

Zeitschrift:	Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen = Swiss forestry journal = Journal forestier suisse
Herausgeber:	Schweizerischer Forstverein
Band:	135 (1984)
Heft:	5
Artikel:	Untersuchungen über Waldschäden in der Nordwestschweiz
Autor:	Flückiger, Walter / Flückiger-Keller, Heidi / Braun, Sabine
DOI:	https://doi.org/10.5169/seals-766774

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 18.01.2026

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen

Journal forestier suisse

135. Jahrgang

Mai 1984

Nummer 5

Untersuchungen über Waldschäden in der Nordwestschweiz

**Recherches sur le dépérissement des forêts
dans la région de la Suisse nord-ouest**

Von

Walter Flückiger und Heidi Flückiger-Keller

(Institut für angewandte Pflanzenbiologie, CH-4124 Schönenbuch)

und

Sabine Braun

(Botanisches Institut der Universität Basel, CH-4000 Basel)

Der Lotteriefonds des Kantons Basel-Land hat die Finanzierung
der Farbtafeln in verdankenswerter Weise volumnfänglich übernommen.

Vorwort

Spätestens nachdem das Institut für Phytomedizin der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich einen Bericht zur Buchenrindennekrose und anderen Schadsymptomen an weiteren Baumarten in den Waldungen des Kantons Basel-Stadt im November 1982 abgeliefert hatte, war klar, dass in den Wäldern nördlich des Juras sich Erkrankungen auszubreiten begonnen hatten, die mit höchster Aufmerksamkeit beobachtet und untersucht werden mussten.

In enger Zusammenarbeit mit den Kantonsforstämtern Basel-Stadt, Basel-Landschaft, Aargau und Solothurn führte deshalb PD Dr. W. Flückiger vom Botanischen Institut der Universität Basel gemeinsam mit seinen Mitarbeitern und Studenten Untersuchungen über die Waldschäden auf der Juranordseite durch. Dank der finanziellen und technischen Unterstützung der Kantone und Gemeinden konnten in der Zeit vom Frühling bis Spätherbst 1983 eine Fülle wichtiger Informationen zusammengetragen werden. Die Untersuchungsresultate beleuchten das Ökosystem Wald von einer neuen Seite. Unsere Gesellschaft hat während Jahrzehnten durch gestiegerte Aktivität die Umwelt und damit auch den Wald derart mit Schadstoffen belastet, dass sie heute akut bedroht ist, durch positive Rückkoppelung für lange Zeit aus ihrem Gleichgewicht geworfen zu werden. Diese Krisenlage kann gefährlich werden. Als Förster sind wir gezwungen, von dieser Entwicklung Kenntnis zu nehmen, die Öffentlichkeit zu informieren, für den uns anvertrauten Wald Folgerungen abzuleiten und entsprechende Massnahmen zu ergreifen. Die bisherigen waldbaulichen Methoden sind zu überdenken.

Im Hinblick auf die bevorstehenden waldbaulichen Aufgaben in Schadgebieten dürfte die vorliegende Arbeit auch Forstleute und Waldfreunde ausserhalb des Untersuchungsgebietes interessieren. Die Erkenntnisse zwingen zur Fortsetzung der Untersuchungen und zu Versuchen, die Vitalität des Waldes wieder zu stärken, damit er widerstandsfähiger wird und die Zeitspanne der Bedrohung überlebt, bis weniger Schadstoffe seine Existenz nicht mehr gefährden.

PD Dr. W. Flückiger beschäftigt sich seit 1970 mit der Problematik von Immissionen auf Pflanzen. Er und seine Gemahlin sind ehemalige Doktoranden von Dr. Th. Keller an der Eidgenössischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen und deshalb mit Problemen der Forstwirtschaft vertraut. Seit 1972 beschäftigen sie sich mit Untersuchungen an Forstpflanzen im Zusammenhang mit Immissionen. Waren es zuerst Fluorprobleme, kamen 1974 die Auswirkungen des Verkehrs auf Autobahnen hinzu.

Am 1. März 1980 gründete PD Dr. W. Flückiger ein eigenes Institut für angewandte Pflanzenbiologie, das mit seiner modernen technischen Einrichtung in der Lage ist, zeitgemässes Forschung zu betreiben.

Reinhard Eichrodt

Kantonsforstamt Basel-Landschaft, CH-4410 Liestal und
Kantonsforstamt Basel-Stadt, CH-4001 Basel

Untersuchungen über Waldschäden in der Nordwestschweiz

Von *Walter Flückiger, Sabine Braun und Heidi Flückiger-Keller*

(Aus dem Institut für angewandte Pflanzenbiologie Schönenbuch
und dem Botanischen Institut der Universität Basel)

Oxf.: 48:425:181.45:(494)

1. Einführung

Die Erhebungen von Sanasilva zeigen, dass die Waldschäden in der Schweiz in gewissen Regionen wie in der Nordwestschweiz ein unerwartet grosses Ausmass angenommen haben (Mitteilung Bundesamt für Forstwesen 15.2.1984). Untersuchungen in festen Beobachtungsflächen in Baden-Württemberg, die seit 1980 durchgeführt werden, lassen zudem eine dynamische Schadensentwicklung erkennen (*BML*, 1983). In der Region des südlichen Schwarzwaldes zeigten im Herbst 1980 in den festen Beobachtungsflächen lediglich 13 % der Tannen Schädigungen, im Frühjahr 1983 bereits 100 % (persönliche Mitteilung E. König, FVA Freiburg i. Br.). Im Frühjahr 1983 wurden in der Nordwestschweiz, mit ihrem überwiegenden Anteil an Laubwald, ebenfalls feste Beobachtungsflächen ausgeschieden. In diesen Flächen wurden die verschiedenen Krankheitssymptome der Bäume einzeln erfasst, begleitet von Untersuchungen über die Wasserbeziehungen, physiologische und biochemische Veränderungen der Bäume, den Gehalt von Schad- und Nährstoffen in Regenwasser, Stammabfluss, Blättern, Wurzeln und Boden sowie über die biologische Aktivität im Boden. Zielsetzung der vorliegenden Arbeit war es, in orientierenden Vorversuchen Informationen über ein breites Spektrum von Parametern und damit ein möglichst ganzheitliches Bild in diesen Beobachtungsflächen zu erhalten. Die Beobachtungen und Ergebnisse müssen denn auch als erster Versuch gewertet werden, Ansatzpunkte für weitere gezielte Forschung zu erhalten.

2. Beobachtungsflächen

Ausgehend von der Hypothese, dass die Agglomeration Basel einen dominanten Belastungsfaktor bezüglich verschiedenster Immissionen für die

weitere Umgebung darstellt, wurden die Beobachtungsflächen so gewählt, dass sie in verschiedener Distanz zum Ballungsgebiet lagen. Dabei wurde auch nach Möglichkeit darauf geachtet, entsprechend den Hauptwindrichtungen Standorte im Osten und im Westen der Stadt zu haben, und dass eine der Agglomeration Basel zugewandte freie Exposition gewährleistet war. Dies ergab ebene oder nach NE, N, NW oder W geneigte Flächen. Die verschiedenen Höhenlagen von 300 m bis 1000 m ergaben sich von selbst mit zunehmender Distanz zur Stadt (Jura). Die Flächen, die jeweils eine Grösse von 60 Aren aufwiesen, wurden zudem so gewählt, dass möglichst ein homogener Baumbestand von 80 bis 90 Buchen mit einem mittleren Alter von 60 bis 80 Jahren vorhanden war. Sieben Flächen wurden im Frühjahr ausgeschieden, nämlich in Riehen (BS), Pratteln (BL), Möhlin Sunnenberg (AG) (abgekürzt als Möhlin Berg), Zunzgen (BL), Rodersdorf (SO), Lauwil (BL) und Oberbölcchen (BL). Weitere drei Flächen kamen im Sommer hinzu, nämlich Chrischona (Bettingen, BS), Möhlin Unterforst (AG) (abgekürzt als Möhlin Rhein) und Oltingen (BL). Zusätzlich zu den Erhebungen in den festen Flächen erfolgten Untersuchungen in den Langen Erlen (BS), Birsfelder Hard (BL), Metzerlen (SO) und Nollingen (D) (*Abbildung 1*).

Die Untersuchungen wurden ausschliesslich an Laubbäumen durchgeführt, da diese den Hauptbestandteil der bestandesbildenden Waldbäume in der Nordwestschweiz ausmachen. In den festen Beobachtungsflächen wurde

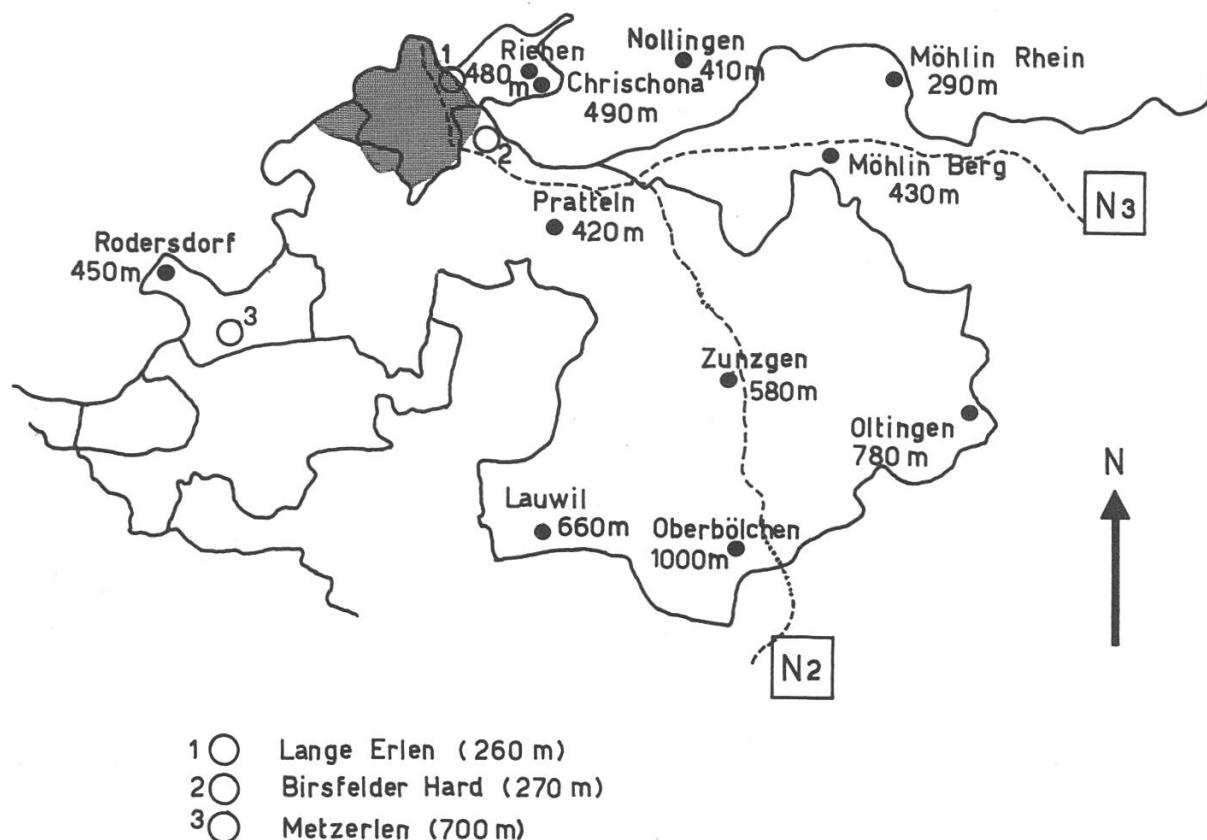


Abbildung 1. Übersicht über die Beobachtungsflächen mit Angaben der Meereshöhe.

zudem nur die Buche (*Fagus sylvatica* L.) als dominierende Baumart berücksichtigt. Ausserhalb der Flächen erfolgten aber auch Untersuchungen an Eichen und Eschen, deren Ergebnisse in diesen Bericht eingearbeitet wurden.

3. Methodik

3.1. Phänologische Untersuchungen von Krankheitssymptomen

In den Beobachtungsflächen wurden sämtliche Buchen, die mindestens einen Stammdurchmesser von 25 cm aufwiesen, nummeriert und auf die nachstehenden Parameter hin bonitiert. Als Hilfsmittel für die visuelle Erfassung wurden Feldstecher und Lupe verwendet.

3.1.1. Verlichtung der Krone

Die Ansprache der Baumkronen erfolgte in Anlehnung an die Schadensbonitierung des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BML 1982) und des Landesforstinventars (LFI, *Sanasilva* 1983): Verlichtung bis 10 % (gesund), 10 bis 25 % (kränkelnd), 25 bis 50 % (krank), 50 % (sehr krank bis absterbend).

3.1.2. «Peitschentriebe»

Im Zusammenhang mit der Kronenverlichtung wurde auch die «Peitschentriebbildung» im Baumwipfel als mögliches Anzeichen einer veränderten Vitalität der Buchen gewertet und in drei Stufen klassiert (keine, mässige und starke Peitschentriebbildung). Als Peitschentriebe werden hier diejenigen Gipfeltriebe bezeichnet, bei denen die Seitentriebbildung gestört ist, das heisst entweder hauptsächlich aus Kurztrieben besteht oder ganz unterdrückt ist. Auf diese Weise unterbleibt eine harmonische Auffächerung des Astes.

3.1.3. Kleinblättrigkeit

Als weiteres Merkmal einer möglichen Vitalitätseinbusse wurde die Blattgrösse der Bäume erfasst. Die Blattgrösse wurde im mittleren Kronenbereich von Auge abgeschätzt und in verschiedene Kategorien (normale Grösse, mässige und starke Kleinblättrigkeit) eingestuft. Zusätzlich wurde eine Anzahl Bäume verschiedenen Verlichtungsgrades gefällt. Von in verschiedenen Höhen geernteten Blättern wurden Länge und Breite gemessen; die Multiplikation der beiden Parameter ergab eine approximative Blattgrösse.

3.1.4. Allgemeine Blattvergilbung der Krone

Soweit dies von der terrestrischen Ansprache her möglich war, wurde jeder Baum auf seine Verfärbung hin bonitiert. Dabei wurde eine Dreistufung vorgenommen: gesund (keine erkennbare Vergilbung), mässige und starke Vergilbung.

3.1.5. Fruktifikation

Alle Bäume wurden auf die Fruktifikation hin bonitiert, wobei eine Stufung in nicht erhöht (kein oder nur geringer Fruchtansatz), mässig erhöht (von Auge deutlich erkennbarer erhöhter Fruchtansatz) sowie stark erhöht (auffallender Fruchtansatz) vorgenommen wurde.

3.1.6. Pathologische Rindenschädigungen des Stammes

Als pathologische Rindenschädigungen wurden Rindenekrosen mit Schleimfluss sowie nekrotische Rindenrisse bonitiert. Verletzungen durch Fällschäden oder durch Wachstum entstandene Dehnungsrisse der Rinde wurden nicht berücksichtigt. Hingegen wurden Verletzungen, die durch mechanische Einwirkung entstanden sein könnten, anstelle einer Überwallung aber eine flächenhafte Nekrotisierung des Rindengewebes aufwiesen, mit in die Bonitierung einbezogen (Schnell 1982). Die Klassierung der Schädigungen erfolgte nach Bildvorlagen in vier Stufen: gesund, schwach, mittel und stark geschädigt.

*3.1.7. Befall mit der Buchenwollschildlaus (*Cryptococcus fagisuga* Lind.)*

Als Anzeichen einer veränderten Physiologie wurde der Befall der Stämme mit der Buchenwollschildlaus festgehalten, wobei eine Klassierung nach Bildvorlagen in vier Stufen vorgenommen wurde: kein, schwacher, mittlerer und starker Befall.

3.1.8. Algenbesatz der Buchenstämme

Als Anzeichen einer latenten Schädigung (Keller, 1977) (erhöhte Nährstoffauswaschung!) wurde der Algenbesatz erfasst. Entsprechend dem Schildlausbefall wurde auch hier eine Einteilung in vier Kategorien vorgenommen.

*3.1.9. Buchenkrebs (*Nectria ditissima* Tul.)*

Mit Buchenkrebs befallene Äste konnten wegen der schon im Verlaufe des Sommers deutlich erkennbaren Vergilbung des Laubes leicht erfasst werden. Die Klassierung erfolgte in: nicht befallen, mässiger und starker Befall.

3.1.10. Wurzeluntersuchungen

In Riehen, Chrischona und Möhlin wurden im Verlaufe der Vegetationsperiode an Buchen verschiedenen Verlichtungsgrades Wurzeluntersuchungen durchgeführt. Durch Umreissen ganzer Bäume mit dem Traktor oder durch Freispülen mit Wasser aus einem Druckfass wurde das Wurzelwerk freigelegt. Die Wurzelproben wurden sodann in Anlehnung an Köstler *et al.* (1968) unterteilt in Wurzeln mit einem Durchmesser von mehr als 1 mm (Feinwurzeln im engeren Sinne und Schwachwurzeln) und solche mit weniger als 1 mm Durchmesser (Feinstwurzeln). Die Feinstwurzeln wurden ihrerseits gegliedert in solche mit 0,5 bis 1 mm Durchmesser und weniger als 0,5 mm. Die drei so erhaltenen Fraktionen wurden getrennt gewogen (Frischgewicht). An vergleichbaren Wurzelproben mit einem Durchmesser von weniger als 0,5 mm wurden außerdem sämtliche Verzweigungen erster, zweiter und dritter Ordnung unter dem Binokular ausgezählt. Die Dehydrogenaseaktivität von Feinstwurzeln ($< 0,5 \text{ mm } \varnothing$) wurde mit Hilfe des TTC-Testes in Anlehnung an Steponkus und Lanphear (1967) bestimmt.

3.1.11. Untersuchungen über Ozonschädigungen

In allen Beobachtungsflächen wurde am Jungwuchs von *Acer pseudoplatanus*, *Fagus sylvatica*, *Carpinus betulus*, *Fraxinus excelsior* und *Quercus robur* das für Ozon typische Schadbild in mikroskopischen Schnitten untersucht.

Am Jungwuchs von *Acer pseudoplatanus* wurde die Schädigung in den einzelnen Flächen abgeschätzt. Die Schadenserhebung erfolgte an ausgewachsenen Blättern, die in Brusthöhe geerntet und entsprechend der geschädigten Fläche in vier Schadklassen eingeteilt wurden. Zur Abschätzung der Oxidantienkonzentration wurde während der Mittagsstunden (14–15 Uhr) in Riehen das O_3 stichprobenhaft nach der Kaliumjodid-Methode (VDI 1975) gemessen. Im Zusammenhang mit den Ozonschädigungen wurde in Sonnen- und Schattenblättern der Ascorbinsäuregehalt bestimmt. Die Analyse erfolgte mit der enzymatischen Methode nach Boehringer (1980).

3.1.12. Spezielle Untersuchungen an Buche, Eiche und Esche

Ausserhalb der Beobachtungsflächen wurden bei der Buche zusätzlich Erhebungen über Rindenerkrankungen des Stammes in einer Fläche oberhalb von Metzerlen und über den Befall mit dem Kleinen Buchenborkenkäfer (*Taphrorychus bicolor* Herst.) in Riehen durchgeführt. In den Langen Erlen wurde eine Fläche mit Eichen (*Quercus robur* L.) auf Rindenbranderkrankungen hin bonitiert. Bei der Esche (*Fraxinus excelsior* L.) erfolgten Untersuchungen über das Triebwachstum der letzten sieben Jahre und den Holzzuwachs der letzten dreissig Jahre in Abhängigkeit vom Verlichtungsgrad. Zu diesem Zweck wurden in Riehen 26 Eschen nach Einstufung der

Verlichtung im Sommer gefällt. Die Jahrringe wurden an Stammscheiben aus 1,3 m Höhe, der jährliche Zuwachs an Gipfeltrieben ausgemessen. An den Gipfeltrieben wurden zusätzliche Untersuchungen über Rindenerkrankungen durchgeführt. In Riehen und in den Langen Erlen erfolgten zudem Erhebungen über den Befall der Esche mit der Eschenwollschildlaus (*Pseudochermes fraxini* Kltb.).

3.2. Wasserbeziehungen

3.2.1. Wassergehalt im wasserleitenden Holz

Als mögliches Mass für die Wasserversorgung der Krone wurde der Wassergehalt im wasserleitenden Splintholz (äusserste Jahrringe) mit einem HEGA-Feuchtigkeitsmessgerät Modell TH im Juni gemessen. An einzelnen Stammquerschnitten frisch gefällter Bäume wurde der Wassergehalt zudem auch bis ins Kernholz hinein verfolgt.

3.2.2. Stomatärer Diffusionswiderstand und Wasserpotential im Laub

Bei einer gesunden und einer kranken Buche wurden Anfang Juni, Mitte Juli und Anfang September die Wasserbeziehungen in je 8 Blättern pro Zeitpunkt und Baum gut besonnter Partien des unteren Kronenbereiches in 16 m Höhe, unter Zuhilfenahme eines Skylifters gemessen. Es wurden Tagesverläufe des stomatären Diffusionswiderstandes sowie des Wasserpotentials aufgenommen. Die Messung des stomatären Diffusionswiderstandes erfolgte mit einem Porometer LICOR Modell LI-700, diejenige des Wasserpotentials mit einer Druckbombe nach Scholander.

3.3. Nährstoff- und Schadstoffverhältnisse

3.3.1. Nährstoffgehalt im Stammabflusswasser und Nährstoffauswaschversuche

Im Frühjahr wurden in den Flächen bei je 6 Bäumen in Brusthöhe trichterförmige Manschetten aus Kunststoffolie angelegt, die vorher auf Abgabe relevanter Elemente geprüft wurde. Das Stammabflusswasser wurde jeweils erst nach einer 24stündigen Regendauer aufgefangen, um die Depositionskomponente möglichst gering zu halten. Gleichzeitig wurde jeweils auch das Regenwasser gesammelt. Im Stammabflusswasser und Regenwasser wurde möglichst rasch nach der Probenentnahme folgende Parameter bestimmt: pH, Sulfat, Chlorid, Nitrat, Phosphat, Kalium, Kalzium und Magnesium.

Für die Untersuchung des pH-Einflusses auf die Nährstoffauswaschung wurden ausgewachsene Blätter von Bergahorn in destilliertem Wasser beziehungsweise in 10^{-5} ; $3,16 \cdot 10^{-4}$; 10^{-4} ; $3,16 \cdot 10^{-3}$; 10^{-3} und 10^{-2} N H_2SO_4 wäh-

rend 5 Minuten geschwenkt (entsprechend theoretischen pH-Werten von 5,6; 5; 4,5; 4; 3,5; 3 und 2; die effektiven pH-Werte wichen nirgends um mehr als 0,1 pH-Einheit vom theoretischen Wert ab). Bei der Behandlung der Blätter wurde darauf geachtet, dass möglichst nur die Blattoberseite benetzt wurde. Für die Untersuchung des Einflusses der Ozonschädigung wurden stark und schwach ozongeschädigte, ausgewachsene Bergahornblätter während 5 Minuten in destilliertem Wasser geschwenkt.

In den Regenwasser-, Stammabfluss- und Leachingproben wurden Kalium flammenphotometrisch, Kalzium und Magnesium mittels Atomabsorption, Phosphat kolorimetrisch als Phosphormolybdänblau, Sulfat, Chlorid und Nitrat mittels Ionenchromatographie bestimmt.

3.3.2. Nährstoff- und Schwermetallverhältnisse in den Blättern

Anfang Juni wurden von je 6 möglichst gesunden Buchen pro Beobachtungsfläche Gipfeltriebe geerntet. Von der Triebspitze her wurde jeweils das 3. bis 8. Blatt für die Untersuchung des Nähr- und Schadstoffgehaltes verwendet. Neben Stickstoff, Phosphor, Kalium, Magnesium, Kalzium, Mangan, Zink und Kupfer wurde auch der Aluminium-, Blei- und Cadmiumgehalt bestimmt.

Die Stickstoffbestimmung erfolgte durch Kjeldahlveraschung mit anschliessender Wasserdampfdestillation und Titration. Für die Analyse der übrigen Elemente wurden die Proben mit HNO_3 auf dem Büchi Digestor 445 verascht. Die Bestimmung von Kalium erfolgte flammenphotometrisch, diejenige von Kalzium, Magnesium, Eisen, Mangan, Zink, Kupfer, Aluminium, Blei und Cadmium mittels Atomabsorption, Phosphor kolorimetrisch als Phosphormolybdänblau.

3.3.3. Nährstoffgehalt und biologische Aktivität im Boden

In allen Beobachtungsflächen wurde der Boden auf seinen Nährstoffgehalt hin untersucht. Die Bodenproben wurden mit einem Spiralbohrer aus drei Tiefen, nämlich 0 bis 30, 30 bis 60 und 60 bis 90 cm entnommen, und zwar einerseits im Stammabflussbereich und andererseits in 2 m Distanz zum nächsten Stamm. Die Probenentnahmen erfolgten im Mai (nur Oberboden) und Anfang September. Gemäss der Anleitung der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (FAC Liebefeld) wurden bei Böden von gleichmässiger Beschaffenheit 10 Einstiche pro 50 Aren über die ganze Fläche verteilt durchgeführt und die Horizonte getrennt zu jeweils einer Mischprobe vereinigt. In den graphischen Darstellungen sind, wenn nichts anderes angegeben ist, die Mittelwerte aus den beiden oberen Horizonten aufgetragen (0 bis 60 cm). Die Bodenanalysen erfolgten weitgehend nach den Bestimmungsmethoden der FAC (Methodenbuch 1981); sie sind in *Tabelle 1* zusammengestellt.

Tabelle 1. Für die Bodenanalysen verwendete Methoden.

Parameter	Extraktion	Bestimmung
pH		in 1 N KC1 1 : 2,5
P ₂ O ₅	CO ₂ -Wasser 1 : 2,5	Phosphormolybdänblau
K ₂ O	CO ₂ -Wasser 1 : 2,5	Flammenphotometrie
Mg	0,025 N CaCl ₂ 1 : 10	Atomabsorption
Ca	2 N Ammoniumacetat pH 7,0 1 : 40	Atomabsorption
Kalk		CO ₂ -Entwicklung (Passon)
Bor	Heisswasserextraktion 1 : 10	Azomethin
Eisen	1 N Ammoniumacetat pH 4,8	Atomabsorption
Kupfer	1 N Ammoniumacetat pH 4,8	Atomabsorption
Zink	1 N Ammoniumacetat pH 4,8	Atomabsorption
Cadmium	1 N Ammoniumacetat pH 4,8	Atomabsorption
Aluminium	1 N Ammoniumacetat pH 4,8	Atomabsorption
Mangan	1 N Ammoniumacetat pH 7,0 mit 0,5 g Hydrochinon pro Liter 1 : 10	Atomabsorption
Ammonium	2 N KC1 1 : 2,5 (feldfrischer Boden)	NH ₃ -Elektrode
Nitrat	Wasser 1 : 2,5 (feldfrischer Boden)	Ionenchromatographie
Chlorid	Wasser 1 : 2,5 (feldfrischer Boden)	Ionenchromatographie
Sulfat	Wasser 1 : 2,5 (feldfrischer Boden)	Ionenchromatographie
biologische Aktivität: Bestimmung der Katalasezahl (FAC)		

3.4. Statistische Auswertung

3.4.1. Phänologische Untersuchungen

In jedem Standort wurde die Anzahl Bäume pro Bonitierungsstufe ermittelt. Sie ist in den graphischen Darstellungen in % der Gesamtzahl eingetragen.

3.4.2. Übrige Untersuchungen

Die Standardabweichung des Mittelwertes (s_x) ist in den graphischen Darstellungen als Balken eingezeichnet. Statistisch signifikante Unterschiede sind mit einem Stern gekennzeichnet; sie wurden mit dem Student's t-test ermittelt.

4. Ergebnisse und Diskussion

4.1. Phänologische Untersuchungen

4.1.1. Krone: Verlichtung, Peitschentriebe, Kleinblättrigkeit, Vergilbung, Fruchtansatz

Mit Ausnahme von Rodersdorf im Westen der Agglomeration Basel, wo nur ein geringer Verlichtungsgrad der Bäume festzustellen ist, zeigen in

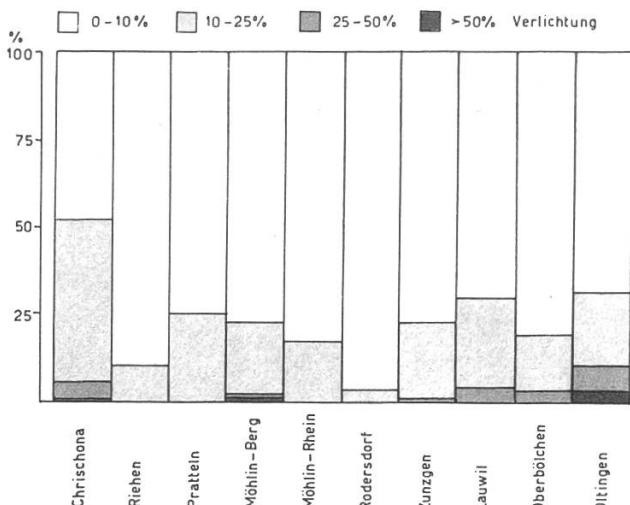


Abbildung 2. Verlichtung bei Buche.
Prozentuale Verteilung der einzelnen
Schädigungsstufen in den verschiedenen
Beobachtungsflächen.

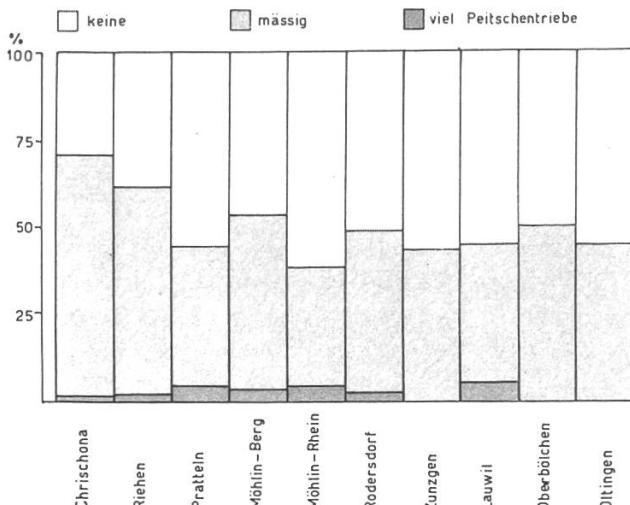


Abbildung 3. Peitschentriebe bei Buche.
Prozentuale Verteilung der einzelnen
Schädigungsstufen in den verschiedenen
Beobachtungsflächen.

allen Beobachtungsflächen 10 bis 25 %, auf Chrischona gar 45 % der Bäume eine leichte Verlichtung, entsprechend 10 bis 25 % Blattverlust (Abbildung 2). Verlichtungsgrade von mehr als 25 % sind mit Ausnahme von Chrischona eher in den Flächen der höheren Lagen (über 650 m) zu beobachten, insbesondere in Oltingen (10 % der Bäume). Der Verlichtungsgrad wird im Bestand bei einer terrestrischen Ansprache leicht unterschätzt, da innerhalb der Baumkrone im allgemeinen eine zunehmende Verlichtung von unten nach oben erfolgt (*Tafel 1a*). Die Einsicht in obere Kronenteile ist aber durch die unteren, oftmals noch dicht belaubten Äste erschwert.

Bei sich abzeichnender Verlichtung lassen sich oftmals zur «Trichterform» neigende Gipfeltriebe beobachten, die mehrheitlich Kurztriebe tragen (*Tafel 1c*). Die seitliche Langtriebbildung ist unterdrückt, was zu einer verminderten Auffächerung des Astwerkes führt (*Tafel 1d*) (Schütt et al. 1983). Dieses Erscheinungsbild von «peitschenartigen» Trieben weisen mit Ausnahme von Möhlin Rhein (mit 37 %) in allen Beobachtungsflächen über 40 % der Buchen auf, auf Chrischona sogar 68 % (Abbildung 3). Ein zusätzliches Absterben der seitlichen Verzweigungen, oft vereint mit einem gehemmten Längenwachstum des Endtriebes, führt zur zunehmenden Verkahlung und zur Bildung von Blattbüscheln an den Astenden, oft begleitet von einer Vergilbung des Laubes (*Tafel 1b, e*). Neben dieser durch ein verändertes Verzweigungsmuster und Büschelbildung gekennzeichneten Verlichtungsart kann auch eine gleichmäßige Verlichtung beobachtet werden, die durch Nichtaustreiben von Knospen oder verfrühten Blattfall zustande kommt.

Vergilbung (Chlorose) des Laubes ganzer Kronen war in allen Flächen zu beobachten, wobei auf Chrischona, Möhlin Rhein und Oberbölichen über

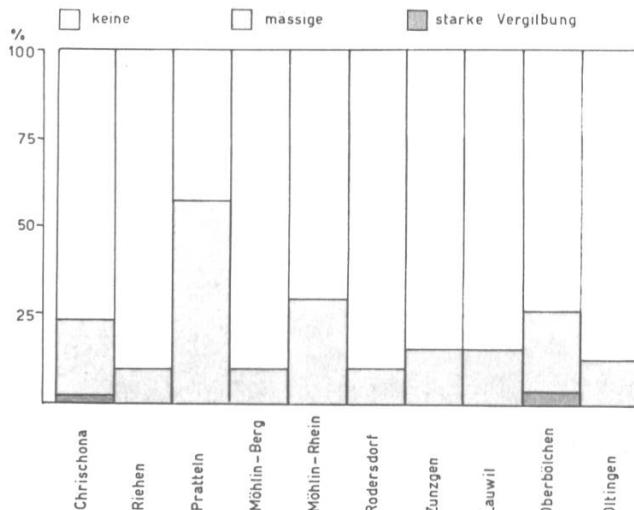


Abbildung 4. Vergilbung bei Buche.
Prozentuale Verteilung der einzelnen
Schädigungsstufen in den verschiedenen
Beobachtungsflächen.

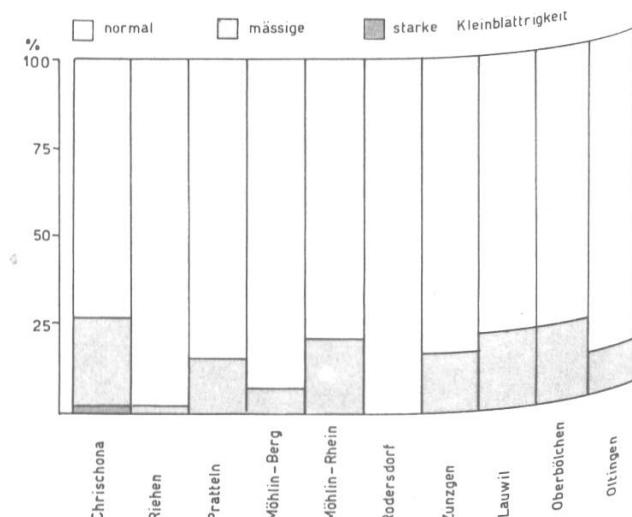


Abbildung 5. Kleinblättrigkeit bei Buche.
Prozentuale Verteilung der einzelnen
Schädigungsstufen in den verschiedenen
Beobachtungsflächen.

20 % der Bäume davon betroffen waren. In Pratteln wiesen Ende August/anfangs September gar 50 % der Bäume chlorotisches Laub auf (Abbildung 4); in dieser Probefläche setzte auch ein vorzeitiger Laubabwurf ein. Die Trockenheit des Sommers 1983 muss bei dieser Erscheinung sicher mitberücksichtigt werden, andererseits zeigen die Flächen mit den stärksten vorzeitigen Vergilbungen recht unterschiedliche Bodenfeuchtigkeitsverhältnisse. Die Fläche Möhlin Rhein, deren Untergrund aus Rheinschotter besteht, muss als trockener Standort eingestuft werden, während der Boden auf Chrischona zu leichter Staunässe neigt und den ganzen Sommer über feucht war. Die Fläche Pratteln weist mit *Allium ursinum* L. (Bärlauch) und Oberbölchen mit *Petasites albus* L. (Pestwurz) typische Feuchtezeiger auf.

Einhergehend mit Verlichtung, Peitschentrieben und Vergilbung muss auch die Kleinblättrigkeit als Anzeichen einer nachlassenden Vitalität betrachtet werden. Mit Ausnahme von Rodersdorf konnte in allen Beobachtungsflächen Kleinblättrigkeit festgestellt werden. In den Flächen Chrischona, Möhlin Rhein, Lauwil und Oberbölchen wiesen über 20 % der Bäume dieses Symptom auf (Abbildung 5). Untersuchungen an gefällten Buchen ergaben, dass verlichtete Bäume deutlich kleinblättriger sind als gesunde Individuen am gleichen Standort. Bei einer kontinuierlichen Abnahme der Blattgrößen innerhalb der Krone von unten nach oben entsprach die Größe der untersten Blätter verlichteter Buchen derjenigen der obersten Blätter gesunder Bäume (Abbildung 6). Da die Laubentwicklung hauptsächlich in den Monaten April und Mai stattfindet, wo noch ausreichende Bodenfeuchte vorhanden war, kann auch hier ein Einfluss der Trockenheit ausgeschlossen werden.

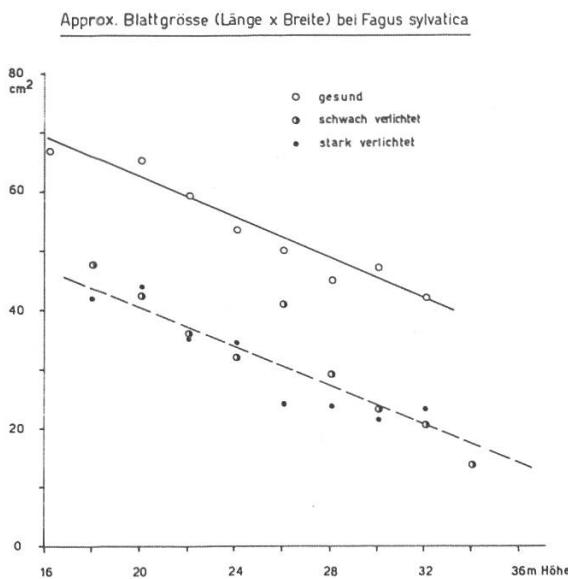


Abbildung 6. Blattgrösse in Abhängigkeit von der Kronenhöhe und dem Verlichtungsgrad.

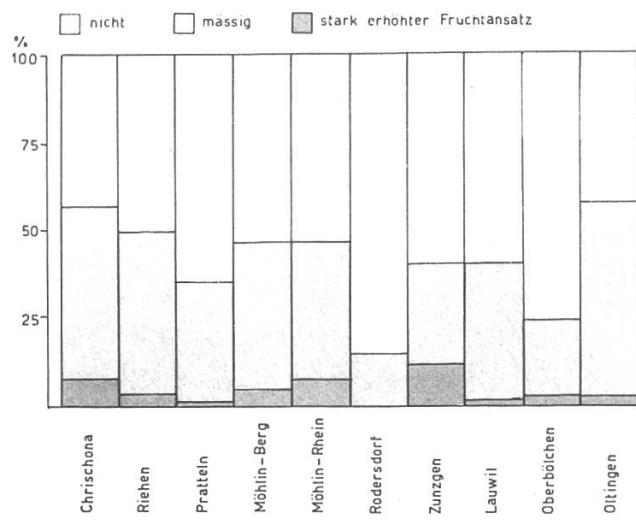


Abbildung 7. Fruchtansatz bei Buche. Prozentuale Verteilung der einzelnen Bonitierungsstufen in den verschiedenen Beobachtungsflächen.

Die Komplexität der verschiedenartigen Erscheinungsbilder geschädigter Laubarten kommt in Tafel 7a zum Ausdruck. Neben Ozonschädigungen und durch Buchenkrebs verursachte Chlorosen (siehe weiter unten) sind auch die hier beschriebene Vergilbung und Kleinblättrigkeit dargestellt.

In den Beobachtungsflächen wiesen rund 25 bis 50 % der Buchen einen mässig erhöhten und 3 bis 12 % einen augenfällig starken Fruchtansatz auf, mit Ausnahme des im Westen der Stadt gelegenen Standortes Rodersdorf, wo der Fruchtansatz bei lediglich 15 % der Bäume mässig erhöht war (Abbildung 7). Dies ist insofern erstaunlich, als das Ausmass der Blüten- und Fruchtproduktion normalerweise als Gradmesser für Vitalität angesehen wird (Kozlowski, 1971). Im vorliegenden Fall muss die erhöhte Reproduktion jedoch als Anomalie gedeutet werden, da der Fruchtansatz häufig bei Buchen mit schlechtem Allgemeinzustand stark erhöht war. Tafel 7b zeigt dieses Phänomen bei einer Buche, die aufgrund ihres Verzweigungsmusters als geschwächt eingestuft werden muss. Allgemein zeigten Laubbäume wie Buche, Esche, Hagebuche und Ahorn in den Jahren 1982 und 1983 eine auffallend starke Fruchtbildung. Auch Fichten, die in Tieflagen normalerweise nur alle 3 bis 4 Jahre fruchten, bildeten zum Beispiel in Möhlin teilweise in zwei aufeinanderfolgenden Jahren Zapfen. Eine erhöhte Fruchtbildung kann insbesondere bei gehemmter Photosynthese, wie sie unter anderem durch Immissionen induziert werden kann, zu einer rasch zunehmenden Schwächung des Baumes führen, da für die Fruchtproduktion ein erheblicher Assimilateaufwand besteht, bei Buchen 20 % und mehr des Jahresreingewinnes der Photosynthese (Larcher, 1973). Luftverunreinigungen wie Schwefeldioxid (SO_2) und Ozon (O_3) wirken sich eher hemmend auf die Blüten- und

Fruchtbildung aus (Scheffer und Hedcock 1955, Feder und Campbell 1968, Thompson et al. 1972). Es gibt aber Hinweise dafür, dass Äthylen, ein hochwirksames Pflanzenhormon, bei verschiedenen Pflanzen eine erhöhte Blütenbildung zu induzieren vermag (Abeles 1973). Äthylen ist ein Bestandteil der Autoauspuffgase, wo es einen Anteil von 15 bis 20 % an den emittierten Kohlenwasserstoffen ausmacht. 90 % des in der Atmosphäre enthaltenen Äthylens soll von verkehrsbedingten Emissionen stammen (Dulson 1978, Abeles 1973).

4.1.2. Rindenschädigungen, Buchenwollschildlausbefall, Algenbesatz, Buchenkrebs

Als Rindenschädigungen wurden einerseits Buchenrindennekrosen (*Tafel 2a, b*) bonitiert, andererseits Rindenrisse *Tafel 2c, d*, von denen ausgehend die primäre Rinde oft flächenartig abstirbt. Da das Oberflächenperiderm dabei intakt bleibt, ist diese Nekrotisierung der Rindenrisse von aussen nicht sichtbar. Rindenschädigungen konnten in den stadtnahen Flächen einerseits und in den Flächen der höheren Lagen andererseits vermehrt festgestellt werden (*Abbildung 8*). Ein Zusammenhang mit erhöhten Immisionsbelastungen in Stadtnähe oder, in höheren Lagen, infolge von Inversionslagen und erhöhter Nebelhäufigkeit muss vermutet werden. Verschiedene phytopathogene Pilze treten unter dem Einfluss von mässigen Immisionen vermehrt auf; hohe Immissionen können dagegen fungizide Eigenschaften haben. So fanden Grzywacz und Wazny (1973) bei *Armillaria mellea*, *Fomes annosus*, *Melampsora pinitorqua*, *Trametes pini* unter anderem, dass diese im Nahbereich eines SO₂-Emissorten, bei hoher SO₂-Belastung (> 500 µg/m³), vermindert aufraten, bei niedrigeren SO₂-Konzentrationen dagegen eine erhöhte Verbreitung aufwiesen, wobei die einzelnen Arten in unterschiedlichen Konzentrationsbereichen gehäuft vorkamen.

Die Verbreitung solcher Rindenerkrankungen darf nicht unterschätzt werden. In einem etwa 100jährigen Buchenbestand oberhalb von Metzerlen (700 m ü. M.) kann seit mehreren Jahren eine auffällige Erkrankung der Stammbasis beobachtet werden, wobei vornehmlich die Rinde der Süd-Südwestseite, partiell auch auf Ost- und Nordseite betroffen ist (persönliche Mitteilung Kantonsoberförster W. Jäggi). Eine nähere Untersuchung, die auf einer Hektar mit 149 ausgewachsenen Bäumen durchgeführt wurde, ergab, dass 28 % der Bäume dieses Krankheitssymptom, teilweise massiv, aufweisen (*Tafel 3a*).

Als Ursache der Buchenrindennekrose mit Schleimfluss werden heute verschiedene Möglichkeiten diskutiert wie Trockenheit (Butin 1983), Mykoplasmen (Parameswaran 1980), die Buchenwollschildlaus *Cryptococcus fagisuga* Lind. (Braun 1977) und der Pilz *Nectria coccinea* Pers. ex Fr. (Houston et al. 1979) (*Tafel 3b*). Die Bedeutung von *C. fagisuga* könnte einerseits in der Vektorfunktion, das heisst als Überträger des eigentlichen Krankheitserre-

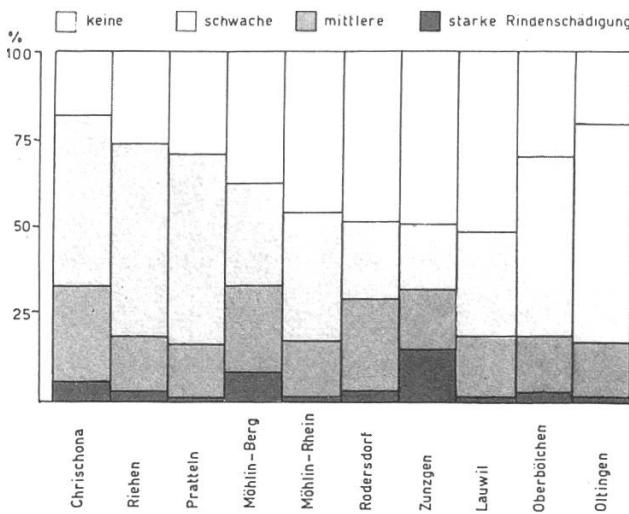


Abbildung 8. Rindenschädigung bei Buche. Prozentuale Verteilung der einzelnen Schädigungsstufen in den verschiedenen Beobachtungsflächen.

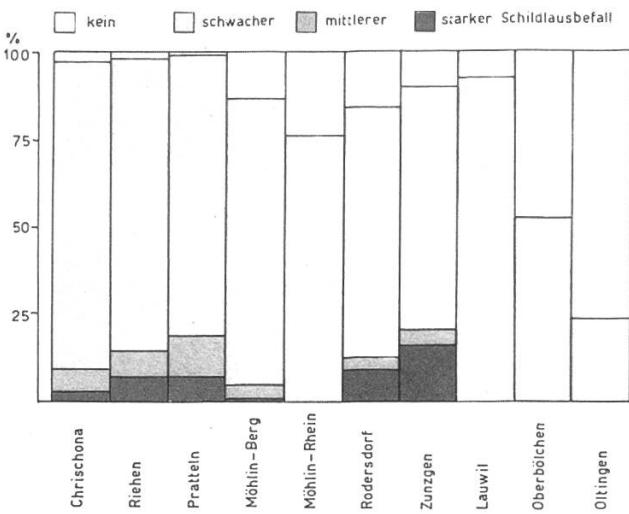


Abbildung 9. Befall von Buche mit der Buchenwollschildlaus. Prozentuale Verteilung der einzelnen Befallsstufen in den verschiedenen Beobachtungsflächen.

gers (Viren usw.) liegen, wie dies für Blattläuse bekannt ist (Heinze 1978). Andererseits bewirkt ein starker Schildlausbefall eine allgemeine Schwächung der Wirtspflanzen und eine Verletzung der Rinde an vielen Stellen, was beides die Anfälligkeit für verschiedene Erreger wie *N. coccinea* erhöht. Perrin (1980) konnte in Experimenten ein Zusammenwirken von *C. fagisuga* und *N. coccinea* nachweisen. Impfung der Rinde mit Myzel von *N. coccinea* führte zu kleinen, 1 bis 2 cm² grossen Nekrosen, im Beisein von dichten Kolonien von *C. fagisuga* hingegen sehr rasch zu mehreren dm². Schleimfluss, der auch durch Äthylen (Wundäthylen bei Gewebeverletzung!) induziert werden kann (Abeles 1973), konnte im Sommer 1983 teilweise verbreitet bei Bergahorn, Eiche, Erle, Esche, Kirsche, Pappel, Spitzahorn und Weissbuche beobachtet werden, vor allem im stark geschädigten Stadtwald von Basel (Lange Erlen).

In den Beobachtungsflächen Chrischona, Riehen, Pratteln, Möhlin Berg, Rodersdorf und Zunzgen zeigten zwischen 5 % (Möhlin Berg) und 20 % (Zunzgen) der Buchen einen mittleren bis starken Schildlausbefall (Abbildung 9, Tafel 4a, b, c). Zusammenhänge zwischen immissionsbelasteter Vegetation und erhöhtem Befall durch herbivore Insekten sind schon mehrfach beschrieben worden. Wentzel (1965) beobachtete einen vermehrten Befall von Fichten mit der Fichtengallenlaus (*Sacchiphantes abietis*) in der Umgebung einer Ziegelei, die HF emittierte. Sierpinski (1966) beschreibt eine Massenvermehrung verschiedener fressender Insekten in immissionsgeschädigten Kiefernwäldern; er erwähnt auch ein vermehrtes Vorkommen verschiedener saugender Insekten wie Blattläuse, Schildläuse und Milben. Es wird vermutet, dass sich die Bäume als Folge von Belastungen biochemisch so verändern, dass die Läuse ein verbessertes Futterangebot finden. Rindenparen-

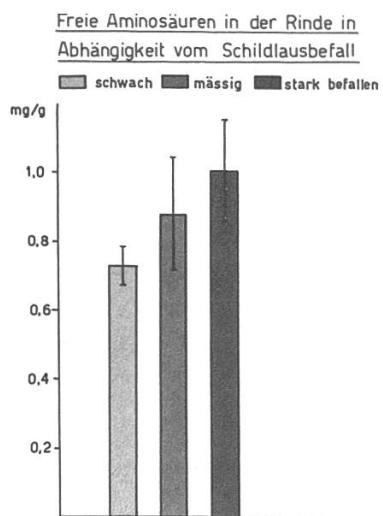


Abbildung 10. Aminosäuregehalt (Leucinäquivalente) in Rindenproben von Buchenstämmen mit verschiedenen Befallsstärken mit der Buchenwollschildlaus. Probenentnahme 17. Mai 1983, n = 3.

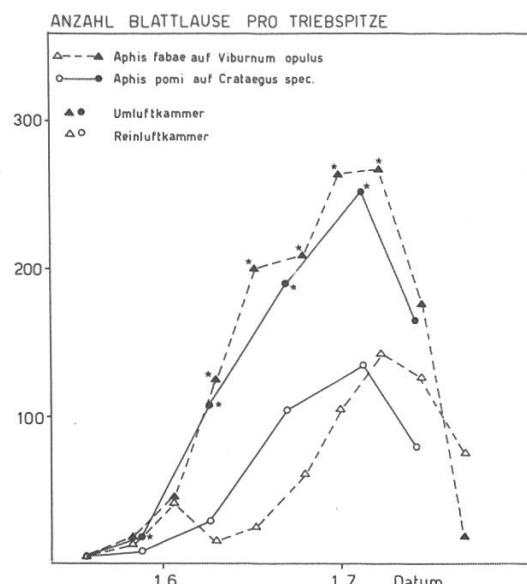


Abbildung 11. Blattlausentwicklung auf dem Gemeinen Schneeball (*Viburnum opulus*) und auf Weißdorn (*Crataegus spec.*) an der Autobahn in Umluft- und Reinluftkammern, n = 8, * p < 0,05.

chymproben von Bäumen zeigten mit zunehmendem Befallsgrad mit *C. fagisuga* erhöhte Gehalte an freien Aminosäuren (Abbildung 10). Solche Veränderungen können einerseits durch die Schildläuse selbst hervorgerufen werden, andererseits konnte in eigenen Versuchen festgestellt werden, dass Forstpflanzen unter Abgasbelastungen einer Autobahn schon nach kurzer Zeit einen erhöhten Gehalt an freien Aminosäuren aufweisen (Flückiger et al. 1978). Bei Blattläusen konnte ein enger Zusammenhang zwischen der Belastung der Wirtspflanze, zum Beispiel durch Gischtsalz und/oder verkehrsbedingte Abgase, mit der Populationsentwicklung der Läuse und Veränderungen des Aminosäuregehaltes beziehungsweise -musters der Wirtspflanzen gefunden werden (Braun und Flückiger 1984a, 1984b, Bolsinger und Flückiger 1984). *Crataegus spec.* und *Viburnum opulus*, die in Umluftkammern an einer Autobahn gehalten wurden, zeigten nach künstlicher Infektion mit den Blattläusen *Aphis pomi* beziehungsweise *Aphis fabae* schon nach kurzer Zeit eine signifikant erhöhte Population, verglichen mit Pflanzen, die in Reinluftkammern exponiert wurden (Abbildung 11).

In den einzelnen Untersuchungsflächen konnte eine augenfällige Übereinstimmung zwischen dem Ausmass des Algenbesatzes der Buchenstämmen und dem Befall mit *C. fagisuga* beobachtet werden (Abbildung 12). Untersuchungen des Stammabflusswassers ergaben, dass ein Zusammenhang zwischen dem Phosphatgehalt im Stammabfluss, besonders im Frühjahr, und dem Algenbesatz besteht, analog dem Problem der Phosphatüberdüngung der Seen. Es konnte in denjenigen Beobachtungsflächen bei 50 bis 80 % der

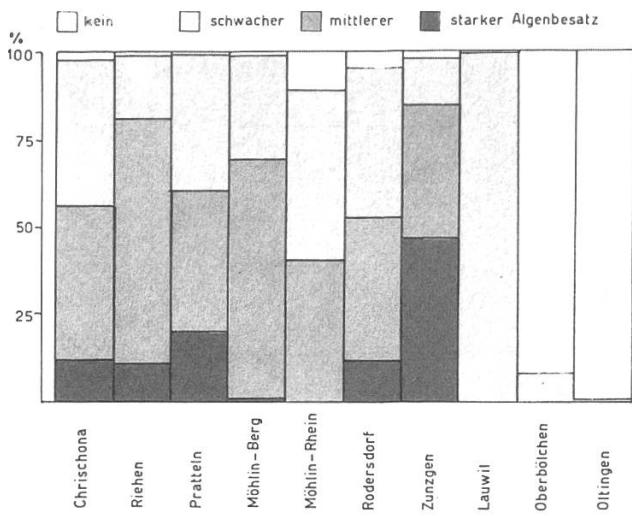


Abbildung 12. Algenbesatz an den Stämmen von Buchen. Prozentuale Verteilung der einzelnen Stufen in den verschiedenen Beobachtungsflächen.

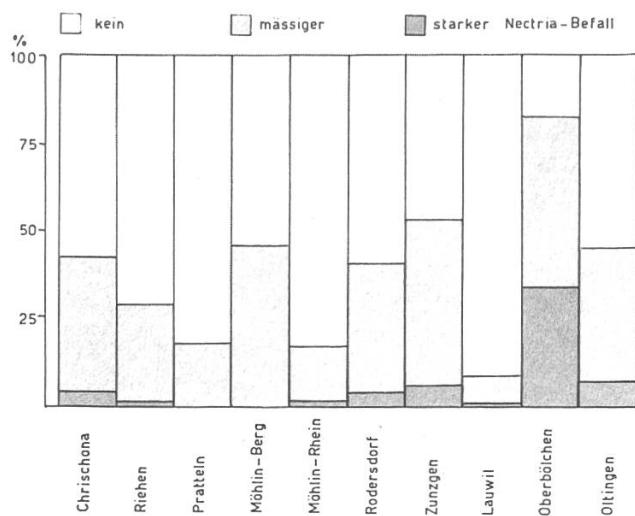


Abbildung 13. Befall von Buchen mit dem Buchenkrebs (*Nectria ditissima*). Prozentuale Verteilung der einzelnen Befallsstufen in den verschiedenen Beobachtungsflächen.

Buchen ein mässig bis starker Algenbesatz (*Tafel 4a*) registriert werden, in denen der P-Gehalt im Stammabflusswasser im Frühjahr mindestens 0,1 ppm, im Sommer mindestens 1 ppm erreichte (siehe weiter unten). Allerdings muss die Bedeutung auch der anderen Nährstoffe (zum Beispiel Stickstoff), die an denselben Standorten ebenfalls erhöhte Gehalte im Stammabflusswasser aufwiesen, ebenfalls in Betracht gezogen werden. Die Bedeutung dieses Algenbesatzes dürfte insbesondere im protektiven Charakter für die Buchenwollschildlaus liegen (*Houston 1980*). Da die adulte Laus unbeweglich ist (*Tafel 4c*) (*Schwertfeger 1970*), ist sie in erhöhtem Masse dem Einfluss von Wind und Wetter ausgesetzt. Ein Algenteppich bietet – neben der durch die Laus produzierten Wachswolle – zusätzlichen Schutz. Ein Kausalzusammenhang zwischen erhöhtem Leaching von Nährstoffen wie Phosphat, erhöhtem Algenbesatz, Schildlausbefall und Rindennekrose muss aufgrund mehrerer Beobachtungen in Betracht gezogen werden (*Tafel 4d*).

Der Befall der Bäume mit dem Buchenkrebs (*Nectria ditissima* Tul.) weist eine örtlich unterschiedliche Verbreitung auf. In den Beobachtungsflächen Chrischona, Riehen, Möhlin Berg, Rodersdorf, Zunzgen und Oltingen zeigen rund 30 bis 50 % der Buchen einen Befall mit diesem Pilz (*Abbildung 13, Tafel 3c*). Auffallend ist die grosse Befallsrate in der Fläche Oberbölichen, wo 80 % der Buchen teilweise stark erkrankt sind, insbesondere auch der Jungwuchs (*Tafel 3d*). In dieser Fläche konnte, wie weiter unten dargestellt wird, eine unerwartet hohe Belastung der Vegetation durch verkehrsbedingte Luftverunreinigungen registriert werden. Es wird deshalb vermutet, dass auch *Nectria ditissima* infolge der allgemeinen Schwächung der Bäume eine stärkere Verbreitung findet.

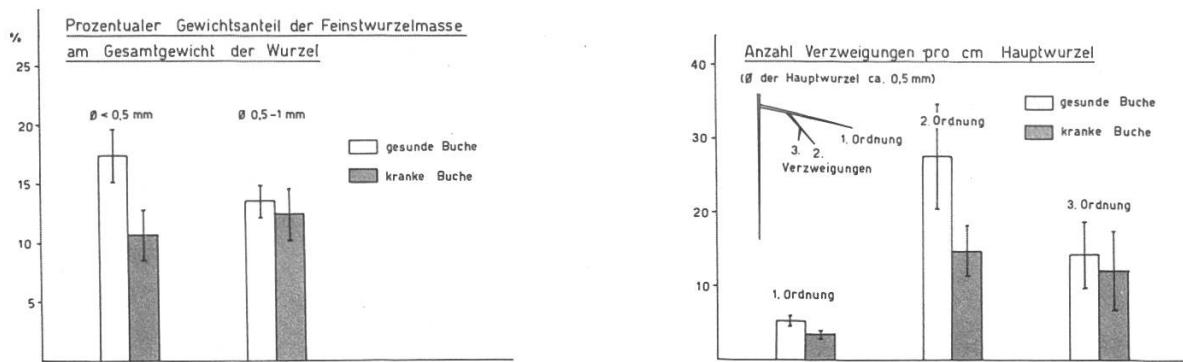


Abbildung 14. Untersuchungen am Feinwurzelwerk von Buchen, $n = 8$.

4.1.3. Wurzeluntersuchungen

Untersuchungen an Feinwurzelproben aus dem Oberboden (0 bis 40 cm) gesunder und kranker Buchen ergaben, dass der prozentuale Gewichtsanteil der Feinstwurzelmasse ($\varnothing < 0,5 \text{ mm}$) in bezug auf das Gesamtgewicht der Wurzeln deutlich reduziert ist. Auch die Anzahl Verzweigungen zeigte bei kranken Buchen eine Reduktion, bei Verzweigungen 1. Ordnung im Mittel um 34 %, bei 2. Ordnung um 48 % und 3. Ordnung um 15 % (Abbildung 14, Tafel 6d). Die Regeneration von Feinwurzelmasse war bei kranken Bäumen wesentlich geringer und der Anteil an abgestorbenen Feinwurzeln grösser, Befunde, wie sie auch bei erkrankten Tannen (Blaschke 1981) und Fichten (Schütt *et al.* 1983) beschrieben sind. Infolge des heftigen Sturmes Ende November wurden auffällig viele Buchen umgeworfen (Tafel 5b, c), obwohl Buchen wegen ihres Herzwurzelsystems gegenüber Windwurf unempfindlich sind (Schütt *et al.* 1983). In der Untersuchungsfläche Metzerlen konnten nach diesem Sturm 11 und Ende Februar nach einem weiteren Sturm nochmals 4 ausgewachsene Windwurfbuchen auf einer Hektar gezählt werden. Die hohe Dichte an geworfenen Bäumen in derselben Fläche, wo auch ein hoher Anteil an pathologischen Rindenschäden an der Stammbasis zu verzeichnen war, mag Zufall sein. Andererseits stellen Rehfuss *et al.* (1983) eine Koinzidenz zwischen Buchenrindennekrose und dem Ausmass an abgestorbenem Wurzelwerk fest. Die vom Wind geworfenen Bäume zeigten mehrheitlich ein abgestorbenes Tiefenwurzelwerk (Tafel 6a, b, c), während das Oberwurzelwerk in vielen Fällen noch intakt war (Schütt *et al.* 1983). Bazzigher und Schmid (1969) weisen darauf hin, dass die Fäule, insbesondere die Wurzelfäule, eine der wichtigsten Ursachen für Windschäden darstellt. Diese Autoren stellten in einer Untersuchung bei 56 % der vom Wind gebrochenen oder geworfenen Bäume fortgeschrittene Fäulnis an wichtigen Bruchstellen fest, bei 3 % am Stamm, bei 14 % am Stock und bei 39 % an der Wurzel.

Das Wurzelwerk kann empfindlich reagieren, wenn der Spross Immissionen wie SO_2 ausgesetzt ist (Keller 1979). Untersuchungen bei verschiedenen

Dehydrogenaseaktivität von Buchenwurzeln

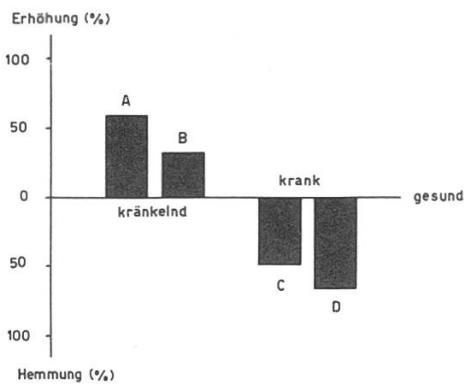


Abbildung 15. Dehydrogenaseaktivität des Feinwurzelwerkes gesunder, kränkelnder und kranker Buchen. Die Werte stammen aus drei verschiedenen Probenentnahmen (mit jeweiligen Kontrollen), nämlich A: Möhlin, 14. Juni; B, D: Riehen, 1. September; C: Möhlin, 31. August.

Grasarten ergaben, dass durch die Noxen SO_2 und NO_2 , die den Assimilationsstoffwechsel der Sprossorgane synergistisch hemmen, das Wurzelwachstum meist noch stärker als das Sprosswachstum betroffen wird (*Ashenden* 1979, *Ashenden* und *Williams* 1980). Vom Ozon ist zudem bekannt, dass es den Transport der für die Wurzeln lebensnotwendigen Assimilationsprodukte von den Blättern in die Wurzeln hemmt und dass die Mykorrhizierung reduziert wird (*McCool* und *Menge* 1983). Auch für SO_2 wurde eine Hemmung des Assimilattransportes in die Wurzel beschrieben (*Jones* und *Mansfield* 1982). Die Messung der Atmung im Feinwurzelwerk mit Hilfe der Dehydrogenaseaktivität (*Schopfer* 1970) ergab, dass kränkelnde Buchen eine deutlich erhöhte Aktivität gegenüber gesunden Buchen zeigten, während bei kranken Buchen ein starker Abfall zu verzeichnen war (*Abbildung 15*). Bei Pflanzen kann die Atmung einerseits bei der Infektion durch Pathogene (*Schlösser* 1983), andererseits durch Noxen wie SO_2 und O_3 gesteigert werden (*Todd* 1958, *Garber*, 1967, *Barnes* 1972). Wurzeln veratmen natürlicherweise einen hohen Anteil der Bruttoassimilation (bei Kiefer bis 60 %); bei schlechter Ernährung kann dieser atmungsbedingte Assimilatverlust noch bedeutend erhöht sein (80 bis 93 %) (*Köstler et al.* 1968). Eine erhöhte Wurzelatmung kann somit eine erhebliche Aufzehrung von Reservestoffen bedeuten und dadurch zu einer zusätzlichen Schwächung der Bäume und Wurzeln führen, was wiederum die Anfälligkeit von Wurzeln für Pathogene erhöht (*Blaschke* 1981). Es ist aber auch denkbar, dass durch eine erhöhte Atmung die Abgabe von Protonen aus der Wurzel gefördert wird; 1 ha Reben (6000 bis 8000 Pflanzen) geben zum Beispiel 1,1 bis 2,9 kg H^+ pro Jahr in den Wurzelraum ab (*Mengel* und *Malissiewas* 1982). Dies würde zu einer vermehrten Ansäuerung der Rhizosphäre und somit zu einer erhöhten Verfügbarkeit toxischer Schwermetalle wie Aluminium, mit der Zeit auch auf Kalkböden, führen (*Scheffer* und *Schachtschabel* 1982).

Die Gehalte von Aluminium in den Feinwurzeln kranker Buchen aus dem Oberboden auf saurem Standort (Riehen, pH 3,9) waren stark erhöht (3800 ppm Al in TS). Das molare Calcium/Aluminiumverhältnis, das nach *Skeffington* (1983) bei Werten unter 1 auf Aluminiumtoxizität hinweist,

betrug 0,6. Aber auch auf kalkhaltigem Boden in Möhlin, bei geringerer Aluminiumverfügbarkeit im Boden (pH 7,3) konnten bei kranken Buchen hohe Aluminiumwerte (1600 ppm; Ca/Al-Verhältnis 2,2) gefunden werden, was in Richtung der oben skizzierten Hypothese deutet. Im Feinwurzelwerk gesunder Buchen konnten Konzentrationen von lediglich 400 ppm Aluminium in TS (Ca/Al-Verhältnis 9,2) gefunden werden, Werte, wie sie auch Rehfüss *et al.* (1983) für eine gesunde, aber auch eine kranke Buche angibt.

Die beobachteten phänologischen Veränderungen der Feinwurzeln wie Einschränkung der Verzweigung, Hemmung des Wachstums und Braunverfärbung der Feinwurzeln wurden schon im Zusammenhang mit Aluminiumtoxizität beschrieben (*Bergmann* 1983). Da ausserdem hohe Aluminiumgehalte im Wurzelwerk gemessen wurden, muss eine Aluminiumvergiftung des Feinwurzelwerkes durch Ansäuerung der Rhizosphäre auch in den vorliegenden Untersuchungen in Betracht gezogen werden, obwohl ein Ca/Al-Verhältnis von 1 nicht bei allen Wurzeln unterschritten wird. Aluminiumtoxizität infolge Bodenversauerung wurde schon von *Ulrich* (1981, 1982) postuliert und durch die Untersuchungen von *Hüttermann et al.* (1983) belegt. Die auffälligen Unterschiede im Schadensausmass von Ober- und Tiefenwurzelwerk könnten ebenfalls auf eine unterschiedliche Aluminiumverfügbarkeit zurückgeführt werden. In humusreichen Oberböden werden die Aluminiumionen auch bei tiefen pH-Werten in Komplexbindung überführt und damit maskiert, im Gegensatz zum Unterboden (*Ulrich* 1983).

4.1.4. Ozonschädigungen

Im Verlaufe der Vegetationsperiode 1983 konnte eine zunehmende Schädigung an Blättern verschiedener Kraut- und Forstpflanzen beobachtet werden (*Tafel 7c*). Die Schädigungen zeichneten sich durch punktuelle, vornehmlich weissliche Verfärbungen der Blattoberseite aus, und zwar zuerst entlang der Hauptnerven und später über die ganze Blattfläche (*Tafel 7d*), ein Schadsymptom, wie es für Ozon beschrieben wird (*Hill et al.* 1970). Ozon dringt über die Spaltöffnungen auf der Unterseite des Blattes in das Blattinnere ein und schädigt vornehmlich das Palisadenparenchym (*Claussen* 1975). In mikroskopischen Schnitten konnte dieses Schadbild an allen untersuchten Arten bestätigt werden. Durch Oxidation von Lipiden werden die Zellmembranen, insbesondere die Thylakoidmembranen in den Chloroplasten, zerstört (*Mohr* 1983). Die Kollabierung der Zellen führt in der Folge zu der weisslich punktiert erscheinenden Blattoberseite, die aber auch durch Einlagerung dunkler Alkaloidpigmente dunkel verfärbt sein kann (*Smith* 1981).

Stichprobenmessungen von Ozon ergaben jeweils zwischen 14 und 15 Uhr am 26.7.1983 142 µg O₃/m³, am 15.8. 234 µg O₃/m³ und am 19.8. 146 µg O₃/m³. Ozonschädigungen an Pflanzen sind zu erwarten, wenn die Konzentration von 100 bis 200 µg/m³ über einen Zeitraum von 6 bis 8 Stunden pro

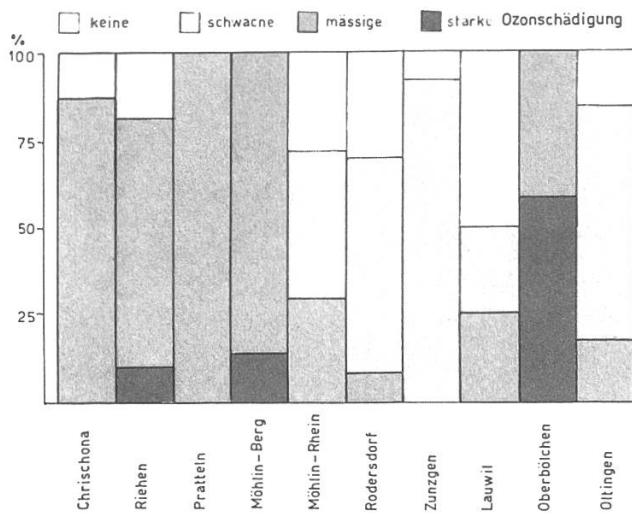


Abbildung 16. Ozonschädigung von Bergahornblättern. Prozentuale Verteilung der einzelnen Schädigungsstufen in den verschiedenen Beobachtungsflächen.

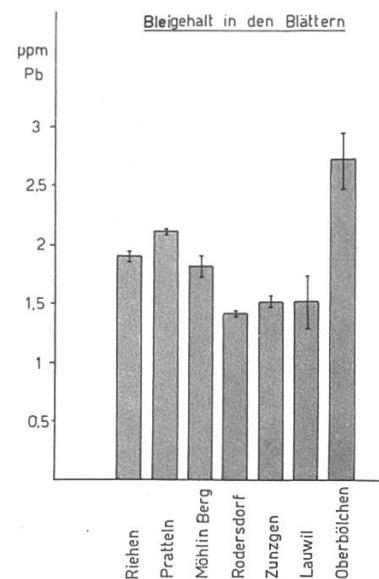


Abbildung 17. Bleigehalt in Buchenblättern, die aus Gipfeltrieben Anfang Juni geerntet wurden, n = 6.

Tag erreicht werden (Arndt und Lindner 1981, Environment 1982). Bei Ozonmessungen, die in Birmensdorf bei Zürich im Sommer 1982 durchgeführt wurden, konnte eine mehrfache Überschreitung dieser Schadensschwelle registriert werden (Bucher 1982). Ozonschädigungen an der speziell ozonempfindlichen Tabaksorte BelW 3 (Bell und Cox 1975) konnten im Raum Zürich schon 1976 (Keller 1976) und in Basel 1978 (Flückiger, unveröffentlicht) nachgewiesen werden. Untersuchungen am Jungwuchs von Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*) in den Beobachtungsflächen ergaben, dass die grössten Ozonschädigungen einerseits in den stadtnahen Hügelzonen um 400 bis 500 m, also 150 bis 200 m über der Tahlsohle, und auf dem weitabgelegenen Oberbölichen andererseits zu verzeichnen waren (Abbildung 16, Tafel 8a). Es wird vermutet, dass die erhöhte Schädigung in der Beobachtungsfläche Oberbölichen auf die in etwa 1500 m Entfernung und rund 200 m tiefer liegenden Abluftkamine der N 2 (Belchentunnel) zurückzuführen ist. Der konzentrierte Ausstoss von Stickoxiden auf der geschützten Hochterrasse von 700 bis 800 m Höhe dürfte zusammen mit der anhaltenden Schönwetterlage von 1983 bzw. der intensiven Sonneneinstrahlung eine maximale photochemische Umsetzung von Stickoxiden und Kohlenwasserstoffen in Photooxidantien bewirkt haben. Einen weiteren Hinweis dafür, dass in der Beobachtungsfläche Oberbölichen eine für die Gegend aussergewöhnlich starke Luftfremdstoffbelastung vorherrscht, ergaben die Analysenwerte von Blei, welches als Indikator für verkehrsbedingte Immissionen gilt. Der Bleigehalt in Buchenblättern von Gipfeltrieben, die anfangs Juni geerntet wurden, zeigte übereinstimmend mit der Verteilung der Ozonschäden die höchsten Werte am

Standort Oberbölichen (*Abbildung 17*); hier traten ja auch die grössten Schädigungen durch *Nectria ditissima* auf (siehe weiter oben).

Besonders betroffen vom Ozon waren Pflanzen im Halbschatten (*Tafel 8c*) und insbesondere der Jungwuchs (*Tafel 8b*). Dies dürfte auf eine infolge Lichtmangels reduzierte Photosynthese zurückzuführen sein, und damit auf eine verminderte Bildung reduzierender Substanzen wie Ascorbinsäure, die das stark oxidierende Ozon im Pflanzengewebe reduzieren können (*Freebairn und Taylor 1960, Menser 1964*). Analysen des Vitamins C in Buchenblättern ergaben, dass Schattenblätter knapp ein Viertel (96 ± 133 ppm) der in Sonnenblättern gefundenen Menge (427 ± 308 ppm) enthalten (Unterschied signifikant mit $p < 0,05$).

Zwischen der Spaltöffnungsweite und dem Ausmass der Ozonschädigung besteht eine enge Beziehung (*Lee 1965*). Laub von Ästen, die von Buchenkrebs befallen waren, zeigten jeweils nur sehr geringe Ozonschädigungen im Vergleich zu Blättern an gesunden Ästen der gleichen Pflanze (*Tafel 8d*). Gleichzeitige Stichprobenmessungen des stomatären Diffusionswiderstandes bei Blättern befallener Äste ergaben Werte von $39,9 \pm 8,9$ s cm⁻¹ (Stomata geschlossen) und bei Blättern gesunder Äste von $6,4 \pm 2,0$ s cm⁻¹ (Stomata offen; Unterschied signifikant mit $P < 0,001$). Buchen- und Ahornblätter, die auf ihrer Unterseite lokal von Pilzmycel überzogen waren, zeigten auf den entsprechenden Stellen der Blattoberseite jeweils keine Schädigungen (*Tafel 8e*). Neben einem durch den Pilz bedingten Stomaverschluss müssen auch biochemische Einflüsse in Betracht gezogen werden. *Yarwood und Middleton (1954)* fanden bei Blättern von Bohnen und Sonnenblumen, die hälftig mit Rostpilzen infiziert worden waren und anschliessend photochemischem Smog ausgesetzt wurden, ebenfalls ein Ausbleiben von Schädigungen auf der infizierten Blatthälfte. Als Ursache dafür vermuten diese Autoren aber weniger die verminderte Öffnungsweite der Spaltöffnungen auf der infizierten Blatthälfte als vielmehr eine vom Myzel ausgehende schützende Substanz.

4.1.5. Borkenkäfer

Im Verlaufe des Herbstes konnten in der Umgebung der Riehener Beobachtungsfläche an Buchenstämmen auffällige Schleimflussflecken festgestellt werden (*Tafel 9a*), die oft auf die untere Stammhälfte beschränkt waren. Nähere Untersuchungen ergaben, dass diese Flecken von Bohrlöchern des Kleinen Buchenborkenkäfers (*Taphrorychus bicolor* Herbst.) stammten (*Tafel 9b, c*). *Taphrorychus bicolor* befällt vorzugsweise absterbende Äste und brütet auch in gefällten Stämmen. Im allgemeinen ist er ohne nennenswerte forstliche Bedeutung (*Schwenke 1974*). Erhebungen in einer Fläche von 60 Aren mit 83 Bäumen ergaben jedoch eine Befallsrate von 3,6 % und in einer zweiten Fläche von 70 Aren mit 91 Bäumen eine Befalls-

rate von 7,7 %. Dass der Käfer stehende Buchenstämme befällt, ist aussergewöhnlich. Nach Mitteilung von Dr. Bathon, Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Darmstadt, muss eine erhebliche Schädigung der Buchen vorliegen, die aber ursprünglich nicht durch den Käfer verursacht wurde.

Auch bei Fichten war im Sommer 1983 im Gemeindewald von Möhlin ein starker Borkenkäferbefall mit *Ips typographus* und *Pityogenes chalcographus* zu verzeichnen. Als Ursache für den erhöhten Schädlingsbefall müssen, neben dem Einfluss der Trockenheit von 1983, auch Luftverunreinigungen wie Photooxidantien in Betracht gezogen werden, die die Bäume schwächen und damit für Borkenkäfer anfälliger machen. Einen diesbezüglichen Zusammenhang zeigen jedenfalls amerikanische Untersuchungen (Stark und Cobb 1969).

Sowohl in Riehen wie in Möhlin konnten im Herbst auch mehrmals Larven des Buchenprachtkäfers (*Agrilus viridis*) entdeckt werden, die teilweise in oberen Kronenpartien erheblichen Schaden angerichtet hatten (Tafel 9d). *Agrilus viridis* ist wie die Borkenkäfer ein Sekundärschädling, der gerne nach Hitze- und Dürrejahren auftritt (Schwenke 1974).

4.1.6. Untersuchungen an Eschen

Verlichtungserscheinungen konnten bei allen bestandesbildenden Laubarten beobachtet werden. Bei der Esche (*Fraxinus excelsior* L.) ist diese Verlichtung in den meisten beobachteten Fällen mit einer augenfälligen Büschelbildung verbunden (Tafel 10a). Untersuchungen an je 8 Gipfeltrieben von 26 Eschen verschiedener Verlichtungsstufen ergaben, dass die Ausbildung von Seitentrieben gestört ist; die Auffächerung der Äste ist unterdrückt. Die Anzahl laubtragender Seitentriebe an Gipfeltrieben von 1981 und 1982 betrug bei der Verlichtungsstufe 0 $2,0 \pm 3,5$, bei der Stufe 1 (schwach verlichtet) $1,9 \pm 1,42$, bei der Stufe 2 (mäßig verlichtet) $1,7 \pm 0,54$ und bei stark verlichteten Eschen (Stufe 3) $0,7 \pm 0,45$; der Unterschied zwischen Stufe 0 und Stufe 3 ist signifikant ($p < 0,05$). Zudem ist, wie bei der Buche, auch das Längenwachstum der Endtriebe bei der starken Verlichtung gehemmt, so dass die Internodien verkürzt und die Blätter auf einen engen Raum zusammengefasst sind (Tafel 10b).

Insbesondere bei den jüngsten Trieben sind oft auffallende, oberflächliche Rindennekrosen festzustellen. Beim Aufschneiden solcher Nekrosen fällt auf, dass darunter das Kambium und das meristematische Gewebe der Knospen zerstört sind (Tafel 10c). Aufgrund des Schädigungsbildes und der gefundene Fruchtkörper dürfte es sich in den beobachteten Fällen um *Hysterographium fraxini* (Pers. ex Fr.) de Not. handeln (Phillips und Burdekin 1982). Dieser Pilz ist normalerweise ein auf der Rinde von Eschen lebender harmloser Saprophyt. Hat der Wirtsbaum ungünstige Lebensbedingungen, so kann



Abbildung 18. Jährlicher Holzzuwachs bei Eschen unterschiedlicher Verlichtungsstufen bei gesunden und schwach verlichteten ($n = 12$) und bei mittel bis stark verlichteten Bäumen, $n = 14$.

er sich jedoch zu einem gefährlichen Wundparasiten entwickeln (Zogg 1943). Er zerstört vornehmlich meristematisches Gewebe (Kambium), was zuerst zu einer Wachstumshemmung der Triebe und schliesslich zum Absterben der Äste und des ganzen Baumes führen kann (Schwerdtfeger 1970).

An den gefällten Eschen wurde neben Untersuchungen an den Trieben auch eine Jahrringanalyse vorgenommen. Dabei stellte sich heraus, dass mittel bis stark verlichtete Bäume schon vor 30 Jahren einen geringeren Holzzuwachs aufwiesen als gesunde und schwach verlichtete Bäume. Insbesondere nach dem Trockenjahr von 1976 zeigen die mittel bis stark verlichteten Bäume eine wesentlich schlechtere Erholung als gesunde und schwach verlichtete (Abbildung 18). Kenk (1983) stellt bei Weisstanne in Baden-Württemberg seit Beginn der sechziger Jahre eine deutliche Reduktion in der Jahrringbildung bei kranken und sehr kranken Individuen fest, wobei nach dem Trockenjahr 1976, in Übereinstimmung mit den Eschenergebnissen, ebenfalls ein zusätzliches Auseinanderklaffen zwischen gesunden einerseits und kranken und sehr kranken Bäumen andererseits zu beobachten ist.

Neben pilzlichen Erkrankungen zeigte die Esche vielfach auch einen auffallenden Befall mit der Eschenwollschildlaus, *Pseudochermes fraxini* Kaltenbach (Tafel 10d, e). Die Eschenwollschildlaus gilt als Schwächeparasit. Ein starker Befall mit dieser Schildlaus führt zu Zuwachsminderung (Schwenke 1974). Erhebungen in zwei Beobachtungsflächen in den Langen Erlen und in Riehen ergaben, dass 75 % bzw. 60 % der Eschen mit *Pseudochermes fraxini* befallen waren (Tabelle 2).

Tabelle 2. Befall der Esche mit der Eschenwollschildlaus (*Pseudochermes fraxini*).

Standort	Fläche	Anzahl Bäume	Alter der Bäume	Befallsgrad			
				nicht	schwach	mässig	stark
Lange Erlen	20 a	154	rund 40 Jahre	25 %	34 %	30 %	11 %
Riehen	2 ha	107	ausgewachsen	40 %	21 %	17 %	22 %

4.1.7. Untersuchungen an der Eiche

Beobachtungen an Eichen (*Quercus robur* L.) zeigten bezüglich der Ver-

Tabelle 3. Ausmass des Befalls von Eichen mit Rindenbranderkrankungen (*Quercus robur*).

Lange Erlen, 12jährige Pflanzung				
Krankheitsstufe	Anzahl Bäume	%	davon gleichzeitig mit Schleimfluss	%
gesund	0	0	—	—
schwach	22	12	3	2
mässig	110	62	35	20
stark	32	18	15	8
abgestorben	14	8	—	—
Total	178	100	53	30

lichtungsart ein ähnliches Bild wie es bei der Esche in Erscheinung tritt: fehlende Verzweigung, Büschelbildung an den Astenden, Absterben der Äste (*Tafel 11a*). Im Verlaufe des Sommers trat zu diesem allgemeinen Schadbild ein rasches flächenhaftes Absterben von Stangenholz und Jungpflanzen in den Langen Erlen hinzu (*Tafel 11b, Tabelle 3*). Die Ursache hiefür dürfte in einem massivem Befall mit Rindenbrandpilzen liegen (*Tafel 11c*). Fruchtkörper, unter anderem vom *Fusicoccum*- und *Phomopsis*-Typ konnten bei den erkrankten Bäumen in grosser Zahl gefunden werden. Rindenbrandpilze wie *Fusicoccum quercus*, *Phomopsis querella*, *Colpoma quercinum* und *Pezicula cinnamomum* werden in der Literatur vornehmlich als Saprophyten und Schwäche-parasiten beschrieben, die insbesondere bei Stress im Wasserhaushalt der Wirtspflanze oder bei allgemeiner Schwächung infolge Immissionsbelastung ein epidemisches Auftreten zeigen können (Butin 1983, Kowalski 1983). Der trockene Sommer 1983, die Immissionsbelastung im stadtnahen Wald der Langen Erlen und die wasserdurchlässigen Böden der untersuchten Eichenpflanzungen dürften deshalb beste Voraussetzungen für das «aggressive» Verhalten dieser Pilze geboten haben. Nach den Stürmen im November 1983 und Februar 1984 konnte in der gleichen Waldung ein ungewöhnliches Auftreten von Windwurfeichen verschiedener Altersklassen registriert werden, wobei jedesmal das Wurzelwerk abgefault war (*Tafel 11d*).

Bezüglich der tierischen Schädlinge konnte bei Eichen ein starkes Auftreten der Eichenrindenlaus *Lachnus roboris* L. beobachtet werden.

4.2. Wasserbeziehungen

Die Anfang Juni, Mitte Juli und Anfang September 1983 gemessenen stomatären Diffusionswiderstände bei einer gesunden und einer kranken Buche mit mässigem Schildlausbefall ergaben im Juni nach der langen Regenperiode im Frühjahr noch keine Unterschiede. Die Messungen Mitte Juli zeigten jedoch über die heisse Mittagszeit deutlich Unterschiede im stomatären Verhalten der beiden Bäume. Die gesunde Buche schloss ihre Spaltöff-

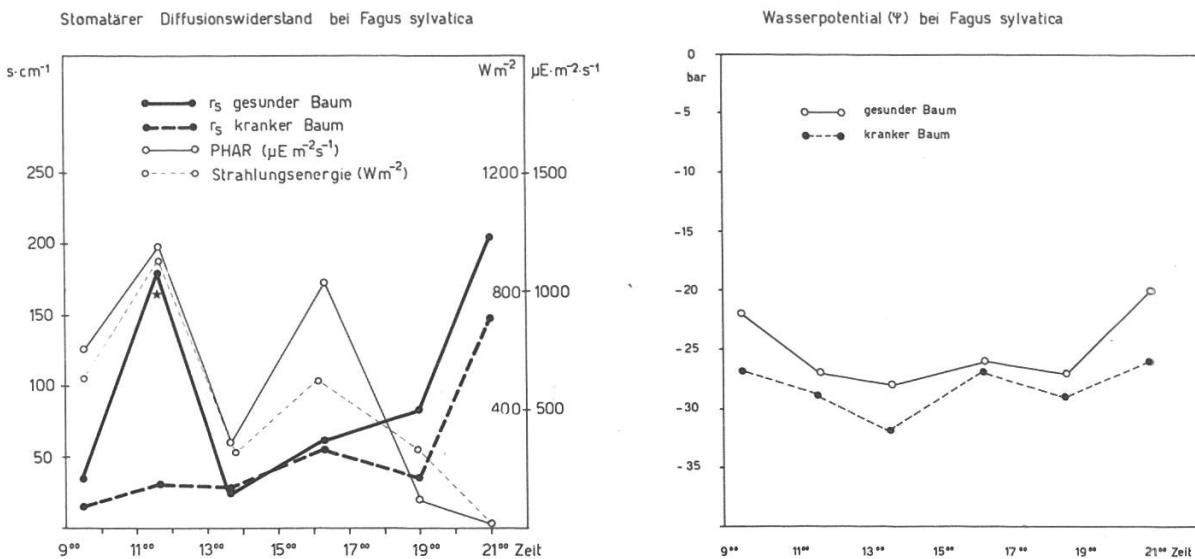


Abbildung 19. Stomatärer Diffusionswiderstand zweier nebeneinanderstehender Buchen mit unterschiedlichem Gesundheitszustand (Tagesverlauf am 19. Juli, Messung in 16 m Höhe), * $p < 0,05$.

Abbildung 20. Tagesverlauf des Wasserpotentials der gleichen Buchen am 19. Juli 1983.

nungen über Mittag, das heisst, sie regulierte ihren Wasserhaushalt durch Einschränkung der Transpiration, während der kranke Baum die Stomata durchgehend offen behielt. Erst am Abend schloss auch der kranke Baum seine Spalten (Abbildung 19). Gleichzeitige Messungen des Wasserpotentials ergaben ein leicht tieferes Potential des kranken Baumes über den ganzen Tag und vor allem eine geringere Regenerationsfähigkeit gegen den Abend hin (Abbildung 20), ein Befund, wie er auch in den Untersuchungen von Zech *et al.* (1983) zum Ausdruck kommt. Der kranke Baum war übrigens zum Zeitpunkt der Julimessung bereits stark ozongeschädigt (Tafel 7c), währenddem der gesunde Baum nur geringe Ozonschäden aufwies. Anfangs September waren die Unterschiede im Wasserpotential zwischen den beiden Bäumen wesentlich markanter (Abbildung 21). Der gesunde Baum zeigte trotz der anhaltenden Trockenheit immer noch ein durchaus normales Wasserpotential in den Blättern, während der kranke Baum in der schon im Juli gemessenen Partie, die unterdessen deutlich verlichtet war, sehr viel tiefere Werte aufwies, wobei der rasche Zusammenbruch am Morgen auffallend ist. In schwach verlichteten Kronenpartien zeigte auch der kranke Baum im September ein nahezu normales Verhalten.

Luftverunreinigungen wie SO_2 , NO_2 und O_3 können die Transpiration, je nach Konzentration und Kombination untereinander, erhöhen oder senken (Koch 1957, Godzik und Piskornik 1966, Hill und Littlefield 1969, Unsworth *et al.* 1972, Runeckles und Rosen 1977, Elkley und Ormrod 1979, Ashenden 1979, Schönborn und Weber 1981). Untersuchungen an der Autobahn am Gemeinen Schneeball in Reinluft- und Umluftkammern (Negativbegasungen) ergaben,

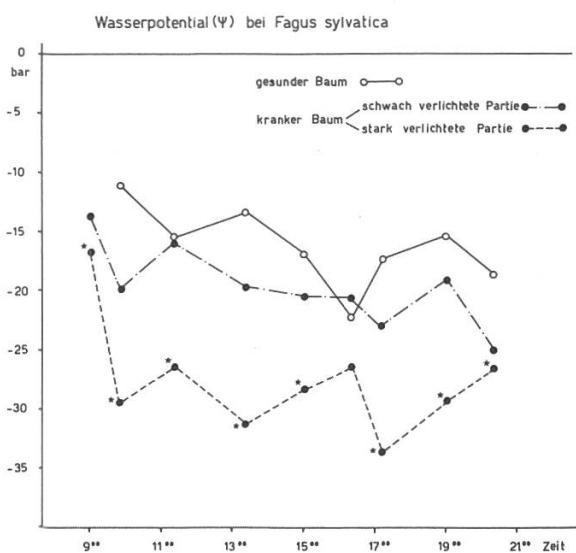


Abbildung 21. Tagesverlauf des Wasserpotentials der gleichen Buchen am 2. September 1983, * $p < 0,05$.

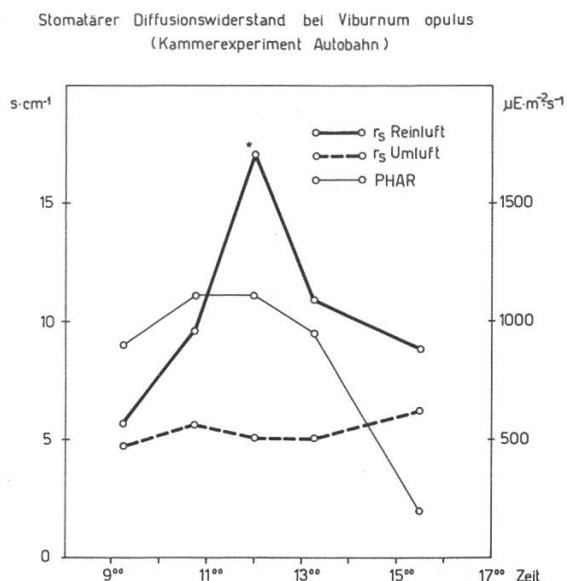


Abbildung 22. Stomatärer Diffusionswiderstand von Gemeinem Schneeball (*Viburnum opulus*) an der Autobahn in einer Umluft- und einer Reinaluftkammer, $n = 8$, * $p < 0,05$.

dass verkehrsbedingte Immissionen den Spaltöffnungsapparat zu beeinflussen vermögen. Pflanzen in der Reinaluftkammer (Ausfilterung von Kohlenwasserstoffen und NO_x zu 80 % bzw. 95 %) schlossen während der heissen Mittagszeit ihre Spalten, während die Pflanzen in der Umluftkammer ihre Spalten offen hielten (Abbildung 22). Sicher darf von der extremen Autobahnverhältnissen nicht direkt auf den Wald geschlossen werden. Trotzdem sind gewisse Einflüsse der Luftverschmutzung auf das stomatäre Fehlverhalten der kranken Buche infolge verminderter Abwehrmechanismen nicht auszuschliessen. Die Regeneration des Schliessmechanismus gegen den Abend hin kann jedenfalls dahingehend interpretiert werden, dass verkehrsbedingte Noxen an diesem Verhalten beteiligt sein könnten, die einen Tagesverlauf haben, wie dies für NO_x , Kohlenwasserstoffe und Photooxidantien der Fall ist (U.S. Dept. of Health, Education and Welfare 1970, Flückiger et al. 1978b).

Bei ozongeschädigten Blättern muss auch ein erhöhter Wasserverlust durch die Kutikula infolge Gewebszerstörungen in Betracht gezogen werden. Messungen des Diffusionswiderstandes auf der Ober- und Unterseite von stark ozongeschädigten Bergahornblättern ergaben signifikant geringere Widerstände auf beiden Blattseiten. In einem Experiment mit abgeschnittenen, eingestellten Blättern zeigten nach 2 h intensiver Bestrahlung mit einer Quecksilberdampflampe ($460 \mu\text{E} \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ bzw. 300 W m^{-2} , 60 % rF) gesunde Blätter einen Widerstand von $21,2 \text{ s} \cdot \text{cm}^{-1}$ auf der Unterseite und von $489 \text{ s} \cdot \text{cm}^{-1}$ auf der Oberseite, während ozongeschädigte Blätter Widerstände von $17,4 \text{ s} \cdot \text{cm}^{-1}$ bzw. $183 \text{ s} \cdot \text{cm}^{-1}$ aufwiesen (Unterschied signifikant mit $p < 0,05$). Die Ergebnisse deuten auf einen allgemein erhöhten Wasserver-

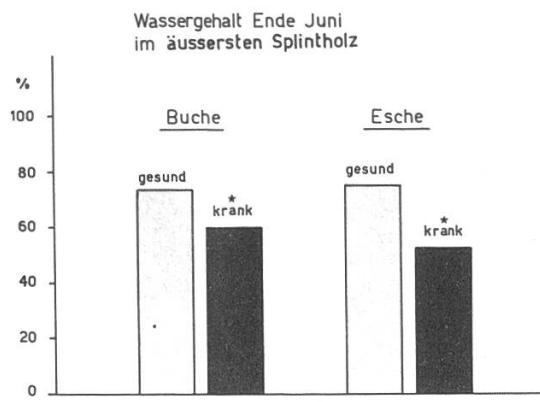


Abbildung 23. Wassergehalt im äussersten Splintholz bei Buche und Esche Ende Juni 1983 (Buche: n = 19, Esche: n = 7), * p < 0,01.

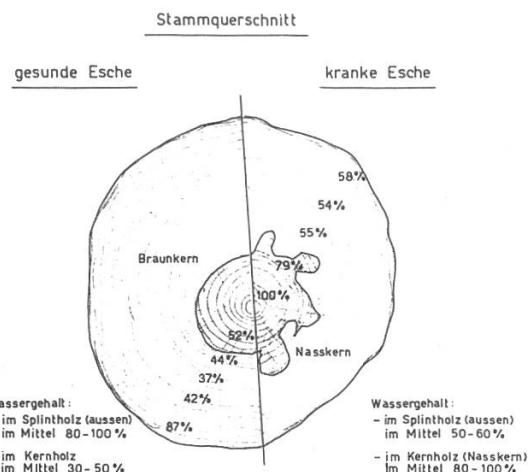


Abbildung 24. Wassergehalt im Holz einer gesunden und einer kranken Esche, die Mitte August 1983 gefällt wurden.

lust. Ozongeschädigte Blätter zeigten nach der Ernte denn auch jeweils wesentlich schneller Welkeerscheinungen als gesunde Blätter.

Der Wassergehalt bei gesunden und kranken Buchen und Eschen im Juni war im äussersten, hauptsächlich wasserführenden Splintholz (*Bosshard 1982*) bei den kranken Bäumen signifikant tiefer (*Abbildung 23*). Oft zeigten Bäume mit tieferem Wassergehalt im Splintholz beim Fällen einen pathologischen Nasskern, nicht selten begleitet von Weissfäule (*Tafel 12a, c, d*). Messungen des Wassergehaltes über den Stammquerschnitt ergaben bei gesunden und kranken Bäumen gerade gegenläufige Gradienten (*Abbildung 24*). Die Ursache für die tieferen Wasserwerte im wasserführenden Holz kranker Bäume dürfte hauptsächlich in einem geschädigten Wurzelwerk (erschwerte Wasseraufnahme!) zu suchen sein, wobei auch die erhöhte Transpiration bei den kranken Bäumen zusätzlich zu einer «Austrocknung» beitragen kann.

4.3. Nährstoffauswaschung aus den Blättern

Wie in Kapitel 4.1.2. erwähnt, deutet der starke Algenbesatz der Stämme auf ein nährstoffreiches Stammabflusswasser hin. Nährelemente im Stammabflusswasser können einerseits aus der Deposition von Luftfremdstoffen stammen, die je nach Element erheblich sein kann (*Ulrich et al. 1979*). Andererseits werden aus den Blättern Nährstoffe ausgewachsen, ein Prozess, der bei erhöhtem Säureeintrag verstärkt auftritt (*Tukey 1970, Fairfax und Lepp 1975, Wood und Bormann 1975, Galloway und Cowling 1978*). Durch die Einwirkung von Ozon werden die Zellmembranen für Elektrolyte durchlässiger, was ebenfalls zu einem erhöhten Leaching von Nährstoffen führen kann (*Beckerson und Hofstra 1979*). *Krause et al. (1983)* konnten sowohl für Katio-

Tafel 1

a Buchen mit verschiedenen Verlichtungsstufen (Riehen, August 1983). Links: Buche mit starker Verlichtung, vor allem im oberen Kronenteil (mit Peitschentrieben). Mitte: Gesunde Buche mit vereinzelt Ansätzen zu Peitschentrieben. Rechts: Buche mit schwacher Verlichtung, aber deutlicher Peitschentriebbildung.

b Peitschentriebe, Büschelbildung und Vergilbung bei einer verlichteten Buche.

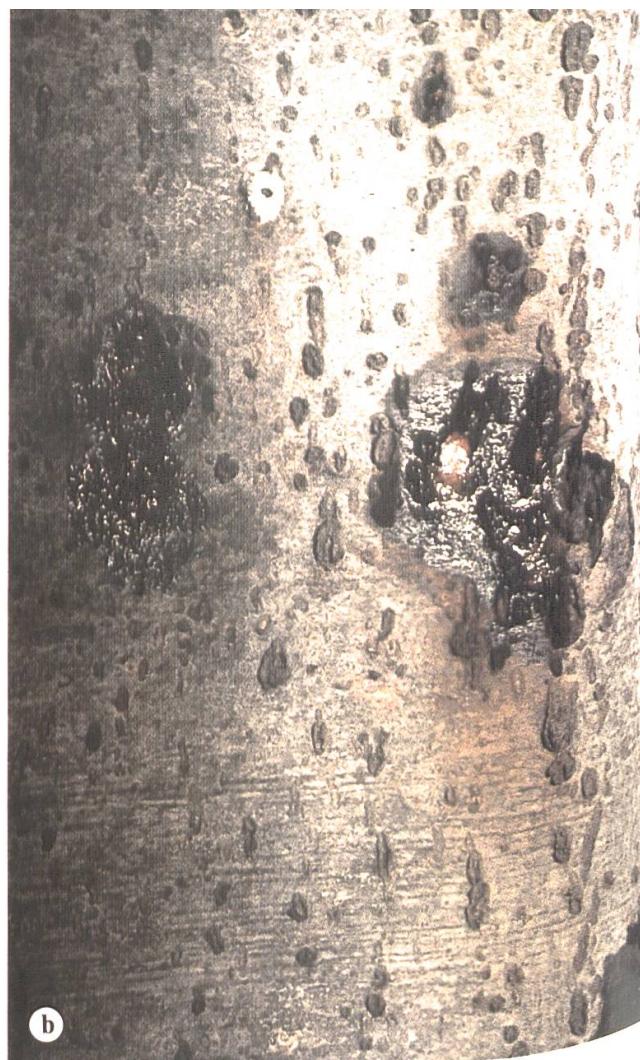
c Überwiegende Kurztriebbildung bei verlichteter Buche mit «Trichtierkrone».

d Gipfeltriebe einer gesunden Buche (links) und einer kränkelnden Buche (rechts). Der Ast des gesunden Baumes ist durch die als Langtriebe ausgebildeten

Seitenverzweigungen gut aufgefächert, währenddem bei der kranken Buche die Seitentriebe vornehmlich aus Kurztrieben bestehen.

e Büschelbildung bei verlichteter Buche. Das Endtriebwachstum ist gehemmt, die seitlichen Kurztriebe abgestorben und die Blätter vergilbt.





Tafel 2 a Buchenrindenekrose
c Pathologische Rindenrisse

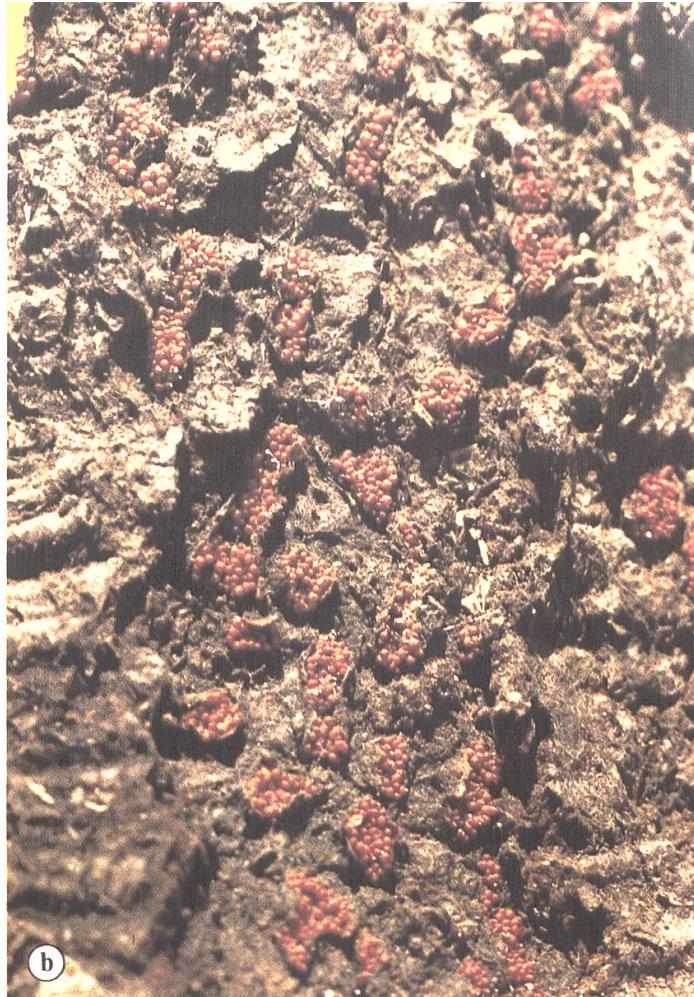
b Buchenrindenekrose (Detail)
d Pathologische Rindenrisse





a

fej. 3 a Geschädigte Stammbasis bei einer Buche oberhalb von Metzerlen. Die Rinde der befallenen Zone ist rötlich verfärbt.



b

b Fruchtkörper des Pilzes *Nectria coccinea* auf Buchenrinde.

c Mit Buchenkrebs befallener Ast. Die distalen Partien sind bereits abgestorben (Blätter nekrotisch), in der Nähe der Astbasis sind noch Seitenäste mit vergilbten Blättern zu sehen.



c



d



Tafel 4

- a Algenbesatz eines Buchenstamms und Befall mit der Buchenwollschildlaus.
c Buchenwollschildlaus, adultes Weibchen mit Eiern.

b Starker Befall eines Buchenstamms mit der Buchenwollschildlaus.

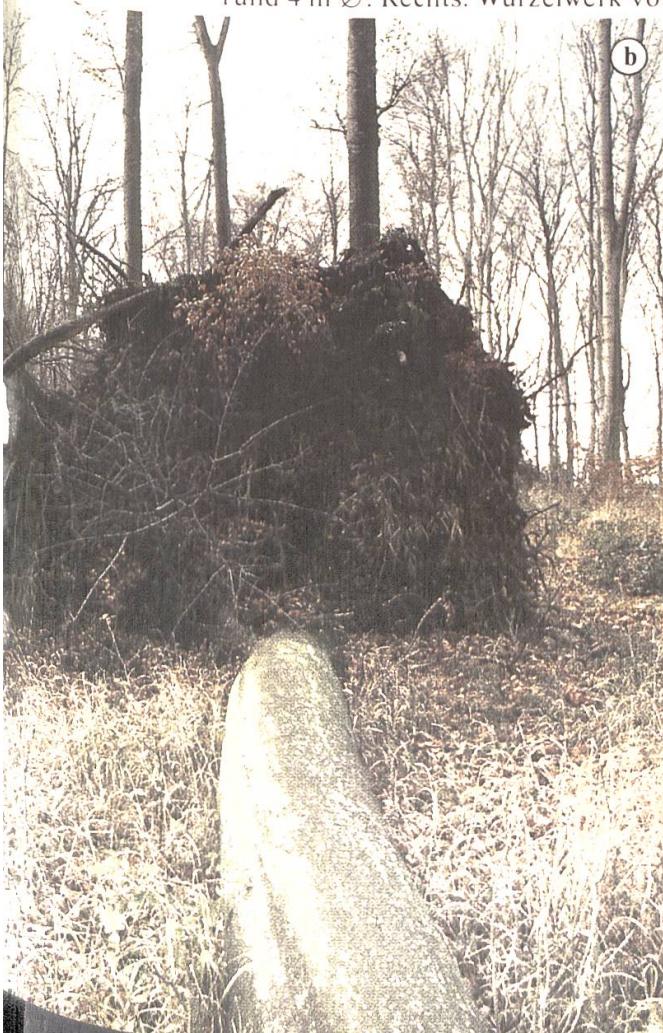
d Algenbesatz, Buchenwollschildlausbefall und Rindennekrose an der gleichen Stelle – besteht ein kausaler Zusammenhang?





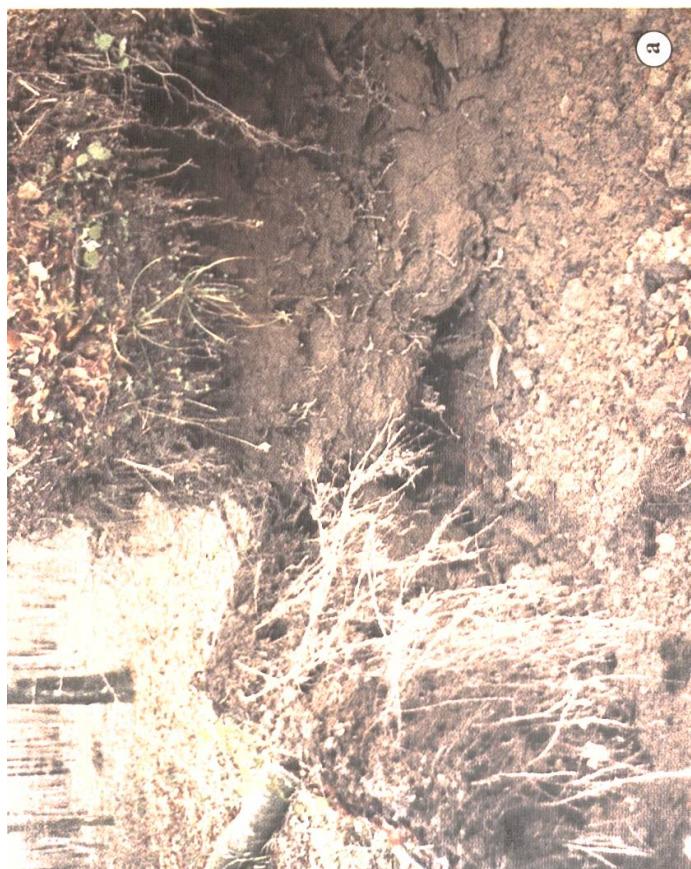
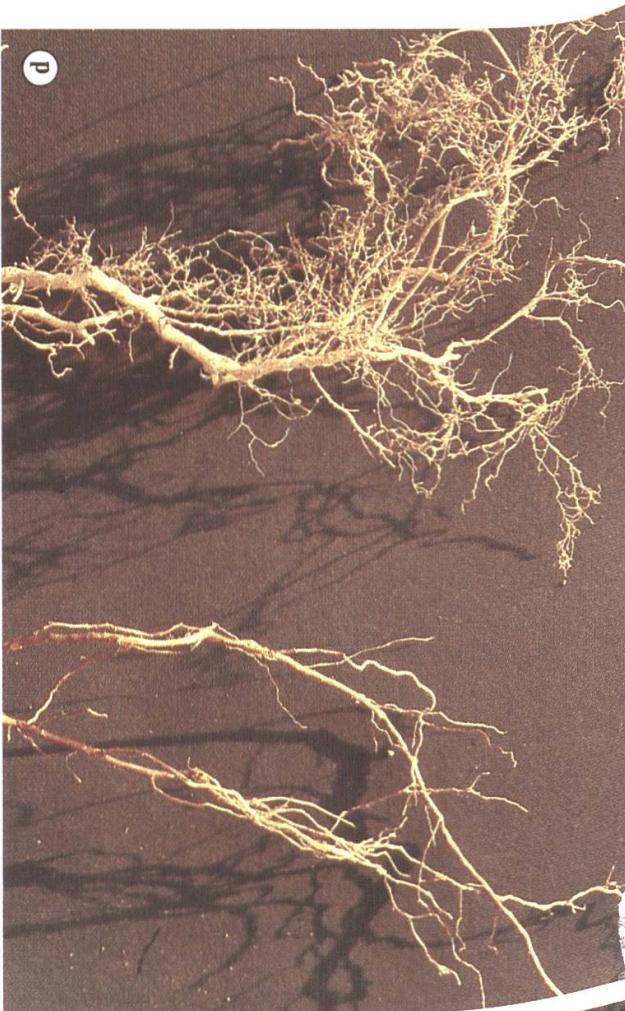
Tafel 5

- a «Todeshof» um eine Buche in Nollingen. Infolge des sauren Stammabflusses ist die Vegetation um den Stamm abgestorben (im Frühjahr wurden an der Stammbasis pH(KC1)-Werte von 2,8, in 1 m Distanz von 3,5 und in 2 m Distanz von 4,1 gemessen).
b+c Vom Wind geworfene, etwa 100 Jahre alte Buchen in Riehen. Links: Wurzelballen rund 4 m Ø. Rechts: Wurzelwerk völlig abgefaul, Wurzelballen mit rund 1,5 m Ø.



Tafel 6

- a Windwurfbuchen in Möhlin. Links: Rund 40 Jahre alte Buche mit gesundem Wurzelwerk, noch vorwiegend im Oberboden verwurzelt. Rechts: Etwa 80 Jahre alte Buche mit zerstörtem Tiefenwurzelwerk. Linker Baum wurde vom rechten Baum mitgerissen.
- b Windwurfbuche in Metzerlen. Nur noch im humusreichen Oberboden waren intakte Feinwurzeln zu finden; die tiefer reichenden Wurzeln (Mitte des Wurzelballens) sind abgefault und ohne Feinstruktur.
- c Verfaulte, dunkel verfärbte Buchenwurzel (rechts) im Vergleich zu einer gesunden Wurzel.
- d Feinwurzelsystem von Buchen. Links: Von einer im Sommer plötzlich abgestorbenen Buche. Rechts: Von einer benachbarten, gesunden Buche.





Tafel 7

Verschiedene an
Buchenlaub zu
beobachtende Symptome.
Von oben nach unten:
Gesunde Blätter,
ozongeschädigte Blätter,
chlorotische Blätter von
einem mit Buchenkrebs
befallenen Zweig,
allgemeine Chlorose,
Kleinblättrigkeit.

Starker Fruchtbehang bei
einer geschädigten Buche
mit Peitschentrieben (zum
Vergleich links oben
Zweige einer gesunden
Buche).

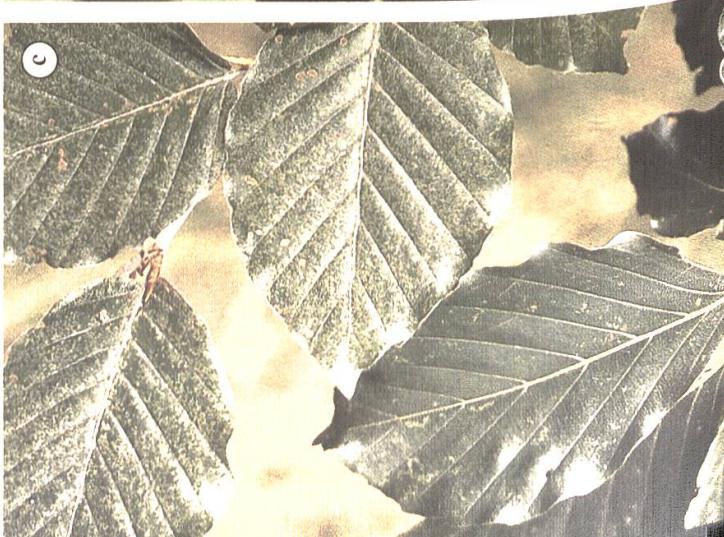
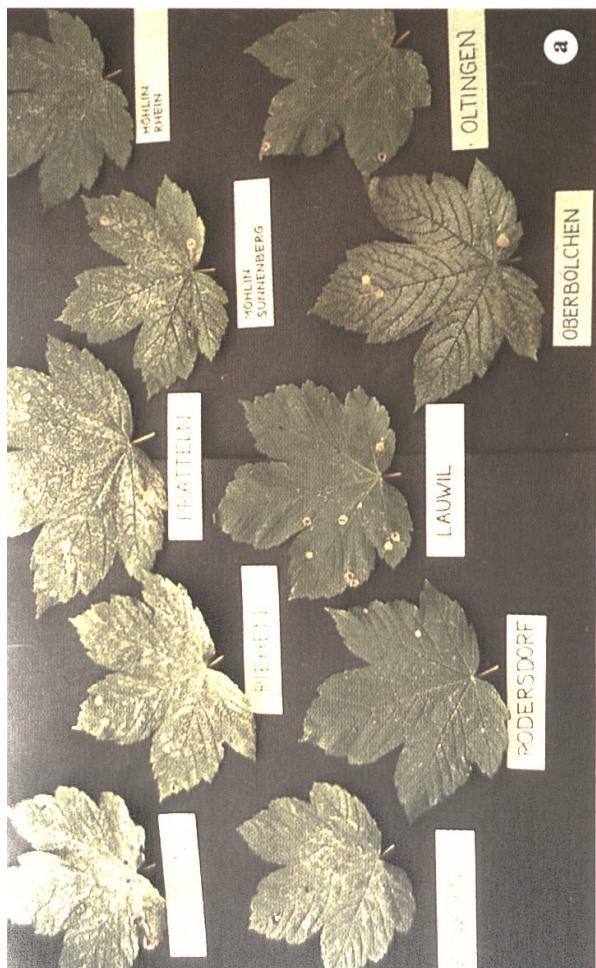
Ozongeschädigte Buchen-
blätter aus 16 m Höhe.
Detailansicht eines ozon-
geschädigten Blattes. Die
weiß erscheinenden,
zerstörten Zellen
konzentrieren sich längs
der Leitbahnen.

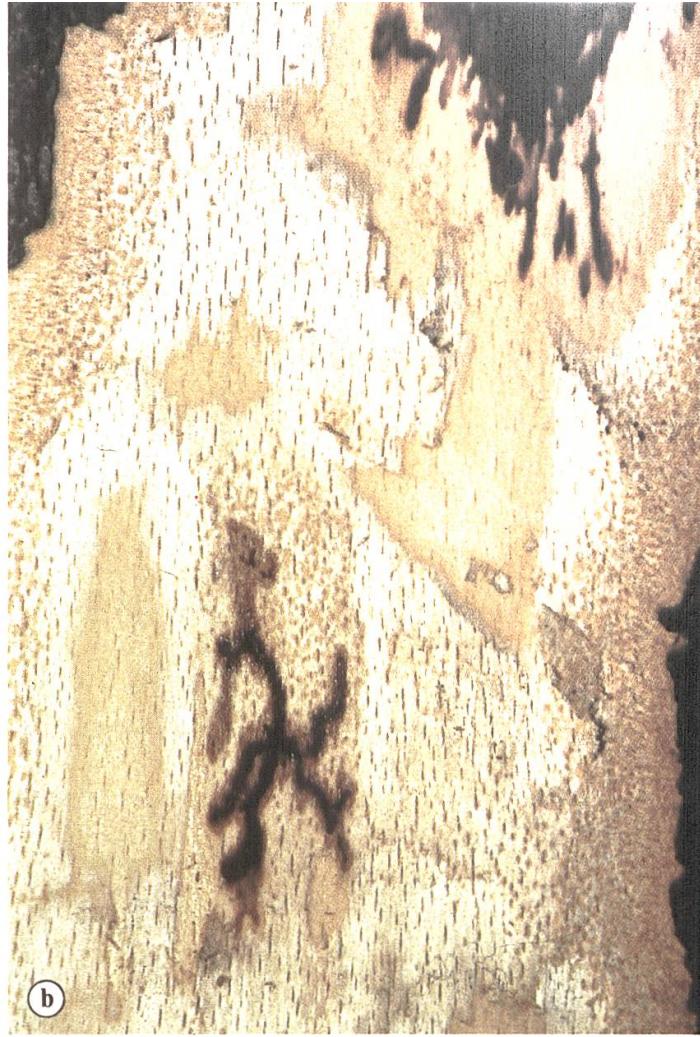
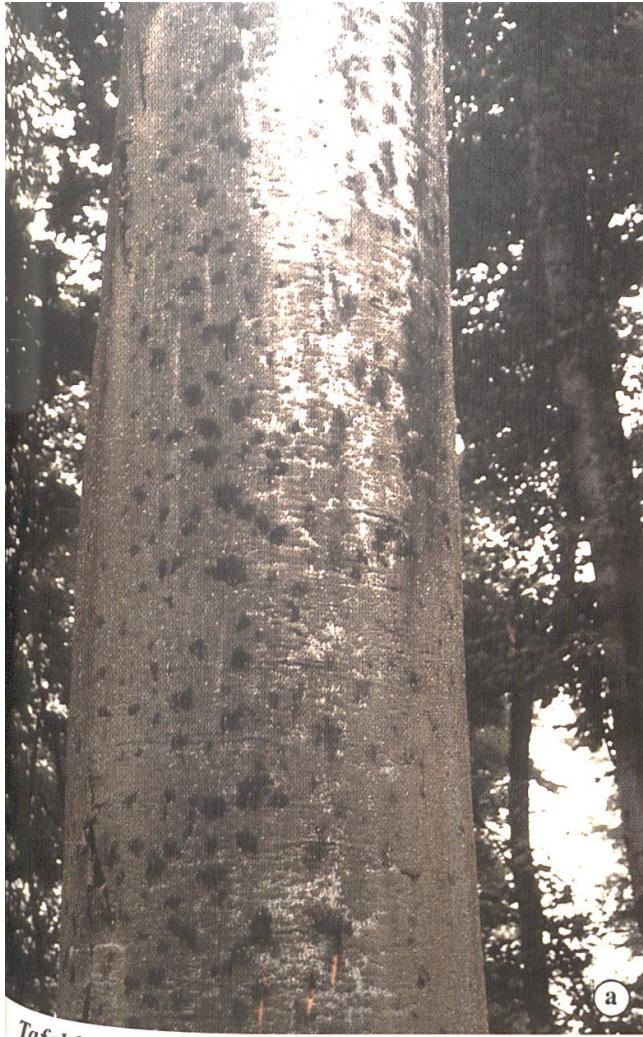
Tafel 8

- a Repräsentative Beispiele von ozongeschädigten Bergahornblättern in den einzelnen Beobachtungsflächen.
b Im Halbschatten wachsende Keimlinge und Jungpflanzen werden besonders stark von Ozonschäden betroffen.

- c Sonnenblätter sind gegenüber Ozon wesentlich resistenter als Schattenblätter. Oben: Schattenblätter von Buche mit starken Ozonschäden; unten: Sonnenblätter, nahezu ungeschädigt.
d Blätter eines mit Buchenkrebs erkrankten Zweiges weisen keinerlei Ozonschäden auf, während Blätter eines gesunden Astes der gleichen Pflanze starke Schädigungen zeigen.

- e Wo das Blatt auf der Unterseite mit einem Pilz infiziert ist, bleibt die Oberseite frei von Ozonschäden.





Tafel 9

Durch Bohrlöcher des Kleinen Buchenborkenkäfers verursachte Schleimflussflecken am Buchenstamm.
Makroaufnahme des Kleinen Buchenborkenkäfers.

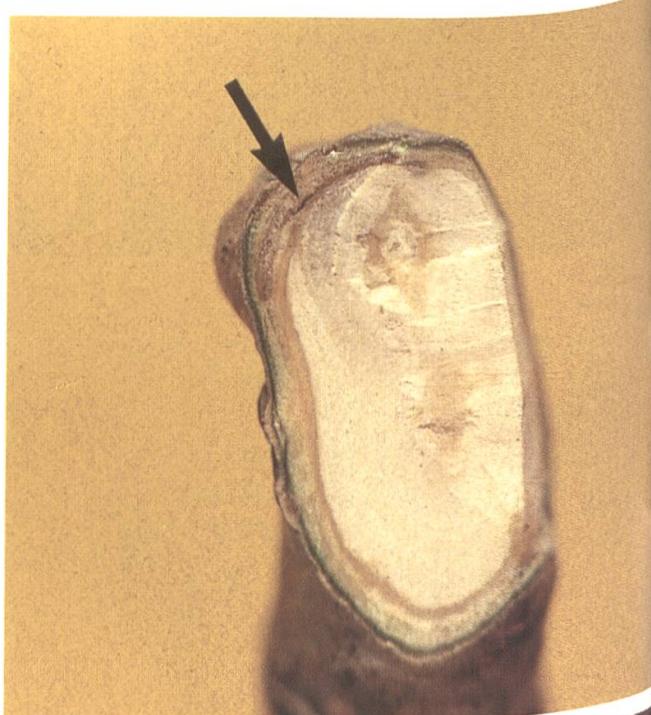
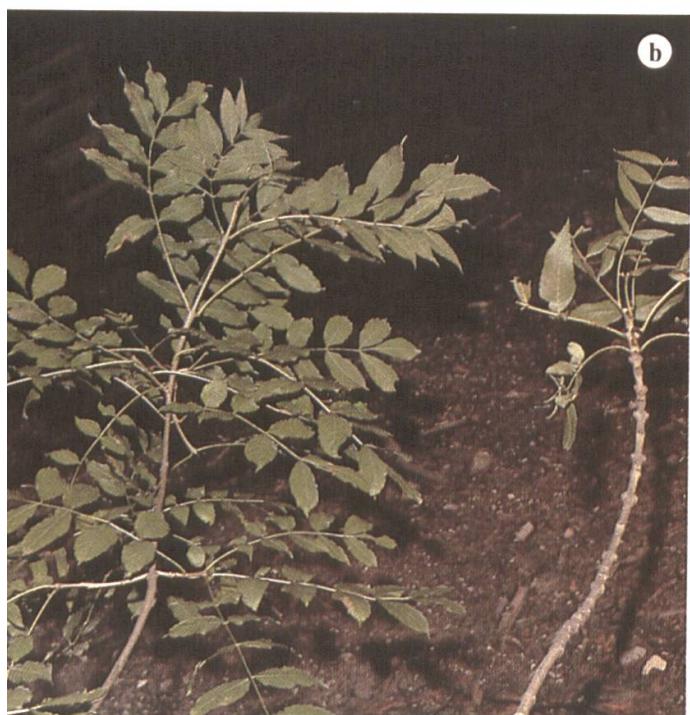


b Typisches Gangsystem des Kleinen Buchenborkenkäfers in der Buchenrinde.

d Larve des Buchenprachtkäfers in der Buchenrinde.

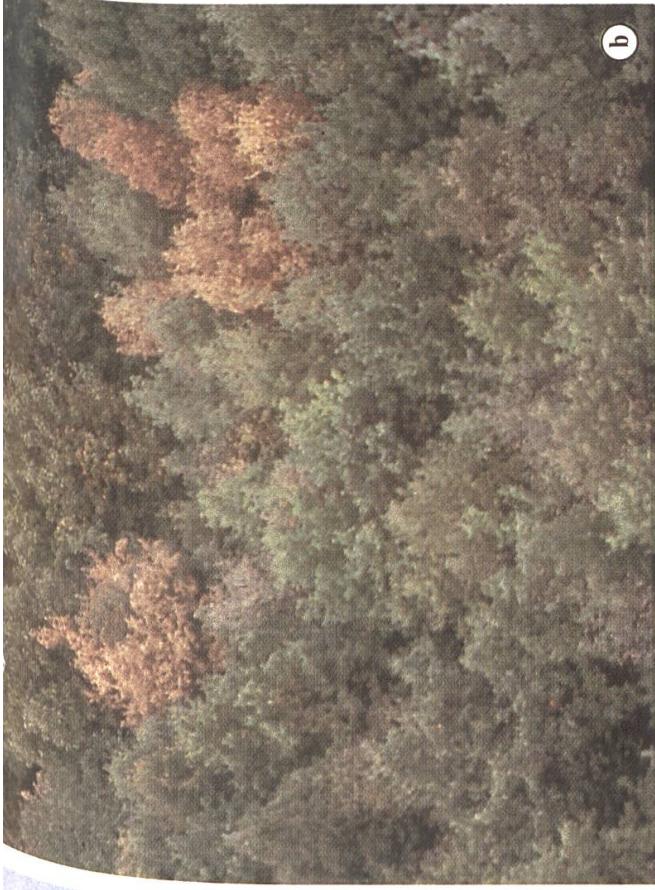
Tafel 10

- a Typisches Verlichtungsbild bei Eschen mit «Büschenbildung» und abgestorbenen Ästen.
- b Büschelbildung bei Eschen. Links: Ast einer gesunden Esche; breitgefächter Ast mit Seitenverzweigungen. Im Bild 3 Jahrgänge sichtbar. Rechts: Ast einer kranken Esche; keine Seitentriebe vorhanden. Im Bild 8 Jahrgänge sichtbar, am Endtrieb typische Büschelbildung der Blätter.
- c Schnitt durch nekrotische Zone eines Eschenzweiges. Pfeil: Flächenhafte Nekrosierung des Kambiums
- d Mit der Eschenwollschildlaus befallener Eschenstamm.
- e Eschenwollschildläuse.



Tafel II

- a Typisches Verlichtungsbild bei Eichen: Büschelbildung des Laubes, partiell abgestorbene Äste.
- b Flächenhaftes Absterben von Stieleichen in den Langen Erlen im Sommer 1983 (etwa 40jähriges Stangenholz). Aufnahme: K. Isler, Kantonsforstamt Baselland.
- c Rindenbrand bei Eiche, erkennbar an der gelblichen Fleckenweisen Verfärbung der Rinde.
- d Umgefallene, rund 40jährige Eiche mit völlig abgefaulten Wurzeln.



(a)



(d)



(b)

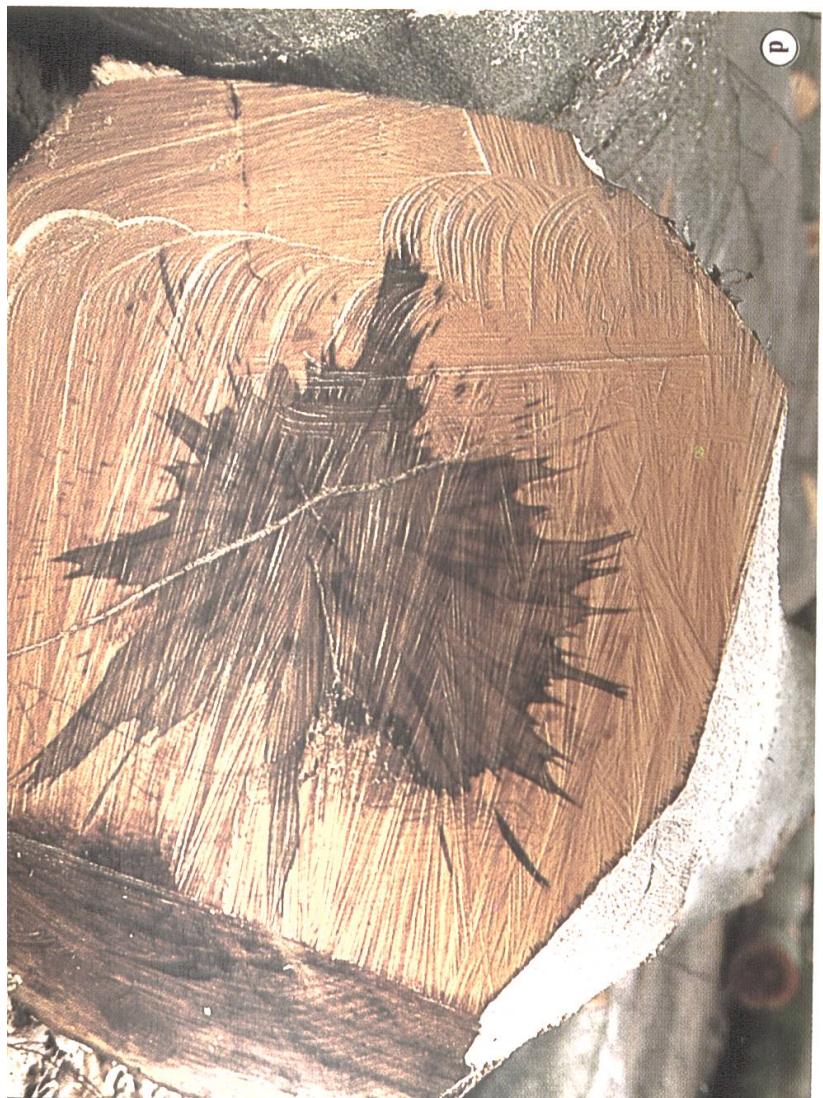


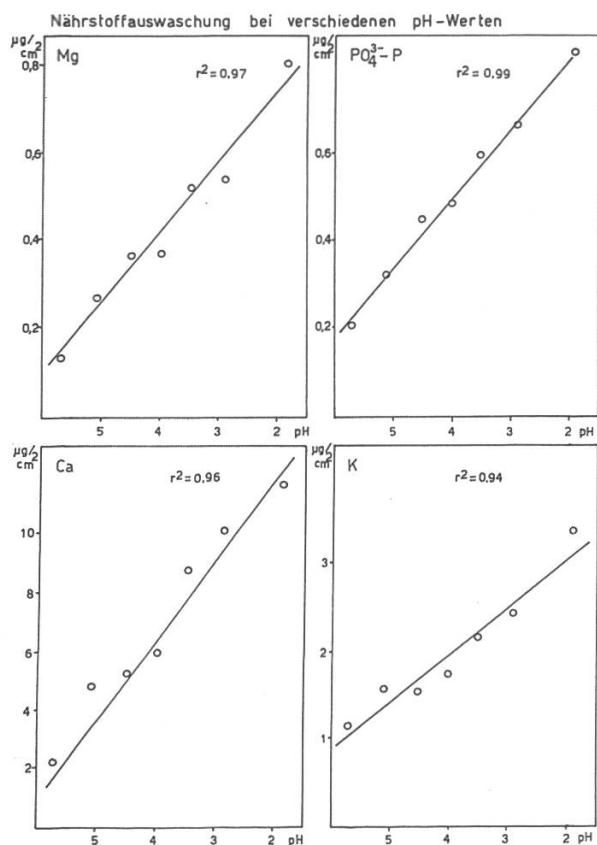
(c)

Tafel 12

a Esche mit pathologischem Nasskern.
Aufnahme: Dr. R. Eichrodt.

b Blattnospen von kranken
und gesunden (unten) Buchen (oben)
und gesunden (unten) Buchen in der
Beobachtungsfläche Chrysophana. Das
zukünftige Blatt weist bei der kranken
Buche eine schwarze, nekrotische
Spitze auf (Pfeil).
c Buchenstamm mit gesundem Holz.
d Buchenstamm mit pathologischem
Nasskern, der eine auffällige
«Spritzenform» aufweist.

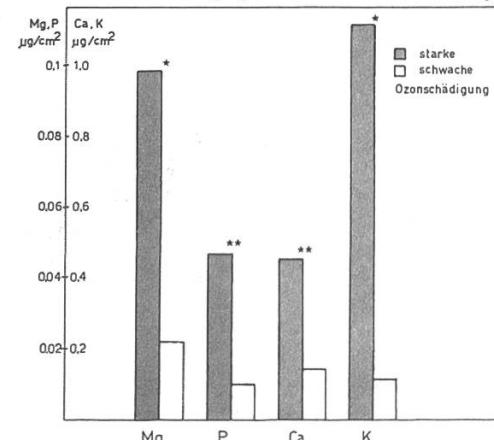




▷ Abbildung 25. Einfluss des pH-Wertes im Leaching-Wasser auf die Nährstoffauswaschung bei Bergahorn, n = 8.

Abbildung 26. Einfluss der Ozonschädigung auf die Nährstoffauswaschung bei Bergahorn, n = 8, * p < 0,05, ** p < 0,01.
▽

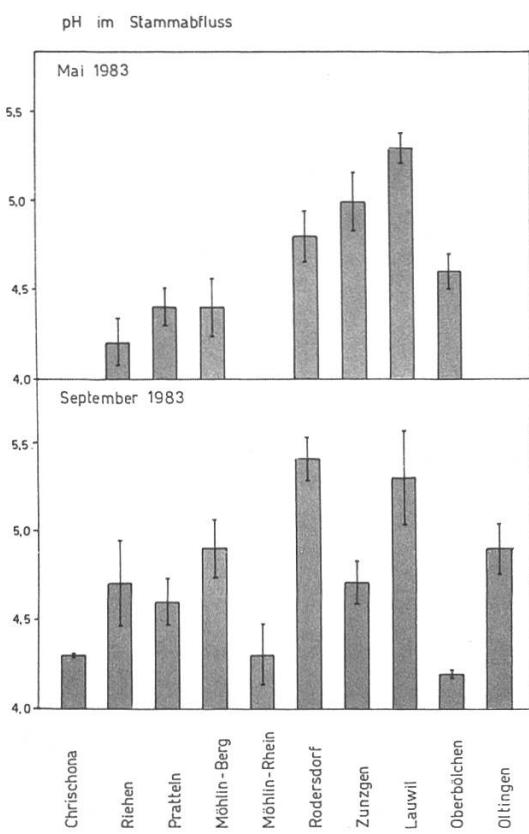
Einfluss der Ozonschädigung auf die Nährstoffauswaschung



nen als auch für Anionen zeigen, dass unter dem kombinierten Einfluss von saurem Nebel (pH 3,5) und Ozon (200 oder 600 $\mu\text{g O}_3/\text{m}^3$) die Nährstoffauswaschung bei jungen Fichten je nach Element um 20 bis 50 % erhöht wurde. In eigenen Experimenten mit Ahornblättern konnte sowohl bei abnehmenden pH-Werten des Leachingwassers als auch bei erhöhter Ozonschädigung der Blätter eine signifikant erhöhte Nährstoffauswaschung gefunden werden (Abbildungen 25, 26). Mit zunehmender Alterung der Blätter nimmt auch der Nährstoffverlust zu (Tukey 1970). Hunter (1982) fand durch künstliche Beregnung über 4 bis 10 h mit destilliertem Wasser von pH 5,3 bei jungen Weizenpflanzen einen Kalium- und Schwefelverlust von etwa 3 % bzw. 9 % ihres Totalgehaltes, während die Werte bei alternden Blätter 92 % für Kalium und 54 % für Schwefel betrugen.

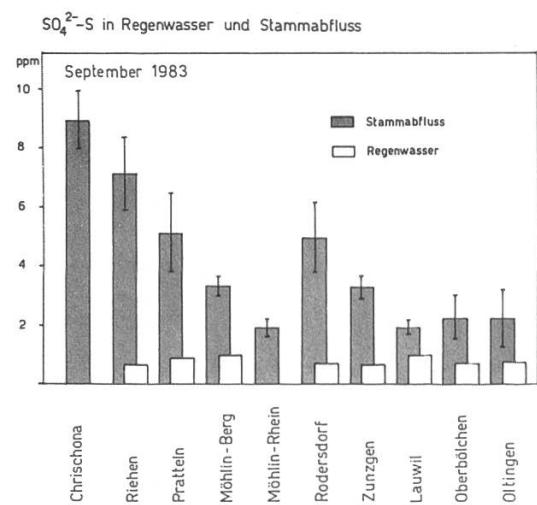
Die eher kleinen Unterschiede der einzelnen Parameter im Regenwasser zwischen den Standorten, wie sie in den Abbildungen 28 bis 34 zum Ausdruck kommen, weisen darauf hin, dass von seiten des Regenwassers eine weiträumige gleichmässige Belastung vorliegt. Bei einem durchschnittlichen pH-Wert des Regenwassers von 4,3, wie er von Zobrist und Stumm (1979) für schweizerische Verhältnisse angegeben wird (normal ist ein pH von 5,6), ist ebenfalls ein weiträumig erhöhtes Leaching zu erwarten. Durch lokal erhöhte Trockendeposition säurebildender Abgase wie SO_2 und NO_x kann dieser Prozess zudem noch unterstützt werden.

Die im folgenden aufgeführten Messergebnisse der einzelnen Beobach-



▷ Abbildung 27. pH-Werte im Stammabflusswasser in den verschiedenen Beobachtungsflächen im Frühjahr und im Herbst, n = 6.

Abbildung 28. Sulfatgehalt im Regenwasser und im Stammabfluss in den verschiedenen Beobachtungsflächen im Herbst, n = 6.



tungsflächen müssen demnach unter verschiedenen Aspekten gesehen werden:

- lokal erhöhte Trocken- und/oder Nassdeposition,
- lokal erhöhte Belastungen durch Photooxidantien,
- alterungsbedingte Zunahme von Nährstoffverlusten.

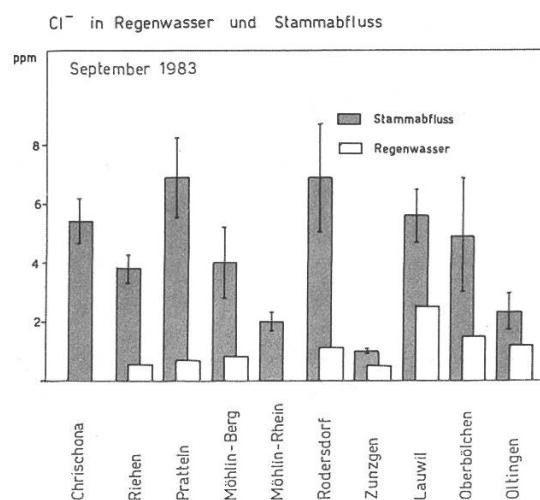
Die pH-Werte im Stammabflusswasser waren in den Beobachtungsflächen im Bereich der Agglomeration Basel und in der industrienahen Fläche von Möhlin besonders im Frühjahr deutlich tiefer als in Flächen abseits von Emissionsquellen (*Abbildung 27*). Auffallend niedrige Werte weist zudem der Standort Oberbölchen auf. Es muss vermutet werden, dass die Ursache hiefür wiederum in den nahegelegenen Abluftkaminen der N2 zu suchen ist. Zwischen Frühjahr und Spätsommer wurde ein Ansteigen der pH-Werte beobachtet, mit Ausnahme der Standorte Zunzgen und Oberbölchen. Dies dürfte auf die jahreszeitliche Schwankung der Immissionsbelastung (*BUS 1983*) zurückzuführen sein. Auch *Züst (1977)* fand im Stammabflusswasser von Buchen in ländlichen Gebieten pH-Werte von 3,3 im Juni und von 4,0 im August, die durchschnittlichen Winterwerte lagen sogar bei 2,8.

Die Schwefelgehalte (Sulfat-S), die nur im September gemessen wurden, waren im stadtnahen Gebiet deutlich erhöht, verglichen mit ländlichen Gegenden (*Abbildung 28*). Neben einem erhöhten Eintrag (SO_2 -Deposition) muss auch eine erhöhte Auswaschung aus den Blättern in Betracht gezogen werden. In dieser Richtung weist vor allem der erhöhte Wert in Rodersdorf, im Westen der Stadt und fern von Industrieanlagen. Im

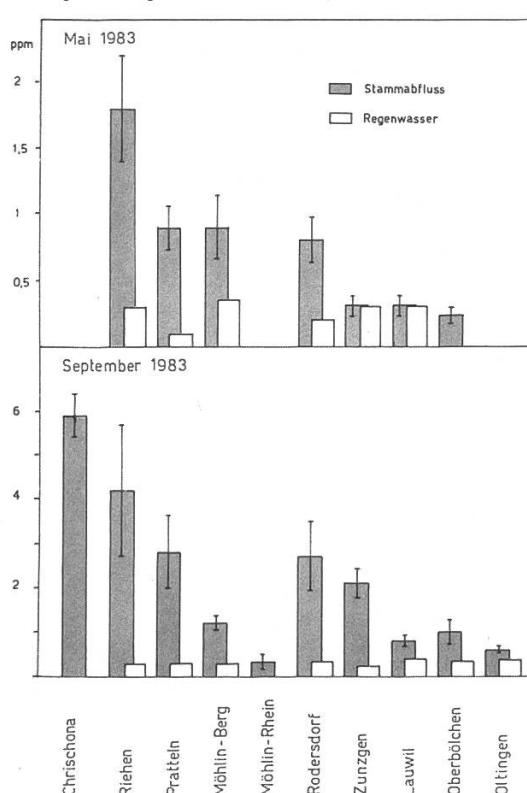
Abbildung 30. Nitratgehalt im Regenwasser und im Stammabfluss in den verschiedenen Beobachtungsflächen im Frühjahr und im Herbst, n = 6.

Abbildung 29. Chloridgehalte im Regenwasser und im Stammabfluss in den verschiedenen Beobachtungsflächen im Herbst, n = 6.

▽



NO₃⁻-N in Regenwasser und Stammabfluss



Boden dieses Standorts, in 60 cm Tiefe, wurden im Vergleich zu den anderen Standorten erhöhte Sulfatgehalte gefunden (15 ppm S im Vergleich zu 3 bis 5 ppm). Vermutlich führte dieser erhöhte Schwefelgehalt im Boden zu einer erhöhten Schwefelaufnahme durch die Pflanze und damit auch zu einer gesteigerten Schwefelauswaschung aus den Blättern.

Die unterschiedlichen Chloridgehalte (Abbildung 29) im Stammabflusswasser dürften ebenfalls verschiedene Ursachen haben. An den Standorten Chrischona, Pratteln und Riehen konnte zum Beispiel eine Chloridanreicherung im Boden an der Stammbasis gegenüber Boden außerhalb des Stammabflussbereiches beobachtet werden (im Oberboden um 71 %, 60 % bzw. 190 %). Dies deutet auf einen erhöhten Eintrag durch die Luft hin; in Lauwil war zudem der Chloridgehalt im Regenwasser erhöht. In Rodersdorf dagegen waren die Chloridwerte in 60 cm Bodentiefe generell erhöht (18,3 ppm im Vergleich zu 5 bis 8,5 ppm an den übrigen Standorten), was analog zum Sulfat auf eine erhöhte Auswaschung aus den Blättern schliessen lässt.

Analog zum Schwefelgehalt ist auch der Nitratgehalt im Stammabflusswasser (Abbildung 30) im stadtnahen Gebiet wesentlich höher. Die Ursachen hiefür dürften ähnlich gelagert sein: erhöhte Nährstoffauswaschung (Krause *et al.* 1983) und erhöhte Deposition. Überraschend ist der relativ tiefe Wert in der Fläche Oberbölchen, wo aufgrund der Immissionsbelastung höhere Gehalte erwartet wurden; er kann zur Zeit nicht interpretiert werden, da das Verhältnis Deposition/Leaching schwierig abzuschätzen ist.

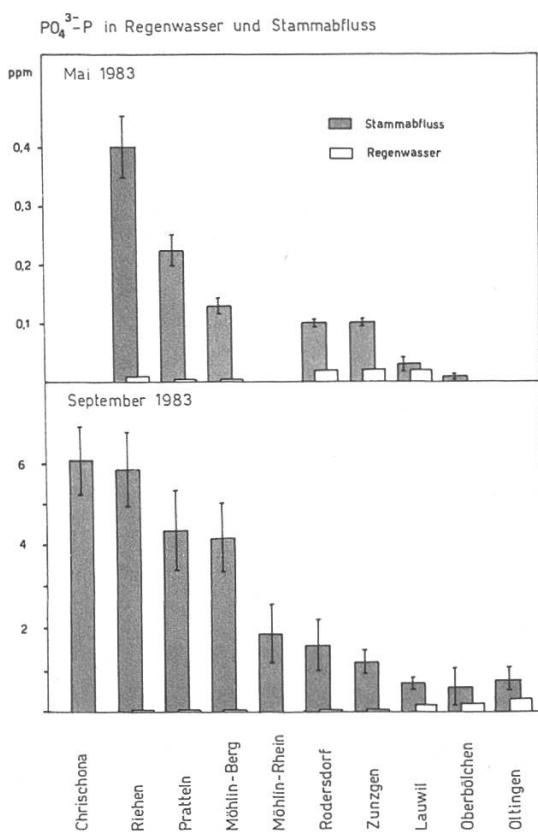


Abbildung 31. Phosphatgehalt im Regenwasser und im Stammabfluss in den verschiedenen Beobachtungsflächen im Frühjahr und im Herbst, n = 6.

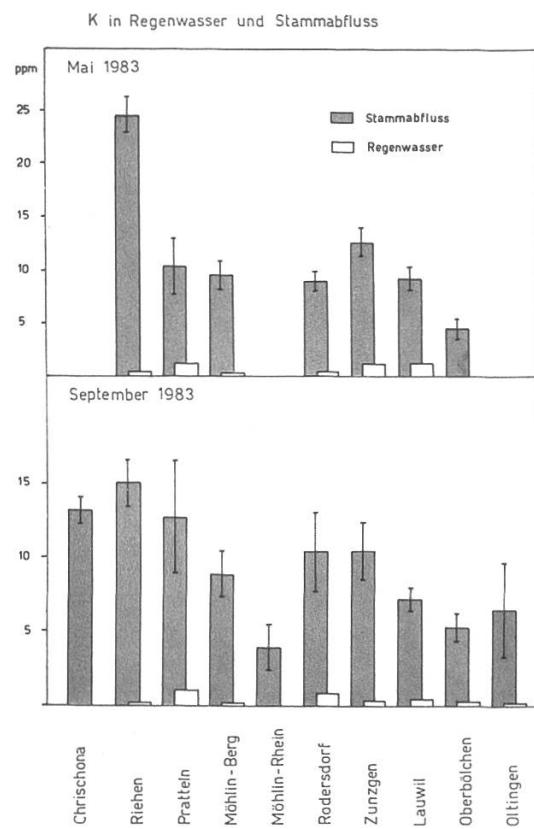


Abbildung 32. Kaliumgehalt im Regenwasser und im Stammabfluss in verschiedenen Beobachtungsflächen im Frühjahr und im Herbst, n = 6.

Der Phosphatgehalt im Stammabflusswasser (*Abbildung 31*) zeigt wie Nitrat und Sulfat im stadtnahen Raum wesentlich höhere Werte. In diesem Fall kann die Depositionskomponente jedoch wahrscheinlich vernachlässigt werden, da der Phosphateintrag aus der Luft normalerweise sehr gering ist (Ulrich *et al.* 1979). Die erhöhten Werte sind demnach grösstenteils auf eine erhöhte Nährstoffauswaschung zurückzuführen. Auf den möglichen Zusammenhang zwischen Algenbesatz und Phosphatauswaschung wurde bereits eingegangen.

Beim Kalium, Kalzium und Magnesium (*Abbildungen 32, 33, 34*) wies lediglich Riehen im Frühjahr deutlich erhöhte Werte auf. Ein direkter Zusammenhang zwischen pH im Stammabfluss und dem Ausmass an gemessenen Kationen konnte nicht gefunden werden, obwohl alle drei Elemente bei niedrigeren pH-Werten vermehrt ausgewaschen werden (*Abbildung 25*). Beim Kalzium und Magnesium kann aus den hohen Werten im Regenwasser auf einen erhöhten Eintrag aus der Luft geschlossen werden, der die Nährstoffauswaschung aus dem Laub vermutlich in den Hintergrund drängt. Beim Kalium spielt möglicherweise der in den Blättern gefundene Kaliummangel eine Rolle, der in den stadtnahen Gebieten etwas grösser ist als in stadtfernen Gegenden (*Abbildung 37*).

Ca in Regenwasser und Stammabfluss

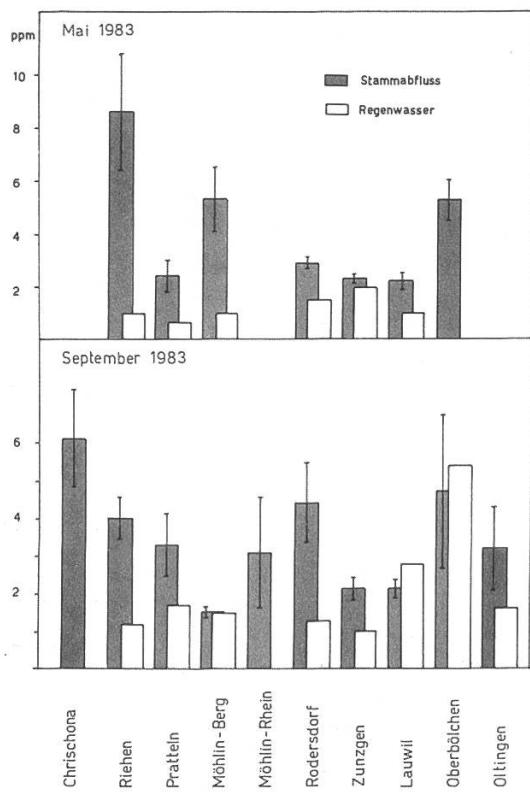


Abbildung 33. Kalziumgehalt im Regenwasser und im Stammabfluss in den verschiedenen Beobachtungsflächen im Frühjahr und im Herbst, n = 6.

Mg in Regenwasser und Stammabfluss

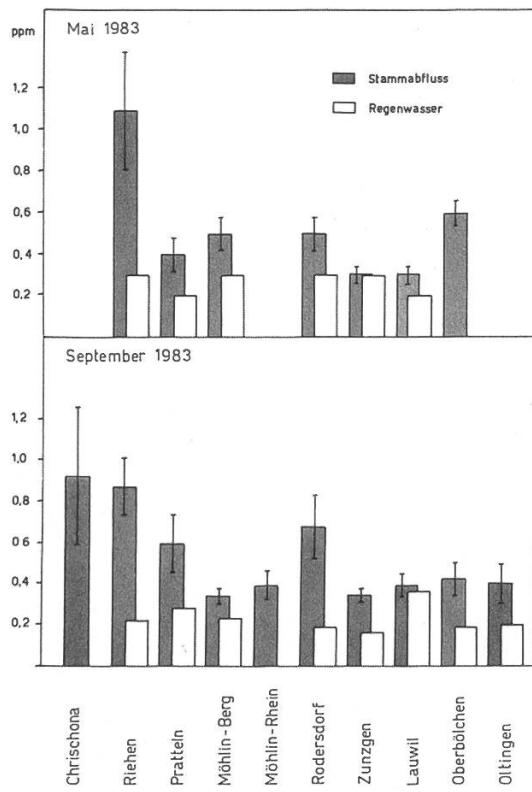


Abbildung 34. Magnesiumgehalt im Regenwasser und im Stammabfluss in verschiedenen Beobachtungsflächen im Frühjahr und im Herbst, n = 6.

4.4. Nährstoff- und Schwermetallgehalte in den Blättern

4.4.1. Nährstoffgehalte

Die Bäume in den einzelnen Beobachtungsflächen wiesen teilweise eine sehr unterschiedliche Nährstoffversorgung auf. So kann bei den als gesund zu bezeichnenden Bäumen je nach Element und Standort Unterversorgung bis Überversorgung festgestellt werden (Abbildungen 35 bis 43). Ein Ungleichgewicht in der Ernährung von Pflanzen kann zu erhöhter Prädisposition für Krankheiten und Schädlingsbefall führen (Baule 1975). Eine einseitige Stickstoffernährung begünstigt eine Anzahl von pilzlichen, bakteriellen und virösen Erkrankungen sowie Insektenbefall (Laatsch *et al.* 1968, Cowling und Merril 1966, Hoffmann *et al.* 1976) und insbesondere Blattlausbefall (Büttner 1961, Rahier 1978). Neben der Stickstofffixierung im Waldboden durch Mikroorganismen werden infolge Immissionen jährlich grosse Mengen an N als Präzipitate in den Wald eingebracht. In der Bundesrepublik Deutschland wurde 1980 der Stickstoffeintrag infolge Immissionen pro Hektar und Jahr auf 31 kg N geschätzt (Kickuth 1981). Durch solche N-Einträge können erhebliche Verschiebungen in der Nährstoffversorgung induziert werden. Das Verhältnis Stickstoff zu Kalium ist für die Widerstandsfähigkeit der Pflanze

von besonderer Wichtigkeit. Eine gute Kaliversorgung trägt nicht nur zu einer besseren Aufrechterhaltung des Wasserhaushaltes bei, sondern erschwert infolge verstärkter Zellwand- und Kutikulabildung das Eindringen

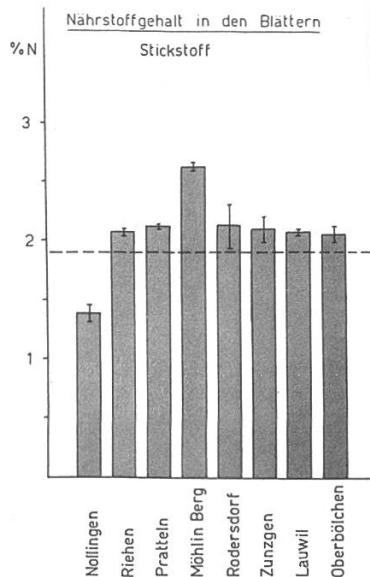


Abbildung 35.
Stickstoffgehalt im
Buchenlaub. Der
«Sollwert» ist als
gestrichelte Linie
eingezeichnet, n = 6.

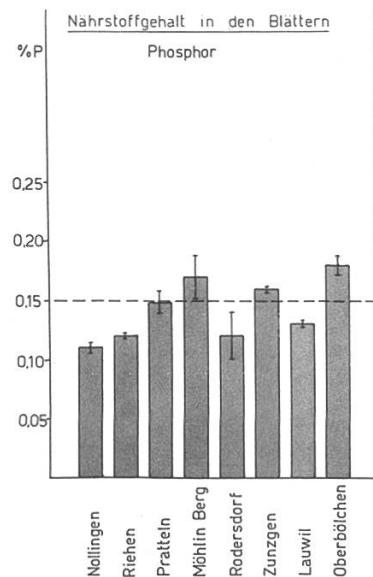


Abbildung 36.
Phosphatgehalt im
Buchenlaub. Der
«Sollwert» ist als
gestrichelte Linie
eingezeichnet, n = 6.

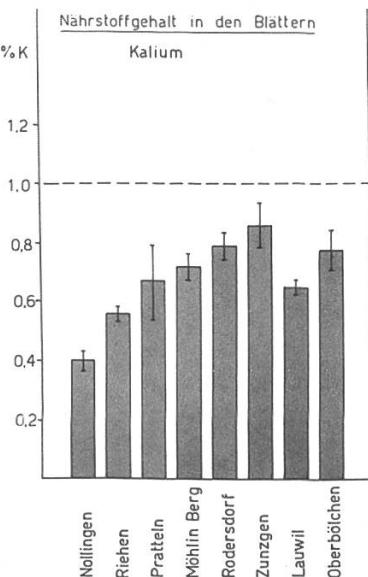


Abbildung 37.
Kaliumgehalt im
Buchenlaub. Der
«Sollwert» ist als
gestrichelte Linie
eingezeichnet, n = 6.

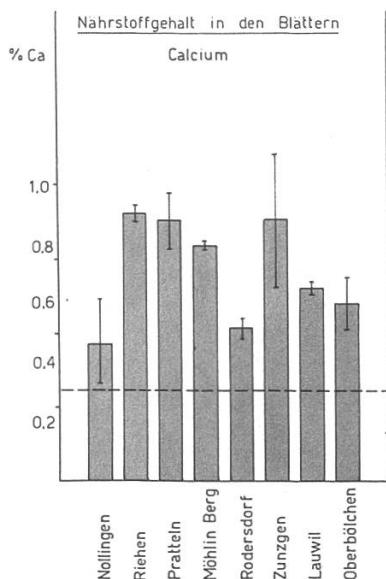


Abbildung 38.
Kalziumgehalt im
Buchenlaub. Der
«Sollwert» ist als
gestrichelte Linie
eingezeichnet, n = 6.

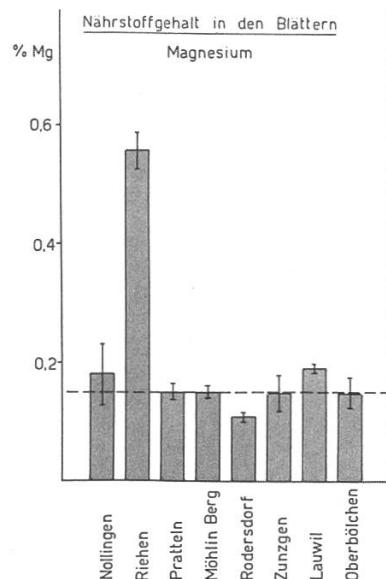


Abbildung 39.
Magnesiumgehalt im
Buchenlaub. Der
«Sollwert» ist als
gestrichelte Linie
eingezeichnet, n = 6.

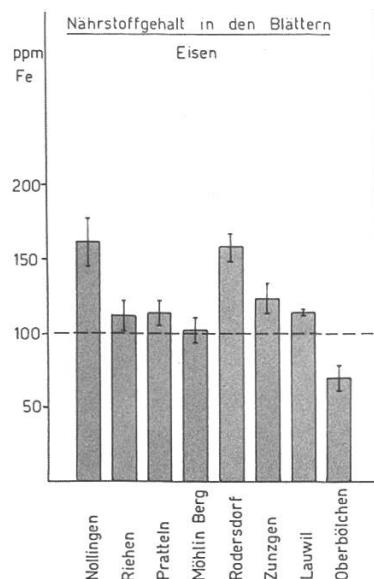


Abbildung 40.
Eisengehalt im
Buchenlaub. Der
«Sollwert» ist als
gestrichelte Linie
eingezeichnet, n = 6.

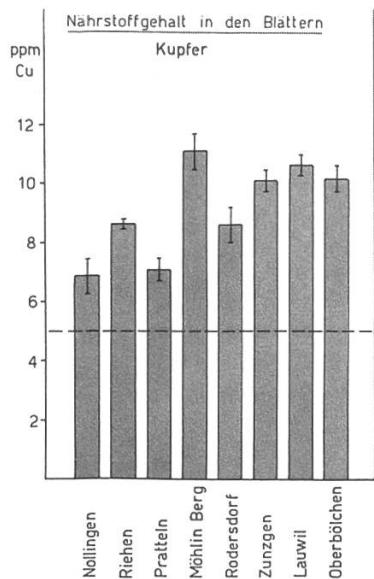


Abbildung 41.
Kupfergehalt im
Buchenlaub. Der
«Sollwert» ist als
gestrichelte Linie
eingezeichnet, $n = 6$.

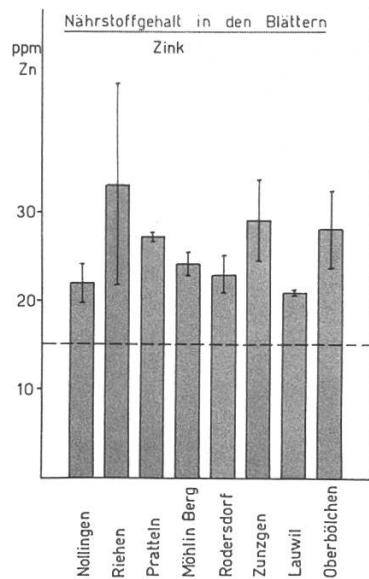


Abbildung 42. Zinkgehalt
im Buchenlaub. Der
«Sollwert» ist als
gestrichelte Linie
eingezeichnet, $n = 6$.

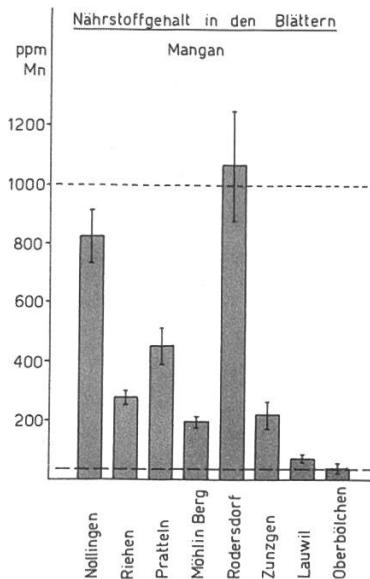


Abbildung 43.
Mangangehalt im
Buchenlaub. Die untere
gestrichelte Linie ist der
«Sollwert», die obere
Linie bedeutet
Manganüberschuss, $n = 6$.

von Erregern (Hoffmann *et al.* 1976). Von verschiedenen Autoren konnte gezeigt werden, dass ein enger Zusammenhang zwischen K-Mangel und erhöhtem Befall durch pflanzliche und tierische Parasiten besteht (*Van der Meiden* 1959, *Penningsfield* 1964, *Kurkela* 1965, *Pritchett* und *Smith* 1972), insbesondere auch bei parasitischen Wurzelpilzen (*Holmsgaard* *et al.* 1968). In einem Nahrungswahlversuch konnten *Brüning* und *Uebel* (1968) zeigen, dass die Napfschildlaus *Eulecanium rufulum*, die auf Roteichen und Robinien parasitiert, eine Vorliebe für stickstoffreiche und kaliarme Blätter hat. Die hier beschriebenen Befunde über den erhöhten Schildlausbefall bei Buche und Esche und über die Wurzelfäulen müssen denn auch im Zusammenhang mit den in den Blättern gefundenen Nährstoffgehalten gesehen werden. Zur besseren Wertung der Ergebnisse sind die nach *Bergmann* (1983) als ausreichende Nährstoffgehalte in den Blättern bezeichneten Werte in den Darstellungen als gestrichelte Linie angegeben.

Die Stickstoffversorgung (Abbildung 35) ist in allen schweizerischen Standorten ausreichend, während die Phosphorgehalte (Abbildung 36) bei der Hälfte der Beobachtungsflächen als genügend bezeichnet werden dürfen. Beim Kalium (Abbildung 37) herrscht in allen Flächen Unterversorgung, während Kalzium (Abbildung 38) überall ausreichend ist. Magnesium (Abbildung 39) zeigt in Riehen auffallend hohe Werte, während in Rodersdorf eine leichte Unterversorgung zu registrieren ist. Beim Eisen (Abbildung 40) ist ausser in Oberbölchen kein Mangel festzustellen. Kupfer und Zink (Abbildungen 41 und 42) sind überall reichlich vorhanden. Mangan weist in Rodersdorf

Nährstoffgehalt in den Blättern in Abhängigkeit der Verlichtung

nicht leicht mässig stark verlichtet

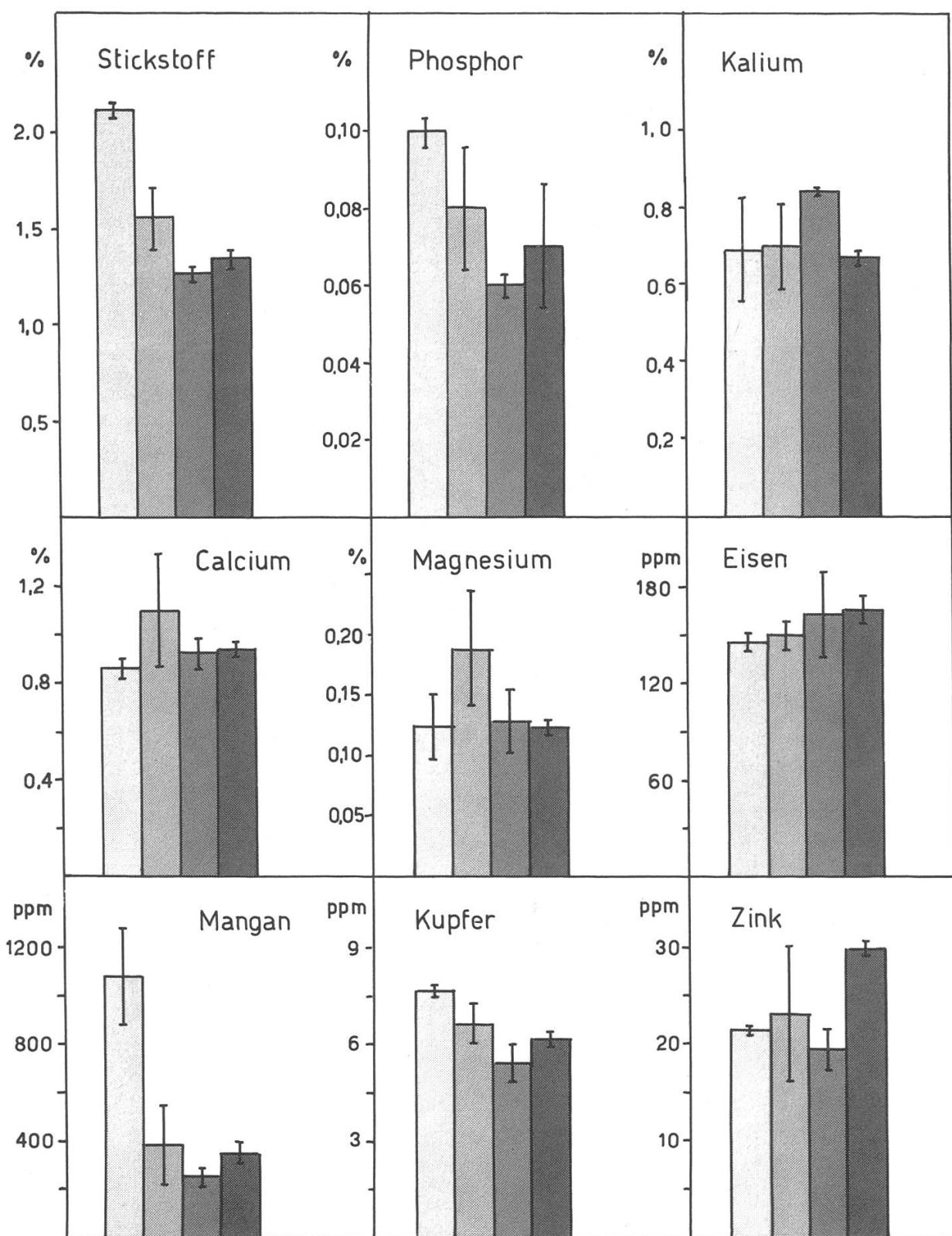


Abbildung 44. Nährstoffgehalt im Buchenlaub in der Beobachtungsfläche Chrischona in Abhängigkeit von der Verlichtung (Probenentnahme Anfang September), n = 3.

(Abbildung 43) und auf Chrischona (Abbildung 44) auffallend hohe Werte im Laub auf, die nach Bergmann (1983) für einige Pflanzen bereits als toxisch bezeichnet werden müssen (die Toxizitätsschwelle ist in den Darstellungen ebenfalls als gestrichelte Linie eingezeichnet). Nach Scheffer und Schachtschabel (1982) wird Mangantoxizität vor allem durch anaerobe Verhältnisse und ein niedriges pH begünstigt. Mit dem Gehalt an aktivem Mangan im Boden (Abbildung 58) sind die hohen Mangangehalte im Laub von Rodersdorf und Chrischona jedenfalls nicht korreliert.

In der Beobachtungsfläche Chrischona wurden außerdem Untersuchungen über die Nährstoffgehalte im Laub im Zusammenhang mit dem Verlichtungsgrad durchgeführt. Da die Bodenverhältnisse an diesem Standort relativ inhomogen sind, wurden gleichzeitig Bodenproben analysiert, getrennt nach gesunden und kranken Bäumen. Je nach Element ergaben sich sehr unterschiedliche Resultate (Abbildung 44). Mit zunehmendem Verlichtungsgrad konnte eine teilweise deutliche Abnahme der Gehalte von Stickstoff, Phosphor, Mangan und Kupfer in den Blättern festgestellt werden, wobei die Abnahme des Kupfergehaltes teilweise auf eine etwas schlechtere Versorgung der kranken Bäume zurückgeführt werden kann. Beim Mangan war die Versorgung der kranken Bäume gleich, beim Phosphor eher etwas besser und beim Stickstoff sogar deutlich besser als bei den gesunden Bäumen. Die Gehalte in den Blättern von Kalium, Kalzium, Magnesium, Eisen und Zink blieben unverändert oder stiegen mit zunehmendem Verlichtungsgrad sogar leicht an, wobei zu berücksichtigen ist, dass die kranken Bäume mit Kalium, Kalzium, Magnesium und Eisen vom Boden her besser als die gesunden Bäume versorgt waren; die Zinkverfügbarkeit war überall etwa gleich.

Die Ergebnisse müssen im Zusammenhang mit den beobachteten Schädigungen des Feinwurzelwerkes gesehen werden (vergleiche Kapitel 4.1.3.). Auch die Mykorrhizierung, die ja bei der Nährstoffaufnahme der Waldbäume eine wichtige Rolle spielt, ist bei kranken Bäumen oft beeinträchtigt (Meyer 1984), was vor allem bei der verminderten Phosphoraufnahme eine Rolle gespielt haben dürfte. Andere Autoren berichten teilweise von ähnlichen, teilweise auch von gegensätzlichen Befunden. So fanden Rehfuss (1983) und Bosch *et al.* (1983) in jungen Nadeln erkrankter Fichten leicht erhöhte N- und P-Werte sowie leicht reduzierte K-Werte verglichen mit gesunden Pflanzen, während Zöttl und Mies (1983) von eher leicht erniedrigten N- und P-Gehalten und erhöhten K-Gehalten in Nadeln kranker Fichten berichten. Übereinstimmend mit Zech und Popp (1983) stellten die genannten Autoren in den Nadeln kranker Fichten deutlich reduzierte Ca- und Mg-Gehalte fest. Bei den Mikronährlementen Eisen, Mangan und Kupfer lässt sich trendmäßig eine Übereinstimmung der eigenen Ergebnisse mit den Befunden der oben zitierten Autoren feststellen, dagegen nicht beim Zink.

Aufgrund der eigenen Ergebnisse und der Literaturangaben kann kein einheitliches Nährstoffmangelbild im Zusammenhang mit der Verlichtung

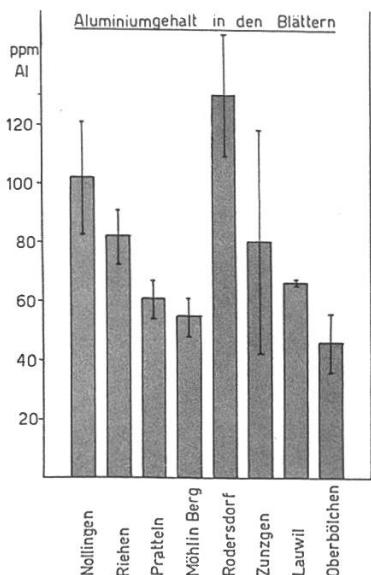


Abbildung 45.
Aluminiumgehalt im
Buchenlaub, n = 6.

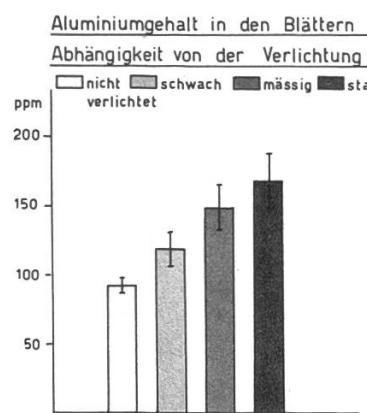


Abbildung 46.
Aluminiumgehalt im
Buchenlaub, in der
Beobachtungsfläche
Chrischona in
Abhängigkeit von der
Verlichtung
(Probenentnahme
Anfang September),
n = 3.

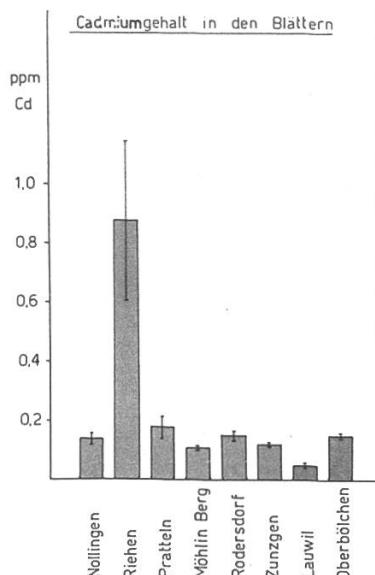


Abbildung 47.
Cadmiumgehalt im
Buchenlaub, n = 6.

erkannt werden. Der allgemeine Kali- und partielle Phosphormangel führt jedoch zu einem NPK-Ungleichgewicht, das wiederum eine erhöhte Prädisposition für Parasitenbefall zur Folge haben kann und deshalb in diesem Zusammenhang nicht unterschätzt werden darf.

4.4.2. Schwermetallgehalte

Die Aluminiumgehalte in den Blättern (*Abbildung 45*) widerspiegeln die Aluminiumverfügbarkeit im Boden (*Abbildung 64*), obwohl Bergmann (1983) angibt, dass Blatt- bzw. Sprossanalysen bei Aluminium normalerweise keine Korrelationen zu den Aluminiumkonzentrationen in der Bodenlösung ergeben, da Aluminium in der Wurzel ausgefällt wird. Interessant ist andererseits der Zusammenhang zwischen Verlichtungsgrad und Aluminiumgehalt im Laub (*Abbildung 46*), der ebenfalls auf der Beobachtungsfläche Chrischona untersucht wurde. Mit zunehmendem Verlichtungsgrad stieg der Aluminiumgehalt im Laub. Da die pH-Verhältnisse bei den gesunden und kranken Bäumen vergleichbar waren, weist dieses Ergebnis in Richtung der bereits skizzierten Hypothese, dass kränkelnde Bäume durch eine erhöhte Wurzelatmung den pH-Wert in ihrer Rhizosphäre so stark senken, dass eine Aluminiumvergiftung eintreten kann (vergleiche Kapitel 4.1.3.). Umgekehrt ist Aluminiumtoleranz oft verbunden mit der Fähigkeit der Pflanzen, den pH-Wert in der Rhizosphäre anzuheben (Bergmann 1983). Wahrscheinlich besteht aber auch ein Zusammenhang zwischen den abnehmenden Phosphatgehalten und den zunehmenden Aluminiumwerten bei zunehmender Verlichtung. Nach Bergmann (1983) induziert Aluminiumüberschuss in der Boden-

Tabelle 4. Bodentypen.

Beobachtungsfläche	Bodentyp
Chrischona	Parabraunerde
Riehen	Hanglehm – Braunerde
Pratteln	Lösslehm – Braunerde
Möhlin (Sunnenberg)	Hangschutt – Braunerde (flachgründig)
Möhlin (Unterforst)	Lehmige Sand-Braunerde (tiefgründig)
Rodersdorf	Löss – Braunerde
Zunzgen	skelettreiche Braunerde mit lokalen Lehmstellen
Lauwil	Braunerde – Rendzina
Oberbölichen	flachgründige Rendzina
Oltlingen	Kalkschutt – Rendzina

lösung P-Mangel durch Festlegung von Phosphor als unlösliches Aluminiumphosphat; Aluminiumtoxizität und Phosphormangel können deshalb praktisch nicht voneinander getrennt werden.

Stark verlichtete Buchen in der Beobachtungsfläche Chrischona zeigten im Herbst Knospen mit deutlich nekrotischen Spitzen (*Tafel 12b*). Ob diese Erscheinung im Zusammenhang mit den erhöhten Aluminiumgehalten im Laub steht, muss jedoch in weiteren Untersuchungen abgeklärt werden. Die hohe Aluminiumverfügbarkeit im Boden bzw. die hohen Aluminiumblattgehalte in Rodersdorf einerseits und die auffallend gute Vitalität der Bäume an diesem Standort sprechen andererseits nicht für eine allgemeine Aluminiumtoxizität.

Beim Cadmiumgehalt in den Blättern (*Abbildung 47*) sind die Werte der Probefläche Riehen gegenüber den anderen Standorten deutlich erhöht. Die Herkunft des Cadmiums ist allerdings unbekannt.

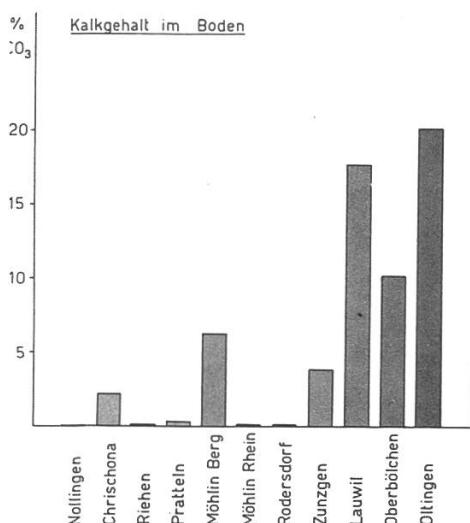


Abbildung 48. Kalkgehalt im Boden (0–60 cm).

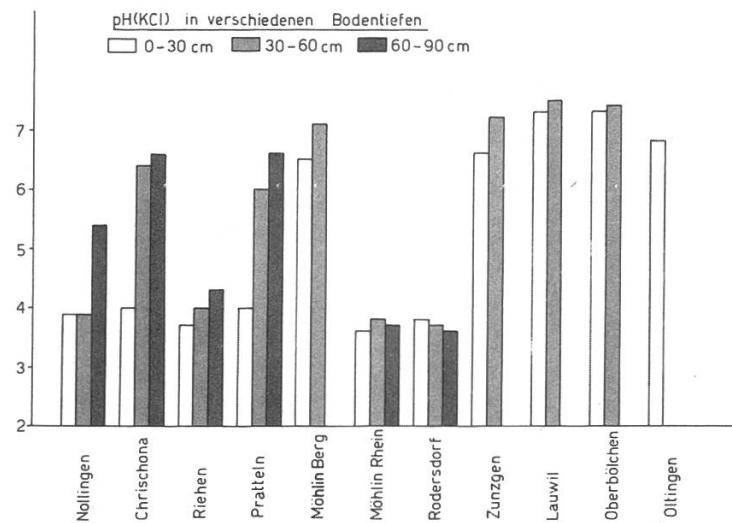
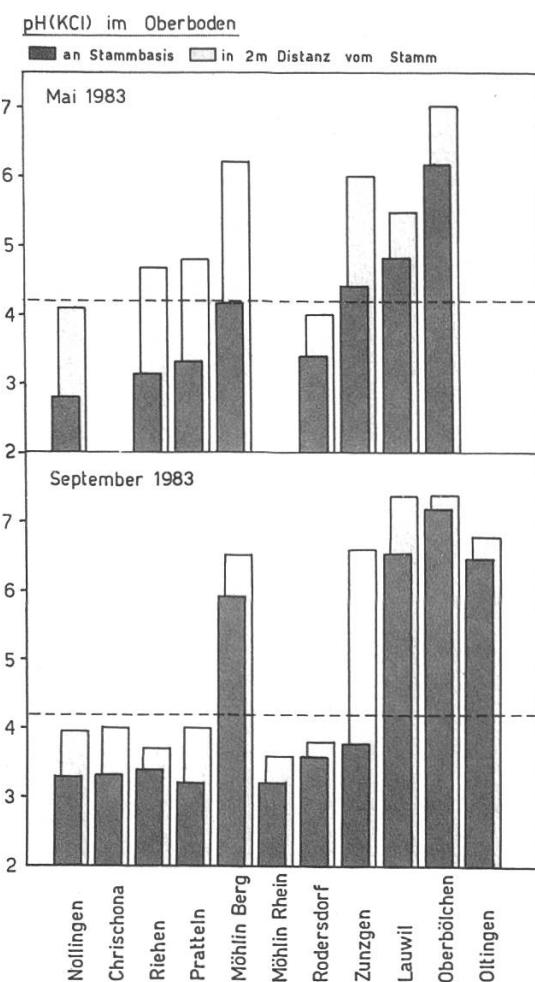
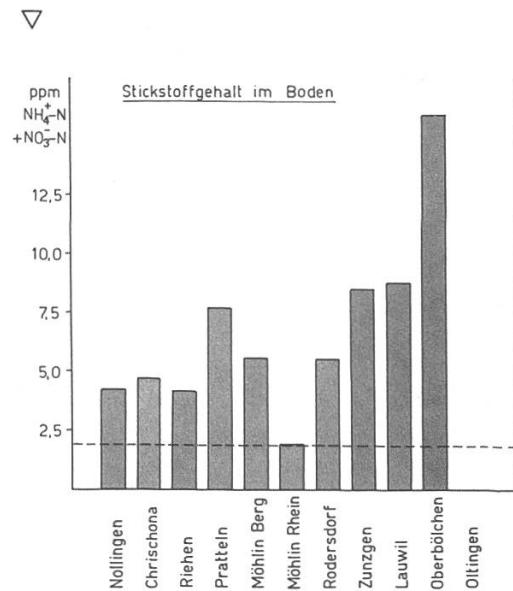


Abbildung 49. pH-Werte in verschiedenen Bodentiefen.



▷ *Abbildung 50.* pH-Werte im Oberboden an der Stammbasis und im stammfernen Bereich im Frühjahr und im Herbst. Der kritische pH-Wert ist als gestrichelte Linie eingezeichnet.

Abbildung 51. Anorganischer Stickstoff im Boden (0–60 cm). Die Grenze zwischen arm und mässiger Versorgung ist als gestrichelte Linie eingezeichnet.



4.5. Bodenuntersuchungen (Tabelle 4)

4.5.1. Nähr- und Schadstoffverhältnisse im Boden

Die Beobachtungsflächen weisen sehr unterschiedliche Kalkgehalte im Boden auf (*Abbildung 48*). Kalkreiche Böden, das heisst Böden mit mehr als 10 % CaCO₃, finden sich vor allem in den weiter entfernten Flächen (Lauwil, Oberbölchen, Oltingen). Chrischona, Pratteln, Möhlin Berg und Zunzgen sind als kalkhaltig, der Rest als kalkfrei zu bezeichnen. Entsprechend unterschiedlich sind auch die pH-Werte (*Abbildung 49*). Die Flächen Nollingen, Chrischona, Riehen, Pratteln, Möhlin Rhein sind stark sauer, wobei bei Nollingen, Chrischona und Pratteln der pH-Wert mit zunehmender Bodentiefe stark ansteigt. Die Böden von Riehen, Möhlin Rhein und Rodersdorf weisen dagegen bis in 90 cm Tiefe niedrige pH-Werte auf; sie sind vermutlich von Natur aus sauer.

In Buchenwäldern erreichen etwa 20 % des Niederschlags den Boden über den Stammabfluss (Hüttermann *et al.* 1983). Im Kronenraum abgelagerte saure Luftfremdstoffe, die mit dem Niederschlagswasser abgewaschen werden, sowie die im Niederschlag enthaltenen Säuren reichern sich somit

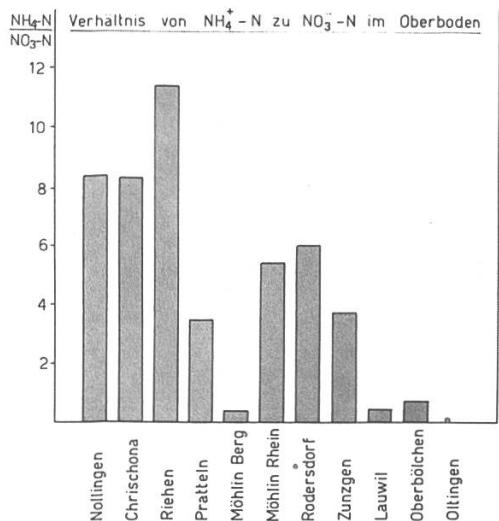


Abbildung 52. Verhältnis von Ammonium-N zu Nitrat-N im Oberboden.

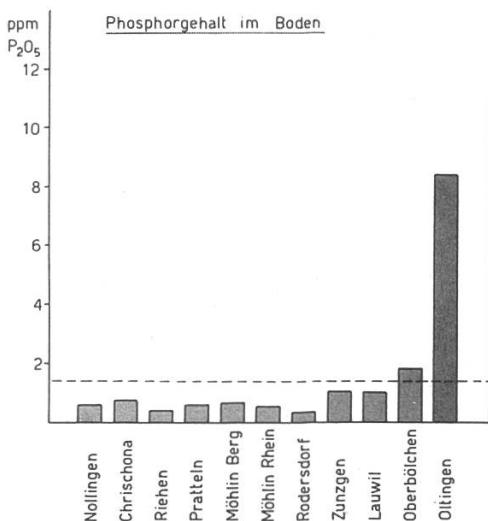


Abbildung 53. Mit CO_2 -Wasser extrahierbarer Phosphorgehalt im Boden (0–60 cm). Die Grenze zwischen arm und mässiger Versorgung ist als gestrichelte Linie eingezeichnet.

im Boden im Bereich des Stammabflusses an und führen zu einer Versauerung um den Stamm herum. Im Frühjahr war diese Versauerung im stammnahen Bereich in allen Beobachtungsflächen besonders deutlich sichtbar (*Abbildung 50*), was wohl mit dem tieferen pH des Stammabflusswassers im Winter und Frühjahr zusammenhängt (Züst 1977). Besonders in Stadt Nähe war eine starke pH-Absenkung an der Stammbasis zu beobachten. Im Extremfall wird der Boden um den Stamm herum so sauer, dass die Vegetation auch bei ausreichenden Licht- und Feuchtigkeitsverhältnissen abstirbt (*Tafel 5a*) (Ulrich 1983). Dies konnte schon im Frühjahr in Nollingen und im Verlaufe des Sommers auch in der Fläche Chrischona zunehmend beobachtet werden. Buchenkeimlinge, die innerhalb dieser Zone noch aufkeimten, starben während des Frühsommers ab; ihre Wurzeln waren deutlich geschädigt. Hüttermann *et al.* (1983) stellten fest, dass dieser Absterbeprozess zuerst im Stammabflussbereich der herrschenden Bäume einsetzt. Buchensämlinge aus dieser Zone wiesen so lange lebensfähige Wurzeln auf, als sie im humusreichen Oberboden wurzelten. Tiefer reichende Wurzeln starben ab. Im Gegensatz dazu zeigten Sämlinge, die ausserhalb des Stammabflussbereiches wuchsen, ein normales Wurzelsystem.

Der von Ulrich (1983) angegebene kritische pH(KCl)-Wert von 4,2 für Pflanzen (Al-Pufferbereich) wird im Frühjahr im Stammbereich an fünf Standorten unterschritten, in Nollingen und Rodersdorf auch in 2 m Distanz. Im Herbst liegen die stammfernen pH-Werte auch an den Standorten Chrischona, Riehen, Pratteln und Möhlin Rhein unterhalb dieser Limite. Diese pH-Absenkung während des Sommers dürfte mit der natürlichen jahreszeitlichen Schwankung des pH-Wertes zu erklären sein (Scheffer und Schacht-

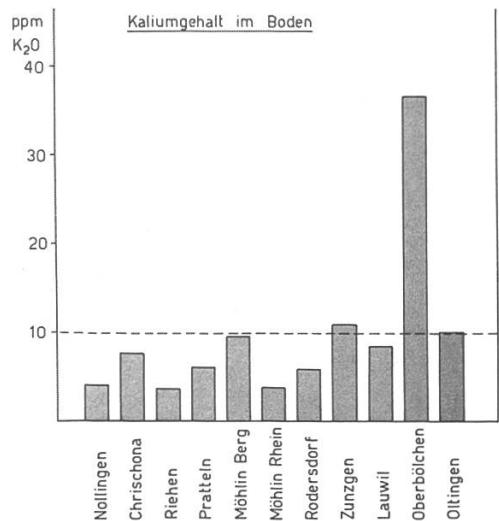


Abbildung 54. Mit CO₂-Wasser extrahierbarer Kaliumgehalt im Boden (0–60 cm). Die Grenze zwischen arm und mässiger Versorgung ist als gestrichelte Linie eingezeichnet.

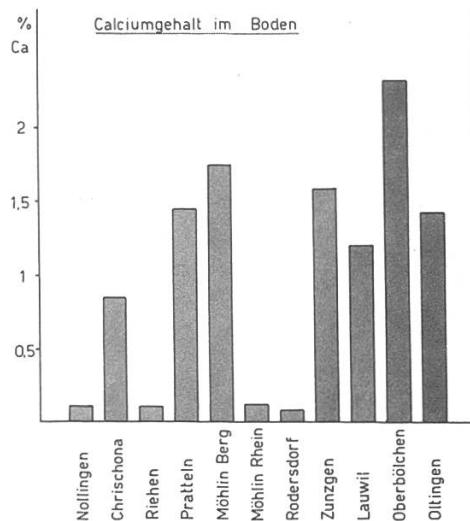


Abbildung 55. Austauschbares Kalzium im Boden (0–60 cm).

schabel 1982), während die pH-Unterschiede zwischen stammnahen und stammfernem Bereich im Herbst kleiner geworden sind (pH-Ausgleich bei verringertem Säureeintrag während des Sommers).

Die Beurteilung der Nährstoffversorgung des Bodens wurde nach den Richtlinien der Eidgenössischen Forschungsanstalten Liebefeld und Wädenswil vorgenommen, also nach Werten, die für die Landwirtschaft Gültigkeit haben. Sicher dürfen Waldböden nicht mit landwirtschaftlich genutzten Böden direkt verglichen werden. Dennoch seien die Grenzwerte zwischen armer und mässiger Versorgung in den Darstellungen als Orientierungshilfe eingetragen (gestrichelte Linie).

Der Gehalt an anorganischem Stickstoff (Abbildung 51) ist in allen Flächen ausreichend, wobei das Verhältnis zwischen Ammonium- und Nitratstickstoff sehr unterschiedlich ist (Abbildung 52). Die Nitrifikation ist ja ein pH-abhängiger Prozess, dessen Optimum bei pH-Werten zwischen 6 und 8 liegt. Ein erhöhter Anteil an Ammonium in den sauren Böden ist deshalb zu erwarten, wobei jedoch das Ausmass in Nollingen, Riehen und Chrischona etwas überraschend ist. In den basenreichen Böden liegt der Stickstoff mehrheitlich als Nitrat vor; hier fällt jedoch Zunzgen aus der Reihe. Nach Isermann (1983) ist ein Ammonium/Nitrat-Verhältnis von 1:1 in Waldböden optimal. Ein Überschuss von Ammonium in der Bodenlösung führt zu einer Protonen-Kationenkonkurrenz bei der Nährstoffaufnahme und gefährdet die Nettoaufnahme von Kalium, Kalzium und Magnesium durch Ionenkonkurrenz (Pfaff und Buchner 1957, Jung und Dressel 1969, Beusichem und Neeteson 1982). Zudem kann eine erhöhte Abgabe dieser Kationen (Efflux) von der Wurzel in die Bodenlösung induziert werden (Jung und Dressel 1969),

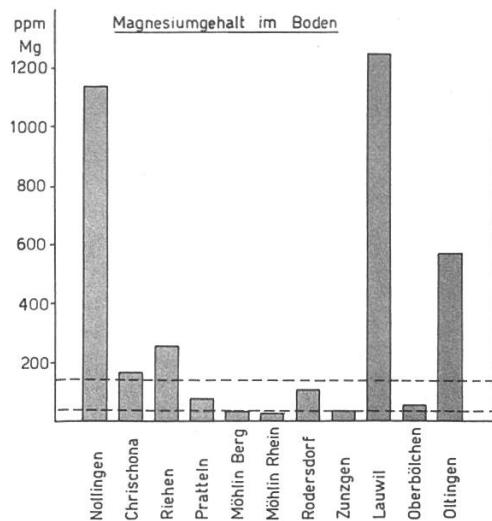


Abbildung 56. Austauschbares Magnesium im Boden (0–60 cm). Die Grenze zwischen arm und mässiger Versorgung ist als gestrichelte Linie eingezeichnet.

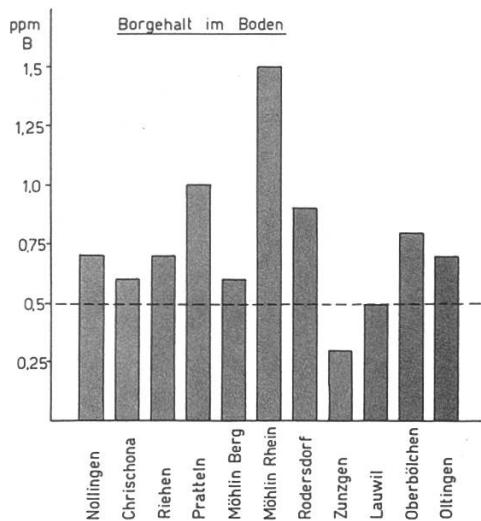


Abbildung 57. Heisswasserlösliches Bor im Boden (0–60 cm). Der kritische Gehalt ist als gestrichelte Linie eingezeichnet.

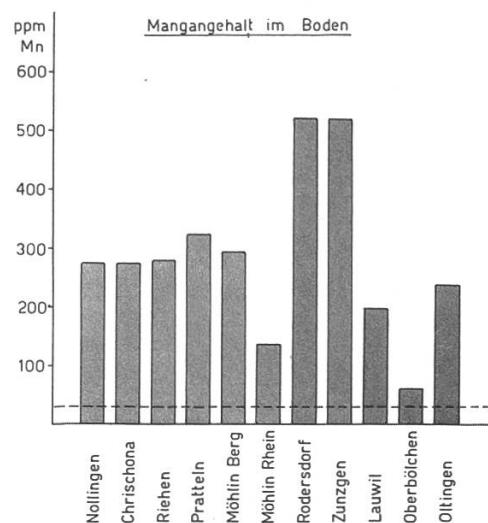


Abbildung 58. Mangangehalt (reduzierbar und austauschbar) im Boden (0–60 cm). Der kritische Gehalt ist als gestrichelte Linie eingezeichnet.

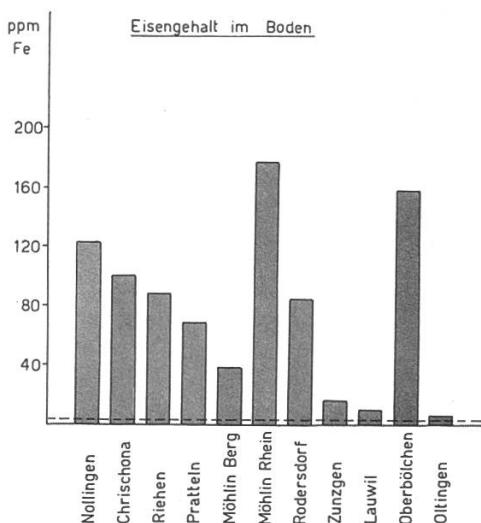


Abbildung 59. Ammoniumacetatlösliches Eisen im Boden (0–60 cm). Der kritische Gehalt ist als gestrichelte Linie eingetragen.

was eine zusätzliche Verarmung der Pflanze an Nährstoffen zur Folge hat. Evers (1963, 1964) konnte am Beispiel von *Picea* zeigen, dass das beste Wachstum bei einem Ammonium/Nitrat-Verhältnis von 1:1 stattfindet. Reine Ammoniumgaben wirkten sich am ungünstigsten aus. Eine Ammoniumernährung belastet aber auch den Kohlehydrathaushalt der Wurzeln. Im Gegensatz zum Nitrat, welches von der Pflanze direkt gespeichert werden kann, muss Ammonium zuerst aminiert werden. Dazu braucht es aber zusätzliche Kohlehydrate sowohl für die Freisetzung von Energie für den Ami-

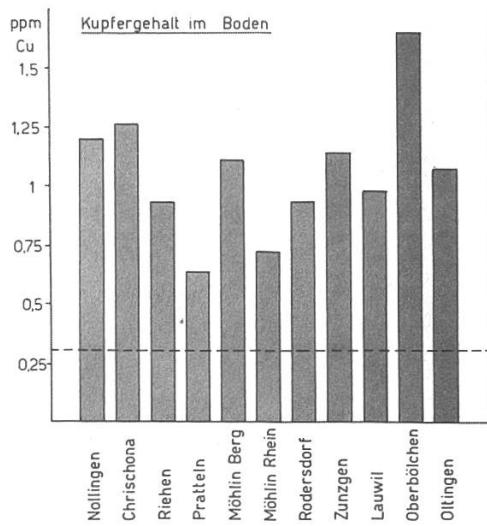


Abbildung 60. Ammoniumacetatlösliches Kupfer im Boden. Die untere Grenze des in der Literatur angegebenen Bereiches ist als gestrichelte Linie angegeben.

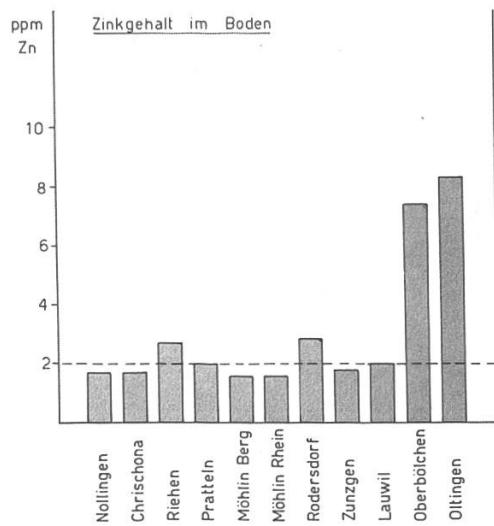


Abbildung 61. Ammoniumacetatlösliches Zink. Die untere Grenze des in der Literatur angegebenen Bereiches ist als gestrichelte Linie angegeben.

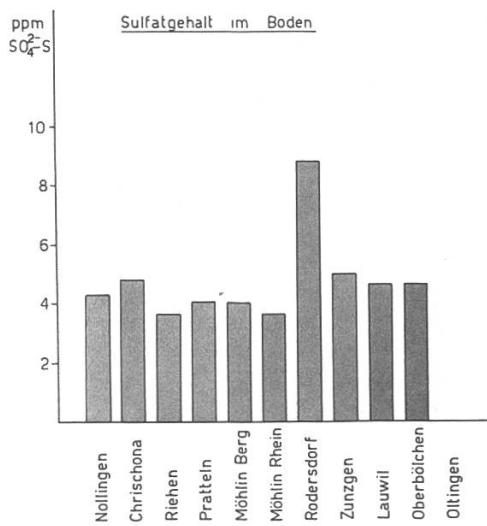


Abbildung 62. Wasserlösliches Sulfat im Boden (0–60 cm).

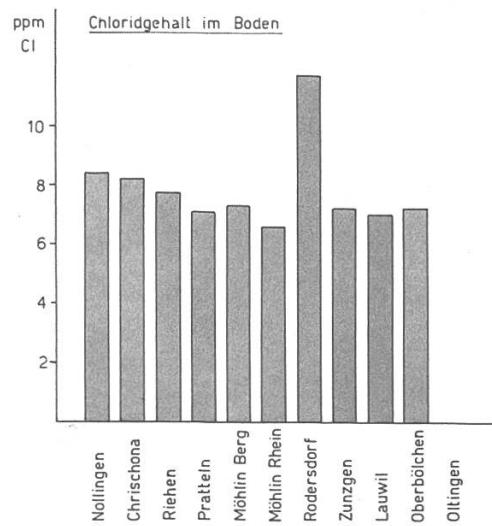


Abbildung 63. Wasserlösliches Chlorid im Boden (0–60 cm).

nierungsprozess als auch für die Bereitstellung von C-Gerüsten, die ohnehin schon durch Mykorrhizen zu 10 % in Anspruch genommen werden (Harley 1973). Es kann deshalb nicht ausgeschlossen werden, dass die Wurzeln durch die hohen Ammoniumgehalte in den Böden zusätzlich geschwächt und dadurch wiederum anfälliger für Pathogene werden.

Die Phosphatgehalte (Abbildung 53) und die Kaliumgehalte (Abbildung 54) müssen als mässig bis arm bezeichnet werden, mit Ausnahme der Standorte Oltingen (mit reicher P-Versorgung) und Oberbölichen (mit normalen Kaliumwerten). Die Kalziumwerte (Abbildung 55) kommen schon in den

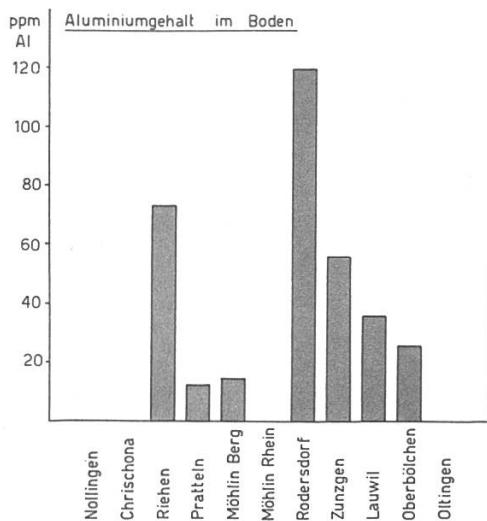


Abbildung 64. Ammoniumacetatlösliches Aluminium im Boden (0–60 cm).

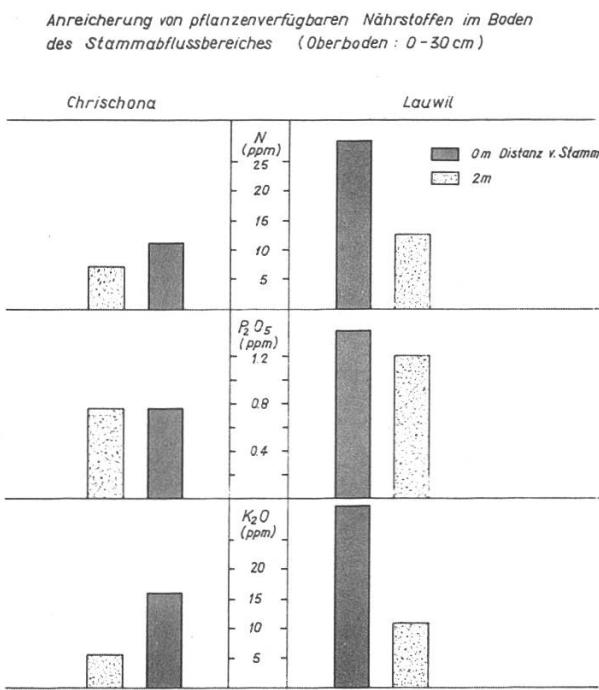


Abbildung 66. Nährstoffanreicherung im stammnahen Bereich durch nährstoffreiches Stammabflusswasser.

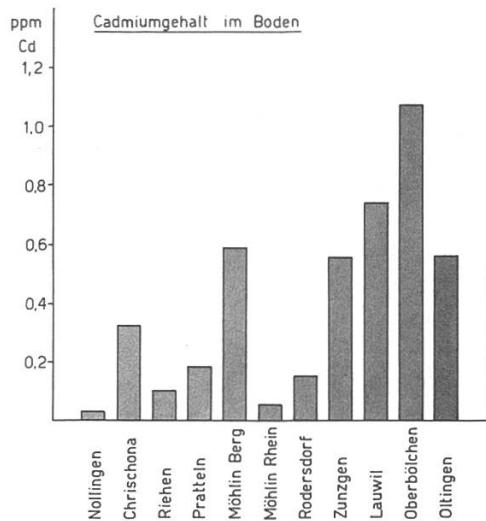


Abbildung 65. Ammoniumacetatlösliches Cadmium im Boden (0–60 cm).

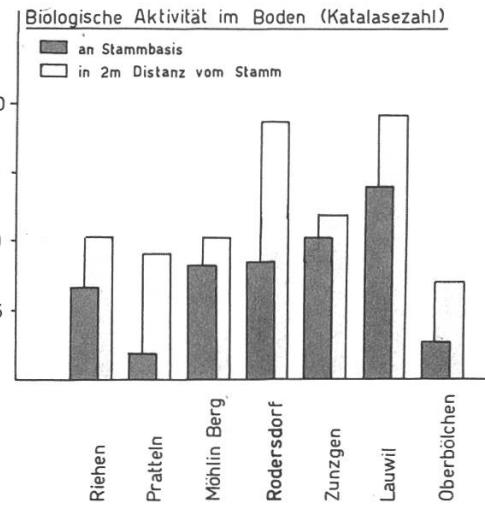


Abbildung 67. Biologische Aktivität im Boden in den verschiedenen Beobachtungsflächen.

Bewertung der Katalasezahl:

Katalasezahl	Aktivität
0–10	schwach
10–20	mittel
20–25	hoch
> 25	sehr hoch

Kalkgehalten zum Ausdruck. Erstaunlich sind die grossen Schwankungen beim Magnesium (Abbildung 56), von leichter Unterversorgung in Möhlin Rhein bis zu sehr reichen Verhältnissen in Nollingen, Lauwil und Oltingen. Ausser in Zunzgen ist überall ausreichend Bor (Abbildung 57) vorhanden. Bei den Manganwerten (Abbildung 58) lässt sich in Rodersdorf und Zunzgen eine grosse Verfügbarkeit feststellen. Auch die Eisengehalte sind ausreichend (Abbildung 59). Erstaunlich ist in Oberbölichen der in den Blättern gefundene

Eisenmangel trotz der hohen Eisenverfügbarkeit im Boden. Die Kupfergehalte erreichen überall und die Zinkgehalte ausser in Nollingen, Chrischona, Möhlin Berg, Möhlin Rhein und Zunzgen die in der Literatur angegebenen Werte (*Abbildungen 60 und 61*). Die Sulfat- und Chloridwerte im Boden (*Abbildung 62 und 63*) weisen eine erstaunliche Konstanz auf. Sie sind lediglich in Rodersdorf in 60 cm Tiefe erhöht. Beim Aluminium (*Abbildung 64*) ist eine im sauren Bereich erhöhte Verfügbarkeit festzustellen mit Ausnahme von Pratteln, währenddem beim Cadmium (*Abbildung 65*) diesbezüglich keine Beziehung beobachtet werden kann. Obwohl von verschiedenen Autoren (*Anderson und Nilsson 1974* sowie *Brümmer und Herm 1983*) eine enge Beziehung in verschiedenen Böden zwischen abnehmendem pH und zunehmender Cadmiumverfügbarkeit nachgewiesen werden konnte, zeigen in den vorliegenden Untersuchungen die basenreichen Böden höhere Gehalte. Es ist jedoch nicht ausgeschlossen, dass dies auch ein Problem der angewendeten Methode ist (*Gupta und Häni 1981*). Die Cadmiumgehalte im Laub korrelieren jedenfalls nicht mit dem ammoniumacetatlöslichen Cadmium im Boden.

Eine Anreicherung von Nährstoffen im Stammabflussbereich (*Abbildung 66*) als Folge der Nährstoffauswaschung aus dem Laub kann hauptsächlich beim Stickstoff und Kalium beobachtet werden, während das Phosphat, welches zwar auch in grossen Mengen ausgewaschen wird, aber im Waldboden ein Mangelement darstellt (S. Egli, persönliche Mitteilung), vermutlich rasch von Mikroorganismen festgelegt wird. Die Anreicherung von Nährstoffen im stammnahen Bereich, wo sie vom Baum nicht aufgenommen werden können, führt zu einer Störung des Nährstoffkreislaufs und zu einer zunehmenden Verarmung im Feinwurzelbereich. Der Säuregehalt des Stammabflusswassers beschleunigt zudem die Nährstoffauswaschung aus dem Boden, und das geschädigte Tiefenwurzelwerk ist nicht mehr in der Lage, die nach unten wandernden Nährstoffe zurückzuhalten.

4.5.2. Biologische Bodenaktivität

Im Mai wurde im Oberboden aller Beobachtungsflächen (Mischproben) die Katalasezahl als Mass für die biologische Aktivität bestimmt. Nach *Stadelmann (1982)* korreliert die Katalasezahl gut mit der N-Mineralisierung, dem Verhältnis Bakterien-/Fadenpilzkeimzahl und dem Pflanzenertrag. Die in *Abbildung 67* dargestellten Ergebnisse zeigen, dass die biologische Aktivität generell als schwach eingestuft werden muss, mit Ausnahme des stammfernen Bereiches in Rodersdorf und in Lauwil. An der Stammbasis ist sie durchwegs geringer als im Boden ausserhalb des Stammabflussbereiches. Dies kann nicht allein durch die tieferen pH-Werte erklärt werden, da im sauren Standort Rodersdorf immerhin eine mittlere Aktivität erreicht wird, währenddem die Katalasezahl in den basenreicherem Standorten Möhlin-Berg und Zunzgen als schwach bezeichnet werden muss.

5. Schlussfolgerung

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass in den Beobachtungsflächen ein komplexes Schädigungsbild besteht. Die Ursachen hiefür lassen sich nicht immer im einzelnen nachweisen. Im allgemeinen lässt sich aber eine Schwächung der Bäume sowohl anhand der Morphologie als auch anhand der hohen Befallsrate mit Parasiten, insbesondere typischen Schwächerparasiten, erkennen. Neben lokalen Immissionsproblemen wie im Oberbölchen (Abluftkamine der N2) muss aber auch aufgrund der im Sommer 1983 aufgetretenen Schadbilder die lufthygienische Situation im Raume Basel als bedeutender Belastungsfaktor für die Vegetation angesehen werden. Schon allein der Jahresmittelwert von $38 \mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ im Jahre 1982 (BUS 1983) stellt für die Waldbäume eine Belastung dar (Wentzel 1981). Dazu kommen die rasch zunehmenden Konzentrationen von NO_x im Raume Basel. Allein für NO_2 betrug der Anstieg von 1981 auf 1982 66 % (von 32 auf $53 \mu\text{g NO}_2/\text{m}^3$) (BUS 1983). Stickoxide stellen für die Vegetation ebenfalls eine nicht zu unterschätzende Belastung dar, einerseits wegen der daraus entstehenden Photooxidantien, andererseits wegen synergistischer Wirkungen zusammen mit anderen Luftverunreinigungen (Whitmore und Freer-Smith 1982). Ein weiteres Problem ist das Ungleichgewicht in der Nährstoffversorgung der Bäume zwischen Stickstoff, Phosphor und Kalium. Während der Stickstoffeintrag infolge der Luftverschmutzung erhöht ist, wird die Auswaschung von Phosphor und Kalium aus dem Laub durch säurehaltige Niederschläge gefördert. Dazu kommt eine erhöhte Aluminiumverfügbarkeit im Wurzelraum, die zu einer Schwächung des Wurzelsystems führt. Die aus diesen Faktoren resultierende Vitalitätseinbusse erhöht die Prädisposition für Parasitenbefall. Nur eine rasche Reduktion der zurzeitigen Immissionsbelastung, begleitet von gezielten Ernährungsmassnahmen, wird unseren kranken Wäldern wieder zur Genesung verhelfen.

Zusammenfassung

1. In der Nordschweiz wurden in der Vegetationsperiode 1983 zehn feste Beobachtungsflächen zu 60 Aren mit rund 80 bis 90 60–80jährigen Buchen ausgeschieden. Die Bäume wurden auf die verschiedenen Schadsymptome hin bonitiert, begleitet von Untersuchungen über den Wasserhaushalt, physiologische und biochemische Veränderungen der Bäume, den Gehalt von Nähr- und Schadstoffen in Regenwasser, Stammabfluss (Leaching), Blättern, Wurzeln und Boden sowie biologische Bodenaktivität.

2. Sowohl in den festen Beobachtungsflächen als auch in Ad-hoc-Flächen konnte, neben teilweise starken Verlichtungerscheinungen, ein erhöhter Befall der Bäume, vor allem der Stämme, mit verschiedenen tierischen und pilzlichen Schwächerparasiten wie Schildläuse, Borkenkäfer, Rindenbrandpilze usw. festgestellt

werden. Eine Beziehung zwischen erhöhtem Phosphatgehalt im Stammabflusswasser als Folge von erhöhtem Leaching aus dem Laub, dem Algenbesatz und dem Schildlausbefall konnte ebenfalls beobachtet werden.

3. Wurzeluntersuchungen ergaben, dass bei kranken Bäumen das Tiefenwurzelwerk oftmals abgestorben und dadurch die Standfestigkeit verringert ist (Windwurfbuchen). Das Feinwurzelwerk bei kranken Bäumen ist häufig erheblich reduziert, begleitet von erhöhten Aluminiumgehalten. Bei kränkelnden Bäumen konnte zudem eine erhöhte Atmungsintensität im Feinwurzelwerk beobachtet werden, gegenüber einer tieferen Atmung bei kranken Bäumen.

4. Im Verlaufe des Sommers zeigte insbesondere der Jungwuchs im Halbschatten eine zunehmende Schädigung der Blätter durch Ozon. Beim Bergahorn konnte folgende räumliche Schädigungsverteilung festgestellt werden: Die grössten Schädigungen traten einerseits in den Beobachtungsflächen der Hügelzonen um die Agglomeration Basel auf und andererseits im Oberbölchen, dort vermutlich als Folge der nahegelegenen Abluftkamine der N2, wie zusätzliche Bleianalysen im Blattgut ergaben.

5. Anhand von Holzuntersuchungen an Eschen konnte festgestellt werden, dass diejenigen Bäume, die die stärkste Verlichtung aufweisen, schon vor 30 Jahren einen geringeren Holzzuwachs hatten als gesunde bzw. schwach verlichtete Bäume. Seit dem Trockenjahr 1976 zeigt sich aber ein zusätzliches Auseinanderklaffen im Jahrzuwachs von gesunden und kranken Bäumen.

6. Messungen des stomatären Diffusionswiderstandes an Blättern gesunder und kranker Bäume während heißer Sommertage ergaben deutliche tiefere Werte bei kranken Bäumen im Vergleich zu gesunden. Das Wasserpotential im Laub war bei kranken Bäumen erniedrigt, ebenso der Wassergehalt im jüngsten Splintholz.

7. Parallel zum Säuregehalt im Stammabflusswasser konnte eine erhöhte Nährstoffauswaschung aus den Blättern der Bäume festgestellt werden.

8. Die Nährstoffgehalte in den Blättern zeigten teilweise ein deutliches Ungleichgewicht. Stickstoff und die Mikronährstoffe waren im allgemeinen ausreichend vorhanden, während für Phosphor bei der Hälfte der Flächen und für Kalium überall eine Unterversorgung zu verzeichnen war. Mit zunehmender Verlichtung konnte einerseits eine deutliche Abnahme von Stickstoff, Phosphor und Mangan und andererseits eine Zunahme von Aluminium festgestellt werden.

9. Die Nährstoffgehalte im Boden wiesen, wie diejenigen der Blätter, ein deutliches, je nach Standort aber sehr unterschiedliches Ungleichgewicht von sehr reich bis arm auf. Die teilweise tiefen pH-Werte, die erhöhte Aluminiumverfügbarkeit und das ungünstige Ammonium/Nitratverhältnis dürften eine zusätzliche Belastung für die Bäume darstellen.

10. Aufgrund der vorliegenden Ergebnisse muss geschlossen werden, dass sich eine möglichst rasche Verbesserung der Luftqualität aufdrängt, da die Gefahr einer weiteren Schwächung der Bäume und in der Folge eines epidemischen Überhandnehmens verschiedenster Schwächerparasiten besteht. Eine Prädisposition für einen erhöhten Parasitenbefall dürfte allerdings auch schon allein durch das Ungleichgewicht im Nährstoffhaushalt der Bäume, insbesondere wegen des Stickstoff-Kaliverhältnisses bestehen.

Résumé

Recherches sur le dépérissement des forêts dans le Nord-Ouest de la Suisse

1. En 1983, pendant la saison de végétation, on a délimité, dans le Nord-Ouest de la Suisse, dix parcelles permanentes d'observation d'une contenance de 60 ares chacune et comptant environ 80 à 90 hêtres de 60 à 80 ans. Sur ces arbres, on évalua différents symptômes de morbidité. Simultanément, on considéra le régime hydrique, certaines modifications physiologiques et biochimiques des arbres, les teneurs en éléments nutritifs et toxiques des eaux de pluies et d'écoulement du tronc, des feuilles, des racines et du sol, ainsi que l'activité biologique du sol.

2. Dans les parcelles d'observation permanentes comme dans d'autres parcelles examinées, on enregistra, outre une défoliation parfois forte, une infestation accrue des arbres — avant tout de leur tronc — par divers parasites de faiblesse, tels les cochenilles du hêtre, des bostryches, des mycoses de l'écorce, etc. On observa également une corrélation entre la teneur en phosphates des eaux d'écoulement le long du tronc, teneur qui s'élève parallèlement à l'augmentation du «leaching» (lessivage des éléments nutritifs à l'intérieur des feuilles), le dépôt d'algues, et l'infestation par les cochenilles.

3. Des examens de racines permirent de constater que le système racinaire profond des arbres malades est souvent mort et, par conséquent, que la stabilité de ces derniers s'amenuise (hêtres renversés). Le chevelu des arbres malades est généralement clairsemé et la concentration en aluminium y est plus élevée. On put en outre observer une respiration accrue des radicelles des arbres maladifs, alors que les arbres malades se caractérisaient, eux, par une respiration réduite de leurs radicelles.

4. On nota une augmentation dans le courant de l'été des dégâts au feuillage dus à l'ozone, plus particulièrement dans les rajeunissements en demi-ombre. Pour l'étable sycomore, la répartition géographique des dégâts se caractérisait ainsi: les dégâts les plus graves étaient concentrés, d'une part, dans les parcelles d'observation situées sur les collines entourant l'agglomération bâloise, et, d'autre part, à Oberbölchen, ici sans doute à cause de la proximité d'une cheminée d'aération de l'autoroute N2 (comme l'indiquèrent des analyses foliaires supplémentaires de la teneur en plomb).

5. En étudiant le bois de frênes, on observa que les arbres dont les houppiers sont les plus clairsemés actuellement avaient, il y a trente ans déjà, un accroissement plus faible que les arbres sains ou faiblement défoliés. A partir de la sécheresse de 1976, la différence de l'accroissement des cernes des arbres sains et malades s'est toutefois encore accentuée.

6. Pendant de chaudes journées estivales, on mesura la résistance des stomates à la diffusion sur des feuilles d'arbres sains et malades; les valeurs étaient nettement moins élevées pour les arbres malades. Le potentiel hydrique était donc inférieur dans le feuillage des arbres malades, tout comme la teneur en eau de l'aubier récent.

7. On constata une augmentation du lessivage des éléments nutritifs dans le feuillage parallèlement à celle de l'acidité des eaux d'écoulement le long du tronc.

8. Un déséquilibre prononcé des teneurs en éléments nutritifs dans le feuillage fut décelé dans plusieurs cas. Si l'azote et les oligo-éléments (Fe, Mn, Cu) présentaient habituellement des teneurs suffisantes, on remarqua une carence en phosphore dans la moitié des parcelles, et une carence généralisée en cadmium. On observa qu'à

une défoliation accrue correspondait, d'une part, une diminution des teneurs en azote, en phosphore et en manganèse, et d'autre part, une augmentation de la teneur en aluminium.

9. Comme dans le feuillage, les teneurs en éléments nutritifs présentaient dans le sol des déséquilibres, fort différents cependant selon les stations. En plus, les arbres subissent probablement d'autres influences néfastes dans le sol: un pH en partie très bas, une disponibilité accrue de l'aluminium et un rapport défavorable entre ammonium et nitrates.

10. De ces résultats, on conclut qu'une amélioration aussi rapide que possible de la qualité de l'air est indispensable. Autrement, on courre le risque de voir l'affaiblissement des arbres s'aggraver et des épidémies subséquentes de parasites se déclarer. Cependant, une certaine prédisposition à quelques infestations est peut-être déjà provoquée par les seuls déséquilibres du régime des nutriments, en particulier par le rapport azote-potassium.

Traduction: Vivien Pleines

Abstract

Investigations on Forest Decline in North Western Switzerland

In Summer 1983, several observations and investigations were made on beech, ash and oak in 10 permanent observation areas of North Western Switzerland. A survey was made of diseases and infestation by parasites like coccids and bark beetles. In addition, phenological investigations were carried out on shoots, roots, leaves, fructification, and algae cover of stems. Measurements of water relations, analysis of stem flow and of nutrient content in leaves and soil were also done.

During the summer increasing ozone damage of leaves could be observed mainly in the hill areas around Basle and in the vicinity of an exit air chimney of a motorway tunnel.

Diseased trees often showed a lot of dead fine roots predominantly in the subsoil. However, trees with only little symptoms of disease had an increased respiration of the fine roots.

During hot noon hours, stomatal diffusive resistance and, somewhat later, water potential of leaves were significantly lower than in healthy trees. The water content in the sapwood was also significantly reduced in diseased trees.

In stem flow water, decreased pH values and increased nutrient contents were recorded in the more polluted regions around Basle. A relation between increased P-content in the stem flow, increased algae cover and beech scale infestation is suggested.

As experiments showed there is a correlation between the pH of the leaching water or ozone damage of leaves and the amount of leached nutrients.

Leaf and soil analysis revealed a deficit of phosphate and mainly of potassium. The ratio of ammonium to nitrate was increased whilst biological activity (catalase activity) was only small.

Literatur

- Abeles, F. B. (1973): Ethylene in plant biology. Academic Press N. Y. London, 302 S.
- Andersson, A., K. O. Nilsson (1974): Influence of lime and soil pH on Cd availability to plants. *Ambio* 3, 5: 198–200.
- Arndt, U., G. Lindner (1981): Zur Problematik phytotoxischer Ozonkonzentrationen im südwestdeutschen Raum. *Staub – Reinhaltung Luft* 41: 349–352.
- Ashenden, T. W. (1979): The effect of long-term exposure to SO₂ and NO₂ pollution on the growth of *Dactylis glomerata* and *Poa pratensis* L. *Environ. Pollut.* 18: 249–258.
- Ashenden, T. W. (1979): Effects of SO₂ and NO₂ pollution on transpiration in *Phaseolus vulgaris*. *Environ. Pollut.* 18: 45–50.
- Ashenden, T. W., I. A. D. Williams (1980): Growth reduction in *Lolium multiflorum* LAM. and *Phleum pratense* L. as a result of SO₂ and NO₂ pollution. *Environ. Pollut.* 21: 131–139.
- Barnes, R. L. (1972): Effects of chronic exposure to ozone on photosynthesis and respiration of pines. *Environ. Pollut.* 3: 133–138.
- Bazzigher, G., P. Schmid (1969): Sturmschaden und Fäule. *Eidg. Anst. forstl. Versuchswes.*, Ber. Nr. 29: 1–15.
- Baule, H. (1975): Wie wirkt sich die Düngung auf die Widerstandskraft der Waldbäume aus? *Forstpflanzen – Forstsamen* 15, 4: 2–11.
- Beckerson, D. W., G. Hofstra (1979): Effects of sulphur dioxide and ozone, singly or in combination, on membrane permeability. *Can. J. Botany* 58: 451–457.
- Bell, J. N. B., R. A. Cox (1975): Atmospheric ozone and damage in the United Kingdom. *Environ. Pollut.* 8: 163–170.
- Beusichem van, J. J. Neeteson (1982): Urea nutrition of young maize and sugar beet plants with emphasis on ionic balance and vascular transport of nitrogenous compounds. *Neth. J. Agric. Sci.* 30: 317–330.
- Bergmann, W. (1983): (Hrsg.) Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. G. Fischer Verlag, Stuttgart: 614 S.
- Blaschke, H. (1981): Veränderungen bei der Feinwurzelentwicklung in Weißtannenschäden. *Forstw. Cbl.* 100: 190–195.
- Blum, U., D. T. Tingey (1977): A study of the potential ways in which ozone could reduce root growth and modulation of soybean. *Atmos. Environ.* 11: 737–739.
- BML (1982): Erläuterungen zur Ausfüllung des Formblattes «Erfassung von Waldschäden» des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BML) 55.
- BML (1983): Walderkrankungen und Immissionseinflüsse. Eine Information des Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten, Baden-Württemberg.
- Boehringer (1980): Methoden der enzymatischen Lebensmittelanalytik. Mannheim.
- Bolsinger, M., W. Flückiger (im Druck): Effect of air pollution at a motorway on the infestation of *Viburnum opulus* L. by *Aphis fabae* Scop. *Eur. J. Forest Path.*
- Bosch, C., E. Pfannkuch, U. Baum, K. E. Rehfuss (1983): Über die Erkrankung der Fichte (*Picea abies* Karst.) in den Hochlagen des Bayrischen Waldes. *Forstw. Cbl.* 102: 167–181.
- Bosshard, H. H. (1982): Holzkunde 1. Birkhäuser Basel, Boston, Stuttgart, 224 S.
- Braun, H. J. (1977): Das Rindensterben der Buche, *Fagus sylvatica* L. Verursacht durch die Buchenwollschildlaus *Cryptococcus fagi* Best. *Eur. J. Forest Path.* 7: 76–93.
- Braun, H. J. (1982): Lehrbuch der Forstbotanik. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York: 257 S.
- Braun, S., W. Flückiger (1984): Increased population of the aphid *Aphis pomi* at a motorway. Part 1: Field evaluation. *Environ. Pollut. Ser.* 33: 107–120.
- Braun, S., W. Flückiger (im Druck): Increased population of the aphid *Aphis pomi* at a motorway. Part 2: The effect of drought and deicing salt. *Environ. Pollut. Ser. A.*
- Brümmer, G., U. Herms (1983): Influence of soil reaction and organic matter on the solubility of heavy metals in soils. in: B. Ulrich and J. Pankratz (eds.): Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. D. Reidel Publ. Co., Dordrecht, Boston, London. 233–243.
- Brüning, D., E. Uebel (1968): Düngung und Populationsdichte von Napfschildläusen. *Allg. Forstz.* 30: 536–537.

- Bucher, J. B.* (1983): Physiologische Veränderungen und ökotoxikologische Wirkmechanismen. Probleme der Differentialdiagnose. GDI, Informationstagung, Waldschäden durch Immisionen? 29. Nov. 1982, Rüschlikon Zürich: 91–109.
- BUS Bundesamt für Umweltschutz* (1983): Luftbelastung 1982. Schriftenreihe Umweltschutz, Nr. 16. 30 S.
- Butin, H.* (1983): Krankheiten der Wald- und Parkbäume. G. Thieme Verlag, Stuttgart, N. Y. 172 S.
- Büttner, H.* (1961): Der Einfluss von Düngestoffen auf Mortalität und Entwicklung forstlicher Schadinsekten über deren Wirtspflanzen. Schriftenreihe der Landesforstverw. Baden-Württemberg 11.
- Claussen, T.* (1975): Die Reaktionen der Pflanzen auf Wirkungen des photochemischen Smogs. Acta phytomedica 3, Paul Parey Verlag, Berlin, Hamburg: 132 S.
- Cowling, E. B., W. Merril* (1966): Nitrogen in wood and its role in wood deterioration. Can. J. Bot. 44.
- Dulson, W.* (1978): Organisch-chemische Fremdstoffe in atmosphärischer Luft. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene 47. G. Fischer Verlag, 128 S.
- Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene*. Merkblatt zur «Anleitung für die Entnahme von Bodenproben». FAC 3092 Liebefeld-Bern.
- Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene*. Methodenbuch Bodenuntersuchungen. Liebefeld-Bern (1981): 93 S.
- Eidg. Forschungsanstalt für Obst-, Wein- und Gartenbau* (1977): Düngung der Gemüse. Flugschrift Nr. 91, 38 S.
- Eidg. landwirtschaftliche Forschungsanstalten Liebefeld-Bern, Zürich-Reckenholz und Changins* (1977): Düngungsrichtlinien für den Acker- und Futterbau. Aus den Mitteilungen für die Schweiz. Landwirtschaft 2/72, Flugblatt A / 17, 49 S.
- Elkley, T., D. P. Ormrod* (1979): Ozone and sulphur dioxide effects on leaf water potential of Petunia. Z. Pflanzenphysiol. 91: 177–178.
- Environment*. The 1982 Stockholm Conference on Acidification of the Environment. Report from the experts meetings, 21–24 June, 1982. 40 S.
- Evers, F. H.* (1963): Die Wirkung von Ammonium- und Nitratstickstoff auf das Wachstum und den Mineralstoffhaushalt von *Picea* und *Populus*. Ztschr. für Botanik, 51: 61–79.
- Evers, F. H.* (1964): Die Bedeutung der Stickstoffform für Wachstum und Ernährung der Pflanzen, insbesondere der Waldbäume. Mitt. des Vereins der Forstl. Standortkunde und Forstpflanzenzüchtung 14: 19–37.
- Fairfax, J. A. W., N. W. Lepp* (1975): Effect of simulated «acid rain» on cation loss from leaves. Nature 255: 324–325.
- Feder, W. A., F. J. Campbell* (1968): Influence of low levels of ozone on flowering of carnations. Phytopathology 58: 1038–1039.
- Flückiger, W., H. Flückiger-Keller, J. J. Oertli* (1978a): Inhibition of the regulation ability of stomata caused by exhaust gases. Experientia 34: 1274.
- Flückiger, W., H. Flückiger-Keller, J. J. Oertli* (1978b): Biochemische Veränderungen in jungen Birken im Nahbereich einer Autobahn. Eur. J. Forest Path. 8: 154–163.
- Freebairn, H. T., O. C. Taylor* (1960): Prevention of plant damage from airborne oxidizing agents. Proc. Amer. Soc. Hort. Sci. 76: 693–699.
- Galloway, J. N., E. B. Cowling* (1978): The effects of precipitation on aquatic and terrestrial ecosystems. A proposed precipitation chemistry network. J. Air Pollut. Control Assoc. 28: 229–235.
- Garber, K.* (1967): Luftverunreinigungen und ihre Wirkungen. Verlag Gebr. Bornträger. 279 S.
- Godzik, S., Z. Piskornik* (1966): Transpiration of *Aesculus hippocastanum* L. leaves from areas of various air pollution. Bulletin de l'Académie Polonaise des Sciences Cl V Vol. XIV 3: 181–184.
- Grzywacz, A., J. Wazny* (1973): The impact of industrial air pollutants on the occurrence of several important pathogenic fungi of forest trees in Poland. Eur. J. Forest Path. 3: 129–141.
- Gupta, S., H. Häni* (1981): A preliminary report on the Standardized Cd-pot Experiment 1980–81. Working Group 5: Environmental effect of sludge. EEC concerted action (COST). Swiss Federal Research Station for Agriculture Chemistry and Hygiene of Environment Liebefeld/Bern, 13 S.

- Harley, J. L.* (1973): Symbiosis in the ecosystem. *J. Nat. Sci. Council Sri Lanka* 1: 31–48.
- Heinze, K.* (1978): Leitfaden der Schädlingsbekämpfung. Bd. II: Schädlinge und Krankheiten im Obst- und Weinbau. Wiss. Verlagsgesellschaft Stuttgart, pp. 606.
- Hill, A. C., N. Littlefield* (1969): Ozone. Effect on apparent photosynthesis, rate of transpiration and stomatal closure in plants. *Environ. Sci. Technol.* 3: 52–56.
- Hill, A. C., H. E. Heggestad, S. N. Linzon,* (1970): Ozone. In: Jacobson J. S. and Hill A. C. Eds. Recognition of air pollution injury to vegetation: A pictorial atlas, pp B 1 – B 22. Air Pollut. Contr. Ass. Pittsburg, Pa.
- Hoffmann, G. M., F. Nienhaus, F. Schönbeck, H. C. Weltzien, H. Wilbert* (1976): Lehrbuch der Phytomedizin. Paul Parey, 490 S.
- Holmsgaard, E., S. Neckelmann, H. C. Olsen, Fr. Paludan* (1968): On the dependence of butt rot on soil conditions and silvicultural methods of spruce planting in Jütland heath areas. *Seastryk af Det forstlige Forsøgsvaesen i. Danmark, Gerentning no. 238*, bd. XXX, H3.
- Houston, D. R., E. S. Parker, R. Perrin, K. J. Lang* (1979): Beech bark disease: a comparison of the disease in North America, Great Britain, France and Germany. *Eur. J. Forest. Path.* 9: 199–211.
- Houston, D. R.* (1980): Beech bark disease: what we do and do not know. *Ann. Sci. Forest.* 37; 4: 269–274.
- Hunter, J. H.* (1982): Leaching of plant nutrients by rain, in: Effects of gaseous air pollution in agriculture and horticulture. Eds. M. H. Unsworth and D. P. Ormrod. Butterworths, London. 464 S.
- Hüttermann, A., A. Becker, J. Gehrmann, R. Tischner* (1983): Einfluss von Schadstoffen und Kalkdüngung auf die Morphologie der Wurzeln von *Fagus sylvatica*. «Wurzelökologie und ihre Nutzanwendung». Int. Symp. Gumpenstein 1982, Bundesanstalt Gumpenstein A-8952 Irdning, S. 637–652.
- Isermann, K.* (1969): Bewertung natürlicher und anthropogener Stoffeinträge über die Atmosphäre als Standortfaktoren im Hinblick auf die Versauerung land- und forstwirtschaftlich genutzter Böden. VDI-Kolloquien «Saure Niederschläge». Lindau/Bodensee, 7.–9. Juni.
- Jones T., T. A. Mansfield* (1982): Studies on dry matter partitioning and distribution of ¹⁴C-labelled assimilates in plants of *Phleum pratense* exposed to SO₂ pollution. *Env. Pollut. (Ser. A)* 28: 199–207.
- Jung, K., J. Dressel* (1969): Ein 10-jähriger Lysimeterversuch über das Verhalten von Magnesium im Boden und in der Pflanze. *Zeitschr. f. Acker- und Pflanzenbau* 130: 122–136.
- Keller, Th.* (1976): Smog-Vorboten im Raume Zürich, *Neue Zürcher Zeitung* 204, 1. 9. 1976, S. 63.
- Keller, Th.* (1977): Begriff und Bedeutung der «latenten Immissionsschädigung», *Allg. Forst- u. J. Ztg.* 148, 115–120.
- Keller, Th.* (1979): Der Einfluss langdauernder SO₂-Begasungen auf das Wurzelwachstum der Fichte. *Schweiz. Z. Forstwes.* 130, 6: 429–435.
- Kenk, G.* (1983): Zuwachsuntersuchungen in geschädigten Tannenbeständen in Baden-Württemberg. *Allg. Forstz.* 38: 650–652.
- Kickuth, R.* (1981): Nitrate in der Stickstoffbilanz. Vortragstagung «Nitrat in Gemüsebau und Landwirtschaft» S. 9–15, Gottlieb Duttweiler Institut, Rüschlikon ZH.
- Koch, W.* (1957): Der Tagesgang der «Produktivität der Transpiration». *Planta* 48: 118–452.
- Köstler, J. N., E. Brückner, H. Bibelriether* (1968): Die Wurzeln der Waldbäume. Paul Parey, 284 S.
- Kowalski, T.* (1983): Vorkommen von Pilzen in durch Luftverunreinigungen geschädigten Wäl dern im Oberschlesischen Krakauer Industriegebiet. *Eur. J. Forest Path.* 13: 46–59.
- Kozlowski, T. T.* (1971): Growth and development of trees. Vol II. Cambial growth, root growth and reproductive growth. Academic Press New York, 541 S.
- Krause, G. H. M., B. Prinz, K. D. Jung* (1983): Forest effects in West Germany. Symposium on air pollution and the productivity of the forest. Izaak Walton League of America, Washington D. C. Oct. 4.–5- 1983.
- Kurkela, T.* (1965): On the relationship between the snow blight (*Phacidium infestans* Karst.) and fertilization in scotch pine seedlings. *Folia forestalia* 14, Metsäntutkimuslaitas Institutum Forestale Fenniae, Helsinki.

- Laatsch, W., M. Alcubilla, G. Wenzel, H. Aufsess* (1968): Beziehungen zwischen dem Standort und der Kernfäule-Disposition der Fichte (*Picea abies* Karst.) Forstw. Cbl. 87, 2: 193–256.
- Landesforstinventar LFI* (1983): Typische Bilder zu den Waldschadensklassen im Landesforstinventar (LFI) und dem Phytosanitären Beobachtungs- und Meldedienst (Sanasilva). Merkblatt für den Forstpraktiker Nr. 1, EAFV Birmensdorf.
- Larcher, W.* (1973): Ökologie der Pflanzen. UTB Ulmer, 320 S.
- Lee, T. T.* (1965): Sugar content and stomatal width as related to ozone injury in tobacco leaves. Can. J. of Botany 43: 677–685.
- McCool, P. M., J. A. Menge* (1983): Influence of ozone on carbon partitioning in tomato: potential role of carbon flow in regulation of the mycorrhizal symbiosis under conditions of stress. New Phytol. 94: 241–247.
- Mengel, J. und N. Malissiewas* (1982): Light dependent proton excretion by roots of entire vine plants (*Vitis vinifera* L.). Z. Pfl. Ernähr. Bodenk. 145: 261–267.
- Menser, H. A.* (1964): Response of plants to air pollutants. III A relation between ascorbic acid levels and ozone susceptibility of light-preconditioned tobacco plants. Plant Physiol. 39: 564–567.
- Meyer, F. H.* (1984): Mykologische Beobachtungen zum Baumsterben. AFZ 9/10: 212–228.
- Miller, P. L.* (1973): Oxidant-induced community change in a conifer forest. In: J. A. Naegle (Ed) Air Pollution Damage to Vegetation. Adv. Chem. Series No 122, Amer. Chem. Soc. Washington D. C.: 101–117.
- Mohr, H.* (1983): Zur Faktorenanalyse des Baumsterbens. Biologie in unserer Zeit 13, 3: 74–78.
- Parameswaran, N.* (1980): Occurrence of mycoplasma-like bodies in phloem cells of beech trees affected by bark necrosis. Ann Sci. Forest. 37, 4: 371–372.
- Perrin, R.* (1980): II Etude expérimentale de l'association *Cryptococcus fagisuga* Lind – *Nectria coccinea* (Pers ex Fries) Fries Rôle respectif des deux organismes. Ann. Sci. Forest. 37, 4: 319–331.
- Penningsfeld, F.* (1964): Nährstoffmangelerscheinungen bei Baumschulgehölzen, Phosphorsäure 24: 199–212.
- Pfaff, C., A. Buchner* (1957): Die Abhängigkeit der Magnesiumwirkung vom Kalkzustand und von der Form der Stickstoffernährung. Z. Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde 81: 102–117.
- Phillips, D. H., D. A. Burdekin* (1982): Diseases of forest and ornamental trees. The Macmillan Press. 435 S.
- Pritchett, W. L., W. H. Smith* (1972): Fertilizer responses in young pine plantations. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 36, 4: 660–663.
- Rahier, M.* (1978): Performance of *Mycus persicae* and production of its host plant, *Brassica rapa*, related to plant mineral nutrition. Ent. exp. and appl. 24: 421–424.
- Rehfuss, K. E.* (1983): Ernährungsstörungen als Ursache der Walderkrankungen? Kalibriebe 16, 9: 549–563.
- Rehfuss, K. E., H. Flurl, F. Franz, E. Rannecker* (1983): Growth patterns, phloem nutrient contents and root characteristics of beech (*Fagus sylvatica* L.) on soils of different reaction. In: Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. Eds. B. Ulrich and J. Panekrath. D. Reidel Publ. Co. Dordrecht, Boston, London. S. 359–375.
- Runeckles, V. C., P. M. Rosen* (1977): Effect of ambient ozone pretreatment on transpiration and susceptibility to ozone injury. Can. J. Botany 55: 193–197.
- Scheffer, F., P. Schachtschabel* (1982): Lehrbuch der Bodenkunde. Enke Verlag, 394 S.
- Scheffer, T. C., G.G. Hedgcock* (1955): Injury to Northwestern forest trees by sulfur dioxide from smelters. U.S.D.A. Forest Service, Tech. Bull. No 1117, Washington D. C. 49 S.
- Schlösser, E.* (1983): Allgemeine Phytopathologie. Thieme, 280 S.
- Schnell, G.* (1982): Bericht zur Buchenrindenekrose und Schadsymptomen an weiteren Baumarten in den Waldungen der Gemeinden Bettingen und Riehen (KT BS). Institut für Phyto-medizin ETH, 8 S.
- Schönborn, H., E. Weber* (1981): Untersuchungen über die Immissionsbelastung von Tannen- und Fichtennadeln im Bereich des Bayerischen Waldes. Forstw. Cbl. 100, 3–4: 265–270.
- Schopfer, P.* (1970): Experimente zur Pflanzenphysiologie. Rombach, Freiburg, 418 S.

- Schütt, P., W. Koch, H. Blaschke, K. J. Lang, H. J. Schuck, H. Summerer* (1983): «So stirbt der Wald», Schadbilder und Krankheitsverlauf. BLV Verlagsgesellschaft München Wien Zürich, 95 S.
- Schütt, P., H. Blaschke, E. Hoque, W. Koch, K. J. Lang, H. J. Schuck* (1983): Erste Ergebnisse einer botanischen Inventur des «Fichtensterbens». Forstw. Cbl. 102: 158–166.
- Schwenke, W.* Hrsg. (1974): Die Forstsäädlinge Europas, Bd. 2, Käfer. Paul Parey Hamburg, Berlin.
- Schwerdtfeger, F.* (1970): Waldkrankheiten. Paul Parey, 509 S.
- Sierpinski, Z.* (1966): Schädliche Insekten an jungen Kiefernbeständen in Rauchschadensgebieten in Oberschlesien. Arch. Forstwes. 15: 1105–1114.
- Skeffington, R. A.* (1983): Soil properties under three species of tree in Southern England in relation to acid deposition in throughfall. In: B. Ulrich and J. Pankratz (Eds.) Effect of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. D. Reidel Publishing Company Dordrecht, Boston, London, S. 219–231.
- Smith, W. H.* (1981): Air pollution and forests. Interactions between air contaminants and forest ecosystems. Springer New York, Heidelberg, Berlin, 379 S.
- Stadelmann, F. X.* (1982): Die Wirkung steigender Gaben von Klärschlamm und Schweinegülle in Feldversuchen. Schweiz. Landw. Fo. 21, 3/4: 239–259.
- Stark, R. W., F. W. Cobb Jr.* (1969): Smog injury, root diseases and bark beetle damage in ponderosa pine. Calif. Agric. Sept. 13–15.
- Steponkus, P. L., F. O. Lanphear* (1967): Refinement of the triphenyl tetrazolium chloride method of determining cold injury. Plant Physiol. 42: 1423–1426.
- Thompson, C. R., G. Kats, E. Hensel* (1972): Effects of ambient levels of ozone on navel oranges. Environ. Sci. Technol. 6: 1014–1016.
- Todd, G.* (1958): Effect of ozone and ozonated 1-hexene on respiration and photosynthesis of leaves. Plant Physiol. 33: 416–420.
- Tukey, H. B. Jr.* (1970): The leaching of substances from plants. Ann. Rev. Plant Physiol. 21: 305–324.
- Ulrich, B., R. Mayer, P. K. Khanna* (1979): Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling, Frankfurt/M. J. A. Sauerländer Schrift aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt 58: 251 S.
- Ulrich, B.* (1981): Eine ökosystemare Hypothese über die Ursachen des Tannensterbens (*Abies alba* Mill.) Forstw. Cbl. 100: 228–235.
- Ulrich, B.* (1982): Gefahren für das Waldökosystem durch saure Niederschläge. In: Immissionsbelastung von Waldökosystemen. Mitt. Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen, Sonderheft, 9–25. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup.
- Ulrich, B.* (1983): Soil acidity and its relations to acid deposition. Eds. B. Ulrich and J. Pankratz: Effects of accumulation of air Pollutants in forest ecosystems, D. Reidel Publ. Co. Dordrecht, Boston, London. 127–146.
- Ulrich, B.* (1983): Auswirkungen der Immissionen auf die Bodenbiologie des Waldes. Informationstagung «Waldschäden durch Immissionen?» 29. Nov. 82, S. 47–89, Tagung des Gottlieb Duttweiler-Institutes Rüschlikon ZH.
- Unsworth, M. H., P. V. Biscoe, H. R. Pinekney* (1972): Stomatal response to sulphurdioxide. Nature 239: 458–459.
- U. S. Department of Health, Education and Welfare* (1970): Air quality criteria for photochemical oxidants. U. S. Public Health Service. Publ. AP-63.
- Van der Meiden, H. A.* (1959): Het onderzoek naar de betekenis van kalium voor de populier. Kali Nr. 40: 371–376.
- VDI* (1975): Messung gasförmiger Immissionen. Messen der Ozon- und Peroxidkonzentration. Blatt 1, manuelles photometrisches Verfahren. Kaliumiodid (Basisverfahren). Verein Deutscher Ingenieure.
- Wentzel, K. F.* (1965): Insekten als Immissionsfolgeschädlinge. Naturwiss. 52: 113.
- Wentzel, K. F.* (1981): Maximale Immissionswerte zum Schutze der Wälder. Mitt. forstl. Bund-VersAnst. Wien, 137: 175–180.

- Withmore, M. E., P. H. Freer-Smith (1982): Growth effects of SO₂ and/or NO₂ on woody plants and grasses during spring and summer. *Nature* 300: 55–57.
- Wood, T., F. H. Bormann (1957): Increases in foliar leaching caused by acidification of an artificial mist. *Ambio* 4: 169–171.
- Yarwood, C. E., J. T. Middleton (1954): Smog injury and rust infection. *Plant Physiol.* 29: 393–395.
- Zech, W., E. Popp (1983): Magnesiummangel, einer der Gründe für das Fichten- und Tannensterben in NO-Bayern. *Forstw. Cbl.* 102: 50–55.
- Zobrist, J., W. Stumm (1979): Wie sauber ist das Schweizer Regenwasser, *Neue Zürcher Zeitung*, 146, 27. 6. 79.
- Zogg, H. (1943): Untersuchungen über die Gattung *Hysterographium fraxini* (Pers) de Not. *Phytopath. Z.* 14: 310–384.
- Zöttl, H. W., E. Mies (1983): Die Fichtenerkrankungen in den Hochlagen des Südschwarzwaldes. *Allg. Forst- u. J.-Ztg.* 154, 6/7: 110–124.
- Züst, S. (1977): Die Epiphytenvegetation im Raum Zürich als Indikator der Umweltbelastung. *Diss. ETH*, 113 S.

Verdankung

Die vorliegende Arbeit konnte nur dank dem grossen Einsatz von Markus Baggensos, Karin Berger, Martin Bolsinger, Dominik Keller, Gaby Kocsis, Kathrin Hartmann, Silvio Leonardi, Reto Locher, Monika Lier, Daniela Schenk, Jeanette Schmid und Annemarie Spinnler und den Studenten des Praktikums in angewandter Botanik realisiert werden. Ganz spezieller Dank gebührt auch

den Kantonsoberförstern Dr. R. Eichrodt, Herrn W. Jäggi, Herrn A. Studer und den Kreis- und Stadtforstern Dr. F. Borer, Herrn K. Isler, Herrn H. Ritzler, Herrn H. Zehnder für ihre hilfreiche Unterstützung sowie den Gemeinde- und Revierförstern Herrn K. Gut, Herrn J. Steck, Herrn Chr. Zuber für ihre aktive Mithilfe und Betreuung.

Den Gemeinden Bettingen und Riehen und den Kantonen Aargau, Baselland und Solothurn sei an dieser Stelle für ihre grosszügige finanzielle und technische Unterstützung ebenfalls herzlich gedankt.