISK, A., PFANZ, H. & LANGE, O. (1987): Wann ist SO<sub>2</sub> Nährstoff und wann Schadstoff? Allg. Forstzeitschrift, 42, 700 – 704.
- HECK, W.W. & DUNNING, J.A. (1967): The effects of ozone on tobacco and Pinto bean as conditioned by several ecological factors. Journal of Air Pollut. Control Assoc., 17, 112 – 114.
- HECK, W.W., FOX, F.L., BRANDT, G.S. & DUNNING, J.A. (1969): Tobacco, a sensitive monitor for photochemical air pollution. Nat. Air Poll. Control Admin. Publication No. AP – 55.
- HEGGESTAD, H.E. (1966): Ozone as a tobacco toxicant. Journal of Air Pollut. Control Assoc., 16, 691 – 694.
- HERMSDORF, U. (1985): Erprobung sensibler Bioindikatoren und Belastungsanalyse an Fichte und Lärche im Hochkaltergebiet. Diplomarbeit am Fachbereich 15 der Justus-Liebig-Universität Gießen.
- HESSISCHE FORSTLICHE VERSUCHSANSTALT (1983): Untersuchungsprogramm der Hessischen Landesforstverwaltung.
- HILL, A.C., PACK, M.R., TRESHOW, M., DOWNS, R.J. & TRANSTRUM L.G. (1961): Plant injury induced by ozone. Phytopath., 51, 356 – 363.
- HOCK, B. & ELSTNER, E.F. (1984): Pflanzentoxikologie. Wissenschaftsverlag, Bibliographisches Inst. Mannheim, Wien, Zürich.
- HOLOPAINEN, T. (1984): Cellular injuries in epiphytic lichenes transplanted to polluted areas. Nord. J. Bot. 393 – 408.
- HORSEMAN, D.C. & WELLBURN, A.R. (1976): Guide to the metabolic and biochemical effects of air pollution on higher plants. in: Effects of air pollution on plants. T.A. Mansfield (Hrsg.), Society for Experimental Biology Seminar Series I.
- HOWELL, R.K. (1974): Phenols, ozone and their involvement in pigmentation and physiology of plant injury. in: Air pollution effects on plants. Dugger, M. (Hrsg.). (ACS Symposium Ser.3) Washington, 94 – 105.
- HOWELL, R.K. & KREMER, D.R. (1973): The chemistry and physiology of pigmentation in leaves injured by air pollution. J. Environ. Qual., 2, 34 – 38.
- HUNGER, W. (1964): Untersuchungen über den Einfluß der Kalkdüngung auf die Ernährungsverhältnisse eines älteren Fichtenbestandes. Tagungsberichte Nr. 66 Düngung und Melioration in der Forstwirtschaft, 47 – 58.
- HUTTUNEN, S. & LAINE, K. (1983): Effects of air-borne pollutants on the surface of pinus sylvestris needles. Ann. Bot. Fennici, 20, 79 – 86.
- HUTTUNEN, S. & SOIKKELI, S. (1984): Effects of various gaseous pollutants on plant cell ultrastructure. in: Gaseous air pollutants plant metabolism. Kozioł M.J. & Whattley F.R. (Hrsg.) Butterworth London: 117 – 127.
- INGESTAD, T. (1959): Studies on the nutrition of forest tree seedlings. II. Mineral nutrition of spruce. Physiologia Plantarum, 12, 568 – 593.
- JACOBSON, J.S. & HILL, A.C. (1970): Recognition of air pollution injury to vegetation: a pictorial atlas. Pittsburgh.
- JACOBSON, J.S. & YONKERS, N.Y. (1977): The effects of photochemical oxidants on vegetation. VDI-Berichte Nr. 270, 163 – 173.
- JÄGER, H.-J. (1982): Biochemical indication of an effect of air pollution on plants. in: Monitoring of air pollutant by plants. Steubing L. & Jäger, H.-J. (Hrsg.), Dr. W. Junk Publishers, The Hague, 19 – 24.
- JÄGER, H.-J. & KLEIN, H. (1980): Biochemical and physiological effects of SO<sub>2</sub> on plants. Angewandte Botanik, 54, 337 – 348.
- JÄGER, H.J., BENDER, J. & GRÜNHAGE, L. (1985): Metabolic responses of plants differing in SO<sub>2</sub> sensitivity towards SO<sub>2</sub> fumigation. Environ. Pollut. (Ser A), 39, 317 – 335.
- JOBST, E. & KARL, J. (1984): Mögliche Folgen des Waldsterbens im Hochgebirge. Forstw. Centralblatt, 103, 186 – 194.
- KALMBACH, S. (1985): Emmissionsentwicklung bei den Hauptemittenten. in: Die Sache mit dem Wald. Bauer (Hrsg.) BLV-Verlagsgesellschaft München, Wien, Zürich, 162 – 163.

- KANDLER, O. (1983): Waldsterben: Emissions- oder Epidemie-Hypothese. *Naturwissenschaftliche Rundschau*, 36, 488 – 490.
- KATZ, M. & SHORE, V. (1955): Air pollution damage to vegetation. *Journal of Air Pollut. Control Assoc.*, 5, 144 – 150.
- KEITEL, A. (1982): Wirkungen von Ozon auf Wachstum, Turgeszenz und andere physiologische Größen einiger Indikatorpflanzen. Dissertation Universität Hohenheim.
- KEITEL, A. & ARNDT, U. (1983): Ozoninduzierte Turgeszenzverluste bei Tabak ein Hinweis auf schnelle Permeabilitätsveränderungen der Zellmembranen. *Angewandte Botanik*, 57, 193 – 204.
- KELLER, T. (1981): Die Beeinflussung physiologischer Prozesse der Fichte durch eine Winterbegasung mit SO<sub>2</sub>. *Mitteilungen der forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien*, 137, 115 – 120.
- KELLER, T. & WEHRMANN, J. (1963): CO<sub>2</sub>-Assimilation, Wurzelatmung und Ertrag von Fichten- und Kiefern sämlingen bei unterschiedlicher Mineralstoffernährung. *Mitt. der Schweiz. Anstalt f. d. Forstl. Versuchswesen*, 39, 217 – 242.
- KENNEL, E. (1984): Ergebnisse der Waldschadenserhebung 1983 in Bayern. *Allg. Forstzeitschrift*, 39, 350 – 351.
- KENNEL, E. (1985): Ergebnisse der Waldschadenserhebung 1984 in Bayern. *Allg. Forstzeitschrift*, 40, 100 – 101.
- KERPEN, J. & FAENSEN-THIEBES, A. (1985): Bioindikator Tabak Bel W 3. Staub-Reinhaltung der Luft, 45, 127 – 131.
- KIM, Y.S. (1985): REM – Beobachtungen immissionsgeschädigter Fichtennadeln. *Cbl. ges. Forstwesen*, 102, 96 – 105.
- KNABE, W. (1981): Immissionsökologische Waldzustandserfassung in Nordrhein Westfalen. *Allg. Forstzeitschrift*, 36, 641 – 643.
- KNABE, W., BRANDT, S., van HAUT, H. & BRAND J. (1973): Nachweiß photochemischer Luftverunreinigungen durch biologische Indikatoren in der Bundesrepublik Deutschland. *Proceedings of the III. International Clean Air Congress*, Düsseldorf, 110 – 114.
- KÖHLER, W., SCHACHTEL, G. & VOLESKE, P. (1984): *Biometrie*. Heidelberger Taschenbücher, Bd. 234, Springer, Berlin, Heidelberg.
- KÖSTLER, J.N. & MAYER, H. (1974): Gutachten über die künftige Behandlung des Waldes im Alpenpark Berchtesgadener Land.
- KOWALSKI, T. & LANG, K.J. (1984): Die Pilzflora von Nadeln, Trieben, Ästen unterschiedlich alter Fichten mit besonderer Berücksichtigung vom Fichtensterben betroffener Altbäume. *Forstw. Centralblatt*, 103, 349 – 360.
- KRAUSE, G.H.M., JUNG, K.D. & PRINZ, B. (1983): Neuere Untersuchungen zur Aufklärung immissionsbedingter Waldschäden. *VDI-Berichte Nr 500*, 257 – 266.
- KREUTZER, K. (1970): Manganmangel der Fichte in Süddeutschland. *Forstw. Centralblatt*, 89, 275 – 299.
- KÜNSTLE, E., MITSCHERLICH, G. & RÖNICKE, G. (1981): Untersuchungen über Konzentration und Gehalt an S, Cl<sup>-</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> sowie dem pH-Wert im Freilandniederschlag und Kronendurchfluß von Nadel- und Laubholzbeständen bei Freiburg i. Br.. *Allg. Forst- und Jagdzeitung*, 152, 147 – 165.
- KUNERT, K.J. (1985): Lipidperoxidation und Luftschadstoffe: Die Bedeutung von Antioxidantien. *GSF-Bericht 44/1985*, 92 – 102.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ IN BADEN WÜRTTEMBERG, (1987): *Immissionsökologisches Wirkungskataster, Jahresbericht 1986*, Karlsruhe 1987.
- LEONE, I.A., BRENNAN, E. & DAINES, R.H. (1966): Effects of nitrogen nutrition on the response of tobacco to ozone in the atmosphere. *Journal Air Pollut. Control Assoc.*, 16, 191 – 196.
- LICHTENTHALER, H.K. & WELLBURN, A.R. (1983): Determination of total carotinoids and chlorophyll a and b of leaf extracts in different solvents. *Biochemical Society Transactions* 11, 591 – 592.
- LICHTENTHALER, H.K., SCHMUCK, G., DÖLL, M. & BUSCHMANN, C. (1985): Untersuchungen über die Funktionsfähigkeit des Photosyntheseapparates bei Nadeln gesunder und geschädigter Koniferen. Projekt Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung (PEF) 1. Statuskolloquium 1985, KfK.
- LIPPERT, W. (1966): Die Pflanzengesellschaften des Naturschutzgebietes Berchtesgaden. *Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft*, 39, 67 – 122.
- LUTZ, H.J. & BREININGER, M.TH. (1986): Erste Ergebnisse von Auswaschungsversuchen mit Fichten (*Picea abies*) in Wasserkultur. *Kali Briefe (Büntehof)*, 18, 267 – 273.
- MACDOWALL, F.D.H. (1965): Predisposition of tobacco to ozone damage. *Canadian Journal of Plant Science*, 45, 1 – 12.
- MACHER, M., DITTRICH, B. & STEUBING, L. (1988): Wirkungen von Photooxidantienwirkungen auf höhere und niedere Pflanzen im alpinen Raum. *GSF-Bericht 17/88*, 371 – 381.
- MAGEL, E. (1985): Structural changes in the stomatal wax-plug in needles and the meaning for entrance of air pollutants. *GSF-Berichte*, 44/1985, 25 – 33.
- MAGEL, E. & ZIEGLER, H. (1986): Einfluß von Ozon und saurem Nebel auf die Struktur der stomatären Wachspfpfen in den Nadeln von *Picea abies*. *Forstw. Centralblatt*, 105, 234 – 238.
- MEHLHORN, H., SEUFERT, G., SCHMIDT, A. & KUNERT, K.J. (1986): Effects of SO<sub>2</sub> and O<sub>3</sub> on production of antioxidants in conifers. *Plant Physiol.* 82, 336 – 338.
- MENSER, H.A., HEGGESTAD, H.E., STREET, O.E. & JEFFREY, R.N. (1963): Response of plants to air pollution I. Effects of ozone on tobacco plants preconditioned by light and temperature. *Plant Physiology*, 38, 605 – 609.
- MENGEL, K. (1984): *Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 6. Aufl.
- MENGEL, K., LUTZ, H.J. & BREININGER, M.TH. (1986): Mineralstoff- und Kohlenhydratauswaschung durch saure Nebel aus jungen Fichten. *Spezielle Berichte der KfA Jülich Nr. 369*, 292 – 298.
- MÖSSMER, R. (1985) Verteilung der Waldschäden in den Bayerischen Alpen. *Forstw. Centralblatt*, 104, 102 – 122.
- NATIONALPARKVERWALTUNG BERCHTESGADEN (1981): *Landschaftsanalyse Alpenpark Berchtesgaden*.
- OSSWALD, W. & ELSTNER, E.F. (1985): Ergosterol als biochemischer Indikator für bestimmte Pilzinfektionen in Fichtennadeln. *GSF-Bericht 44/1985*, 130 – 138.
- PRINZ, B. & SCHOLL, G. (1975): Erhebungen über die Aufnahme und Wirkung gas- und partikelförmiger Luftverunreinigungen im Rahmen eines Wirkungskatasters. *Schriftenreihe LIS*, 36, 62 – 86.
- PRINZ, B., KRAUSE, G.H.M. & STRATMANN, H. (1982): *Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland*. LIS-Bericht Nr. 28.
- POSTHUMUS, A.C. (1977): Experimentelle Untersuchungen der Wirkungen von Ozon und PAN auf Pflanzen. *VDI-Berichte Nr. 270*, 153 – 161.

- POSTHUMUS, A.C. & TONNEIJCK, A.E.G. (1982): Monitoring of effects of photooxidants on plants. in: Monitoring of air pollutants by plants. Steubing, L. und JÄGER, H.-J. (Hrsg.) Dr. W.Junk Publishers, The Hague, 19 – 24.
- RABE, R. (1978): Bioindikation der Luftverunreinigungen aufgrund der Änderung von Enzymaktivitäten und Chlorophyllgehalt von Testpflanzen. Dissertationes Botanicae, Band 45, Verlag J. Cramer.
- RABE, R. & KREEB, K.-H. (1980): Bioindication of air pollution by chlorophyll destruction in plant leaves. OIKOS, 34, 163 – 167.
- RAISCH, W. (1983): Bioelementverteilung in Fichtenökosystemen der Bärhalde. Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen Heft 11, Freiburg.
- RAT DER SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1983): Waldschäden und Luftverunreinigungen. Sondergutachten März 1983, Kohlhammer Verlag, Stuttgart, Mainz.
- REEMTSMA, J.B. (1964): Untersuchungen an Fichte und anderen Nadelbaumarten über den Nährstoffgehalt der lebenden Nadeljahrgänge und der Streu. Dissertation Universität Göttingen.
- REICHEL, G. (1984): Zur Frage des Zusammenhanges zwischen Waldschäden und dem Betrieb von Atomanlagen. Forstw. Centralblatt, 103.
- REHFUESS, K.E. (1969): Ernährungszustand und Kernfäulebefall älterer Fichtenbestände auf der Schwäbischen Alp. Mit Verein Forstl. Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung, 6 – 19.
- REHFUESS, K.E. (1983): Eine Arbeitshypothese über die Fichtenkrankung in den Hochlagen des bayerischen Waldes. GSF-Bericht A 3/83, 9 – 13.
- REHFUESS, K.E. & BAUM, U. (1980): Beziehungen zwischen dem Wachstum von Fichtenbeständen und chemischen Kennwerten für ihre Stickstoffversorgung. Forstw. Centralblatt, 99, 146 – 154.
- REHFUESS, K.E. & RODENKIRCHEN, H. (1984): Über die Nadelröte-Erkrankung der Fichte in Süddeutschland. Forstw. Centralblatt, 103, 248 – 262.
- RICH, S. & TOMLINSON, H. (1974): Mechanisms of ozone injury to plants. American Chemical Society Symposium, Ser 3, 75 – 82.
- RICHARDS, B.L., TAYLOR, O.C. & EDMUNDS, G.F. (1968): Ozone needle mottle of pine in southern California. Journal of Air Pollut. Control Assoc., 18, 73 – 77.
- RINALLO, C., RADDI, P., GELLINI, R. & di LONARDO, V. (1986): Effects of simulated acid deposition on the surface structure of norway spruce and silver fir needles. Eur. J. Forest Pathology, 16, 440 – 446.
- RUDOLPH, E. (1978): Wirkungen von Luftverunreinigungen auf pflanzliche Indikatoren in Bayern. Schriftenreihe Naturschutz und Landespflege Heft 9, 7 – 44.
- RUDOLPH, E. (1985): Räumliche und zeitliche Struktur der Wirkungen von S-, N- und O<sub>3</sub>-haltigen Luftverunreinigungen in Bayern. VDI-Berichte 560, 725 – 746.
- SARTORIUS, R. (1985): Ursprung, Transport und Umwandlung von Luftverunreinigungen. in: Die Sache mit dem Wald. Bauer (Hrsg.) BLV-Verlagsgesellschaft München, Wien, Zürich, 164 – 166.
- SAUTER, J.J. & VOß, J.U. (1986): SEM-observations on the structural degradation of epistomatal waxes in *Picea abies* (L.) Karst.- and its possible role in the „Fichtensterben“. Eur. J. Forest Pathology, 16, 408 – 423.
- SCHMIDT-VOGT, H. (1977): Die Fichte. Band 1, Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin.
- SCHÖNBECK, H. (1969): Eine Methode zur Erfassung der biologischen Wirkung von Luftverunreinigungen durch transplantierte Flechten. Staub-Reinhaltung der Luft, 29, 14 – 18.
- SCHRÖTER, H. & ALDINGER, E. (1985): Beurteilung des Gesundheitszustandes von Fichte und Tanne nach der Benadelungsdichte. Allg. Forstzeitschrift, 40, 438 – 442.
- SCHUBERT, R. (1985): Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- SCHÜTT, P. (1986): Zum Schadbild des Waldsterbens. Forstarchiv, 57, 8 – 11.
- SEILER, W. (1988): Fraunhofer Institut für Atmosphärische Umweltforschung Garmisch-Partenkirchen. Persönliche Mitteilung.
- SIEFERMANN-HARMS (1988): Physiologische und biochemische Untersuchungen zur montanen Vergilbung von Fichten. Teil I: Die Rolle von Apoprotein und Pigmentanordnung beim Schutz der Pigmente des lichtsammelnden Chl a/b-Proteins vor Photooxidation. Statuskolloquium des PEF, 8. – 10. März 1988.
- SMIDT, S. (1978): Die Wirkung von photochemischen Oxidantien auf Waldbäume. Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz, 85, 689 – 702.
- SMIDT, S. & STEFAN, K. (1980): Nadelanalytische Ergebnisse aus dem Raum Breitenau. Mitteilungen der forstlichen Bundes-Versuchsanstalt Wien, 131, 59 – 71.
- STAHEL, J. (1984): Das Waldsterben im Gebirge. Forstarchiv, 55, Teil 1 48 – 51, Teil 2 58 – 61.
- STEFAN, K. (1971): Chemische Nadelanalyse Schadstoffbestimmung. Mitteilungen der forstlichen Bundes-Versuchsanstalt Wien, Heft 92, 84 – 102.
- STEFAN, K. (1980): Auswirkung der Düngung auf Nährstoff- und Schwefelgehalte der Nadeln von einer Düngungsversuchsläche im Immissionsgebiet Aichfeld (Steiermark) von 1968 bis 1979. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien, 131, 161 – 183.
- STEUHING, L. (1976): Niedere und Höhere Pflanzen als Indikatoren für Immissionsbelastung. Landschaft und Stadt, 3, 97 – 103.
- STEUHING, L. (1978): Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Pflanzen: Pflanzen als Bioindikatoren. in: Handbuch für Planung, Gestaltung und Schutz der Umwelt, Bd. 2, Die Belastung der Umwelt, 166 – 175.
- STEUHING, L. (1979): Wirkungen von Schwefelwasserstoff auf höhere Pflanzen. Staub-Reinhaltung der Luft, 39, 161 – 164.
- STEUHING, L. (1982): Wirkungserhebungen über die Verbreitung von Photooxidantien in der Region Untermain mit dem Bioindikator Tabak Bel W 3. Angewandte Botanik 56, 1 – 8.
- STEUHING, L. (1986): Resistenz- und Konkurrenzverhalten der Waldbodenvegetation unter dem Einfluß saurer Depositionen. Umweltbundesamt Texte 17/86, 194 – 207.
- STEUHING, L. (1987): Bioindikation von Schwermetallen in verschiedenen Ökosystemen, VDI-Berichte Nr. 609, 351 – 365.
- TAMM, C. (1964): Die Blattanalyse als Methode zur Ermittlung der Nährstoffversorgung des Waldes – eine kritische Betrachtung. Tagungsberichte Nr. 66, Düngung und Melioration in der Forstwirtschaft, 7 – 17.
- TINGEY, D.T., WILLOUR, R.G. & STANDLEY, C. (1976): The effect of chronic exposures on the metabolite content of ponderosa pine seedlings. Forest Science, 22, 234 – 241.
- TUCKEY, H.B. (1970): The leaching of substances from plants. Annual Review of Plant Physiology, 21, 305 – 324.

- TÜRK, R., WIRTH, V. & LANGE O.L. (1974): CO<sub>2</sub>-Gaswechsel Untersuchungen zur SO<sub>2</sub>-Resistenz von Flechten. *Oecologia*, 9, 285 – 291.
- TYREE, M.T., FLANAGAN, L.B. & ADAMSON, N. (1987): Response of trees to drought. in: *Effects of atmospheric pollutants on forests, wetland and agricultural ecosystems*. Hutchinson, T.C. & Meema, K.M. (Hrsg.), Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 201 – 216.
- ULRICH, B. (1985): Bodenversauerung und deren Beziehung zum Waldsterben. in: *Was wir über das Waldsterben wissen*. Nießlein, E. & Voß, G. (Hrsg.). Deutscher Instituts Verlag, Köln, 190 – 196.
- ULRICH, B., MAYER, R. & KHANNA, P.K. (1981): Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen im Waldökosystem im Solling. *Schriften aus der Niedersächsischen Forstl. Versuchsanstalt*, Band 58.
- VDI (1978): Verfahren der standardisierten Graskultur. VDI-Richtlinie 3792, Blatt 1.
- VDI (1985): Messung und Beurteilung phytotoxischer Wirkungen von Immissionen durch Flechten. Bl. 2, unveröffentlichtes Manuskript.
- VOGELS, K., KOCH, J. & BENDER, J. (1987): Untersuchungen ausgewählter Streßsymptome an Fichten aus geschädigten Waldbeständen und nach Klimakammerexperimenten. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Gießen 1986) Band XVI*, 323 – 332.
- WAGNER, G.R. & ELSTNER, E.F. (1985): Induktion und Mechanismus der Bleichung von Pflanzenpigmenten. *GSF-Bericht*, 44, 139 – 149.
- WEISSGERBER, K. (1987): Zur Schadstoffbelastung im bayerischen-österreichischen Nordalpenraum. *Mitteilung der Geographischen Gesellschaft in München*, 72, 55 – 69.
- WENTZEL, K.F. (1979): Die Schwefelbelastung der Koniferenwälder des Raumes Frankfurt/Main. *Forstarchiv*, 50, 112 – 121.
- WENTZEL, K.F., TESAR, V., SEIBT, G. & MATERNA, J. (1981): Waldbau in verunreinigter Luft. *Der Forst- und Holzwirt*, 21, 533 – 542.
- WILD, A. (1988): Licht als Streßfaktor bei Waldbäumen. *Naturwissenschaftliche Rundschau*, 41, 93 – 96.
- WILD, A. & BODE, J. (1986): Physiologische, biochemische und anatomische Untersuchungen von Immissionsbelasteten Fichten verschiedener Standorte. *Spezielle Berichte der KfA Jülich Nr. 369*, 166 – 181.
- WÖRNLE, P. & BÖHMER, H. (1979): Naturschutz im Landkreis Berchtesgadener Land. *Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt*, 44, 9 – 40.
- WYTTENBACH, A., BAJO, S., TOBLER, L. & KELLER, TH. (1985): Major and trace element in needles of *Picea abies*: levels, distribution, functions, correlations and environmental influences *Plant and Soil*, 85, 313 – 325.
- YEE-MEILER, D. (1974): Über den Einfluß fluorhaltiger Fabrikgase auf den Phenolgehalt von Fichtennadeln. *Eur. J. Forest Pathology*, 4, 214 – 221.
- ZECH, W. (1970): Besonderheiten im Ernährungszustand chlorotischer Fichten auf kalkreichen Böden. *Forstwiss. Centralblatt*, 89, 1 – 9.
- ZECH, W. & POPP, E. (1983): Magnesiummangel, einer der Gründe für das Fichten- und Tannensterben in NO-Bayern. *Forstw. Centralblatt*, 102, 50 – 55.
- ZECH, W., SUTTNER, T. & POPP, E. (1985): Element analyses and physiological responses of forest trees in SO<sub>2</sub>-polluted areas of NE-Bavaria. *Water, Air and Soil Pollution*, 25, 175 – 183.
- ZIEGLER, H. (1984): Weg der Schadstoffe in der Pflanze. in: *Pflanzentoxikologie*. Hock, B. & Elstner, E.F. (Hrsg.) Wissenschaftsverlag, Mannheim, Wien, 35 – 46.
- ZIEGLER, I. & BERNDT, J. (1983): Wirkung luftverunreinigender Stoffe auf Pflanzen. *Naturwissenschaftliche Rundschau*, 36, 339 – 344.
- ZÖTTL, H.W. (1983): Mechanismen der Wirkung von Immissionen auf Waldökosysteme. *GSF-Bericht A 3/83*, 3 – 7.
- ZÖTTL, H.W. (1985): Waldschäden und Nährelementversorgung. *Düsseldorfer Geobotanisches Kolloquium*, 31 – 41.
- ZÖTTL, H.W. & MIES, E. (1983): Die Fichtenerkrankung in Hochlagen des Südschwarzwaldes. *Allg. Forst- und Jagdzeitung*, 154, 110 – 114.
- ZÖTTL, H.W. & HÜTTL, R. (1985): Schadsymptome und Ernährungszustand von Fichtenbeständen im südwestdeutschen Alpenvorland. *Allg. Forstzeitschrift*, 40, 1974 – 199.

# Anhang

Tab. A1: Untersuchungsergebnisse der 1985 beprobten Fichten (Laufende Nummer 1–20=Eckau, 21–40=Schapbach, 41–60=Büchsenkopf, 61–70=Vogelhütte, 71–80=Gotzental, 81–90=Predigtstuhl, 91–100=Listsee) (LFD=Laufende Nummer, FI=Fichtenummer, S=Schadstufe, BH=Baumhöhe, BD=Baumdurchmesser, bod=Boden).

LFD	FI	S	Nadellänge (mm)				BH	BD	K (mg/g)		Ca (mg/g)		Mg (mg/g)		Schwefel (µg/g TG)			
			1.NJ	2.NJ	3.NJ	4.NJ			1.NJ	2.NJ	1.NJ	2.NJ	1.NJ	2.NJ	1.NJ	2.NJ	3.NJ	4.NJ
1	1	3	11.1	13.1	12.0	10.9	28	39	2.9	2.8	1.5	1.8	7.3	13.5	823	862	976	1040
2	2	1	11.9	14.1	12.7	14.2	28	47	4.7	3.7	1.7	1.8	6.6	10.7	1080	922	1150	935
3	3	3	12.3	12.9	15.6	14.6	37	59	5.1	4.9	1.9	1.6	6.9	7.8	1235	1090	1382	1490
4	4	0	14.0	14.7	16.9	13.7	26	46	4.8	3.7	1.4	1.9	10.9	11.3	1040	1400	1150	959
5	5	1	12.5	16.7	14.2	15.2	27	40	4.5	3.7	1.9	1.9	9.6	12.4	1070	905	965	871
6	6	3	11.7	15.4	14.0	13.9	30	50	6.0	5.5	2.0	2.0	12.8	16.5	1250	1290	1370	1240
7	7	2	13.0	16.1	12.7	12.1	35	62	5.6	5.4	1.8	1.9	9.5	13.4	1070	759	1045	1020
8	8	1	10.7	14.1	14.0	13.1	26	43	6.1	5.9	1.8	2.0	7.7	10.2	1075	1080	1110	1060
9	9	2	11.9	12.2	11.6	10.3	27	44	6.0	4.5	1.9	2.0	8.2	7.8	1120	1155	961	1070
10	10	1	13.9	15.3	13.5	14.7	23	45	3.9	3.4	1.4	1.5	5.1	6.6	1120	1010	902	1035
11	11	1	13.1	13.4	13.8	11.9	36	67	3.5	3.7	1.6	1.4	7.6	8.3	780	1135	887	888
12	12	1	12.1	13.7	13.1	14.2	32	50	3.2	3.2	1.6	1.5	7.9	11.4	1040	959	1070	942
13	13	0	12.6	15.4	13.8	14.7	24	44	4.3	3.7	2.1	2.1	9.1	13.2	1320	1575	1455	1410
14	14	2	12.3	12.0	11.9	11.8	30	45	5.9	6.3	1.7	1.5	10.8	10.5	1180	1001	1150	1125
15	15	0	17.1	17.2	18.1	18.6	27	62	6.9	7.4	1.6	1.4	7.2	8.1	1410	1645	1270	1270
16	16	3	12.0	15.0	13.0	11.6	37	68	4.5	3.7	2.0	2.2	9.5	11.4	1070	866	939	827
17	17	0	15.3	18.3	15.5	13.3	34	73	5.0	4.0	1.6	1.7	7.5	9.5	1160	1310	1120	1265
18	18	3	10.4	10.2	10.5	10.1	36	68	3.8	4.5	2.0	2.1	7.4	10.3	1190	1300	1470	1420
19	19	2	14.4	15.7	14.9	14.8	24	49	5.6	3.9	1.9	2.0	7.9	10.6	1075	1050	926	862
20	20	0	13.3	15.4	14.1	13.6	20	41	6.2	6.1	2.3	2.2	8.6	11.4	1240	1570	1320	1845
21	1	0	17.0	16.3	17.8	15.8	29	32	7.3	6.6	1.6	1.6	10.1	12.1	1110	1190	1035	1004
22	2	1	13.7	15.1	15.6	14.1	27	39	5.4	4.7	1.8	2.0	5.5	9.4	1450	1090	1340	1460
23	3	3	10.3	13.0	12.4	11.3	20	30	2.4	2.0	2.0	2.1	7.3	8.5	912	845	978	1060
24	4	0	12.2	12.8	12.0	11.2	25	37	3.6	3.0	2.0	2.3	7.9	11.7	974	991	926	1100
25	5	2	12.5	12.5	11.9	12.0	23	34	5.9	4.7	1.8	1.7	8.5	10.2	742	828	793	1060
26	6	1	10.6	13.2	12.4	9.9	28	46	4.5	3.6	2.0	2.2	10.4	13.1	817	1018	1175	1310
27	7	1	12.8	13.3	12.6	10.8	24	34	4.9	3.8	1.8	2.0	8.1	9.5	902	999	902	1004
28	8	1	12.4	13.6	15.8	14.5	21	42	8.6	8.8	1.5	1.6	6.4	6.6	969	1060	1235	1355
29	9	3	14.0	15.7	13.4	12.3	20	32	3.3	3.2	1.9	1.5	7.2	5.5	674	907	831	1040
30	10	0	13.3	15.7	16.1	14.6	21	33	5.9	4.3	2.1	2.1	10.4	12.2	901	1033	1085	1030
31	11	3	11.4	13.5	12.5	11.1	29	47	4.6	3.5	1.8	1.6	6.9	7.7	913	765	894	982
32	12	0	17.5	19.8	18.2	17.1	30	53	5.3	4.4	1.6	1.7	8.5	11.4	1140	1195	1285	1145
33	13	2	13.3	13.7	13.1	15.2	29	41	5.2	5.2	1.6	1.3	11.1	11.9	930	1095	1130	1025
34	14	0	10.7	12.5	12.0	10.9	29	48	6.6	6.4	1.7	1.6	9.2	9.3	1061	1095	1330	1225
35	15	1	14.0	15.0	14.2	13.3	39	46	4.5	4.5	1.5	1.5	7.9	11.0	1345	1175	1335	1120
36	16	3	10.3	10.9	12.4	8.2	38	67	5.0	4.4	1.3	1.3	5.5	8.0	829	962	915	904
37	17	2	12.2	12.4	14.1	12.2	33	60	9.0	9.8	2.1	1.9	9.0	9.9	901	728	803	827
38	18	1	14.2	16.3	16.5	15.6	25	51	6.1	4.5	2.0	2.1	8.5	11.3	1180	1040	1290	1090
39	19	0	15.9	17.8	17.7	14.7	30	42	6.2	5.7	1.4	1.3	7.9	9.9	1135	1017	1120	1380
40	20	0	15.8	15.7	16.6	15.0	36	58	4.2	3.8	2.3	1.9	8.8	11.1	946	917	1280	1070
41	1	1	10.8	13.4	11.3	11.4	33	42	4.0	3.6	1.4	1.4	11.1	16.9	886	917	1030	1070
42	2	2	14.2	13.6	15.2	12.2	31	51	5.2	5.1	1.4	1.1	10.3	16.9	1220	1410	1255	1045
43	3	2	12.3	12.4	12.3	12.2	32	45	3.2	2.8	1.3	1.4	7.5	8.3	1015	1090	1220	1215
44	4	2	13.1	12.3	13.4	12.6	30	62	3.3	3.3	1.2	1.2	10.1	21.1	1095	1180	1285	1125
45	5	0	11.1	11.4	11.6	11.8	31	57	4.6	4.1	1.6	1.4	9.3	11.2	1075	1255	1038	1120
46	6	3	11.1	9.8	11.8	11.2	29	32	4.5	4.8	1.5	1.2	7.8	10.9	1400	1330	1050	1075
47	7	2	12.6	13.4	12.8	13.0	30	51	4.6	3.7	1.1	1.0	8.4	12.3	891	817	762	779
48	8	0	10.7	13.4	13.5	12.6	25	36	3.5	3.5	1.4	1.2	8.8	13.4	759	954	958	881
49	9	2	12.7	13.8	13.1	13.1	32	41	5.0	4.7	1.3	1.0	9.6	13.2	1007	999	1010	763



Fortsetzung Tab. A1:

LFD	FI	S	Madelänge (mm)				BH	BD	K (mg/g)		Ca (mg/g)		Mg (mg/g)		Schwefel (µg/g TG)			
			1.NJ	2.NJ	3.NJ	4.NJ			1.NJ	2.NJ	1.NJ	2.NJ	1.NJ	2.NJ	1.NJ	2.NJ	3.NJ	4.NJ
50	10	0	14.5	13.6	14.6	14.6	32	45	3.3	2.8	1.3	1.2	8.3	13.1	1035	1050	895	962
51	11	3	8.9	10.6	9.9	8.8	29	38	4.0	3.6	1.4	1.1	7.7	8.5	1024	755	1100	1030
52	12	1	11.1	10.5	11.2	13.0	30	48	5.4	4.5	1.3	1.2	7.3	0.0	907	1040	1051	1165
53	13	1	13.4	14.6	14.1	13.2	26	41	4.4	4.5	1.6	1.4	7.7	8.6	962	1162	1055	1135
54	14	3	13.9	14.8	15.0	14.6	28	39	4.6	4.8	1.3	1.3	8.6	15.3	954	961	1115	1005
55	15	0	12.2	14.4	13.8	13.7	28	43	6.7	6.1	1.3	1.4	7.6	8.8	1011	985	1065	852
56	16	0	13.4	15.8	15.7	14.4	29	35	4.5	4.4	1.3	1.3	11.3	14.0	1045	1230	1060	815
57	17	1	12.8	15.6	13.3	11.6	28	44	4.5	-	-	-	10.0	-	707	601	832	1030
58	18	2	10.8	11.5	10.9	12.4	27	43	2.9	3.0	1.2	1.1	8.5	9.7	1185	1115	1180	1280
59	19	1	14.2	17.6	15.8	14.8	20	32	6.0	6.1	1.4	1.3	9.1	9.4	903	1025	1210	1165
60	20	1	10.9	12.0	11.5	12.4	27	47	5.4	5.2	1.3	1.5	7.3	12.6	1050	1115	1055	864
61	1	0	12.5	14.9	15.3	13.8	32	63	5.1	5.8	1.8	1.9	6.8	9.1	1315	1090	1075	1015
62	2	2	12.5	12.6	11.8	11.9	32	68	5.4	4.6	1.7	1.5	7.1	8.4	997	993	1260	1050
63	3	2	11.9	12.8	13.8	13.6	30	44	6.5	5.4	1.3	1.4	7.5	8.5	1335	1160	1260	1320
64	4	2	10.4	13.0	11.8	12.2	33	53	3.3	3.8	1.4	1.4	5.1	9.2	938	922	853	998
65	5	1	14.2	14.4	16.3	12.6	32	42	4.9	3.7	1.4	1.3	8.8	8.9	1255	1290	1250	1220
66	6	1	12.7	15.7	14.5	14.3	33	62	4.9	3.9	1.4	1.6	7.0	8.8	1270	859	763	1220
67	7	0	13.1	15.2	15.4	12.7	31	60	4.7	4.6	1.2	1.3	7.3	9.8	1095	1455	1220	1530
68	8	1	13.6	14.2	14.5	12.8	29	56	4.1	3.4	1.6	1.4	5.6	5.5	1485	1105	1195	1125
69	9	3	9.6	11.8	11.8	9.7	34	59	7.5	6.5	1.4	1.2	8.9	10.4	1065	892	1115	1540
70	10	3	8.3	11.2	9.5	9.2	30	54	5.2	3.5	1.5	1.5	5.3	6.6	948	1125	1260	1095
71	1	3	10.2	10.7	9.2	9.4	23	39	10.2	8.6	1.6	1.7	8.8	12.6	1175	1120	1450	1305
72	2	1	12.8	12.4	13.0	13.0	29	47	11.8	9.3	1.6	1.4	7.3	8.2	857	751	740	941
73	3	0	13.1	14.4	13.3	12.7	29	47	11.3	9.5	1.4	1.3	7.3	7.9	827	738	904	650
74	4	2	13.0	12.5	12.4	11.7	27	33	9.4	9.0	1.6	1.5	11.6	21.3	1000	1105	1029	870
75	5	0	11.2	13.4	13.7	12.5	22	39	9.0	8.3	1.4	1.5	11.9	17.0	939	1035	804	919
76	6	1	13.0	12.5	12.3	11.8	31	48	16.2	14.1	1.5	1.1	5.9	5.6	808	964	1080	998
77	7	3	12.8	14.2	12.3	13.5	28	50	12.9	11.9	1.5	1.5	8.9	12.8	858	866	757	919
78	8	3	12.5	12.4	11.4	9.1	25	37	8.2	8.4	1.5	1.6	11.7	19.7	941	1190	1180	1225
79	9	3	9.4	11.3	9.6	9.6	25	43	8.2	6.8	1.5	1.5	11.3	15.3	1180	1145	1450	1345
80	10	3	10.8	11.6	12.0	12.3	32	49	10.2	9.9	1.5	1.5	11.4	15.1	1110	1145	1070	858
81	1	1	12.7	15.3	15.9	14.9	16	35	4.6	3.9	2.1	2.5	4.1	8.7	844	846	1065	907
82	2	3	0.0	0.0	8.5	7.7	18	65	-	-	-	-	-	-	-	-	1145	1440
83	3	1	10.5	12.3	13.4	14.1	19	40	5.3	3.3	1.8	1.6	6.2	7.9	1185	1310	1180	1245
84	4	3	7.8	9.8	9.3	11.2	20	51	4.3	3.4	1.9	2.8	5.4	8.5	1023	1070	1260	1055
85	5	0	13.2	14.0	13.7	14.1	17	38	4.5	4.2	1.8	2.4	5.3	9.3	964	1390	1090	1220
86	6	2	10.0	11.9	10.8	11.5	19	43	2.6	2.3	2.1	2.4	5.8	9.0	1110	1260	1120	1220
87	7	3	10.9	13.7	13.5	14.0	22	54	4.5	4.4	1.8	1.8	9.5	12.2	1135	1355	1185	1160
88	8	0	14.6	18.0	15.8	17.1	18	46	5.0	3.8	1.5	1.7	7.1	7.7	1075	1120	1020	1040
89	9	0	16.1	16.0	16.1	14.4	19	41	3.2	2.1	1.6	2.1	8.2	10.9	1055	1035	881	914
90	10	2	9.8	10.4	11.9	10.8	16	39	5.5	3.8	1.6	2.3	7.1	-	980	1425	1325	1410
91	1	2	13.4	14.0	13.5	14.7	27	47	2.3	2.3	2.4	2.6	8.1	11.9	988	1095	1110	1190
92	2	3	11.3	10.4	10.9	11.2	28	54	2.0	1.6	2.4	2.3	5.0	7.0	1300	938	1180	1060
93	3	0	14.3	15.9	14.6	14.6	29	39	3.1	2.2	2.2	2.7	6.2	11.1	949	1280	1300	1360
94	4	0	13.5	13.9	14.1	14.0	30	52	5.5	4.4	2.0	2.2	8.6	12.3	985	980	882	921
95	5	0	15.7	15.5	13.0	13.8	26	40	2.5	2.0	1.9	2.2	8.0	10.6	940	755	1005	1087
96	6	0	17.5	18.4	15.2	16.3	28	45	3.4	2.5	2.3	2.7	6.7	10.2	883	1118	872	825
97	7	1	16.3	16.4	15.2	14.4	27	40	4.0	3.9	2.6	3.4	7.3	13.4	881	961	874	883
98	8	2	10.8	10.6	9.9	10.2	31	55	2.9	2.9	2.7	2.9	8.9	12.1	673	633	790	801
99	9	3	11.6	13.4	11.3	11.3	21	46	3.1	2.1	2.5	2.3	5.4	6.7	751	829	881	1120
100	10	3	11.1	13.7	10.3	12.7	23	43	2.2	2.0	1.8	2.1	4.5	7.0	761	805	934	1045

LFD	FG/TG			Kbod 4.NJ	Cabod (mg/g)	Sbod TG	Mgbod	K/Ca		K/Mg		Ca/Mg		m ü.NN	Mn		Mnbod	
	1.	2.	3.					1.NJ	2.NJ	1.NJ	2.NJ	1.NJ	2.NJ		1.	2.NJ		
1	2.5	2.3	2.2	2.0	1.5	30.3	290	3.8	0.40	0.21	1.93	1.56	4.87	7.50	990	43	48	474
2	2.1	1.9	1.8	1.8	2.3	14.2	873	4.8	0.71	0.35	2.76	2.06	3.88	5.94	990	40	48	272
3	2.3	2.1	2.1	2.0	1.9	8.3	663	2.8	0.74	0.63	2.68	3.06	3.63	4.88	1010	91	95	366
4	2.2	2.1	2.0	2.0	2.4	3.9	465	3.4	0.44	0.33	3.43	1.95	7.79	5.95	980	164	161	441
5	2.4	2.2	2.1	2.0	1.4	13.4	1050	1.7	0.47	0.30	2.37	1.95	5.05	6.53	990	168	225	617
6	2.3	2.2	2.1	2.0	2.2	4.7	215	2.4	0.47	0.33	3.00	2.75	6.40	8.25	980	181	195	493
7	2.3	2.2	2.1	2.0	1.8	12.9	1090	3.9	0.59	0.40	3.11	2.84	5.28	7.05	1000	89	132	563
8	2.2	2.2	2.0	2.0	1.8	21.7	764	3.4	0.79	0.58	3.39	2.95	4.28	5.10	990	56	48	277
9	2.2	2.1	2.0	1.9	2.4	3.5	519	2.3	0.73	0.58	3.16	2.25	4.32	3.90	1000	174	147	345
10	2.3	2.2	2.1	2.1	1.9	5.8	1010	2.0	0.76	0.52	2.79	2.27	3.64	4.40	1005	186	192	423
11	2.3	2.2	2.1	2.0	1.6	17.0	1180	1.9	0.46	0.45	2.19	2.64	4.75	5.93	1020	108	103	734
12	2.4	2.2	2.1	2.0	0.8	14.0	901	1.8	0.41	0.28	2.00	2.13	4.94	7.60	1020	68	75	599
13	2.3	2.3	2.2	2.1	1.4	2.4	366	3.2	0.47	0.28	2.05	1.76	4.33	6.29	1030	89	119	327
14	2.3	2.2	2.1	2.0	0.8	15.5	1010	1.8	0.55	0.60	3.47	4.20	6.35	7.00	1000	63	50	426
15	2.5	2.4	2.2	2.2	2.1	19.7	1330	3.0	0.96	0.91	4.31	5.29	4.50	5.79	960	93	92	1039
16	2.4	2.2	2.1	2.0	2.2	6.6	303	3.6	0.47	0.32	2.25	1.68	4.75	5.18	950	93	88	222
17	2.4	2.3	2.1	2.1	1.0	10.3	1010	2.0	0.67	0.42	3.12	2.35	4.69	5.59	950	154	171	993
18	2.4	2.3	2.2	2.4	2.4	1.8	558	1.7	0.51	0.44	1.90	2.14	3.70	4.90	980	185	264	240
19	2.3	2.2	2.1	2.1	1.7	7.7	802	2.1	0.71	0.37	2.95	1.95	4.16	5.30	980	199	246	585
20	2.2	2.1	2.0	2.0	2.2	5.6	646	2.9	0.72	0.54	2.70	2.77	3.74	5.18	980	178	167	402
21	2.4	2.2	2.1	2.1	2.2	2.6	243	1.9	0.72	0.55	4.56	4.12	6.31	7.56	980	231	247	439
22	2.3	2.2	2.1	1.9	1.3	78.0	1130	10.0	0.98	0.50	3.00	2.35	3.06	4.70	990	79	49	557
23	2.3	2.1	2.0	2.0	1.0	128.0	142	10.0	0.33	0.24	1.20	0.95	3.65	4.05	990	71	84	413
24	2.2	2.0	2.0	2.0	0.9	76.0	490	10.0	0.46	0.26	1.80	1.30	3.95	5.09	990	96	117	519
25	2.4	2.2	2.1	1.9	1.6	92.0	198	10.0	0.69	0.46	3.28	2.76	4.72	6.00	975	71	63	479
26	2.2	2.1	2.1	1.9	1.4	47.0	228	10.0	0.43	0.27	2.25	1.64	5.20	5.95	980	234	309	556
27	2.3	2.1	2.0	2.0	2.1	15.0	126	10.0	0.60	0.40	2.72	1.90	4.50	4.75	975	166	210	553
28	2.4	2.2	2.2	2.1	1.4	52.0	66	10.0	1.34	1.33	5.73	5.50	4.27	4.12	970	63	47	393
29	2.4	2.2	2.2	2.1	1.4	7.2	202	2.3	0.46	0.58	1.74	2.13	3.79	3.67	965	47	61	469
30	2.3	2.2	2.1	2.0	2.0	42.0	42	10.0	0.57	0.35	2.81	2.05	4.95	5.81	980	156	152	456
31	2.4	2.1	2.1	2.2	2.1	2.5	486	1.6	0.67	0.45	2.56	2.19	3.83	4.81	950	227	208	386
32	2.4	2.1	2.1	2.0	2.2	52.0	310	10.0	0.62	0.39	3.31	2.59	5.31	6.71	950	125	121	446
33	2.2	2.1	2.0	1.9	2.2	33.0	60	3.0	0.47	0.44	3.25	4.00	6.94	9.15	950	281	233	237
34	2.3	2.3	2.2	2.1	2.4	3.4	459	2.0	0.72	0.69	3.88	4.00	5.41	5.81	950	168	215	168
35	2.4	2.2	2.1	2.1	1.7	3.9	429	1.6	0.57	0.41	3.00	3.00	5.27	7.33	970	194	344	1392
36	2.2	2.1	2.0	1.9	0.8	164.0	232	10.0	0.91	0.55	3.85	3.38	4.23	6.15	955	180	203	369
37	2.2	2.1	2.1	2.1	0.6	161.0	376	10.0	1.00	0.99	4.29	5.16	4.29	5.21	960	32	26	247
38	2.4	2.2	2.1	2.2	0.5	179.0	15	10.0	0.72	0.40	3.05	2.14	4.25	5.38	960	49	32	143
39	2.6	2.4	2.3	2.2	1.3	114.0	225	10.0	0.78	0.58	4.43	4.38	5.64	7.62	955	266	342	644
40	2.4	2.2	2.1	2.0	1.8	53.0	41	10.0	0.48	0.34	1.83	2.00	3.83	5.84	955	190	285	680
41	2.3	2.1	2.1	1.9	1.5	2.5	1110	1.2	0.36	0.21	2.86	2.57	7.93	12.07	1200	210	286	630
42	2.3	2.1	2.0	2.0	0.6	9.0	1480	0.9	0.50	0.30	3.71	4.64	7.36	15.36	1200	381	340	251
43	2.1	2.0	2.0	1.9	1.9	5.5	854	2.0	0.43	0.34	2.46	2.00	5.77	5.93	1200	227	253	458
44	2.2	2.0	2.0	1.9	0.5	11.6	1790	1.6	0.33	0.16	2.75	2.75	8.42	17.58	1200	190	339	-
45	2.1	2.1	2.0	2.0	1.3	10.6	488	10.0	0.49	0.37	2.87	2.93	5.81	8.00	1200	242	302	665
46	2.2	1.9	1.9	1.8	0.8	16.8	1660	1.2	0.58	0.44	3.00	4.00	5.20	9.08	1200	137	218	393
47	2.3	2.1	2.0	2.0	2.1	4.5	593	1.7	0.55	0.30	4.18	3.70	7.64	12.30	1240	180	270	1156
48	2.3	2.1	2.0	2.1	1.4	3.6	623	1.6	0.40	0.26	2.50	2.92	6.29	11.17	1240	267	333	395
49	2.3	2.1	2.0	2.0	1.4	3.8	515	1.8	0.52	0.36	3.85	4.70	7.38	13.20	1240	298	356	486
50	2.4	2.1	2.0	1.9	1.3	3.2	486	1.4	0.40	0.21	2.54	2.33	6.38	10.92	1240	261	333	472

Fortsetzung Tab. A1:

LFD	FG/TG			Kbod	Cabod	Sbod	Mgbod	K/Ca		K/Mg		Ca/Mg		m	Ü.NN	Mn	Mnbod	
	1.	2.	3.					1.NJ	2.NJ	1.NJ	2.NJ	1.NJ	2.NJ					1.
51	2.1	2.0	1.9	1.9	1.6	5.5	127	1.4	0.52	0.42	2.86	3.27	5.50	7.73	1220	220	248	782
52	2.2	2.1	2.0	2.0	2.3	4.9	431	2.1	0.74	0.00	4.15	3.75	5.62	0.00	1220	197	241	737
53	2.2	2.2	2.1	2.0	1.8	1.8	336	1.2	0.57	0.52	2.75	3.21	4.81	6.14	1210	241	241	899
54	2.1	2.0	1.9	1.9	2.0	3.2	359	1.4	0.53	0.31	3.54	3.69	6.62	11.77	1210	223	321	964
55	2.2	2.1	2.1	1.9	2.0	8.0	554	1.9	0.88	0.69	5.15	4.36	5.85	6.29	1210	169	182	1398
56	2.1	2.0	1.9	1.9	1.6	2.6	424	1.4	0.40	0.31	3.46	3.38	8.69	10.77	1210	210	298	1083
57	2.1	1.9	1.9	1.8	2.2	3.1	436	2.1	0.45	-	-	-	-	-	1210	285	-	625
58	2.1	2.0	1.9	1.9	2.1	1.5	323	1.8	0.34	0.31	2.42	2.73	7.08	8.82	1200	323	370	822
59	2.2	2.0	2.0	1.9	1.4	5.2	182	1.7	0.66	0.65	4.29	4.69	6.50	7.23	1200	155	139	666
60	2.2	2.1	2.0	2.0	1.7	5.5	175	2.2	0.74	0.41	4.15	3.47	5.62	8.40	1200	164	194	487
61	2.3	2.2	2.0	2.0	2.5	3.3	489	2.9	0.75	0.64	2.83	3.05	3.78	4.79	1220	146	180	625
62	2.2	2.1	2.0	1.9	1.6	27.9	243	10.0	0.76	0.55	3.18	3.07	4.18	5.60	1220	281	325	716
63	2.2	2.1	2.0	2.0	2.6	2.9	460	2.8	0.87	0.64	5.00	3.86	5.77	6.07	1220	277	294	442
64	2.2	2.1	2.0	1.9	1.2	1.7	311	1.0	0.65	0.41	2.36	2.71	3.64	6.57	1220	213	304	632
65	2.1	2.1	2.0	1.9	1.9	32.5	93	10.0	0.56	0.42	3.50	2.85	6.29	6.85	1220	290	233	772
66	2.2	2.1	2.0	1.9	2.2	3.3	143	10.0	0.70	0.44	3.50	2.44	5.00	5.50	1220	175	220	624
67	2.2	2.2	2.0	2.0	1.1	2.3	258	1.5	0.64	0.47	3.92	3.54	6.08	7.54	1220	269	259	352
68	2.3	2.2	2.1	2.0	1.6	4.2	265	2.4	0.73	0.62	2.56	2.43	3.50	3.93	1220	213	207	679
69	2.2	2.0	2.0	1.9	1.3	6.7	384	1.7	0.84	0.62	5.36	5.42	6.36	8.67	1220	312	317	699
70	2.2	2.0	2.0	1.9	1.5	2.7	403	1.6	0.98	0.53	3.47	2.33	3.53	4.40	1220	370	322	515
71	2.0	1.9	1.9	1.8	0.4	14.8	1620	1.6	1.16	0.68	6.37	5.06	5.50	7.41	1165	153	158	56
72	2.2	2.0	1.9	1.9	0.5	13.7	1690	1.4	1.62	1.13	7.38	6.64	4.56	5.86	1165	240	219	31
73	2.4	2.2	2.1	2.0	2.0	10.7	1370	1.4	1.55	1.20	8.07	7.31	5.21	6.08	1165	243	263	208
74	2.2	2.0	2.0	1.9	0.7	11.6	1670	1.2	0.81	0.42	5.88	6.00	7.25	14.20	1165	368	391	63
75	2.3	2.2	2.0	2.0	0.4	193.0	1780	3.7	0.76	0.49	6.43	5.53	8.50	11.33	1165	60	61	622
76	2.2	2.1	2.0	1.9	0.8	14.8	1250	1.9	2.75	2.52	10.80	12.82	3.93	5.09	1165	190	171	244
77	2.2	2.0	2.0	1.9	0.8	26.1	1055	1.4	1.45	0.93	8.60	7.93	5.93	8.53	1165	111	161	346
78	2.2	2.1	2.0	1.9	0.6	51.0	1350	1.5	0.70	0.43	5.47	5.25	7.80	12.31	1165	134	168	493
79	2.2	2.1	2.0	1.9	0.5	17.0	1600	1.6	0.73	0.44	5.47	4.53	7.53	10.20	1165	218	220	43
80	2.2	2.0	2.0	1.9	0.8	26.0	1550	1.4	0.89	0.66	6.80	6.60	7.60	10.07	1165	166	201	94
81	2.4	2.2	2.1	2.2	1.7	12.2	1430	4.6	1.12	0.45	2.19	1.56	1.95	3.48	1610	129	174	384
82	0.0	0.0	2.1	2.1	1.1	24.8	1620	8.5	-	-	-	-	-	-	1610	-	-	444
83	2.2	2.1	2.0	2.0	1.4	42.0	1240	10.0	0.85	0.42	2.94	2.06	3.44	4.94	1610	101	98	421
84	2.4	2.2	2.0	2.0	0.9	30.7	647	10.0	0.80	0.40	2.26	1.21	2.84	3.04	1610	113	174	428
85	2.3	2.1	2.0	2.0	1.3	27.5	1380	10.0	0.85	0.45	2.50	1.75	2.94	3.88	1610	81	104	397
86	2.1	2.1	2.0	1.9	1.7	12.2	1780	1.8	0.45	0.26	1.24	0.96	2.76	3.75	1610	103	132	0
87	2.2	2.1	2.0	1.9	0.9	31.4	1590	10.0	0.47	0.36	2.50	2.44	5.28	6.78	1610	61	67	171
88	2.4	2.1	2.1	2.1	1.4	15.0	977	4.6	0.70	0.49	3.33	2.24	4.73	4.53	1610	188	100	421
89	2.2	2.0	1.9	1.9	1.3	29.0	1460	10.0	0.39	0.19	2.00	1.00	5.12	5.19	1610	86	132	396
90	2.2	2.0	2.0	1.9	0.9	13.0	1670	2.3	0.77	-	3.44	1.65	4.44	-	1610	135	166	151
91	2.2	2.1	2.0	2.0	0.6	117.0	273	10.0	0.28	0.19	0.96	0.88	3.38	4.58	640	36	-	171
92	2.2	2.0	2.0	1.9	0.4	171.0	139	10.0	0.40	0.23	0.83	0.70	2.08	3.04	640	67	78	114
93	2.2	2.1	1.9	1.9	0.6	365.0	338	10.0	0.50	0.20	1.41	0.81	2.82	4.11	640	78	87	484
94	2.2	2.1	2.0	2.0	1.1	98.0	332	10.0	0.64	0.36	2.75	2.00	4.30	5.59	640	74	68	299
95	2.4	2.2	2.1	2.1	0.5	-	233	10.0	0.31	0.19	1.32	0.91	4.21	4.82	640	88	86	0
96	2.3	2.2	2.1	2.0	0.5	172.0	154	10.0	0.51	0.25	1.48	0.93	2.91	3.78	640	73	88	239
97	2.3	2.0	2.0	2.0	0.4	163.0	233	10.0	0.55	0.29	1.54	1.15	2.81	3.94	640	73	99	183
98	2.1	2.0	1.9	1.8	0.4	132.0	470	10.0	0.33	0.24	1.07	1.00	3.30	4.17	640	96	119	532
99	2.1	2.0	1.9	1.9	0.9	68.0	286	10.0	0.57	0.31	1.24	0.91	2.16	2.91	640	65	58	298
100	2.2	2.1	2.1	2.0	0.8	105.0	121	10.0	0.49	0.29	1.22	0.95	2.50	3.33	640	69	62	344

Tab. A2: Untersuchungsergebnisse der 1986 beprobten Fichten (Laufende Nummer 1–10=Eckau, 11–20=Schapbach, 21–30=Büchsenkopf, 31–38=Vogelhütte, 39–48=Gotzental, 49–58=Listsee, 59–67=Predigtstuhl, 68–84=Höhenprofil Schapbach, 85–88=Ecker Sattel) (LFD=Laufende Nummer, FI=Fichtennummer, S=Schadklasse, BH=Baumhöhe, BD=Baumdurchmesser (cm)).

LFD	FI	S	BH	BD	m	Ü.NN	FG/TG				Nadellänge (mm)				Schwefelgehalt (µg/g TG)				
							1.NJ	2.NJ	3.NJ	4.NJ	1.NJ	2.NJ	3.NJ	4.NJ	1.NJ	2.NJ	3.NJ	4.NJ	
1	1	3	28	39	990	2.54	2.28	2.22	2.11	11.7	12.1	13.2	12.1	870	771	608	801		
2	2	1	29	47	990	2.40	2.18	2.16	2.10	14.8	11.4	13.9	13.4	952	875	979	750		
3	3	3	37	59	1010	2.45	2.26	2.23	2.16	14.6	12.1	14.4	14.1	1245	1135	1180	1110		
4	4	0	26	46	980	2.47	2.23	2.19	2.11	13.8	14.0	15.5	14.2	1185	1082	1008	949		
5	6	3	30	50	980	2.53	2.30	2.30	2.21	15.9	12.6	13.1	13.8	907	1255	1310	1055		
6	10	1	23	45	1005	2.39	2.24	2.20	2.16	15.7	14.5	14.8	14.2	993	1011	1065	768		
7	16	3	37	68	950	2.49	2.26	2.24	2.17	12.7	11.4	14.1	12.3	1133	850	871	816		
8	17	0	34	73	950	2.54	2.30	2.29	2.16	17.5	16.4	16.2	14.8	1197	1305	938	865		
9	18	3	37	68	980	2.48	2.29	2.20	2.14	11.5	10.1	10.7	11.9	1243	1059	1085	942		
10	20	0	20	41	980	2.46	2.21	2.20	2.19	16.0	13.4	15.6	15.3	1035	1160	1630	1375		
11	3	3	20	30	990	2.39	2.17	2.20	2.12	11.9	11.5	12.8	12.6	968	883	668	679		
12	4	0	25	37	990	2.44	2.26	2.21	2.08	13.7	12.2	13.8	12.3	780	830	979	735		
13	8	1	21	42	970	2.45	2.30	2.26	2.15	14.5	11.9	15.2	13.1	783	851	898	999		
14	9	3	20	32	965	2.40	2.28	2.12	2.14	15.1	12.3	16.3	14.5	784	710	797	760		
15	11	3	29	47	950	2.24	2.13	2.09	2.02	12.3	10.9	13.5	12.7	815	605	764	695		
16	12	1	30	53	950	2.25	2.14	2.03	2.02	16.9	17.7	18.2	18.8	796	693	831	879		
17	13	2	29	41	950	2.26	2.02	1.99	1.97	16.2	11.6	14.6	12.3	856	823	896	981		
18	14	0	29	48	950	2.28	2.11	2.11	2.00	12.6	11.5	12.8	11.3	864	847	773	989		
19	16	3	38	67	955	2.31	2.17	2.09	2.02	11.6	10.2	10.7	11.7	910	787	716	838		
20	19	0	30	42	959	2.49	2.28	2.18	2.11	17.3	16.1	17.5	17.2	830	1006	1135	936		
21	1	1	33	42	1200	2.26	2.16	2.14	2.11	9.2	9.3	12.4	11.3	1020	889	907	823		
22	3	2	32	45	1200	2.28	2.10	2.08	2.00	13.5	11.7	12.2	12.2	906	1040	982	1060		
23	5	0	31	57	1200	2.26	2.13	2.08	2.10	11.7	11.5	14.1	11.6	1190	1145	1167	967		
24	6	3	29	32	1200	2.30	2.19	1.97	1.99	10.2	9.9	10.4	11.4	1070	1004	889	783		
25	7	2	30	51	1240	2.36	2.20	2.06	2.08	12.9	11.9	12.8	12.9	1020	978	777	818		
26	8	0	25	36	1240	2.38	2.21	2.19	2.16	12.0	11.3	14.5	12.8	925	742	856	800		
27	11	3	29	38	1220	2.24	2.11	2.05	2.02	10.1	8.9	10.5	10.5	976	895	1150	1070		
28	12	1	30	48	1220	2.33	2.22	2.22	2.11	10.9	12.0	11.3	11.3	739	955	761	956		
29	14	3	28	39	1210	2.46	2.25	2.15	2.14	15.7	13.2	14.3	13.6	767	1125	1075	847		
30	15	0	28	43	1210	2.46	2.32	2.28	2.20	14.7	13.4	14.3	13.2	874	1041	860	874		
31	1	0	32	63	1220	2.36	2.20	2.20	2.01	15.9	13.7	14.1	14.3	1085	669	593	808		
32	2	2	32	68	1220	2.31	2.11	2.15	2.02	14.5	12.2	12.4	12.3	918	752	785	846		
33	3	2	30	44	1220	2.36	2.23	2.15	2.17	14.0	13.1	13.4	12.9	1230	1000	1045	1130		
34	5	1	32	42	1220	2.27	2.08	2.10	2.02	15.1	13.1	15.2	15.0	1250	1113	1085	899		
35	6	1	33	62	1220	2.29	2.16	2.07	2.05	15.6	12.9	15.9	14.2	647	806	935	768		
36	7	0	31	60	1220	2.28	2.15	2.04	2.08	15.1	14.0	14.7	15.1	1160	946	998	1260		
37	8	1	29	56	1220	2.36	2.23	2.15	2.12	14.9	13.4	14.5	13.5	1235	746	874	807		
38	9	3	34	59	1190	2.25	2.09	2.06	1.96	12.1	11.0	11.5	11.6	1040	824	962	1065		
39	1	3	23	39	1165	2.19	2.05	2.02	1.97	11.1	10.1	9.9	9.4	944	961	1010	1120		
40	2	1	29	47	1165	2.33	2.12	2.04	2.08	13.4	13.2	13.1	12.8	746	704	696	559		
41	3	0	29	47	1165	2.36	2.29	2.15	2.10	14.1	11.9	13.8	12.7	978	752	674	854		
42	4	2	27	33	1165	2.41	2.24	2.08	2.10	12.6	11.5	12.7	11.8	897	693	865	931		
43	5	0	22	39	1165	2.38	2.21	2.16	2.04	13.6	12.0	13.3	12.2	1060	905	751	846		
44	6	1	31	48	1165	2.30	2.17	2.07	2.11	11.9	11.9	13.2	13.2	883	865	1014	1100		

Fortsetzung Tab. A2:

LFD	FI	S	BH	BD	m	Ü.NN	FG/TG				Nadellänge (mm)				Schwefelgehalt (µg/g TG)			
							1.NJ	2.NJ	3.NJ	4.NJ	1.NJ	2.NJ	3.NJ	4.NJ	1.NJ	2.NJ	3.NJ	4.NJ
45	7	3	28	50	1165	2.20	2.09	1.94	2.05	14.2	12.7	13.8	12.4	854	791	985	725	
46	8	3	25	37	1165	2.27	2.10	2.10	2.04	11.7	9.4	11.2	10.9	996	1025	1215	1370	
47	9	3	25	43	1165	2.16	2.02	1.98	1.93	11.2	9.5	9.7	10.2	818	983	731	1235	
48	10	3	32	49	1165	2.22	2.24	2.09	2.02	12.1	10.6	11.6	11.3	1085	768	942	803	
49	1	2	27	47	640	2.31	2.18	2.09	2.04	15.4	13.5	14.6	13.3	867	968	1050	1090	
50	2	3	28	54	640	2.29	2.09	2.05	2.02	11.5	10.8	10.8	10.7	977	853	837	964	
51	3	0	29	39	640	2.42	2.24	2.14	2.10	15.9	15.1	15.5	13.9	855	1035	1130	1165	
52	4	0	30	52	640	2.43	2.31	2.30	2.16	14.1	14.3	14.3	12.7	913	757	616	880	
53	5	0	26	40	640	2.48	2.30	2.26	2.25	14.9	14.7	14.2	13.9	1024	822	781	671	
54	6	0	28	45	640	2.42	2.31	2.21	2.09	16.6	15.3	17.3	15.7	920	735	707	620	
55	7	1	27	40	640	2.42	2.27	2.16	2.17	14.1	15.7	15.2	14.3	738	602	750	656	
56	8	2	31	55	640	2.34	2.16	2.11	2.00	11.1	11.0	10.8	9.9	892	894	715	854	
57	9	3	21	46	640	2.28	2.14	2.03	2.02	12.6	11.9	12.2	11.7	734	808	768	703	
58	10	3	23	43	640	2.30	2.23	2.22	2.12	12.9	11.8	13.4	11.4	761	989	946	964	
59	11	1	63	51	610	2.28	2.20	2.14	2.13	12.3	13.3	13.6	14.5	835	766	922	855	
60	3	1	19	40	1610	2.30	2.19	2.14	2.04	11.6	12.4	12.0	12.3	1210	937	1330	1030	
61	4	3	20	51	1610	2.26	2.14	2.15	2.11	8.2	9.6	8.9	9.3	857	830	773	1035	
62	5	0	17	38	1610	2.31	2.18	2.10	2.02	13.5	13.4	13.4	13.6	906	1004	1160	980	
63	6	2	19	43	1610	2.20	2.05	2.02	1.98	9.4	9.9	10.1	10.1	1270	1290	1180	1355	
64	7	3	22	54	1610	2.31	2.07	2.11	2.00	12.2	11.7	11.8	12.7	1124	1250	1250	1055	
65	8	0	18	46	1610	2.31	2.11	2.04	1.99	14.5	15.0	16.3	16.6	1105	859	865	1060	
66	9	0	19	41	1610	2.13	2.03	2.00	1.91	12.9	13.8	15.5	15.1	1070	809	852	743	
67	10	2	16	39	1610	2.24	2.05	2.04	2.07	9.3	9.7	10.9	11.6	1175	890	989	979	
68	1	2	35	0	680	2.35	2.22	2.16	2.10	16.9	16.4	17.2	16.2	911	788	920	974	
69	2	1	26	0	680	2.40	2.14	2.09	2.05	17.7	16.7	16.3	13.9	993	856	906	912	
70	3	0	31	0	680	2.43	2.30	2.21	2.14	16.7	17.5	18.5	16.5	1140	915	1070	938	
71	4	2	34	0	680	2.43	2.28	2.21	2.08	12.5	11.7	12.2	11.4	900	857	929	777	
72	1	1	29	0	860	2.32	2.16	2.08	2.01	11.1	11.0	12.9	11.1	795	835	766	809	
73	2	2	30	0	860	2.34	2.19	2.14	2.04	12.8	13.2	14.0	13.7	959	989	1050	1107	
74	3	3	26	0	860	2.35	2.19	2.11	2.08	12.8	12.1	12.7	12.3	941	1375	1166	1094	
75	4	1	32	0	860	2.39	2.24	2.24	2.09	12.5	11.6	12.2	10.9	1180	897	986	763	
76	1	0	22	0	1000	2.41	2.29	2.18	2.07	18.6	16.6	16.3	16.3	918	892	884	963	
77	1	2	26	0	1200	2.23	2.11	2.05	2.11	12.5	11.6	11.0	11.4	822	956	975	837	
78	2	0	29	0	1200	2.53	2.27	2.21	2.24	15.1	15.9	11.1	15.5	909	855	944	872	
79	3	0	34	0	1200	2.35	2.16	2.14	2.13	10.7	15.5	11.4	11.7	811	805	821	949	
80	4	3	24	0	1200	2.39	2.16	2.17	2.13	14.3	12.4	13.4	13.3	994	896	962	808	
81	1	0	21	0	1400	2.28	2.14	2.06	2.06	11.7	11.5	13.2	13.2	1235	1014	1275	1147	
82	2	2	22	0	1400	2.27	2.18	2.06	2.20	9.8	10.3	10.8	10.1	1039	879	1047	1163	
83	3	0	25	0	1400	2.21	2.11	2.11	2.09	12.5	12.8	12.9	14.0	869	1100	1280	1025	
84	4	2	25	0	1400	2.42	2.22	2.19	2.16	11.8	12.8	14.6	14.9	1035	845	926	902	
85	1	2	20	0	1430	2.33	2.18	2.11	2.12	13.5	12.9	15.6	14.8	1290	1170	857	962	
86	2	1	18	0	1430	2.27	2.12	2.11	2.01	13.9	13.1	14.2	14.0	878	907	982	873	
87	3	3	18	0	1430	2.31	2.15	2.07	2.07	14.2	14.0	18.1	18.5	1100	804	820	843	
88	4	1	21	0	1430	2.25	2.12	2.09	2.01	13.5	12.3	14.7	13.3	797	770	797	737	

LFD	N		Chl a		Chl b		xc		a/b		a+b		ab/xc		Prolin	Phenol	MDA	Katalase
	(mg/g)		(mg/g)		(mg/g)		(mg/g)		(mg/g)		(mg/g)		( $\mu\text{mol/g}$ )	( $\text{nmol/g}$ )				
	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ
1	1.13	1.47	1.148	0.298	0.308	3.85	1.45	4.71	0.52	463	838	49.0						
2	1.20	1.37	1.872	0.470	0.440	3.98	2.34	5.32	0.46	418	862	36.5						
3	1.54	1.36	1.460	0.354	0.378	4.12	1.81	4.79	0.52	409	947	20.2						
4	1.85	1.71	2.094	0.540	0.510	3.88	2.63	5.16	0.52	344	666	32.1						
5	1.60	1.27	1.846	0.548	0.442	3.37	2.39	5.41	0.40	415	707	15.2						
6	1.13	1.12	1.538	0.394	0.354	3.90	1.93	5.45	0.44	408	753	7.0						
7	1.34	1.58	1.282	0.306	0.326	4.19	1.59	4.88	0.36	400	738	3.9						
8	1.53	1.17	1.648	0.410	0.384	4.02	2.06	5.36	0.45	527	949	8.7						
9	1.57	1.48	2.102	0.522	0.498	4.03	2.62	5.26	0.51	422	606	51.2						
10	1.33	1.15	1.922	0.490	0.440	3.92	2.41	5.48	0.48	463	882	31.3						
11	1.41	1.60	1.186	0.298	0.336	3.98	1.48	4.40	0.47	424	859	12.6						
12	1.08	1.30	1.412	0.352	0.350	4.01	1.76	5.03	0.45	445	965	12.3						
13	1.22	1.43	2.104	0.560	0.526	3.76	2.66	5.06	0.50	397	686	56.5						
14	0.85	1.20	1.090	0.288	0.298	3.78	1.38	4.63	0.43	548	926	2.6						
15	0.92	1.52	1.022	0.272	0.278	3.76	1.29	4.64	0.50	388	895	5.3						
16	0.91	1.31	1.320	0.344	0.340	3.84	1.66	4.88	0.47	575	1066	23.8						
17	0.92	1.12	1.232	0.304	0.334	4.05	1.54	4.61	0.49	537	640	30.6						
18	1.06	1.25	1.578	0.400	0.392	3.94	1.98	5.05	0.42	456	722	30.2						
19	1.06	1.35	1.122	0.270	0.312	4.16	1.39	4.46	0.72	442	846	5.5						
20	1.09	1.08	1.678	0.424	0.406	3.96	2.10	5.17	0.41	438	903	9.6						
21	1.27	1.43	1.218	0.300	0.312	4.06	1.52	4.87	0.46	476	867	16.1						
22	0.99	0.95	0.818	0.202	0.242	4.05	1.02	4.21	0.54	438	766	5.9						
23	1.48	1.29	1.380	0.354	0.364	3.90	1.73	4.75	0.66	422	666	32.5						
24	1.08	1.08	1.234	0.312	0.350	3.96	1.55	4.43	0.59	528	1017	14.8						
25	1.50	1.53	1.310	0.314	0.334	4.17	1.62	4.85	0.58	480	1014	25.2						
26	1.47	1.98	1.580	0.404	0.384	3.91	1.98	5.16	0.58	438	1047	9.8						
27	0.80	0.89	1.816	0.424	0.442	4.28	2.24	5.07	0.51	413	867	8.3						
28	1.29	1.35	1.390	0.334	0.352	4.16	1.72	4.89	0.66	353	722	19.0						
29	1.32	1.17	1.590	0.396	0.426	4.02	1.99	4.67	0.55	530	939	13.3						
30	1.47	1.41	1.430	0.360	0.348	3.97	1.79	5.14	0.53	325	614	22.9						
31	0.94	1.41	1.388	0.338	0.328	4.11	1.73	5.27	0.55	564	944	18.4						
32	0.88	1.17	1.336	0.342	0.340	3.91	1.68	4.94	0.52	518	725	18.4						
33	0.73	0.73	1.206	0.308	0.284	3.92	1.51	5.32	0.37	476	893	11.5						
34	1.08	0.97	2.094	0.534	0.496	3.92	2.63	5.30	0.42	415	756	17.2						
35	1.02	1.27	1.434	0.384	0.368	3.73	1.82	4.95	0.73	462	1009	22.1						
36	0.92	0.97	1.640	0.402	0.384	4.08	2.04	5.31	0.46	417	1066	36.6						
37	0.95	1.27	1.872	0.444	0.456	4.22	2.32	5.09	0.52	377	872	20.7						
38	0.86	1.04	1.492	0.380	0.410	3.93	1.87	4.56	0.67	462	844	19.0						
39	0.92	0.96	1.264	0.306	0.356	4.13	1.57	4.41	0.63	481	934	8.8						
40	1.23	1.75	0.966	0.262	0.278	3.69	1.23	4.42	0.56	582	766	10.9						
41	1.39	1.85	1.774	0.450	0.442	3.94	2.22	5.02	0.44	546	717	27.3						
42	0.98	1.41	1.366	0.322	0.364	4.24	1.69	4.64	0.49	539	1014	6.9						
43	1.16	1.28	1.224	0.320	0.314	3.82	1.54	4.90	0.52	577	1024	10.7						
44	0.95	1.10	0.968	0.230	0.258	4.21	1.20	4.65	0.42	451	756	4.0						
45	0.91	1.15	1.296	0.324	0.340	4.00	1.62	4.76	0.59	431	738	7.9						
46	1.04	1.01	0.880	0.222	0.256	3.96	1.10	4.30	0.42	608	869	1.8						
47	1.16	1.18	1.466	0.386	0.374	3.80	1.85	4.95	0.42	442	766	12.1						
48	1.01	1.32	1.244	0.326	0.318	3.82	1.57	4.94	0.64	471	939	12.8						
49	0.96	0.99	0.768	0.180	0.212	4.27	0.95	4.48	0.85	490	921	1.8						
50	0.761	0.89	0.856	0.208	0.288	4.12	1.06	3.68	1.05	530	1001	59.0						
51	0.95	0.92	1.708	0.446	0.412	3.83	2.15	5.22	0.42	330	913	7.6						
52	1.00	1.32	1.320	0.340	0.320	3.88	1.66	5.19	0.35	422	882	13.6						
53	0.93	1.13	1.518	0.392	0.376	3.87	1.91	5.08	0.52	563	715	7.3						

LFD	N		Chl a		Chl b		xc		a/b		a+b		ab/xc		Prolin ( $\mu\text{mol/g}$ )	Phenol ( $\mu\text{mol/g}$ )	MDA ( $\text{nmol/g}$ )	Katalase ( $\text{ml O}_2/\text{min}$ )
	(mg/g)		(mg/g)		(mg/g)		(mg/g)		(mg/g)		(mg/g)		(mg/g)					
	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ
54	1.05	1.43	1.574	0.418	0.374	3.77	1.99	5.32	0.50	523	960	10.5						
55	0.71	1.18	1.494	0.370	0.362	4.04	1.86	5.14	0.52	399	872	7.4						
56	1.23	1.38	1.266	0.328	0.356	3.86	1.59	4.47	0.70	453	808	25.3						
57	0.87	1.08	0.958	0.242	0.290	3.96	1.20	4.14	0.64	620	831	8.2						
58	0.92	0.93	0.994	0.266	0.268	3.74	1.26	4.70	0.81	510	789	5.4						
59	1.06	1.38	1.066	0.248	0.308	4.30	1.31	4.25	0.73	489	880	24.6						
60	1.00	1.07	1.232	0.320	0.362	3.85	1.55	4.28	0.53	445	676	17.7						
61	1.27	1.53	1.230	0.310	0.336	3.97	1.54	4.58	0.58	449	849	20.4						
62	1.25	1.25	1.256	0.298	0.328	4.21	1.55	4.73	0.45	413	722	7.4						
63	1.50	1.16	1.576	0.372	0.436	4.24	1.95	4.47	0.71	503	619	57.0						
64	1.01	0.81	1.396	0.344	0.400	4.06	1.74	4.35	0.61	456	531	75.0						
65	1.20	1.40	1.454	0.360	0.386	4.04	1.81	4.69	0.57	379	521	37.4						
66	1.201	1.48	1.068	0.262	0.334	4.08	1.33	3.98	0.91	476	782	35.2						
67	0.95	1.07	0.788	0.176	0.252	4.48	0.96	3.81	0.46	478	516	24.2						
68	1.28	1.62	1.806	0.462	0.450	3.91	2.27	5.04	0.52	449	968	25.2						
69	1.16	1.36	1.788	0.474	0.436	3.77	2.26	5.18	0.54	550	862	15.6						
70	1.11	1.21	1.858	0.468	0.420	3.97	2.33	5.55	0.51	388	774	41.4						
71	1.06	1.24	1.562	0.408	0.414	3.83	1.97	4.76	0.81	391	898	34.3						
72	0.92	1.10	1.528	0.394	0.394	3.88	1.92	4.87	0.65	447	800	19.1						
73	0.99	1.00	1.304	0.336	0.318	3.88	1.64	5.16	0.55	492	880	26.8						
74	1.33	0.97	1.224	0.324	0.288	3.78	1.55	5.38	0.50	417	779	6.1						
75	1.05	1.17	1.680	0.420	0.410	4.00	2.10	5.12	0.44	384	844	12.7						
76	1.23	1.38	1.730	0.490	0.416	3.53	2.22	5.34	0.49	451	792	12.2						
77	1.201	1.26	1.250	0.312	0.336	4.01	1.56	4.64	1.04	334	748	17.8						
78	1.11	1.30	2.012	0.526	0.488	3.83	2.54	5.20	0.56	413	792	75.0						
79	1.04	1.29	1.576	0.394	0.370	4.00	1.97	5.32	0.40	431	841	44.4						
80	1.46	1.63	1.360	0.342	0.338	3.98	1.70	5.03	0.55	472	795	49.9						
81	1.40	1.38	1.830	0.438	0.474	4.18	2.27	4.79	0.73	462	764	63.0						
82	1.28	1.46	2.054	0.516	0.500	3.98	2.57	5.14	0.83	427	738	80.0						
83	1.12	1.02	1.228	0.292	0.312	4.21	1.52	4.87	0.45	458	660	56.5						
84	1.16	1.37	1.684	0.444	0.412	3.79	2.13	5.17	0.39	380	663	29.4						
85	1.36	1.16	2.028	0.554	0.496	3.66	2.58	5.20	0.61	339	614	35.6						
86	1.23	1.36	1.658	0.426	0.428	3.89	2.08	4.86	0.51	436	715	78.0						
87	-	-	1.684	0.398	0.414	4.23	2.08	5.02	0.50	411	689	44.9						
88	-	-	1.840	0.460	0.450	4.00	2.30	5.11	0.40	422	980	31.5						

Tab. A3: Untersuchungsergebnisse der 1987 beprobten Fichten (Laufende Nummer 1 – 7 = Eckau, 8 – 14 = Büchsenkopf) (K, Ca, Na, Mg, in mg/g TG).

LFD	FI	S	Schwefel ( $\mu\text{g/g TG}$ )				K				Ca				Na				Mg				FG/TG				K/CA		K/Mg		Ca/Mg		Nadellänge (mm)					
			1.NJ	2.NJ	3.NJ	4.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	2.NJ	1.NJ	2.NJ	3.NJ					
1	1	3	651	750	817	758	2.1	9.9	0.20	1.61	2.46	2.34	2.03	2.03	0.21	1.30	6.1	13.0	12.8	12.0	13.4																	
2	2	1	793	876	833	855	4.0	7.8	0.39	1.47	2.30	2.15	1.97	2.03	0.51	2.72	5.3	14.9	14.1	13.6	14.3																	
3	3	3	976	950	1140	1165	5.0	7.2	0.41	1.87	2.41	2.21	2.00	2.01	0.69	2.67	3.9	14.3	14.4	12.6	13.9																	
3	6	3	958	940	1088	1090	5.0	10.3	0.56	1.78	2.41	2.22	2.14	1.99	0.49	2.81	5.8	14.1	15.3	13.7	14.7																	
6	16	3	881	678	751	800	3.4	8.8	0.51	2.11	2.36	2.22	2.09	2.07	0.39	1.61	4.2	13.6	12.9	12.6	14.1																	
6	17	0	995	1005	953	1030	4.6	7.8	0.43	1.86	2.41	2.17	2.07	1.96	0.59	2.47	4.2	18.9	17.9	15.6	17.7																	
7	20	0	994	1140	1170	982	5.6	6.8	0.38	1.83	2.18	2.17	2.06	2.07	0.82	3.06	3.7	15.5	14.8	14.5	16.3																	
8	1	1	620	761	702	623	2.5	10.4	0.36	1.81	2.26	2.09	2.07	2.07	0.24	1.38	5.7	11.8	10.0	10.5	12.6																	
9	3	2	831	829	968	801	1.9	5.6	0.33	1.34	2.31	2.16	2.01	1.94	0.34	1.42	4.2	13.9	13.6	12.2	12.8																	
10	5	0	862	762	926	1080	4.0	7.3	0.45	1.69	2.31	2.14	2.11	2.01	0.55	2.37	4.3	12.6	11.9	12.1	11.2																	
11	6	3	851	752	800	743	2.9	6.0	0.29	1.26	2.37	2.17	2.18	-	0.48	2.30	4.8	11.5	10.9	10.8	10.8																	
12	8	0	567	643	679	843	2.7	7.8	0.38	1.48	2.36	2.16	2.19	2.12	0.35	1.82	5.3	13.6	13.7	12.0	13.6																	
13	14	3	792	667	869	897	4.7	8.3	0.45	1.69	2.39	2.15	2.07	2.01	0.57	2.78	4.9	14.6	16.1	14.6	15.2																	
14	15	0	843	737	800	873	6.2	7.1	0.43	1.48	2.42	2.25	2.16	2.19	0.87	4.19	4.8	15.0	15.6	13.8	14.7																	





# Untersuchungen zu Eintrag und Verbleib von Blei und Cadmium in Waldökosystemen des Nationalparks Berchtesgaden

Ursula Hermsdorf

## Inhalt:

- 1 Einleitung**
- 2 Quellen, Transport und Deposition von Schwermetallen und deren Wirkung auf Waldökosysteme – Literaturübersicht**
- 3 Das Untersuchungsgebiet**
  - 3.1 Geographische Lage
  - 3.2 Geologie der Böden
  - 3.3 Klima
  - 3.4 Vegetation
- 4 Material und Methoden**
  - 4.1 Die Probeflächen
  - 4.2 Aktives und passives Monitoring
    - 4.2.1 Entnahme und Aufarbeitung der Proben
      - 4.2.1.1 Standortvegetation
      - 4.2.1.2 Boden
      - 4.2.1.3 Tiere
      - 4.2.1.4 Standardisierte Graskulturen, Moose und Klonfichten
    - 4.3 Gefäßversuche
    - 4.4 Analysemethoden
      - 4.4.1 Nasse und trockene Deposition sowie Humussickerwasser
    - 4.5 Bodencharakterisierung
      - 4.5.1 Sequentielle Extraktion von Blei und Cadmium
      - 4.5.2 Einstufige Extraktion von Blei und Cadmium
      - 4.5.3 Elektroultrafiltration von Blei und Cadmium
      - 4.5.4 Organischer Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt, Carbonatgehalt sowie pH-Wert
    - 4.6 Schwermetallanalytik
      - 4.6.1 Blei und Cadmium in Feststoffen
      - 4.6.2 Blei und Cadmium in Flüssigkeiten
    - 4.7 Statistische Auswertung der Untersuchungsergebnisse
  - 5 Ergebnisse**
    - 5.1 Depositions- und Humussickerwasserbestimmungen
    - 5.2 Blei- und Cadmiumgehalt von Pflanzen und Böden
      - 5.2.1 Zeitliche Veränderungen im Schwermetallgehalt von Pflanzen
    - 5.3 Blei und Cadmium in Tieren
    - 5.4 Interaktion von Schwermetallen mit der Bodenmatrix

- 5.4.1 Bindungsformen von Blei und Cadmium im Boden
- 5.4.2 Schwermetallbindungsformen bei zusätzlicher Bodenkontamination mit Blei und Cadmium
- 5.4.3 Durch Elektroultrafiltration extrahierbares Blei und Cadmium
- 5.5 Experimentelle Bestimmung des Einflusses von Blei und Cadmium auf Pflanzen im Topfversuch
  - 5.5.1 Phytomassenbestimmung
  - 5.5.2 Blei- und Cadmiumakkumulation in Abhängigkeit von der Bodenkontamination
  - 5.5.3 Abschätzung des pflanzenverfügbaren Pb- und Cd-Anteils im Boden durch chemische Extraktionsverfahren

## **6 Diskussion**

- 6.1 Depositionen von Blei und Cadmium im Nationalpark Berchtesgaden und deren Verbleib in Pflanzen und Böden
- 6.2 Interaktion von Blei und Cadmium mit der Bodenmatrix
- 6.3 Blei und Cadmium im Nahrungsnetz
- 6.4 Belastbarkeit von Pflanzen mit Blei und Cadmium im Gefäßversuch
- 6.5 Bewertung der Schwermetallbelastung von Waldökosystemen des Nationalparks Berchtesgaden

## **7 Zusammenfassung**

## **8 Literaturverzeichnis**

## Anhang

---

## 1 Einleitung

Durch natürliche und anthropogene Emissionen gelangen gas- und partikelförmige Spurenstoffe in die Atmosphäre und können im Nah- und Fernbereich der Emittenten durch die Mechanismen der nassen und trockenen Deposition dem Erdboden, der Vegetation und den Gewässern zugeführt werden.

Unter den eingetragenen Spurenstoffen besitzen Schwermetalle, da sie nicht abbaubar sind, sondern höchstens durch Festlegung an Bodenkomponenten aus der ökologisch relevanten Lösungsphase beseitigt werden, eine besondere Bedeutung. Besteht doch bei den so festgehaltenen Umweltgiften immer die latente Gefahr einer Freisetzung und damit des Wirksamwerdens ihrer toxischen Eigenschaften.

In der Vergangenheit wurde die Problematik von Schwermetallen meist erst dann erkannt, wenn die Böden eines Standorts bereits so stark kontaminiert

waren, daß sich über das Nahrungsnetz nachweisbare Belastungen bei Tieren und Menschen in biologischen Parametern einstellten (VDI 1984). Dies gilt besonders für Blei und Cadmium, da Konzentrationen in den Pflanzen, die hinsichtlich der Nahrungs- und Futtermittelqualität als nicht mehr tolerierbar gelten, sich gewöhnlich nicht unmittelbar in Pflanzenschäden oder Ertragsminderungen äußern.

In mehreren Studien für den Nationalpark Berchtesgaden konnte eine Schwermetallkontamination in einzelnen Teilbereichen des Ökosystems Bergwald z. B. im Boden (BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT 1984) oder in Konsumenten (LUBER 1985) nachgewiesen werden.

Ein Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, den Eintrag und die Verteilung der Schwermetalle Blei und Cadmium in einem Waldökosystem zu erfassen. Dabei sollen nicht nur einzelne Kompartimente des Ökosystems wie Pflanzen, Tiere und Böden untersucht bzw. ein aus ökophysiologischer Sicht wichtiger Einblick in einzelne Mikrokompartimente (z.B. Wurzeln) gewonnen werden, sondern durch Einbeziehen wichtiger Repräsentanten verschiedener trophischer Ebenen dem Verhalten der beiden Schwermetalle im Nahrungsnetz nachgegangen werden.

Die Verfolgung von Schwermetallen aus der Atmosphäre zur Biosphäre und Geosphäre hin ermöglicht eine Einschätzung von potentiellen Störfaktoren, die je nach Labilität oder Stabilität des jeweiligen Systems, auf das sie einwirken, zu Veränderungen des ökochemischen Milieus führen können. Der Boden besitzt in diesem Schwermetallfluß als Akzeptor, Akkumulator und Donator zugleich eine zentrale Stellung. Das Eindringen von Schwermetallen in das Nahrungsnetz ist – abgesehen vom artspezifischen Akkumulationsvermögen des absorbierenden Organismus – eng mit den Bindungsformen und besonders den Lösungskonzentrationen der jeweiligen Metalle im Boden verknüpft.

Aus diesem Grunde wurden nicht nur die Blei- und Cadmiumgehalte in den Waldböden untersucht, sondern auch der Interaktion der beiden Spurenstoffe mit der Bodenmatrix nachgegangen.

Um die Funktion des Bodens als Donator von Schwermetallen näher zu charakterisieren, wurden die Freilanduntersuchungen durch Gefäßversuche unter kontrollierten Bedingungen im Gewächshaus ergänzt.

## 2 Quellen, Transport und Deposition von Schwermetallen und deren Wirkung auf Waldökosysteme

### Literaturübersicht

Blei kommt in der Natur gelegentlich als gediegenes Metall, hauptsächlich jedoch in Form anorganischer Verbindungen vor, unter denen das wichtigste PbS (Bleiglanz) ist. Reine Cadmiumverbindungen kommen nur selten vor; meist treten sie in der Natur vergesellschaftet mit Zinkmineralien auf (MERIAN et al. 1984). Die natürlichen atmosphärischen Gehalte beider Metalle sind im wesentlichen auf Aufwirbelung kontinentalen Staubes, Vulkanausbrüche, Brände und kosmischen Staubeintrag zurückzuführen.

Hauptquelle der anthropogenen Bleiemission ist der Kraftfahrzeugverkehr. Erhebliche Pb-Belastungen gehen von der Eisen- und Stahlerzeugung, Kohlekraftwerken, Nicht-Eisenhütten und dem Hausbrand aus, während Müllverbrennungsanlagen und die Chemische Industrie geringere Bleimengen emittieren. Cadmiumemissionen in die Atmosphäre stammen zu einem Großteil aus der Eisen- und Stahlindustrie gefolgt von Buntmetallhütten. Der Anteil, der durch Kohle- und Müllverbrennung sowie der Erzeugung von Glas- und Keramikwaren zur Cd-Belastung der Atmosphäre beiträgt, überwiegt den der Chemischen Industrie (VDI 1984).

Global betrachtet übertreffen im Fall von Cadmium die anthropogen verursachten Emissionen die natürlichen Quellen etwa um das 10- bis 20-fache (NRIAGU 1980), bei Blei etwa um den Faktor 24 (NRIAGU 1978).

Die Bleiemissionen in die Umgebungsluft erfolgen zu einem großen Teil als Sulfate, Oxide und Halogenverbindungen (VDI 1984), für Cadmium werden vor allem chemische Verbindungsformen wie CdO und CdS angenommen (UMWELTBUNDESAMT 1977).

Wie weit die emittierten Schwermetalle mit den Luftströmungen verfrachtet werden, hängt vor allem von der Relation Masse / Partikelgröße ab. Große Teilchen mit einer hohen Dichte besitzen meist eine kurze Verweildauer und werden im Nahbereich von Emittenten deponiert, während die kleinen Teilchenfraktionen bei entsprechenden Witterungsbedingungen dem Ferntransport unterliegen (VDI 1984). Selbst in Gebieten ohne jegliche Umweltbelastung (Polarschnee) sind Schwermetalle wiederzufinden (MUROZUMI et al. 1969). Untersuchungen von LASKUS et al. (1979) in mehreren deutschen Städten sowie MORISKE et al. (1987) in Berlin haben gezeigt,

daß Blei und Cadmium bevorzugt in kleinen, lungen-gängigen Partikelgrößen (Durchmesser  $< 2 \mu\text{m}$ ) in den Staubfraktionen vorliegen.

Die Deposition von gas- und partikelförmigen Stoffen wird im wesentlichen durch folgende physikalischen Prozesse bestimmt (VDI 1984):

- Sedimentation
- Impaktion mit Interzeptionseffekt
- Diffusio- und Thermophorese
- Diffusion (turbulente, molekulare)
- Auswaschen durch Regen
- Ausregnen

Die ersten vier Mechanismen in der Aufstellung spielen vor allem bei der trockenen Deposition eine Rolle, bei der nassen Deposition in Form von Regen, Schnee, Graupel und Hagel steuern vornehmlich Vorgänge wie das Auswaschen und Ausregnen zur Reinigung der Atmosphäre bei. Nach GEORGII et al. (1982) tragen in Reinluftgebieten die kleinen, trocken deponierten Pb-Partikel, die zu ca. 40% aus löslichen Bleiverbindungen bestehen, zu 6 bis 8% zur Pb-Gesamtdeposition bei. In Ballungsgebieten ist der Anteil der trockenen Deposition höher (bis 35%) und besteht überwiegend aus unlöslichen Verbindungen. Der Anteil trocken deponierten Cadmiums beträgt nach ROHBOCK (1982) in Industriegebieten 20–36% der Gesamtdeposition, in ländlichen Gebieten ist dieser Anteil unter 10% anzusetzen. Als lösliche Cd-Komponenten werden für die trockene Deposition bis zu 60% genannt. Im Regenwasser kommen beide Schwermetalle fast ausschließlich gelöst vor.

Außer von Partikeleigenschaften und meteorologischen Bedingungen werden die Depositionsraten von Immissionskomponenten durch die Akzeptoroberfläche beeinflusst. Untersuchungen großflächiger Landschaftsausschnitte unter dem Aspekt der Reliefgestaltung liefern keine einheitlichen Befunde. So konnten GEORGII et al. (1982) in abgelegenen Bergstationen Schwermetallniederschläge in ähnlicher Größenordnung wie in Ballungsgebieten bestimmen und führten dies auf erhöhte Naßdeposition durch höhere Niederschläge zurück. GODT und LUNKENBEIN (1983) ermittelten in exponierten Höhenlagen des Teutoburger Waldes höhere Pb- und Cd-Konzentrationen in Fichtennadeln als in tieferen, geschützten Lagen. Schneeuntersuchungen von GLATZEL et al. (1986) im Wienerwald weisen entsprechende Befunde aus. In einer landesweiten Untersuchung in Hessen konnten BRECHTEL et al. (1985) keine signifikanten Unterschiede der Schwermetalldepositionen in bezug zur Höhenlage und Exposition nachweisen, wodurch Untersuchungen von KUES (1984) im Göttinger Wald bestätigt wurden.

Ein Teil der trockenen und nassen Deposition erreicht den Boden direkt, ohne Wechselwirkung mit der Vegetation. Treffen Gase und Aerosole auf pflanzliche Oberflächen, können sie zum Teil adsorbiert werden oder unterliegen chemischen Reaktionen, bevor sie durch nachfolgenden Niederschlag abgewaschen

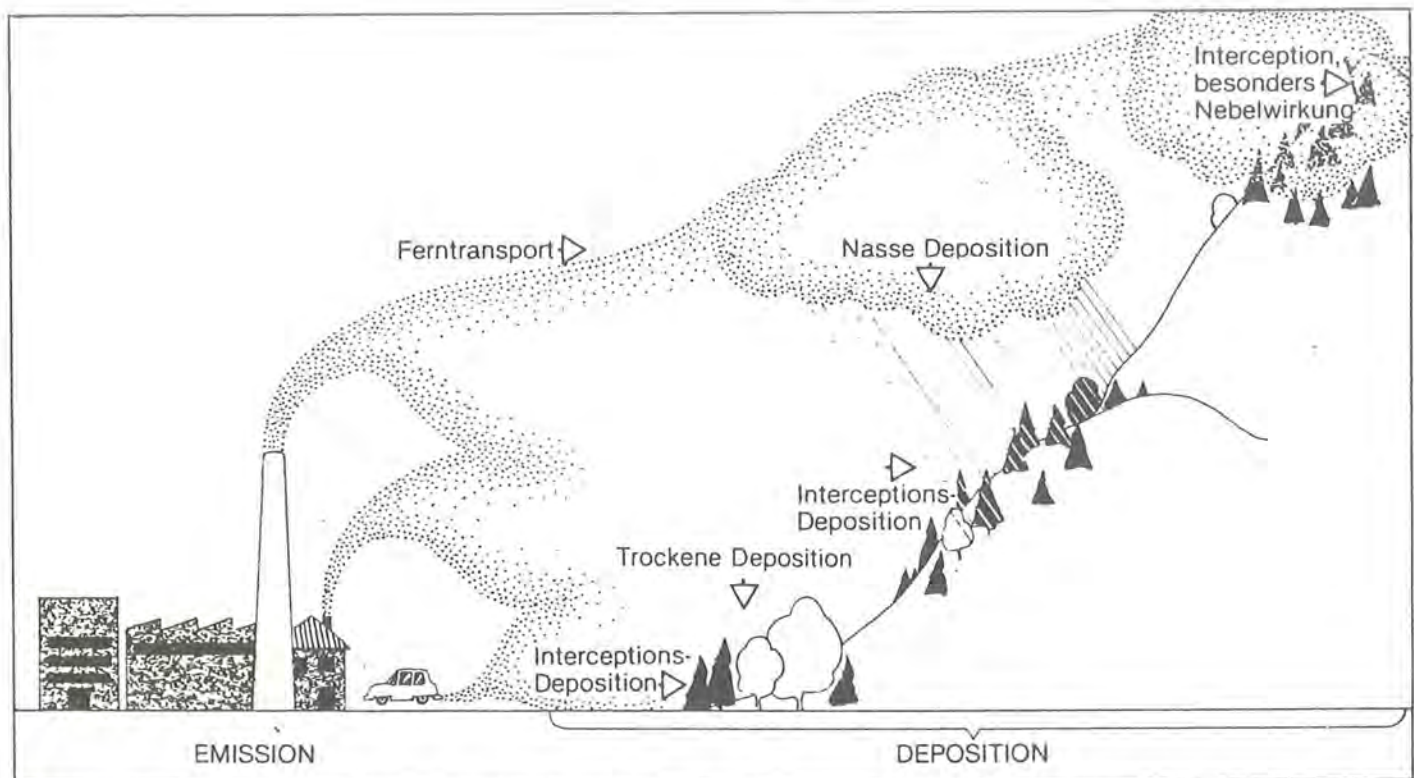


Abb. 1: Räumliche Trennung von Emission und Deposition von Luftverunreinigungen (aus: Arbeitskreis Chemische Industrie 1984).

werden (ULRICH et al. 1976). Insbesondere Wälder haben eine beträchtliche Filterwirkung auf durchstreichende Luftmassen. Wie KNABE (1983) gezeigt hat, beruht die Filterfunktion auf der großen kontaminationsfähigen Oberfläche der Waldbäume. Die filternde Wirkung ist vor allem in Fichtenbeständen effektiv. HÖFKEN (1983) konnte in einem Fichtenforst im Solling Schwermetallkonzentrationen messen, die um Faktoren von 3,9 (Pb) und 6,7 (Cd) höher lagen als über den Baumkronen.

Pflanzen können sowohl über die Luft als auch über den Boden mit Schwermetallen kontaminiert werden. Für die Bleigehalte in der oberirdischen Phytomasse ist der Transfer Atmosphäre – Pflanze ausschlaggebend. Der größte Teil des als Staub oder als Lösung auf die Pflanzenoberfläche gebrachten Bleis ist auf der Oberfläche adsorbiert und nur ein geringer Teil gelangt ins Innere der Blätter (SUCHDOLLER 1967). Durch Abwaschprozeduren mit unterschiedlichen Lösungen konnten LITTLE und MARTIN (1972) 30 bis 85% der Blei-Konzentrationen auf Ulmenblättern entfernen. Auch nach Resultaten von LERCHE und BRECKLE (1974) waren in der Nähe einer Autobahn 72% des Bleigehaltes von Fichtennadeln durch Waschen mit Wasser ablösbar, in 200m Entfernung betrug dieser Prozentsatz nur noch 15%. RENTSCHLER (1982) wies an Blättern verschiedener Bäume und Sträucher mit einem abziehbaren Movitalfilm nach, daß die Bleikontamination der Pflanzen vornehmlich durch oberflächliche Adsorption bedingt ist.

Demgegenüber kann ein Teil des auf der Pflanzenoberfläche deponierten Cadmiums über die Blätter aufgenommen werden. So ließen sich nach LITTLE und MARTIN (1972) nur 28% des Cadmiums durch

Abwaschen beseitigen. Untersuchungen von STEUBING (1987) an exponierten Graskulturen weisen in die gleiche Richtung. An einer Meßstelle in Nähe einer Bundesstraße konnten bis zu 35% Blei und 11% Cadmium durch Abspülen mit destilliertem Wasser von Lolium-Blättern entfernt werden. Bei Kulturen, die in der Nähe eines Bleialkyl produzierenden Betriebes exponiert waren, verringerte sich die Abwaschbarkeit. Durch rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen konnte gezeigt werden, daß bei letztgenannten Kulturen Oberflächenwachse Erosionszonen aufwiesen, die die Schwermetallbindung an organische Strukturen in diesen Bereichen erleichterten, was eine geringere Abwaschrates zur Folge hatte.

Der Aufnahmeweg über den Luftpfad stellt in Gebieten, in denen der Boden nicht mit Schwermetallen belastet ist, die praktisch ausschließliche Anreicherungsmöglichkeit für Pflanzen mit Schwermetallen dar. Mit fortschreitender Bodenkontamination wird vor allem für das vergleichsweise leicht verfügbare Cadmium der Transfer Boden-Pflanze zunehmend wichtiger. Aus einer Studie der BASF (1982 zit. nach VDI 1984) geht hervor, daß bei einem Bodengehalt von 0,15ppm Cd etwa 85 bis 95% des von den Pflanzen aufgenommenen Cadmiums aus der Atmosphäre stammen; bei einer Bodenkonzentration von 37,5 ppm Cd konnten je nach Höhe der Depositionsrates nur 5 bis 10% des pflanzlichen Cd-Gehaltes auf eine Kontamination über die Luft zurückgeführt werden. Für Blei gewinnt bei zunehmenden Bodenkonzentrationen die Beziehung Boden-Pflanze zwar auch Bedeutung, da aber im allgemeinen die Aufnahme bodenbürtigen Bleis gering ist, bleibt für dieses Element der Weg Luft-Pflanze ausschlaggebend.

Nach VDI (1984) beeinflussen nachfolgend aufgeführte Faktoren die Aufnahme von Schwermetallen aus dem Boden:

- Schwermetall-Grundgehalt, -art sowie Bindungsform
- Bodenart, Bodentyp
- Feuchtigkeit des Bodens
- Staunässe, Höhe des Grundwassers
- Gründigkeit des Bodens
- pH-Wert/ $\text{CaCO}_3$ -Gehalt
- Gehalt an organischer Substanz, Humus
- Kationenaustauschkapazität und Basensättigung
- Pflanzenart und -sorte

Diese, die Pflanzenverfügbarkeit der Schwermetalle unter Umständen stark modifizierenden Einflüsse, können zu keiner allgemeingültigen Formel zusammengefaßt werden, aus der dann die Belastung von Böden und Pflanzen ermittelt oder die Belastbarkeit vorhergesagt werden könnte. Die Bindung und Mobilität der Spurenelemente unterliegen im Boden außerordentlich komplexen Wechselwirkungen. Durch Adsorption, Ausfällungen bzw. Kopräzipitation und Komplexierungsvorgänge können Blei und Cadmium im Boden festgehalten werden. Es lassen sich verschiedene Bindungsformen unterscheiden:

1. in der Bodenlösung als Ion oder in komplexierter Form
2. in austauschbarer Bindung sorbiert
3. in organischer und anorganischer Bindung spezifisch sorbiert
4. ausgefällt als schwerlösliche Bindung
5. in Kristallgittern von Oxiden und Tonmineralien (FASSBENDER und SEEKAMP 1976, SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1984)

Die drei ersten Gruppen stehen im Gleichgewicht miteinander und haben im Hinblick auf die Pflanzenverfügbarkeit die größte Bedeutung. Definierte Schwermetallverbindungen (Bindungsform 4) tragen aufgrund ihrer geringen Löslichkeit kaum zu diesem Gleichgewicht bei. Eine Freisetzung der Schwermetalle aus Kristallstrukturen ist nur bei Verwitterung der Minerale gegeben.

Die für Ökosysteme bedeutsame Schwermetallmobilität hängt des weiteren von einer Vielzahl verschiedener Faktoren ab. Wichtige Beiträge über das Verhalten der Elemente im Boden in Abhängigkeit vom Tongehalt, dem Vorhandensein organischer Stoffe, dem pH-Wert und den Redoxverhältnissen lieferten u.a. MAC LEAN et al. (1969), ANDERSSON (1977), FARRAH und PICKERING (1977), HERMS und BRÜMMER (1979, 1980), BLUME (1981), BLUME und HELLRIEGEL (1981), BROWN und THOMAS (1983), BRÜHNE (1983), SINGH und SEKHORN (1983), BJERRE und SCHIERUP (1985), KUO et al. (1985), ASCHE und BEESE (1986), ELLIOTT et al. (1986) sowie KÖNIG et al. (1986).

Zusammenfassend ergibt sich aus den genannten Veröffentlichungen, daß sich im allgemeinen pH-Werte im sauren Bereich mobilitätserhöhend auf die

beiden Spurenelemente auswirken. Schwere und gut mit Nährstoffen (insbesondere Kalk) versorgte Böden geben weniger Schwermetalle frei als leichte, humusarme Bodensubstrate. Elementspezifisch ergibt sich vornehmlich folgende, die Pflanzenverfügbarkeit beeinflussende Relevanzreihe:

Pb: Humus, Ton > pH-Wert  
Cd: pH-Wert > Humus, Ton

Die Cadmiumaufnahme wird demnach in erster Priorität vom pH-Wert des Bodens bestimmt, wohingegen für Blei der Gehalt an organischer Substanz bzw. an Ton im Boden entscheidender ist. Die Verhältnisse komplizieren sich jedoch, da unter bestimmten Bedingungen der Gehalt an organischen Verbindungen eine höhere Löslichkeit von Schwermetallen bewirken kann. HERMS und BRÜMMER (1980) haben gezeigt, daß durch Zusatz von organischer Substanz die Löslichkeit von Pb und Cd bei niedrigen pH-Werten gesenkt, bei Werten von pH 6 (Pb) und pH 7 (Cd) die Konzentrationen gelöster metallorganischer Komplexverbindungen größer wurden. In Erhebungsuntersuchungen von KRÄMER und KÖNIG (1983) war die Cd-Aufnahme verschiedener Pflanzenarten positiv mit den Gehalten der Böden an organischer Substanz korreliert.

Nach Untersuchungen von KÖNIG (1985) wird das Sorptionsvermögen von Mineralböden für metallorganische Komplexe von der Humusqualität beeinflusst. Hochmolekulare Substanzen unterliegen einer effektiveren Festlegung als niedermolekulare.

In der Bodenlösung befindliche Ionen werden hauptsächlich über Austauschadsorption von den Wurzeln aufgenommen. Auf apoplastischem Weg können Schwermetalle über die gesamte Wurzelrinde bis hin zur Endodermis gelangen, wo sie spätestens ins Cytoplasma eintreten (MOHR 1981). Dies geschieht bei Cadmium über Transportträger des Zinkweges. Wahrscheinlich beruht die besondere Giftigkeit des Cadmiums gerade auf seiner Ähnlichkeit mit dem essentiellen Spurenelement Zink. Bei Blei, welches nicht mit essentiellen Elementen verwechselt wird, sind Diffusionsprozesse für den Eintritt ins Zellinnere ausschlaggebend (BRODA 1973). In den Zellen wird Blei nach Untersuchungen von MALONE et al. (1974) an Maispflanzen in Dictyosomen konzentriert und zusammen mit Synthesematerial für die Zellwand dort eingelagert.

Für den Transport Wurzel-Sproß dürften pflanzeneigene Komplexe eine Rolle spielen.

Starke Unterschiede hinsichtlich ihres Aufnahmevermögens für Schwermetalle bestehen zwischen den verschiedenen Pflanzenarten und -sorten. Auf der Suche nach den Mechanismen, die der divergierenden Schwermetallaufnahme zugrundeliegen, ist man auf Spekulationen angewiesen. Offenbar bedingen Mikromorphologie der Wurzel vor allem aber die funktionellen Gruppen in den Zellwänden die Aufnahme von Schwermetallen (FATHI und LORENZ 1980). Aus Untersuchungen von GODT (1986) an Xylemsäf-

ten verschiedener Bäume geht hervor, daß besonders niedrige Cd- und Pb-Gehalte in den Frühlensaften von Buche und Bergahorn im Vergleich zu denen von Pappeln und Birke vorlagen, woraus der Autor auf unterschiedliche Strategien – Vermeidung und Toleranz – der Pflanzenarten schloß. Insgesamt konnte in dieser Untersuchung eine starke Diskriminierung der Elemente Blei und Cadmium in der Wurzel festgestellt werden.

In den Pflanzenorganen nehmen die Schwermetallgehalte in der Regel in der Reihenfolge Wurzel > Blätter > Sproß > unterirdische Speicherorgane > Früchte ab (HOFFMANN 1982). Vor allem Blei wird bevorzugt in der Wurzel akkumuliert, was Analysen von SIEGHARDT (1987) an krautigen Pflanzen schwermetallhaltiger Halden belegen. Das mobilere Element Cadmium kann jedoch in größerem Umfang bis in die Früchte gelangen (FOROUGH et al. 1982). Toxische Wirkungen von Schwermetallen auf Pflanzen sind aus einer Vielzahl von Untersuchungen bekannt (u.a. RAGHI-ATRI 1978, MOHR 1982, STYPEK et al. 1983, BARCELO et al. 1985, GRÜNHAGE und JÄGER 1985). Nach diesen Untersuchungen rufen hohe Schwermetallkonzentrationen im Boden vor allem pflanzliche Ertragsdepressionen hervor.

Auf molekularer Basis sind die Giftwirkungen von Blei überwiegend auf die Reaktion von Bleiionen mit freien Sulfhydryl-Gruppen von Enzymen und anderen Proteinen, sowie auf Wechselwirkungen mit anderen Metallionen zurückzuführen (SUCHDOLLER 1967). Bei Cadmium ist bis heute noch nicht geklärt, ob die Cd-induzierte Hemmung des Photosyntheseprozesses und der Einfluß des Cadmiums auf verschiedene Enzymsysteme primäre Ursache der Cd-Toxizität sind, oder ob es sich vielmehr um sekundäre Folgen einer anderen Wirkung des Cadmiums handelt (BARCELO et al. 1985).

In Tiere gelangt Blei zu fast 90% mit der Nahrung. Die Resorption im Magen-Darm-Trakt hängt stark von der Wasserlöslichkeit der Pb-Verbindungen ab und weist artspezifisch erhebliche Unterschiede auf. Allgemein kann von einer Resorptionsquote um 10% ausgegangen werden. Auch bei Cadmium stellt die Nahrung die wichtigste Aufnahmequelle dar, aus der es zu etwa 5% resorbiert wird (KAMPE 1983). Neben einer Beeinflussung des blutbildenden Systems werden für Blei Wirkungen auf das Nervensystem, die Nieren, das Herzkreislaufsystem und die Fortpflanzungsorgane genannt (MERIAN et al. 1984). Die schädlichen Auswirkungen einer langjährigen erhöhten Cadmiumbelastung beim Menschen sind bekannt, insbesondere durch Untersuchungen an hochbelasteten Bevölkerungsgruppen in Japan (Itai-Itai-Krankheit) und an beruflich mit Cadmium belasteten Arbeitern. Je nachdem, ob die Aufnahme vorwiegend oral oder inhalativ erfolgt, zeigen sich Nieren- oder Lungenfunktionsstörungen, daneben Anämie und Schäden am Skelettsystem. Eine karzinogene Wirkung von Cd wird vermutet (UMWELTBUNDESAMT 1981).

Biochemisch beruht die toxische Wirkung des Bleis vor allem auf der Hemmung der Delta-Aminoävalin-

säure-Dehydratase. Blei wird außer in Leber und Niere vor allem im Knochengewebe abgelagert, wo es anstelle von  $\text{Ca}^{2+}$  in die Apatitkristalle eingelagert wird (BOEHNCKE 1974). Cadmium ist nach der Resorption vermutlich erst an Blutproteine assoziiert, wird in der Leber an Metallothionein gebunden und kann in dieser Form in die Nieren transportiert werden. Dort erfolgt vermutlich eine Anlagerung an nierenreines Metallothionein (FATHI und LORENZ 1980).

Schwermetalleinträge, die auf die Kompartimente der Ökosysteme in unterschiedlicher Weise wirken, können zu Veränderungen in den komplexen Wirkungsgefügen führen. So konnte ERNST (1985) zeigen, daß Pflanzen unterschiedliche Mechanismen der Schwermetallresistenz (Vermeidung, Toleranz) entwickelt haben, die u. a. auf die Interaktion mit Symbionten zurückzuführen sind. Da nicht alle Arten über derartige Resistenzmechanismen verfügen, kann es in belasteten Gebieten zu einer floristischen und faunistischen Verarmung kommen. Der hohe Selektionsdruck, der auf metallverseuchten Böden herrscht, kann z.B. zu einer Isolierung von Populationen führen und verringert u.U. die Anzahl der Pflanzenfresser, die sich von schwermetalltoleranten Pflanzen ernähren.

Über die Wirkung von Schwermetallen auf verschiedene bodenbesiedelnde Mikroorganismen berichten MONN und SCHLICHTING (1985). Aus den Versuchen geht hervor, daß die N-Mineralisierung durch Schwermetallkontamination kaum gehemmt wird, während ein Einfluß auf die C-Mineralisierung deutlich zutage tritt. Hemmungen der Bodenatmung durch Blei werden von WILKE (1982) beschrieben. NEKKER und KUNZE (1986) konnten als Langzeiteffekt von Blei und Cadmium eine gesteigerte Stickstoffmineralisation beobachten, als Kurzzeiteffekt dagegen eine Hemmung. Dies wurde auf die langfristige Entwicklung einer adaptierten, schwermetalltoleranten Mikroflora zurückgeführt, die allerdings nur im Labor unter günstigen Wachstumsbedingungen die schwermetallempfindliche Mikroflora ersetzen konnte. Für Waldböden in Schweden fanden RÜHLING und TYLER (1973) negative Korrelationen zwischen den Abbauraten von Fichtennadelstreu und den Pb- und Cd-Gehalten. Aus Untersuchungen von EBREGT und BOLDEWIJN (1977) geht hervor, daß bei zunehmenden Gehalten an Cu, Zn, Pb und Cd, beginnend von 200 mg Elementsumme pro kg getrocknetem Boden, eine kontinuierliche Abnahme des Stärkeabbaus in einem Fichtenrohhumus verbunden war.

Als offene Systeme unterliegen Ökosysteme der Zu- und Abfuhr von Stoffen sowohl anthropogener als auch natürlicher Herkunft. Allerdings ist die Möglichkeit der Schwermetallentsorgung durch Pflanzenentzug und Tierfraß begrenzt. SEVERIN und KÖSTER (1982 zit. nach VDI 1984) haben berechnet, daß es selbst beim relativ mobilen Element Cadmium etwa 90 Jahre und mehr dauern würde, um durch Pflanzenentzug den Cd-Gehalt des Bodens um 1 mg/kg zu senken.

Austräge von Schwermetallen durch Verlagerungen in tiefere Bodenschichten bzw. in Grund- und Oberflächenwasser sind auf sorptionsschwachen Böden im sauren Bereich denkbar. Nach ZÖTTL (1985) und ULRICH et al. (1976) überwiegt im Schwarzwald und im Solling der Input von Blei und Cadmium mit dem Niederschlag den Bodenoutput mit dem Sickerwasser. Untersuchungen von quellnahen Gewässern bzw. Quellen im Rothaar-Gebirge (GÖRTZ und MAASFELD 1984) bzw. im Kaufunger Wald (PUHE und ULRICH 1985) weisen, allerdings unter starker zeitlicher Varianz, doch erhebliche Blei- und Cad-

mium-Konzentrationen im Wasser auf (Quellwasser im Kaufunger Wald bis 22,1ppb Pb und bis 4,5ppb Cd).

Über den Austrag von Schwermetallen durch Erosion ist so gut wie nichts bekannt. JUNG und BRECHTEL (1980) schätzen den jährlichen Bodenabtrag unter Bewuchs und bei Gelände mit geringer Neigung (etwa 10%) auf etwa 1000kg pro Hektar.

Jeder Austrag von Schwermetallen hat jedoch an einer anderen Stelle einen Eintrag zur Folge.

# 3 Das Untersuchungsgebiet

## 3.1 Geographische Lage

Das Untersuchungsgebiet, der Nationalpark Berchtesgaden, umfaßt den südlichen Teil des Landkreises „Berchtesgadener Land“ im äußersten Südosten Bayerns (Abb.2). Die Begrenzung bildet überwiegend die Landesgrenze zu Österreich; nur im Norden verläuft die Grenze von der Reiteralpe der Ramsauer Ache entlang zum Königsee und von dort zum Kehlstein und Hohen Göll. Die Gesamtfläche von 21 000 Hektar wird zu etwa einem Drittel von Wald und zu ca. 3% von Almflächen bestimmt. Der Rest setzt sich aus Gewässerflächen, Felsregionen, Schuttflächen, alpinen Matten, Latschenfeldern u. a. zusammen. Eines der wesentlichen Merkmale des Nationalparks sind seine gewaltigen Höhenunterschiede auf engstem Raum. Die Watzmann-Mittelspitze als höchste Erhebung mit 2713m, liegt nur 3,5km Luftlinie vom tiefsten Punkt, dem Königssee (603m), entfernt. Neben der Watzmanngruppe prägen weitere Gebirgsstöcke wie Hochkalter, Reiteralpe, Hoher Göll, Hagengebirge und Steinernes Meer die Landschaft.

Im Nationalpark selbst gibt es keine Gemeinden; im Vorfeld bildet neben kleinen Streusiedlungen wie Ramsau, Bischofswiesen und Schönau nur Berchtes-

gaden ein zusammenhängendes Baugebiet. Industrielle Großunternehmen sind im näheren Umkreis nicht ansässig. Haupteinnahmequelle in der Alpenparkregion ist – neben kleinen bis mittelständigen Handwerksbetrieben – der Fremdenverkehr.

## 3.2 Geologie und Böden

Die ältesten Gesteine in den Berchtesgadener Alpen (Haselgebirge und Werfener Schichten) werden der untersten Stufe des Trias, dem Skyth, zugeordnet. In der Mitteltrias entwickelte sich der Ramsaudolomit, der eine Mächtigkeit bis zu 1000m erreicht und als leicht verwitterndes Gestein zur Bildung von mächtigen Schotterfeldern (Wimbachtal) führen kann. Aus der Obertrias ist besonders die Bildung des Dachsteinkalkes, der ebenfalls eine Mächtigkeit von 1000m erreicht, hervorzuheben. Für die Jurazeit sind die Liaskalke und das aus der jüngsten Zeitstufe (Malm) herrührende Kieselgestein (Radiolarit) zu nennen. Ausführliche Informationen zur Geologie des Alpenparkes finden sich in GANSS (1974).

Die Bodenbildung hat im Fall der Dolomite und Kalke zu relativ flachgründigen, skelettreichen Rendzinen geführt; den meist lehmigen, tiefgründigen Verwitterungsprodukten des Lias fehlen in der Regel grobe Skelettmassen. Als weitere Bodentypen treten oligotrophe Braunerden, die häufig Pseudovergleyung aufweisen und Pelosole verschiedener Ausprägung auf (BOCHTER et al. 1983).

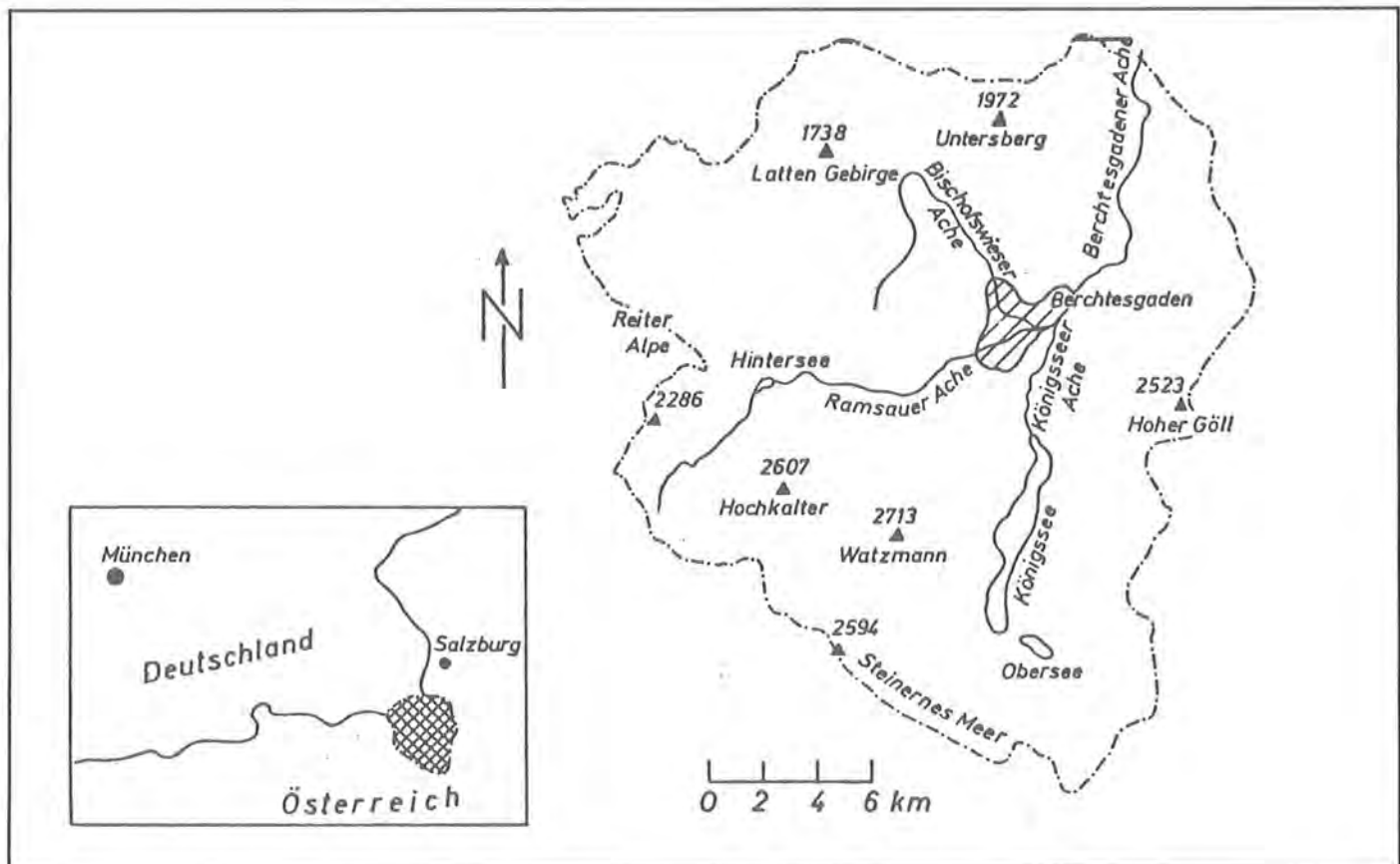


Abb. 2: Geographische Lage und natürliche Gliederung des Nationalparks Berchtesgaden (aus ENDERS 1979).



### 3.3 Klima

Das Klima im Nationalpark wird durch Reliefunterschiede geprägt. Die Exposition beeinflusst Wärmeeinstrahlung, Wind- und Sturmeinwirkung. Mit zunehmender Seehöhe gehen abnehmende Temperatur und vermehrte Niederschläge einher. Nach ENDERS (1979) liegt die mittlere Temperatur (langjähriges Mittel von 1931 – 1960) im kältesten Monat Januar in 1800m bei  $-5,6^{\circ}\text{C}$  und in 542m bei  $-2,7^{\circ}\text{C}$ ; im wärmsten Monat (Juli) betragen die Temperaturschwankungen für die entsprechenden Höhenstufen  $9,7$  bis  $16,3^{\circ}\text{C}$ . Die für das Alpenrandklima typisch hohen Niederschläge haben ein Maximum während der Vegetationsperiode im Juli mit monatlich 220 bis 320mm. In der montanen Stufe ist mit ca. 1800mm und in der subalpinen bis über 2000mm Niederschlag im Jahr zu rechnen. Auch eine einheitliche Häufigkeitsverteilung der mittleren Windrichtung ist aufgrund der starken Gliederung des Untersuchungsgebiets nicht anzugeben. ENDERS (1979) verweist auf den Zusammenhang zwischen Hauptwindrichtung und Orographie. Demnach können auch durch geringe Erhebungen kleinräumig Kanalisierungseffekte auftreten. Insgesamt charakterisiert der Autor das Innere des Alpenparks (Ausnahme Gipfelregionen) we-

gen seiner rundum durch Gebirge abgeschlossenen Lage als Leegebiet.

### 3.4 Vegetation

Im Untersuchungsgebiet wurden die natürlichen Vegetationsgesellschaften durch Einwirkungen des Menschen stark beeinflusst. Holznutzung für die Saline Berchtesgaden, Rodungen zur Anlage von Almflächen, Waldweide und hohe Wildbestände haben dazu geführt, daß natürliche oder naturnahe Waldgesellschaften nur noch auf Teilflächen beschränkt sind.

Von der montanen bis subalpinen Stufe sind Fichtenbestände weit verbreitet. Weitgehend natürlich sind Fichten- und Nadelmischwälder (Fichte, Lärche) im hochmontanen bis subalpinen Bereich, während in den mittleren montanen Lagen Bergmischwälder mit Fichte, Tanne und Buche als ursprünglich anzusehen sind (STORCH 1984). In den subalpinen bis hochsubalpinen Höhenstufen kommen Lärchen-Wiesen-, und Lärchen-Zirbenwälder vor, die über Latschenbusch-Gesellschaften zu Zwergstrauch- und Rasengesellschaften im alpinen Bereich führen.

## 4 Material und Methoden

### 4.1 Die Probeflächen

Im Untersuchungsgebiet wurden zur Probenahme acht Areale von jeweils 30x30m ausgewählt. Abb.3 zeigt die geographische Lage der Probeflächen im Nationalpark.

Während der Vegetationsperiode 1985 fand die Entnahme von Pflanzen-, Tier- und Bodenproben auf den Flächen Eckau, Büchsenkopf und Schapbach statt. 1986 wurde die Anzahl der Probeflächen durch ein Höhenprofil entlang des Watzmann-Massivs auf acht erweitert. Eine derartige Ausweitung erschien sinnvoll, da die Nationalparkverwaltung entlang dieses Profils Klimameßstationen plante bzw. schon eingerichtet hatte.

Die Vegetation auf fünf Probeflächen wurde im September und Oktober 1986 pflanzensoziologisch erfaßt; für die Standorte Eckau, Büchsenkopf und 860m über NN existierten bereits Aufnahmen, auf die zurückgegriffen werden konnte. Es wurde nach der Methode BRAUN-BLANQUET (1964) vorgegangen. Die Einordnung in überregionale Systeme von Pflanzengesellschaften erfolgte nach OBERDORFER (1979). Auf eine detaillierte Auflistung der Artenzusammensetzung und der ökologischen Gruppen wird verzichtet, lediglich bei der Charakterisierung der Pflanzengesellschaften auf den Probeflächen werden die Resultate der pflanzensoziologischen Aufnahmen zusammenfassend dargestellt.

Die nachfolgend beschriebenen Probeflächen sind entsprechend der jeweiligen Nummerierung in Abb. 3 wiederzufinden.

#### Probefläche Büchsenkopf (Nr. 1)

Die Probefläche Büchsenkopf befindet sich in 1200m über dem Meeresspiegel und ist nach Nordwesten exponiert. Der Bodentyp wurde als Braunerde über Lias-Kalk charakterisiert. Die Pflanzengesellschaft kann als Labkraut- Buchen- Tannenwald (*Galio-Abietetum*) angesprochen werden. Diese Assoziation kommt auf sauren Lehmböden aus meist karbonatarmem Ausgangsgestein im Höhenbereich bis ca. 1200m vor (STORCH, 1988 persönliche Mitteilung).

#### Probefläche Eckau (Nr. 2)

An einem Nordhang des Steinbergs (Hochkalter-Massiv) liegt in 1080m über NN die Untersuchungsfläche Eckau. Der Bodentyp läßt sich als Moderrendzina über Moräne (Dachsteinkalk) beschreiben. Vegetationssystematisch stellt dieser Standort ein Aposerido-Fagetum *luzuletosum luzulinae* (Hainsimsen-Hainlattich-Tannen-Buchenwald) dar. Diese Waldgesellschaft besiedelt lehmige und oft auch ziemlich feuchte, aber wenig saure Böden; sie steht nicht selten in Kontakt mit Almflächen (STORCH 1984), was

auch auf das untersuchte Areal zutrifft und durch eine breite Palette von Weide- und Schlagflurpflanzen belegt wird.

#### Höhenprofil: 1550m über NN (Nr. 3)

Diese Untersuchungsfläche ist in nördlicher Exposition am Mooslahnerkopf gelegen. Der Lärchenwald stockt auf einer Moderrendzina über Dachsteinkalk. Nach der pflanzensoziologischen Standortkartierung kann diese Fläche zu einem *Erico-Rhododendretum* (Schneeheide-Alpenrosenbusch) gestellt werden. Die große Anzahl von Säurezeigern ist nicht auf ein saures Ausgangsgestein sondern auf die Azidität der Humusaufgabe zurückzuführen.

#### Höhenprofil: 1400m über NN (Nr. 4)

Die Probefläche befindet sich auf einem Plateau bei Kührint. Als Bodentyp fand sich hier eine Moder-Pararendzina über Moräne. Vegetationssystematisch liegt ein Rostseggen-Hainlattich-Tannen-Buchenwald (*Aposerido-Fagetum caricetosum ferrugineae*) vor, der im Untersuchungsgebiet auf kalkhaltigen Böden mit nicht zu hoher Bodenstabilität oft bis zur Waldgrenze verbreitet ist (STORCH 1988, persönliche Mitteilung).

#### Höhenprofil: 1200m über NN (Nr. 5)

Der Bodentyp der nach Norden exponierten Probefläche wurde als Moderrendzina auf Moräne angesprochen. Pflanzensoziologisch ist diese Fläche nicht eindeutig zu charakterisieren. Sie kann nach STORCH (1988) in Nähe einer verarmten Reinen Ausbildung des Rostseggen-Hainlattich-Tannen-Buchenwaldes gestellt werden. Daß die Waldfläche starker Beweidung unterworfen ist, wird durch das Vorkommen zahlreicher Licht- und Weidezeiger belegt.

#### Höhenprofil: 1000m über NN (= Schapbach) (Nr. 6)

Der südwestlich exponierte Fichtenforst bei Schapbach stockt auf einer Pararendzina über Moräne. Die Bodenvegetation weist den typischen Fall eines *Aposerido-Fagetum luzuletosum luzulinae* aus. Diese Assoziation besiedelt lehmige, wenig saure Böden (vgl. Eckau). Die Dominanz der Fichte in der Baumschicht ist auf waldbauliche Maßnahmen zurückzuführen.

#### Höhenprofil: 860m über NN (Nr. 7)

Der Boden dieses an einem Nordhang gelegenen Standorts wurde als skelettreiche Moderrendzina auf Moräne typisiert. Die Vegetation bildet eine grasreiche, lichte Waldgesellschaft, die als *Aposerido-Fagetum caricetosum albae* (Weißseggen-Hainlattich-Tannen-Buchenwald) angesprochen werden muß.

#### Höhenprofil: 680m über NN (Nr. 8)

Bei dieser nordwestlich exponierten Probefläche wurde der Bodentyp als Gley-Braunerde über Haselgebirge charakterisiert. Die pflanzensoziologische Kartierung weist die Fläche als *Aceri-Fraxinetum* i.e.S. aus. Diese Gesellschaft kommt auf nährstoffreichen, tiefgründigen, feuchten Lehmböden vor (STORCH 1984).

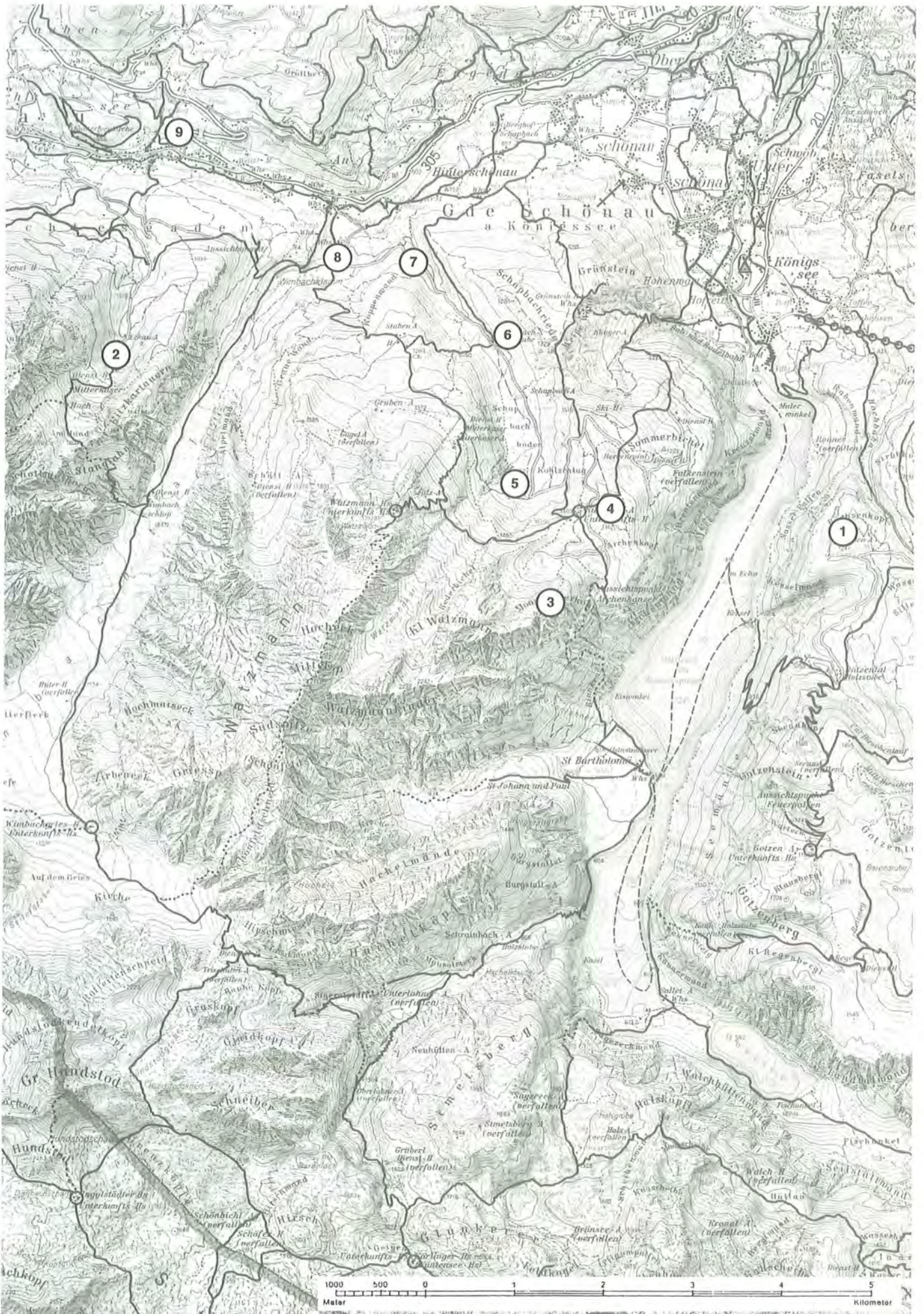


Abb. 3: Geographische Lage der Probeflächen (Kartengrundlage: Umgebungskarte (L4) Berchtesgadener Alpen, 1 : 50000, Wiedergabe mit Genehmigung des Bayer. Landesvermessungsamtes München, Nr. 6693/88) Verkleinerung: 10%.

Höhenprofil: 660m über NN (Nr. 9)

Diese Depositionsmeßstelle befindet sich am Orts-  
eingang von Ramsau am Alten Forstamt. An dieser  
Meßstation wurden zum einen Graskulturen, Moose  
und Klonfichten exponiert und zum anderen der Frei-  
landniederschlag aufgefangen.

## 4.2 Aktives und passives Monitoring

### 4.2.1. Entnahme und Aufarbeitung der Proben

#### 4.2.1.1 Standortvegetation

Während der Vegetationsperiode 1985 erfolgte die  
Probenahme auf den Flächen Eckau, Schapbach und  
Büchsenkopf im monatlichen Turnus von Juli bis Sep-  
tember. Im darauffolgenden Sommerhalbjahr konn-  
ten auf den auf acht erweiterten Arealen von Mai bis  
Oktober Vertreter der Bodenflora entnommen wer-  
den. Diese gestaffelte Probenahme diente dazu, po-  
tentielle zeitliche Änderungen im Schwermetallgehalt  
zu erfassen. Im September 1987 erfolgte eine einma-  
lige Entnahme von Untersuchungsmaterial.

Tabelle A 1 gibt Auskunft darüber, welche Pflanzen-  
species während der drei Sammelperioden auf den  
Probeflächen entnommen wurden.

Zu jedem Probeentnahmeterrain wurden Pflanzen  
ausgegraben und in Sproß und Wurzel getrennt. Aus-  
nahmen sind in Tabelle A 1 vermerkt. Bei Walderd-  
beere (*Fragaria vesca*), Heidelbeere (*Vaccinium myr-  
tillus*), Seidelbast (*Daphne mezereum*), Hainsalat  
(*Aposeris foetida*) und Alpendost (*Adenostyles gla-  
bra*, *A. alliariae*) dienten jeweils die ältesten, leben-  
den Blätter als Untersuchungsmaterial. Als Analysen-  
material der unterirdischen Pflanzenteile dienten ledig-  
lich Feinwurzeln mit einem Durchmesser von maxi-  
mal 2mm. Im Verlauf der Vegetationsperioden  
konnten Früchte von der Erdbeere, der Heidelbeere  
und dem Seidelbast gesammelt werden. Die Entnah-  
me der Fichtenborke erfolgte, indem in ca. 1,50m Hö-  
he über dem Erdboden die äußerste, maximal 3mm  
starke Schicht rings um den Baum entnommen wur-  
de; nur die Wetterseite blieb ausgespart, um Einflüsse  
durch Algen- und Flechtenbewuchs auszuschlie-  
ßen.

Von August bis Oktober (1985 und 1986) konnten  
Fruchtkörper von Basidiomyceten gesammelt wer-  
den. Ein Teil wurde in Schirm und Stiel getrennt, der  
andere als Ganzes verarbeitet.

Bei den Herbarmooseen handelt es sich um Exempla-  
re aus dem Alpen- und Nationalparkgebiet. Sie wur-  
den freundlicherweise von der Botanischen Staats-  
sammlung in München zur Verfügung gestellt.

Die Ernte von Blattmaterial von Fichte, Lärche und  
Bergahorn aus dem oberen Kronenbereich (bei der  
Fichte 7. Quirl) führten Zapfenpflücker durch. Wäh-  
rend die Entnahmen der Fichtenzweige jeweils im  
Oktober (1985 bis 1987) stattfand, mußte unter Be-

rücksichtigung des herbstlichen Blattfalls die Proben-  
gewinnung der sommergrünen Gehölze auf Septem-  
ber vorverlegt werden.

Bei der Aufarbeitung der Fichtenzweige erfolgte eine  
Trennung nach Nadeljahrgängen, bei den Moospro-  
ben in grüne und braune (ein- und mehrjährige) Pflanz-  
enteile. Für die Herbarmoose wurden die oberen  
0,5–1,5cm als einjährige, die folgenden 2cm als  
mehrjährige Teile angenommen. Sämtliche Blätter,  
Früchte und die Borke wurden ungewaschen bei  
80° C im Trockenschrank getrocknet und danach in  
haushaltsüblichen Kaffeemühlen gemahlen. Die  
Wurzeln und die Pilzfruchtkörper wurden gründlich  
unter fließendem Wasser und danach mit deminerali-  
siertem Wasser gewaschen, um anhaftende Boden-  
partikel möglichst quantitativ zu entfernen. Anschlie-  
ßend erfolgte die Aufarbeitung entsprechend der  
Blattproben.

#### 4.2.1.2 Boden

Gleichzeitig mit jedem Entnahmeterrain der Waldbo-  
denvegetation wurden auch mittels eines Bohrers Bo-  
denproben gezogen. Nach der Einteilung in verschie-  
dene Horizonte erfolgte die Vereinigung von jeweils  
sechs Proben zu einer Mischprobe. Die Entnahme  
der Streuproben von *Picea abies* fand während der  
Sammelperioden 1985 und 1986 an drei Terminen  
und 1987 an einem statt. Der luftgetrocknete Bo-  
den wurde durch ein Sieb der Maschenweite 2mm  
(= Feinboden) gegeben und danach in einer Kugel-  
mühle der Marke Retsch staubfein gemahlen. Die  
Proben aus dem O<sub>L</sub>-Horizont erfuhren die gleiche Be-  
handlung wie das Blattmaterial.

#### 4.2.1.3 Tiere

Die Probennahme von Vertretern der Fauna erfolgte  
auf den Flächen in monatlichen Abständen und be-  
schränkte sich auf die Geländemonate von 1985 und  
1986.

Die Tiere wurden auf unterschiedliche Weise gefan-  
gen:

Barberfallen, die mit einer 4%igen Formalinlösung  
beschiedigt waren, dienten zum Fang bodenlebender  
Evertibraten. Die Lumbriciden wurden durch Ausgra-  
ben und Aussammeln von Hand, die Schnecken teils  
per Handauslese, teils in den Barberfallen gefangen.  
Zum Fang der Kleinsäuger dienten 1985 Lebendfal-  
len. Die Tötung der Tiere wurde mit Chloroform vor-  
genommen. Da die Kontrolle der Fallen einen großen  
zeitlichen Aufwand erforderte, mußten die gefangen-  
en Tiere schätzungsweise bis zu zwanzig Stunden  
in den Fallen verweilen, so daß bei kühler Witterung  
teilweise Mäuse in den Fallen verendeten. Aus die-  
sem Grund wurden 1986 Schlagfallen, die einen ras-  
chen Tod der Tiere herbeiführen, eingesetzt.

Eine Erweiterung des Spektrums der faunistischen  
Gruppen fand statt, indem neben angewandten  
Fangmethoden auf den Untersuchungsflächen fol-  
gende Tierproben im Bereich des Alpen- und Natio-  
nalparkes gewonnen wurden:

Innerhalb eines Projektes über Kleinsäuger konnten 1985 Spitzmäuse in verschiedenen Gebieten des Nationalparks teils in Lebend- und teils in Schlagfallen gefangen werden. Die Marderproben stammten von Tieren, die von 1982 bis 1985 im Gebiet des Alpen- und Nationalparks verendet aufgefunden wurden. Im Rahmen von Jagden wurden Wildproben (Reh, Gemse, Hirsch) gewonnen. Beim Aufbruch der Tiere erfolgte die Entnahme von Teilen der Leber und Nieren; die Muskel- und Knochenproben sind aus dem Bereich der Extremitäten entnommen worden.

Tabelle A 2 gibt einen Überblick, welche Tiere auf den Probeflächen in den jeweiligen Entnahmejahren gefangen werden konnten.

Da mit den Barberfallen verschiedene Gruppen der bodenlebenden Fauna gefangen wurden, mußte vor der Weiterverarbeitung ein Sortieren der Falleninhalte vorgenommen werden. Für die Wahl der analysierten Tierarten waren folgende Kriterien maßgebend:

- sie sollten unterschiedlichen trophischen Ebenen angehören
- die Arten sollten möglichst auf allen Probeflächen in ausreichender Quantität vorkommen

Als Bestimmungsliteratur dienten DAHL (1925, 1928, 1929, 1934, 1978), STRESEMANN (1974, 1976, 1978) und ZAHRADNIK (1984).

Die zur Schwermetallbestimmung ausgewählten Tiere wurden mit demineralisiertem Wasser gewaschen, bei 80° C getrocknet und mittels einer Kugelmühle (Achatbecher) gemahlen. Die Regenwürmer wurden gewaschen und über vier Tage hinweg in verdunkelten Kunststoffwannen auf feuchtem Filterpapier gehalten, um eine Entleerung des Darmes herbeizuführen. Die Tötung der Tiere erfolgte mit Formalin. Nach einem erneuten Waschvorgang (aqua dest.) und der anschließenden Trocknung (80° C), fand die Homogenisierung mittels Mörser und Pistill statt. Die lebend gefangenen Schnecken wurden über zwei Tage hinweg auf feuchtem Filterpapier gehalten, danach mit Formalin getötet und entsprechend den Regenwürmern weiterverarbeitet; nur große Probemengen wurden in Mühlen zerkleinert. Nach der Trocknung der Kotproben von den Lumbriciden und Pulmonaten erfolgte die Zerkleinerung im Mörser.

Bei den Säugern dienten einzelne Organe (Niere, Leber, Muskel, Knochen) als Probematerial. Zu Beginn der Untersuchungen wurden auch Herz und Gehirn der gefangenen Tiere entnommen. Da aber keines der beiden Organe Blei oder Cadmium in nennenswerter Weise akkumuliert, wurden Herz und Gehirn weiterhin nicht mehr einzeln analysiert. Bei den Kleinsäugetieren entsprechen die Skelettproben Femur und Tibia und die Muskelproben der Hinterbeinmuskulatur, bei den Wildproben einem Teil der Tibia mit umgebender Skelettmuskulatur. Alle präparierten Organproben wurden mit demineralisiertem Wasser gewaschen, wie bereits beschrieben getrocknet und gemahlen.

#### 4.2.1.4 Standardisierte Graskulturen, Moose und Klonfichten

Neben dem passiven Monitoring wurde die Immissionsbelastung im Untersuchungsgebiet auch durch aktives Monitoring überprüft. Hierzu werden Pflanzen unter standardisierten Bedingungen angezogen und im Gelände exponiert. Detaillierte Ausführungen zu diesen Methoden finden sich bei STEUBING (1976, 1978) und ZIMMERMANN (1982).

##### a) Graskulturen

*Lolium multiflorum*, ein Akkumulationsindikator, wurde im Gewächshaus angezogen und vor der Exposition im Freiland auf 4cm zurückgeschnitten. Jeweils vier, mit automatischer Wasserversorgung versehene Kulturen, wurden auf den Untersuchungsflächen des Höhenprofils in 1,5m Höhe über dem Erdboden ausgebracht. Nach etwa 4, 8, 12 bzw. 16 Wochen Expositionsdauer erfolgte auf jeder Probefläche die Ernte je einer Graskultur.

##### b) Moose

Die Entnahme des Schlafmooses, *Hypnum cupressiforme*, erfolgte an einem Standort, im Klausbachtal (epiphytische Exemplare). Dadurch kann von annähernd gleichen Grundgehalten an Schwermetallen ausgegangen werden. Die Moose wurden in Portionen von ca. 3g geteilt, in Gazesäckchen eingenäht und für 6 bzw. 12 Monate auf den Probeflächen in 1,5m Höhe exponiert.

##### c) Klonfichten

Genetisch einheitliche Fichten wurden gepflanzt und in Töpfen entlang des Höhenprofils ausgebracht. Die Entnahme der Nadelproben erfolgte im Oktober 1986 und 1987. Sämtliche Proben erfuhren die gleiche Aufarbeitung wie das Blattmaterial der Standortvegetation.

### 4.3 Gefäßversuche

Als Testpflanze wurde die Schafgarbe, *Achillea millefolium*, gewählt, die sich bereits in Untersuchungen von STEUBING (1987) als akkumulativer Bioindikator bewährt hatte. Die Durchführung der Versuche fand im Ökozentrum der Justus-Liebig-Universität Gießen am Schiffenberg statt. Das Gelände liegt etwa 250 Meter abseits der nächsten Verkehrsstraße im Wald, so daß eine Schwermetallbelastung im Gewächshaus weitgehend ausgeschlossen werden kann.

Die Aussaat der Schafgarbe erfolgte im Mai 1987. Das Saatgut wurde vom Botanischen Garten der Justus-Liebig-Universität Gießen zur Verfügung gestellt. Nach dem Auskeimen und einer ca. vierwöchigen Anzuchtzeit wurden die Pflänzchen am 5. 7. in Expositionsgefäße mit halbautomatischer Wasserversorgung überführt. Als Substrat in den Expositionsgefäßen wurde einerseits Waldboden aus Berchtesgaden und andererseits Einheitserde gewählt. Zur Gewinnung des Waldbodens wurden auf der Probefläche 1200m über Seehöhe Bereiche des O<sub>H</sub>/A<sub>H</sub>-Ho-

rizontes mit einer Grundbelastung von 152ppm Blei und 4,7ppm Cadmium abgetragen. Bei der Einheitserde handelte es sich um ein Torf-Sandgemisch mit Bleikonzentrationen von ca. 11 ppm und Cadmiumgehalten von etwa 0,5ppm bezogen auf das Trockengewicht. Beide Böden wurden luftgetrocknet und durch ein Sieb der Maschenweite 2mm gegeben.

Die Applikation der Schwermetallverbindungen erfolgte in gelöster Form; als Bezug diente das Trockengewicht des Bodens. Die Böden wurden ohne Berücksichtigung der bereits gegebenen Grundgehalte in 6 Varianten mit folgenden Schwermetallmengen kontaminiert:

- Variante Nr. 1: 100ppm Blei als  $Pb(NO_3)_2$
- Variante Nr. 2: 500ppm Blei als  $Pb(NO_3)_2$
- Variante Nr. 3: 10ppm Cadmium als  $CdCl_2$
- Variante Nr. 4: 50ppm Cadmium als  $CdCl_2$
- Variante Nr. 5: 100ppm Blei als  $Pb(NO_3)_2$   
und 10ppm Cadmium als  $CdCl_2$
- Variante Nr. 6: 500ppm Blei als  $Pb(NO_3)_2$   
und 50ppm Cadmium als  $CdCl_2$

Für jede Variante wurden jeweils drei Parallelen angesetzt.

Die Bodenkontamination erfolgte unmittelbar bei der Überführung der Pflanzen in die Expositionsgefäße.

Nach 3 monatiger Versuchsdauer wurden am 5. 10. 1987 die Blätter ca. 2cm über der Topferde abgeschnitten, ihr Frischgewicht ermittelt und ungewaschen bei 80° C getrocknet. Die Feinwurzeln wurden gründlich gereinigt und anschließend getrocknet. Zur Homogenisierung des Pflanzenmaterials dienen elektrische Haushaltsmühlen. Die Bodenproben wurden luftgetrocknet und danach in einer Kugelmühle staubfein gemahlen.

#### 4.4 Analysemethoden

##### 4.4.1 Nasse und trockene Depositionen sowie Humussickerwasser

###### a) Regen

Entlang des Höhenprofils dienen Totalisatoren vom Typ „Müden 100“ der Erfassung des Niederschlags im Freiland und im Bestand (Abb.4). Die Sammelintervalle erstreckten sich 1986 von Juli und 1987 von Juni bis Mitte Oktober mit etwa 14tägiger Probenahmefrequenz. Da die zu bestimmenden Schwermetalle im Niederschlag in äußerst geringen Konzentrationen vorlagen (ppb-Bereich), war bei der Vorbereitung und Durchführung der Probenahme darauf zu achten, daß a) durch gründliche Reinigung der Probenbehälter Kontaminationen weitgehend ausgeschlossen b) Verluste von Pb- und Cd-Ionen durch Adsorption an den Gefäßwänden gering gehalten und c) chemische Umsetzungen in der Probe bis zur Analyse verhindert wurden.

Als Auffang- und Speicherbehälter dienen ausschließlich Polyethylenflaschen. Der Vogelsitz- und

der Versteifungsring erfuhren eine Verkleidung mit Silikon. Zur Konservierung des Niederschlags wurden in den Speicherbehältern 50ml 0,1N Salpetersäure vorgelegt.

Die Entleerung der Sammler ging wie folgt vor sich: Zuerst wurde die Niederschlagsmenge bestimmt und anschließend die Proben in gründlich gereinigte PE-Flaschen überführt. Um eventuell an Gefäßwänden anhaftende Schwermetalle abzulösen, wurde der Vorratsbehälter mit 5ml  $HNO_3$  „suprapur“ nachgespült und die Spülflüssigkeit mit der Probe vereinigt. Im Gelände erfolgte anschließend die Vorbereitung für die nächste Sammelperiode, d.h. Reinigung der Niederschlagssammler mit destilliertem Wasser und Einfüllen der Vorlagesäure. Die gewonnenen Niederschlagsproben wurden bis zur Analyse bei 0–4 °C gelagert.

###### b) Stammablauf

Der Stammablauf von Fichten wurde gesammelt, indem um den Stamm Gummirinnen mittels Silikon befestigt und mit Wachs ausgegossen wurden. Das untere Ende der Rinne mündete über einem Trichter und eine nachfolgende Silikon-Verbindungsleitung in ein PE-Vorratsgefäß (Abb.5). Die Vorbereitung und

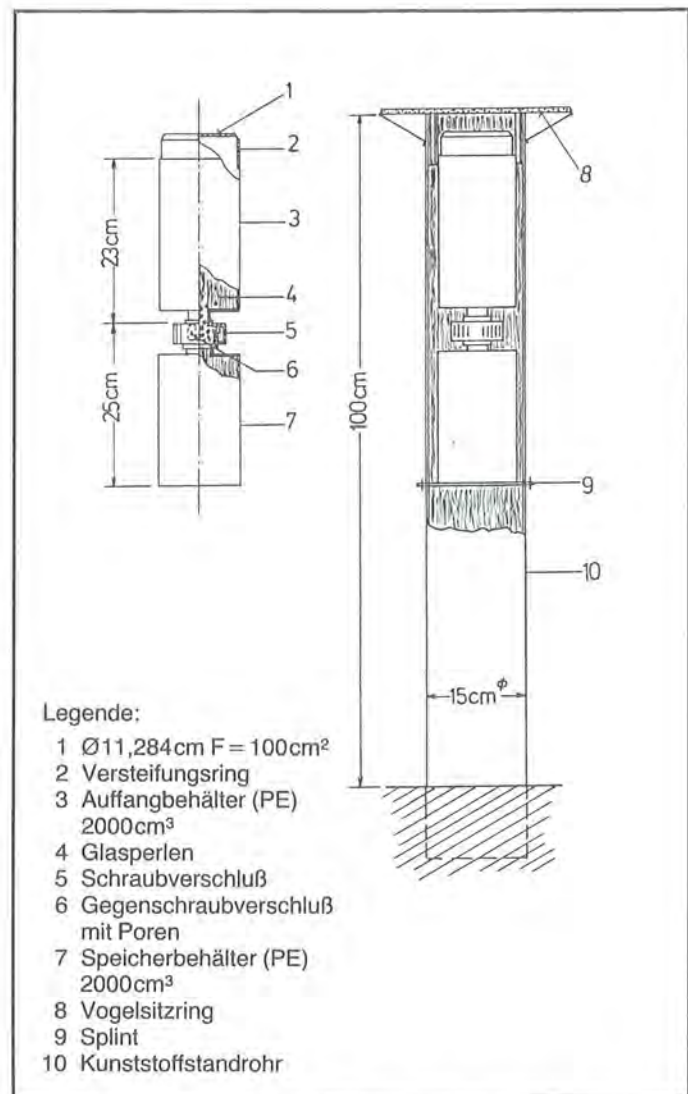


Abb. 4: Niederschlagssammler „Müden 100“ zur quantitativen und qualitativen Erfassung des Freilandniederschlags und des Kronendurchlasses.

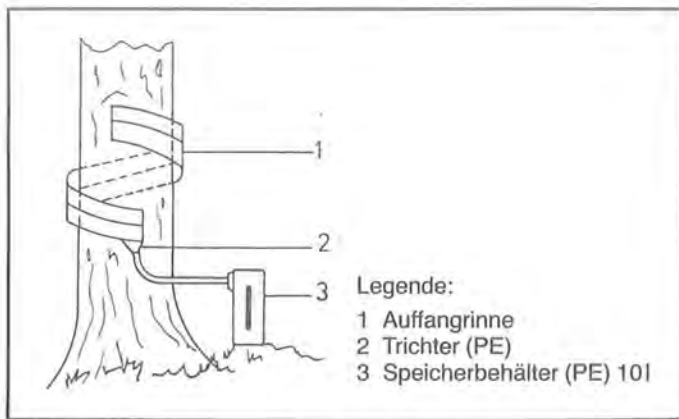


Abb. 5: Ableitvorrichtung für den Stammablauf.

Entleerung der Sammler sowie die Aufbewahrung der Proben erfolgte in gleicher Weise wie bei dem mit Totalisatoren gewonnenen Regenniederschlag.

#### c) Schnee

Am 3. 4. 1987 konnten auf den Flächen 1000 und 1400m über Seehöhe Schneeproben entnommen werden. Entlang eines Schneetiefenprofils wurden Blöcke definierten Volumens unterschiedlicher Härte ausgehoben, in Polyethylenbeutel verpackt, mit 5ml HNO<sub>3</sub> angesäuert und bis zur Analyse tiefgefroren.

#### d) Nebelniederschlag

Der eingesetzte Nebelfänger (Abb. 6) wurde in Anlehnung an den von SCHRIMPF et al. (1984) konstruiert. Er besteht aus einem überdachten, zylinderisch aufgespannten Nylon-Netz, welches einem Sammeltrichter aufsitzt, der über einen Teflonschlauch in ein PE-Sammelgefäß mündet. Die Nebelauffangvorrichtungen wurden sowohl auf der Freifläche als auch im Bestand installiert. Die Vorgehensweise bei der Entnahme der Nebelproben spielte sich nach dem gleichen Modus wie bei der Niederschlagsprobenentnahme ab.

#### e) Humussickerwasser

Zur Gewinnung von Humussickerwasserproben wurden ca. 255cm<sup>2</sup> große Flächen der Humusdecke ausgestochen. Anschließend erfolgte die Überführung der 10 – 15cm tiefen Bodensäulen in ein nach oben geöffnetes Gefäß der gleichen Fläche, das über einem Gazefilter mit einer PE-Sammelflasche verbunden war (Abb. 7). SEEKAMP (1977) und MAYER (1981) weisen darauf hin, daß Lysimeter mit seitlichem Rand unter vorher ausgestochener Humusdecke zu hohe Sickerwassermengen lieferten. Werden bei der Auswertung die gewogenen Mittel berücksichtigt (Gesamtelementmenge pro Gesamtwassermenge), können diese Einflüsse jedoch eliminiert werden. Die Entnahme und Behandlung der Sickerwasserproben erfolgte entsprechend der Niederschlagsproben.

## 4.5 Bodencharakterisierung

### 4.5.1 Sequentielle Extraktion von Blei und Cadmium

Als Untersuchungsmaterial diente Feinboden der Probeflächen des Höhenprofils sowie eines Grün-

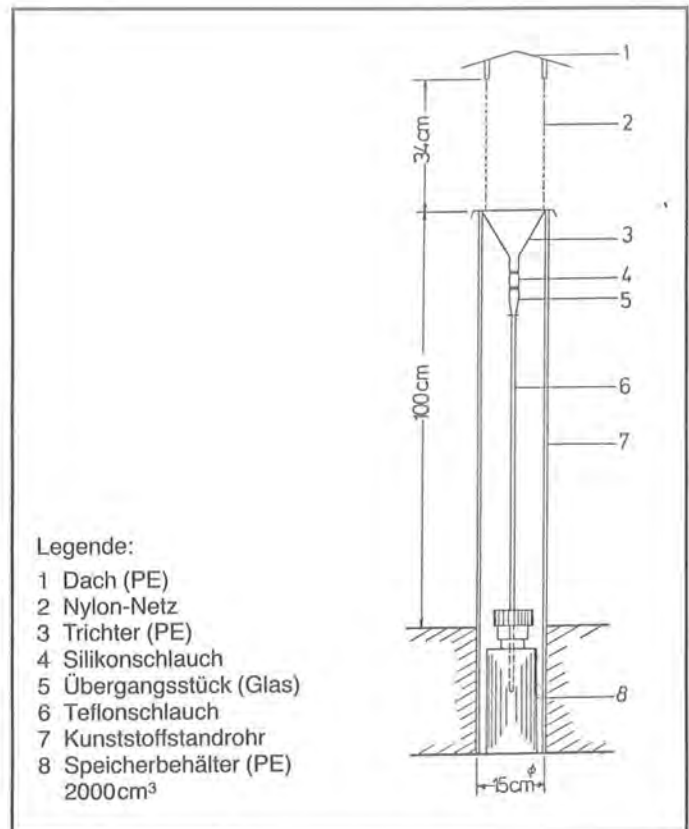


Abb. 6: Auffangvorrichtung für den Nebel.

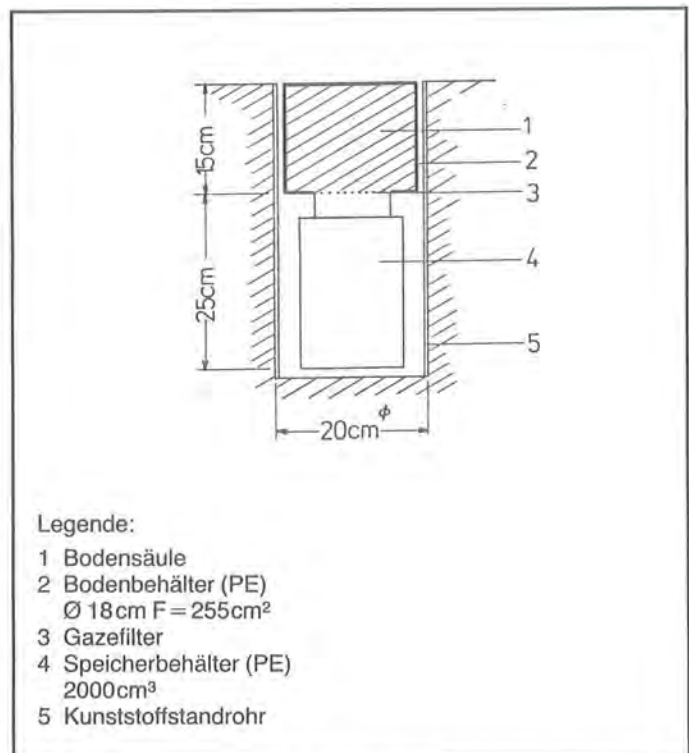


Abb. 7: Kleinlysimeter zum Auffangen des Humussickerwassers.

landbodens vom Versuchsfeld des Instituts für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der Justus-Liebig-Universität Gießen in Rauischholzhausen bei Marburg. Der Analysengang beschränkte sich auf Proben aus dem Bereich bis zu 10cm Bodentiefe. In einer weiteren Versuchsreihe wurde der im Gefäßversuch zusätzlich mit Blei- und Cadmiumverbindungen kontaminierte Waldboden des Standortes in 1200m Seehöhe dem nachfolgend beschriebenen Extraktionsverfahren unterworfen.

Die Extraktion nach MILLER und Mc FEE (1983) erfolgte, indem ein Gramm lufttrockener Boden nacheinander mit den in Tabelle 1 vermerkten Reagentien über einen vorgegebenen Zeitraum hinweg geschüttelt und danach zentrifugiert wurde. Die überstehenden Lösungen wurden anschließend dekantiert und schließlich membranfiltriert ( $0,45\mu\text{m}$ ). Mit Ausnahme der ersten ( $\text{H}_2\text{O}$ ) schloß sich an jede Extraktionsstufe ein Waschgang mit 10ml demineralisiertem Wasser an. Nach erneuter Zentrifugation wurde die Waschlösung verworfen und das nächste Reagenz zugesetzt. Die Extraktion erfolgte jeweils mit drei Parallelen pro Boden. Die gewonnenen Lösungen wurden bis zur Schwermetallanalyse bei  $0 - 4^\circ\text{C}$  aufbewahrt.

**Tab. 1: Bindungsformen der Schwermetalle, Extraktionsmittel und Extraktionsbedingungen bei der sequentiellen Bodenextraktion.**

Bindungsformen der Schwermetalle	Extraktionsmittel	(ml)	Extraktionsdauer	Temperatur( $^\circ\text{C}$ )
wasserlöslich	$\text{H}_2\text{O}$ demin.	10ml	30min	25
austauschbar gebunden	$1\text{N KNO}_3$	10ml	16h	25
organisch gebunden	$0,1\text{M Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$	15ml	16h	25
als Carbonate und an amorphe Fe-Verb. sorbiert	$0,1\text{M EDTA}$	10ml	16h	25
an Mn-Oxiden sorbiert	$\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl} + 0,01\text{N HNO}_3$	5ml 5ml	30min	25
an kristallisierte Fe-Oxide sorbiert	$0,27\text{N Na-Citrat} + 0,1\text{N NaHCO}_3 + 0,25\text{g Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$	10ml	15min	80
Sulfide	$1\text{N HNO}_3$	10ml	16h	25
Residualfraktion	konz. $\text{HNO}_3 + \text{H}_2\text{O}_2$ (30%)	5ml 5ml	12h	25

#### 4.5.2 Einstufige Extraktion von Blei und Cadmium

Die im Gefäßversuch in unterschiedlichem Ausmaß mit löslichen Pb- und Cd-Verbindungen belasteten Böden wurden zum einen mit einer  $0,1\text{M CaCl}_2$ -Lösung im Boden/Lösungsmittelverhältnis 1:2,5 und zum anderen mit einer Lösung aus  $0,025\text{M}$  Ammoniumacetat und  $0,02\text{M EDTA}$  im Verhältnis 1:5 versetzt. Die nach zweistündigem Schütteln bei  $25^\circ\text{C}$  und anschließender Filtration gewonnenen Extrakte wurden bis zur Analyse gekühlt aufbewahrt.

#### 4.5.3 Elektroultrafiltration von Blei und Cadmium

Oberböden der Probeflächen 1200 und 680m über Seehöhe, der Grünlandboden sowie eine Probe aus einer Bodentiefe von 10 bis 30cm des Standorts in 1200m wurden der EUF unterworfen. Das Prinzip der Methode besteht darin, daß aus einer Bodensuspension Pflanzennährstoffe bzw. toxisch wirkende Stoffe durch elektrostatische Anziehung herausgezogen werden. Kationen wandern zur Kathode, Anionen zur Anode.

Für die Extraktion von Pb und Cd wurde das automatische Elektro-Ultra-Filtrationsgerät nach Dr. NEMETH, Modell 724, eingesetzt. Das Plexiglas-Kammersystem bestand aus zwei Elektrodenkammern mit

Netzelektroden aus reinem Platin und einer Rührkammer (Mittelzelle). Heizstab und Rührer waren aus Quarz.

Das automatische Programm lief über eine Gesamtzeit von 35 Minuten, wobei folgende Fraktionen gewonnen wurden:

1. Fraktion bei  $25^\circ\text{C}$  und max. 200V über 30 Minuten.
2. Fraktion bei  $80^\circ\text{C}$  und max. 400V über 5 Minuten.

Vor den Elektroden wurden Spezialfilter (EUF-Universal-Filter nach Dr. NEMETH) angebracht, die Kathode wurde zusätzlich noch mit einem Vorfilter versehen.

Nach dem Einbringen von 5g lufttrockenem, auf 1mm abgeseibtem Boden in die Mittelzelle wurden jeweils zwei Fraktionen nach Anode und Kathode getrennt in Polyethylengefäßen aufgefangen.

Nach dem Durchlauf fand eine Extraktion der Platin-kathode über 15 Minuten sowie der Kathodenfilter über 24 Stunden in 10ml 1N HCl (suprapur) statt. Pro Bodenprobe wurden drei Parallelmessungen durchgeführt.

Zur Überprüfung der Richtigkeit der Analysen erfolgten vor und nach den Bodenextraktionen jeweils zwei Durchläufe ohne Boden. Die Kathodenfiltrate sowie die Blindproben wurden im Trockenschrank bei  $60^\circ\text{C}$  bis zur Trockene eingedampft und der Rückstand mit 10ml 1N HCl aufgenommen.

#### 4.5.4 Organischer Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt, Carbonatgehalt sowie pH-Wert

##### a) Organischer Kohlenstoffgehalt

Die Bestimmung des organischen Kohlenstoffes im Boden erfolgte titrimetrisch durch Oxidation auf nassem Weg mit einer Dichromat-Schwefelsäure-Lösung. Dazu wurden 100mg Feinboden mit einer  $2\text{N K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ -Lösung sowie 8ml konzentrierter  $\text{H}_2\text{SO}_4$  versetzt und für drei Stunden auf  $120^\circ\text{C}$  erhitzt. Anschließend wurde das nicht zur Kohlenstoffoxidation benötigte Kaliumdichromat mit einer Eisen-II-Sulfatlösung rücktitriert.

##### b) Organischer Stickstoffgehalt

Bei der Kjeldahlmethode wurde in organischer Bindung vorliegender Stickstoff durch Erhitzen mit konzentrierter  $\text{H}_2\text{SO}_4$  in Ammoniumsulfat überführt.

Unter dem Zusatz von 3g  $\text{K}_2\text{SO}_4$ , 0,2g  $\text{CuSO}_4$ , einer Spatelspitze Selenreaktionsgemisch und 6ml konzentrierter Schwefelsäure fand die Reaktion zum  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  statt. Durch sich anschließende Wasserdampfdestillation mit etwa 33%iger NaOH wurde der Ammoniumsulfat-Stickstoff als  $\text{NH}_3$  freigesetzt und in einem Borsäure-Indikator-Gemisch absorbiert. Nachfolgend wurde das gebildete Ammoniumborat mit HCl rücktitriert.

##### c) Carbonatgehalt nach Passon

Die Methode beruht auf der Messung des bei der Umsetzung von Carbonaten mit HCl freigesetzten  $\text{CO}_2$ -Volumens.



Je nach Carbonatgehalt (Vorproben) wurden 100mg bis 10g Feinboden in einem Entwicklergefäß mit 10%iger Salzsäure versetzt. Das entstehende CO<sub>2</sub> senkte den Wasserspiegel eines sich anschließenden U-Rohres und konnte somit bestimmt werden.

#### d) pH-Wert

10g lufttrockener Boden wurden mit 25ml demineralisiertem Wasser bzw. 0,01M CaCl<sub>2</sub>-Lösung versetzt und zwei Stunden geschüttelt. Die Bestimmung des pH-Wertes erfolgte in der Suspension mit einer Glaselektrode, die an ein pH-Meter der Firma Ingold, Frankfurt, angeschlossen war.

### 4.6 Schwermetallanalytik

#### 4.6.1 Blei und Cadmium in Feststoffen

Die Bestimmungen wurden mit dem Zeeman-Atom-Absorptions-Spektrometer SM 1 der Firma Grün-Analysengeräte, Wetzlar, durchgeführt.

Die Dosierung der Feststoffproben erfolgte mit einer Mikrogrammwaage der Firma Mettler, Typ ME 30. An das AAS-Gerät waren außerdem ein Schreiber, Typ Philips PM 8222 dual pen recorder, zur Aufzeichnung des Prozeßablaufes und ein Oszilloskop HM 512 der Firma Hameg zum Abgleich des Spektrometers angeschlossen. Die Signale und die Daten der Einwaage verarbeitete der externe Rechner der Firma Hewlett-Packard, Typ 975 I/O Calculator.

Bei der Zeeman-Methode wird die von der Lampe emittierte Spektrallinie durch ein starkes Magnetfeld in drei Komponenten aufgespalten: In einen unverschobenen Anteil und zwei Komponenten, die jeweils geringfügig zu einer höheren bzw. niedrigeren Wellenlänge hin verschoben sind. In der Absorptionzelle können die nachzuweisenden Atome nur den unverschobenen Anteil absorbieren, während Rauch und andere unspezifische Absorption auf alle drei Komponenten gleichzeitig wirken. Aus dem Vergleich von Meß- und Referenzstrahl kann die spezifische Absorption berechnet werden. Diese Kompensationstechnik ermöglicht es auch Feststoffproben direkt, ohne chemischen Aufschluß, zu analysieren. Detaillierte Ausführungen zu dieser Methode finden sich bei STEUBING et al. (1980) und KURFÜRST und RUES (1981).

Zur Kontrolle der Analytik wurden verschiedene, zertifizierte Standardreferenzmaterialien vom National Bureau of Standards (NBS) und vom Community Bureau of Reference (BCR) eingesetzt. Bleigehalte bis zu 40ppm wurden auf der empfindlichen 283,3nm-Li-

nie gemessen; höhere Konzentrationen auf der 261,4nm- bzw. 368,4nm-Linie.

Die Cadmium-Messungen erfolgten für Proben < 3ppm auf der 228,8nm-Linie, für höhere Gehalte diente die unempfindlichere 326,1nm-Linie. Der Wert jeder Einzelprobe stellt den Mittelwert von vier bis sieben Parallelmessungen dar.

#### 4.6.2 Blei und Cadmium in Flüssigkeiten

Die Flüssigkeitsmessungen erfolgten mit einem AAS-Gerät, Modell 360 und der Graphitrohrküvette HGA 72 (beides von Perkin Elmer). Ein eingebauter Deuterium-Untergrundkompensator sorgte für die Eliminierung unspezifischer Absorption.

Die Niederschlagsproben wurden direkt gegen eine Eichkurve aus angesäuerten (HNO<sub>3</sub> suprapur) Eichlösungen gemessen.

Die Bestimmung der Schwermetallgehalte in den Bodenextrakten geschah mit Hilfe der Additionsmethode, d.h. unter Zugabe von bekannten Elementmengen zur Analysenprobe.

Alle Werte wurden über Peakhöhenmessungen ermittelt. Die Bestimmungen erfolgen stets serienweise, wobei jeweils nach ca. 10 Proben Eichlösungen eingeschoben wurden, um Veränderungen der Empfindlichkeit zu erfassen.

### 4.6 Statistische Auswertung der Untersuchungsergebnisse

Die statistische Auswertung erfolgte mit dem Hochschulrechner der Justus-Liebig-Universität Gießen. Alle benutzten Programme wurden dem Programmpaket SPSS-X (Statistical Package for the Social Sciences) entnommen.

Folgende statistische Analyseverfahren fanden Anwendung:

1. Prüfung auf Normalverteilung (Kolmogorov-Smirnov-Anpassungstest)
2. Varianzanalyse (Oneway)
3. Mittelwertvergleich für zwei Gruppen (t-Test)
4. Korrelationsanalyse (Pearson corr)

Wurden Bedingungen wie Normalverteilung, Varianzhomogenität und gleiche Besetzung der Gruppen nicht erfüllt, kamen nicht-parametrische Tests wie die Kruskal-Wallis-Rangvarianzanalyse, der Mann-Whitney U-Test und Rangkorrelationsverfahren zur Anwendung.

# 5 Ergebnisse

## 5.1 Depositions- und Humussickerwasserbestimmungen

In der Zeit von Juli bzw. Juni 1986/1987 bis jeweils Mitte Oktober sind Niederschlags- und Interzeptionsmessungen sowie (1987) Bestimmungen der anfallenden Sickerwassermengen im Mineralboden vorgenommen worden.

### a) Niederschlagsmenge

Auskunft über die mittels Totalisatoren auf den Freiflächen und im Kronendurchlaß ermittelten Niederschlagsmengen gibt Tabelle 2. Der besseren Übersicht halber wurden jeweils Ergebnisse von zwei Entnahmeterminen zusammengefaßt; nur die Werte für den Oktober stellen ein 14tägiges Meßintervall dar.

**Tab. 2: Niederschlagshöhe (in mm) auf den Probeflächen des Höhenprofils während der Untersuchungszeiträume 1986/87. (FF = Freifläche, KD = Kronendurchlaß).**

Probef. (m ü. NN)	660 FF	680 KD	860 FF	860 KD	1000 FF	1000 KD	1200 FF	1200 KD	1400 FF	1400 KD	1550 FF
<b>1986</b>											
4.7.-1.8.	112	47	127	79	168	64	131	80	144	107	129
-28. 8.	174	91	174	169	217	135	239	171	253	206	227
- 5.10.	172	68	165	137	194	115	206	151	230	171	183
-19.10.	27	12	27	20	33	18	38	29	42	36	66
Summe	485	218	493	404	612	332	614	434	669	520	605
<b>1987</b>											
10.6.-8.7.	121	24	136	103	154	81	191	123	18	151	-
- 5. 8.	274	125	273	213	280	188	325	265	335	321	-
- 2. 9.	160	61	160	137	151	93	182	164	171	159	-
-29. 9.	113	61	145	116	149	105	164	149	189	169	-
-12.10.	10	4	8	7	10	3	10	4	1	8	-
Summe	678	275	722	576	744	470	872	705	888	808	-

Die niederschlagsreichsten Sammelperioden lagen 1986 im August und im September, 1987 im Juli. In beiden Jahren fielen im Oktober die geringsten Niederschläge.

Erwartungsgemäß wiesen die höher gelegenen Meßstationen auch höhere Niederschlagssummen auf (Abb. 8). Statistisch absichern lassen sich diese Unterschiede allerdings nur für den Kronendurchlaß der Talstation gegenüber den Flächen in 1200 und 1400m über Seehöhe. Auf der Probefläche 1550m ü. NN wurden 1987 keine Niederschlagsproben aufgefangen, da in dem lichten Lärchenwald kein Vergleich des Freiflächenniederschlags mit dem Kronendurchlaß möglich war.

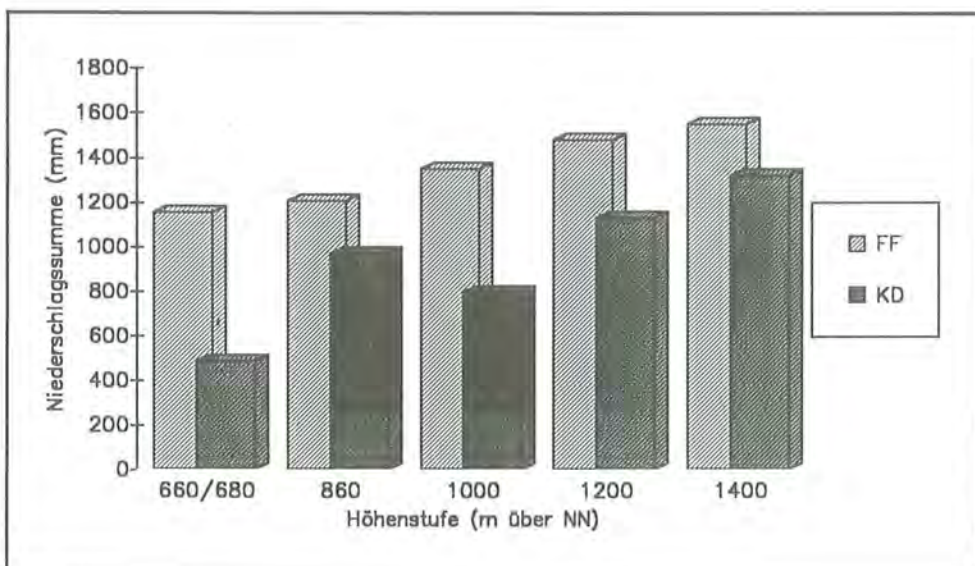
Der Waldniederschlag (Summe aus Kronendurchlaß und Stammabfluß) ist meist geringer als der des Freilandes, weil ein Teil des auf die Baumkronen fallenden Niederschlagswassers dort festgehalten wird und wieder verdunstet. Bei der Fichte ist der Anteil des Stammablaufes gering (BLOCK und BARTELS 1985), so daß für die Meßstationen näherungsweise der Kronendurchlaß mit dem Waldniederschlag gleichgesetzt werden kann. Auf den Untersuchungsflächen erreichten 40–90% des Freilandniederschlags den Waldboden und die Bodenvegetation.

### b) Blei und Cadmium im Freilandniederschlag

In Tabelle 3 sind die mittleren Blei- und Cadmiumkonzentrationen für die beiden Untersuchungszeiträume dargestellt. Es ergaben sich signifikante Zusammenhänge zwischen den Gehalten beider Schwermetalle und den Niederschlagsmengen, wobei hohe Regenmengen mit verminderten Konzentrationen einhergingen. Aus diesem Grund sind die gewogenen Mittelwerte, bei denen der Gesamtelementeintrag pro Gesamtwassermenge zugrunde gelegt wird, aufgeführt.

**Tab. 3: Mittlere Blei- und Cadmiumkonzentrationen im Freilandniederschlag ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ).**

Probefläche (m ü. NN)	660	860	1000	1200	1400	1550
<b>Blei</b>						
1986	13,46	14,75	10,83	7,64	6,62	7,92
1987	14,50	12,69	13,10	12,11	9,52	-
<b>Cadmium</b>						
1986	0,50	0,33	0,47	0,22	0,31	0,26
1987	0,45	0,38	0,36	0,41	0,32	-



**Abb. 8:** Niederschlagssummen (mm) in den Meßzeiträumen 1986 und 1987 auf den Probeflächen des Höhenprofils (FF = Freifläche, KD = Kronendurchlaß).

Die gemessenen Konzentrationen lagen in einem Bereich, wie er auch von SCHULTZ (1985) für den Solling (Pb 13ppb; Cd 0,23ppb) genannt wird und geringfügig unter den in Hessen ermittelten (Pb 22ppb; Cd 1,5ppb) Konzentrationen (BRECHTEL et al. 1985). Besonders die letztgenannten Werte bieten sich zum Vergleich an, da bei diesen Untersuchungen die gleichen Meßgeräte wie im Nationalpark eingesetzt wurden. Bei den Depositionsraten (Tab. 4), in deren Berechnung die pro Fläche und Tag gefallene Niederschlagsmenge eingeht, müssen sowohl der Blei- als auch der Cadmiumeintrag im Nationalpark als erhöht eingestuft werden.

**Tab. 4: Mittlere Blei- und Cadmiumdepositionen mit dem Freilächenniederschlag ( $\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ).**

Probefläche (m ü. NN)	660	860	1000	1200	1400	1550
<b>Blei</b>						
1986	60,41	67,10	60,01	45,24	43,74	46,04
1987	78,03	73,08	77,16	84,18	67,57	-
<b>Cadmium</b>						
1986	2,21	1,44	2,60	1,30	2,11	1,62
1987	2,42	2,22	2,16	2,85	2,26	-

Ein Vergleich der Resultate dieser Arbeit mit denen anderer Studien (Tab. 5) belegt diese Aussage.

**Tab. 5: Pb- und Cd-Gesamtdeposition in verschiedenen Gebieten.**

Autor	Pb ( $\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )	Cd ( $\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )	Standort
SEEKAMP (1977)	145	4,7	Solling 1972-1974
HEINRICHS & MAYER (1980)	85	9,6	Solling 1974-1977
SCHULTZ (1985)	36	0,66	Solling 1982-1984
GEORGII et al. (1982)	38-40	0,9-7	Reinluftgebiete BRD 79/80
	90-170	0,9-7	Belastungsgebiete BRD
PATTENDEN et al. (1982)	1863	27,4	Industriegebiet England 1981
BRECHTEL et al. (1985)	30	1,2	Durchschnitt von 150 Stationen in Hessen 1983
STUEBING (1987)	29	1,1	Naturschutzgebiet Lüneburger Heide 1985

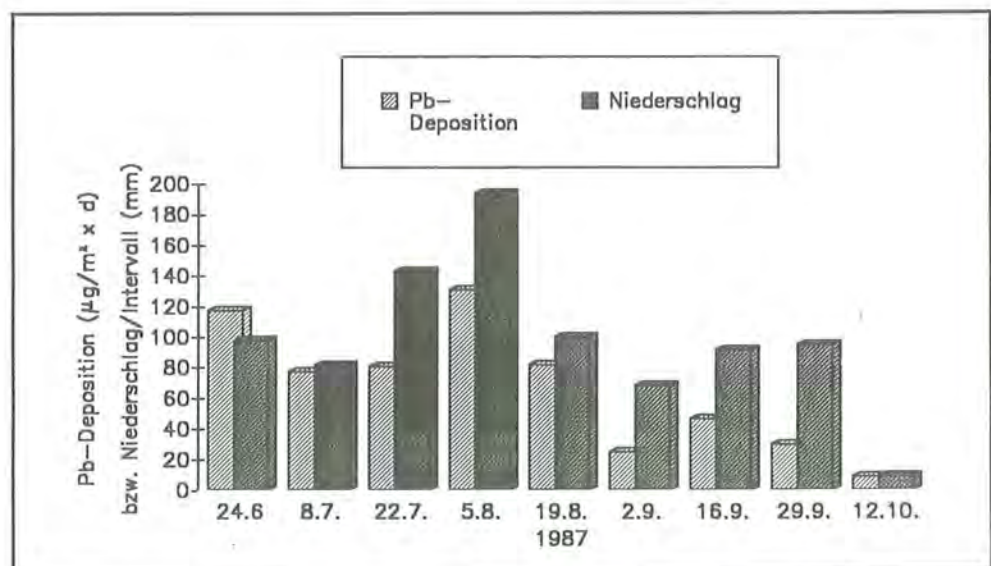
Bei den jüngeren Untersuchungen im Solling wurden  $36 \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$  für Blei und  $0,66 \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$  für Cadmium berechnet; in Hessen lagen die mittleren Depositionsraten bei  $30 \mu\text{g}$  Blei und  $1,2 \mu\text{g}$  Cadmium pro Quadratmeter und Tag. Im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide lagen Bleieinträge von  $29 \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$  und Cadmiumeinträge von  $1,1 \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$  vor. Bei der vergleichenden Darstellung fällt auf, daß die Schwermetalleinträge im Solling in den letzten Jahren deutlich zurückgegangen sind.

Die Korrelationsberechnungen (Spearman Rangkorrelation) ergaben signifikante Beziehungen zwischen den Depositionsraten und den Niederschlagsmengen zu den Entnahmetermen. Dieser Zusammenhang kann am ehesten damit erklärt werden, daß mit erhöhter Niederschlagstätigkeit ansteigende Pb- und Cd-Depositionen zu erwarten sind (Abb. 9). Tendenziell lagen die Schwermetalleinträge des zweiten Untersuchungsjahres (1987) höher als die des ersten, was vermutlich auf die höheren Niederschlagsraten während der Sommermonate 1987 (vgl. Tab. 2) zurückzuführen sein dürfte.

Ein Vergleich der in unterschiedlicher Seehöhe eingerichteten Meßstellen ergab weder für die Konzentrationen noch für die Depositionsraten statistisch absicherbare Unterschiede.

Die winterlichen Depositionsmessungen (Tab. 6) erbrachten für das Schneedeckenprofil Kühroint (1400m ü. NN) höhere Blei- und Cadmiumgehalte als für das tiefer liegende Schapbach-Profil. Diese Ergebnisse stehen in Einklang mit Untersuchungen von SCHRIMPF et al. (1984) und GLATZEL et al. (1986), die in Tallagen geringere Gehalte der beiden Elemente im Vergleich zu Gipfelregionen fanden. Die gemessenen Konzentrationen im Schmelzwasser lagen in etwa der gleichen Größenordnung wie auch von KORF et al. (1980) für den Steigerwald (Pb 7,5ppb; Cd 0,28ppb) und von LITTEK und TREFZ-MALCHER (1985) für den Stuttgarter Raum (Pb 14 ppb; Cd  $\leq 0,2$  ppb) angegeben werden; Schneeproben, die 1981 im Teutoburger Wald entnommen wurden, wiesen jedoch bis 8fach höhere Konzentrationen auf.

**Abb. 9:** Niederschlagshöhe (mm) und Pb-Depositionsraten ( $\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) auf der Freifläche in 1400m ü. NN zu den Entnahmetermen 1987.



nen als die Berchtesgadener Proben auf (GODT 1986).

Bei der Probenahme wurden jeweils Schneetiefenprofile angelegt und Subproben bezüglich der Schichtmächtigkeit und -härte entnommen. Die Auswertung erbrachte keine generelle Beziehung der Schwermetallkonzentrationen zur Schneedichte oder Entnahmetiefe; nur die im Profil Kührint entnommene Eislinse enthielt die höchsten Pb-Gehalte (37ppb). Auf eine tabellarische Darstellung der Einzelwerte wird aus diesem Grund verzichtet.

**Tab. 6: Mittlere Blei- und Cadmiumkonzentrationen von Schneetiefenprofilen.**

Probefläche (m ü. NN)	Schneehöhe (m)	Pb ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	Cd ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )
1000	0,69	6,89	0,23
1400	1,74	12,17	0,36

### c) Blei und Cadmium im Waldniederschlag

Die summierten mittleren Schwermetallgehalte von Kronendurchlaß und Stammabfluß weist Tabelle 7 aus. Da – wie beim Freilandniederschlag – die Konzentrationen von der Niederschlagsmenge abhängig waren, sind die aus Gesamtelementeintrag durch Gesamtwasserfluß resultierenden Mittelwerte aufgeführt.

**Tab. 7: Blei- und Cadmiumkonzentrationen im Waldniederschlag ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ).**

Probefläche (m ü. NN)	680	860	1000	1200	1400
<b>Blei</b>					
Kronendurchlaß					
1986	22,04	14,92	15,74	14,91	10,78
1987	20,23	13,27	13,72	9,52	8,43
Stammabfluß					
1986	12,87	15,27	16,38	14,46	13,95
1987	10,78	9,11	2,78	6,91	3,91
<b>Cadmium</b>					
Kronendurchlaß					
1986	0,56	0,26	0,40	0,20	0,59
1987	0,62	0,32	0,34	0,32	0,39
Stammabfluß					
1986	0,64	0,53	0,37	0,83	0,66
1987	1,04	1,22	1,09	0,70	1,33

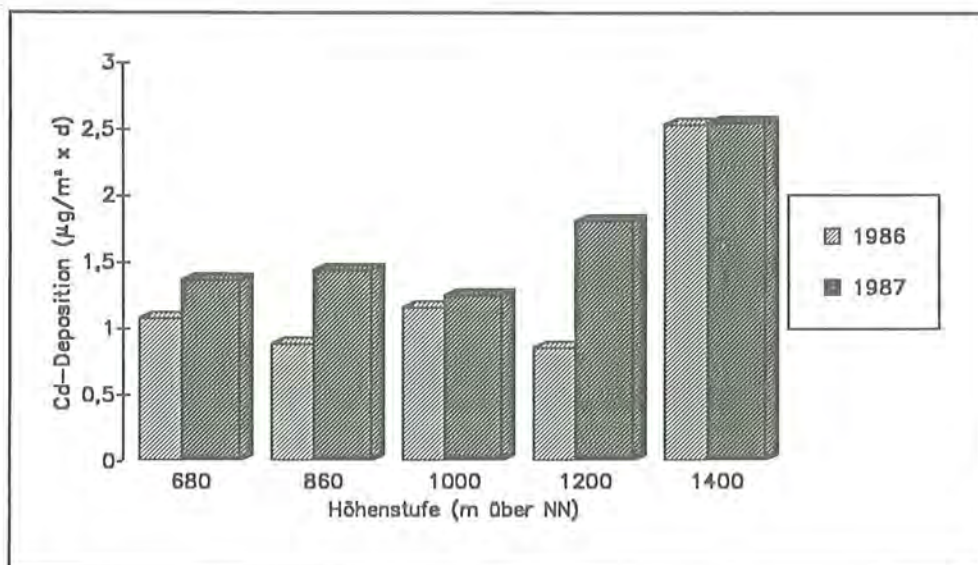
Die Pb-Konzentrationen im Stammablaufwasser lagen im Vergleich zum Kronendurchlaß weitgehend niedriger; die Cd-Gehalte waren dagegen leicht erhöht. Eine Interpretation dieser Ergebnisse fällt schwer. Im Fall des Bleis könnten Ausfällungen schwer löslicher Verbindungen an der Borkenoberfläche als Ursache der verminderten Konzentration angesehen werden; derartige Prozesse dürften dann jedoch auf das Element Cadmium nicht übertragbar sein.

Die aus den Konzentrationen und den täglichen Wassermengen pro Fläche resultierenden Depositionsraten gibt Tabelle 8 an. Statistisch gesicherte Unterschiede ergaben sich für die Cd-Depositionen auf den Probeflächen 680, 860, 1000 und 1200m über dem Meeresspiegel zur Meßstelle in 1400m Seehöhe (Abb. 10). Da die Cadmiumkonzentrationen in den verschiedenen Höhenstufen kaum variierten, dürften diese Unterschiede auf die erhöhten Niederschlagsmengen in 1400m zurückzuführen sein.

**Tab. 8: Mittlere Blei- und Cadmiumdepositionen im Kronendurchlaß ( $\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ).**

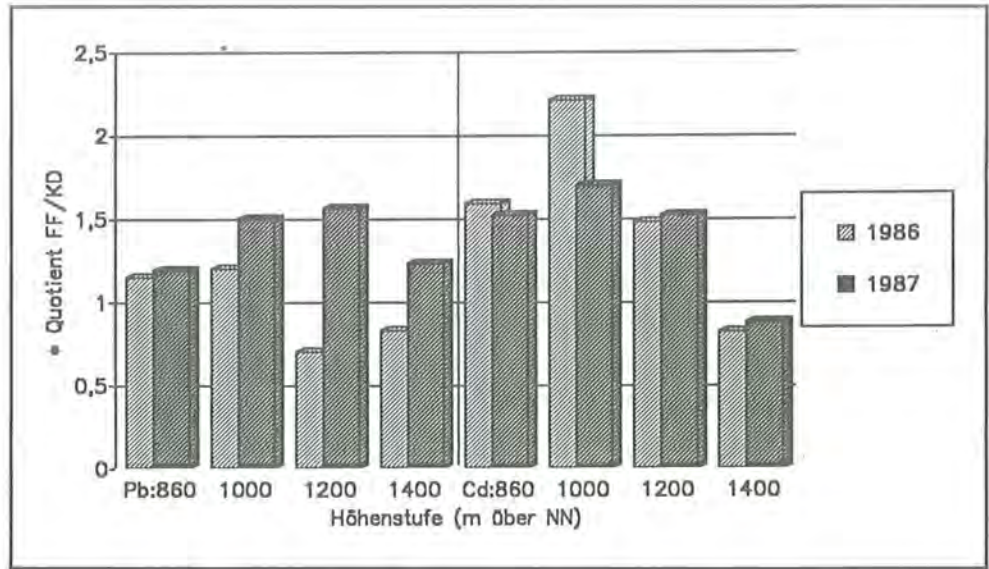
Probefläche (m ü NN)	680	860	1000	1200	1400
<b>Blei</b>					
1986	43,41	57,61	49,43	63,32	51,96
1987	44,39	60,76	51,31	53,44	54,28
<b>Cadmium</b>					
1986	1,09	0,90	1,17	0,87	2,54
1987	1,38	1,45	1,26	1,82	2,55

Ein Vergleich der Depositionsraten von Freifläche und Kronendurchlaß ist in Abb. 11 durch Quotientenbildung dargestellt. Nur in vier Fällen lag der Quotient geringfügig unter 1 was einem erhöhten Eintrag im Kronendurchlaß entspräche. In allen anderen Fällen war er mehr oder weniger über 1. Dies steht im Gegensatz zu Ergebnissen von MAYER (1981) und SCHULTZ (1985), die höhere Depositionen im Bestand fanden und dies auf Ausfilterung von Schwermetallaerosolen durch die Baumkronen zurückführten. Die Resultate aus Berchtesgaden stimmen aber mit Untersuchungen von SEEKAMP (1977) sowie



**Abb. 10:** Cd-Depositionsraten im Kronendurchlaß auf den Probeflächen des Höhenprofils.

**Abb. 11:**  
Quotienten der Pb- und Cd-Depositionsraten (\*Quotient aus Depositionsraten der Freifläche (FF)/Depositionsraten im Kronendurchlaß (KD).



BLOCK und BARTELS (1985) überein. Die eigenen Befunde legen den Schluß auf einen überwiegenden Schwermetalleintrag durch nasse Deposition nahe, d.h. Ablagerungen von Schwermetallpartikeln auf der Nadeloberfläche während regenfreier Perioden, dürften im Untersuchungsgebiet von untergeordneter Rolle sein

d) Blei und Cadmium im Nebel

Die in Tabelle 9 aufgeführten Schwermetallkonzentrationen in Nebeltropfen weisen für Blei kaum Differenzen in den verschiedenen Höhenstufen aus.

**Tab.9: Mittlere Blei- und Cadmiumkonzentrationen im Nebel ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ) (FF = Freifläche, BST = Bestand).**

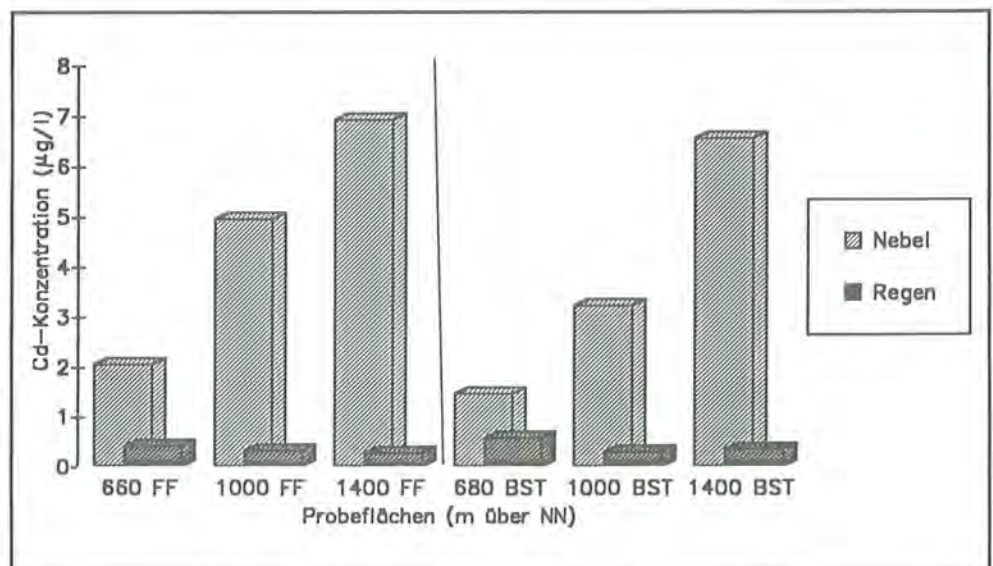
Probe- fläche (m ü. NN)	660 FF	680 BST	1000 FF	1000 BST	1400 FF	1400 BST	1550 FF
<b>Blei</b>							
1986	20,90	19,19	16,57	15,17	22,42	12,68	19,45
1987	19,78	19,38	18,54	19,24	27,45	16,66	—
<b>Cadmium</b>							
1986	3,21	1,62	5,62	3,10	4,00	2,66	1,93
1987	2,09	1,50	5,00	3,26	6,96	6,58	—

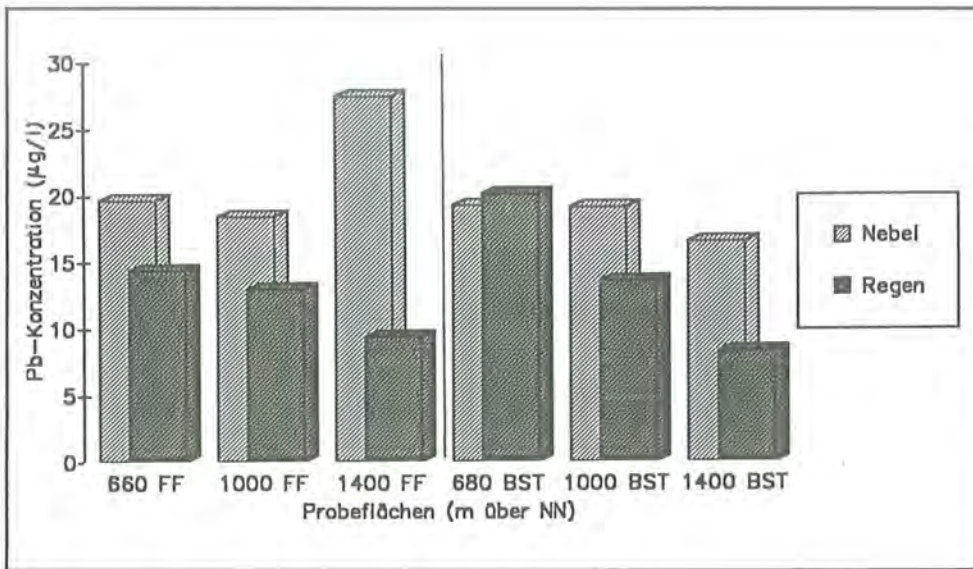
Die Cadmiumanalysen erbrachten im Vergleich zu Pb größere Schwankungen. Besonders bei den 1987 gewonnenen Proben ergaben sich für die höher gelegenen Meßstellen erhöhte Konzentrationen. Statistisch absichern lassen sich diese Unterschiede allerdings nicht.

Literaturdaten belegen, daß die Werte im Nationalpark als relativ niedrig einzustufen sind. SCHRIMPFF et al. (1984) bestimmten im Frankenwald 33 bis 1090 ppb Blei und 0,6 bis 36 ppb Cadmium im Nebelniederschlag. Auf dem Kleinen Feldberg konnten etwa 375 ppb Pb und 10 ppb Cd gemessen werden (GROSCH und SCHMITT 1985).

Die Elementgehalte im Nebelwasser lagen fast ausschließlich über denen des Regenniederschlages (Abb. 12 und 13). Sehr deutlich traten diese Unterschiede bei Cadmium zutage, während die Bleikonzentrationen für beide Depositionsarten je nach Meßstation mehr oder weniger differierten. Die Ursache könnte einerseits in dem für die Aufnahme von Spurenstoffen günstigen Oberflächen/Volumenverhältnis, andererseits in dem im Vergleich zu den Wolken geringeren Wassergehalt des Nebels zu suchen sein.

**Abb. 12:**  
Cadmiumkonzentrationen in Nebel und Regen (FF = Freifläche, BST = Bestand).





**Abb. 13:**  
Bleikonzentrationen  
in Nebel und Regen  
(FF = Freifläche,  
BST = Bestand).

Die Gegenüberstellung der Schwermetallmengen in Regen und Nebel verdeutlicht, daß im Tal nur geringe, auf der höchst gelegenen Depositionsmeßstelle jedoch die markantesten Konzentrationsdifferenzen auftraten. Da die eingesetzten Sammeleinrichtungen nicht nur Nebeltröpfchen sondern auch schräg einfallenden Regen aufnehmen, legen die Resultate den Schluß auf einen vergleichsweise größeren Anteil von Regenereignissen an den aufgefangenen Depositionen in den unteren Lagen nahe.

**Tab. 10: Mittlere Blei- und Cadmiumkonzentrationen ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ) im Humussickerwasser sowie Flußraten ( $\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) im Humussickerwasser.**

Probefläche (m ü. NN)	680	1000	1200	1400
<b>Blei</b>				
Konzentrationen	12,34	3,65	17,81	23,15
Flußraten	20,03	12,15	40,83	82,18
<b>Cadmium</b>				
Konzentrationen	1,27	0,68	2,34	2,74
Flußraten	2,13	2,17	5,66	10,45

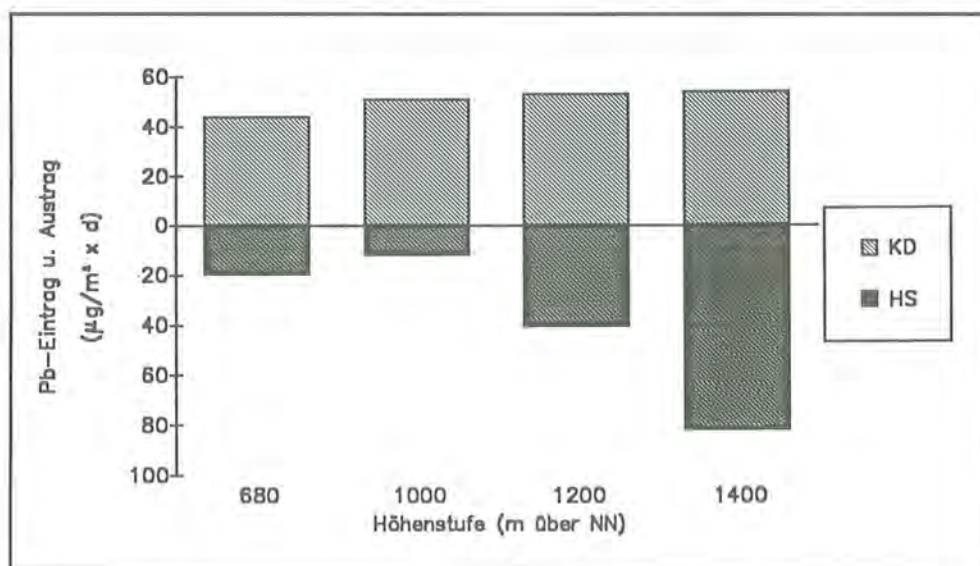
#### e) Blei und Cadmium im Humussickerwasser

Die durch Kleinlysimeter ermittelten Blei- und Cadmiumgehalte im Humussickerwasser sowie die daraus resultierenden Flußraten sind in Tabelle 10 aufgeführt.

Trotz beachtlicher Kontamination der Humusauflage (Pb bis ca. 115ppm, Cd bis 5ppm) enthielt das Humussickerwasser nur geringe Gehalte (ppb-Bereich) der beiden Schwermetalle.

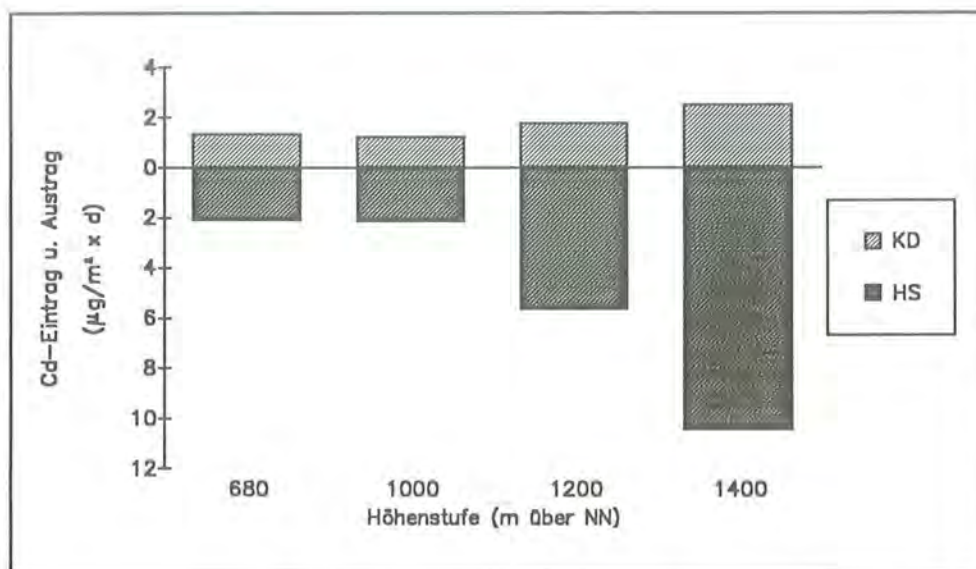
Beim Vergleich der Flußraten mit dem Eintrag durch den Niederschlag im Bestand (Abb. 14 und 15), kann für Blei eine Abnahme (Ausnahme Probefläche

1400m Seehöhe) für Cadmium jedoch eine Zunahme während der Passage durch die organische Auflage des Bodens konstatiert werden. Im Fall des Bleis deuten diese Resultate eine Festlegung an Bodenkomponenten an. Bei Cadmium ist offensichtlich ein Durchdringen bis in die unterste Humusaufgabe gegeben, was auf eine Verlagerung von löslichen Cd-Verbindungen bzw. auf eine erschöpfte Fixierungskapazität der oberen Bodenschichten schließen läßt. Aufgrund des geologischen Substrates und den daraus resultierenden hohen pH-Werten dürfte jedoch eine erneute Festlegung in tieferen Bodenschichten zu erwarten sein.



**Abb. 14:**  
Gegenüberstellung der  
Pb-Depositionsraten  
durch den Niederschlag  
und der Flußraten  
mit dem Humussickerwasser  
(KD = Kronendurchlaß,  
HS = Humussickerwasser).

**Abb. 15:**  
Gegenüberstellung der Cd-Depositionsraten durch den Niederschlag und der Flußraten mit dem Humussickerwasser (KD = Kronendurchlaß, HS = Humussickerwasser).



## 5.2 Blei- und Cadmiumgehalt von Pflanzen und Böden

Zur Beurteilung der Schwermetallkonzentrationen einzelner Kompartimente eines Bergwaldökosystems sind in Tabelle 12 und 13 die mittleren Blei- und Cadmiumgehalte von sechs Entnahmeterrainen auf den Flächen des Höhenprofils dargestellt. In den Tabellen A 3 und A 4 im Anhang sind bei der Gegenüberstellung der Schwermetallgehalte von insgesamt drei Vegetationsperioden auch die Ergebnisse der Flächen Eckau und Büchsenkopf berücksichtigt. Die Tabellen A 5 und A 6 weisen die Variationskoeffizienten zwischen den Probenahmen aus.

Aus den Aufstellungen geht hervor, daß in den verschiedenen Pflanzenorganen und Bodenhorizonten recht unterschiedliche Blei- und Cadmiumkonzentrationen gemessen werden konnten. Blei war in den Blättern der Baumschicht am geringsten und in denen der Mooschicht am stärksten angereichert; die höchsten Cadmiumkonzentrationen wiesen Vertreter der Krautschicht auf. Bei der Betrachtung der verschiedenen Pflanzenspecies können derartige Unterschiede durchaus mit unterschiedlichem Akkumulationsvermögen z. B. durch abweichende Oberflächenbeschaffenheit der Blätter oder unterschiedliche Aufnahme (vor allem von Cd) über die Wurzel erklärt werden.

Von Fichten wurden sowohl Nadeln aus der Baumschicht als auch von Jungpflanzen der Zwergstrauchschicht (20 bis 30cm große Exemplare) untersucht, wobei die Nadeln der Strauchschicht höhere Blei- und Cadmiumgehalte als die Baumschicht zeigten. Bedeutsam hierfür dürfte die Lage des Wurzelhorizontes im Boden sein; besonders bei Cadmium, das mehr oder weniger gut über die Wurzeln aufgenommen werden kann. Im Falle von *Picea abies* kann davon ausgegangen werden, daß die Altfichten in tieferen, geringer kontaminierten Bodenhorizonten wurzeln als die Jungfichten.

Beim Vergleich der gemessenen Schwermetallgehalte mit Untersuchungsergebnissen aus anderen Regi-

**Tab. 11: Schwermetallgehalt in Blättern (Bl.) und Wurzeln verschieden belasteter Regionen (Angaben in ppm TS).**

Autor	Pflanzenart	Pb-Gehalt unbelastet/belastet	Cd-Gehalt unbelastet/belastet
TYLER (1972) Zentralschweden	<i>Picea abies</i> 1. Nadeljahrgang		0,2/0,6
	<i>Vaccinium myrtillus</i> Bl.		0,3/4,4
KAZMIERCZAKOWA (1975) Polen	<i>Vaccinium myrtillus</i> Bl. Wurzeln	-/235 -/620	
HECHT (1983) BRD	<i>Vaccinium myrtillus</i> Bl.	0,4-1,8/1,8-60	
STEBUBING (1987) Heide	<i>Vaccinium myrtillus</i> Bl. <i>Dicranum scoparium</i>	8/- 37/-	0,8/- 0,5/-

onen (Tab. 11) kann die Belastung der oberirdischen Pflanzenteile vor allem durch Blei im Nationalpark als gering eingestuft werden. Für unbelastete Standorte werden je nach Pflanzenart bis 20ppm Blei und 0,1 bis 1 ppm Cadmium angegeben; an Belastungsstandorten können Blätter über 100ppm Blei und 4ppm Cadmium aufweisen.

In der Fichtenborke fanden sich bis zu 25fach höhere Blei- und bis 10fach höhere Cadmiumkonzentrationen als in den Nadeln. Erklärbar werden diese Anreicherungen, wenn berücksichtigt wird, daß a) die Borke über längere Zeiträume hinweg Umweltbelastungen ausgesetzt ist, b) ihre Oberflächenbeschaffenheit die Adsorption von luftgetragenen partikulären Substanzen begünstigt und c) durch Stammablaufwasser Schadstoffe angelagert werden können.

In der lebenden Phytomasse wiesen die Wurzeln mit Werten bis 38ppm die höchsten Bleiwerte auf; der Cadmiumgehalt der Wurzeln (max. 8,3ppm) wurde nur von dem in den Fruchtkörpern von Basidiomyceen übertroffen.

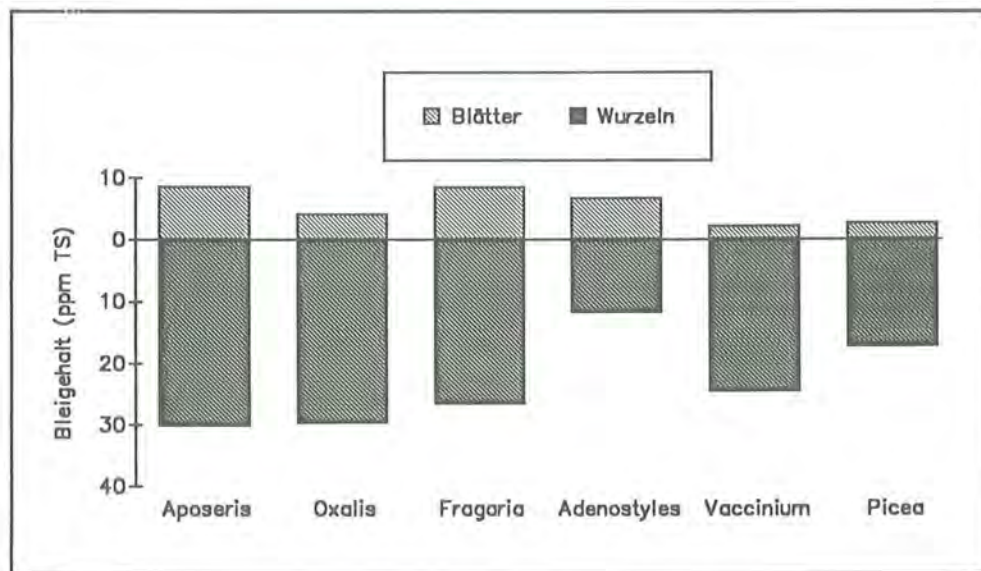
Wie beim Blattmaterial zeigten auch die Wurzeln der untersuchten Arten sehr unterschiedliche Schwermetallgehalte, die mit artspezifischen und standörtlichen Faktoren zusammenhängen dürften. Innerhalb einer

Gattung (*Adenostyles*), ergaben sich für die beiden untersuchten Arten deutliche Unterschiede in den Schwermetallgehalten. Unter den Kräutern zeichneten sich Walderdbeere (*Fragaria vesca*) und Sauerklee (*Oxalis acetosella*) durch hohe Wurzelkontamination beider Metalle aus. Als Ursache hierfür könnten einerseits in unterschiedlichen Bodenhorizonten gelagerte Wurzeln und andererseits verschiedene Wurzeldurchmesser innerhalb des Artenspektrums in Betracht kommen. Während *Fragaria* und *Oxalis* in der mehr oder weniger sauren Humusaufgabe wurzeln und über sehr feine Wurzeln ( $\varnothing \leq 1\text{ mm}$ ) verfügen, konnte für *Adenostyles* ein Eindringen der Wurzeln bis in den skelettreichen  $A_{IV}/C_V$ -Horizont des Bodens festgestellt werden. Obwohl bei letztgenannter Art auch Wurzeln mit einem Durchmesser  $\leq 2\text{ mm}$  als Probematerial gewonnen wurden, waren sie doch kräftiger als die der beiden anderen Arten. Es ist nicht auszuschließen, daß beim Ausgraben der Pflanzen ein Teil der Feinwurzeln und Wurzelhaare im Boden verblieben ist.

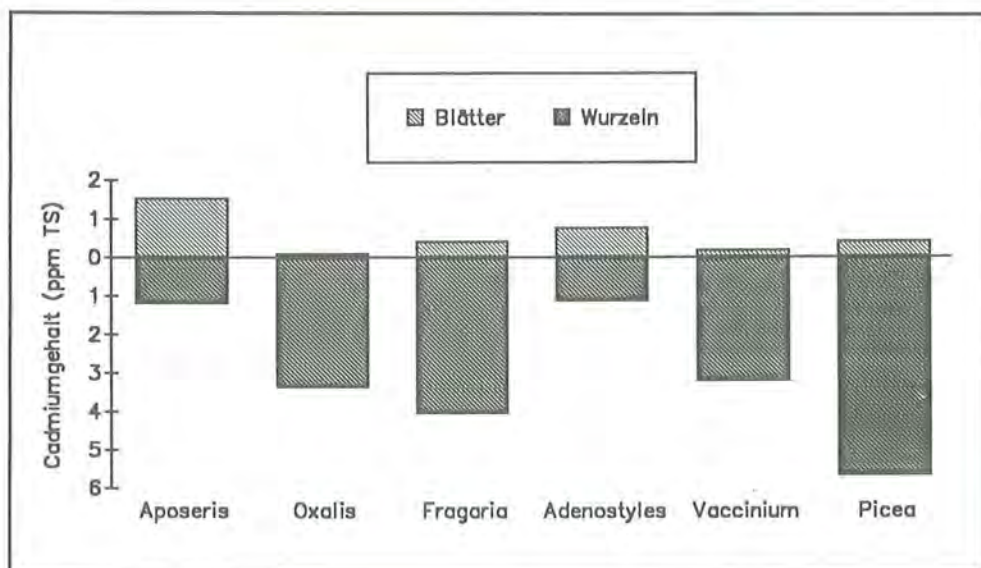
Auf unterschiedliche Schwermetallkonzentrationen von Wurzeln verschiedener Stärken weisen auch VAN HOOK et al. (1977) hin, deren Untersuchungen jedoch besonders markante Differenzen im Bleigehalt ergaben. Auch FANGMEIER et al. (1986) disku-

tieren unterschiedliche Pb-Konzentrationen in Fein- und Grobwurzeln und folgern, daß die Bleiaufnahme nur im Feinwurzelbereich bzw. der Wurzelhaarzone stattfindet und Transportprozesse innerhalb der Pflanzen von untergeordneter Rolle sind. Beim Vergleich der Schwermetallkonzentrationen der Wurzeln mit denen der Blätter (Abb. 16 und 17) innerhalb einer Pflanzenart fällt auf, daß beim Alpendost (*Adenostyles*) die Blei- und Cadmiumwerte zwischen Wurzel und Blatt kaum abweichen (z. T. sind die Cd-Blattgehalte höher als die der Wurzeln), während beim Sauerklee eine den Blattgehalten gegenüber bis 10fache Pb-Anreicherung und bis ca. 50fache Cadmiumanreicherung in den Wurzeln bestimmt werden konnte. Inwieweit solche Kontraste genetisch bedingt sind, vermag diese Arbeit nicht zu klären. Es wäre jedoch denkbar, daß neben der genetischen Variabilität der großblättrige, behaarte Alpendost einerseits eine effektive Auffangfläche für feuchte und trockene Schwermetalldepositionen bildet, und andererseits durch die große Oberfläche ein erhöhter Transpirationsstrom und Cd-Transport in die Blätter bedingt ist. Es sei nochmals darauf verwiesen, daß ungewaschene Blattproben analysiert wurden.

Die untersuchten Früchte von Walderdbeere, Heidelbeere und Seidelbast besaßen einen Bleigehalt von



**Abb. 16:** Pb-Gehalt von Blättern und Wurzeln verschiedener Waldbodenpflanzen der Probefläche in 1200m ü. NN.



**Abb. 17:** Cd-Gehalt von Blättern und Wurzeln verschiedener Waldbodenpflanzen der Probefläche in 1200m ü. NN.



0,3 bis 1,1 ppm und waren damit am geringsten kontaminiert. Die Cd-Konzentrationen variierten zwischen 0,1 und 0,4 ppm und lagen somit nur geringfügig unter den Blattgehalten. Die inoffiziellen Grenzwerte für pflanzliche Lebensmittel des Bundesgesundheitsamtes (1979), weisen für Obst 0,5 ppm Blei und für Cadmium 0,05 ppm bezogen auf das Frischgewicht aus. Diese Grenze wurde bei den untersuchten Früchten – bei einer pauschalen Annahme von etwa 10% Trockensubstanz in der Frischmasse (VDI 1984) – von beiden Schwermetallen nicht überschritten. Die Cd-Werte liegen allerdings schon sehr nahe an diesen Orientierungswerten für Höchstwerte in pflanzlichen Lebensmitteln.

Tab. 12: Durchschnittlicher Bleigehalt der Vegetations- und Bodenproben während des Untersuchungszeitraumes 1986 (in ppm TS).

Probenfläche (m ü. NN)	680	860	1000	1200	1400	1550
<b>Blätter</b>						
<b>Baumschicht</b>						
Picea abies 2. NJ	1,8	1,5	1,7	1,5	1,3	–
<b>Strauchschicht</b>						
Acer pseudoplatanus	1,4	2,8	2,7	2,0	–	2,1
Daphne mezereum	1,6	1,4	–	–	2,0	2,1
Picea abies 2. NJ	2,4	2,9	2,4	2,8	5,1	2,1
Vaccinium myrtillus	–	3,2	2,7	2,4	3,6	3,3
<b>Krautschicht</b>						
Adenostyles alliariae	–	–	–	6,9	9,3	–
A. glabra	–	3,6	4,6	–	–	5,2
Aposeris foetida	5,7	8,3	6,6	8,8	7,3	8,8
Fragaria vesca	5,9	5,8	5,8	8,7	–	–
Oxalis acetosella	4,2	3,5	3,8	4,3	5,6	5,9
<b>Moosschicht</b>						
Dicranum scoparium grün	13,4	26,0	24,1	26,1	24,2	23,5
braun	22,7	32,2	34,9	39,7	42,7	30,3
Polytrichum formosum grün	14,9	14,3	12,3	17,6	13,5	12,6
braun	19,4	23,8	23,3	28,4	26,6	20,7
<b>Borke</b>						
Picea abies	24,5	40,6	20,9	18,8	12,7	21,7
<b>Wurzeln</b>						
Adenostyles alliariae	–	–	–	11,9	13,5	–
A. glabra	–	3,0	6,5	–	–	7,8
Aposeris foetida	8,5	19,6	23,2	30,3	18,0	21,8
Fragaria vesca	15,2	20,8	20,3	26,7	–	–
O. acetosella	15,6	22,9	38,2	29,8	37,6	37,7
Picea abies	–	–	–	–	–	–
Strauchschicht	13,7	16,7	12,0	17,4	19,4	23,8
Vaccinium myrtillus	–	19,0	17,3	24,7	36,4	24,6
<b>Früchte</b>						
Daphne mezereum	0,4	0,3	–	–	0,4	0,4
Fragaria vesca	0,4	0,6	0,8	0,4	–	–
Vaccinium myrtillus	–	0,5	0,5	1,1	0,4	0,4
<b>Bodenhorizonte</b>						
O <sub>L</sub> P. abies	20,9	–	19,6	26,3	30,1	36,9
O <sub>H</sub>	41,1	86,8	58,3	–	98,2	80,8
O <sub>H</sub> /A <sub>h</sub>	–	–	–	113,5	–	–
A <sub>h</sub>	54,4	36,9	60,6	–	32,9	54,6
A <sub>h</sub> /C <sub>v</sub>	–	10,3	22,1	26,3	19,2	–

Im Boden zeigte sich eine deutliche Abstufung der Blei- und Cadmiumkontamination in den verschiedenen Horizonten. In der Fichtenstreu konnten ein Bleigehalt von 20 bis 37 ppm und Cd-Konzentrationen von 0,6 bis 1,5 ppm ermittelt werden. Damit lagen die Werte in der Streu erheblich über denen des leben-

Tab. 13: Durchschnittlicher Cadmiumgehalt der Vegetations- und Bodenproben während des Untersuchungszeitraumes 1986 (in ppm TS).

Probenfläche (m ü. NN)	680	860	1000	1200	1400	1550
<b>Blätter</b>						
<b>Baumschicht</b>						
Picea abies 2. NJ	0,07	0,05	0,07	0,09	0,13	–
<b>Strauchschicht</b>						
Acer pseudoplatanus	0,06	0,02	0,15	0,18	–	0,15
Daphne mezereum	0,13	0,29	–	–	0,58	0,86
Picea abies 2. NJ	0,13	0,24	0,30	0,44	0,28	0,15
Vaccinium myrtillus	–	0,21	0,19	0,22	0,41	0,33
<b>Krautschicht</b>						
Adenostyles alliariae	–	–	–	0,79	1,26	–
A. glabra	–	1,10	1,17	–	–	0,81
Aposeris foetida	0,60	1,25	1,01	1,55	1,97	1,88
Fragaria vesca	0,24	0,21	0,27	0,44	–	–
Oxalis acetosella	0,10	0,12	0,22	0,13	0,13	0,17
<b>Moosschicht</b>						
Dicranum scoparium grün	0,39	0,65	0,75	0,71	1,00	0,51
braun	0,42	0,59	0,71	0,69	1,11	0,53
Polytrichum formosum grün	0,49	0,68	0,60	0,89	0,76	0,79
braun	0,39	0,52	0,51	0,73	0,64	0,54
<b>Borke</b>						
Picea abies	0,24	0,62	0,84	0,79	1,39	0,61
<b>Wurzeln</b>						
Adenostyles alliariae	–	–	–	1,14	1,86	–
A. glabra	–	0,53	0,71	–	–	0,96
Aposeris foetida	0,74	0,96	1,22	1,20	2,33	1,87
Fragaria vesca	2,06	2,17	3,20	4,05	–	–
O. acetosella	3,58	1,34	2,30	3,38	8,30	2,33
Picea abies	–	–	–	–	–	–
Strauchschicht	3,45	1,29	1,84	5,68	6,41	2,85
Vaccinium myrtillus	–	1,69	2,61	3,22	5,96	6,43
<b>Früchte</b>						
Daphne mezereum	0,25	0,10	–	–	0,38	0,31
Fragaria vesca	0,21	0,20	0,23	0,23	–	–
Vaccinium myrtillus	–	0,19	0,18	0,21	0,28	0,23
<b>Bodenhorizonte</b>						
O <sub>L</sub> P. abies	0,56	–	1,45	0,76	1,23	0,60
O <sub>H</sub>	1,51	2,76	1,33	–	3,33	2,92
O <sub>H</sub> /A <sub>h</sub>	–	–	–	5,10	–	–
A <sub>h</sub>	1,40	3,67	1,15	–	7,55	4,25
A <sub>h</sub> /C <sub>v</sub>	–	1,14	0,73	3,30	1,49	–

den Nadelmaterials (Anreicherungsfaktoren: Pb bis 23; Cd bis 20). Für erstgenanntes Element könnte die Anreicherung in der Streu zum Teil auf die Steigerung des Bleigehaltes in Fichtennadeln mit zunehmendem Alter der Nadeln (vgl. Kapitel 5.2.1) zurückzuführen sein. Die Cadmiumkonzentrationen in den verschiedenen Nadeljahrgängen der Fichte wichen jedoch kaum voneinander ab. Für beide Schwermetalle sind Bindungsprozesse während der Streuzersetzung anzunehmen. RÜHLING und TYLER (1971, zit. nach NILSSON 1972) diskutieren eine Schwermetallaufnahme aufgrund passiver Sorptionsvorgänge durch die mehr oder weniger abgebaute Blattoberfläche (Cuticula) in der Streuauflage. Der höchste Bleigehalt (bis zu 114 ppm) fanden sich im O<sub>H</sub>-Horizont, während ein maximaler Cd-Gehalt (7,6 ppm) im A<sub>h</sub>-Horizont auftrat. Für die untersuchten Schwermetalle erwiesen sich somit der O<sub>H</sub>- und A<sub>h</sub>-Horizont des Bodens als Senke im Ökosystem. Bezogen auf die Fichtenstreu ergaben sich für die beiden Elemente folgende Erhöhungsfaktoren entlang des Bodenprofils:

Blei  $O_L : O_H : A_h = 1 : 3 : 1,8$   
 Cadmium  $O_L : O_H : A_h = 1 : 3 : 4,0$

Die Akkumulation der beiden Schwermetalle in den durch Humusstoffe angereicherten Bodenhorizonten dürfte hauptsächlich durch Festlegung beider Metalle an organische Bodenkomponenten begründet sein. (Im Kapitel 5.4 werden derartige Prozesse näher erläutert.)

Ein Vergleich der Schwermetalle im Boden mit denen der Phytomasse verdeutlicht, daß Bleiverbindungen nur in geringen Mengen von den Pflanzen aufgenommen und in den Sproß transportiert werden.

Blei: Boden » Wurzeln  $\geq$  Blätter » Früchte  
 Cadmium: Boden = Wurzeln » Blätter = Früchte

Das mobilere Element Cadmium konnte jedoch in größerem Umfang in Blätter bzw. generative Pflanzenteile eingelagert werden.

Die Pflanzenverfügbarkeit von Schwermetallen im Boden wird wesentlich von der Bodenreaktion beeinflusst. In Tabelle 14 sind die Ergebnisse der pH-Wertmessungen im Boden aufgeführt.

Tab. 14: pH-Werte in der  $CaCl_2$ -Suspension der Böden.

Probenfläche (m ü. NN)	680	860	1000	1200	1400	1550
$O_H$ -Horizont	6,0± 1,2	6,6± 1,0	3,5± 0,7	4,5± 0,8	4,2± 1,1	4,1± 0,7
Mineralboden bis 10cm	7,0± 1,7	7,3± 1,8	5,1± 1,5	7,6± 1,9	7,0± 1,3	6,8± 1,1
bis 20cm	7,6± 1,6	7,8± 0,7	7,8± 0,8	—	7,5± 1,0	7,0± 0,8

Werte um den Neutralpunkt im Mineralboden waren aufgrund des geologischen Substrates (Kalk) zu erwarten. Im  $O_H$ -Horizont lagen die pH-Werte jedoch bis zu 3,1 Einheiten tiefer.

Eine Beurteilung der Bodenkontamination und ein Vergleich mit Angaben in der Literatur ist nur schwer möglich, da unterschiedliche Bodeneigenschaften (pH-Wert, Humus- und Tongehalt) und der daraus resultierende Schwermetall-Transfer Boden/Pflanzen einbezogen werden müßten. Allerdings werden im Untersuchungsgebiet Richtwerte (Pb:100ppm; Cd:3ppm) für Böden, die als Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte in Kulturböden angegeben sind (KLOKE 1980), für Blei erreicht und bezüglich Cadmium zum Teil beachtlich überschritten.

Beim Vergleich der Probeflächen untereinander anhand der Standortvegetation und der Bodenproben ergaben sich für die einzelnen Kompartimente die in Tabelle 15 dargestellten signifikanten Unterschiede:

Signifikante Unterschiede zeigten sich vor allem für das Areal in 1400m Seehöhe im Vergleich zu den tiefer gelegenen Flächen.

Tab. 15: Signifikante Unterschiede (Rangvarianzanalyse) im Blei- und Cadmiumgehalt von Boden und Pflanzen der Probeflächen.

Probefläche (m ü. NN)	680	860	1000	1200
1200		Pb*** Boden	Cd*** Boden	
1400	Cd*** Boden		Cd**** Boden	Pb* Boden
				Pb*** Boden
	Cd* Blätter	Cd*** Wurzeln	Cd*** Wurzeln	
1550	Pb** Wurzeln			

\* p = 10%; \*\* p = 5%; \*\*\* p = 1%; \*\*\*\* p = 0,1%  
 (Auf die Darstellung von nicht signifikanten Beziehungen wurde verzichtet).

Die Fruchtkörper der Basidiomyceten, welche innerhalb weniger Tage heranwachsen, besaßen Bleigehalte zwischen 2 und 14ppm. Die Cadmiumkonzentrationen mit bis zu 40ppm weisen ein ausgeprägtes Aneignungsvermögen der Fruchtkörper gegenüber diesem Schwermetall aus. Eine detaillierte Aufstellung der untersuchten Pilzarten findet sich in Tabelle A 7. In Tabelle 16 sind die Werte für die untersuchten Fruchtkörperteile zweier Gattungen dargestellt.

Tab. 16: Pb- und Cd-Gehalt in Pilzen der Gattungen Cortinarius und Lactarius (Angaben in ppm TS).

Art/Fundort	angegeben in (m ü. NN)	Blei		Cadmium	
		Schirm	Stiel	Schirm	Stiel
<b>Cortinarius</b>					
brunneus	(1550)	0,56	1,38	40,49	9,45
collinitus	(1400)	2,98	5,43	21,87	6,53
hinnuleus	(1400)	0,99	17,44	18,85	4,33
oclorites	(1400)	2,14	4,33	23,72	6,47
odorifer	(1000)	2,20	1,73	7,00	2,16
varius	(1000)	1,18	2,21	17,69	2,54
<b>Lactarius</b>					
acris	(1000)	3,26	4,13	1,36	0,27
detririmus	(860-1200)	1,0-2,8	2,1-5,6	1,7-3,1	0,7-1,5
scrobiculatus	(860-1400)	1,0-2,2	7,0-7,1	3,0-3,3	1,2-2,2

Die Analysen erbrachten, daß die Schwermetallkonzentrationen in Pilzen offensichtlich artspezifisch sind. Innerhalb der breiten Palette der untersuchten Pilzspecies fielen Arten der Gattung Cortinarius auf, die in hohem Maße Cadmium akkumulierten. Dagegen konnten für Lactarius-Arten deutlich geringere Werte registriert werden. Eine solche art- und gattungsspezifische Affinität von Pilzen gegenüber Cadmium geht auch aus Untersuchungen von FLECKENSTEIN (1979) und SEEGER (1978) hervor.

In den Pilzfruchtkörpern wurde Cadmium im Schirm bis zu 5 mal stärker angereichert als im Stiel; die Bleiverteilung war weniger eindeutig. Zwar deutet Tabelle 16 auf einen Trend zur Bleianreicherung im Stiel der Pilze, dies läßt sich aber bei Einbezug aller separierten Proben nicht generalisieren.

Ein Vergleich der ermittelten Schwermetallkonzentrationen mit anderen Untersuchungen ist aufgrund

der erörterten Artspezifität nur bedingt möglich. BYRNE et al. (1976) fanden bei einer Bodenkontamination von ca. 1ppm in *Lactarius scrobiculatus* 0,59ppm Cadmium und für den Steinpilz (*Boletus edulis*) 3,5ppm. SEEGER (1978) konnte in *Cortinarius hinnuleus* 3,2ppm und für *Lactarius deterrimus* 1,2ppm Cadmium bestimmen.

Insgesamt betrachtet, dürfte unter Berücksichtigung der Expositionszeit für einwirkende Luftschadstoffe und der Tatsache, daß die Pilze gewaschen verarbeitet wurden, die Aufnahme von Cd-Ionen über das Pilzmycel den größten Anteil des gemessenen Gehalts in den Fruchtkörpern einnehmen.

### 5.2.1 Zeitliche Veränderungen im Schwermetallgehalt von Pflanzen

#### a) Änderung im Verlauf der Vegetationsperiode

Generell zeigte sich, daß die Bleikonzentrationen im Blattmaterial im Verlauf der Vegetationsperiode anstiegen, wie es in Abb. 18 exemplarisch für die Probenfläche in 1200m Seehöhe dargestellt ist. Der Cadmiumgehalt dagegen war für die Mehrzahl der untersuchten Pflanzenarten kaum derartigen zeitlichen Variationen unterworfen. Dieses elementspezifische Akkumulationsvermögen kann am ehesten mit der unterschiedlichen Mobilität der beiden Umweltgifte innerhalb der Pflanzen erklärt werden. Während die gemessenen Pb-Konzentrationen weniger auf die Aufnahme über die Wurzeln, sondern im wesentlichen auf atmosphärische Depositionen zurückzuführen sein dürften, kann die pflanzliche Aufnahme bodenbürtigen Cadmiums nicht vernachlässigt werden. Eine mit zunehmender Expositionsdauer ansteigende Schwermetallablagerung auf den Blättern tritt deshalb nur in geringerem Ausmaß zutage, wenn Aufnahme-, Transport- und Verlagerungsprozesse innerhalb der Pflanze hinzukommen.

Auch bei den exponierten Graskulturen (Tab. 17) war tendenziell ein Anstieg des Bleigehalts mit steigender Expositionsdauer zu beobachten, die Cd-Konzentrationen variierten kaum.

Tab. 17: Blei- und Cadmiumgehalt von exponierten Graskulturen (*Lolium multiflorum*) an verschiedenen Meßstationen (Angaben in ppm TS).

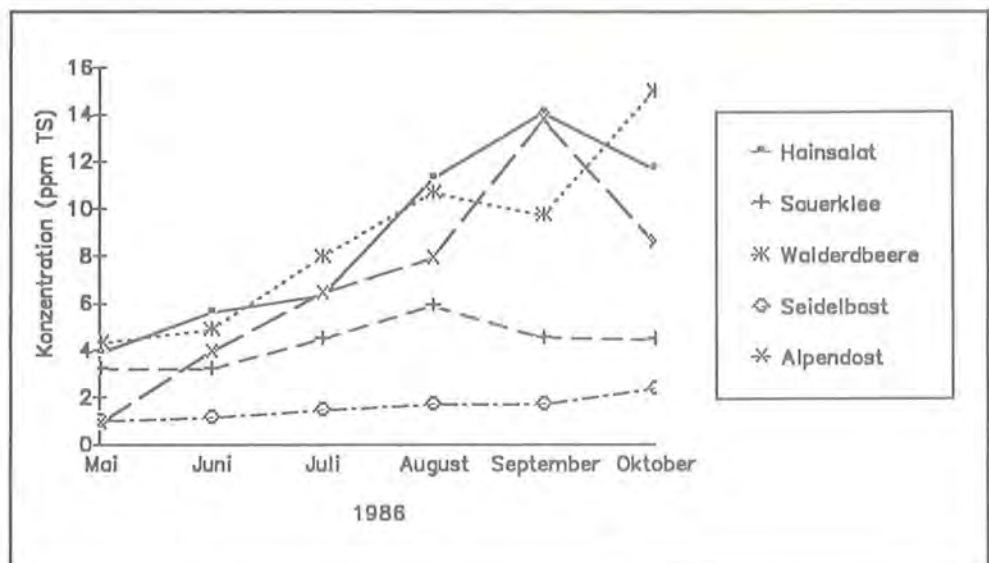
Probenfläche (m ü. NN)	680	860	1000	1200	1400	1550
<b>Blei</b>						
17.6.86	2,40	2,04	2,00	2,09	2,01	2,06
16.7.86	2,80	1,69	1,42	1,92	1,92	1,43
7.8.86	2,43	2,23	1,93	3,64	3,44	4,69
4.9.86	4,31	3,75	3,13	4,05	4,43	—
<b>Cadmium</b>						
17.6.86	0,17	0,14	0,22	0,18	0,18	0,21
16.7.86	0,16	0,15	0,11	0,10	0,14	0,21
7.8.86	0,17	0,12	0,11	0,13	0,12	0,11
4.9.86	0,18	0,12	0,07	0,09	0,08	—

Da im Gegensatz zum passiven Monitoring eine Schwermetallaufnahme über die Wurzeln ( vor allem für Cd) bei den in Einheitserde exponierten Graskulturen weitgehend ausgeschlossen werden kann, legen diese Resultate den Schluß auf nur geringe Trokkenalagerungsmengen der beiden Spurenmetalle nahe. Als Normalgehalt in *Lolium* geben PRINZ und SCHOLL (1975) 2,4ppm Pb und 0,3ppm Cd an. In belasteten Gebieten konnten Bleikonzentrationen von mehr als 40ppm und ein Cd-Gehalt von über 0,9ppm gemessen werden (STEUBING et al. 1983). Wird bedacht, daß die Schwermetallaufnahme über die Blattfläche gering ist und sedimentierte Stäube leicht abgewaschen werden, sind die niedrigen Schwermetallgehalte bei Berücksichtigung der hohen Niederschläge im Untersuchungsgebiet erklärbar.

#### b) Änderungen von Schwermetallkonzentrationen in Pflanzen während der Untersuchungszeiträume 1985 bis 1987

Die in Tabelle A 3 und A 4 aufgeführten Schwermetallkonzentrationen von Vertretern der Kraut- und Strauchschicht belegen, daß die Werte über drei Vegetationsperioden hinweg fast gleich blieben. Dies war auch zu erwarten, da drastische Veränderungen der Immissionsbelastung sowie der Bodenkontamination während eines solch kurzen Zeitraumes unwahrscheinlich sind.

Abb. 18: Änderung des Pb-Gehalts von Blättern verschiedener Pflanzen der Waldbodenflora im Verlauf einer Vegetationsperiode.



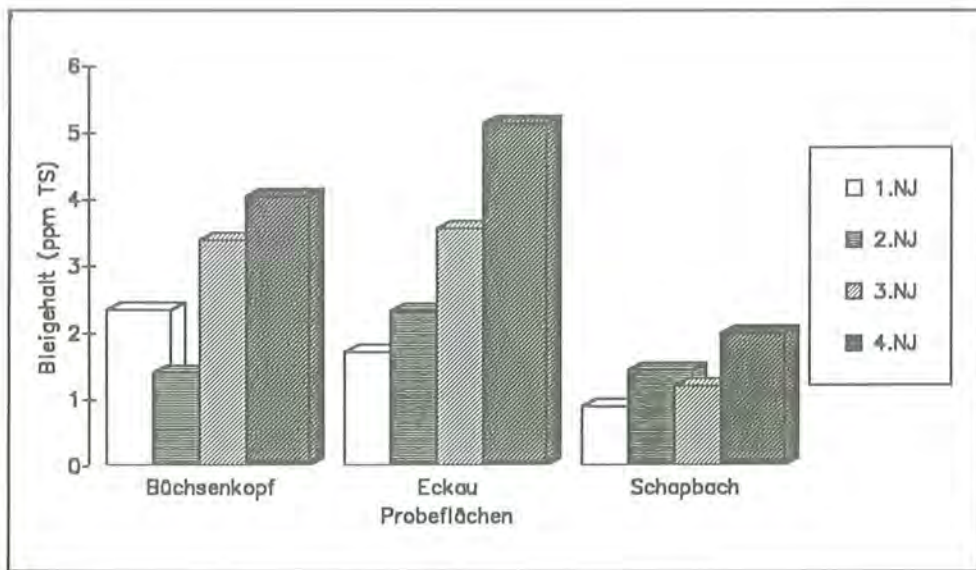


Abb. 19: Bleigehalt von Fichtennadeln unterschiedlichen Alters (Entnahmejahr 1985).

Auch der Schwermetallgehalt von Vertretern der Baumschicht (Fichte, Lärche und Bergahorn, Tab. 18) schwankte nur wenig. Bei der immergrünen Fichte war allerdings mit zunehmendem Nadelalter ein leichter Anstieg der Pb-Konzentrationen über die drei Entnahmejahre hinweg zu beobachten; deutlicher trat die Pb-Anreicherung bei den verschiedenen Nadeljahrgängen eines Entnahmejahres (Abb. 19) zutage.

Tab. 18: Blei- und Cadmiumgehalt in Fichten-, Lärchen- und Bergahornblättern (NJ=Nadeljahrgang, Angaben des Schwermetallgehalts in ppm TS).

Probefläche	Büchsenkopf			Eckau			Schapbach	
Entnahmejahr	1985	1986	1987	1985	1986	1987	1985	1986
<b>Blei</b>								
<i>Picea abies</i>	n=30	n=5	n=4	n=30	n=5	n=4	n=30	n=5
NJ86	—	0,70	1,09	—	1,30	1,61	—	0,59
NJ85	2,37	1,88	2,26	1,74	2,43	1,72	0,92	1,41
NJ84	1,43	1,64	3,53	2,35	1,96	4,06	1,64	2,07
NJ83	3,42	3,43	—	3,59	2,99	—	1,23	2,99
NJ82	4,07	—	—	5,61	—	—	2,02	—
<i>Larix decidua</i>	n=15	n=5	n=4	n=15	n=5	—	n=15	n=5
	2,64	1,73	1,14	2,28	1,65	—	2,08	1,55
<i>Acer pseudo-platanus</i>	n=15	n=5	n=4	n=15	n=5	—	n=15	n=5
	2,77	1,70	2,38	4,00	3,15	—	3,36	2,48
<b>Cadmium</b>								
<i>Picea abies</i>								
NJ86	—	0,08	0,07	—	0,08	0,07	—	0,07
NJ85	0,07	0,08	0,06	0,04	0,05	0,03	0,06	0,07
NJ84	0,06	0,09	0,05	0,05	0,09	0,03	0,05	0,07
NJ83	0,07	0,05	—	0,03	0,07	—	0,05	0,10
NJ82	0,07	—	—	0,03	—	—	0,05	—
<i>Larix decidua</i>	0,09	0,12	0,17	0,08	0,13	—	0,10	0,16
<i>Acer pseudo-platanus</i>	0,09	0,13	0,13	0,08	0,19	—	0,10	0,15

Wie bei den Standortfichten war auch bei den entlang des Höhenprofils in Töpfen ausgesetzten Klonfichten und den in Säckchen exponierten Moosen (Tab. 19) der Trend einer Bleiakкумуляtion mit zunehmender Expositionsdauer erkennbar, während bezüglich der Cd-Kontamination indifferentes Verhalten auftrat. Besonders *Hypnum cupressiforme* wies nach 18monatiger Exposition einen deutlich höheren Bleigehalt auf

als bei dem Entnahmeterrnin ein Jahr zuvor. Die Analyseergebnisse von *Hypnum cupressiforme* liegen in einer Größenordnung, wie sie auch von THOMAS und HERRMANN (1980) für Moose in den südöstlichen Bereichen Bayerns angegeben werden. Im Vergleich zu Schwerindustrieregionen Großbritanniens (ELLISON et al. 1976; Pb 42 – 172ppm, Cd 0,68 – 1,47ppm) und dem hochindustrialisierten Ruhrgebiet, (WITTIG und WERNER 1986; Pb bis über 300ppm, Cd bis über 2ppm) sind die Werte aus Berchtesgaden jedoch als gering einzustufen.

Tab. 19: Blei- und Cadmiumgehalt in exponierten Klonfichten (*Picea abies*) und im Schlafmoos (*Hypnum cupressiforme*).

Probeflächen (m ü. NN)	660		860		1000		1200		1400	
Exposition (Monaten)	6	18	6	18	6	18	6	18	6	18
<b>Blei</b>										
<i>Picea abies</i>										
NJ87		1,4		1,2		0,7		0,7		0,9
NJ86	1,8	1,7	1,3	1,8	0,7	0,9	0,7	1,0	1,1	1,2
<i>Hypnum cupressiforme</i>	27,8	33,3	23,2	41,4	16,6	36,0	21,4	57,6	21,7	25,7
<b>Cadmium</b>										
<i>Picea abies</i>										
NJ87		0,07		0,07		0,11		0,07		0,11
NJ86	0,04	0,09	0,03	0,11	0,04	0,07	0,03	0,07	0,07	0,08
<i>Hypnum cupressiforme</i>	0,75	0,55	0,66	0,71	0,31	0,62	0,76	0,65	0,51	0,67

#### c) Analyse älteren Herbarmaterials

Mit dem Ziel, einen Überblick über den Schwermetalleintrag im Alpen- und Nationalpark über mehr als ein Jahrhundert zu erhalten, wurden Herbarmoose analysiert. Die Resultate (Tab. 20 und Abb. 20) machen deutlich, daß die Belastung mit den beiden Umweltgiften in diesem Jahrhundert deutlich zugenommen hat.

Besonders hohe Bleikonzentrationen wiesen die 1963 gesammelten Moose auf, die im Vergleich zu denen des 19. Jahrhunderts um den Faktor 3,6 und bezüglich der 1985 – 87 entnommenen bis 2,6fach

Tab. 20: Mittlerer Blei- und Cadmiumgehalt von *Dicranum scoparium* in verschiedenen Zeitabschnitten (Angaben in ppm TS).

Zeitraum	1850 – 85 n = 8	1933 – 36 n = 2	1963 n = 7	1985 – 87 n = 19
<b>Blei</b>				
grüne Teile	13,5±1,4	20,1±3,7	47,6±16,4****	18,0±4,5∞
braune Teile	17,1±2,0	22,9±4,9	62,8±16,2****	27,4±8,2*∞∞
<b>Cadmium</b>				
grüne Teile	0,35±0,09	0,68±0,11	0,76±0,16***	0,70±0,12***
braune Teile	0,28±0,06	0,63±0,10	0,75±0,20***	0,69±0,19***

\* signifikante Unterschiede zur Periode 1850 – 85

∞ signifikante Unterschiede zu 1963

\*/∞ p = 10%; \*\*/∞∞ p = 5%;

\*\*\*/∞∞∞ p = 1%; \*\*\*\*/∞∞∞∞ p = 0,1%

erhöht waren. Diese Differenzen ließen sich statistisch absichern (Tab. 20). Bei Cadmium ergab die Rangvarianzanalyse signifikante Unterschiede für die 1963iger Moose sowie für die von 1985 – 87 zu denen des vorigen Jahrhunderts.

Eine Interpretation dieser Befunde aufgrund kleinräumiger industrieller Entwicklungen im eher ländlich einzustufenden Alpenpark ist kaum möglich, vielmehr scheinen großräumige Aspekte eine Rolle zu spielen. Die hohen Blei-Werte von 1963 können ein Indiz für erhöhte Bleieinträge, bedingt durch verstärkte Industrialisierung sowie einer rapiden Expansion des KFZ-Verkehrs sein. Der Abwärtstrend in den 80iger Jahren des 20. Jahrhunderts läßt sich möglicherweise mit effektiveren Filteranlagen und durch das Inkrafttreten der zweiten Stufe des Benzinbleigesetzes Anfang 1976 erklären. Der markante Anstieg der Cd-Konzentrationen nach 1885 könnte darauf zurückzuführen sein, daß Cadmium erst in unserem Jahrhundert in größerem Maß industriell genutzt wurde. Zu anderen Tendaussagen bezüglich der Pb-Gehalte kommen HÖLLWARTH und RUMP (1979) für dicotyle Pflanzen aus dem hessischen Raum und LEE und TALLIS (1973) für Moose in Großbritannien. Die genannten Autoren fanden in Herbarmaterial aus dem 19. Jahrhundert die höchsten Bleigehalte. Allerdings beziehen sich diese Untersuchungen auf industriena-

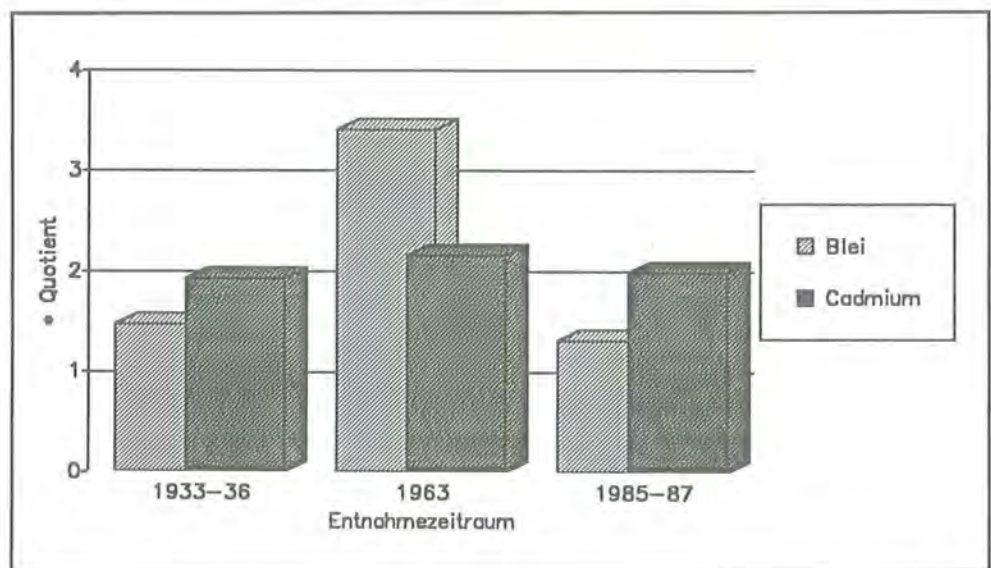
he Bereiche bzw. Industriegebiete, so daß die ermittelten Konzentrationen weniger auf Fernimmissionen sondern auf lokale Emittenten zurückzuführen sein dürften. Tendenziell gleiche Ergebnisse wie für den Nationalpark – höhere Schwermetallbelastung in der jüngeren Epoche – ergaben sich bei Jahresringanalysen an Tannen im Fichtelgebirge (SCHRIMPFF 1980). Auch Untersuchungen von ZIEGLER (1978), der Herbarpflanzen aus der Zeit vor der Motorisierung mit Pflanzen der Gegenwart aus stark verkehrsbelasteten Gebieten verglich, erbrachten erheblich höhere Bleikonzentrationen im jüngeren Pflanzenmaterial. Als Relation von unbelasteten (vor der Motorisierung) zu belasteten (Gegenwart) Pflanzen gibt der Autor 1:275 an.

### 5.3 Blei und Cadmium in Tieren

In den Tabellen 22 und 23 ist der Blei- und Cadmiumgehalt der verschiedenen Tiergruppen, die 1986 auf den Probeflächen entlang des Höhenprofils gefangen werden konnten, aufgeführt. Die Variationskoeffizienten zwischen den Entnahmetermi- nen finden sich in den Tabellen A 8 und A 9 im Anhang, wo auch die Ergebnisse von 1985 (A 10, A 11) aufgeführt sind. Tabelle 24 weist die Resultate für Säuger aus dem Gebiet des Alpen- und Nationalparks aus.

Als ausgesprochene Cadmiumakkumulatoren erwiesen sich Lumbriciden. 0,6 bis 7ppm Cadmium in der Nahrung (die untersuchten Arten inkorporieren sowohl Pflanzenstreu als auch Bodenpartikel) steht ein Gehalt von 12 bis 48ppm im Regenwurmkörper gegenüber. Der Cd-Gehalt dieser Tiergruppe lag somit ca. 5- bis 19-mal höher als der ihres Habitats (Durchschnitt der humusreichen Bodenhorizonte). Ein vergleichbar hoher Gehalt und Anreicherungsfaktoren werden auch von anderen Autoren genannt (MA et al. 1983; IRELAND und RICHARDS 1981). Für ein unbelastetes Gebiet geben ASH und LEE (1980) 4,2ppm Cd im Regenwurmkörper an. Im ausgeschiedenen Darminhalt wurden deutlich geringere Cd-Konzentrationen von 2 bis 7ppm gemessen, was die Aussage, daß Cadmium im Regenwurmkörper

Abb. 20: Vergleich des Pb- und Cd-Gehalts von *Dicranum scoparium* verschiedener Zeitabschnitte im 20. Jahrhundert mit denen des 19. Jahrhunderts (\*Quotient aus Konzentration von Blättern des 20. Jahrh. / Konzentration von Blättern des 19. Jahrh.).



gespeichert wird, untermauert. Der Bleigehalt dieser Tiergruppe (10 bis 49ppm) war im Vergleich zum Boden bis zu 5fach geringer. In entsprechenden Arbeiten werden für unbelastete Gebiete 4 ppm (VAN HOOK 1974) und 20 – 24ppm (WRIGHT und STRINGER 1980), für belastete Regionen 146ppm Blei im Tier angegeben (ROBERTS und JOHNSON 1978). Da die Bleiaufnahme durch Regenwürmer nach IRELAND (1979a) mit zunehmender  $Ca^{2+}$ -Konzentration im Boden sinkt, dürfen die (im Gegensatz zu Cd) nur leicht erhöhten Pb-Werte der Lumbriciden auf die gute Calcium-Versorgung der Böden des Untersuchungsgebietes zurückzuführen sein. Auch die hohen Pb-Konzentrationen in Faeces (maximal 146ppm) deuten darauf hin, daß Bleiverbindungen im Körper der untersuchten Lumbriciden mehr oder weniger diskriminiert werden.

Ähnliche Cd-Anreicherungsfaktoren wie bei Regenwürmern konnten auch für die untersuchten Nacktschnecken festgestellt werden. Es ist jedoch zu berücksichtigen, daß zur Nahrung dieser Tiere auch Pilze gehören, die im Untersuchungsgebiet zum Teil recht hohe Cd-Gehalte aufwiesen. Im Schneckenkot konnten durchweg geringere Cd-Konzentrationen als im Körper gemessen werden. Mit Cd-Werten zwischen 6 und 18ppm im Körper lagen die Konzentrationen in einem Bereich, wie er für belastete Gebiete angegeben wird (BEYER et al. 1985, 20ppm). Die Bleikontamination dieser Organismengruppe ist mit 6 bis 18ppm gering einzustufen. IRELAND (1979 b) gibt für unbelastete Gebiete 5 und für belastete 94ppm an. CHMIEL und HARRISON (1981) konnten an Kontrollstandorten 27ppm und 141ppm in Schnecken von einem Belastungsstandort ermitteln.

Die untersuchten Diplopoden besaßen Cadmiumkonzentrationen von 1,4 bis 3,2ppm und Pb-Konzentrationen zwischen 7 und 26ppm. BEYER et al. (1985) fanden in dieser Tiergruppe in einem belasteten Gebiet 4,5ppm Cadmium und 22ppm Blei; WILLIAMSON und EVANS (1972) in Tieren, die am Rand einer Straße gefangen wurden 42 bis 82ppm Pb.

In pflanzenfressenden Rüsselkäfern konnten 0,4 – 0,9ppm Cd und 1,2 – 3,9ppm Pb, in Borkenkäfern 0,7 bis 1,1ppm Cadmium bzw. 1,3 bis 2,3ppm Blei ermittelt werden. In vornehmlich räuberisch lebenden Carabiden lag der Cd-Gehalt (0,7 – 3ppm) im Durchschnitt etwa um den Faktor 2 höher; der Bleigehalt war um den annähernd gleichen Faktor vermindert. HUNTER und JOHNSON (1982) konnten an Kontrollstandorten in herbivoren Insekten 1,2 und in carnivoren Vertretern 2,0ppm Cadmium feststellen. CHMIEL und HARRISON (1981) geben einen Bleigehalt in Käfern mit 1,2 (unbelastet), BENGTON und RUNDGREN (1984) 12ppm (belastet) an.

Untersuchte Weberknechte besaßen Cd-Konzentrationen von 1,7 bis 7,9ppm. Diese Werte sind im Vergleich zu solchen von Tieren in einem Heideökosystem (STEUBING 1987, 1,1ppm) relativ hoch einzustufen. Ebenso ist der Bleigehalt zwischen 2,6 und 8,2ppm als mehr oder weniger erhöht zu betrachten.

WILLIAMSON und EVANS (1972) fanden in Weberknechten, die in unmittelbarer Nähe einer Verkehrsstraße gesammelt wurden 12 bis 45ppm.

Die untersuchten Ameisen erwiesen sich mit einem Gehalte von 12 bis 19ppm als Cd-Akkumulatoren. Für Blei trifft diese Aussage nicht zu. Die gefundenen Werte von 1,1 bis 4,4ppm liegen in einem Bereich, wie er auch von STEUBING et al. (1983) mit 2,9ppm angegeben wird. BENGTON und RUNDGREN (1984) führen für einen Belastungsstandort 57ppm Blei an.

Bei fast allen untersuchten Vertebraten (Ausnahme Spitzmäuse) besaß die Niere die höchsten Cd-Konzentrationen, gefolgt von der Leber. Die Cadmiumgehalte von Muskel und Knochen waren bedeutend geringer und wichen kaum voneinander ab. Diese Werte untermauern solche von LUBER (1985) an Gelbhals- und Rötelmäusen im Nationalpark. Mit maximal 30ppm in der Niere und 35ppm in der Leber, lagen die Cd-Gehalte der untersuchten Spitzmausart recht hoch. ANDREWS et al. (1984) geben für die gleiche Art an Kontrollstandorten 4,1 ppm (Niere) und 2,9ppm (Leber), an Belastungsstandorten 158ppm (Niere) und 235ppm (Leber) an.

Für Blei ergab sich ein anderes Verteilungsmuster. Als Hauptablagerungsort erwies sich das Skelett, gefolgt von Niere und Leber. Über die Bleigehalte von Vertebraten liegen zahlreiche Untersuchungen vor. Eine Auswahl ist nachfolgend im Vergleich mit den Ergebnissen aus dem Nationalpark (1986) in Tabelle 21 aufgeführt.

Tab. 21: Bleigehalt in Organen verschiedener Vertebraten.

Untersuchte Art (Autor)	Organ	Pb-Gehalt (ppm) belastet/unbelastet	Pb-Gehalt (ppm) im Nationalpark
Sorex araneus (CHMIEL & HARRISON 1981)	Leber	17/≤0,4	0,9–2,3
	Niere	45/8,6	4,1–8,9
	Knochen	193/41,0	10,0–23
Clethrionomys glareolus (ROBERTS et al. 1978)	Knochen	123–311/10–18	4,1–9,4

Aus den in Tabelle 24 dargestellten Resultaten von Säugern aus dem Gebiet des Alpen- und Nationalparks ist zu entnehmen, daß das Rehwild am niedrigsten mit Blei und das Rotwild am geringsten mit Cadmium belastet erscheint; die Organproben des Gamswildes liegen in der gleichen Größenordnung, allerdings konnten nur zwei Tiere analysiert werden. Bei überwiegend carnivoren Mardern und Spitzmäusen wurden die höchsten Schwermetallkonzentrationen gemessen.

Eine statistische Analyse der gewonnenen Daten wäre aufgrund der kleinen Probenkollektive nicht aussagekräftig. Allerdings deutet sich bei Rehen ein bereits aus zahlreichen Untersuchungen belegter Trend der altersbedingten Anreicherung von Cadmium im Gewebe an (KLEIMINGER 1983, HECHT et al. 1984, MÜLLER 1984).

Tab. 22: Durchschnittlicher Pb-Gehalt von Tierfängen aus verschiedenen Höhenstufen von 1986 (Angaben in ppm TS).

Probefläche (m.ü. NN)	660	860	1000	1200	1400	1550
<b>Oligochaeta</b>						
Octolasion lacetum	11,95	—	10,26	32,17	25,54	—
Lumbricus rubellus	11,50	17,86	22,93	30,06	33,85	49,07
Darminhalt	62,78	60,23	87,71	146,53	144,74	134,60
<b>Pulmonata</b>						
Arion alpinus	5,88	10,99	10,09	12,92	10,78	14,37
Darminhalt	—	35,94	21,06	19,27	38,29	25,84
Arion ater	3,97	3,80	10,49	6,25	6,08	—
Darminhalt	21,42	19,27	37,31	30,18	27,33	—
<b>Diplopoda</b>						
Polydesmus monticolus	11,03	15,53	10,28	—	7,35	25,95
<b>Curculonidae</b>						
Otirrhynchus niger	—	1,25	1,52	1,87	1,27	3,85
<b>Scolytidae</b>						
Ips typographus	2,31	1,71	—	2,05	1,35	1,27
<b>Silphidae</b>						
Necrophorus vespillo	0,87	1,97	1,34	—	—	—
<b>Carabidae</b>						
Carabus silvestris	0,88	0,76	1,31	1,87	0,61	1,36
Abax parallelopedus	0,58	0,61	0,72	0,75	0,59	1,49
<b>Opiliones</b>						
Paranemastoma quadripunctatus	2,61	3,69	4,84	4,53	6,28	7,50
Mitropus morio	3,48	—	5,97	5,14	6,05	8,21
<b>Aculeata</b>						
Formica polyctena	—	1,15	4,40	2,59	2,49	2,51
<b>Vertebrata</b>						
Clethrionomys glareolus	n = 10	n = 8	n = 7	n = 6	n = 4	—
Muskel	1,16	1,45	1,17	1,04	1,04	—
Leber	1,35	1,87	1,58	2,64	25,33	—
Niere	1,51	2,15	1,69	4,31	5,15	—
Knochen	4,07	7,22	6,72	8,12	9,37	—
Apodemus flavicollis	n = 8	—	—	n = 4	—	—
Muskel	1,16	—	—	0,98	—	—
Leber	1,39	—	—	1,39	—	—
Niere	1,57	—	—	1,88	—	—
Knochen	2,17	—	—	2,66	—	—
Sorex araneus	n = 4	n = 2	n = 6	n = 4	n = 2	—
Muskel	1,65	3,08	3,74	2,83	4,68	—
Leber	2,28	2,30	1,25	0,94	1,69	—
Niere	4,07	7,31	8,86	8,76	8,54	—
Knochen	10,00	13,70	16,90	18,10	22,70	—

Tab. 23: Durchschnittlicher Cd-Gehalt von Tierfängen aus verschiedenen Höhenstufen von 1986 (Angaben in ppm TS).

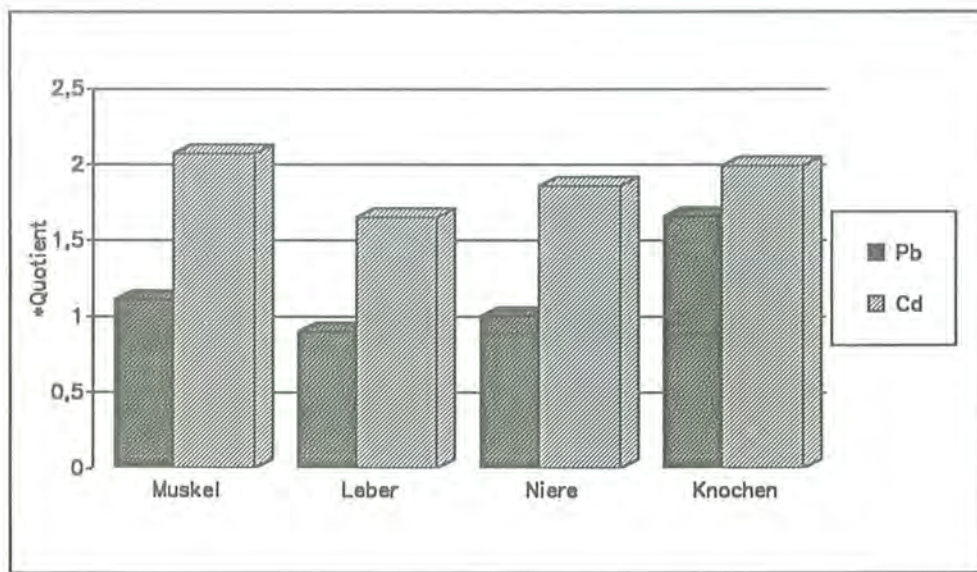
Probefläche (m.ü. NN)	660	860	1000	1200	1400	1550
<b>Oligochaeta</b>						
Octolasion lacetum	16,67	—	17,63	42,78	42,93	—
Lumbricus rubellus	12,41	18,53	26,18	48,03	38,74	19,63
Darminhalt	2,63	1,93	2,66	6,54	6,87	4,03
<b>Pulmonata</b>						
Arion alpinus	6,05	13,19	12,59	6,20	6,39	7,21
Darminhalt	—	4,67	4,07	4,30	1,43	1,76
Arion ater	6,60	18,30	16,48	8,78	18,10	—
Darminhalt	1,65	2,53	2,66	3,55	2,79	—

Fortsetzung Tab. 23.

Probefläche (m.ü. NN)	660	860	1000	1200	1400	1550
<b>Diplopoda</b>						
Polydesmus monticolus	1,43	3,19	2,38	—	2,73	2,28
<b>Curculonidae</b>						
Otirrhynchus niger	—	0,41	0,37	0,61	0,91	0,71
<b>Scolytidae</b>						
Ips typographus	0,74	0,67	—	1,11	1,06	1,10
<b>Silphidae</b>						
Necrophorus vespillo	0,47	1,17	0,92	—	—	—
<b>Carabidae</b>						
Carabus silvestris	0,66	1,87	2,94	2,96	2,57	2,08
Abax parallelopedus	1,10	2,30	1,15	1,90	1,13	2,46
<b>Opiliones</b>						
Paranemastoma quadripunctatus	1,74	3,56	2,70	3,46	3,49	2,75
Mitropus morio	3,15	—	4,16	7,70	7,85	5,11
<b>Aculeata</b>						
Formica polyctena	—	12,33	19,30	13,80	17,52	12,14
<b>Vertebrata</b>						
Clethrionomys glareolus	n = 10	n = 8	n = 7	n = 6	n = 4	—
Muskel	0,10	0,11	0,09	0,13	0,13	—
Leber	0,55	0,74	0,84	1,33	1,26	—
Niere	5,17	4,32	4,88	7,08	9,97	—
Knochen	0,07	0,10	0,07	0,12	0,26	—
Apodemus flavicollis	n = 8	—	—	n = 4	—	—
Muskel	0,07	—	—	0,04	—	—
Leber	0,18	—	—	0,03	—	—
Niere	0,66	—	—	0,75	—	—
Knochen	0,09	—	—	0,06	—	—
Sorex araneus	n = 4	n = 2	n = 6	n = 4	n = 2	—
Muskel	0,46	0,64	0,43	0,81	0,91	—
Leber	5,45	31,80	12,00	21,89	34,60	—
Niere	10,89	27,92	11,22	28,16	29,98	—
Knochen	0,34	1,04	0,62	1,00	0,79	—

Tab. 24: Durchschnittlicher Pb- und Cd-Gehalt verschiedener Organe von Vertebraten aus dem Gebiet des Alpen- und Nationalparks (Angaben in ppm TS).

Bleigehalt		Cadmiumgehalt	
<b>Cervus elaphus (Rothirsch; n = 5 von 1987)</b>			
Muskel	0,65 ± 0,3	Muskel	0,26 ± 0,04
Leber	0,88 ± 0,2	Leber	0,88 ± 0,24
Niere	1,55 ± 0,7	Niere	1,19 ± 0,39
Knochen	4,02 ± 1,6	Knochen	0,28 ± 0,12
<b>Capreolus capreolus (Reh; n = 9 von 1987)</b>			
Muskel	0,46 ± 0,2	Muskel	0,21 ± 0,10
Leber	0,65 ± 0,1	Leber	0,93 ± 0,34
Niere	0,94 ± 0,3	Niere	2,58 ± 1,30
Knochen	2,00 ± 0,6	Knochen	0,21 ± 0,09
<b>Rupicapra rupicapra (Gemse; n = 2 von 1987)</b>			
Muskel	0,52 ± 0,3	Muskel	0,41 ± 0,17
Leber	0,61 ± 0,1	Leber	1,36 ± 0,04
Niere	0,75 ± 0,2	Niere	1,19 ± 0,19
Knochen	4,21 ± 0,1	Knochen	0,28 ± 0,18
<b>Martes foina (Marder; n = 9 von 1982 – 1985)</b>			
Muskel	0,90 ± 0,3	Muskel	0,18 ± 0,09
Leber	3,93 ± 2,7	Leber	1,68 ± 1,66
Niere	4,39 ± 2,6	Niere	8,23 ± 8,77
Knochen	8,43 ± 3,5	Knochen	0,13 ± 0,09
<b>Sorex araneus (Waldspitzmaus; n = 37 von 1985)</b>			
Muskel	4,33 ± 2,0	Muskel	1,16 ± 0,29
Leber	1,09 ± 0,4	Leber	19,66 ± 8,50
Niere	4,03 ± 1,1	Niere	17,14 ± 6,40
Knochen	10,94 ± 2,9	Knochen	0,80 ± 0,30



**Abb. 21:**

Vergleich des Pb- und Cd-Gehalts in Organen von Rehen verschiedener Altersklassen (\*Quotient aus Konzentrationen in Organproben von Tieren  $\geq 3$  Jahre/ Konzentrationen in Organproben  $\leq 1$  Jahr).

Aus Abbildung 21 geht hervor, daß der Bleispiegel in den Organen (Quotient um 1) kaum vom Alter der Individuen beeinflußt erscheint, während in allen untersuchten Gewebearten das Cd-Akkumulationsvermögen von erwachsenen Tieren deutlich zutage tritt.

Die Analysenergebnisse der Wildproben sind im Vergleich mit Werten anderer Autoren niedrig. ANKE et al. (1979) konnten in Nieren von Rehen aus Cd-belasteten Gebieten 65ppm Cadmium messen; in Regionen ohne wesentliche Belastung fanden jene Autoren einen Gehalt von 14ppm Cadmium (Reh) und 9,3ppm (Hirsch) in den Nieren. Im Rhein-Main-Gebiet konnten FANGMEIER et al. (1986) beim Damwild bis 28ppm Cd in Nieren und 4,6ppm Pb im Skelett bestimmen.

Zu den Marderproben liegen keine vergleichbaren Literaturangaben vor. Die Bewertung der Waldspitzmäuse wurde bereits bei der Erörterung der auf den Probeflächen gefangenen Tiere vorgenommen.

## 5.4 Interaktion von Schwermetallen mit der Bodenmatrix

### 5.4.1 Bindungsformen von Blei und Cadmium im Boden

Schwermetalle können im Boden in unterschiedlichen Bindungsformen auftreten. Um der Fragestellung der ökologischen Wirksamkeit der Spurenstoffe nachzugehen, müssen die Schwermetalle in der Feststoff- und Lösungsphase der Böden näher charakterisiert werden. Da eine Auftrennung des komplexen Systems Boden und somit eine direkte Analyse der Schwermetallbindung an Bodenbestandteile nicht möglich ist, wurde auf indirektem Weg, durch sequentielle Extraktion, der Interaktion von Blei und Cadmium mit der Bodenmatrix nachgegangen.

Eine analytische Kennzeichnung der verwendeten Böden findet sich in Tabelle 25.

**Tab. 25: Eigenschaften der sequentiell extrahierten Böden.**

Nr.	Probefläche (m ü. NN)	Entnahmetiefe (cm)	C (org.)-	N-Gehalt %	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	pH-Wert
1	1400	0-10	15,3	1,0	0,96	4,17
2	1200	0-10	24,0	1,8	1,00	4,52
3	1000	0-10	21,2	0,8	0,63	3,50
4	860	0-10	17,1	0,9	2,32	6,55
5	680	0-10	8,8	0,8	5,80	7,00
6	Grünland	0-10	6,9	0,7	-	5,00

Die ersten vier in Tabelle 25 aufgeführten Böden repräsentieren vorwiegend den O<sub>H</sub>-Horizont. Erwartungsgemäß hoch war auch der Gehalt an organischem Kohlenstoff und entsprechend gering der Carbonatgehalt. Berücksichtigt werden muß, daß in den Böden des Untersuchungsgebietes selbst in der Humusaufgabe Skelettanteile des geologischen Substrates (vorwiegend Dolomit) vorlagen. Bei dem Gleyboden der Probefläche in 680m über Seehöhe, der nur einen geringmächtigen O<sub>H</sub>-Horizont besaß, stammt die Probe aus dem A<sub>h</sub>-Horizont. Dementsprechend höher lag der Carbonatgehalt des Probematerials, während der C-Gehalt im Vergleich zu den erstgenannten Böden geringer war. Auch bei der schwach pseudovergleyten Löß-Parabraunerde (Grünlandboden aus Hessen) entsprach die analysierte Probe dem A<sub>h</sub>-Horizont. Auf diesen Boden wurden in einer Versuchsreihe der Justus-Liebig-Universität Gießen Klärschlämme aufgebracht (SCHAAF 1986), weshalb der Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt dieses Bodens in etwa dem des Waldbodens (680m ü. NN) entspricht. Die Messungen der Bodenreaktion ergaben Werte von pH 3,5 bis 7,0 wobei diese Extrema den Böden der Standorte 1000 und 680m über Seehöhe entsprachen.

Die bei der zur sequentiellen Extraktion eingesetzten Extraktionsmittel sowie die damit herauslösbaren Schwermetallbindungsformen sind nachfolgend aufgeführt:



Extraktionsmittel	Bindungsformen
H <sub>2</sub> O	wasserlösliche Formen
KNO <sub>3</sub>	austauschbare Formen
Na <sub>4</sub> P <sub>2</sub> O <sub>7</sub>	organisch gebundene Formen
EDTA	als Carbonate gebunden und an amorphe Fe-Oxide sorbiert
NH <sub>2</sub> OH · HCl	an Mn-Oxide sorbiert
Na-Citrat/NaHCO <sub>3</sub> /Na <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>4</sub>	an kristalline Fe-Oxide sorbiert
1N HNO <sub>3</sub>	in sulfidischen Formen
konzentrierte HNO <sub>3</sub> + H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	restliche Formen

Die Resultate der Stufenextraktion (Tab. 26) belegen, daß Blei nur zu einem verschwindend geringen Anteil in wasserlöslichen Formen in den untersuchten Böden vorlag. Auch das an Bodenaustauscher unspezifisch gebundene Blei nahm prozentual nur einen kleinen Anteil der Summe der extrahierbaren Pb-Bindungsformen ein. In der Humusaufgabe (Boden 1 – 4) lag der überwiegende Teil des Bleis in organischer Bindung vor. Im Mineralboden (Boden 5 und 6) war dieser Anteil geringer. Erklärbar wird diese Diskrepanz bei der Betrachtung der Gehalte an organischem Kohlenstoff in den untersuchten Böden (Tab. 25): C-Gehalte von 15 – 24% im O<sub>H</sub>-Horizont stehen Gehalten von 7 – 9% im A<sub>H</sub>-Horizont (Probe 5 und 6) gegenüber. Es wird deutlich, daß größere Mengen organischer Kohlenstoffverbindungen auch mehr Blei binden können.

Der Teil des Bleis, der in Form von Carbonaten bzw. an amorphe Eisenoxid-Verbindungen gebunden war, erstreckte sich von 7 bis 54%. Unter den Böden aus Berchtesgaden nahm diese Extraktionsphase bei Probe 5 (A<sub>H</sub>-Horizont in 680m), die auch den höchsten Carbonatgehalt aufwies, den prozentual größten Anteil ein. Beim Grünlandboden (Probe 6) lagen rund 54% des extrahierbaren Bleis in dieser Fraktion vor.

Da in dieser Probe kein Carbonat analysiert werden konnte, dürften in diesem Boden Sorptionsprozesse

von Blei an amorphe Fe-Oxid-Verbindungen von ausschlaggebender Bedeutung sein.

Zu entsprechenden Resultaten kommen MILLER und MC FEE (1983). Genannte Autoren konnten in humosen Oberböden (org. Substanz 7 – 17%) den größten Bleianteil in organischer Bindung analysieren, während die wasserlösliche Pb-Fraktion – auch bei hochbelasteten Böden (bis 400ppm Pb) – analytisch kaum faßbar war. Für carbonatreiche Böden (15 – 50% CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>) in Griechenland fanden YASSOULO et al. (1987) bis zu 73% Blei als Carbonate bzw. an amorphe Fe-Oxide sorbiert.

An kristallisierten Manganoxiden lagen bei den eigenen Untersuchungen 9 bis 29% des Bodenbleis vor; an entsprechende Eisenoxide gebunden waren 1 bis 4,3% des Bleis. Als schwerlösliche Bleisulfide wurden 0,8 bis 17% analysiert. Diese Bindungsformen sollten vor allem unter reduzierenden Bedingungen im Boden vorliegen. Da in der Atmosphäre jedoch stets Spuren von H<sub>2</sub>S vorhanden sind, dürfte auch in gut durchlüfteten Böden eine Ausfällung von Metallsulfiden stattfinden. In der Residualfraktion befanden sich 0,5 bis 8% des Bleis.

Für Cadmium zeigten die Extraktionsprofile qualitativ eine andere Verteilung. Bis zu 3,6% des extrahierbaren Cadmiums lagen in wasserlöslicher und damit in einer Form vor, die den Pflanzen am ehesten verfügbar ist. Der Anteil des Cadmiums, der vornehmlich durch Coulombsche Kräfte auf der Oberfläche von Austauschern adsorbiert wird, betrug 1,5 bis 17%. Den prozentual größten Anteil der verschiedenen Extraktionsphasen nahm das an organische Komponenten im Boden gebundene Cd ein. Eine Beziehung zum Gehalt an organischer Substanz im Boden wurde bei Cadmium weniger deutlich als bei Blei.

An Carbonate bzw. amorphe Eisenoxid-Verbindungen gebunden waren 5 bis 15% des Cadmiums. Bei keiner Probe überschritt der an Mangan- und Eisenoxide in Kristallform sorbierte Cd-Anteil 10% der

Tab. 26: Vergleich von Pb- und Cd-Extraktionsprofilen der Böden des Nationalparkes (Nr 1 – 5) und einem Grünlandboden aus Hessen mit dem Gesamtgehalt (total) im Boden.

Nr.	H <sub>2</sub> O	KNO <sub>3</sub>	P <sub>2</sub> O <sub>7</sub>	EDTA % der Summe	NH <sub>2</sub> OH	Na <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>4</sub>	HNO <sub>3</sub> 1N	HNO <sub>3</sub> konz.	Σ	total ppm TS
<b>Blei</b>										
1	0,3	0,90	55,5	11,9	18,2	2,0	9,7	1,4	89,6	116,1
2	–	0,01	55,5	31,5	9,9	1,0	0,8	1,3	165,4	165,0
3	0,4	3,40	60,9	7,1	17,2	2,8	7,6	0,5	76,2	93,7
4	–	0,09	34,6	19,5	29,1	3,9	9,7	3,0	76,7	104,3
5	–	0,08	24,2	38,8	10,8	4,3	17,1	4,7	36,2	56,4
6	–	4,46	12,2	53,9	9,0	1,7	10,0	8,2	87,7	110,1
<b>Cadmium</b>										
1	2,4	11,5	53,6	4,8	2,4	4,8	18,7	2,0	2,5	2,4
2	0,5	9,5	38,2	14,8	9,5	5,4	15,8	6,3	4,1	4,8
3	3,6	17,4	37,7	11,6	1,5	2,9	23,2	2,2	0,7	0,7
4	–	1,5	41,4	12,6	7,6	7,1	26,8	3,0	2,0	2,1
5	2,1	2,8	41,7	11,1	4,6	4,6	23,2	10,2	1,1	1,3
6	2,4	6,2	36,7	15,2	9,0	3,0	19,5	8,1	2,1	2,8

summierten Cadmiummengen im Boden. Eine relativ große Fraktion (16 bis 27 %) nahm die des Cadmiumsulfids ein. Begünstigt wird die Bildung von CdS (wie von PbS) unter reduzierenden Bedingungen im Boden, aber bereits bei Anwesenheit von geringen Mengen an Sulfidionen erfolgt eine Cd-Ausfällung von schwerlöslichem CdS. Es wäre allerdings auch denkbar, daß bei den reduzierenden Löseschritten der Extraktion im Boden vorliegende Schwefelverbindungen bis zur Stufe des S<sup>-2</sup> reduziert und während der verschiedenen Trennungsgänge Schwermetallsulfide neu gebildet wurden.

Im Filtrat der letzten Extraktionsstufe lagen 2 bis 10 % des Cadmiums vor. Diese Phase dürfte u.a. resisten-

te Cd-Oxidminerale enthalten, da neben der Bindung an Oberflächen auch eine langsam ablaufende Diffusion von Schwermetallen in die Gitter von Oxiden und Tonmineralen bzw. ein Einschluß durch Wachstum von Oxidpartikeln erfolgen kann (HODGSON 1963).

In Abbildung 22 und 23 sind exemplarisch die Pb- und Cd-Extraktionsprofile von jeweils zwei Böden aus dem Nationalpark (3 und 5) und dem Grünlandboden dargestellt. Diese Böden zeichneten sich durch abweichende Bodeneigenschaften aus (C(org.)- und CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>-Gehalt sowie pH-Wert). Die Darstellungen vermitteln in anschaulicher Form die bereits erläuterte Verteilung der Bindungsformen von Blei und Cadmium im Boden. Den Abbildungen ist weiter zu entneh-

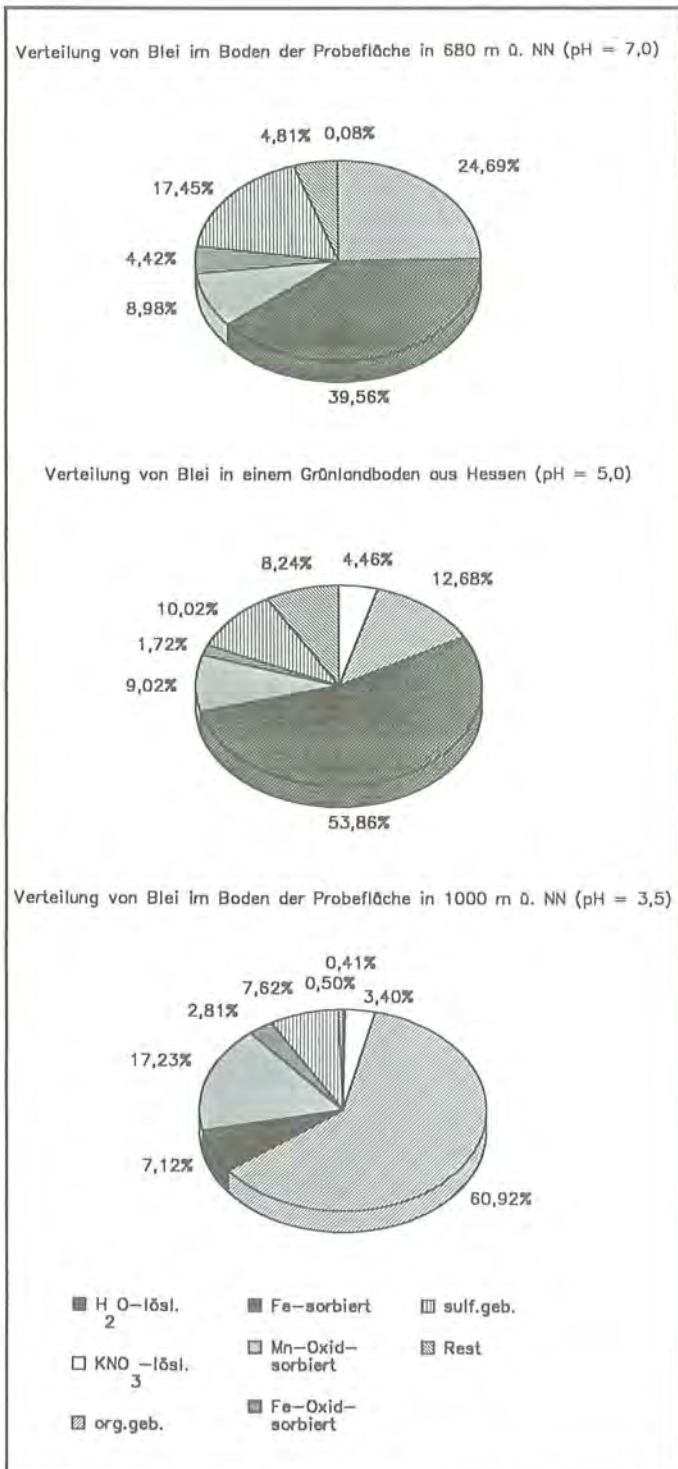


Abb. 22: Verteilung der Pb-Bindungsformen an Bodenkomponenten.

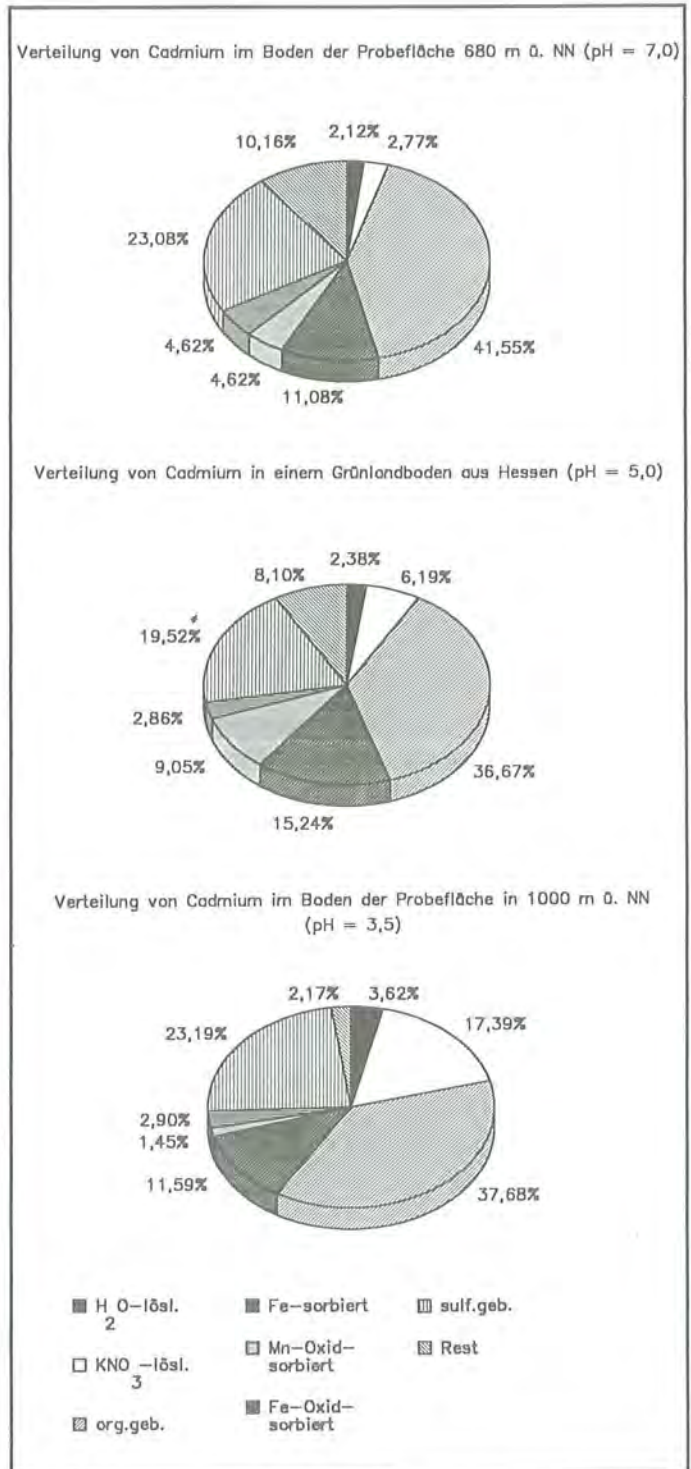


Abb. 23: Verteilung der Cd-Bindungsformen an Bodenkomponenten.

men, daß Blei im Boden Nr. 5 mit dem pH-Wert 7 und dem Grünlandboden (pH 5) in einer analytisch nicht mehr nachweisbaren Menge in der wasserlöslichen Fraktion vorlag. Im Waldboden mit pH 3,5 waren geringe Bleimengen mit Wasser extrahierbar.

Für Cadmium wies der Boden im Neutralbereich nur 2,1% Cd in wasserlöslicher Form auf, der Grünlandboden (pH 5) 2,4% und der Waldboden mit pH 3,5 schließlich 3,6%. Diese Differenzen sind gering und eine Tendaussage – Zunahme der wasserlöslichen Formen bei sinkendem pH-Wert des Bodens – hätte in Anbetracht des begrenzten Probenkollektivs spekulativen Charakter.

#### 5.4.2 Schwermetallbindungsformen bei zusätzlicher Bodenkontamination mit Blei und Cadmium

Nach der Frage, in welchen Bindungen die Schwermetalle in den Böden des Nationalparks vorliegen, war zu klären, ob und an welche Bodenkomponenten in löslicher Form verabreichte Pb- und Cd-Verbindungen festgelegt werden. Demzufolge wurde der Waldboden des Gefäßversuches (Kap. 5.5) der sequentiellen Extraktion unterzogen.

Das Bodenmaterial entstammte der Probefläche in 1200m über Seehöhe, wobei Bereiche des O<sub>H</sub>- bis A<sub>n</sub>-Horizontes abgetragen wurden.

Der Boden besaß folgende chemische Eigenschaften:

16,7%	organische Substanz
1,5%	Stickstoffgehalt
2,4%	Carbonatgehalt
6,2	pH-Wert

Die in Tab. 27 ausgewiesenen Blei- (als Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>) und Cadmiummengen (als CdCl<sub>2</sub>) wurden auf den Boden appliziert.

Selbst Variante 1, die nicht zusätzlich kontaminiert wurde, wies einen beachtlichen Pb- und Cd-Gesamtgehalt auf.

Die in Tabelle 28 aufgeführten und in den Abbildungen 24 und 25 dargestellten Extraktionsprofile belegen, daß auch bei einer relativ hohen Kontamination

Tab. 27: Kontaminationsstufen und nach Versuchsende gemessener Gesamtgehalt von Blei und Cadmium in Böden des Gefäßversuches.

Variante	Kontamination (ppm TS)	Gesamtgehalt Blei	(ppm TS) Cadmium
1	Kontrolle	152,3	4,7
2	+ 100 Pb	245,0	—
3	+ 500 Pb	592,6	—
4	+ 10 Cd	—	13,9
5	+ 50 Cd	—	57,2
6	+ 100 Pb + 10 Cd	237,2	16,8
7	+ 500 Pb + 50 Cd	656,4	56,5

mit löslichen Bleiverbindungen nur wenig Blei in wasserlöslicher und austauschbarer Form in den Böden vorlag. Der größte Teil des applizierten Bleis wurde an organische Bodenkomponenten festgelegt. In den Böden, die mit 100ppm Blei bzw. 100ppm Blei in Kombination mit Cd kontaminiert waren, konnten 71 bzw. 112ppm organisch gebundenen Bleis bestimmt werden; in den Varianten 3 und 7 (Gaben von 500ppm Pb) betrug der Pb-Gehalt dieser Fraktion 265 und 305ppm.

In der leicht reduzierbaren Extraktionsphase, die vorwiegend an Manganoxide sorbierte Bleiverbindungen repräsentiert, zeigte sich in den mit 500ppm Pb belasteten Böden eine Steigerung der Absolutwerte auf rund 150ppm Pb gegenüber 33ppm der Kontrolle. Bei den übrigen Bindungsformen traten keine größeren Differenzen im Pb-Gehalt bei zusätzlicher Kontamination auf. Zum Teil nahmen die Relativwerte bei den Varianten mit hohen Gaben an Pb ab, da der prozentual höchste Zuwachs von Blei in der organischen Extraktionsphase auftrat.

Bei Cadmium ergab die Applikation von 10 bzw. 50ppm eine Erhöhung der Cd-Gehalte in den leicht löslichen Fraktionen (H<sub>2</sub>O- und KNO<sub>3</sub>-extrahierbar) um Faktoren von 2 bzw. 4 im Vergleich zur Kontrolle. Der Hauptteil des zugeführten Cadmiums wurde an organische Bodenkomponenten gebunden. In dieser Fraktion standen 1,8ppm der Kontrolle 7 bis 9ppm der unteren Kontaminationsstufe und 21 bis 31ppm den mit 50ppm belasteten Böden gegenüber.

In den restlichen Extraktionsfraktionen verteilten sich die Cd-Gaben relativ gleichmäßig. Je nach Belastungsgrad ergaben sich Steigerungen der Cd-Kon-

Tab. 28: Extraktionsprofile von Blei und Cadmium bei unterschiedlicher Bodenkontamination (Angaben in ppm TS).

Nr. Variante	H <sub>2</sub> O	KNO <sub>3</sub>	P <sub>2</sub> O <sub>7</sub>	EDTA	NH <sub>2</sub> OH	Na <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>4</sub>	HNO <sub>3</sub> 1N	HNO <sub>3</sub> konz.	Σ
<b>Blei</b>									
1	0,10	0,08	27,3	36,3	32,6	12,6	18,1	3,1	130,2
2	0,10	0,07	71,0	39,8	24,9	7,2	26,0	1,9	171,0
3	0,15	0,10	265,2	40,7	149,5	12,8	20,6	1,5	490,6
6	0,09	0,07	112,3	18,6	14,8	5,2	9,9	0,7	161,7
7	0,21	0,14	304,7	44,1	154,0	9,6	17,0	1,6	531,4
<b>Cadmium</b>									
1	0,02	0,11	1,8	0,6	0,4	0,3	0,9	0,2	4,33
4	0,06	0,16	6,8	1,4	1,5	1,3	2,7	0,2	14,12
5	0,24	0,29	21,1	6,7	3,6	2,6	4,8	1,1	40,43
6	0,06	0,13	9,4	2,2	1,1	1,1	2,1	0,6	16,69
7	0,19	0,28	31,1	9,9	3,7	1,6	2,7	1,7	51,17

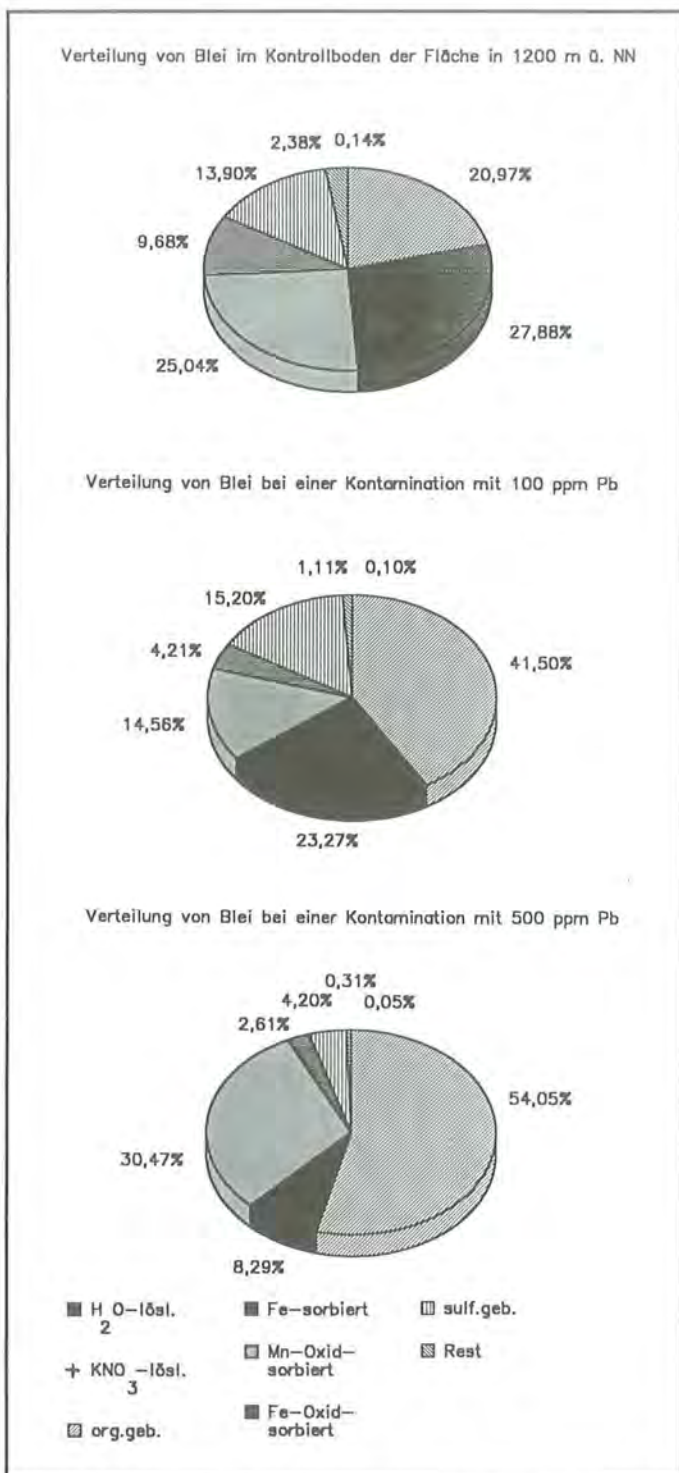


Abb. 24: Verteilung der Pb-Bindungsformen bei zusätzlicher Bodenkontamination mit Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>.

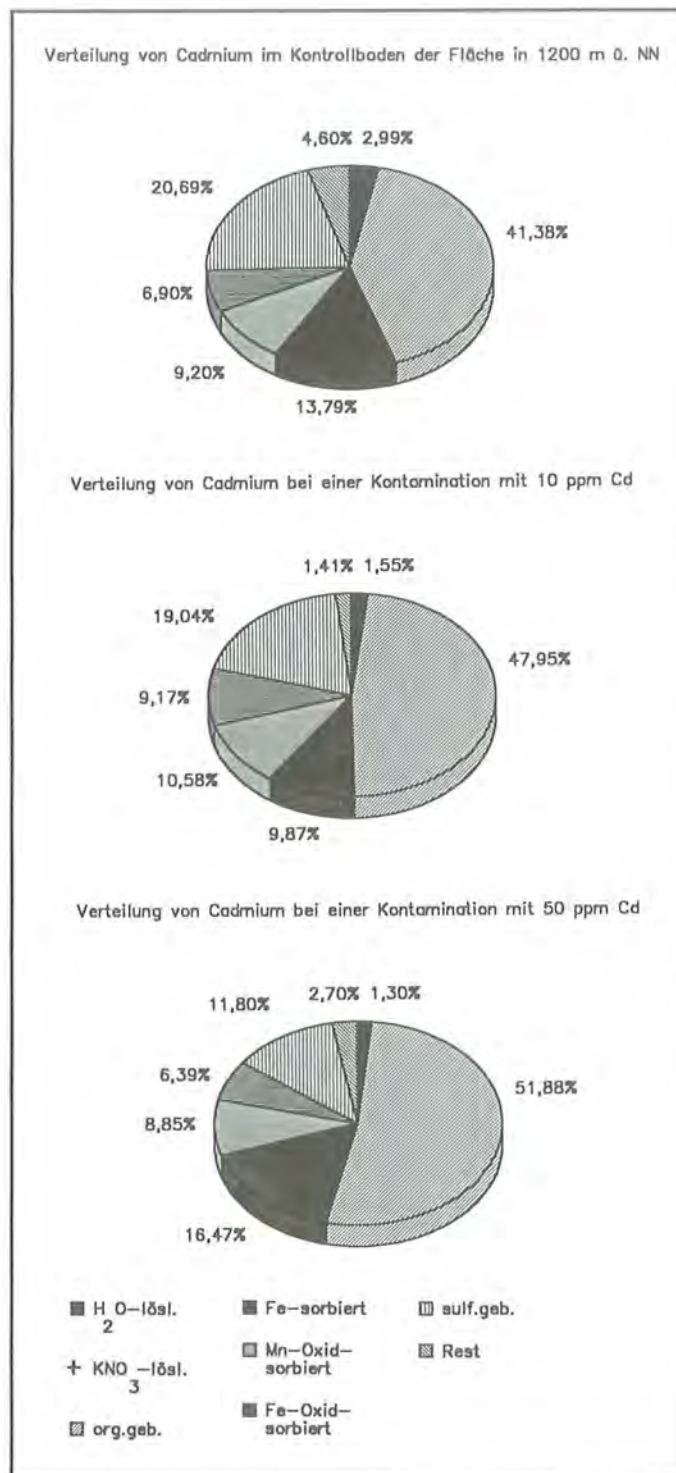


Abb. 25: Verteilung der Cd-Bindungsformen bei zusätzlicher Bodenkontamination mit CdCl<sub>2</sub>.

zentrationen in den einzelnen Phasen um Faktoren von 2 bis 4 (10ppm Cd) und 3 bis 17 (50ppm) gegenüber der Kontrolle.

#### 5.4.3 Durch Elektroultrafiltration extrahierbares Blei und Cadmium

Diese Untersuchungen waren auf die Frage ausgerichtet, inwieweit mittels Elektroultrafiltration (EUF) Aussagen über die Mobilität von Schwermetallen im Boden gemacht werden können. Als Proben dienten die in Tabelle 25 näher charakterisierten Böden Nr. 2 (1200m über NN), Nr. 5 (680m über NN) und der

Grünlandboden (Nr.6). Des weiteren wurde eine Probe aus dem A<sub>h</sub>/C<sub>v</sub>-Bodenhorizont der Probefläche in 1200m Seehöhe analysiert, die 1% organische Substanz, 0,01% Stickstoff, einen Carbonatgehalt von 90% sowie einen pH-Wert von 7,6 aufwies.

In Tabelle 29 sind die Resultate der Extraktion in Verbindung mit ausgewählten Bodeneigenschaften aufgeführt.

Nur geringe Mengen (ppb-Bereich) an Blei- und Cadmiumverbindungen waren aus den mit Wasser aufgeschlämmten Böden extrahierbar. Durch das Anlegen elektrischer Spannung ergaben sich allerdings Stei-

Tab. 29: Durch EUF extrahierbarer Blei- und Cadmium-Gehalt von Böden des Nationalparks und einem Grünlandboden.

Boden	Anode	Kathode	Anode + Kathode	C-(org.)	pH-Wert
<b>Blei</b>					
Grünland	43,0	4,2	47,2	6,9	5,0
1200m ü. NN (0–10cm)	147,0	28,2	175,2	24,0	4,5
680m ü. NN (0–10cm)	71,0	6,0	77,0	8,8	7,0
1200m ü. NN (10–30cm)	8,2	8,8	17,0	1,0	7,6
<b>Cadmium</b>					
Grünland	6,2	64,6	70,8	6,9	5,0
1200m ü. NN (0–10cm)	4,8	109,4	114,2	24,0	4,5
680m ü. NN (0–10cm)	2,3	43,2	45,5	8,8	7,0
1200m ü. NN (10–30cm)	0,4	2,6	3,0	1,0	7,6

gerungen beider Schwermetallkonzentrationen im EUF-Filtrat gegenüber der wasserlöslichen Fraktion bei der sequentiellen Extraktion (Kap. 5.4.1). Bei letztgenannter Methode konnte für die oben aufgeführten Böden kein Blei in der H<sub>2</sub>O-Phase analysiert werden; die EUF-extrahierbaren Cd-Mengen lagen 1,4- (Grünlandboden) bis 5,2-fach (1200m ü. NN, 0–10cm) über den wasserlöslichen Anteilen der entsprechenden Extraktionsprofile.

Der Tabelle 29 ist weiter zu entnehmen, daß in den mit organischer Substanz angereicherten Böden der Hauptteil des EUF-Bleis im Anodenfiltrat vorlag. Hierbei dürfte es sich vornehmlich um negativ geladene Pb-Organokomplexe handeln. Im übrigen entsprechen die Verhältnisse im Anoden-Blei der vier untersuchten Böden ziemlich genau den Verhältnissen der jeweiligen Mengen an organischer Substanz.

Im Gegensatz zu Blei wurden der höchste Cd-Gehalt an der Kathode erfaßt, was auf nur geringe Mengen löslicher organischer Cd-Verbindungen in den Böden bzw. auf einen größeren Anteil von Cd<sup>2+</sup>-Ionen oder positiv geladener Cd-Komplexe schließen läßt.

Mit der EUF-Methode wurden an der Kathode und an der Anode jeweils zwei Fraktionen – a) bei 25 °C und

Tab. 30: Blei und Cadmium in verschiedenen EUF-Fraktionen.

Boden	Anode		Kathode		Eluat
	Fraktion a (ppb)	Fraktion b (ppb)	Fraktion a (ppb)	Fraktion b (ppb)	
<b>Blei</b>					
Grünland	30,2	12,8	1,0	3,2	–
1200m ü. NN (0–10cm)	94,2	52,8	0,4	5,8	22
680m ü. NN (0–10cm)	48,2	22,8	2,0	–	4
1200m ü. NN	8,8	–	3,0	1,8	4
<b>Cadmium</b>					
Grünland	4,4	1,8	0,6	10,0	54
1200m ü. NN (0–10cm)	3,6	1,2	6,2	1,2	102
680m ü. NN (0–10cm)	2,2	0,1	1,4	1,8	40
1200m ü. NN	0,4	–	0,2	1,4	1

200 Volt; b) bei 80 °C und 400 Volt – sowie ein Kathodeneluat gewonnen. Die Resultate finden sich in Tabelle 30.

Im Anodenfiltrat lagen Blei und Cadmium zum größten Teil in der ersten, leicht extrahierbaren Fraktion vor. Diese Phase dürfte die in der Bodenlösung vorliegenden organischen Pb- und Cd-Komplexe charakterisieren, während die zweite Fraktion mit hoher Wahrscheinlichkeit die in stärkerer Bindung vorliegenden Schwermetalle repräsentiert.

An der Kathode war kein einheitlicher Trend im Pb- und Cd-Gehalt der beiden Filtrate erkennbar. In den Oberböden wurden die höchsten Cd-Mengen im Eluat der Kathode sowie des Filters erfaßt. Bei welchen Bedingungen (Temperatur, Spannung) diese freigesetzt und an die Kathode gelangten, konnte mit dieser Methode nicht ermittelt werden.

## 5.5 Experimentelle Bestimmung des Einflusses von Blei und Cadmium auf Pflanzen in Topfversuchen

Im Mittelpunkt dieser Untersuchungen stand die quantitative Schwermetallaufnahme durch *Achillea millefolium* bei unterschiedlichen Blei- und Cadmiumkonzentrationen im Boden. Weiterhin war zu klären, ob sich durch Schwermetallzufuhr der Zuwachs der Pflanzen verändert. Schließlich sollte der Frage nachgegangen werden, inwieweit Beziehungen zwischen dem Schwermetallgehalt im Boden bzw. in Bodenextrakten und der pflanzlichen Aufnahme bestehen.

### 5.5.1 Phytomassenbestimmung

Unter dem Einfluß der Bodenkontamination mit den beiden Schwermetallen konnten Veränderungen im Pflanzenertrag (Tab. 31) beobachtet werden.

Tab. 31: Frischgewicht der Blattmasse pro Pflanze bei unterschiedlicher Bodenkontamination (s = Standardabweichung).

Nr. Variante/ Kontamination (ppm TS)	Waldboden Ertrags (g FG/Pflanze)	Einheitserde Ertrags (g FG/Pflanze)
1 Kontrolle	22,2 ± 3,2	38,6 ± 9,4
2 100Pb	14,3 ± 1,2	40,1 ± 10,3
3 500Pb	11,2 ± 2,8	33,2 ± 5,2
4 10Cd	15,8 ± 1,6	43,8 ± 9,5
5 50Cd	15,8 ± 0,4	35,6 ± 9,6
6 100Pb + 10Cd	12,9 ± 2,1	32,6 ± 5,0
7 500Pb + 50Cd	12,7 ± 1,5	35,0 ± 5,4

Zunehmende Blei- und Cadmium-Bodenkonzentrationen gingen mit abnehmendem Ertrag der oberirdischen Phytomasse bei der Versuchsreihe Waldboden einher.

Diese Differenzen konnten für alle Varianten gegenüber den Kontrollansätzen statistisch abgesichert werden (Tukey-Test, Signifikanzniveau = 0,05).

Bei den in Einheitserde kultivierten Pflanzen zeigten sich kaum Ertragsdepressionen. Vielmehr waren bei

den unteren Kontaminationsstufen (100ppm Pb, 10ppm Cd) die Erträge im Vergleich zur Kontrolle erhöht. Zu berücksichtigen ist, daß beim Waldboden bereits die Kontrolle erheblich mit den beiden Schwermetallen kontaminiert war (Pb 152ppm; Cd 4,7ppm), die Einheitserde als Grundbelastung jedoch nur 11ppm Blei und 0,5ppm Cadmium aufwies. Demzufolge waren Differenzen in den jeweiligen Kontaminationsgraden um etwa 140 (Pb) bzw. 4,2 (Cd) zu verzeichnen.

### 5.5.2 Blei- und Cadmiumakkumulation in Abhängigkeit von der Bodenkontamination

Unterschiedliche Pb- und Cd-Konzentrationen im Boden führten in den Blättern und Wurzeln von *Achillea* zu den in Tabelle 32 aufgeführten Schwermetallkonzentrationen.

Tab. 32: Blei- und Cadmiumgehalt von *Achillea millefolium* beim Gefäßversuch (Angaben in ppm TS) K=Kombinationsgabe.

Proben Nr. Variante Kontamination (ppm TS)	Blätter Waldboden	Wurzeln Waldboden	Blätter Einheitserde	Wurzeln Einheitserde
<b>Blei</b>				
1 Kontr.	1,4±0,2	83,3±8,2	1,6±0,2	1,8± 0,1
2 100Pb	1,9±0,1	98,4±7,6	11,0±0,6	35,2±20,0
3 500Pb	5,2±0,5	132,5±22,0	9,6±1,6	39,5±20,0
6K 100Pb	4,1±1,4	126,5±11,0	4,7±0,8	14,7± 6,6
7K 500Pb	6,3±1,4	119,3±24,0	5,8±1,0	38,6±14,0
<b>Cadmium</b>				
1 Kontr.	3,8±0,2	6,0±1,0	1,0± 0,4	0,4±0,1
4 10Cd	8,3±2,5	25,6±2,5	15,0± 2,1	1,7±0,6
5 50Cd	28,7±1,0	24,3±3,1	39,3±12,0	3,6±0,8
6K 10Cd	7,7±2,6	18,5±8,9	16,2± 5,3	3,0±1,2
7K 50Cd	23,9±1,8	31,2±1,7	38,4± 0,6	6,8±1,0

Erwartungsgemäß war in den Kontrollpflanzen die Schwermetallakkumulation am geringsten. In beiden Böden, Waldboden und Einheitserde, führte eine Erhöhung des Schwermetallgehalts im Boden zu einem Anstieg der Pb- und Cd-Werte in den Pflanzenorganen. Aus einer zusätzlichen Bodenkontamination von 100ppm Pb als Bleinitrat resultierte ein Anstieg der

Blattgehalte um Faktoren von 1, 4 bis 3 (Waldboden) bzw. 3 bis 7 (Einheitserde) in bezug zur Kontrolle. Durch den Zusatz von 500ppm Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> stiegen die Bleikonzentrationen in den Blättern von Schafgarbe 4- bis 6-fach in den beiden Versuchsreihen gegenüber den Kontrollen an. Blei wurde (vor allem im Waldboden) in größerem Umfang in der Pflanzenwurzel angereichert.

Abbildung 26 zeigt die Verteilung von Blei in Blättern und Wurzeln von *Achillea millefolium* für die Versuchsreihe Einheitserde. Bei den Varianten „Waldboden“ waren die Unterschiede zwischen den Bleikonzentrationen von Wurzeln und Blättern so groß, daß in einer Abbildung die Blattgehalte kaum zum Ausdruck kamen. Deshalb wird diesbezüglich auf eine graphische Darstellung verzichtet.

Im Fall von Cadmium trat diese Akkumulation in den Wurzeln weniger zutage. Bei den in Waldboden kultivierten Pflanzen (Abb. 27) ergaben sich zwar in den Wurzeln – bis auf eine Ausnahme (Variante 5 mit 50ppm Cd) – höhere Cd-Werte als in den Blättern, dennoch läßt sich im Vergleich zum Element Blei ein gewaltiger Transport von Cd in die Blätter konstatieren. Bei den Varianten der Versuchsreihe mit Einheitserde (Abb. 28) übertraf der Cd-Blattgehalt sogar den der Wurzeln.

Aus einer gleichzeitigen Blei- und Cadmiumgabe resultierten teils höhere Pb-Konzentrationen in Blättern (Waldboden) teils geringere (Einheitserde); für das Element Cadmium waren diesbezüglich kaum Differenzen zu verzeichnen.

Die Varianzanalyse erbrachte die in Tabelle 33 aufgeführten Resultate. Für beide Schwermetalle ergaben sich signifikante Unterschiede im Blattgehalt der Kontrollpflanzen zu fast allen zusätzlich kontaminierten Varianten. Auch der Gehalt, der aus den Versuchsvarianten mit geringen Bodenkontaminationen (100 ppm Pb bzw. 10ppm Cd) resultierten, unterschied sich in den meisten Fällen signifikant von denen der Varianten mit höherer Kontamination (500ppm Pb bzw. 50ppm Cd). Dies trifft sowohl für die solitäre als

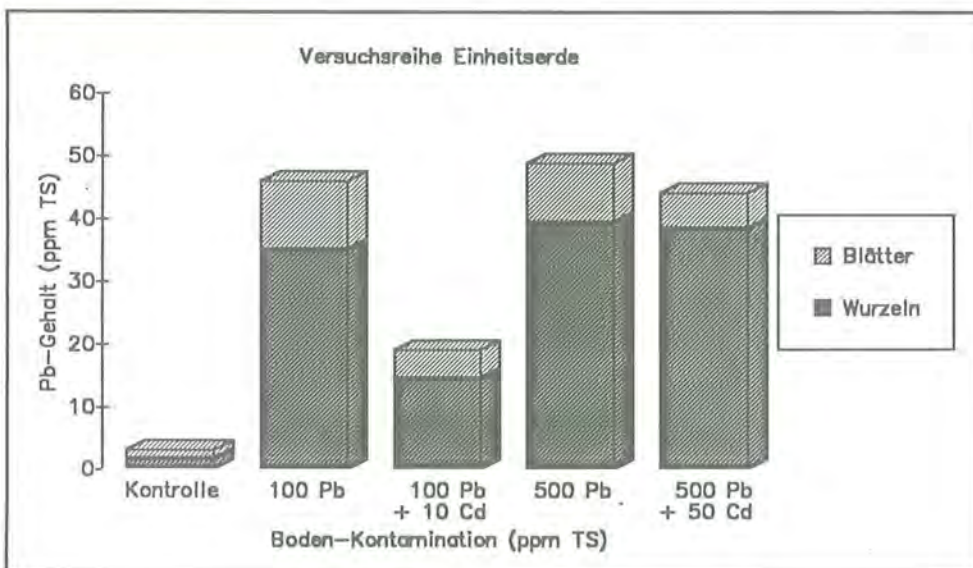
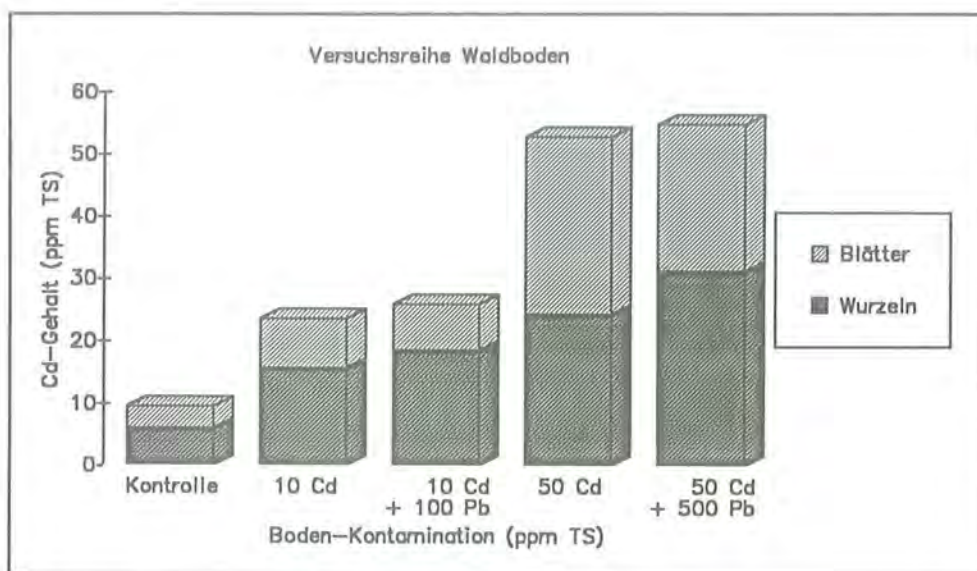
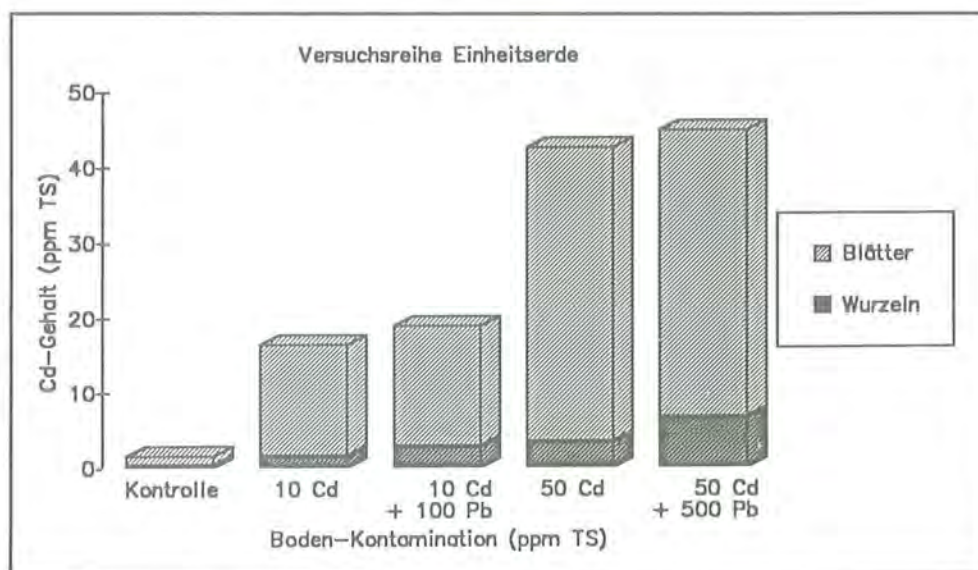


Abb. 26: Verteilung von Blei in Blättern und Wurzeln von *Achillea millefolium* bei unterschiedlicher Bodenkontamination (Versuchsreihe Einheitserde).

**Abb. 27:** Verteilung von Cadmium in Blättern und Wurzeln von *Achillea millefolium* bei unterschiedlicher Bodenkontamination (Versuchsreihe Waldboden).



**Abb. 28:** Verteilung von Cadmium in Blättern und Wurzeln von *Achillea millefolium* bei unterschiedlicher Bodenkontamination (Versuchsreihe Einheitserde).



auch für die gleichzeitige Applikation der beiden Schwermetallverbindungen zu. Beim Vergleich sich einander entsprechender Kontaminationsgrade von Einzelschwermetallgaben gegenüber gleichzeitig verabreichten Blei- und Cadmiumverbindungen ergaben sich für die Versuchsreihe Einheitserde geringere Bleikonzentrationen in den Blättern bei der Kombinationsgabe beider Spurenelemente. In einem Fall konnte bei ausschließlicher Verabreichung von 100ppm Blei ein höherer Bleigehalt in den Blättern im Vergleich zur oberen Kombinationsvarianten (500 ppm Pb und 50ppm Cd) statistisch abgesichert werden. Derartige Beziehungen sind in Tabelle 33 besonders gekennzeichnet.

**Tab. 33: Signifikante Unterschiede (Tukey-Test) im Blei- und Cadmiumgehalt von Kompartimenten von *Achillea millefolium* bei unterschiedlicher Bodenkontamination mit den beiden Schwermetallen (Signifikanzniveau = 0,05).**

Blei Nr. Variante Kontamination (ppm TS)	Blätter				
	1	2	3	6	7
1 Kontr.	-	+	+*	+*	+*
2 100 Pb		-	*	*	*

Blei Nr. Variante Kontamination (ppm TS)	1	2	3	6	7
	3 500 Pb			-	+
6 100 Pb + 10 Cd				-	*
7 500 Pb + 50 Cd					-
Wurzeln					
1 Kontr.	-		+*	6	7
		2			+

Cadmium Nr. Variante Kontamination (ppm TS)	1	4	5	6	7
	1 Kontr.	-	*	+*	+
4 10 Cd		-	+*		+*
5 50 Cd			-	+*	
6 10 Cd + 100 Pb				-	+*
7 50 Cd + 500 Pb					-
Wurzeln					
1 Kontr.	-	4	5	6	7
			+*	+*	+*
4 10 Cd		-	+		+*
5 50 Cd			-		+
6 10 Cd + 100 Pb				-	+*
7 50 Cd + 500 Pb					-

+/- = Versuchsreihe Einheitserde (- = geringere Pb-Gehalte in den Blättern bei gleichzeitiger Applikation beider Metalle)

\* = Versuchsreihe Waldboden aus dem Nationalpark

### 5.5.3 Abschätzung des pflanzenverfügbaren Pb- und Cd-Anteils im Boden durch chemische Extraktionsverfahren

In zahlreichen Arbeiten wurde untersucht, welche Lösungsmittel am ehesten geeignet sind, eine zur Pflanzenaufnahme parallel verlaufende Metallmenge freizusetzen (HÄNI und GUPTA 1981, DAVIES 1984, SINGH und NARVAL 1984, BARBARICK und WORKMAN 1987). Entsprechend umfangreich sind die angewendeten Verfahren. Das Spektrum der Methoden erstreckt sich von der Bodenbehandlung mit unterschiedlichen Säuren über Komplexbildner hin zu Neutralsalzlösungen unterschiedlicher Konzentrationen und Boden/Lösungsmittelverhältnissen.

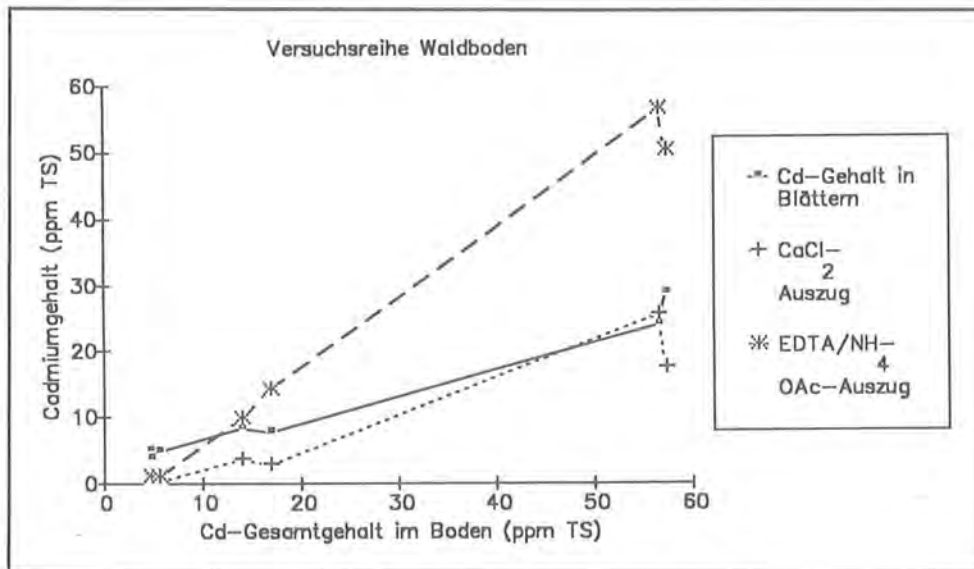
In der vorliegenden Arbeit wurden als Extraktionsmittel eine international vorgeschlagene Lösung aus Ammoniumacetat – EDTA nach LAKANEN und ERVIOE (1971) sowie von  $\text{CaCl}_2$  nach STYPEREK und SAUERBECK (1984) eingesetzt.

Bereits bei der sequentiellen Extraktion (Kap. 5.4.1) diente eine Neutralsalzlösung ( $\text{KNO}_3$ ) zur Charakterisierung der austauschbar gebundenen Schwermetallfraktionen. Die Extraktion mit Kaliumnitrat löste je-

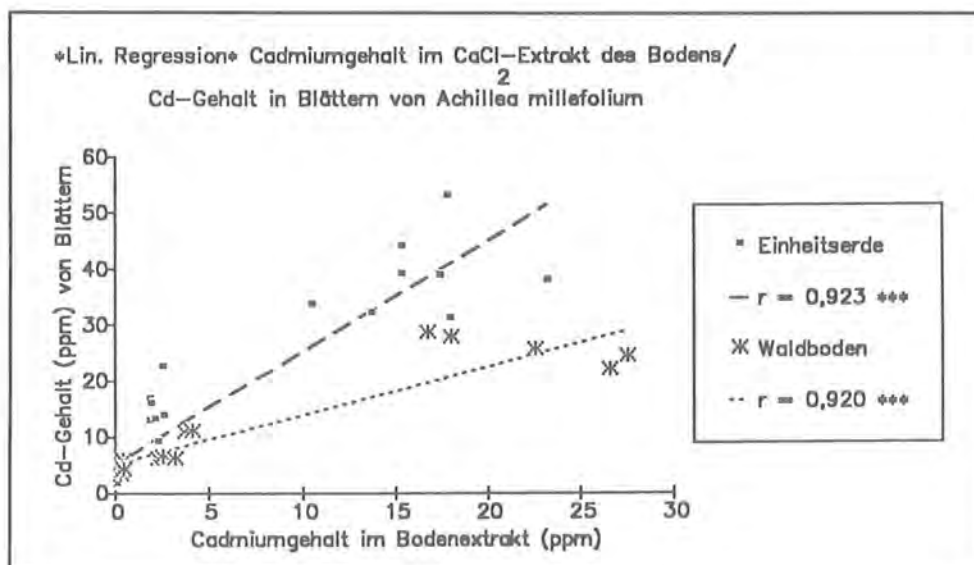
doch aus den neutralen und sorptionsstarken Böden – selbst bei zusätzlicher Kontamination – nur geringe Schwermetallmengen. Lediglich in den saureren Böden waren mit  $\text{KNO}_3$  auch bei geringen Kontaminationsgraden den analytischen Anforderungen entsprechende Pb- und Cd-Konzentrationen extrahierbar. Dies war der Hauptgrund für den Ersatz des  $\text{KNO}_3$  durch  $\text{CaCl}_2$ .

Wie Abbildung 29 zeigt, waren beide Extraktionsverfahren geeignet, den möglichen Verlauf einer Cd-Akkumulation in den Blättern widerzuspiegeln. Allerdings wurde mit der Ammoniumacetat/EDTA-Lösung nahezu das gesamte im Boden enthaltene Cd gelöst. Es ist fraglich, ob dieses Lösungsmittel geeignet ist, unter Feldbedingungen den pflanzenverfügbaren Cd-Anteil im Boden zutreffend zu charakterisieren. Bedacht werden muß, daß bei dem Gefäßversuch Cd in löslicher Form auf den Boden appliziert wurde, und die Bedingungen am natürlichen Standort nur annäherungsweise simuliert werden konnten.

Entsprechende Resultate ergaben sich bei Untersuchungen von STYPEREK und SAUERBECK (1984), die bei drei Böden mit verschiedenen Eigenschaften kaum Unterschiede in der Lösefähigkeit durch das



**Abb. 29:** Beziehung zwischen den Cadmiumgehalten von Achillea-Blättern/durch  $\text{CaCl}_2$  bzw.  $\text{NH}_4\text{OAc}/\text{EDTA}$  gelöste Mengen von Boden-Cd und dem Bodengesamtgehalt an Cadmium. (Sämtliche Angaben bezogen auf die TS).



**Abb. 30:** Lineare Regression zwischen Cd-Gehalt im  $\text{CaCl}_2$ -Bodenextrakt und dem Cd-Gehalt in Blättern von Achillea millefolium.



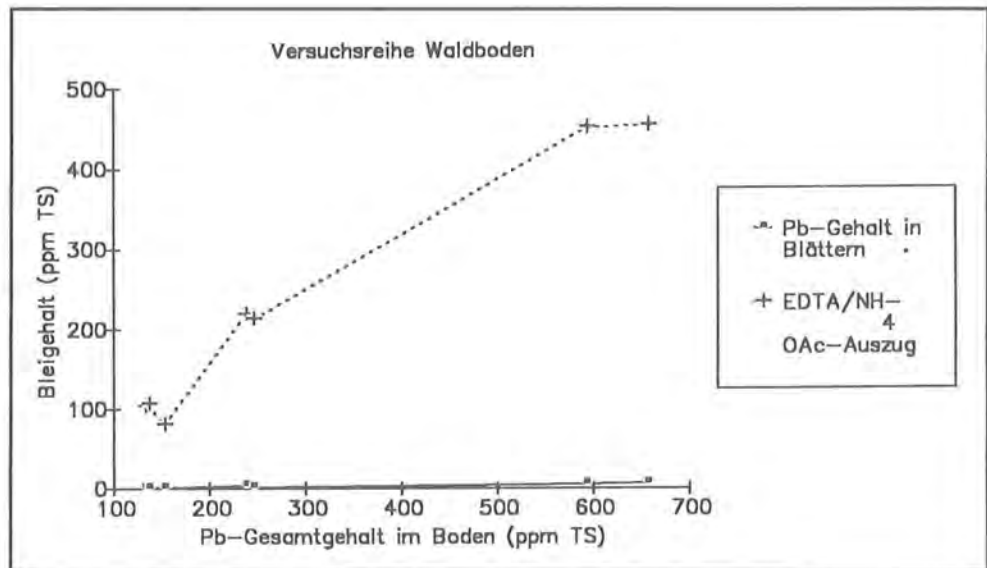
chelatisierende Extraktionsmittel fanden, obgleich der Cd-Gehalt im Pflanzenaufwuchs stark abwich. Wie in der vorliegenden Arbeit fanden genannte Autoren im Gefäßversuch darüber hinaus aber auch unter natürlichen Bedingungen im Felde gute Korrelationen für Cadmium im  $\text{CaCl}_2$ -Bodenextrakt und der Pflanzenaufnahme (Abb. 30).

Blei konnte mit der Neutralsalzlösung von  $\text{CaCl}_2$  – wie mit der  $\text{KNO}_3$ -Lösung (Kap. 5.4.1) – zu analytisch kaum erfassbaren Mengen aus dem Boden gelöst werden. Auf eine Darstellung wird aus diesem Grund verzichtet.

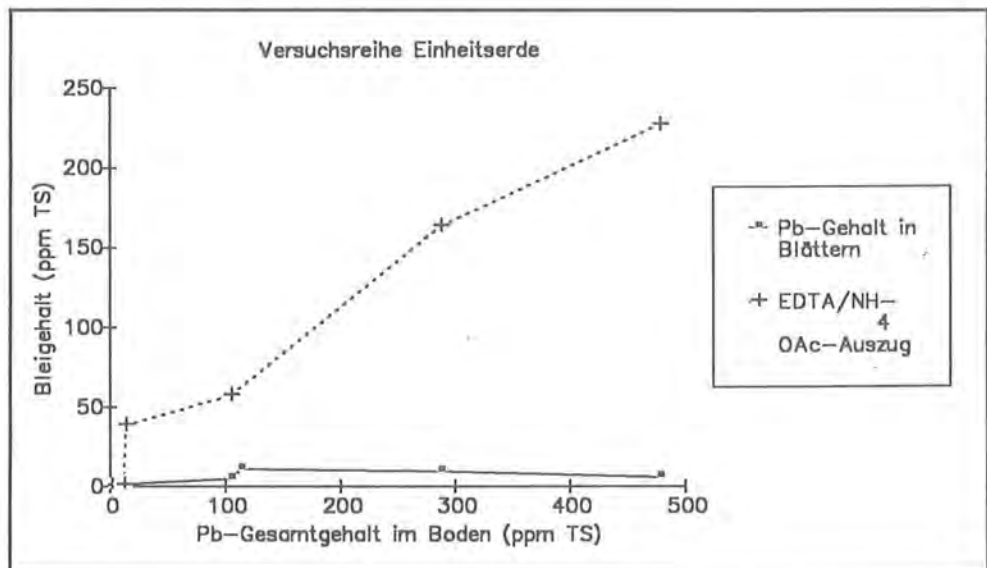
Mit dem chelatisierenden Lösungsmittel  $\text{NH}_4\text{OAc}/\text{EDTA}$  wurden zum Teil erhebliche Blei-Mengen aus

dem Boden extrahiert. Ebenso wie bei Cadmium ist anzuzweifeln, daß die  $\text{NH}_4\text{OAc}/\text{EDTA}$ -Werte eine Abschätzung des pflanzenverfügbaren Anteils von Blei zulassen. Vor allem aus dem an organischem Kohlenstoff reichen Waldboden (C org. 16,7%) wurden bis zu 92% des gesamten Bodenbleis herausgelöst, (Abb. 31), so daß vermutlich mit diesem Auszug zu große Mengen organisch gebundenes Pb erfaßt wurden. Bei der Einheitserde, mit einem Gehalt an organischem Kohlenstoff von 9,7%, war der extrahierbare Anteil des Gesamtbleis im Boden zwar geringer (Abb. 32), dennoch spiegeln die Extraktionswerte nur unzureichend die Pflanzenaufnahme dieses Schwermetalls durch die Pflanzen wider.

**Abb. 31:** Beziehung zwischen den Bleigehalten von Achillea-Blättern und den durch  $\text{NH}_4\text{OAc}/\text{EDTA}$  gelösten Mengen von Bodenblei. (Bezogen auf die TS; Versuchsreihe Waldboden).



**Abb. 32:** Beziehung zwischen den Bleigehalten von Achillea-Blättern und den durch  $\text{NH}_4\text{OAc}/\text{EDTA}$  gelösten Mengen von Bodenblei. (Bezogen auf die TS; Versuchsreihe Einheitserde).



## 6 Diskussion

### 6.1 Depositionen von Blei und Cadmium im Nationalpark Berchtesgaden und deren Verbleib in Pflanzen und Böden

Toxische Schwermetalle werden als Folge der Verbrennung fossiler Brennstoffe und Kraftstoffe sowie der Durchführung metallurgischer Prozesse in die Atmosphäre emittiert. Das überwiegende Vorliegen als kleine Partikel begünstigt die Verfrachtung von Schwermetallen mit den Luftbewegungen. Niederschläge in Form von Regen und Schnee sind wirkungsvolle Transportmedien für das Einbringen toxischer Metalle aus der Atmosphäre auf die Vegetationsdecke und den Boden (NÜRNBERG et al. 1980). Über den Eintrag von Immissionen in Waldökosysteme existierten eine Fülle von Publikationen, bei denen zum einen chemisch-physikalische Messungen (TRÜBLY und ZÖTTL (1984), ASCHE (1985), SCHULTZ und MAYER (1985)) zum anderen die Kontamination von Bäumen und Boden (SCHINNER (1978), MANKOVSKA (1980), RAISCH und ZÖTTL (1983) GIES et al. (1988)) im Vordergrund des Interesses standen. Es gibt bislang erst sehr wenige Untersuchungen über Schwermetallgehalte in Vertretern der Bodenmakrofauna und über die Elementverteilung im jeweiligen Mikrohabitat (ZÖTTL und LAMPARSKI (1981), FANGMEIER et al. (1986), ERTEL et al. (1987)). Ziel der vorliegenden Arbeit war, durch die Analyse wichtiger biotischer und abiotischer Kompartimente ein umfassendes Bild der Schwermetallbelastung von Bergwaldökosystemen zu erhalten.

Der geringe Schwermetallgehalt des Nadel- und Blattmaterials der beim aktiven Monitoring eingesetzten Fichten und Graskulturen (das Material wurde ungewaschen verarbeitet) sowie die Tatsache, daß nach den Untersuchungsergebnissen generell keine nennenswerte Konzentrierung von Schwermetallen nach der Passage durch den Kronenraum im Nationalpark Berchtesgaden nachweisbar war, dürfte auf geringe Ausfilterung von Schwermetallaerosolen bzw. einen minimalen Trockendepositionsbeitrag zurückzuführen sein. Die exponierten Graskulturen erlauben eine Aussage über die Größenordnung der aerogenen Schwermetallbelastung im Untersuchungsgebiet. Ein Vergleich der Analysenbefunde von *Lolium multiflorum* mit Literaturdaten scheint allerdings auch ein abweichendes Verhalten bei den untersuchten Schwermetallen hinsichtlich ihrer Ad- und Absorption durch *Lolium* deutlich zu machen. Für das Immissionsgebiet Nordenham werden von FRÜCHTENICHT und VETTER (1982) Relationen des Bleiniederschlages zum Grünlandaufwuchs mit 10:1 angegeben. Im gleichen Gebiet konnten mit standardisierten Graskulturen bei einem mittleren Cd-Niederschlag von  $4,1 \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$  Gehalte zwischen 0,1 und 1 ppm bezogen auf die pflanzliche Trockenmasse analysiert werden. Im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide resultierten aus Gesamtdepositionen

von  $29 \mu\text{g Pb}$  und  $1,1 \mu\text{g Cd}$  pro Quadratmeter und Tag Bleigehalte von 3 bis 9 und Cd-Konzentrationen von 0,16 bis 0,23 ppm im Weidelgras (STEUBING 1987). Die eigenen Meßergebnisse dokumentieren bei einer etwa vierwöchigen Exposition der Graskulturen und mittleren Bleidepositionen 46 bis  $111 \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$  während dieses Zeitraumes in den Blättern aber nur 0,6 bis 1,2 ppm Blei. Dies könnte ein Indiz dafür sein, daß im Untersuchungsgebiet der größte Anteil des Bleis über den Weg der nassen Deposition eingetragen wird und hierbei nur geringe Mengen – der zwar im Regen vornehmlich gelöst auftretenden Pb-Verbindungen (GEORGII et al. 1982) – oberflächlich adsorbiert werden bzw. in die Blätter von *Lolium* gelangen. Hinsichtlich Cadmium waren im Nationalpark Depositionsraten von 0,8 bis  $2,3 \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$  mit Konzentrationen von 0,18 bis 0,2 ppm in den Kulturen verbunden. Es wäre denkbar, daß die im Regenniederschlag überwiegend gelöst vorkommenden Cd-Formen in größerem Ausmaß als dies bei trocken deponierten Cd-Partikeln anzunehmen ist, in das Blattinnere vordringen können und somit Abwaschprozessen entzogen werden.

Ein höhenzonales Verteilungsmuster bezüglich der Schwermetallbelastung zeichnet sich aufgrund der beim aktiven Monitoring (Graskulturen, Klonfichten, Moose) gewonnenen Erkenntnisse nicht ab. Bei der statistischen Auswertung der auf den Probeflächen des Höhenprofils entnommenen Pflanzen- und Bodenproben sowie den Cd-Depositionen im Kronendurchlaß erbrachte der Vergleich jedoch signifikante Unterschiede vor allem zur Entnahmestelle in 1400 m über Seehöhe. Ob allein die Lage über dem Meeresspiegel diese Diskrepanzen bedingt, ist fraglich, da die Resultate der Depositionsmessungen auf den Freiflächen derartige Zusammenhänge nicht unterstreichen. Genetische Variabilität und Bodenfaktoren wie etwa Adsorptionsvermögen sowie variierende Abbauraten organischer Substanz bei abweichenden Mikroklimata dürften für die Spurenmetallgehalte in den Ökosystemkompartimenten von größerer Bedeutung sein als die mit zunehmender Seehöhe postulierten Steigerungen im Schwermetalleintrag. Zu berücksichtigen ist weiterhin, daß einerseits das Innere des Nationalparkgebietes mit Ausnahme der Gipfelregionen insgesamt als Leegebiet angesprochen werden kann und andererseits durch die Reliefgestaltung Kanalisierungseffekte wahrscheinlich sind, die auch kleinräumig unterschiedliche Hauptwindrichtungen bedingen (ENDERS 1979).

Durch die hohen Niederschläge sind im Untersuchungsgebiet (auf der Freifläche in stärkerem Maß als im Kronendurchlaß) beachtliche Depositionsraten der untersuchten Umweltgifte gegeben (mittlere Raten von Pb:  $44 - 84 \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ; Cd:  $1,3 - 2,9 \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ). Wenn dennoch die oberirdischen Pflanzenorgane nur relativ wenig mit den beiden Spurenelementen kontaminiert sind, so ist mit einzubeziehen, daß a) die Aufnahme über die Blattoberfläche gering ist, b) die auf den Blättern sedimentierten Stäube leicht abgewaschen werden und c) leicht lösliche Schwermetallverbindungen größtenteils im Boden immobilisiert und für die Pflanzen schwerer verfügbar werden.

Der Boden stellt letztlich das zentrale Auffangbecken für die meisten nicht abbaubaren Stoffe dar. Er ist nicht nur primärer Akzeptor von Immissionskomponenten, sondern es gelangen in hohem Maß auch von den Pflanzen akkumulierte Schwermetalle mit dem Streufall auf und in den Boden und werden dort durch Interaktionen mit der Bodenmatrix festgehalten. Die beachtliche Bodenkontamination im Untersuchungsgebiet mit den beiden Spurenstoffen ist unter dem Aspekt, daß der dargestellte Anreicherungsprozess über einen längeren Zeitraum hinweg stattgefunden hat und unter Berücksichtigung einer effektiven Festlegung zu interpretieren.

So waren in einer vergleichsweise kurzen dreijährigen Meßperiode kaum Anreicherungen von Blei und Cadmium im Boden sowie markante Änderungen im Schwermetallgehalt einjähriger Pflanzen bzw. mehrjähriger Arten mit herbstlichem Blattfall zu erwarten. Dies steht in Einklang mit den Depositionsmessungen, die ebenfalls keine größeren Differenzen in den Schwermetallkonzentrationen während der Untersuchungszeiträume 1986 und 1987 ausweisen. Die höheren Pb- und Cd-Depositionsraten von 1987 könnten mit der erhöhten Niederschlagstätigkeit während dieses Sommerhalbjahres zusammenhängen. Daß allerdings eine zunehmende Expositionszeit gegenüber Luftschadstoffen eine Akkumulation – vor allem von Blei – vermutlich auf den Pflanzen zur Folge hat, belegen die Schwermetallbestimmungen während der Vegetationsperioden 1985 und 1986 sowie der unterschiedlichen Bleigehalte in den Nadeljahrgängen der Fichte. Die Analyse der Herbarmoose läßt eine höhere Schwermetallbelastung im Nationalpark in den sechziger Jahren dieses Jahrhunderts vermuten.

Entsprechende Tendaussagen – Anstieg der Pb-Gehalte epiphytischer Moose von 1951 bis 1975 – lassen sich aus Untersuchungen von RASMUSSEN (1977) ablesen. Aber auch Analysen des „Akzeptors“ Boden über eine größere Zeitspanne hinweg als bei der vorliegenden Studie vermitteln ein anschauliches Bild der Entwicklung von Schwermetallemissionen in diesem Jahrhundert. FRIEDLAND et al. (1984 a), die zwischen 1962 und 1978 die Bleizunahme in den Wäldern von Central Massachusetts untersucht haben, stellten eine Anreicherung von etwa 37% in den H-Lagen und von über 100% in den F-Lagen der Oberböden fest. In Waldökosystemen der ebenfalls im Nordosten der USA liegenden Berge von Vermont fanden FRIEDLAND et al. (1984 b) noch stärkere Blei-Anreicherungen im Waldhumus für den Zeitraum von 1966 bis 1977. Untersuchungen von ZESCHWITZ (1986), der auf Bodenproben fester Profile von 1958 bis 1970 zurückgreifen konnte, weisen seit Mitte der sechziger Jahre einen hochsignifikanten Anstieg der Pb-Gehalte in den humosen Bodenhorizonten nordwestdeutscher Waldböden aus. Ob in den letzten Jahrzehnten die Bodenbelastung im Nationalpark in gleichem Ausmaß zugenommen hat wie in Teilen der USA bzw. im Rhein-Ruhr-Gebiet, wo Pb-Steigerungen von 50 bis 100ppm in den organischen Bodenhorizonten festgestellt werden konnten, vermag die vorliegende Arbeit nicht hinreichend zu klären, da definierte Bodenproben aus vergangenen

Jahrzehnten nicht verfügbar waren. Bei einer Modellrechnung, ausgehend von einer Cd-Deposition von 7g Cd/ha und Jahr und einer Pb-Deposition von 234g Pb/ha und Jahr sowie einem Raumgewicht von etwa 0,43g/cm<sup>3</sup> in den oberen 10cm Humusaufgabe wäre nach etwa 180 Jahren eine Steigerung des Cadmiumgehaltes von 0 auf 3ppm bzw. des Bleigehaltes von 0 auf 100ppm erreicht. Bei dieser pauschalen Abschätzung sind weder Faktoren wie Veränderungen in den Depositionsraten, von Pflanzen festgehaltene Schwermetallanteile, Verlagerungsprozesse im Boden sowie geogene Schwermetallanteile berücksichtigt. Diese Berechnungen geben lediglich eine grobe Einschätzung darüber, welche Zeitspannen nach den heutigen Schwermetalldepositionsraten notwendig wären, um Bodengehalte, wie sie im Untersuchungsgebiet zum Teil ermittelt werden konnten, zu erreichen.

Böden speichern Schadstoffe durch Adsorption, chemische Fällungen und mechanische Ausfilterung (THORMANN 1986). Beim Überschreiten der Speicherkapazität oder durch Mobilisierung gespeicherter Schadstoffe gelangen diese in den natürlichen Kreislauf. Die freiwerdenden Schwermetallionen können über die Wurzel aufgenommen werden und mehr oder weniger in die Gewebe bis zur Endodermis diffundieren. Von hier aus gelangen sie nach bisher geltender Auffassung nur über aktive Ionenaufnahme in die Leitbahnen des Zentralzylinders. Dies hat vor allem für das relativ unbewegliche Blei eine hohe Schwermetallakkumulation in den Zellwänden von Wurzelrinde und Periderm zur Folge, während mobilere Spurenmetalle wie Cd und Zn zu einem größeren Teil in den Sproß gelangen können (ERNST 1982, 1985). Die relativ niedrigen Schadstoffgehalte in der oberirdischen Phytomasse, die in keinem Verhältnis zur Höhe der Bodenkontamination stehen, sind mit dem beschriebenen Aufnahmeweg erklärbar. Die gemessenen Schwermetallkonzentrationen in den Wurzeln weisen aus, daß beide Elemente in diesen Pflanzenorganen akkumuliert werden, Blei allerdings in geringerem Maß in die Pflanzen gelangt als Cadmium. Besonders die Feinstwurzeln aus dem OH-Horizont fielen durch hohe Cadmiumwerte auf, die teilweise die Bodenwerte übertrafen. Dies steht in Einklang mit Befunden von MAYER und HEINRICHS (1981), die bei verschiedenen Baumarten in Feinstwurzeln ( $\varnothing < 1\text{ mm}$ ) deutlich höhere Cd-Konzentrationen als in den Feinwurzeln (1 bis 2mm Durchmesser) fanden. Eine Verfälschung der Meßergebnisse durch an den Wurzeln anhaftende Bodenteilchen, wie es von den genannten Autoren diskutiert wird, erscheint aufgrund der eigenen Resultate wenig wahrscheinlich, da gerade die Wurzeln derjenigen Species, welche gut zu isolieren und reinigen waren (Sauerklee, Walderdbeere, Heidelbeere), die höchsten Cd-Werte aufwiesen. Vermutlich erfolgt bereits bei der Aufnahme in die Wurzel eine starke Diskriminierung toxischer Schwermetalle, die art- und sortenspezifisch ausgeprägt ist. So fanden JARVIS et al. (1976) innerhalb 23 untersuchter Pflanzenarten nur bei drei Species höhere Cd-Gehalte im Sproß, bei den übrigen zwanzig Arten wurden bis zu 90% des Cadmiums in der Wurzel gebunden. DIEZ (1983, zit. nach VDI 1984) konn-

te in Getreidesorten 10 – 30%ige Abweichungen der Cadmiumkonzentrationen vom Sortenmittel feststellen. Offenbar bedingen Mikromorphologie der Wurzel und funktionelle Gruppen in den Zellwänden die Aufnahme und Translokation des Cadmiums.

Cadmium wird in Pilzen in verstärktem Umfang akkumuliert, wie die Untersuchungsergebnisse zeigen. Vermutlich spielt hier die Bindung des Cadmiums an die organische Substanz des Bodens, die vielen Pilzen als Kohlenstoffquelle dient, als vorgeschaltete Akkumulationsstufe eine Rolle. Auch DIETL et al. (1987) vermuten, daß Pilze durch ihre Abbautätigkeit an organisches Material gebundene Schwermetalle freisetzen. Es besteht ein gattungs- und artspezifisches Anreicherungsvermögen. Ob dies auf unterschiedliche Inhaltsstoffe der verschiedenen Arten und somit auf einem molekularen Aufnahmemechanismus beruht, ist noch nicht geklärt.

Nach den Resultaten der vorliegenden Arbeit wurde in der oberirdischen Phytomasse Blei am stärksten in der Mooschicht akkumuliert. Damit konnte die besondere Fähigkeit dieser Thallobyten zum Abfangen atmosphärischer Pb-Verbindungen, die auch aus Untersuchungen von GRODZINSKA (1978), FOLKESSON (1979), BOILEAU et al. (1982) und JOHNSON et al. (1983) hervorgeht, erneut bestätigt werden. Die Überlegenheit der Moose gegenüber höheren Pflanzen hinsichtlich ihrer Fähigkeit zu Bleispeicherung trat beim Element Cadmium weniger zutage. Die Cd-Werte der Moose lagen zumeist unter denen der krautigen Pflanzen. Dies dürfte damit zusammenhängen, daß die Schwermetallkontamination dieser Thallobyten fast ausschließlich über atmosphärische Komponenten und nicht durch die Aufnahme aus dem Substrat bedingt ist. Die Cadmiumgehalte der krautigen Vegetation waren mit bis zu 2ppm in der Trockensubstanz jedoch so hoch, daß diese kaum allein von einer aerogenen Beaufschlagung stammen konnten, sondern nur über eine zusätzliche Aufnahme über den Boden erklärbar waren.

## 6.2 Interaktion von Blei und Cadmium mit der Bodenmatrix

Die Ursache für den unterschiedlichen Transfer von Blei und Cadmium vom Boden zur Pflanze dürfte u.a. in dem vom pH-Wert abhängigen Löslichkeitsverhalten der beiden Metalle zu suchen sein. Nach BRÜMMER (1987) kann bereits bei Werten unterhalb von pH 6 mit einer Mobilisierung von Cadmium gerechnet werden, während Blei erst bei pH 4 in steigendem Maß löslich und verfügbar wird. Im Untersuchungsgebiet wird der kritische Punkt für Blei (pH 4) im Gegensatz zu dem von Cadmium auch in der Humusaufgabe nicht unterschritten. Hinweise auf Transport- und Bindungsprozesse der Schwermetalle im Boden ergeben sich durch die Erfassung von Sickerwässern aus der Humusaufgabe (SEEKAMP 1977). Aus den Ergebnissen der eigenen Sickerwasseruntersuchungen geht hervor, daß sich beide Schwermetalle im Ökosystem anzureichern scheinen.

Entsprechende Resultate – höherer Eintrag an Schwermetallen als Austrag – weisen auch Untersuchungen von ULRICH et al. (1976) für den Solling und ZÖTTL (1985) für den Schwarzwald aus. Nach neueren Untersuchungen (ELLENBERG 1987) übersteigt allerdings im Solling der Cd-Austrag mit dem Sickerwasser die Cd-Gesamtdeposition aus der Atmosphäre. Sicher ist der Vergleich weit entfernter Ökosysteme verschiedener Ausprägung nicht statthaft. Er kann nur als Hinweis zu Erfassung möglicher Zusammenhänge verstanden werden. Für das Untersuchungsgebiet deuten die geringen Bleikonzentrationen und -Flußraten darauf hin, daß die Pb-Fixierungskapazität der Humusaufgabe noch nicht gesättigt ist. Bei Cadmium ist eine Verlagerung in tiefere Bodenschichten offensichtlich, was auf eine Erschöpfung des Fassungsvermögens der oberen Bodenlagen für Cadmium hindeutet bzw. den Schluß auf einen größeren Teil gelöster Cadmiumverbindungen zuläßt. Des weiteren belegen diese Untersuchungen, daß der Gesamtgehalt an Schwermetallen (vor allem von Blei) nur relativ wenig über deren toxikologische Relevanz aussagt. Obwohl der Boden eine beachtliche Pb- und Cd-Kontamination aufwies (Gesamtgehalte), konnten im Humussickerwasser nur Konzentrationen im ppb-Bereich analysiert werden. Von den Pflanzen aufgenommen bzw. mit dem Sickerwasser ausgewaschen werden kann lediglich der im Bodenwasser gelöste Teil, der zwar mit der Festphase in einem element- und bodenspezifischen Gleichgewicht steht, aber bei den meisten Schwermetallen relativ gering ist und darüber hinaus nicht von allen Pflanzen in gleich großen Mengen aufgenommen wird. Neben dem bereits angesprochenen Einfluß des pH-Wertes, hängt die Pflanzenverfügbarkeit von Schwermetallen auch von der Kationenaustauschkapazität, dem Gehalt an organischer Masse, der Menge von Eisen und Mangan sowie dem Redoxpotential des Bodens ab (BRÜMMER und HERMS 1985, ADRIANO 1986).

Durch fraktionierte Extraktionsmethoden erhält man Informationen über die Bindung des belastenden Materials an einzelne Bodenkomponenten. Die Resultate lassen jedoch nur spekulative Abschätzungen darüber zu, welcher Anteil den Pflanzen zur Verfügung steht. Zu berücksichtigen ist, daß derartige Analysen keine Auskünfte darüber liefern, welche Blei- und Cadmiummengen von Pflanzen unterschiedlicher Stoffwechselleistung tatsächlich aus dem Boden entnommen werden. Dennoch dürften die in der Bodenlösung vorliegenden Schwermetalle die für die Pflanzen am ehesten verfügbaren Bindungsarten darstellen. Die wasserunlöslichen, im Boden in vielerlei Weise vorliegenden Schwermetalle können in gewissem Maße von den durch die Pflanzenwurzeln ausgeschiedenen H<sup>+</sup>-Ionen beziehungsweise durch komplexierende oder reduzierende Substanzen zusätzlich pflanzenverfügbar gemacht werden (ERNST 1982). Desorptionsprozesse erscheinen vor allem für die in unspezifischer Adsorption an der Oberfläche von Bodenaustauschern vorliegenden Schwermetalle denkbar. Unter diesem Gesichtspunkt ist eine umfassendere Interpretation der Schwermetallgehalte der auf den Untersuchungsflächen im Nationalpark entnommenen Pflanzen möglich. Die ausgesprochen

niedrigen Pb-Konzentrationen in den wasserlöslichen und austauschbaren Extraktionsphasen der Böden erklären – unter Berücksichtigung bereits angesprochener Phänomene wie geringer pflanzlicher Aufnahme sowie Translokation von Blei – die niedrigen Pb-Gehalte der untersuchten Pflanzen. Für das Element Cadmium konnten hingegen größere Anteile in leicht löslichen Bindungsformen analysiert werden, was in Anbetracht der weniger gehinderten Cd-Aufnahme und Mobilität innerhalb der Pflanzen die im Vergleich zu Blei verstärkte Aufnahme dieses Spurenelements aus den Böden erklärt.

Eine Kalkulation, wie leicht Schwermetalle, die in metallorganischen Verbindungen im Boden vorliegen, mobilisiert und von den Pflanzen aufgenommen werden können, ist problematisch. Untersuchungen zur Stabilität von Metallkomplexen mit Humin- und Fulvosäuren, die von MAYER (1981) zusammenfassend dargestellt werden, weisen für die Elemente Blei und Cadmium hohe Stabilität mit Huminsäuren aus. In den genannten Arbeiten wurden vornehmlich die Stabilitätskonstanten isolierter und definierter organischer Schwermetallverbindungen ermittelt. Am natürlichen Standort setzt sich die organische Bodensubstanz allerdings aus vielen, zum Teil noch unbekanntem Komplexbildnern zusammen, die zudem in der Regel mehrere verschiedene funktionelle Gruppen aufweisen. Hinzu kommt, daß je nach Metall ein unterschiedliches Adsorptionsverhalten derartiger Komplexe gegenüber mineralischen Bodenbestandteilen auftritt.

In der vorliegenden Arbeit konnte durch Elektroultrafiltration der größte wasserlösliche Bleianteil als negativ geladene Bindungsformen im Anodenfiltrat bestimmt werden, wobei es sich vermutlich um Pb-Organokomplexe handelte, während Cadmium vorwiegend als Kation in der Bodenlösung auftrat. Auch Untersuchungen von KÖNIG (1985) und KÖNIG et al. (1986) weisen im Gegensatz zu Cadmium größere Mengen von Blei als wasserlösliche Humuskomplexe aus, die nach FISCHER (1986) im pH-Bereich zwischen 4 und 8 hohe Stabilität besitzen. Nach genannten Autoren wird die Lösungskonzentration von Cadmium weniger durch organische Komplexbildner sondern im wesentlichen durch die pH- und elektrolytkonzentrationsabhängige Sorption an Bodenpartikel bestimmt.

Inwieweit das Vorliegen der beiden Schwermetalle in unterschiedlich geladenen Formen deren Phytotoxizität und die pflanzliche Aufnahme beeinflusst, ist noch unklar. Allerdings deuten Ergebnisse von BALSER et al. (1979) auf eine geringere biologische Wirksamkeit von Schwermetallkomplexen gegenüber freien Metallkationen hin.

Ebenso wie organische Komplexbildner verfügen mineralische Bodenkomponenten wie z.B. Fe- und Mn-Oxide über hohe, pH-abhängige Bindungskapazitäten für Schwermetalle (BRÜMMER und HERMS 1985). Nach SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1984) finden derartige spezifische Sorptionsprozesse im wesentlichen an hydroxylierten Oberflächen

von Fe-, Al- und Mn-Oxiden nach Deprotonisierung der OH-Gruppen statt, wobei bevorzugt Hydroxokomplexe der Schwermetalle festgelegt werden. Die Ergebnisse der Stufenextraktion haben gezeigt, daß sorptive Bindungen mit oben genannten Bodenkomponenten – vor allem für Blei – bei Proben aus dem Mineralboden größere Anteile einnahmen, während im O<sub>H</sub>-Horizont die Bindung an die organische Substanz dominierte. Untersuchungen von GADDE und LAITINEN (1974) weisen aus, daß sowohl von Mn- als auch von Fe-Oxiden Blei in stärkerem Ausmaß als Cadmium spezifisch sorbiert wird, wobei die vom pH-Wert abhängige Neigung der Metalle zu Hydroxokomplexbildung entscheidend ist.

Als weitere Formen der Schwermetallfestlegung kommen definierte Verbindungen in Betracht. Bei dem eingesetzten Extraktionsverfahren konnten allerdings nur Schwermetallsulfide näher charakterisiert werden. Mögliche Verbindungen wie Phosphate und Carbonate konnten nur vermutet werden. Inwieweit Fällungs- und Lösungsvorgänge oder Adsorptions-Desorptionsreaktionen die Schwermetallgehalte in der Bodenlösung bestimmen, ist noch nicht eindeutig geklärt. MAYER (1981) berechnete für Sickerwässer der Sollingböden, daß diese hinsichtlich schwerlöslicher Schwermetallverbindungen praktisch immer untersättigt sind und vermutlich nicht die Schwermetallkonzentrationen in der Bodenlösung bestimmen, sondern diese durch Bindung/Adsorption an Humussubstanz, Tonminerale und Oxide/Hydroxide kontrolliert wird. Derartige Resultate sind sicher nicht uneingeschränkt auf Böden des Nationalparks übertragbar. Das Überwiegen von negativ geladenen Ionen in der Bodenlösung weist jedoch – zumindest für Blei – in die gleiche Richtung.

### 6.3 Blei und Cadmium im Nahrungsnetz

Auf ökosystemarer Ebene werden die Organismen nicht nach Artzugehörigkeit sondern nach ihrer Funktion innerhalb des Wirkungsgefüges klassifiziert.

Es gibt zwei Grundtypen von Nahrungsketten:

1. Die Fraßnahrungskette beginnt mit den grünen Pflanzen (Produzenten), es folgen Herbivore und Carnivore.
2. Die Detritusnahrungskette führt von toter organischer Substanz über Mikroorganismen zu detritusfressenden Tieren (Detritivore) und ihren Räubern (ODUM 1980).

Nahrungsketten sind nicht isoliert, sondern greifen ineinander über, und man bezeichnet derartige Verknüpfungen, die in Abbildung 33 für Cadmium in Organismen der Probefläche 1200 m über Seehöhe (Ausnahme Eichhörnchen und Marder) dargestellt ist, als Nahrungsnetz.

Die Produzenten wiesen im Nationalpark relativ niedrige Cadmium- und äußerst geringe Bleikonzentrationen auf. Dies dürfte (besonders bei Blei), wie bereits angesprochen, auf dem minimalen Schwermetalltransfer Boden – Pflanze und einem geringen Trans-

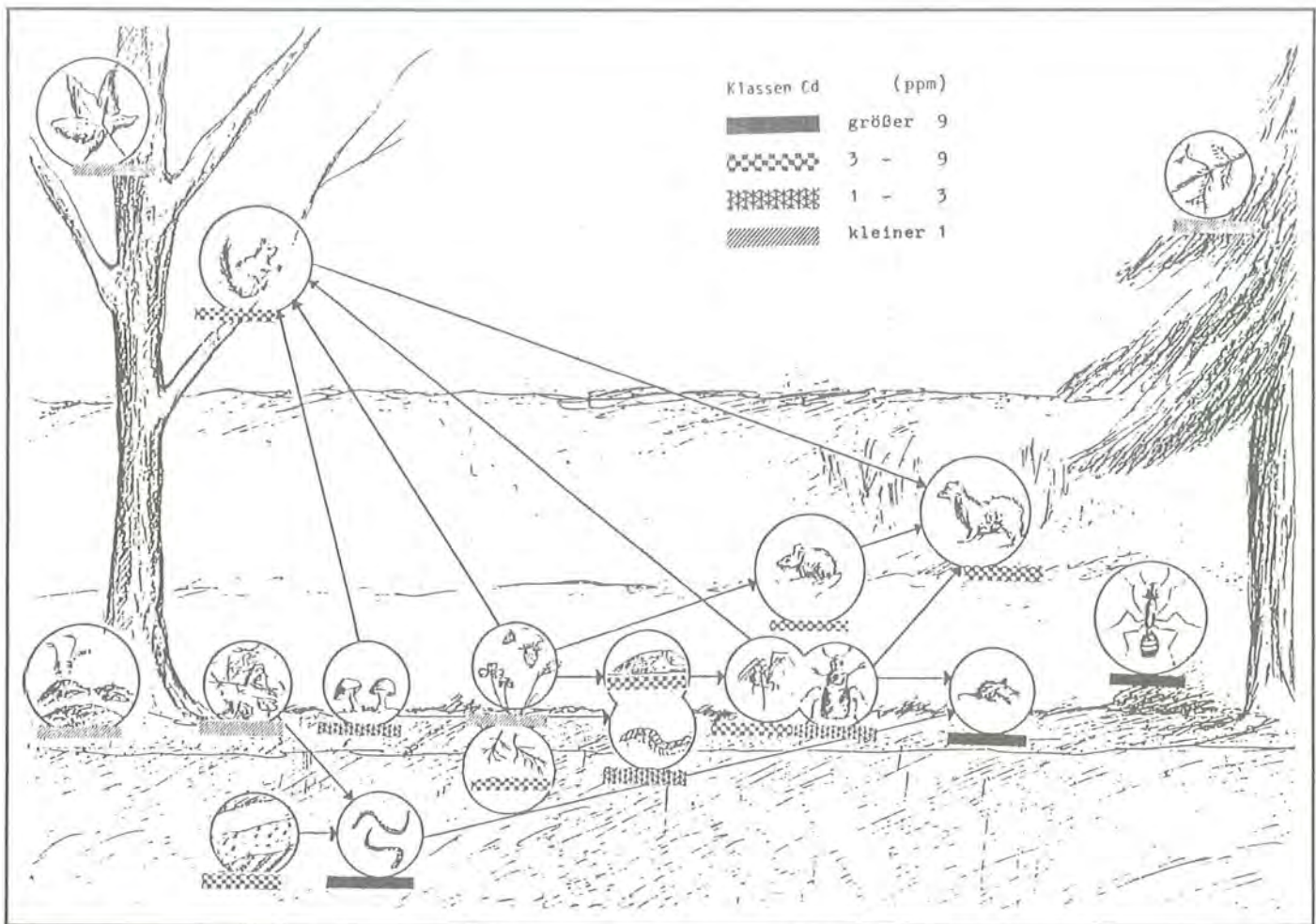


Abb. 33: Cadmium im Nahrungsnetz; bei Vertebraten bezogen auf den Cd-Gehalt in Nieren (Angaben in ppm TS).

port innerhalb der Pflanze beruhen. Unter den als überwiegend herbivor einzustufenden Tieren erwiesen sich lediglich Schnecken als Cd-Akkumulatoren. Eine Cadmium-Akkumulation in Schnecken belegen mehrere Veröffentlichungen (IRELAND 1979 b, FANGMEIER et al. 1986, GRUTTKE et al. 1987). Unter Berücksichtigung, daß zum Nahrungsspektrum der untersuchten Arten auch Pilze zählen, die im Nationalpark nachgewiesen hohe Cd-Konzentrationen enthielten, war ein derartiges Resultat zu erwarten. Die Cadmiumgehalte der übrigen untersuchten pflanzenfressenden Evertebraten entsprachen in etwa den in den Blättern bestimmten Gehalten. Ausgesprochen hohe Cd-Werte (12 bis 19ppm) wies die untersuchte Ameisenart auf. Cadmiumkonzentrationen in der gleichen Größenordnung werden auch von FANGMEIER et al. (1986) für die gleiche Art dokumentiert. Aus Untersuchungen von STEUBING (1987) geht hervor, daß Ameisenarten, die sich hinsichtlich ihrer Ernährungsweise unterscheiden, Differenzen im Cd-Gesamtkörpergehalt aufwiesen. Für eine Art, die sich vornehmlich von Blattlaussäften ernährt, konnten höhere Cd-Konzentrationen ermittelt werden als für eine Art, zu deren Nahrung hauptsächlich Insekten und Aas zählen. Ob die hohen Cd-Werte von *Formica polyctena*, der in der vorliegenden Studie untersuchten Art, durch Lachniden bzw. deren Exkremente bedingt ist, muß offen bleiben, da dieses vorangestellte Glied in der Nahrungskette nicht analysiert werden konnte. Innerhalb der Käfer konnten für die überwiegend räuberischen Arten (Carabiden) ge-

ringförmig höhere Cd-Konzentrationen ermittelt werden als für herbivore Species. Vergleichsweise hohe Cd-Gehalte (bis zu 8ppm) ergaben sich für die vornehmlich zoophagen Weberknechte, wobei allerdings für die beiden untersuchten Arten deutliche Unterschiede bezüglich ihres Cd-Akkumulationsvermögens sichtbar wurden. Eine Schwermetallanreicherung in Arachniden ist mehrfach dokumentiert (ZÖTTL und LAMPARSKI 1981, FANGMEIER et al. 1986, ERTEL et al. 1987). Inwieweit die Abweichungen zwischen den beiden analysierten Arten ernährungsbedingt sind, läßt sich zum heutigen Zeitpunkt nicht beantworten, da Untersuchungsergebnisse zu den Fraßgewohnheiten dieser Arten nicht verfügbar waren. Hinsichtlich Blei ergab sich für die Fraßnahrungskette bei den Evertebraten, daß deren Ganzkörpergehalte in etwa denen der Produzenten entsprachen (Pulmonata) bzw. geringfügig darunter lagen (Insekta). Bei der Bewertung der herausragenden Pb-Gehalte der Diplopodenart (bis 26ppm) ist zu berücksichtigen, daß zu deren Nahrung vornehmlich tote Pflanzensubstanz gehört, die nach den Untersuchungsergebnissen höhere Schwermetallgehalte aufwies als lebendes Blattmaterial. Die Raubarthropoden wiesen im Vergleich zu den herbivoren Arten keine größeren Differenzen im Bleigehalt auf.

Insgesamt muß bei der Beurteilung von Anreicherungswegen in den Nahrungsketten bedacht werden, daß Faktoren wie Häutungen in den Larvenstadien, spezifisches Fraßverhalten (extraintestinale Verdau-

ung oder Ausfressen) sowie unterschiedliche Trokenskonzentrationen (Panzer) gegenüber dem Frischgewicht nur schwer kalkulierbar sind.

Die aus der Gruppe der Detritivoren untersuchten Regenwürmer reichern in hohem Maß Cadmium an. Blei wurde von dieser Tiergruppe diskriminiert, was mit dem hohen  $\text{Ca}^{2+}$ -Gehalt in den Böden des Nationalparks zusammenhängen dürfte. Hinweise auf diese Zusammenhänge geben Untersuchungen von IRELAND (1979 a).

Bei den Vertebraten wurde Cadmium überwiegend in der Niere und Blei im Skelett gespeichert. Zwischen den beiden untersuchten, vornehmlich herbivoren Kleinsäugerarten traten deutliche Unterschiede in den Blei- und Cadmiumwerten der analysierten Organe auf. Die durchweg höhere Schwermetallakkumulation durch Rötelmäuse könnte auf deren im Vergleich zu den Gelbhalsmäusen abweichenden Nahrungspräferenzen beruhen. So konnte LUBER (1985) bei Rötelmäusen zu etwa 50% Grünpflanzen als Mageninhalt bestimmen, während Gelbhalsmäuse die schadstoffärmeren Samen bevorzugten. Ein Vergleich der untersuchten, in repräsentativer Anzahl vorhandenen Säuger belegt, daß sowohl Blei als auch Cadmium in den räuberischen Arten in stärkerem Maß angereichert wird als in pflanzenfressenden. Insbesondere die untersuchten Spitzmäuse erwiesen sich als Cd-Akkumulatoren.

Insgesamt scheint die Belastung mit Cadmium im Nationalpark größer zu sein als diejenige mit Blei; zumindest konnten mehrere Arten als Cd-akkumulierend eingestuft werden. Weiterhin läßt sich aus den vorliegenden Ergebnissen folgern, daß Cadmium im Nahrungsnetz mobiler ist als Blei. Eine umfassendere Interpretation von Rückstandswerten ist nur möglich, wenn die Beutetiere bzw. das pflanzliche Nahrungsspektrum gleichzeitig analysiert wird. Bei vielen Tieren, vor allem bodenlebenden Evertrebraten, ist das Wissen über Fraßgewohnheiten jedoch noch spärlich. Aber auch bei heimischen Wildtierarten, deren Äsungsgewohnheiten relativ gut untersucht sind (PETRAK 1984), können je nach Nutzungsstrukturen Unterschiede im Schwermetallgehalt auftreten. Aus Untersuchungen von BACKHAUS (1984) an Wald- und Feldrehen geht hervor, daß bei Tieren mit Waldäsung Cd in hohem Maß in den Nieren akkumuliert wird. Daraus wird deutlich, daß bei einem überregionalen Vergleich mittels Rückstandsanalytik von Tieren neben der eindeutigen trophischen Stellung auch die Kenntnis der Aktionsräume notwendig ist.

Aufgrund der diskutierten Ergebnisse sind hinsichtlich der Eignung von Organismen als Bioindikatoren für die Beurteilung der Pb- und Cd-Belastungssituation folgende Schlüsse zu ziehen:

Unter den Konsumenten und Destruenten sollten solche Vertreter als Bioindikatoren eingesetzt werden, die a) leicht verfügbar sind b) weit verbreitet sind und somit einen überregionalen Vergleich ermöglichen c) eine eindeutige Stellung im Nahrungsnetz besitzen d) einen kleinen Aktionsradius aufweisen.

Die Lumbriciden nehmen im Abbaugeschehen terrestrischer Ökosysteme eine zentrale Stellung ein. Als Bioindikatoren besitzen sie auf zwei Ebenen Indikatorfunktion: Einerseits als Schwermetallakkumulatoren, wie auch die Untersuchungen im Nationalpark belegen, und andererseits führen sich ändernde Umweltfaktoren zu einer Veränderung der Lumbricidenfauna (z.B. Bodenversauerung vermindert die Besatzdichte der Regenwürmer; SCHÄFER 1985). Unter den Vertebraten erwies sich die Waldspitzmaus als guter Bioindikator der Belastungssituation. Allerdings sind die Beziehungen im Nahrungsnetz bei dieser Tierart wesentlich komplexer als bei den Lumbriciden. Neben Regenwürmern dienen diesen Kleinsäufern auch Insekten und Schnecken als Nahrungsquelle, so daß bei Rückstandsanalysen auch diese Tiergruppen, wie in der vorliegenden Arbeit, bedacht werden sollten. Unter der gleichen Bedingung – simultane Analyse der Nahrung – erscheint das Reh aus der Gruppe der Pflanzenfresser als Indikatororganismus geeignet. Während *Sorex araneus* vor allem Cadmium anreichterte, indiziert das Rehwild jedoch nicht die Belastungsspitzen einer Region.

Dennoch kann aus nachfolgend aufgeführten Überlegungen heraus vor allem das Reh als Indikatororganismus empfohlen werden.

1. Die vorgenommenen Schwermetallanalysen erbrachten bei dieser Art – unter Berücksichtigung des Alters der Tiere – nur geringe individuelle Variabilität.
2. Unter ethischem Aspekt ist eine Art, die dem Abschluß unterliegt gegenüber Individuen, die allein zum Zweck der Schwermetallüberwachung getötet werden, Vorrang einzuräumen.
3. Durch relativ hohe Abschlußquoten ist der Zugriff auf ein großes Probenkollektiv möglich.
4. In der Nahrungskette, in der das Reh eine Mittelstellung einnimmt, ist der Mensch Endglied.

#### 6.4 Belastbarkeit von Pflanzen mit bodenbürtigem Blei und Cadmium im Gefäßversuch

Die Exposition von Pflanzen unter standardisierten Bedingungen im Gelände liefert Informationen über die pflanzliche Aufnahme von Schwermetallen aus der Atmosphäre. Durch Gefäßversuche mit belasteten Böden unter weitgehendem Ausschluß einer Kontaminationsmöglichkeit über den Luftpfad kann der über die Pflanzenwurzel aufgenommene Schwermetallanteil ermittelt werden. Des weiteren ergeben sich durch letztgenannte Versuchsanordnung Hinweise auf die Speicherkapazität der eingesetzten Böden für Schwermetalle.

Aus dem experimentellen Teil der vorliegenden Arbeit geht hervor, daß die Belastung der Böden mit Blei und Cadmium zu hohen Schwermetallakkumulationen in den Wurzeln und im Sproß der Schafgarbe (*Achillea millefolium*) führte. Das unterschiedliche Verhalten der beiden Umweltgifte, das je nach Pflanzenart auch bei den Freilandhebungen zutage trat,

wird im Topfversuch bestätigt. Die Ergebnisse belegen, daß die Pflanze im allgemeinen nur einen geringen Teil des ihr angebotenen Bleis aufnimmt, wovon wiederum das meiste in den Wurzeln verbleibt. Entsprechende Resultate weisen Gefäßversuche von KELLER und ZUBER (1970) mit Fichten in Sandkulturen auf. Aus einer Erhöhung der Pb-Konzentrationen in der Nährlösung von 0 auf 1000ppm resultierte bei diesen Experimenten lediglich eine Steigerung im Nadelbleigehalt von 2 bis 5ppm, während gewaltige Bleimengen (Steigerung bis Faktor 140 gegenüber der Kontrolle) von der Wurzel aufgenommen, dort aber festgehalten wurden.

Des weiteren zeigen diese Untersuchungen, daß auf sorptionsschwachem Substrat (Quarzsand) Blei in hohem Maß von den Fichtenwurzeln aufgenommen wird. Auch Versuche von FROUGHY et al. (1982), die Bohnenpflanzen in Nährlösungen verschiedener Pb-Konzentrationen heranzogen, wo letztlich eine Festlegung des Bleis durch die Bodenmatrix ausgeschlossen werden kann, fanden sich starke Pb-Anreicherungen in den Wurzeln und nur eine geringe Translokation in den Sproß. Bei den eigenen Experimenten kann von einer erheblichen Sorptionskapazität des Waldbodens, aber auch des Topf/Sand-Gemisches der Einheitserde ausgegangen werden. Wie die Resultate der sequentiellen Extraktion des Waldbodens belegen, werden auf den Boden applizierte Blei- und Cadmiumionen zum größten Teil durch die organische Substanz im Boden gebunden. Selbst bei hoher Bodenkontamination steigt der wasserlösliche und austauschbare Bleianteil kaum und der des Cadmiums nur geringfügig. Unter Berücksichtigung dieser Zusatzinformation ergibt sich für die Schwermetallaufnahme durch Achillea, daß Bleiverbindungen durch organische Bodenbestandteile relativ gut festgelegt werden. Da jedoch beachtliche Cd-Mengen durch die Wurzel aufgenommen und in die oberirdischen Pflanzenteile verlagert werden konnten, scheinen im Vergleich zu Blei die Humusbestandteile des Bodens nicht so stark Cd-bindend zu sein. KRÄMER und KÖNIG (1983), die die Cadmium-Aufnahme verschiedener Pflanzen auf klärschlammgedüngten, landwirtschaftlichen Nutzflächen in Abhängigkeit verschiedener Bodenparameter untersuchten, fanden eine erhöhte Cd-Aufnahme mit steigendem Gehalt an organischer Substanz.

Eine Beantwortung der Frage nach dem für die Pflanzen noch schadlos verträglichen Schwermetallgehalt bereitet aufgrund der eigenen Ergebnisse, aber auch durch Literaturvergleich, wo für verschiedene Pflanzenarten sehr unterschiedliche Toxizitätsgrenzwerte gemessen wurden (KLEIN et al. 1981), erhebliche Schwierigkeiten. Bei Achillea führten selbst hohe Cd-Anreicherungen in Sproß und Wurzel sowie Bleiakkumulation in der Wurzel in keinem Fall zu symptomatologischen Veränderungen wie Blattnekrosen oder -chlorosen. Allerdings kam es bei hoher Bodenbelastung mit den beiden Metallen zu signifikanten Verminderungen der Substanzproduktion. Derartige Dosis-Wirkungs-Beziehungen ließen sich jedoch nur bei der Versuchsreihe Waldboden statistisch absichern, während bei den in Einheitserde gezogenen Pflanzen

auch bei hoher Bodenbelastung kaum Ertragsdepressionen auftraten. Zu berücksichtigen ist, daß der Waldboden nicht das typische Substrat für Schafgarbe darstellt. Offenbar besteht nicht nur eine unterschiedliche Schwermetallempfindlichkeit zwischen den verschiedenen Pflanzenspecies, sondern auch innerhalb einer Art scheint die Schwermetallwirkung von der Substratzusammensetzung beeinflusst zu sein. Wie GRÜNHAGE und JÄGER (1985) gezeigt haben, ist der Cd-Einfluß auf Pflanzen von der komplexen Wirkungsweise verschiedener N-Formen mit Schwefel-, Kalium-, Calcium-, Magnesium- und Kupferverbindungen im Boden abhängig.

Aus ökotoxikologischer Sicht ist eine Bewertung von Schwermetallwirkungen weniger auf Ertragseinbußen, sondern mehr auf die Schadstoffkonzentrationen in den verwertbaren Pflanzenteilen ausgerichtet. Vom BUNDESGESUNDHEITSAMT (1979) ausgegebene Richtwerte, bei deren Überschreitung die Qualität von Nahrungs- und Futterpflanzen als nicht mehr tolerierbar gilt, weisen 0,05 bis 0,1 mg/kg Cadmium und 0,2–1,2 mg/kg Blei bezogen auf das Frischgewicht aus. Dies entspräche bei einer pauschalen Annahme von 10% Trockensubstanz in der Pflanzenfrischmasse 0,5 bis 1 ppm Cd und 2 bis 12 ppm Blei. Bei der in Böden aus dem Nationalpark kultivierten Schafgarbe wurden diese Bereiche bereits in den Kontrollansätzen mit 3,8 ppm Cadmium in den Blättern deutlich überschritten, wohingegen selbst bei hohen Pb-Kontaminationsgraden des Bodens die genannten Richtwerte nicht erreicht wurden. Die Resultate des Gefäßversuches könnten zu dem Schluß führen, daß – im Gegensatz zu Cadmium – hinsichtlich des Elements Blei eine steigende Bodenbelastung als unbedenklich erscheint, da es nur in geringem Maße in die für Pflanzenfresser vornehmlich genutzten Teile verlagert wird bzw. die Bindungskapazität des Bodens für dieses Spurenelement – zumindest in sorptionsstarken Böden – noch nicht erschöpft erscheint. Unter Gefäßversuchs-Bedingungen gewonnene Erkenntnisse können jedoch nicht ohne Einschränkung auf das breite Pflanzenspektrum am natürlichen Standort mit abweichenden Klimaverhältnissen übertragen werden. In den intensiv durchwurzelten Kulturgefäßen werden in der Regel bei gleicher Bodenbelastung größere Mengen von Schwermetallen über die Wurzeln aufgenommen als am natürlichen Standort. Hinzu kommt, daß durch Zugabe der Spurenelemente in leicht löslicher Form die Aufnahme erleichtert wird. Festzuhalten bleibt dennoch, daß – sowohl unter Gewächshausbedingungen als auch am natürlichen Wuchsort – Cadmiumverbindungen trotz geringer Konzentration in der Bodenlösung relativ leicht von Pflanzen aufgenommen und in die oberirdischen Organe verlagert werden.

#### **6.5 Bewertung der Schwermetallbelastung von Waldökosystemen des Nationalparks Berchtesgaden**

Nachfolgend sollen juristische Definitionen von Belastung den Resultaten der vorliegenden Studie gegenübergestellt werden. Der Jurist spricht von einer Bela-



stung, wenn bestehende Grenzwerte überschritten werden. Für eine Reihe von Elementen existieren solche Grenzwerte für Luft, Boden und Futtermittel. In der TA LUFT (1983) werden Immissionswerte „zum Schutz vor erheblichen Nachteilen und Belästigungen“ festgelegt. Als Einträge über Staubbiederschläge sind Maximalwerte von  $250 \mu\text{g Pb}$  und  $5 \mu\text{g Cd m}^{-2} \text{d}^{-1}$  festgelegt. Bei den Messungen der Gesamtdeposition im Nationalpark wurden diese Immissionswerte nicht erreicht. Die beiden Elemente werden jedoch im Ökosystem – und zwar im Kompartiment Boden – angereichert.

Grenzwerte für Blei (100ppm) und Cadmium (3ppm) in Böden sind juristisch in der KLÄRSCHLAMMVERORDNUNG (1982) definiert. Diese Verordnung ist ausschließlich eine Ausbringungsverordnung und begrenzt lediglich, ab welchem Schwermetallgehalt keine Klärschlämme mehr aufgebracht werden dürfen. Als Richtwerte für tolerierbare Gesamtkonzentrationen in Kulturböden gibt KLOKE (1980) für die beiden Metalle der Klärschlammverordnung entsprechende Werte an. Im Untersuchungsgebiet wurden diese Grenz- und Richtwerte für den Boden-Gesamtgehalt in mehreren Fällen überschritten. Die Untersuchungsergebnisse hinsichtlich des Elements Blei demonstrieren jedoch, daß eine starke Anreicherung von Schwermetallen an der Erdoberfläche nicht immer mit einer extremen Anreicherung in der Vegetation verbunden sein muß. Dies scheint jedoch vor allem eine Frage der Mobilisierbarkeit der Schwermetallvorräte zu sein. Wie aus der Analyse der Bindungsformen im Boden hervorgeht, findet eine Akkumulation der beiden Schwermetalle vorzugsweise in der organischen Substanz der Humusaufgabe statt. Die Stabilität derartiger Schwermetallressourcen wird wesentlich vom pH-Wert des Bodens beeinflusst. Die derzeit im Untersuchungsgebiet vorliegenden Boden-Aciditäten haben offensichtlich noch zu keiner wesentlichen Bleimobilisierung geführt. Demzufolge wurden Grenzwerte für pflanzliche Futtermittel, die in der FUTTERMITTELVERORDNUNG von 1983 (20 bis 40ppm) abgegrenzt werden, nicht erreicht. Empfehlungen für Cd-Höchstgehalte im Futter, die nach dem VDI-Richtlinienentwurf 1982 (in VDI 1984) für Wiederkäuer 1 ppm ausweisen, wurden allerdings im

Nationalpark von einigen Vertretern der Krautschicht zum Teil erheblich überschritten.

Ob juristische Begrenzungen zu großzügig oder zu eng bemessen sind, soll an dieser Stelle nicht tiefgreifend diskutiert werden. Fest steht jedoch, daß durch Immissionseinträge Schwermetallgehalte in Ökosystemkompartimenten erreicht wurden, die aufgrund der Industrieferne des Nationalparkes nicht vorausgesetzt werden konnten.

Inwieweit im Nationalpark Berchtesgaden durch Überschreitung von Grenz-, Richt-, Orientierungswerten oder Höchstmengen, die teils toxikologisch, teils statistisch ausgelegt sind, Organismen in ihrer Funktion beeinträchtigt werden, vermag die vorliegende Studie nicht zu klären. Der Wissensstand über diese Auswirkungen von Luftverunreinigungen ist noch sehr lückenhaft. Unbekannt ist, von welchen Schadstoffgehalten an eine Funktionsbeeinträchtigung von verschiedenen Waldvegetation-Species vorliegt. Die Untersuchungsergebnisse geben aber Veranlassung, danach zu fragen, ob mit einer Schädigung zu rechnen ist. Unter Berücksichtigung der im Literaturteil dargestellten Schwermetallwirkungen auf Mikroorganismen und der aus dieser Arbeit resultierenden Erkenntnisse über die Schwermetallwurzelgehalte verschiedener Pflanzenarten, ist eine künftige, aber möglicherweise schon vorhandene Beeinträchtigung der verschiedenen Organismengruppen nicht auszuschließen.

Des weiteren ist damit zu rechnen, daß die Lebensgemeinschaften in den Ökosystemen auf sich rasch ändernde Bedingungen in nicht vorhersehbarer Weise reagieren und eine Anpassung, wie etwa an natürlichen Schwermetallstandorten, vermutlich nicht schnell genug erfolgen kann. Schließlich ist auch daran zu denken, daß Schwermetalle nicht abbaubar sind, sondern lediglich in eine physiologisch inaktive Form überführt werden. Die in den Böden des Nationalparkes gespeicherten Schwermetalle werden dort auf längere Zeit verbleiben, und selbst bei einer hypothetischen „Null-Immission“ würden diese Vorräte letztlich immer eine potentielle Gefahr für die Organismen der Ökosysteme darstellen.

## 7 Zusammenfassung

- 1 In der vorliegenden Arbeit konnte gezeigt werden, daß durch weiträumige Verbreitung von Luftverunreinigungen Schwermetalle in erheblichem Umfang selbst industrieferne Waldökosysteme erreichen und im Nationalpark Berchtesgaden vor allem im Kompartiment Boden akkumuliert werden.
- 2 Die erhöhten Schwermetalleinträge werden auf die hohen Niederschlagsraten im Untersuchungsgebiet zurückgeführt.
- 3 Geringe Bleigehalte im Humussickerwasser deuten darauf hin, daß die Fixierungskapazität für dieses Schwermetall noch nicht erschöpft ist; bei Cadmium ist eine Verlagerung in tiefere Bodenschichten offensichtlich.
- 4 Niedrige Bleigehalte der beim aktiven und passiven Monitoring eingesetzten Indikatorpflanzen weisen einerseits auf geringe Ad- und Absorption der Blätter für Pb-Verbindungen und andererseits auf nur geringe Pb-Aufnahme über die Pflanzenwurzel und Translokation innerhalb der Pflanze hin. Demgegenüber wird Cadmium in stärkerem Maß in den Wurzeln akkumuliert und in die oberirdischen Pflanzenteile transportiert.
- 5 Das unterschiedliche Verhalten der beiden untersuchten Schwermetalle konnte durch Modelluntersuchungen bestätigt werden: Selbst hohe Pb-Kontaminationsgrade im Boden sind mit nur geringen Bleikonzentrationen in den Blättern, aber größeren Pb-Mengen in den Wurzeln verbunden. Die Cadmiumaufnahme und -mobilität in den Pflanzen erscheint kaum gehindert.
- 6 Die geringe Bleiaufnahme dürfte – neben artspezifisch intensiver Diskriminierung durch die Wurzel – auf eine effektive Festlegung, vor allem durch die organische Substanz im Boden zurückgeführt werden. Die vergleichsweise höhere Cd-Aufnahme wird mit höheren Cd-Gehalten in der Bodenlösung sowie austauschbaren Bindungsformen in Verbindung gebracht.
- 7 Bei einer zusätzlichen Applikation löslicher Schwermetallverbindungen auf humose Oberböden werden beide Metalle bevorzugt an organische Bodenkomponenten gebunden.
- 8 Mehrere Vertreter der Fauna konnten als Cd-akkumulierend eingestuft werden; hinsichtlich Blei treten erhöhte Werte innerhalb der untersuchten Tiergruppen kaum in Erscheinung.
- 9 Für Cadmium zeichnet sich – deutlicher als für Blei – der Trend einer Anreicherung mit zunehmender Trophieebene ab.
- 10 Eine zunehmende Expositionszeit gegenüber Luftschadstoffen hat eine Erhöhung der Bleigehalte in der oberirdischen Phytomasse zur Folge.
- 11 Analysen von Herbarmoosen weisen darauf hin, daß die Schwermetalleinträge im Nationalpark in den sechziger Jahren dieses Jahrhunderts höher gewesen sein dürften als derzeit.
- 12 Insgesamt erscheint die Schwermetallbelastung im Nationalpark Berchtesgaden durch das Element Cadmium bedenklicher als durch Blei.

## 8 Literaturverzeichnis

- ADRIANO, D.C. (1986): Trace elements in the terrestrial environment. Springer Verlag, New York, Berlin, Heidelberg, Tokyo.
- ANDERSSON, A. (1977): Heavy metals in Swedish soils: On their retention, distribution and amounts. Swedish J. Agric. Res. 7, 7–20.
- ANDREWS, S.M., JOHNSON, M.S. & COOKE, J.A. (1984): Cadmium in small mammals from grassland established on metalliferous mine waste. Environ. Pollut. (Series A) 33, 153–162.
- ANKE, M., GRÜN, M., BRIEDERMANN, L., MISSBACH, K., HENNING, A. & KRONEMANN, H. (1979): Die Mengen- und Spurenelementversorgung der Wildwiederkäuer. Arch. Tierernähr. Bd. 29, H. 12, 829–844.
- ARBEITSKREIS CHEMISCHE INDUSTRIE (1984): Das Waldsterben. Ursachen, Folgen, Gegenmaßnahmen. 2. Aufl., Volksblatt-Verlag, Köln.
- ASCHE, N. (1985): Komponenten des Schwermetallhaushaltes von zwei Waldökosystemen. VDI-Berichte 560 Waldschäden, 357–387.
- ASCHE, N. & BEESE, F. (1986): Untersuchungen zur Schwermetalladsorption in einem sauren Waldboden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 149, 172–180.
- ASH, C.P.J. & LEE, D.L. (1980): Lead, cadmium, copper and iron in earthworms from roadside sites. Environ. Pollut. (Series A) 22, 59–67.
- BACKHAUS, R. (1984): Cadmium-Belastung in Organen von Rehwild in Wald- und Feldrevieren. AFZ, 1134.
- BALSER, P., LANDOLT, W. & FÜHLER, H. (1979): Ein Bioassay zur Charakterisierung der Metallbindungseigenschaften von wasserlöslichen Streusubstanzen. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 29, 315–322.
- BARBARICK, K.A. & WORKMAN, S.M. (1987): Ammonium bicarbonate-DTPA and DTPA extractions of sludge-amended soils. J. Environ. Qual. 16 (2), 125–130.
- BARCELO, J., POSCHENRIEDER, Ch. & CABOT, C. (1985): Cadmium-, Mangan-, Eisen-, Zink- und Magnesiumgehalte von Bohnenpflanzen in Abhängigkeit von Dauer und Höhe des Cadmium-Angebotes. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 148, 278–288.
- BASF Farben + Fasern AG, Werk Besigheim (1982): Cadmiumumweltschutzprogramm. 1. Zwischenbericht Stand März 1982.
- BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT (1984): Bericht zur Belastung von Böden des Nationalparkes Berchtesgaden mit Schwermetallen. Forschungsbericht vom 20. 3. 1984.
- BENGTSSON, G. & RUNDGREN, S. (1984): Ground-living invertebrates in metal-polluted forest soils. Ambio XIII (1), 29–33.
- BEYER, W. N., PATTEE, O.H., SILEO, L., HOFFMAN, D.J. & MULHERN, B.M. (1985): Metal contamination in wildlife living near two zinc smelters. Environ. Pollut. (Series A) 38, 63–86.
- BJERRE, G.K. & SCHIERUP, H.H. (1985): Uptake of six heavy metals by oat as influenced by soil type and additions of cadmium, lead, zinc and copper. Plant and Soil 88, 57–69.
- BLOCK, J. (1985): Pilotprojekt „Saure Niederschläge“ nach vier Jahren abgeschlossen, Mitt. Landesanst. Ökol. Landschaftsentwicklung u. Forstplanung Nordrhein Westfalen 10 (2), 354–43.
- BLOCK, J. & BARTELS, U. (1985): Ergebnisse der Schadstoffdepositions-messungen in Waldökosystemen in den Meßjahren 1981/82 und 1982/83. Forschung und Beratung Reihe C, H. 39, 1–295.
- BLUME, H.B. (1981): Schwermetallverteilung und -bilanzen typischer Waldböden aus nordischem Geschiebemergel. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 144, 156–163.
- BLUME, H.B. & HELLRIEGEL, T.H. (1981): Blei und Cadmium-Status Berliner Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 144, 181–196.
- BOCHTER, R., NEUERBURG, W. & ZECH, W. (1983): Humus und Humusschwund im Gebirge. Nationalpark Berchtesgaden Forschungsberichte 2, 2. Aufl.
- BOEHNCKE, E. (1974): Bleikontamination von Futtermitteln und deren Auswirkungen auf den tierischen Organismus. Tierärztl. Praxis 2, 483–493.
- BOILEAU, L.J.R., BECKETT, P.J., LAVOIE, P. & RICHARDSON, D.H. (1982): Lichens and mosses as monitors of industrial activity associated with uranium mining in Northern Ontario, Canada-part 1: Field procedures, chemical analyses and interspecies comparisons. Environ. Pollut. (Series B) 4, 69–84.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964) Pflanzensoziologie. 3. Aufl., Wien.
- BRECHTEL, H.M., SONNEBORN, M. & LEHNARD, F. (1985): Konzentrationen und Frachten gelöster anorganischer Inhaltsstoffe im Freilandniederschlag sowie im Bestandsniederschlag von Waldbeständen verschiedener Baumarten. Reihe Tagungsbericht 5, Nationalpark Bayerischer Wald, Grafenau, 153–168.
- BRODA, E. (1973): Wie treten nützliche und schädliche Spurenelemente in die Nahrungskette ein? Naturwiss. Rdsch. 26 (9), 381–389.
- BROWN, K.W., THOMAS, J.L. (1983): Metal accumulation by bermudagrass grown on four diverse soils amended with secondarily treated sewage effluent. Water, Air, and Soil Pollution 20 (4), 431–446.
- BRÜHNE, H. (1983): Zur Aufnahme von Schwermetallen durch Pflanzen und Möglichkeiten zur Reduzierung. In: 125 Jahre Hessische Landwirtschaftliche Versuchsanstalt Kassel-Harleshausen, 57–82.
- BRÜMMER, G. (1987): Bodenbelastung durch Luftverunreinigungen und ihre ökologischen Konsequenzen. In: Wirkungen von Luftverunreinigungen auf den Boden. 5. Arolser Schloßgespräche, VDI Schriftenreihe 5, 13–38.
- BRÜMMER, G. & HERMS, U. (1985): Einflußgrößen der Schwermetall-Löslichkeit, – Bindung und Verfügbarkeit in Böden. Bielefelder Ökologische Beiträge 1, 117–140.
- BUNDESGESUNDHEITSAMT (1979): Richtwerte 1979 für Blei, Cadmium und Quecksilber in und auf Lebensmitteln. Bundesgesundheitsblatt 22, 282–283.
- BYRNE, A.R., RAVNIK, V. & KOSTA, L. (1976): Trace element concentrations in higher fungi. Sci. Total Environ. 6, 65–78.
- CHMIEL, K.M. & HARRISON, R.M. (1981): Lead content of small mammals at a roadside site in relation to the pathways of exposure. Sci. Total Environ. 17, 145–154.
- DAHL, F.: Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresküste. (1925) Teil 1, Säugetiere; (1928) Teil 7, Coleoptera; (1929) Teil 15, Würmer; (1934) Teil 28, Myriapoda; (1978) Teil 64, Opiliones.
- DAVIES, B. (1984): Soil and plant analysis for heavy metals and the quality of our environment. European Spectroscopy News 56, 19–23.

- DIETL, G., MUHLE, H. & WINKLER, S. (1987): Höhere Pilze als Bioindikatoren für die Schwermetallbelastung von Böden. Verhandlungen d. Gesellschaft für Ökologie Bd. XVI, 351 – 359.
- DIEZ, Th. (1983): Zur Schwermetallaufnahme landwirtschaftlicher Nutzpflanzen aus klärschlammgedüngten Böden. 16. Essener Tagung vom 9. 3. – 11. 3. 1983 in Essen. Klärschlamm – Rohstoff oder Schadstoff? Gewässerschutz, Wasser, Abwasser 65, 451 – 469, Aachen 1984.
- EBREGT, A. & BOLDEWIJN, J.M.A.M. (1977): Influence of heavy metals in spruce forest soil on amylase activity, CO<sub>2</sub> evolution from starch and soil respiration. Plant and Soil 47, 137 – 148.
- ELLENBERG, H. (1987): Ökosystemforschung im Solling – ein Über- und Ausblick. Verhandlungen d. Gesellschaft für Ökologie Bd. XVI, 11 – 26.
- ELLIOTT, H.A., LIBERATI, M.R. & HUANG, C.P. (1986): Competitive adsorption of heavy metals by soils. J. Environ. Qual. 15 (3), 214 – 219.
- ELLISON, G., NEWHAM, J., PINCHIN, M.J. & THOMPSON, I. (1976): Heavy metal content of moss in the region of Consett (North East England). Environ. Pollut. 11, 167 – 174.
- ENDERS, G. (1979): Theoretische Topoklimatologie. Nationalpark Berchtesgaden Forschungsberichte 1.
- ERNST, W.H.O. (1976): Wieviel Schwermetalle können Pflanzen „vertragen“? Umschau 76 (11), 355 – 356.
- ERNST, W.H.O. (1982): Schwermetallpflanzen. In: Kinzel, H., Pflanzenökologie und Mineralstoffwechsel, 472 – 506, Ulmer Verlag Stuttgart.
- ERNST, W.H.O. (1985): Schwermetallimmissionen – Ökophysiologische und populationsgenetische Aspekte. Düsseldorfer Geobot. Kolloq. 2, 43 – 57.
- ERTEL, J., MAIER, M., GNITTKKE, J. & STEUBING, L. (1987): Blei- und Cadmiumbelastung des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide. Verhandlungen d. Gesellschaft für Ökologie Bd. XVI, 305 – 309.
- FANGMEIER, A., STEUBING, L. & GNITTKKE, J. (1986): Analyse der Schadstoffbelastung verschiedener Kompartimente eines Waldökosystems. Verhandlungen d. Gesellschaft für Ökologie, Bd. XIV, 269 – 277.
- FARRAH, H. & PICKERING, W.F. (1977): Influence of clay-solute interactions on aqueous heavy metal ion levels. Water, Air, and Soil Pollution 8, 189 – 197.
- FASSBENDER, H.W. & SEEKAMP, G. (1976): Fraktionen und Löslichkeit der Schwermetalle Cd, Co, Cr, Cu, Ni und Pb im Boden. Geoderma 16, 55 – 69.
- FATHI, M. & LORENZ, H. (1980): Bindungsformen von Quecksilber, Cadmium und Blei in Biotopen, Verhalten in der Nahrungskette und Vorkommen in Nahrungsmitteln. Metabolismus in Pflanze, Tier und Mensch. ZEBS-Berichte 1.
- FISCHER, W.R. (1986): Die Komplexierung von Cu, Pb und Cd durch heißwasserlösliche Huminstoffe. II. Die Stabilität der gebildeten Komplexe. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 149, 120 – 129.
- FLECKENSTEIN, J. (1979): Artspezifische und selektive Affinität von Wildpilzen zu Schwermetallen im Ökosystem. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 29, 451 – 456.
- FOLKESON, L. (1979): Interspecies calibration of heavy-metal concentrations in nine mosses and lichens: Applicability to deposition measurements. Water, Air, and Soil Pollution 11, 253 – 260.
- FOROUGH, M., VENTER, F. & TEICHER, K. (1982): Experimentelle Ermittlung der Schwermetallanreicherung und -verteilung in Buschbohnen. Landwirtsch. Forsch. SH. 38, 239 – 248.
- FRIEDLAND, A.J., JOHNSON, A.H., SICCAMI, T.G. & MADER, D.L. (1984 a): Trace metal profiles in the forest floor of New England. J. Soil Sci. Soc. Am. 48, 139 – 142.
- FRIEDLAND, A.J., JOHNSON, A.H. & SICCAMI, T.G. (1984 b): Trace metal content of the forest floor in the green mountains of Vermont: Spatial and temporal patterns. Water, Air, and Soil Pollution 21, 161 – 170.
- FRÜCHTENICHT, K. & VETTER, H. (1982): Charakterisierung der Schwermetallbelastung durch Messung der Schwermetallgehalte in Pflanzen. Landwirtsch. Forsch. SH. 39, Kongreßband, 154 – 164.
- FUTTERMITTELVERORDNUNG (1983): Zweite Verordnung zur Änderung der Futtermittelverordnung vom 2. Mai 1983. Bundesgesetzblatt Teil I, Z 5702 A, Nr. 19, 505 – 515.
- GADDE, R.R. & LAITINEN, H.A. (1974): Studies of heavy metal adsorption by hydrous iron and manganese oxides. Anal. Chem. 46 (13), 2022 – 2026.
- GANSS, O. (1974): Geologie der Berchtesgadener Alpen. A. Plenk, Berchtesgaden.
- GEORGII, H.-W., PERSEKE, C. & ROHBOCK, E. (1982): Feststellung der Deposition von sauren und langzeitwirksamen Luftverunreinigungen aus Belastungsgebieten. Abschlußbericht zum Forschungsprojekt 10402600, Umweltbundesamt.
- GIES, Th., BRAUN, H. & KÜCHLER, A. VON (1988): Wirkungen von Luftverunreinigungen aus Verbrennungsmotoren auf den Frankfurter Stadtwald unter ökologisch-vegetationskundlichem Aspekt. Botanik und Naturschutz in Hessen 2, 5 – 48.
- GLATZEL, G. & KAZDA, M. (1985): Wachstum und Mineralstoffernährung von Buche (*Fagus sylvatica*) und Spitzahorn (*Acer platanoides*) auf versauertem und schwermetallbelastetem Bodenmaterial aus dem Einsickerungsbereich von Stammabfließwasser in Buchenwäldern. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 148, 429 – 438.
- GLATZEL, G., KAZDA, M. & LINDEBNER, L. (1986): Die Belastung von Buchenwaldökosystemen durch Schadstoffdeposition im Nahbereich städtischer Ballungsgebiete: Untersuchungen im Wienerwald. Düsseldorfer Geobot. Kolloq. 3, 15 – 32.
- GODT, J. (1986): Untersuchungen von Prozessen im Kronenraum von Waldökosystemen und deren Berücksichtigung bei der Erfassung von Schadstoffeinträgen – unter besonderer Beachtung der Schwermetalle –. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben Bd. 19.
- GODT, J. & LUNKENBEIN, H. (1983): Höhenzonale Abhängigkeit der Schwermetallbelastung im Teutoburger Wald. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch. 38, 203 – 208.
- GÖRTZ, W., MAASFELD, W. & ANNA, H. (1984): Untersuchungen über den Einfluß saurer Depositionen auf den Metallaustrag in Fließgewässern. Wasser u. Boden 11, 538 – 543.
- GRODZINSKA, K. (1978): Mosses as bioindicators of heavy metal pollution in Polish national parks. Water, Air, and Soil Pollution 9, 83 – 97.
- GROSCHE, S. & SCHMITT, G. (1985): Messungen des atmosphärischen Eintrags von Spurenelementen in Waldgebieten. VDI-Berichte 560 Waldschäden, 313 – 332.
- GRUTTKKE, H., KRATZ, W. & WEIGMANN, G. (1987): Zur Wirkung von Cadmiumnitrat auf die Makrofauna eines Ruderalökosystems. Verhandlungen d. Gesellschaft für Ökologie Bd. XVI, 431 – 435.
- GRÜNHAGE, L. & JÄGER, H.-J. (1985): Wirkungen von Schwermetallen auf Wachstum und Schadstoffgehalte von *Allium porrum* L. und *Pisum sativum* L.. Angew. Botanik 59, 11 – 27.

- HÄNI, H. & GUPTA, S. (1981): Ein Vergleich verschiedener methodischer Ansätze zur Bestimmung mobiler Schwermetallfraktionen im Boden. *Landwirtsch. Forsch. SH.* 37, 267 – 274.
- HECHT, H. (1983): Bestehen Beziehungen zwischen einer Belastung der Äsung von Wildtieren mit Blei und Cadmium und ihren Rückständen im Wildbret? 4. Spurenelement-Symposium der Univ. Jena vom 4. – 7. Juli 1983 in Jena, 2, 317 – 324.
- HECHT, H., SCHINNER, W. & KREUZER, W. (1984): Endogene und exogene Einflüsse auf die Gehalte an Blei und Cadmium in Muskel- und Organproben von Rehwild. *Fleischwirtsch.* 64 (7), 838 – 845.
- HEINRICHS, H. & MAYER, R. (1980): The role of forest vegetation in the biogeochemical cycle of heavy metals. *J. Environ. Qual.* 9 (1), 111 – 118.
- HERMS, U. & BRÜMMER, G. (1979): Einfluß der Redoxbedingungen auf die Löslichkeit von Schwermetallen in Böden und Sedimenten. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch.* 29, 533 – 544.
- HERMS, U. & BRÜMMER, G. (1980): Einfluß der Bodenreaktion auf Löslichkeit und tolerierbare Gesamtgehalte an Nickel, Kupfer, Zink, Cadmium und Blei in Böden und kompostierten Siedlungsabfällen. *Landwirtsch. Forsch.* 33, 408 – 423.
- HODGSON, J.F. (1963): Chemistry of the micronutrient elements in soils. *Adv. Agron.* 15, 119 – 159.
- HOFFMANN, G. (1982): Zusammenhänge zwischen kritischen Schadstoffgehalten im Boden, in Futter- und Nahrungspflanzen. *Landwirtsch. Forsch. SH.* 39, Kongreßband, 130 – 153.
- HÖFKEN, K.D. (1983): Input of acidifiers and heavy metals to a German forest area due to dry and wet deposition. In: B. Ulrich & J. Pankrath (eds.). *Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems*, 57 – 64, D. Reidel Publishing Company.
- HÖLLWARTH, M. & RUMP, H.H. (1979): Beiträge zur Immissions-situation in Hessen. *Schriftenr. Inst. Naturschutz Darmstadt* 11 (4), 1 – 61.
- HUNTER, B.A. & JOHNSON, M.S. (1982): Food chain relationships of copper and cadmium in contaminated grassland ecosystems. *Oikos* 38, 108 – 117.
- IRELAND, M.P. (1979 a): Metall accumulation by the earthworms *Lumbricus rubellus*, *Dendrobaena veneta* and *Eiseniella tetraedra* living in heavy metal polluted sites. *Environ. Pollut.* 19, 201 – 206.
- IRELAND, M.P. (1979 b): Distribution of essential and toxic metals in the terrestrial gastropod *Arion ater*. *Environ. Pollut.* 20 (4), 271 – 278.
- IRELAND, M.P. & RICHARDS, K.S. (1981): Metal content, after exposure to cadmium of two species of earthworms of known differing calcium metabolic activity. *Environ. Pollut. (Series A)* 26, 69 – 78.
- JARVIS, S.C., JONES, L.H.P. & HOPPER, M.J. (1976): Cadmium uptake from solution by plants and its transport from roots to shoots. *Plant and Soil* 44, 179 – 191.
- JOHNSON, I., PILEGAARD, K. & NYMAND, E. (1983): Heavy metal uptake in transplanted and in situ yarrow (*Achillea millefolium*) and epiphytic cryptogams at rural, urban and industrial localities in Denmark. *Environ. Monitoring and Assessment* 3, 13 – 22.
- JUNG, L. & BRECHTEL, R. (1980): Messungen von Oberflächenabfluß und Bodenabtrag auf verschiedenen Böden der Bundesrepublik Deutschland. *Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau* 48.
- KAMPE, W. (1983): Blei und Cadmium in pflanzlichen Nahrungsmitteln. *Wiss. u. Umwelt* 1, 28 – 33.
- KAZMIERCZAKOWA, R. (1975): Correlation between the amount of industrial dust fall and the lead and zinc accumulation in some plant species. *Bull. Acad. Polonaise Sci. Ser. Sci. Biol.* 23, 611 – 621.
- KELLER, Th. & ZUBER, R. (1970): Über die Bleiaufnahme und die Bleiverteilung in jungen Fichten. *Forstwiss. Cbl.* 89, 20 – 26.
- KLÄRSCHLAMMVERORDNUNG (AbklärV) vom 25.6.1982, Bundesgesetzblatt, Teil I, 734 – 739.
- KLEIMINGER, J. (1983): Untersuchungen über die Eignung von freilebenden Wildarten als Bioindikatoren zur Erfassung von flächenhaften Schwermetallkontaminationen in Niedersachsen. *Diss. Tierärztl. Hochschule Hannover*.
- KLEIN, H., PRIEBE, A. & JÄGER, H.-J. (1981): Grenzen der Belastbarkeit von Kulturpflanzen mit dem Schwermetall Cadmium. *Angew. Botanik* 55, 295 – 308.
- KLOKE, A. (1980): Richtwerte 80. Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden. *Mitteilungen des Verbandes Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA)*, H. 1 – 3.
- KNABE, W. (1983): Immissionsökologische Waldzustandserfassung in Nordrhein-Westfalen (IWE 1979), Fichten und Flechten als Zeiger der Waldgefährdung durch Luftverunreinigungen. *Forsch. u. Ber. C* 37.
- KORF, H.C., SCHRIMPF, E., BRANDNER, I. & JANOSHA, F. (1980): Einfluß der Orographie auf die räumliche Verteilung von Schadstoffen im Steigerwald und im Fichtelgebirge. *Bayreuther Geowissenschaftl. Arbeiten* 1, 39 – 56.
- KÖNIG, N. (1985): Molekülgrößenverteilung, Komplexierungs- und Adsorptionsverhalten organischer Substanzen eines sauren Waldbodens und ihr Einfluß auf die Schwermetallkonzentrationen in der Bodenlösung. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 43, 383 – 388.
- KÖNIG, N., BACCINI, P. & ULRICH, B. (1986): Der Einfluß der natürlichen organischen Substanz auf die Metallverteilung zwischen Boden und Bodenlösung in einem sauren Waldboden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 149, 68 – 82.
- KRÄMER, F. & KÖNIG, W. (1983): Cadmiumgehalte in Böden und Pflanzen auf klärschlammgedüngten landwirtschaftlichen Nutzflächen. *Landwirtsch. Forsch. SH.* 39, 434 – 447.
- KUES, J. (1984): Untersuchungen zum Stoffeintrag in den Göttinger Wald. *Ber. des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben* 6.
- KUO, S., JELLUM, E.J. & BAKER, A.S. (1985): Effects of soil type, liming, and sludge application on zinc and cadmium availability to swiss chard. *Soil Sci.* 139, 122 – 130.
- KURFÜRST, U. & RUES, B. (1981): Schwermetallbestimmungen in Klärschlämmen ohne chemischen Aufschluß mit der Zeeman-Atomabsorptionsspektroskopie. *Fresenius Z. Anal. Chem.* 308, 1 – 6.
- LAKANEN, E. & ERVIOE, R. (1971): A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soils. *Acta Agr. Fenn.* 123, 223 – 232.
- LASKUS, L., BAKE, D., KURA, J. & MÜLLER, M. (1979): Konzentrationen und Korngrößenverteilung von Inhaltsstoffen im Luftstaub deutscher Städte. *WaBoLu-Berichte* 2, Dietrich Reimer Verlag, Berlin.
- LEE, J.A. & TALLIS, J.H. (1973): Regional and historical aspects of lead pollution in Britain. *Nature* 245, 216 – 218.
- LERCHE, H. & BRECKLE, S.W. (1974): Untersuchungen zum Bleigehalt von Baumblättern im Bonner Raum. *Angew. Botanik* 48, 309 – 330.

- LITTEK, T. & TREFZ-MALCHER G. (1985): Wie sauer ist der Schnee? *AFZ* 23, 581.
- LITTLE, P. & MARTIN, M.H. (1972): A survey of zinc, lead and cadmium in soil and natural vegetation around a smelting complex. *Environ. Pollut.* 3, 241 – 254.
- LUBER, B. (1985): Toxische und essentielle Spurenelemente in Leber und Mageninhalt einheimischer wildlebender Mäusearten. Diss. Fak. Biologie, Univ. München.
- MA, W., EDELMANN, Th., VAN BEERSUM, I. & JANS, Th. (1983): Uptake of cadmium, zinc, lead, and copper by earthworms near a zinc-smelting complex: influence of soil pH and organic matter. *Bull. Environ. Contam. & Toxicol.* 30, 424 – 427.
- MAC LEAN, A.J., HALSTEAD, R.L. & FINN, B.J. (1969): Extractability of added lead in soils and its concentration in plants. *Can. J. Soil Sci.* 49, 327 – 334.
- MALONE, C., KOEPPE, D.E. & MILLER, R.J. (1974): Localization of lead accumulated by corn plants. *Plant Physiol.* 53, 388 – 394.
- MANKOVSKA, B. (1980): The natural content of F, As, Pb, and Cd in the forest trees. *Biologia* 35 (4), 267 – 274.
- MASCHKE, J. (1981): Moose als Bioindikatoren von Schwermetall-Immissionen. *Bryophytorum Bibliotheca* 22, 1 – 492.
- MAYER, R. (1981): Natürliche und anthropogene Komponenten des Schwermetallhaushaltes von Waldökosystemen. *Göttinger Bodenkundl. Berichte* 70, 1 – 292.
- MAYER, R. & HEINRICHS, H. (1981): Gehalte von Baumwurzeln an chemischen Elementen einschließlich Schwermetallen aus Luftverunreinigungen. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 144, 637 – 646.
- MERIAN, E., GELDMACHER, V., MALLINCKRODT, M., MACHATA, G., NÜRNBERG, H.W., SCHILPKÖTER, H. & STUMM, W. (1984): *Metalle in der Umwelt*. Verlag Chemie, Weinheim.
- MILLER, W.P., MC FEE, W.W. (1983): Distribution of cadmium, zinc, copper, and lead in soils of industrial Northwestern Indiana. *J. Environ. Qual.* 12 (1), 29 – 33.
- MOHR, H.D. (1981): Beziehungen zwischen dem Schwermetallgehalt von Boden und Pflanze – Zur Aussagefähigkeit von Wurzel- und Blattanalysen. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 32, 239 – 252.
- MOHR, H.D. (1982): Einfluß von Kationenaustauscherharz auf die Schwermetallaufnahme von Reben und anderen Kulturpflanzen aus kontaminierten Böden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 145, 539 – 549.
- MONN, L. & SCHLICHTING, E. (1985): Schwermetalleinfluß auf den Stickstoff- und Kohlenstoffumsatz in verschiedenen Böden. *Landwirtsch. Forsch.* 38 (1 – 2), 122 – 131.
- MORISKE, H.-J., TRAUER, I., KNEISELER, R. & RÜDEN, H. (1987): Schwermetallkonzentrationen im Stadtaerosol: Vergleich von Hausbrand- und Kfz-Emissionen mit früheren Immissionsstaubproben in Berlin-West. *Forum Städte-Hygiene* 38, 58 – 65.
- MUROZUMI, M., CHOW, T.Y. & PATTERSON, C. (1969): Chemical concentration of pollutant lead aerosols, terrestrial dusts and sea salts in Greenland and antarctic snow strata. *Geochim. Cosmochim. Acta* 33, 1247 – 1297.
- MÜLLER, P. (1984): Cadmiumrückstände im Rehwild. *Die Pirsch* 5, 676 – 677.
- NECKER, U. & KUNZE, C. (1986): Stickstoffmineralisation durch Pilze und Bakterien in schwermetallbelastetem Boden im Brutversuch. *Angew. Botanik* 60, 81 – 93.
- NILSSON, I. (1972): Accumulation of metals in spruce needles and needle litter. *Oikos* 23, 132 – 136.
- NRIAGU, J.O. (1978): *The biogeochemistry of lead in the environment*. Elsevier/North-Holland, Amsterdam.
- NRIAGU, J.O. (1980): *Cadmium in the environment. Pat. I*, John Wiley and Sons, New York.
- NÜRNBERG, H.W., VALENTA, P. & NGUYEN, V.D. (1980): Ein neuer Weg zur Messung toxischer Metalle im Regen. *Jahresbericht 1978/1979 der KFA*, 47 – 54.
- OBERDORFER, E. (1979): *Pflanzensoziologische Exkursionsflora*. 4. Aufl., Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- ODUM, E.P. (1980): *Grundlagen der Ökologie Bd.1*, Thieme Verlag, Stuttgart, New York.
- PATTENDEN, N.J., BRANSON, J.R. & FISHER, E.M.R. (1982): Trace element measurements in wet and dry deposition and airborne particulate at an urban site. In: H.-W. GEORGII & J. PANKRATH (eds.), *Deposition of Atmospheric Pollutants*, 173 – 184.
- PETRAK, M. (1984): Strategien einer Rothirschpopulation in der Eifel zur Realisierung ihrer Lebensansprüche. *Schriften des Arbeitskreises für Wildbiologie und Jagdwissenschaften an der Justus-Liebig-Universität Gießen*, 13.
- PRINZ, B. & SCHOLL, G. (1975): Erhebung über die Aufnahme und Wirkung gas- und partikelförmiger Luftverunreinigungen im Rahmen eines Wirkungskatasters. *Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissions- und Bodennutzungsschutz des Landes NW* 36, 62 – 86.
- PUHE, J. & ULRICH, B. (1985): Chemischer Zustand von Quellen im Kaufunger Wald. *Arch. Hydrobiol.* 102, 331 – 342.
- RAGHI-ATRI, F. (1978): Einfluß von Schwermetallen (Pb, Hg) im Substrat auf *Glyceria maxima*. *Angew. Botanik* 52, 185 – 192.
- RAISCH, W. & ZÖTTL, H.W. (1983): Schwermetallverteilung in Fichtenbeständen der Bärhalde (Südschwarzwald). *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 38, 399 – 406.
- RASMUSSEN, L. (1977): Epiphytic bryophytes as indicators of the changes in the background and levels of airborne metals from 1951 – 75. *Environ. Pollut.* 14, 38 – 45.
- RENTSCHLER, J. (1982): Eine Methode zur Trennung abgelagerter und eingebauter Stoffe bei Pflanzenblättern. *Naturwissenschaften* 69, 240.
- ROBERTS, R.D., JOHNSON, M.S. & HUTTON, M. (1978): Lead contamination of small mammals from abandoned metalliferous mines. *Environ. Pollut.* 15, 61 – 69.
- ROHBOCK, E. (1982): Atmospheric removal of airborne metals by wet and dry deposition. In: H.-W. GEORGII & J. PANKRATH (eds.), *Deposition of Atmospheric Pollutants*, 159 – 171.
- RÜHLING, A. & TYLER, G. (1973): Heavy metal pollution and decomposition of spruce needle litter. *Oikos* 24, 402 – 416.
- SCHAAF, H. (1986): Untersuchungen über die Akkumulation, Aufnahme und Verlagerung von Schwermetallen bei langjähriger Anwendung von Klärschlamm verschiedener Aufbereitung im Landbau. Diss. Univ. Gießen.
- SCHAEFER, M. (1985): Waldschäden und die Tierwelt des Bodens. *AFZ* 27, 676 – 679.
- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1984): *Lehrbuch der Bodenkunde*. 11. Aufl., Enke Verlag, Stuttgart.

- SCHINNER, M. (1978): Anreicherung der Schwermetalle Blei und Cadmium im Raum Badgastein. Veröffentlichung des Österreichischen MAB Hochgebirgsprogramm Hohe Tauern 2, 341 – 347.
- SCHRIMPF, E. (1980): Zur zeitlichen und räumlichen Belastung des Fichtelgebirges mit Spurenmetallen: Analysen von Baumringabschnitten und von Schnee. *Natur u. Landsch.* 55, 460 – 462.
- SCHRIMPF, E., KLEMM, O., EIDEN, R., FREVERT, T. & HERRMANN, R. (1984): Anwendung eines Grunow-Nebelfängers zur Bestimmung von Schadstoffgehalten in Nebelniederschlägen. *Staub – Reinhalt. Luft* 44 (2), 72 – 75.
- SCHULTZ, R. (1985): Unterschiede der Schwermetalleinträge in Buchen- und Fichtenwäldern exponierter und geschützter Lagen. *VDI Berichte* 560 Waldschäden, 439 – 456.
- SCHULTZ, R. & MAYER, R. (1985): Schwermetalleinträge in Böden verschiedener industrieferner Waldstandorte. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 43, 471 – 476.
- SEEGER, R. (1978): Cadmium in Pilzen. *Z. Lebensm. Unters.-Forsch.* 166, 23 – 34.
- SEEKAMP, G. (1977): Umsatz von Schwermetallen in Wald-Ökosystemen. *Göttinger Bodenkundliche Berichte* 46, 1 – 129.
- SIEGHARDT, H. (1987): Schwermetall- und Nährelementgehalte von Pflanzen und Bodenproben schwermetallhaltiger Halden im Raum Bleiberg in Kärnten. I. Krautige Pflanzen. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 150, 129 – 134.
- SINGH, B.R. & NARWAL, R.P. (1984): Plant availability of heavy metals in a sludge-treated soil: II. Metal extractability compared with plant metal uptake. *J. Environ. Qual.* 13 (3), 344 – 349.
- SINGH, B.R. & SEKHORN, G.S. (1983): Leaching of zinc, lead and cadmium in columns of calcareous soils. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 146, 531 – 538.
- STEBING, L. (1976): Niedere und höhere Pflanzen als Indikatoren für Immissionsbelastungen. *Landschaft und Stadt* 3, 97 – 103.
- STEBING, L. (1978): Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Pflanzen, Pflanzen als Bioindikatoren. – *Handbuch für Planung, Gestaltung und Schutz der Umwelt – Bd.2: Die Belastung der Umwelt*, 166 – 175, München.
- STEBING, L. (1987): Bioindikation in verschiedenen Ökosystemen. *VDI Berichte* Nr. 609, 351 – 366.
- STEBING, L., GNITKE, J. & GROBECKER, K.H. (1983): Blei- und Cadmium-Belastung eines agrarischen Ökosystems. *Angew. Botanik* 57, 403 – 412.
- STEBING, L., GROBECKER, K.H. & KURFÜRST, U. (1980): Zeemann-Atomabsorption zur Bestimmung von Schwermetallen in Pflanzen. *Staub – Reinhalt. Luft* 40, 537 – 540.
- STORCH, M. (1984): Vegetationskundliche Kartierung der Wälder im Alpenpark Berchtesgaden unter dem Aspekt der Waldnutzung. *Forschungsbericht*.
- STRESEMANN, E.: *Exkursionsfauna für die Gebiete der DDR und der BRD*. (1974) Wirbelliere; (1976) Wirbellose 1; (1976) Wirbellose 2/2; (1978) Wirbellose 2/1, Volk und Wissen Volkseigener Verlag, Berlin.
- STYPEREK, P. & SAUERBECK, D. (1984): Eignung von chemischen Extraktionsverfahren zur Abschätzung des pflanzenverfügbaren Cd und Zn in verschiedenen Böden und Substraten. *Landwirtsch. Forschung* 37, 471 – 486.
- STYPEREK, P., SAUERBECK, D. & TIMMERMANN, F. (1983): Cd-Verfügbarkeit in verschiedenen behandelten Böden in Abhängigkeit von Menge und Bindungsform. *Landwirtsch. Forsch. SH.* 39, 183 – 195.
- SUCHDOLLER, A. (1967): Untersuchungen über den Bleigehalt von Pflanzen in der Nähe von Straßen und über die Aufnahme und Translokation von Blei durch Pflanzen. *Ber. der Schweizerischen Botanischen Gesellschaft* 77, 266 – 308.
- TA LUFT (1983): *Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft*, Carl Heymanns Verlag KG, Köln, Berlin, Bonn, München.
- THOMAS, W. & HERRMANN, R. (1980): Nachweis von Chlorpestiziden, PCB, PCA und Schwermetallen mittels epiphytischer Moose als Biofilter entlang eines Profils durch Mitteleuropa. *Staub-Reinhalt. Luft* 40 (10), 440 – 444.
- THORMANN, A. (1986): Belastung des Bodens durch Schwermetalle. *Forstwiss. Cbl.* 105, 39 – 47.
- TRÜBLY, P. & ZÖTTL, H.W. (1984): Schwermetallumsatz in einem Fichtenökosystem des Hochschwarzwaldes (Bärhalde) und einem Kiefernökosystem in der südlichen Oberrheinebene (Hartheim). *Angew. Botanik* 58, 39 – 45.
- TYLER, G. (1972): Heavy metals polute nature, may reduce productivity. *Ambio* 1, 52 – 59.
- ULRICH, B., MAYER, R., KHANNA, P.K., SEEKAMP, G. & FASSBENDER, H.W. (1976): Input, Output und interner Umsatz von chemischen Elementen bei einem Buchen- und einem Fichtenbestand. *Sonderdruck: Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie*, Göttingen, 17 – 28.
- UMWELTBUNDESAMT (1977): *Luftqualitätskriterien für Cadmium*. *Berichte* 4/77, Berlin.
- UMWELTBUNDESAMT (1981): *Cadmium-Bericht*. UBA-Texte 1/81, Berlin.
- VAN HOOK, R.I. (1974): Cadmium, lead, and zinc distributions between earthworms and soils: Potentials for biological accumulation. *Bull. Environ. Contam. & Toxicol.* 12, 509 – 512.
- VAN HOOK, R.I., HARRIS, W.F. & HENDERSON, G.S. (1977): Cadmium, lead and zinc distributions and cycling in a mixed deciduous forest. *Ambio* 6, 281 – 286.
- VDI-KOMMISSION REINHALTUNG DER LUFT (1984): *Schwermetalle in der Umwelt*. Düsseldorf.
- WILKE, B.M. (1982): Über Sorption und Wirkung von Blei auf die biologische Aktivität terrestrischer Humusformen. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 145, 52 – 65.
- WILLIAMSON, P. & EVANS, P.R. (1972): Lead: Levels in roadside invertebrates and small mammals. *Bull. Environ. Contam. & Toxicol.* 8, 280 – 288.
- WITTIG, R. & WERNER, W. (1986): Beiträge zur Belastungssituation des Flattergras-Buchenwaldes der Westfälischen Bucht – eine Zwischenbilanz. *Düsseldorfer Geobot. Kolloq.* 3, 33 – 70.
- WRIGHT, M.A. & STRINGER, A. (1980): Lead, zinc and cadmium content of earthworms from pasture in the vicinity of an industrial smelting complex. *Environ. Pollut. (Series A)* 23, 313 – 321.
- YASSOGLU, N., KOSMAS, C., ASIMAKOPOULOS, J. & KALLIANOU C. (1987): Heavy metal contamination of roadside soils in the Greater Athens Area. *Environ. Pollut. (Series A)* 47, 293 – 304.
- ZAHRADNIK, J. (1984): *Der Kosmos-Insektenführer*. 4. Aufl., Kosmos-Verlag, Stuttgart.

ZEZSCHWITZ, E. VON (1986): Änderung der Schwermetallgehalte nordwestdeutscher Waldböden unter Immissionseinfluß. Geol. Jb. F 21, 3 – 61, Hannover.

ZIEGLER, H. (1978): In: UMWELTBUNDESAMT (Hsg.) Sachverständigenanhörung über die medizinischen, biologischen und ökologischen Grundlagen zur Bestimmung schädlicher Luftverunreinigungen.

ZIMMERMANN, R.D. (1982): Optimierung verschiedener Bioindikationsverfahren zur Erfassung wichtiger Immissionstypen. Diss. Fb. Biologie Univ. Gießen.

ZÖTTL, H.W. (1985 a): Schwermetalle im Stoffumsatz von Wald-ökosystemen. Bielefelder Ökologische Beiträge 1, 31 – 49.

ZÖTTL, H.W. (1985 b): Heavy metal levels and cycling in forest ecosystems. *Experientia* 41, 1104 – 1113.

ZÖTTL, H.W. & LAMPARSKI, F. (1981): Schwermetalle in der Bodenmakrofauna des Südschwarzwaldes. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 32, 509 – 518.



## Danksagung

Frau Prof. Dr. Lore Steubing möchte ich für die zahlreichen Anregungen, ihre Unterstützung bei der Durchführung dieser Arbeit und die Übernahme des Themas als Dissertation meinen herzlichen Dank aussprechen.

Dem Leiter des Nationalparks Berchtesgaden, Herrn Dr. H. Zierl, danke ich für sein Entgegenkommen und sein Interesse am Verlauf der Arbeiten. Allen Mitarbeitern der Nationalpark-Verwaltung sei für die Hilfsbereitschaft gedankt. Auftauchende Schwierigkeiten bei den Geländearbeiten konnten durch ihre tatkräftige Unterstützung bewältigt werden.

Dem Forscherteam im Nationalpark, besonders Herrn Dr. M. Storch sei für die pflanzensoziologischen Auf-

nahmen und Herrn Dr. H. Schmid-Heckel für die Bestimmung der untersuchten Pilzarten gedankt.

Herrn Prof. Dr. H. Hertel, dem kommissarischen Direktor der Botanischen Staatssammlung in München, gilt mein Dank für die Überlassung der Herbariumse. Herrn Dr. G. Döll vom Strahlencentrum der Justus-Liebig-Universität Gießen bin ich verbunden wegen seiner umfassenden Betreuung am Atomabsorptionsspektrometer.

Dem Rechenzentrum der Justus-Liebig-Universität Gießen danke ich für die Bereitstellung der Programme und von Rechenzeit am Computer.

Allen Mitarbeitern des Instituts für Pflanzenökologie sei für ihre Kollegialität gedankt.

Die vorliegende Arbeit wurde durch Mittel des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen finanziert, dem ich an dieser Stelle meinen Dank aussprechen möchte.

# Anhang

Tab. A1: Übersicht über die Pflanzenarten, die 1985 – 1987 auf den Probeflächen entnommen wurden.

Entnahme:	85	86	87	85	86	87	85	86	87	86	87	86	87	86	87	86	87	86	87	
Fläche	Eckau			Büchsen- kopf			Schap- bach			680 (m über NN)		860		1200		1400		1550		
<i>Picea abies</i> (Baumsch.)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	-	+	-	+	-	-	-	
<i>Picea abies</i> (Strauchsch.)	-	*	*	-	*	*	-	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Larix decidua</i> (Baumsch.)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	#	#	-	-	#	#	#	#	-	-	
<i>Acer pseudoplatanus</i> (Baumsch.)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	#	#	#	#	#	#	#	#	
<i>Acer pseudoplatanus</i> (Strauchsch.)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	#	#	+	+	
<i>Vaccinium myrtillus</i>	#	#	#	-	*	*	-	*	*	#	#	*	*	*	*	*	*	*	*	
<i>Daphne mezereum</i>	-	-	-	-	-	-	#	#	#	+	+	+	+	#	#	+	+	+	+	
<i>Fragaria vesca</i>	+	*	*	+	*	*	+	*	*	*	*	*	*	*	*	#	#	#	#	
<i>Oxalis acetosella</i>	+	*	*	+	*	*	+	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
<i>Aposeris foetida</i>	-	*	*	-	*	*	-	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
<i>Adenostyles glabra/alliariae</i>	-	*	*	-	*	*	-	*	*	#	#	*	*	*	*	*	*	*	*	
<i>Luzula silvatica</i>	-	-	-	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	*	*	*	*	
<i>Lycopodium annotinum</i>	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	#	*	*	*	*	#	#	*	*	
<i>Dicranum scoparium</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>Polytrichum formosum</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	

**Zeichenerklärung:**

+ = Blätter wurden entnommen

\* = Blätter und Wurzeln wurden entnommen

# = Pflanze kam auf der Probefläche nicht vor

- = Probe wurde nicht entnommen

Tab. A2: Übersicht über die Tierarten, die 1985–1987 auf den Probeflächen gefangen wurden.

Entnahme:	85	85	85	86	86	86	86	86	86
Fläche	Eckau	Büchsen- kopf	Schap- bach	680	860	1200	1400	1550	
	(m über NN)								
<u>Oligochaeta</u>									
Octolasion lacteum	+	+	+	*	*	-	*	*	-
Lumbricus rubellus	+	+	-	*	*	*	*	*	*
<u>Pulmonata</u>									
Arion alpinus	+	+	-	*	*	*	*	*	+
Arion ater	-	-	-	*	*	+	*	+	-
<u>Diplopoda</u>									
Polydesmus monticolus	+	+	+	+	+	+	-	+	+
<u>Silphidae</u>									
Necrophorus vespillo	-	+	-	+	+	+	-	-	-
<u>Curculionidae</u>									
Otiorrhynchus niger	-	+	+	+	-	+	+	+	+
<u>Carabidae</u>									
Carabus silvestris	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Abax parallelopipedus	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<u>Opiliones</u>									
Paranemastoma quadripunctatus	+	-	+	+	+	+	+	+	+
Mitropus morio	+	+	+	+	+	-	+	+	+
<u>Aculeata</u>									
Formica polyctena	-	+	+	+	-	+	+	+	+
<u>Vertebrata</u>									
Clethionomys glareolus	+	+	+	+	+	+	+	+	-
Apodemus flavicollis	+	+	+	-	+	-	+	-	-
Sorex araneus	-	-	-	+	+	+	+	+	-

Zeichenerklärung:

+ = betreffende Art wurde gefunden

\* = betreffende Art wurde gefunden und Kotproben wurden gewonnen

- = Betreffende Art wurde nicht gefunden

Tab. A3: Mittlerer Bleigehalt von Pflanzen in den Entnahmejahren 1985 – 1987.

Entnahmejahr	85	86	87	85	86	87	85	86	87	86	87	86	87	86	87	86	87		
Probefläche	Eckau			Büchsenkopf			Schapbach			680		860		1200		1400		1550	
	(m über NN)																		
Blätter																			
A.foetida	-	-	7,8	-	-	-	-	6,6	9,2	5,7	-	8,3	5,2	8,8	7,6	7,3	9,1	8,8	11,9
O.acetosella	3,0	2,3	4,2	3,6	3,2	4,6	3,0	3,8	2,4	4,2	5,6	3,5	2,9	4,3	2,3	5,6	3,6	5,9	4,0
F.vesca	6,6	8,5	10,7	8,0	8,8	11,5	3,1	5,8	6,4	5,9	7,5	5,8	6,2	8,7	8,2	-	-	-	-
A.glabra	-	5,9	3,4	-	6,0	4,4	-	4,6				3,6	3,9					5,2	9,2
D.mezereum	-	1,8	1,4	-	-	-	-	-	-	1,6	1,8	1,4	1,7	-	-	2,0	3,0	2,1	3,6
V.myrtillus	-	5,9	-	-	4,4	3,0	-	2,7	5,0	-	-	3,2	1,2	2,4	3,5	3,6	2,9	3,3	4,8
P.abies	-	2,4	1,8	-	2,7	1,7	-	2,4	3,6	2,4	1,9	2,9	1,8	2,8	1,8	5,1	2,9	2,1	3,1
A.pseudoplat.	3,1	3,3	1,6	4,2	2,3	4,6	2,7	2,7	2,2	1,4	4,6	2,8	3,1	2,0	3,6	-	-	2,1	2,2
D.scoparium	7,2	15,2	11,3	9,9	17,9	18,7	9,1	24,1	15,1	13,4	21,0	26,0	15,6	26,1	21,0	24,2	25,7	23,5	16,6
P.formosum	8,2	18,5	12,8	6,1	10,3	13,6	7,5	12,3	11,6	14,9	21,4	14,3	19,0	17,6	19,3	13,5	16,9	12,6	13,1
Wurzeln																			
A.foetida	-	-	14,7	-	-	-	-	23,2	14,4	8,5	-	19,6	-	30,3	20,1	18,0	25,8	21,8	35,0
O.acetosella	-	22,5	13,5	-	17,1	23,4	-	38,2	22,9	15,6	16,4	22,9	29,6	29,8	36,6	37,6	35,7	37,7	20,2
F.vesca	-	13,7	14,1	-	10,5	14,5	-	20,3	24,7	15,2	19,6	20,8	15,6	26,7	25,9	22,8	19,5	-	-
A.glabra	-	5,8	2,6	-	3,8	4,4	-	6,5	4,6	-	-	3,0	6,6	-	-	-	-	7,8	11,5
V.myrtillus	-	15,8	-	-	15,2	16,7	-	17,3	14,6	-	-	19,0	18,4	24,7	25,4	36,4	17,8	24,6	13,4
P.abies	-	9,5	18,7	-	19,5	29,6	-	12,0	12,8	13,7	22,5	16,7	17,0	17,4	15,1	19,4	11,6	23,8	24,5

Tab. A4: Mittlerer Cadmiumgehalt von Pflanzen in den Entnahmejahren 1985 – 1987.

Entnahmejahr	85	86	87	85	86	87	85	86	87	86	87	86	87	86	87	86	87	86	87
Probefläche	Eckau			Büchsenkopf			Schapbach			680		860		1200		1400		1550	
	(m über NN)																		
Blätter																			
A.foetida	-	-	3,0	-	-	-	-	1,0	1,2	0,6	-	1,3	1,2	1,6	2,0	2,0	3,1	1,9	2,4
O.acetosella	0,1	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,3	0,1	0,2	0,1	0,2	0,1	0,5	0,2	0,4	0,2	0,7
F.vesca	0,2	0,8	0,5	0,2	0,4	0,5	0,2	0,3	0,3	0,2	0,4	0,2	0,2	0,4	0,4	-	-	-	-
A.glabra	-	1,7	2,8	-	0,8	0,9	-	1,2	-	-	-	1,1	1,4	-	-	-	-	0,8	1,6
D.mezereum	-	1,1	1,0	-	-	-	-	-	-	0,2	0,2	0,3	0,3	-	-	0,6	1,1	0,9	1,8
V.myrtillus	-	0,2	-	-	0,1	0,3	-	0,2	0,2	-	-	0,2	0,4	0,2	0,5	0,4	0,6	0,3	0,3
P.abies	-	0,1	0,4	-	0,1	0,2	-	0,3	0,2	0,1	0,1	0,2	0,4	0,4	0,3	0,3	0,4	0,2	0,4
A.pseudoplat.	0,2	0,4	0,3	0,2	0,1	0,3	0,1	0,2	0,2	0,1	0,2	0,2	0,5	0,2	0,3	-	-	0,2	0,4
D.scoparium	0,6	0,7	0,8	0,5	0,4	0,6	0,5	0,8	0,9	0,4	0,6	0,7	0,6	0,7	0,8	1,0	1,3	0,5	0,9
P.formosum	0,5	0,7	0,7	0,4	0,3	0,4	0,6	0,6	0,4	0,5	0,7	0,7	0,7	0,9	0,6	0,8	0,7	0,8	1,0
Wurzeln																			
A.foetida	-	-	1,4	-	-	-	-	1,2	0,5	0,7	-	1,0	-	1,2	1,4	2,3	2,4	1,9	1,4
O.acetosella	-	7,8	1,0	-	2,4	1,3	-	2,3	1,8	3,6	1,7	1,3	0,8	3,4	3,5	8,3	4,2	2,3	1,7
F.vesca	-	2,4	4,0	-	3,3	2,0	-	3,2	3,3	2,1	1,2	2,2	1,8	4,1	2,0	6,4	3,9	-	-
A.glabra	-	0,8	0,6	-	0,3	0,5	-	0,7	0,9	-	-	0,5	0,7	-	-	-	-	1,0	0,9
V.myrtillus	-	2,1	-	-	6,5	4,5	-	2,6	1,7	-	-	1,7	1,5	3,2	2,6	6,0	3,2	6,4	3,6
P.abies	-	8,8	2,9	-	4,2	2,0	-	1,8	-	3,5	2,7	1,9	1,7	5,7	3,1	6,4	3,1	2,9	1,8

Tab. A5: Variationskoeffizienten ( $s \bar{x}^{-1}$ ) des durchschnittlichen Pb-Gehalts von Vegetations- und Bodenproben zwischen den Entnahmetermen 1986 (Angaben in %).

Probefläche (m ü. NN)	680	860	1000	1200	1400	1550
<b><u>BLÄTTER</u></b>						
<b>Baumschicht</b>						
Picea abies 2. Nadeljahrgang	21	30	15	7	18	-
<b>Strauchschicht</b>						
Acer						
pseudoplatanus	24	35	18	23	-	33
Daphne mezereum	60	45	-	-	39	57
Picea abies 2. Nadeljahrgang	48	35	8	36	15	12
Vaccinium						
myrtillus	-	33	55	22	25	22
<b>Krautschicht</b>						
Adenostyles						
alliariae	-	-	-	55	73	-
A. glabra	-	60	55	-	-	65
Aposeris						
foetida	43	39	46	38	51	31
Fragaria vesca	48	21	33	37	-	-
Oxalis						
acetosella	40	35	28	15	11	28
<b>Moosschicht</b>						
Dicranum						
scoparium grün	29	24	23	19	15	18
braun	30	29	39	21	40	33
Polytrichum						
formosum grün	26	23	38	23	22	25
braun	50	33	41	22	50	33
<b><u>BORKE</u></b>						
Picea abies	55	32	48	57	23	48
<b><u>WURZELN</u></b>						
Adenostyles						
alliariae	-	-	-	43	55	-
A. glabra	-	66	47	-	-	53
Aposeris						
foetida	80	67	37	45	43	8
Fragaria vesca	13	41	31	40	-	-
Oxalis						
acetosella	55	13	43	37	31	27
Picea abies						
Strauchschicht	35	39	31	64	49	32
Vaccinium	-	-	-	-	-	-
myrtillus	-	47	18	32	48	32
<b><u>BODENHORIZONTE</u></b>						
O <sub>L</sub> P. abies	8	-	13	12	8	12
O <sub>H</sub>	20	18	28	-	18	15
O <sub>H</sub> /A <sub>h</sub>	-	-	-	25	-	-
A <sub>h</sub>	17	33	11	-	30	28
A <sub>h</sub> /C <sub>v</sub>	-	40	32	23	17	-

Tab. A6: Variationskoeffizienten ( $s \bar{x}^{-1}$ ) des durchschnittlichen Cd-Gehalts von Vegetations- und Bodenproben zwischen den Entnahmetermenen 1986 (Angaben in %).

Probefläche (m ü. NN)	680	860	1000	1200	1400	1550
<b>BLÄTTER</b>						
<b>Baumschicht</b>						
Picea abies 2.Nadeljahrgang	10	25	31	17	36	-
<b>Strauchschicht</b>						
Acer						
pseudoplatanus	33	24	40	15	-	8
Daphne mezereum	47	24	-	-	29	42
Picea abies 2.Nadeljahrgang	56	58	87	46	71	43
Vaccinium						
myrtillus	-	40	25	24	64	43
<b>Krautschicht</b>						
Adenostyles						
A.alliariae	-	-	-	70	63	-
glabra	-	22	62	-	-	80
Aposeris						
foetida	40	31	15	35	37	37
Fragaria vesca	71	19	21	20	-	-
Oxalis						
acetosella	27	30	92	20	15	28
<b>Moosschicht</b>						
Dicranum						
scoparium grün	15	20	16	9	10	12
braun	25	17	33	40	27	33
Polytrichum						
formosum grün	34	33	23	12	29	28
braun	40	39	21	24	27	18
<b>BORKE</b>						
Picea abies	62	43	55	67	31	22
<b>WURZELN</b>						
Adenostyles						
alliariae	-	-	-	13	26	-
A. glabra	-	28	5	-	-	85
Aposeris						
foetida	17	18	51	26	49	33
Fragaria vesca	62	25	16	18	-	-
Oxalis						
acetosella	50	33	46	30	14	54
Picea abies						
Strauchschicht						
Vaccinium						
myrtillus	-	19	39	81	64	21
<b>BODENHORIZONTE</b>						
O <sub>L</sub> P.abies	18	-	27	26	16	7
O <sub>H</sub>	21	17	45	-	18	24
O <sub>H</sub> /A <sub>h</sub>	-	-	-	8	-	-
A <sub>h</sub>	16	24	34	-	21	25
A <sub>h</sub> /C <sub>v</sub>	-	29	47	30	47	-

Tab. A7: Blei- und Cadmiumgehalt von Fruchtkörpern der 1986 auf den Probeflächen gefundenen Pilzarten (Angaben in ppm TS).

Art	n	Bleigehalt	Cadmiumgehalt
<i>Albatrellus subrubescens</i>	3	1,15 ± 0,5	1,31 ± 0,4
<i>Armillariella mellea</i>	5	1,51 ± 0,5	5,59 ± 2,8
<i>Boletus edulis</i>	4	4,00 ± 1,4	6,50 ± 3,1
<i>Collybia butyraceae</i>	3	15,20 ± 8,8	1,51 ± 0,7
<i>Galerina marginata</i>	3	6,47 ± 0,8	1,91 ± 1,1
<i>Gloeophyllum odoratum</i>	4	1,61 ± 0,3	1,02 ± 0,7
<i>Gymnopilus hybridus</i>	3	1,47 ± 0,6	0,43 ± 0,2
<i>Hygrophorus chrysodon</i>	4	1,06 ± 0,4	3,60 ± 1,2
<i>Hygrophorus lucorum</i>	2	2,33 ± 0,6	3,60 ± 2,8
<i>Inocybe bongardii</i>	2	2,60 ± 1,1	1,36 ± 0,8
<i>Inocybe nitidiuscula</i>	3	2,09 ± 0,6	11,10 ± 4,2
<i>Microcollybia tuberosa</i>	2	5,15 ± 2,1	0,71 ± 0,4
<i>Russula queletii</i>	4	2,32 ± 1,5	2,09 ± 0,7
<i>Stropharia aeruginosa</i>	2	5,05 ± 1,3	3,44 ± 1,6
<i>Tricholoma vaccinum</i>	6	4,63 ± 2,9	3,00 ± 1,1



Tab. A8: Variationskoeffizienten ( $s \bar{x}^{-1}$ ) des durchschnittlichen Pb-Gehalts von Tierfängen zwischen den Entnahmetermeninen 1986 (Angaben in %).

Probefläche (m ü. NN)	680	860	1000	1200	1400	1550
<b><u>OLIGOCHAETA</u></b>						
Octolasion lacteum	33	-	17	26	37	-
Lumbricus rubellus	19	29	31	27	35	26
<b><u>PULMONATA</u></b>						
Arion alpinus	21	43	95	49	37	25
Arion ater	32	11	9	24	15	-
<b><u>DIPLOPODA</u></b>						
Polydesmus monticolus	21	32	17	-	30	32
<b><u>CURCULONIDAE</u></b>						
Otiorrhynchus niger	-	29	25	17	22	5
<b><u>SILPHIDAE</u></b>						
Necrophorus vespillo	19	24	13	-	-	-
<b><u>CARABIDAE</u></b>						
Carabus silvestris	5	34	27	32	11	15
Abax parallelopipedus	9	31	29	6	21	17
<b><u>OPILIONES</u></b>						
Paranemastoma quadripunctatus	26	13	18	45	41	14
Mitropus morio	21	-	35	21	11	4
<b><u>ACULEATA</u></b>						
Formica polyctena	-	35	27	15	20	15
<b><u>VERTEBRATA</u></b>						
Clethrionomys glareolus	n=10	n=8	n=7	n=6	n=4	-
Muskel	70	69	36	25	41	-
Leber	74	36	18	67	48	-
Niere	34	24	26	37	25	-
Knochen	33	83	74	80	67	-
Apodemus flavi- collis	n=8	-	-	n=4	-	-
Muskel	16	-	-	32	-	-
Leber	43	-	-	19	-	-
Niere	27	-	-	33	-	-
Knochen	30	-	-	58	-	-
Sorex araneus	n=4	n=2	n=6	n=4	n=2	-
Muskel	12	22	22	18	25	-
Leber	24	37	13	21	17	-
Niere	48	55	24	33	26	-
Knochen	36	48	27	24	43	-

Tab. A9: Variationskoeffizienten ( $s \bar{x}^{-1}$ ) des durchschnittlichen Cd-Gehalts von Tierfängen zwischen den Entnahmeterminen 1986 (Angaben in %).

Probefläche (m ü. NN)	680	860	1000	1200	1400	1550
<b><u>OLIGOCHAETA</u></b>						
Octolasion lacteum	34	-	15	15	18	-
Lumbricus rubellus	19	23	21	19	28	15
<b><u>PULMONATA</u></b>						
Arion alpinus	15	47	35	35	16	52
Arion ater	38	29	57	18	20	-
<b><u>DIPLOPODA</u></b>						
Polydesmus monticolus	19	31	45	-	33	27
<b><u>CURCULONIDAE</u></b>						
Otiorrhynchus niger	-	29	17	13	9	21
<b><u>SILPHIDAE</u></b>						
Necrophorus vespillo	7	15	14	-	-	-
<b><u>CARABIDAE</u></b>						
Carabus silvestris	6	48	44	47	18	48
Abax parallelopedus	32	55	43	48	58	43
<b><u>OPILIONES</u></b>						
Paranemastoma quadripunctatus	25	22	25	21	35	24
Mitropus morio	17	-	28	34	21	19
<b><u>ACULEATA</u></b>						
Formica polyctena	-	45	29	10	20	18
<b><u>VERTEBRATA</u></b>						
Clethrionomys glareolus Muskel	n=10 34	n=8 16	n=7 33	n=6 16	n=4 39	-
Leber	68	36	55	74	38	-
Niere	77	62	41	44	68	-
Knochen	42	66	31	71	96	-
Apodemus flavi- collis Muskel	n=8 21	-	-	n=4 41	-	-
Leber	67	-	-	32	-	-
Niere	63	-	-	51	-	-
Knochen	51	-	-	70	-	-
Sorex araneus Muskel	n=4 24	n=2 27	n=6 56	n=4 32	n=2 27	-
Leber	74	51	45	61	33	-
Niere	25	33	59	22	42	-
Knochen	31	51	50	41	51	-

Tab. A10: Durchschnittlicher Pb-Gehalt von Tierfängen verschiedener Probeflächen von 1985 (Angaben in ppm TS).

Probefläche (m ü. NN)	Schapbach	Eckau	Büchsenkopf
<b><u>OLIGOCHAETA</u></b>			
Octolasion lacteum	28,1±9,1	16,9±3,2	21,2±8,4
Lumbricus rubellus	-	15,3±5,2	18,0±5,7
Allolobophora callignosa	19,9±7,2	23,6±6,3	20,8±5,9
<b><u>PULMONATA</u></b>			
Arion alpinus	-	12,7±6,6	17,5±6,3
<b><u>DIPLOPODA</u></b>			
Polydesmus monticolus	18,3±5,7	9,2±3,4	17,2±6,4
<b><u>CURCULONIDAE</u></b>			
Otiorrhynchus niger	2,9±1,1	-	2,0±0,9
<b><u>SILPHIDAE</u></b>			
Necrophorus vespillo	-	-	9,0±2,4
<b><u>MECOPTERA</u></b>			
Panorpa alpina	8,2±2,8	5,7±1,2	-
<b><u>CARABIDAE</u></b>			
Carabus silvestris	4,4±2,3	7,4±3,3	5,7±2,4
Abax parallelopipedus	2,5±1,5	4,3±2,6	8,3±3,7
<b><u>OPILIONES</u></b>			
Paranemastoma quadripunctatus	6,5±2,4	7,0±3,1	-
Mitropus morio	7,4±2,6	6,8±2,9	13,1±4,4
<b><u>ACULEATA</u></b>			
Formica polycтена	6,4±2,2	-	3,4±1,9
<b><u>VERTEBRATA</u></b>			
Clethrionomys glareolus	n=3	n=4	n=2
Muskel	1,6±0,6	2,3±0,7	1,9±0,8
Leber	3,3±1,9	2,7±1,7	4,8±2,9
Niere	3,9±2,4	4,7±2,8	4,8±2,5
Knochen	6,2±2,8	5,8±3,6	6,8±3,1
Gehirn	1,4±0,4	3,9±2,1	1,9±0,4
Herz	1,2±0,9	1,2±0,7	2,0±0,9
Apodemus flavi- collis	n=6	n=5	n=5
Muskel	1,3±0,3	0,9±0,2	1,5±0,5
Leber	1,8±0,7	1,7±0,8	1,8±1,1
Niere	3,3±1,9	2,6±1,3	2,2±1,1
Knochen	3,9±1,4	3,2±1,3	3,1±1,4
Gehirn	1,2±0,4	1,1±0,4	1,5±0,7
Herz	1,6±0,3	0,4±0,2	1,9±0,6

Tab. A11: Durchschnittlicher Cd-Gehalt von Tierfängen verschiedener Probeflächen von 1985 (Angaben in ppm TS).

Probefläche (m ü. NN)	Schapbach	Eckau	Büchsenkopf
<b><u>OLIGOCHAETA</u></b>			
Octolasion lacteum	36,3±7,2	28,8±9,1	27,0±6,4
Lumbricus rubellus	-	15,3±4,8	17,9±5,5
Allolobophora callignosa	26,3±5,4	14,8±5,3	18,1±2,8
<b><u>PULMONATA</u></b>			
Arion alpinus	-	26,0±7,4	12,0±5,4
<b><u>DIPLOPODA</u></b>			
Polydesmus monticolus	3,1±1,0	1,6±0,9	1,8±0,7
<b><u>CURCULONIDAE</u></b>			
Otiorrhynchus niger	0,7±0,4	-	1,1±0,4
<b><u>SILPHIDAE</u></b>			
Necrophorus vespillo	-	-	1,1±0,4
<b><u>MECOPTERA</u></b>			
Panorpa alpina	1,5±0,8	1,4±0,7	-
<b><u>CARABIDAE</u></b>			
Carabus silvestris	2,8±1,3	3,7±1,9	2,2±0,7
Abax parallelipedus	1,3±0,8	1,3±0,4	2,9±0,9
<b><u>OPILIONES</u></b>			
Paranemastoma quadripunctatus	3,8±0,9	4,7±1,5	-
Mitropus morio	4,4±1,6	6,2±1,8	3,4±0,9
<b><u>ACULEATA</u></b>			
Formica polyctena	23,5±7,3	-	13,5±3,5
<b><u>VERTEBRATA</u></b>			
Clethrionomys glareolus	n=3	n=4	n=2
Muskel	0,07±0,01	0,09±0,03	0,09±0,05
Leber	1,06±0,51	1,18±0,71	1,98±1,15
Niere	4,54±1,93	5,69±1,87	3,12±1,95
Knochen	0,04±0,01	0,06±0,02	0,06±0,03
Gehirn	0,06±0,01	0,05±0,02	0,05±0,02
Herz	0,05±0,02	0,04±0,02	0,15±0,72
Apodemus flavicollis	n=6	n=5	n=5
Muskel	0,05±0,01	0,05±0,01	0,09±0,03
Leber	0,43±0,22	0,36±0,28	0,54±0,34
Niere	2,04±1,01	0,94±0,37	2,11±0,98
Knochen	0,05±0,01	0,06±0,03	0,07±0,05
Gehirn	0,05±0,02	0,05±0,02	0,08±0,02
Herz	0,04±0,01	0,06±0,04	0,08±0,05

In der Reihe der Forschungsberichte sind erschienen:

- Nr. 1 Gerhard Enders  
**Theoretische Topoklimatologie**
- Nr. 2 R. Bochter, W. Neuerburg, W. Zech  
**Humus und Humusschwund im Gebirge**
- Nr. 3 Herausgeber Nationalparkverwaltung  
**Zur Situation der Greifvögel in den Alpen**
- Nr. 4 Gerhard Enders  
**Kartenteil Theoretische Topoklimatologie**
- Nr. 5 O. Siebeck  
**Der Königssee – Eine limnologische Projektstudie**
- Nr. 6 R. Bochter  
**Böden naturnaher Bergwaldstandorte auf carbonatreichen Substraten**
- Nr. 7 Herausgeber Nationalparkverwaltung  
**Der Funtensee**
- Nr. 8 Helmuth Schmid-Heckel  
**Zur Kenntnis der Pilze in den Nördlichen Kalkalpen**
- Nr. 9 R. Boller  
**Diplopoden als Streuzersetzer in einem Lärchenwald**
- Nr. 10 E. Langenscheidt  
**Höhlen und ihre Sedimente in den Berchtesgadener Alpen**
- Nr. 11 Herausgeber Nationalparkverwaltung  
**Das Bärenseminar**
- Nr. 12 Hans Knott  
**Geschichte der Salinen und Salinenwälder von Berchtesgaden**
- Nr. 13 Ahmad Manghabati  
**Einfluß des Tourismus auf die Hochgebirgslandschaft**
- Nr. 14 Alfred Spiegel-Schmidt  
**Alte Forschungs- und Reiseberichte aus dem Berchtesgadener Land**
- Nr. 15 Helmuth Schmid-Heckel  
**Pilze in den Berchtesgadener Alpen**
- Nr. 16 Lutz Spandau  
**Angewandte Ökosystemforschung im Nationalpark Berchtesgaden**
- Nr. 17 Walter Berberich  
**Das Raum-Zeit-System des Rotfuchses**
- Nr. 18 U. Mäck & R. Bögel  
**Untersuchungen zur Ethologie und Raumnutzung von Gänse- und Bartgeier**
- Nr. 19 B. Dittrich & U. Hermsdorf  
**Biomonitoring in Waldökosystemen**

Zu beziehen über die Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, Doktorberg 6, 8240 Berchtesgaden