

LIS-Berichte

Nr. 80

Experimentelle Untersuchungen der LIS
zur Aufklärung möglicher Ursachen der
neuartigen Waldschäden

Herausgeber



ISSN 0720-8499

1989

Experimentelle Untersuchungen der LIS
zur Aufklärung möglicher Ursachen
der neuartigen Waldschäden

Dr. Georg H. M. Krause und Dr. Bernhard Prinz

Herrn Professor Dr. Heinrich Stratmann gewidmet

Inhaltsverzeichnis

	Seite		Seite
Zusammenfassung	7	3.6. Zur kombinierten Wirkung von Ozon und saurem Nebel auf Fichten in Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Bodens	121
Summary	8	Tabellenanhang zu Abschnitt 3.6	123
1. Einleitung	9	3.7. Zur Wirkung von Ozon auf Fichten in Abhängigkeit von der Bodenfeuchtigkeit	125
2. Freilanduntersuchungen	11	Tabellenanhang zu Abschnitt 3.7	134
2.1. Erhebungen in Waldschadensgebieten – Nährstoffanalysen –	11	3.8. Zur Wirkung des Lichtes auf das Wachstum von Fichten in Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Bodens und der Belastung durch Ozon	145
2.1.1. Methodik	11	Tabellenanhang zu Abschnitt 3.8	148
2.1.2. Untersuchungsergebnisse	11	3.9. Zur Wirkung des Lichtes auf das Wachstum von Buchen in Abhängigkeit von der Ozonbelastung	151
2.1.3. Zusammenfassende Auswertung, Nährstoffanalysen	53	Tabellenanhang zu Abschnitt 3.9	154
2.1.4. Literatur zu 2.1	57	3.10. Zur Wirkung von Ozon auf Fichten in Abhängigkeit von der Luftfeuchte	158
Tabellenanhang zu Abschnitt 2.1	58	Tabellenanhang zu Abschnitt 3.10	160
2.2. Experimentelle Erhebungen in Waldschadensgebieten	64	3.11. Zur kombinierten Wirkung von Ozon und Nebel auf die Auswaschung von An- und Kationen aus oberirdischen Pflanzenorganen	161
2.2.1. Düngungsversuche Nordhelle bei Attendorn	64	Tabellenanhang zu Abschnitt 3.11	172
2.2.2. Zur Abhängigkeit des Chlorophyll- und Nährstoffgehaltes vom Jahrgang und Nadelalter bei Fichten (<i>Picea abies</i> [L.] Karst.) unterschiedlicher Vitalität	66	3.12. Zur Anreicherung von Nitrat in Nadeln und Blättern nach Ozonbegasung	181
2.2.3. Zur Auswaschung von An- und Kationen aus Fichten mit unterschiedlichem Vergilbungsgrad (Velmerstot, Eggegebirge)	78	Tabellenanhang zu Abschnitt 3.12	183
2.2.4. Vergleichende Untersuchungen zur Biotoxizität von Schwebstäuben an den Standorten LIS, Essen und Velmerstot, Eggegebirge	84	3.13. Literatur zu 3	184
2.2.5. Langzeituntersuchungen zum Nährstoffgehalt in Nadeln von Fichten (<i>Picea abies</i> [L.] Karst.) unter Witterungsbedingungen im Waldschadensgebiet Eggegebirge nach Ozon-Vorbegasung	86	4. Zur Langzeitwirkung von Schwefeldioxid, Äthylen und Ozon einzeln und in Kombination auf Forstpflanzen – erste Ergebnisse	187
2.2.6. Untersuchungen zur Wirkung der nassen und trockenen Deposition auf Nährstoffauswaschung und Vitalität von Fichten in einem Mini-Open-Top-Kammerversuch an den Standorten Velmerstot, Eggegebirge und LIS, Essen	91	4.1. Zur Wirkung von Schwefeldioxid und Äthylen allein und in Kombination auf <i>Picea omorica</i> , <i>Pinus montana nana</i> und <i>Picea pungens glauca</i>	187
2.2.7. Literatur zu 2.2	103	Tabellenanhang zu Abschnitt 4.1	189
Tabellenanhang zu Abschnitt 2.2	105	4.2. Zur Langzeitwirkung von Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Äthylen auf Fichte (<i>Picea abies</i> [L.] Karst.) und Buche (<i>Fagus sylvatica</i>) allein und in Kombination	192
3. Experimentelle Erhebungen im kontrollierten Begasungsexperiment	113	Tabellenanhang zu Abschnitt 4.2	195
3.1. Einleitung	113	4.3. Zur Kombinationswirkung von Ozon und Schwefeldioxid auf <i>Picea abies</i> [L.] Karst. und <i>Fagus sylvatica</i> – Simulation der Immissionssituation Ruhrgebiet und Velmerstot, Eggegebirge	200
3.2. Allgemeine Methodik	113	Tabellenanhang zu Abschnitt 4.3	202
3.3. Ergebnisse der Einzelversuche	116	4.4. Literatur zu 4	207
3.3.1. Zur Wirkung von Ozon und Äthylen (jeweils $400 \mu\text{g m}^{-3}$) einzeln und in Kombination auf Fichte, Weißtanne sowie die Flechten <i>Pseudovernia furfuracea</i> und <i>Pamelia physodes</i>	116	5. Allgemeine Schlußfolgerungen	209
3.4. Zur Wirkung von Ozon ($150, 300, 600 \mu\text{g m}^{-3}$) auf die Entwicklung von Schadsymptomen und den Nährstoffhaushalt bei Fichten und Tannen	116		
3.5. Zur Wirkung von Ozon ($100, 200, 300 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$) auf Ahorn (<i>Acer platanoides</i>) und Eiche (<i>Quercus robur</i>)	118		
Tabellenanhang zu Abschnitt 3.5	120		

Experimentelle Untersuchungen der LIS zur Aufklärung möglicher Ursachen der neuartigen Waldschäden

Dr. Georg H. M. Krause und Dr. Bernhard Prinz

Zusammenfassung

Nach allgemeiner Auffassung stehen die neuartigen Waldschäden mit Immissionseinwirkung verschiedener Luftverunreinigungs-komponenten in Zusammenhang, die entweder direkt auf die oberirdischen Pflanzenteile, oder indirekt auf Wurzel und Boden wirken können. Die Landesanstalt für Immissionsschutz (LIS) hat sich besonders der Aufklärung des ersten Pfades gewidmet. In über 10.000 Einzelanalysen von Nadelproben gesunder und erkrankter Bäume, die dem Typ der „montanen Vergilbung“ zugerechnet werden müssen, konnte eine direkte Einwirkung primärer Luftverunreinigungs-komponenten einschließlich Schwermetallen wie Cadmium, Blei, Chrom, Nickel, Zink oder Arsen nicht nachgewiesen werden. Auch bezüglich der Biotoxizität von Schwebstäuben ließ sich kein Unterschied zwischen industriellem Ballungsraum und industriefernem Waldschadensgebiet feststellen. Art und Umfang der Schäden scheinen stattdessen in erster Linie auf akutem Nährstoffmangel an Magnesium und zum Teil auch Zink zu beruhen.

Andererseits wurde festgestellt, daß gerade Ozon im Gegensatz zu den anderen Luftschadstoffen in den hauptsächlich in Mittelgebirgslagen anzutreffenden Waldschadensgebieten in deutlich höherer Konzentration auftritt als in den weniger geschädigten industriellen Ballungsgebieten an Rhein und Ruhr. Dies war Anlaß, Begasungsversuche mit Ozon unter kontrollierten und freilandnahen Bedingungen an den hauptsächlich betroffenen Nadel- und Laubbäumen durchzuführen. Es konnte festgestellt werden, daß in Kurzzeitversuchen Laubgehölze deutlich empfindlicher reagieren als Nadelgehölze, wobei sich vor allem mit Bezug auf äußerlich sichtbare Nadel- bzw. Blattschädigungen die folgende Resistenzreihe ergab: *Fagus sylvatica* > *Quercus robur* > *Acer platanoides* > *Pinus nigra* > *Pinus strobus* > *Picea abies* > *Abies alba*. Ozon in Konzentrationen von 150-250 $\mu\text{g m}^{-3}$ führte zu sichtbaren Schäden, einer Reduktion des Chlorophyllgehaltes und der Photosynthese nach ca. 20tägiger kontinuierlicher Begasung bei Buche und Ahorn. Ähnliche Wirkungen ließen sich an Fichten nur feststellen, wenn die Ozonkonzentration deutlich über 200 $\mu\text{g m}^{-3}$ lag. Ferner waren der Magnesium- und Nitratgehalt der Nadeln in verschiedenen Versuchen durch die Ozonbehandlung erhöht. Langzeitwirkungen in Form eines veränderten Wachstums konnten allerdings – selbst bei Begasungen mit 200 $\mu\text{g m}^{-3}$ über annähernd ein Jahr – nicht nachgewiesen werden. Die Ozonwirkung wird durch hohe Lichtintensität und relative Luftfeuchte, niedrige Nährstoffgehalte des Bodens sowie eine geringe Bodenfeuchte erhöht.

Die kombinierte Einwirkung von Ozon und saurem Nebel/Regen führte bei Fichten zu einem verstärkten Nährstoffverlust verschiedener Kationen, u.a. an Magnesium, Kalzium und Mangan. Die ausgewaschene Menge stieg mit der Ozondosis, H^+ -Ionenkonzentration des Nebels, einer schlechten allgemeinen Vitalität der Bäume und einem niedrigen Nährstoffgehalt des Bodens. Die Auswaschungsmenge war ferner umso höher, je länger der Zeitraum zwischen Begasung und Nebelereignis war. Nach diesen Laborversuchen scheint jedoch die durch Ozon induzierte Auswaschung nicht so groß zu sein, um die starken Nährstoffverluste, wie sie unter Freilandbedingungen auftreten, erklären zu können. Andererseits ließ sich zeigen, daß ozonvorbegaste Fichten (150 $\mu\text{g m}^{-3}$ über 5 Wochen) im Vergleich zu unbegasteten Kontrollpflanzen unter den im Eggegebirge vorherrschenden Witterungsverhältnissen innerhalb von zwei Jahren nahezu 50% des Magnesiumgehaltes der Nadeln verlieren und ferner, daß vergilbte Fichten unter natürlichen Standortbedingungen einer deutlich höheren Nährstoffauswaschung unterliegen als gesunde Bäume.

Die seit 1983 durchgeführten Untersuchungen bestätigen, daß von allen Luftverunreinigungs-komponenten insbesondere Ozon alleine oder in Kombination mit säurehaltigem Nebel und Regen große Bedeutung im Hinblick auf eine Ursachenbeteiligung an den neuartigen Waldschäden zukommt, obwohl ein kausaler Beweis im Sinne einer Reproduktion der Schadenssymptomatik unter definierten Bedingungen durch die Untersuchungen der LIS nicht abschließend erbracht werden konnte. Dies muß nach allen inzwischen vorliegenden Erkenntnissen so interpretiert werden, daß die Waldschäden, insbesondere mit Bezug auf die Nadelvergilbung der Fichte in den höheren Lagen, durch ein Wechselspiel verschiedener Faktoren ausgelöst worden sind, von denen neben Immissions-einfluß und Bodenbedingungen vor allem das Klima zu nennen ist. Diese komplexe Interaktion der beteiligten Faktoren läßt sich in ihrem vollständigen Ablauf des Wirkungsgeschehens im Experiment kaum nachvollziehen. Als weitere Schwierigkeit kommt hinzu, daß es sich bei den neuartigen Waldschäden um einen ausgesprochenen Langzeiteffekt handeln muß, der zudem vor allem ältere Bäume betrifft. Auch diese Situation läßt sich im Experiment nicht nachahmen, so daß man zwangsläufig auf Indizienbeweise angewiesen ist. Dieses Problem existiert im übrigen immer dann, wenn nicht ein einzelner Ursachenfaktor die überragende Rolle gegenüber allen anderen möglichen Ursachenfaktoren spielt, sondern wenn mehrere miteinander konkurrierende Ursachenfaktoren die zu beobachtenden Schäden bedingen.

Summary

It is of general opinion that air pollutants are of major cause for the phenomenon of novel forest decline, affecting either directly above ground plant parts or indirectly the soil/root system. The North-Rhine-Westphalia State Center of Air Quality, Noise and Vibration Control, LIS, has focussed their research activities during the past on a possible direct impact of air pollutants. In over 10.000 chemical analysis of needle samples from healthy as well as affected trees, belonging to the decline type "mountainous yellowing", the conclusion was derived that direct impact of primary air pollutants as well as heavy metals such as cadmium, lead, chromium, nickel and arsenic can be excluded as major cause. Even suspended particulates, sampled at a remote and industrial location, show very similar biotoxicity of *Lepidum sativum* and can hence be excluded as major causative agent. Yellowing of needles of trees belonging to this very type of novel forest decline seems thus primarily related to a severe deficiency of magnesium and partly zinc as shown by nutrient analysis.

For many reasons secondary air pollutants were very early suspected to be involved in novel forest decline and hence several fumigation experiments under field and laboratory conditions with coniferous as well as deciduous plants were carried out. Deciduous trees turned out to be more sensitive than conifers and the following row of sensitivity based on visible injury was derived: *Fagus sylvatica* > *Quercus robur* > *Acer platanoides* > *Pinus nigra* > *Pinus strobus* > *Picea abies* > *Abies alba*. Ozone concentrations of 150-200 $\mu\text{g m}^{-3}$ lead to visible injury, a reduction in chlorophyll content and photosynthetic activity in beech and acer after 20 days of continuous fumigation. Similar effects were observed in Norway spruce only when concentrations exceeded markedly 200 $\mu\text{g m}^{-3}$. There is indication that ozone stimulates magnesium content and increases nitrate content of needles. No major growth effects were observed, even when Norway spruce was fumigated over 8 months with 200 $\mu\text{g m}^{-3}$ under controlled conditions. Ozone effects on all species were increased under a regime of high light intensity, relative humidity and low nutrient content of soil. Low soil water conditions enhanced effects further.

Combined application of ozone and acidic fog/rain increased cation leaching such as of magnesium, calcium

and manganese from needles of Norway spruce. Leaching rate was increased with ozone concentration, H^+ -ion concentration of fog, time sequence of ozone and fog episodes, low vitality of trees as well as low soil nutrient content. According to these experiments the loss of nutrients by leakage and induced by ozone does not seem as high, however, as to explain the magnesium deficiency found in the field. On the other hand magnesium content of needles of young Norway spruce was reduced by 50% in respect to controls when fumigated with 150 $\mu\text{g m}^{-3}$ over 5 weeks prior to a two year exposure in the Egge-mountains, a site with severe novel forest decline, reaching a state of acute deficiency. And in agreement with needle analysis from various sites, zinc content was also reduced. Furthermore, two year observations of cation/anion concentration in throughfall water under a healthy and an adjacent yellow Norway spruce in the Eggemountains revealed that generally ion leaching of the yellow tree was markedly higher than in the green tree, showing a distinct seasonality with peak concentrations late fall or early winter.

Results from these experiments allow to draw the resumé that of all gaseous air pollutants, ozone is far the most important one and can cause adverse effects in concentrations measured in areas with novel forest decline directly or indirectly by increased leaching due to acidic deposition and thus has still to be considered as a major causative agent. However, a true cause-effect relationship as expected from the various experiments some years ago, proofing ozone as the very culprit, was not possible.

However, according to our current knowledge, novel forest decline, as related to yellowing of needles of *Picea abies* [L.] Karst. in mountainous regions, seems to be caused by an interplay of several adverse factors, of which besides air pollution, poor soil conditions and especially climate have to be named. The interrelation of these factors in all its variations is not possible to simulate in experiments. Furthermore, development of forest decline is a long term effect, concerning mainly older trees. Similarly, experimental designs can hardly allow for such circumstances. However, this problem is always present, when of all possible causes no dominant factor exists and deterioration is determined by various agents.

1. Einleitung

Aufgrund anamnestischer Erhebungen zur Schadensentwicklung und Symptomatik der in den letzten 10 Jahren in der Bundesrepublik Deutschland beobachteten neuartigen Waldschäden sowie Analysen der Immissions-situation in ländlichen und industriellen Räumen und ersten experimentellen Versuchen kam die Landesanstalt für Immissionsschutz in ihrem im Jahre 1982 veröffentlichten LIS-Bericht Nr. 28 [1] zu dem Schluß, „daß Ozon einen wesentlichen Faktor für die Schadensentstehung darstellt. Ungeklärt ist der auffallende Magnesiummangel in den Nadeln geschädigter Bäume, insbesondere in den stark vergilbten Nadelpartien. Hierfür könnte u.U. eine Wechselwirkung zwischen einer die Nadeloberfläche angreifenden Ozoneinwirkung und dem Einfluß säurehaltiger Nebeltropfen verantwortlich sein“.

Damit waren erstmalig Ergebnisse zusammengestellt worden, die die bis dahin als einzige und allgemein akzeptierte Hypothese von der Wirkung des „sauren Regens“ als alleiniger Verursacher des Waldsterbens [2] relativierte. Diese Hypothese war gleichzeitig davon ausgegangen, daß Schwefeldioxid und seine Umwandlungsprodukte als Schadfaktor Nr. 1 anzusehen waren. Die „Ozonhypothese“ der Landesanstalt für Immissionsschutz folgte einer Überlegung von ARNDT et al. [3], die bereits kurz zuvor Ozon als „prüfenswerten“ Verursacher der in Süddeutschland beobachteten Tannenerkrankung

herausgestellt hatten. Mit der Ozonhypothese wurde der Blickwinkel auf mögliche Schadensursachen ausgeweitet, die bis dahin nicht im Gespräch waren und somit auch nicht bekämpft werden konnten, ohne jedoch den

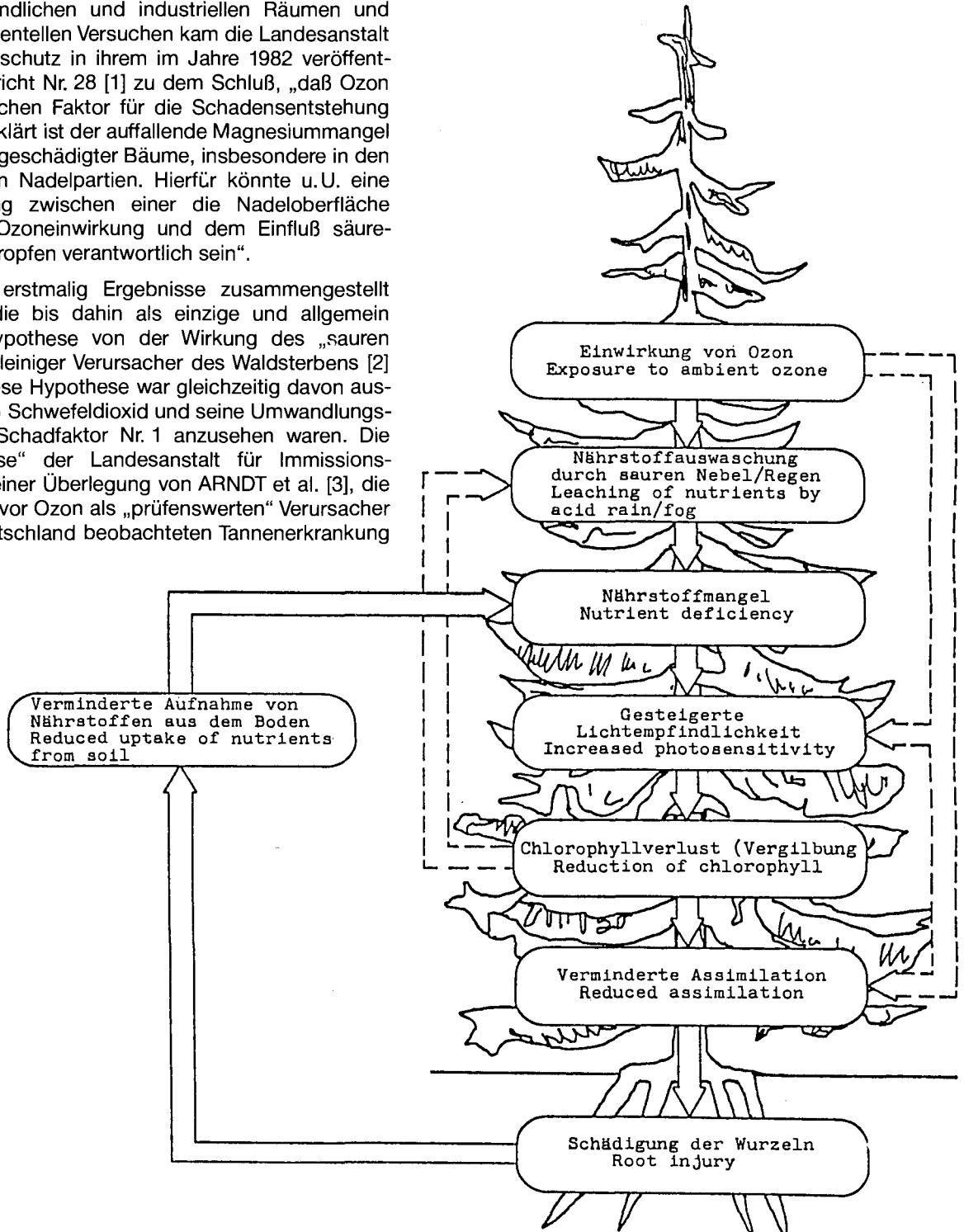


Abb. 1/1: Schematisierter Schädigungsablauf von Bäumen durch kombinierte Einwirkung von Ozon und saurem Nebel/Regen [geändert nach 6]

allgemeinen und wenig konkreten Hintergrund der „Streßhypothese“ [4] mit einer großen Vielzahl von Verursachern mit synergistischer oder additiver Wirkung anzunehmen.

Ein Jahr später konnte dann von der LIS aufgrund weiterer Untersuchungsergebnisse ein hypothetischer Schadensablauf an Bäumen durch kombinierte Einwirkung von Ozon und saurem Nebel bzw. Regen postuliert werden [5] (vgl. auch [6]), der vor allem den beobachteten Nährstoffmangel an vergilbten und vergilbenden Nadeln erklären half, sowie einige daraus resultierende Folgerungen für die Pflanze als komplexen Organismus darstellte. Dieses Schema, das in Abb. 1/1 wiedergegeben ist, wurde später um einige weitere Einflußfaktoren erweitert [7].

In den bisherigen Publikationen der LIS zu diesem Thema sind die Untersuchungsergebnisse meist nur auszugsweise wiedergegeben, und es soll daher Aufgabe des vorliegenden Berichtes sein, umfassend über die seit Anfang 1983 durchgeführten Feld- und Laboruntersuchungen zu berichten. Die in verschiedenen Waldschadensgebieten

in Deutschland an Koniferen gemachten Felduntersuchungen waren im wesentlichen auf Fragen zur Anreicherung wirkungsrelevanter Immissionskomponenten und den Nährstoffstatus abgestellt. In Begasungsversuchen unter kontrollierten Bedingungen sollte hingegen geklärt werden, wie sich die Wirkung von Ozon auf Laub- und Nadelgehölze unter den verschiedenen Randbedingungen, die für das Auftreten der neuartigen Waldschäden von Bedeutung sind, quantifizieren läßt und ob sich Immissionskonstellationen unter Einbeziehung von Ozon ergeben, mit deren Hilfe sich das Symptombild vom Typ „montane Vergilbung“ unter definierbaren Bedingungen reproduzieren läßt. Hierzu zählen vor allem die Untersuchungen zur kombinierten Wirkung von Ozon und saurem Nebel/Regen im Hinblick auf eine verstärkte Nährstoffauswaschung und die sich daraus ergebenden Implikationen für den Vitalitätszustand von Koniferen.

Abschließend werden die Ergebnisse im Hinblick auf eine Ursachenbeteiligung von Ozon an den neuartigen Waldschäden diskutiert.

2. Freilanduntersuchungen

2.1. Erhebungen in Waldschadensgebieten – Nährstoffanalysen –

Eines der auffälligsten Symptome der neuartigen Waldschäden ist die Nadelvergilbung, die regional und überregional unabhängig an erkrankten Bäumen in der BRD auftritt. Sie wird im allgemeinen mit Nährstoffmangel in Verbindung gebracht, der nach Art und Umfang erheblich mit dem Standort variieren kann.

Neben dem sehr häufig in verschiedenen Waldschadensgebieten auftretenden Magnesiummangel werden auch Vergilbungen aufgrund von Kalium- oder Manganmangel beobachtet [8]. Sowohl innerhalb erkrankter Bäume selbst als auch kleinräumig zwischen gesunden und erkrankten Bäumen treten erhebliche Unterschiede im Nährstoffgehalt auf, die sich nicht alleine mit Standortfaktoren des Bodens erklären lassen. Im Schwarzwald (Forstamt Staufen) und in verschiedenen Waldschadensgebieten Nordrhein-Westfalens wurden von der LIS Erhebungen an gesunden und erkrankten Bäumen wie Fichte (*Picea abies* [L.] Karst.), Tanne (*Abies alba* Mill.) und Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) des Magnesiummangeltyps durchgeführt, um Zusammenhänge zwischen Nährstoffgehalt und Ausprägung der Symptome zu systematisieren. Die horizontale (Nadeljahrgang) bzw. vertikale (Kronenhierarchie) Nährstoffverteilung wurde bei den Untersuchungen speziell berücksichtigt, da auch Aussagen über Nährstoffreserven und -mobilisation in Abhängigkeit vom Krankheitsbild erzielt werden sollten. Hierzu sind die Untersuchungen z. T. auch auf den Rinden- bzw. Holzteil der jeweiligen Nadelgeneration ausgedehnt worden.

Die Vergleichsuntersuchungen wurden entweder an frisch gefällten grünen oder gelben Bäumen vorgenommen oder beziehen sich auf grüne bzw. gelbe Nadel- bzw. Astpartien desselben Baumes. Zur Begrenzung des Analysenaufwandes sind in der Regel von 6 Bäumen repräsentative Mischproben unter Berücksichtigung gleicher Alters- und Standortbedingungen, wie z.B. Lichtexposition, gewonnen worden.

Neben den Makronährstoffen Kalium, Kalzium, Magnesium und Schwefel wurden auch Spurenelemente einschließlich der Schwermetalle untersucht, so daß mögliche Einwirkungen primärer Luftverunreinigungs-komponenten wie Schwefeldioxid, Fluor- und Chlorwasserstoff oder auch Schwermetalle hinsichtlich ihrer Phytotoxizität beurteilt werden konnten.

2.1.1. Methodik

Nach Beprobung der Bäume unter Berücksichtigung der Kriterien Altersgleichheit, Standortgleichheit und Expositionsbedingungen (vgl. auch [9]) wurde das Zweigmaterial ungewaschen, nach Nadeljahrgängen getrennt, über 48 h bei 60°C getrocknet, in Nadeln, Holz, bzw. Rinde aufgeteilt, und in Kaffeemühlen, je nach Probemenge mit verkleinertem Innenraum, ca. 2 Minuten gemahlen und auf

die entsprechenden Kationen chemisch analysiert. Hierzu wurden 0,5 g Pflanzenmaterial in 50 ml-Erlenmeyerkolben mit 5 ml konzentrierter HNO₃ aufgeschlossen, über Nacht kaltgestellt sowie anschließend für 48 h auf einer Heizplatte bei 80°C erwärmt und mit Aqua dest. auf 50 ml aufgefüllt. Die Elementkonzentration wurde mit Hilfe der Atomabsorptionsspektroskopie (Perkin Elmer Typ 430) bestimmt. Schwefel, Chlor und Fluor wurden nach der Methode von REUSMANN und WESTFALEN [10, 11] ermittelt.

2.1.2. Untersuchungsergebnisse

Bei der Beurteilung von Nadelnährstoffgehalten wird auf die für Fichten von GUSSONE [12] nach Literaturangaben zusammengestellten Grenzkonzentrationen zurückgegriffen, die auch mit späteren, von HÜTTL und ZÖTTL [13] angegebenen Werten recht gut übereinstimmen.

Grenzkonzentration der Nährstoffkonzentration in den Nadeln von Fichten:

		nach GUSSONE [12]	nach HÜTTL und ZÖTTL [13]
Stickstoff	%	0,8 – 1,3	< 1,3
Phosphor	%	0,05 – 0,11	< 0,13
Kalium	%	0,15 – 0,33	< 0,4
Kalzium	%	0,1	0,1 – 0,3
Magnesium	%	0,02 – 0,07	< 0,07
Mangan	ppm	4 – 15	< 20
Kupfer	ppm	2,3 – 2,8	–
Eisen	ppm	–	< 17
Zink	ppm	–	< 13

2.1.2.1. Schwarzwald

In der Region Staufen, Münstertal sind in verschiedenen Abteilungen des Forstbetriebsbezirkes Staufen an Tannen und Fichten im Jahr 1982 erstmals auffallende Vergilbungen, vorzugsweise an Fichten beobachtet worden. Die Untersuchungen der LIS, die auszugswise im LIS-Bericht Nr. 28 bereits veröffentlicht sind [1], wurden im Bereich

- Kälbelescheuer
- Haldenhof
- Neuhof

an Fichten (*Picea abies* [L.] Karst.), Tannen (*Abies alba* Mill.) und Douglasien (*Pseudotsuga menziesii*) durchgeführt. Das Baumalter schwankte zwischen 5 und 15 Jahren. Ältere Bäume mit gleichartigen Symptomen wurden nicht untersucht.

2.1.2.1.1. Fichte

Magnesium

In Abb. 2.1.2/1 sind die Magnesiumgehalte in Abhängigkeit vom Nadelalter für grüne und gelbe ca. 7jährige Fichten wiedergegeben. Die Erhebungen wurden am 28. 10. 1982 bzw. 08. 12. 1982 durchgeführt. Für alle drei Standorte ergibt sich das gleiche Bild: der Magnesiumgehalt in gelben Nadeln beträgt rund $\frac{1}{3}$ dessen der grünen Nadeln und liegt unabhängig vom Nadelalter bei den vergilbten Nadeln $300 \mu\text{g Mg}^{++} \text{g}^{-1} \text{TS}$ (TS = Trockensubstanz). Die niedrigsten Gehalte wurden im Bereich Haldenhof mit $< 200 \mu\text{g g}^{-1} \text{TS}$ festgestellt. Die Gehalte der grünen Nadeln sind entsprechend dem Nadelalter unterschiedlich und schwanken zwischen 600 und $900 \mu\text{g g}^{-1} \text{TS}$, wobei die höchsten Gehalte im allgemeinen in den ältesten bzw. jüngsten Nadeln festgestellt wurden. Auffallend ist, daß diese Differenzierung bei den vergilbten Nadeln offenbar verlorengegangen ist. Darüber hinaus waren 5 bis 7 Nadeljahrgänge vorhanden, wobei die niedrigsten Gehalte in den Bäumen mit den meisten Nadeljahrgängen (Haldenhof) ermittelt wurden. Es ist besonders bemerkenswert, daß diese hohen Unterschiede im Magnesiumgehalt bei unmittelbar benachbarten (ca. 5-8 m) Bäumen auftraten, lokale Bodenunterschiede also diese Ergebnisse a priori nicht zu erklären vermögen.

Wie fließend jedoch insgesamt die Übergänge zwischen Symptomausprägung und latentem Mg-Mangel sein können, zeigen Untersuchungen an einem anderen Kollektiv teilweise vergilbter Fichten aus dem Bereich Neuhof. Zwar ergibt sich eine beginnende Differenzierung im Magnesiumgehalt zwischen grünen und gelben Nadeln verschiedener Zweige desselben Quirls (Nr. 7) in Abhängigkeit vom Nadelalter, nicht jedoch so im äußeren Erscheinungsbild (Abb. 2.1.2/2). Erst wenn die Magnesiumgehalte, die insgesamt als sehr niedrig einzustufen sind, Unterschiede von $\geq 150 \mu\text{g g}^{-1} \text{TS}$ aufweisen, läßt sich auch eine eindeutige Vergilbung, die als Magnesiummangel angesprochen werden kann, erkennen.

Kalzium

In Abb. 2.1.2/3 sind die Kalziumgehalte für die drei Standorte wiedergegeben. Es zeigt sich bei intakten Nadeln eine sehr charakteristische Dynamik in Abhängigkeit vom Nadelalter, wobei die niedrigsten Gehalte in den jüngsten und die höchsten Gehalte in den ältesten Nadeln auftreten. Dies trifft mit gewissen Abweichungen für alle Standorte zu und ist, wenn auch erheblich weniger ausgeprägt, bei den vergilbten Nadeln noch erkennbar.

Ähnlich wie bei Magnesium konnten auch hier deutliche Gehaltsunterschiede an den Standorten Kälbelescheuer und Haldenhof, nicht so ausgeprägt am Standort Neuhof, ermittelt werden. Der Kalziumgehalt war bis zu einem Fünftel in vergilbten gegenüber grünen Bäumen erniedrigt (Kälbelescheuer). Insgesamt wurden die geringsten Gehalte im Bereich Neuhof festgestellt. Wie auch schon bei Magnesium zu beobachten, sind die Gehalte der gelben im Vergleich zu den grünen Nadeln hinsichtlich des Nadelalters wenig differenziert. Die in grünen Nadeln gefundenen Kalziumgehalte lassen auf eine gute Kalziumversorgung des Bodens schließen.

Kalium

Die Kaliumgehalte wurden im Herbst 1982 nur an den Standorten Kälbelescheuer und Neuhof ermittelt und sind in Abb. 2.1.2/4 wiedergegeben. Ausgeprägte Unterschiede zwischen grünen und gelben Nadeln ließen sich nicht feststellen. Die Gehalte liegen im Normbereich, wobei sich auch keine nennenswerten Unterschiede bezüglich des Nadelalters ergeben.

Schwefel

Ein kaum erwartetes Ergebnis haben die Schwefeluntersuchungen des Pflanzenmaterials ergeben, die aber ähnlich wie bei Magnesium und Kalzium für alle drei Standorte konsistent sind. So konnten bei allen Nadeljahrgängen in den gelben Nadeln jeweils nur bis zu 60% des Schwefelgehalts der grünen nachgewiesen werden. Während die Schwefelgehalte der grünen Bäume im Normbereich von ca. $1200 \mu\text{g g}^{-1} \text{TS}$ lagen, indizieren Werte $< 800 \mu\text{g g}^{-1} \text{TS}$, wie sie in den erkrankten Bäumen nachzuweisen sind, Anzeichen eines beginnenden Schwefelmangels. Die gefundenen Werte lassen eine Belastung durch Schwefeldioxid ausschließen, da neben den relativ niedrigen Gesamt-Schwefel-Gehalten auch keine altersabhängige Schwefelanreicherung zu ermitteln war, wie dies in Belastungsgebieten unter Schwefeldioxideinfluß stets nachgewiesen werden kann (Abb. 2.1.2/5).

Fluor, Chlor

Belastungen durch andere, phytotoxisch relevante gasförmige Luftverunreinigungs-komponenten, wie Fluor- und Chlorverbindungen, können ebenfalls für diesen Raum ausgeschlossen werden. Die Fluorgehalte sind mit weniger als $5 \mu\text{g g}^{-1} \text{TS}$ als sehr niedrig einzustufen. Gleiches gilt für Chlorid. Zwischen gelben und grünen Nadeln ergeben sich für beide Standorte keine Unterschiede, wie sich aus den Abb. 2.1.2/6 und 2.1.2/7 ersehen läßt.

Blei, Cadmium, Zink

Die Nadelgehalte von Blei, Cadmium und Zink sind in Abb. 2.1.2/8 für die Standorte Kälbelescheuer und Neuhof dargestellt. Bis auf wenige Ausnahmen liegen die Bleigehalte im Bereich von $5 \mu\text{g g}^{-1} \text{TS}$ und lassen keinen nennenswerten Immissionseinfluß erkennen. Auffallend sind allerdings die in den gelben Nadeln am Standort Kälbelescheuer in allen Nadeljahrgängen relativ hohen Bleigehalte, vor allem in den ältesten Nadeln. Ähnliche Ergebnisse werden auch an Standorten in Nordrhein-Westfalen gefunden (vgl. Abb. 2.1.2/60, 2.1.2/64 und 2.1.2/68).

Die Cadmiumgehalte liegen unter $< 1 \mu\text{g g}^{-1} \text{TS}$ und sind als niedrig einzustufen. Systematische Unterschiede an beiden Standorten hinsichtlich grüner und vergilbter Bäume lassen sich nicht feststellen.

Bezüglich der Zinkgehalte ergeben sich zwischen grünen und gelben Nadeln sehr deutliche Unterschiede an beiden Standorten, die besonders im Bereich Kälbelescheuer ausgeprägt sind. Die Zinkgehalte in grünen Nadeln sind recht hoch ($> 100 \mu\text{g g}^{-1} \text{TS}$) und signalisieren eine ausreichende Versorgung. Die Gehalte in den gelben Nadeln liegen durchweg unter $50 \mu\text{g g}^{-1} \text{TS}$ und damit im Grenzbereich beginnenden Zinkmangels. Am Standort Neuhof sind die Zinkgehalte der Nadeln zwar auch systematisch in den vergilbten Fichten erniedrigt, jedoch die Differenzen zwischen grünen und vergilbten Bäumen geringer als für den Standort Kälbelescheuer.

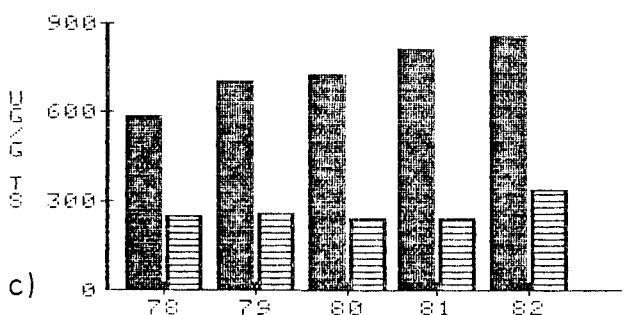
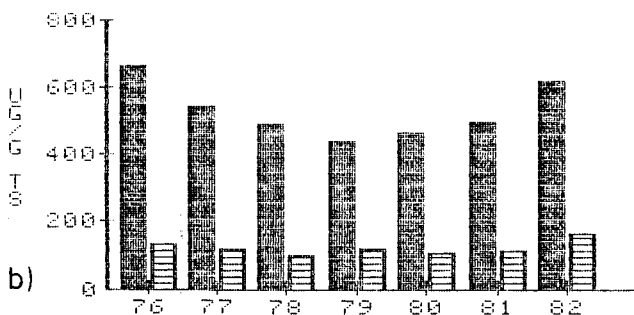
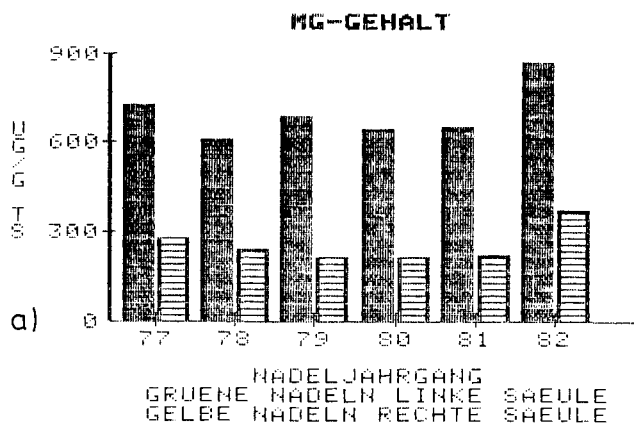


Abb. 2.1.2/1: Magnesiumgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in Nadeln grüner und gelber ca. 7-jähriger Fichten an drei Standorten im Gemeindewald Münstertal, Schwarzwald (Mischprobe von je 6 Bäumen), Probenahme am 28. 10. 1982; a) Standort Kälbelescheuer, b) Haldenhof, c) Neuhof

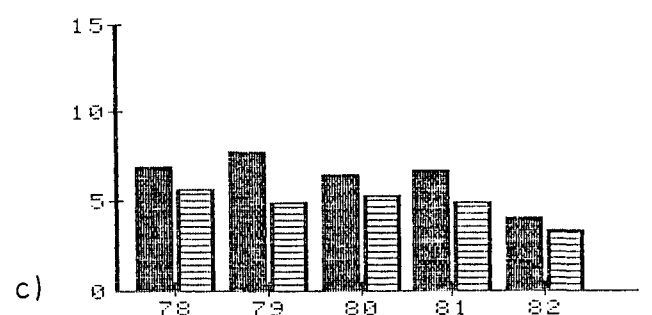
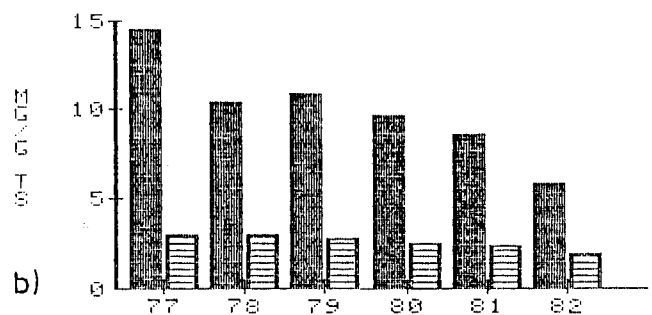
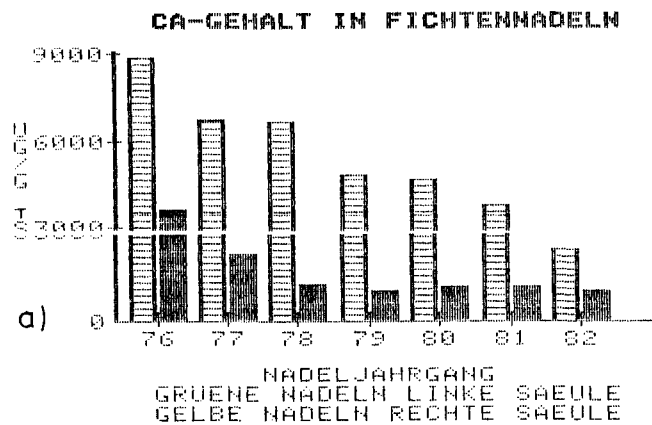


Abb. 2.1.2/3: Kalziumgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in Nadeln grüner und gelber ca. 7-jähriger Fichten an drei Standorten im Gemeindewald Münstertal, Schwarzwald, a) Standort Haldenhof, b) Kälbelescheuer, c) Neuhof

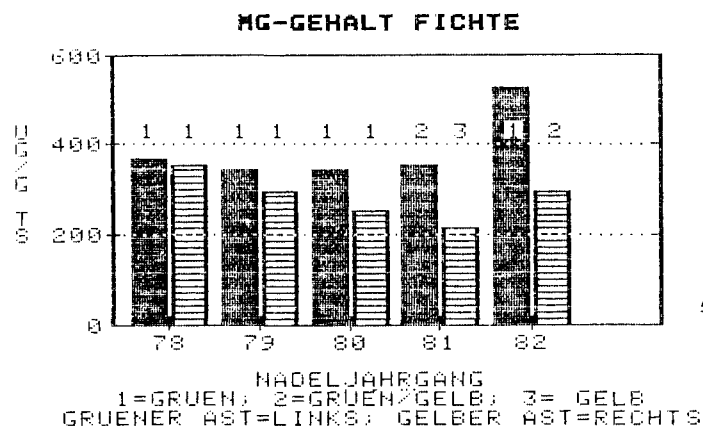


Abb. 2.1.2/2: Mittlerer Magnesiumgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] von Nadeln der Jahrgänge '78-'82 des 7. Quirls ca. 15 Jahre alter Fichten in Abhängigkeit vom Vergilbungsgrad, Probenahme: 08. 12. 1982; Standort Neuhof

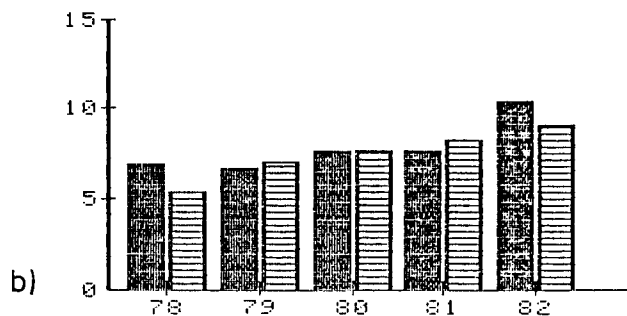
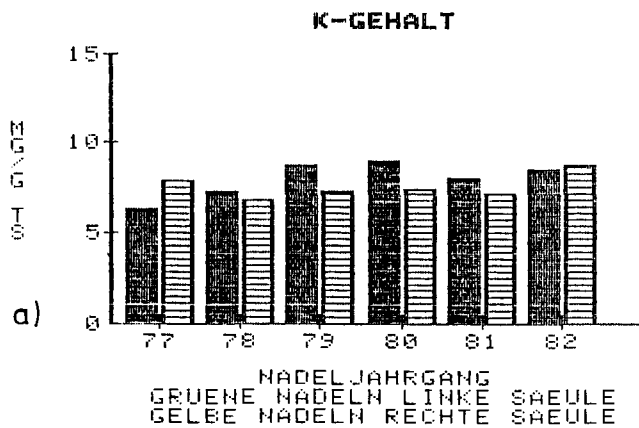


Abb. 2.1.2/4: Kaliumgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in Nadeln grüner und gelber ca. 7-jähriger Fichten an zwei Standorten im Gemeindewald Münstertal, Schwarzwald; a) Standort Kälbelescheuer, b) Neuhof

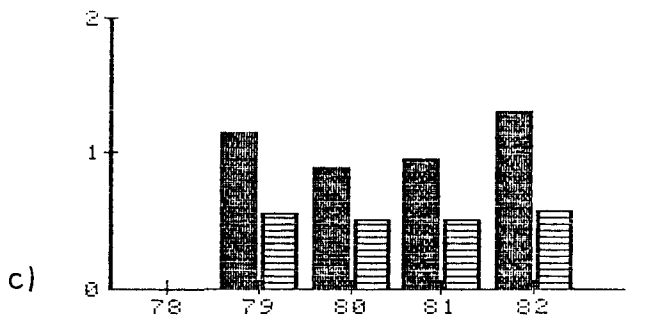
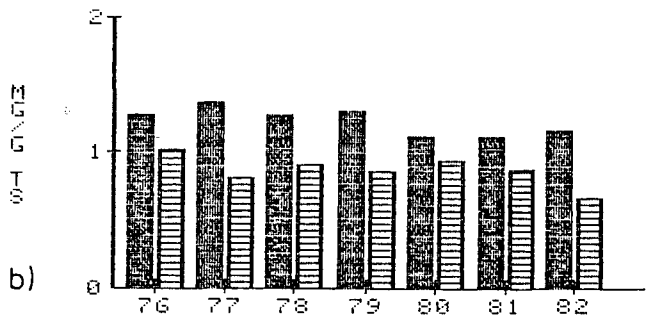
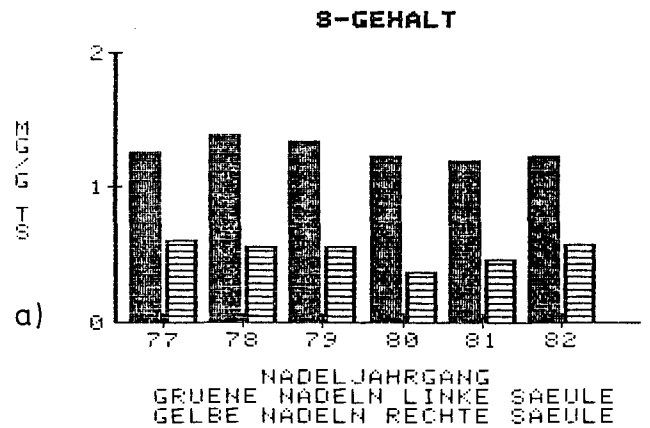


Abb. 2.1.2/5: Schwefelgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in Nadeln grüner und gelber ca. 7-jähriger Fichten an drei Standorten im Gemeindewald Münstertal, Schwarzwald; a) Standort Kälbelescheuer, b) Haldenhof, c) Neuhof

2.1.2.1.2. Tanne

Magnesium

Vergleichbare Untersuchungen an Tannen, die allerdings nur am Standort Kälbelescheuer durchgeführt wurden, bestätigen die an Fichten gewonnenen Ergebnisse. So liegen die Magnesiumgehalte in den gelben Nadeln deutlich unter denen der gesunden grünen Nadeln (Abb. 2.1.2/9). Auffallend ist aber, daß im Gegensatz zu den intakten, grünen Nadeln die Magnesiumgehalte der vergilbten Bäume mit abnehmendem Nadelalter zunehmen. Ferner liegen die Magnesiumgehalte im Vergleich zu Abb. 2.1.2/1 (Kälbelescheuer) sowohl in grünen als auch in vergilbten Bäumen insgesamt höher als bei den Fichten.

Kalzium

Obwohl standortgleich mit den Fichten (vgl. Abb. 2.1.2/3), konnten in den ca. 7-8-jährigen Tannen keine Unter-

schiede im Kalziumgehalt zwischen grünen und gelben Bäumen gefunden werden (Abb. 2.1.2/10). Im Gegenteil – die Gehalte der Nadeln vergilbter Bäume lagen bei nahezu allen Nadeljahrgängen über denen der grünen. Hinzuweisen ist auch auf die sehr hohen Kalziumgehalte älterer Nadeljahrgänge ($15\text{--}20 \text{ mg g}^{-1}$ TS), die eine überdurchschnittliche Kalziumversorgung signalisieren.

Kalium

Ein zu den Kaliumgehalten in Fichten etwas abgehobenes Bild zeigt Abb. 2.1.2/11, wo ab NJ '78 (NJ = Nadeljahrgang) die Kaliumgehalte von gelben Nadeln systematisch niedriger sind, als die in grünen Nadeln. Die Unterschiede betragen beim NJ 1982 nahezu 50%.

Schwefel

Sehr auffallend sind die in Tannen ebenfalls vorgefundenen Unterschiede der Schwefelgehalte in Abhängigkeit

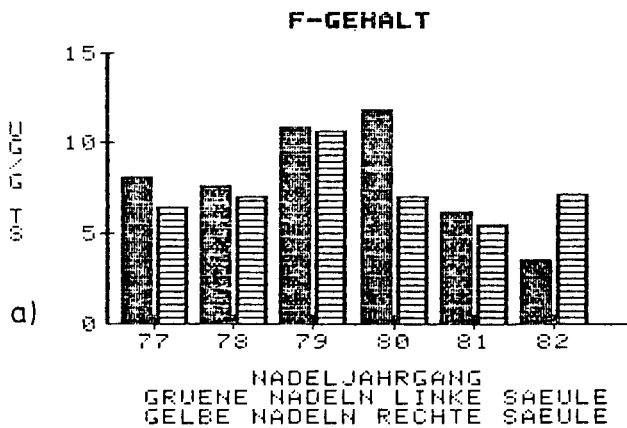


Abb. 2.1.2/6: Fluoridgehalt [$\mu\text{g g}^{-1} \text{TS}$] in Nadeln grüner und gelber ca. 7-jähriger Fichten an zwei Standorten im Gemeindewald Münstertal, Schwarzwald; a) Standort Kälbelescheuer, b) Neuhof

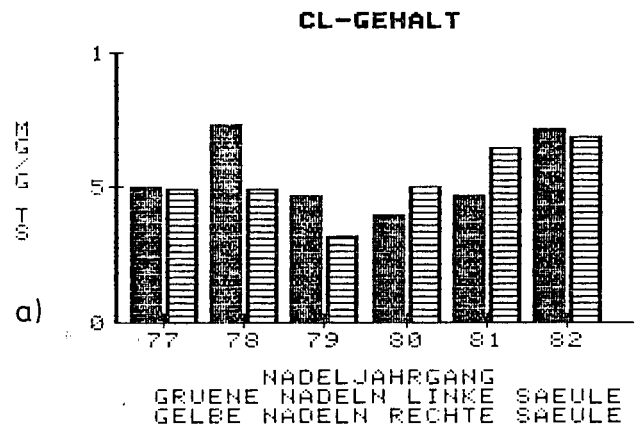


Abb. 2.1.2/7: Chloridgehalt [$\text{mg g}^{-1} \text{TS}$] in Nadeln grüner und gelber ca. 7-jähriger Fichten an zwei Standorten im Gemeindewald Münstertal, Schwarzwald; a) Standort Kälbelescheuer, b) Neuhof

vom Vergilbungsgrad der Bäume, wie aus Abb. 2.1.2/12 hervorgeht. Für die Nadeljahrgänge 80-82 liegen die Schwefel-Gehalte der gelben Bäume deutlich im Mangelbereich. Auch hier lassen die Schwefelgehalte der grünen Bäume keinen Einfluß einer Schwefeldioxidimmission erkennen.

Fluor, Chlor

Gleiches gilt für Fluorid (Abb. 2.1.2/13) und Chlorid (Abb. 2.1.2/14). Die Gehalte sind allgemein sehr niedrig und weisen zwischen vergilbten und grünen Tannen keine Unterschiede auf.

Blei, Zink, Cadmium

Übereinstimmung mit den an Fichten erhobenen Befunden besteht auch bezüglich des Zinkgehaltes, der ebenfalls in den vergilbten Bäumen deutlich unter denen der grünen Bäume liegt (Abb. 2.1.2/15), wobei die Gehalte gelber Nadeln im Mangelbereich liegen.

Hinsichtlich der Blei-Akkumulation in gelben und grünen Nadeln von Tannen ergeben sich ebenfalls wie bei Fichte, Standort Kälbelescheuer (vgl. Abb. 2.1.2/8), systematische Unterschiede. So liegen die Bleigehalte gelber Nadeln in allen Fällen über denen von grünen Bäumen (Abb. 2.1.2/16). Berücksichtigt man den Aspekt der Phytotoxizität, so sind diese Gehalte allerdings ohne Relevanz, da sie im Toleranzbereich der Pflanzen sind.

Die Cadmiumgehalte sind unabhängig von der Nadel-farbe sehr niedrig ($< 0,7 \mu\text{g g}^{-1} \text{TS}$) (Abb. 2.1.2/17).

2.1.2.2. Eifel – Standort Lammersdorf

Im Jahr 1983 wurde der Standort Lammersdorf in der Eifel, an dem die neuartigen Waldschäden neben dem Eggegebirge in Nordrhein-Westfalen ebenfalls besonders markant auftraten, mit in das Untersuchungsprogramm der LIS einbezogen. Unter anderem galt es zu klären, auf welche Ursachen die an jüngeren und älteren Fichten sowie Douglasien auftretenden Vergilbungserscheinungen älterer Nadeln zurückzuführen sind. Jeweils von vergilbten bzw. grünen Bäumen, die in einer podsoligen Braunerde stockten, wurden nach Nadeljahrgängen getrennt am 11. 05. 1983 Proben gewonnen und auf die wichtigsten Nährstoffe bzw. Schwermetalle analysiert, denen eine allgemeine Umweltrelevanz zufällt. Neben Nadeln wurde auch der dazugehörige, jeweilige Holz- bzw. Rindenteil untersucht, um Informationen über Nährstoffreserven bzw. Anreicherungsorte kompartiment-bezogen zu erhalten. Die nachfolgend dargestellten Analysenwerte wurden aus Mischproben von jeweils 6 Einzelproben benachbarter Bäume gewonnen. Die Herstellung von Mischproben war erforderlich geworden, um den Analysenaufwand in Grenzen zu halten.

Magnesium

In Abb. 2.1.2/18 sind die Magnesiumgehalte in Fichten-nadeln ca. 6-jähriger, teilweise vergilbter Naturverjüngung wiedergegeben. Wie schon im Bereich Münstertal, Schwarzwald, beobachtet, treten auch in der Eifel am Standort Lammersdorf deutliche Unterschiede im Magnesiumgehalt zwischen grün bzw. gelb verfärbten

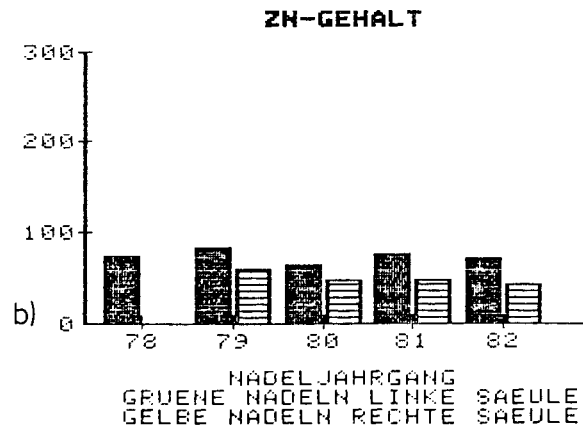
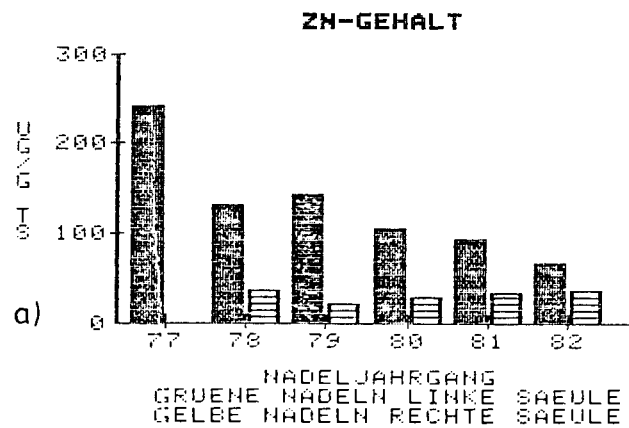
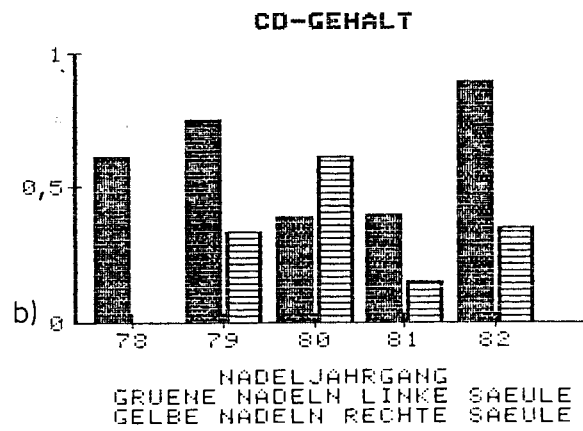
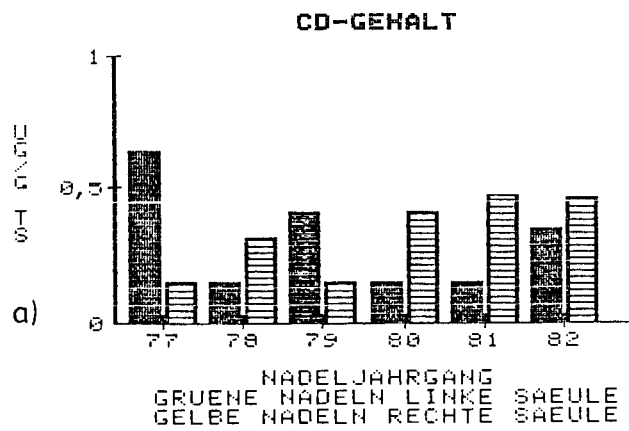
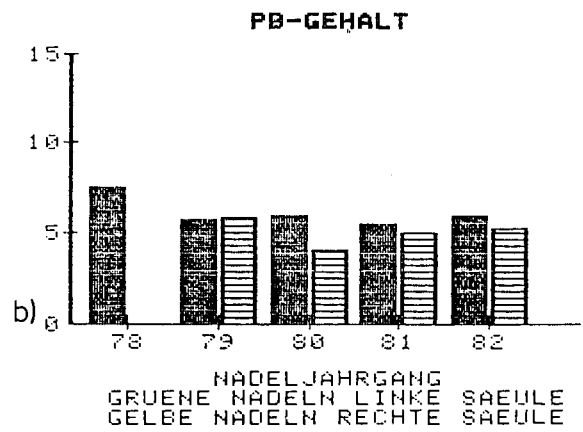
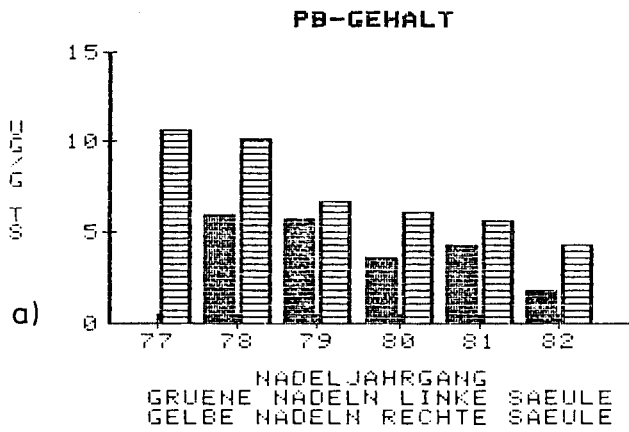


Abb. 2.1.2/8: Blei-, Cadmium- und Zinkgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in Nadeln grüner und gelber ca. 7jähriger Fichten an zwei Standorten im Gemeindewald Münstertal, Schwarzwald; a) Standort Kälbelescheuer, b) Neuhoef

Mg-GEHALT

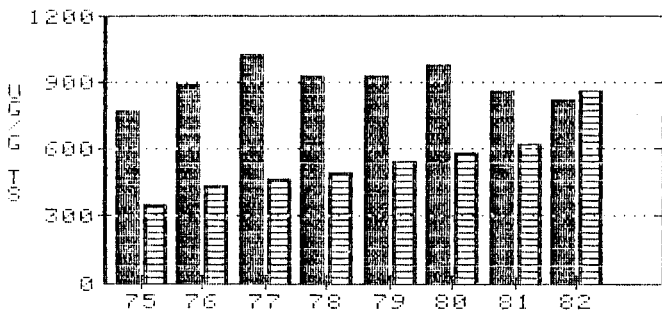


Abb. 2.1.2/9: Magnesiumgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in Nadeln grüner und gelber ca. 7-8jähriger Tannen am Standort Kälbelescheuer, Münstertal, Schwarzwald

S-GEHALT

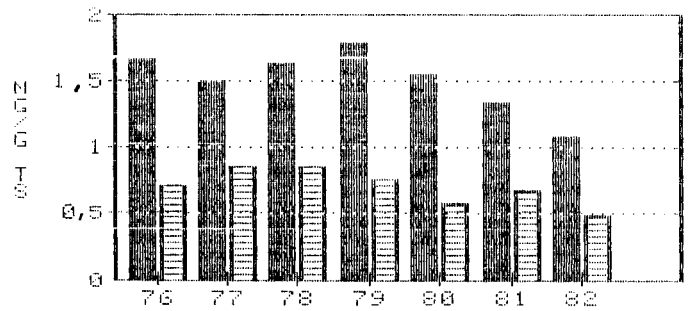


Abb. 2.1.2/12: Schwefelgehalt [mg g^{-1} TS] in Nadeln grüner und gelber ca. 7-8jähriger Tannen am Standort Kälbelescheuer, Münstertal, Schwarzwald

Ca-GEHALT

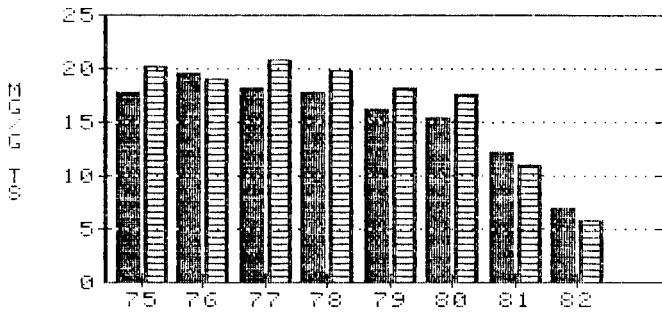


Abb. 2.1.2/10: Kalziumgehalt [mg g^{-1} TS] in Nadeln grüner und gelber ca. 7-8jähriger Tannen am Standort Kälbelescheuer, Münstertal, Schwarzwald

F-GEHALT

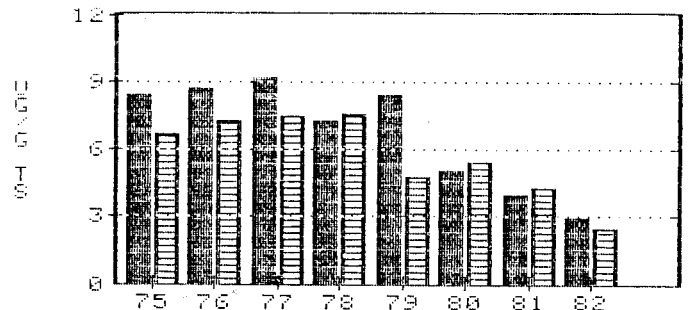


Abb. 2.1.2/13: Fluoridgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in Nadeln grüner und gelber ca. 7-8jähriger Tannen am Standort Kälbelescheuer, Münstertal, Schwarzwald

K-GEHALT

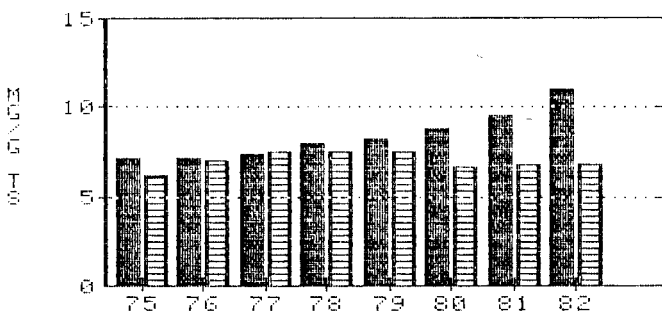


Abb. 2.1.2/11: Kaliumgehalt [mg g^{-1} TS] in Nadeln grüner und gelber ca. 7-8jähriger Tannen am Standort Kälbelescheuer, Münstertal, Schwarzwald

Cl-GEHALT

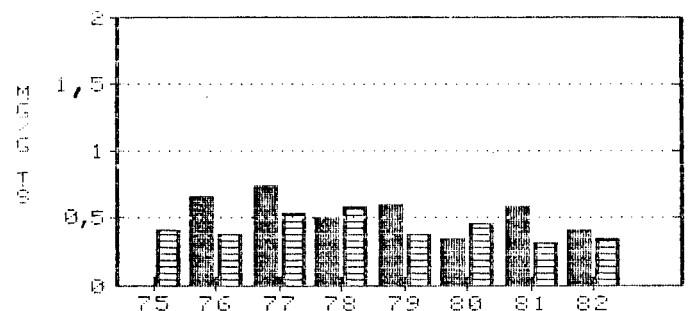


Abb. 2.1.2/14: Chloridgehalt [mg g^{-1} TS] in Nadeln grüner und gelber ca. 7-8jähriger Tannen am Standort Kälbelescheuer, Münstertal, Schwarzwald

NADELJAHRGANG
GRÜNE NADELN LINKE SÄULE
GELBE NADELN RECHTE SÄULE

NADELJAHRGANG
GRÜNE NADELN LINKE SÄULE
GELBE NADELN RECHTE SÄULE

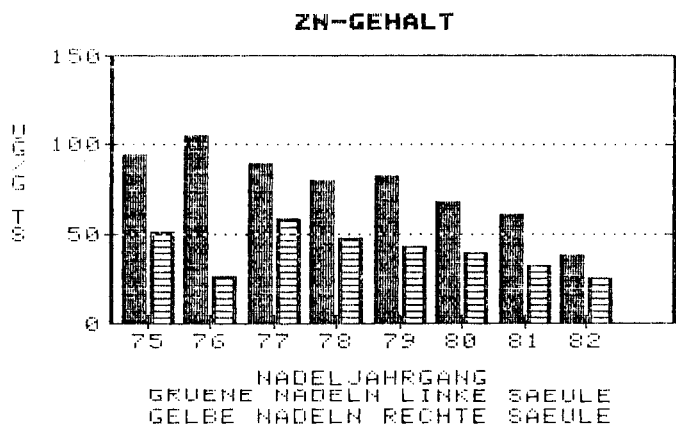


Abb. 2.1.2/15: Zinkgehalt [µg g⁻¹ TS] in Nadeln grüner und gelber ca. 7-8jähriger Tannen am Standort Kälbelescheuer, Münstertal, Schwarzwald

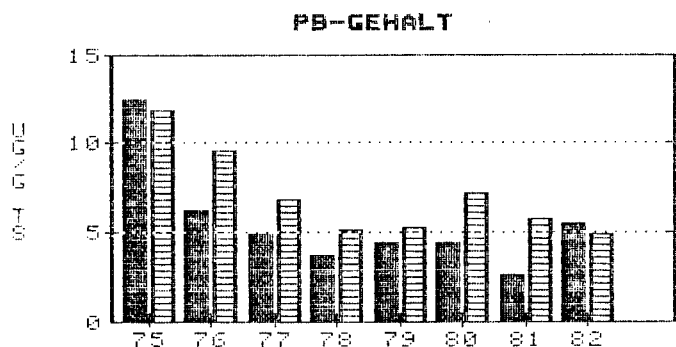


Abb. 2.1.2/16: Bleigehalt [µg g⁻¹ TS] in Nadeln grüner und gelber ca. 7-8jähriger Tannen am Standort Kälbelescheuer, Münstertal, Schwarzwald

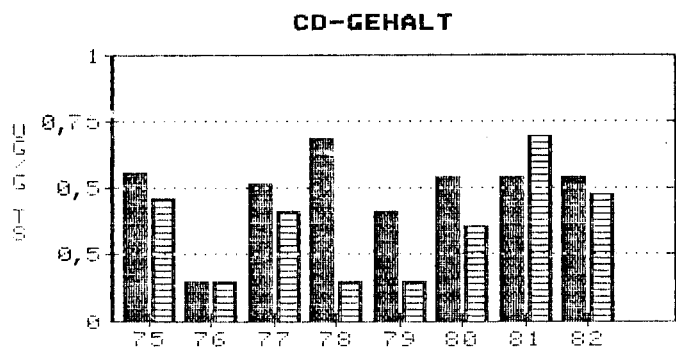


Abb. 2.1.2/17: Cadmiumgehalt [µg g⁻¹ TS] in Nadeln grüner und gelber ca. 7-8jähriger Tannen am Standort Kälbelescheuer, Münstertal, Schwarzwald

Bäumen auf, wenn auch die charakteristische Magnesiumverteilung zwischen den Nadeljahrgängen nicht beobachtet werden konnte (vgl. Abb. 2.1.2/1). Die Magnesiumgehalte der gelben Nadeln lagen im Mittel aller Jahrgänge um 40% niedriger als die der grünen Nadeln, insgesamt jedoch trotz vergleichbarer Symptomatik deutlich höher als im Bereich Münstertal.

Die Gehalte an Magnesium in Holz und Rinde zwischen Ästen gleicher Hierarchie, die entweder mit grünen oder gelben Nadeln besetzt waren, sind ebenfalls markant unterschiedlich, wenn auch die prozentuale Differenz im Mittel aller untersuchten Generationen mit ca. 27% deutlich niedriger ist als bei den Nadeln. Eine zeitabhängige Differenzierung ist nur bei den gesunden Zweigpartien feststellbar, wo die höchsten Gehalte im jüngsten Gewebe auftreten. Ähnlich wie schon zuvor beschrieben, zeigen die erkrankten Kompartimente keine jahrgangsabhängige Dynamik (Abb. 2.1.2/19).

Deutliche Unterschiede konnten im Wurzelmaterial grüner bzw. vergilbter Bäume bezüglich des Magnesiumgehaltes beobachtet werden. So lag der Gehalt im Mittel bei 748 bzw. 566 µg g⁻¹ TS bei grünen bzw. vergilbten Bäumen und damit deutlich höher als in den oberirdischen Pflanzenteilen.

Auffallend ist zunächst, daß am jeweils 7. Quirl der grünen Bäume 6 Nadeljahrgänge, an den vergilbten Bäumen 4 Nadeljahrgänge vorgefunden wurden. Die Magnesiumgehalte in Nadeln grüner bzw. vergilbter ca. 60-70jähriger Fichten sind in Abb. 2.1.2/20 wiedergegeben. Auch in den älteren Fichten zeigen sich deutliche Unterschiede im Magnesiumgehalt der Nadeln. So liegen die Gehalte vergilbter Bäume durchweg um ca. 20% niedriger als in den grünen Bäumen. Im Vergleich zu den jüngeren Fichten zeigt sich, daß der Magnesium-Spiegel in den älteren Bäumen, unabhängig vom Vergilbungsgrad, insgesamt niedriger ist, aber auch die Fichten mit grünen Nadeln Gehalte aufweisen, die deutlich unter 400 µg g⁻¹ TS und damit in einem latenten Mangelbereich liegen. Wie schon zuvor an anderen Standorten beobachtet, sind die jeweils höchsten Gehalte im ältesten bzw. jüngsten Nadeljahrgang zu beobachten.

Im Gegensatz zu den Magnesiumgehalten im Astgewebe junger Fichten zeigen sich bei den älteren Bäumen keine Unterschiede in Abhängigkeit vom Vergilbungsgrad (Abb. 2.1.2/21). Im Gegenteil sind hier die Magnesiumgehalte der vergilbten Bäume eher etwas höher, wenn auch insgesamt vergleichsweise niedrig (300 – 350 µg g⁻¹ TS).

Die Magnesiumgehalte in den Nadeln grüner bzw. vergilbter ca. 40jähriger Douglasien zeigen ein den Fichten vergleichbares Bild. Für alle untersuchten Nadeljahrgänge sind die Magnesiumgehalte der vergilbten Nadeln deutlich niedriger als in den grünen. Ähnlich wie bei den 60-70jährigen Fichten sind die Gehalte auch bei den grünen Bäumen im latenten Mangelbereich (Abb. 2.1.2/22).

Keine so klare Beziehung läßt sich für den Magnesiumgehalt im Holz- bzw. Rindengewebe wiedergeben (Abb. 2.1.2/23). Die Gehalte der grünen Bäume nehmen mit abnehmendem Nadelalter zu, während die Gehalte der vergilbten Bäume annähernd gleich sind, insgesamt aber die gleiche Größenordnung haben. Dieses Ergebnis ist mit den an älteren Fichten durchgeführten Untersuchungen gut vergleichbar.

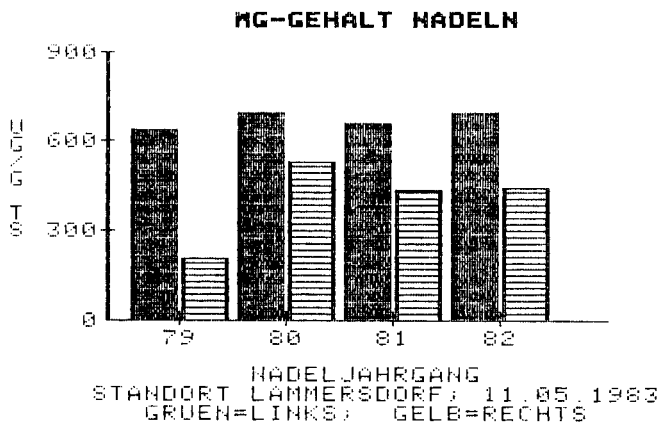


Abb. 2.1.2/18: Magnesiumgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 6jähriger Fichten

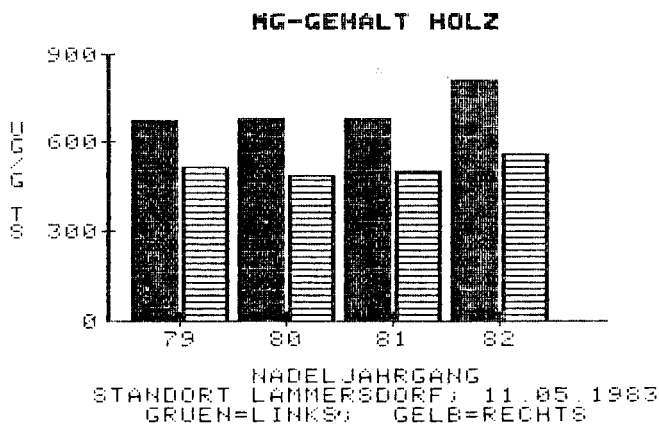


Abb. 2.1.2/19: Magnesiumgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] im Astgewebe grüner und vergilbter Zweigpartien ca. 6jähriger Fichten

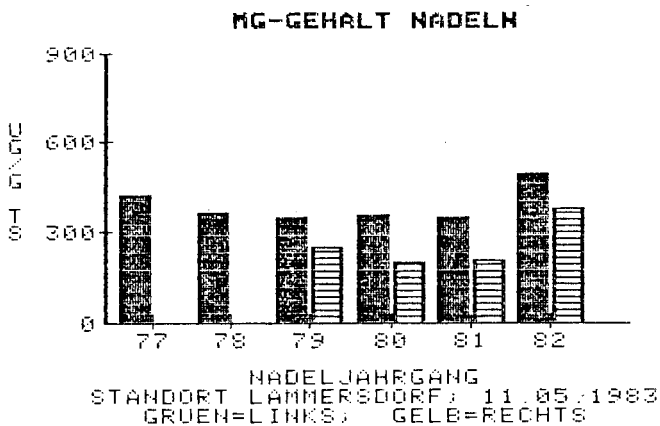


Abb. 2.1.2/20: Magnesiumgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 60-70jähriger Fichten

Kalzium

Die untersuchten Fichten sind durchweg gut mit Kalzium versorgt und liegen im Mittel der untersuchten Nadeljahrgänge bei $4,5 \text{ mg g}^{-1}$ TS, wenn man einen mittleren Grenzbereich von 1 mg g^{-1} TS zur Mangelsituation unterstellt [12, 13]. Es sind aber in den gelben Nadeln insgesamt niedrigere Gehalte ermittelt worden, wie Abb. 2.1.2/24 zu entnehmen ist. Gelbe bzw. grüne Nadeln unterscheiden sich allerdings nicht so stark hinsichtlich ihres Kalziumgehaltes wie im Bereich Münstertal, Schwarzwald (vgl. Abb. 2.1.2/3).

Keine großen Unterschiede zwischen den einzelnen Jahrgängen, wie auch in Abhängigkeit vom Verfärbungsgrad, konnten für den Kalziumgehalt in Rinde und Holz festgestellt werden. Insgesamt liegen die Gehalte ca. 30% niedriger als in den Nadeln (vgl. Abb. 2.1.2/25).

Der Kalziumgehalt der Wurzeln vergilbter Bäume ist um ca. 25% gegenüber dem in Wurzeln grüner Bäume gesenkt ($3000 \mu\text{g g}^{-1}$ TS zu $2680 \mu\text{g g}^{-1}$ TS). Ob dies auf einen gestörten Aufnahmemechanismus schließen läßt, kann z. Z. noch nicht beurteilt werden.

Die Kalziumversorgung der älteren Fichten ist durchweg besser und liegt für alle Nadeljahrgänge unabhängig vom Verfärbungsgrad bei $4,5 \text{ mg g}^{-1}$ TS. Bis auf den jüngsten Nadeljahrgang sind die Gehalte der gelben Nadeln aber deutlich niedriger als in den grünen Nadeln. Während bei den intakten Pflanzen eine Abnahme des Kalziumgehaltes mit abnehmendem Nadelalter erfolgt, ergibt sich für die geschädigten Bäume keine vergleichbare Tendenz (Abb. 2.1.2/26).

Die Kalziumgehalte im Holz- und Rindengewebe sind um ca. 25% niedriger als im Nadelgewebe, wobei keine einheitlichen Unterschiede zwischen grünen und gelben Nadeln auftreten. Im Gegenteil konnten in den Gewebepartien jüngerer Nadeljahrgänge höhere Kalzium-Spiegelwerte ermittelt werden (Abb. 2.1.2/27).

Vergleichbar deutliche Unterschiede treten auch im Kalziumgehalt zwischen gesunden und erkrankten Douglasien auf, wie aus Abb. 2.1.2/28 zu entnehmen ist, wobei die Kalziumgehalte jedoch insgesamt eine ausreichende Versorgung signalisieren. Wie bei Fichten beobachtet, nimmt der Gehalt mit abnehmendem Nadelalter ab, jedoch markanter bei den gesunden Bäumen als bei den erkrankten.

Im Holz- und Rindenteil der untersuchten Douglasienzweige nimmt der Kalziumgehalt hingegen mit abnehmendem Nadelalter zu. Unterschiede in Abhängigkeit vom Verfärbungsgrad ergeben sich nicht (Abb. 2.1.2/29).

Kalium

Während sich hinsichtlich des Kaliumgehaltes zwischen grünen und gelben Nadeln von Fichten in Bereichen des Forstamtes Staufen im Schwarzwald keine Unterschiede ergeben haben (vgl. Abb. 2.1.2/4), treten diese am Standort Lammersdorf deutlich hervor (Abb. 2.1.2/30). So liegen die Kaliumgehalte der gelben Nadeln im Mittel aller Nadeljahrgänge um 36% unter denen der grünen Nadeln.

Ähnliches gilt auch für das Astgewebe (Rinde + Holz), wo die Kaliumgehalte über alle Nadeljahrgänge bei vergilbten Fichten deutlich unter denen der grünen Nadeln liegen (Abb. 2.1.2/31). Im Gegensatz zu den Nadeln zeigen sich bei den beiden Baumgruppen im Astgewebe ausgeprägte

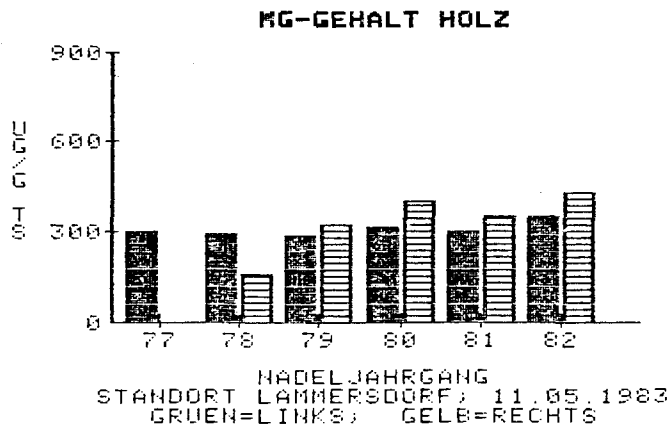


Abb. 2.1.2/21: Magnesiumgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] im Astgewebe grüner und vergilbter Zweigpartien ca. 60-70jähriger Fichten

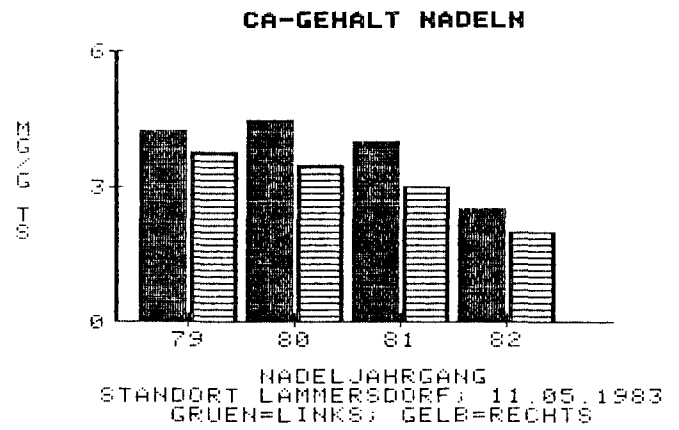


Abb. 2.1.2/24: Kalziumgehalt [mg g^{-1} TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 6jähriger Fichten

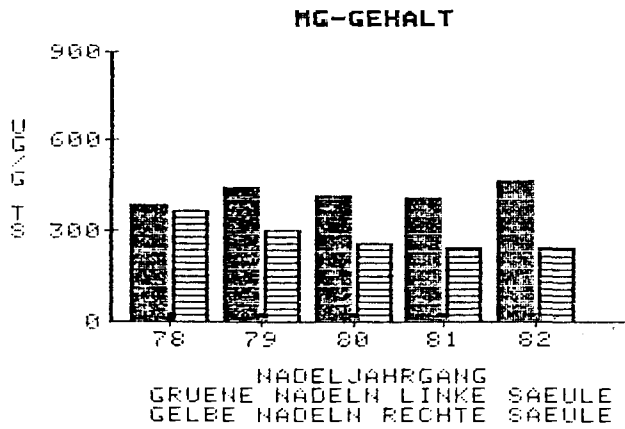


Abb. 2.1.2/22: Magnesiumgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 40jähriger Douglasien

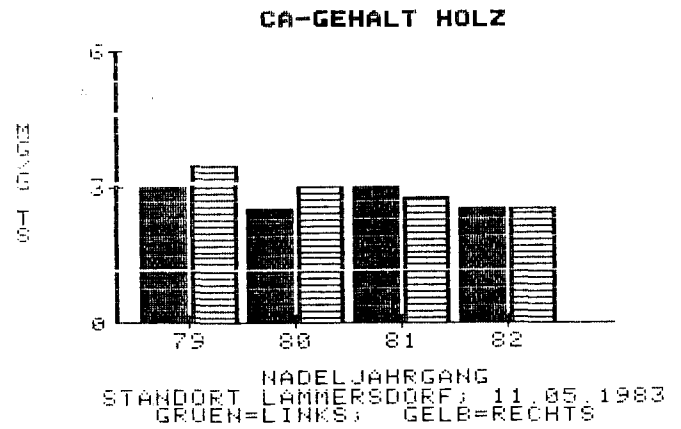


Abb. 2.1.2/25: Kalziumgehalt [mg g^{-1} TS] im Astgewebe grüner und vergilbter Zweigpartien ca. 6jähriger Fichten

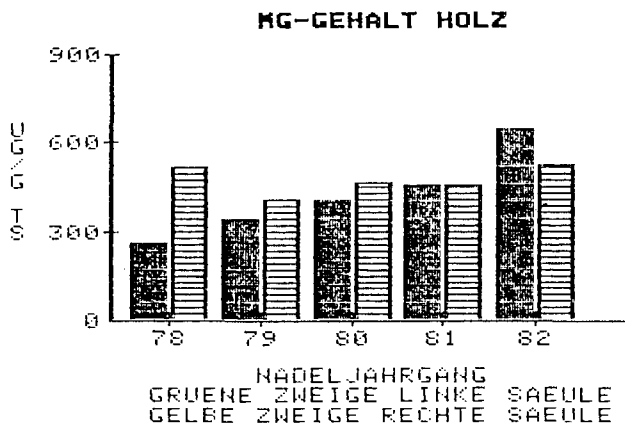


Abb. 2.1.2/23: Magnesiumgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] im Astgewebe grüner und vergilbter Zweigpartien ca. 40jähriger Douglasien

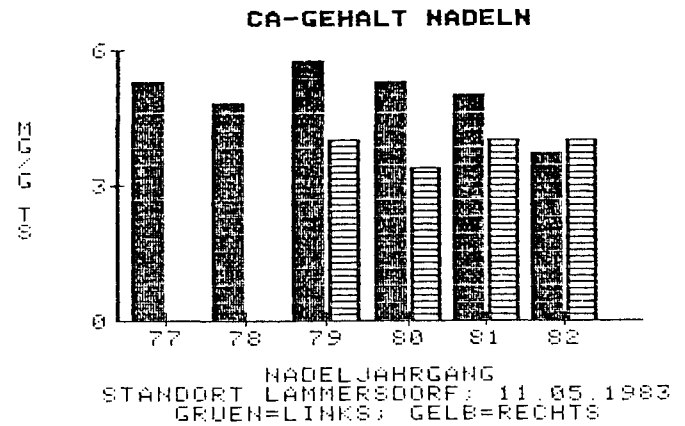


Abb. 2.1.2/26: Kalziumgehalt [mg g^{-1} TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 60-70jähriger Fichten

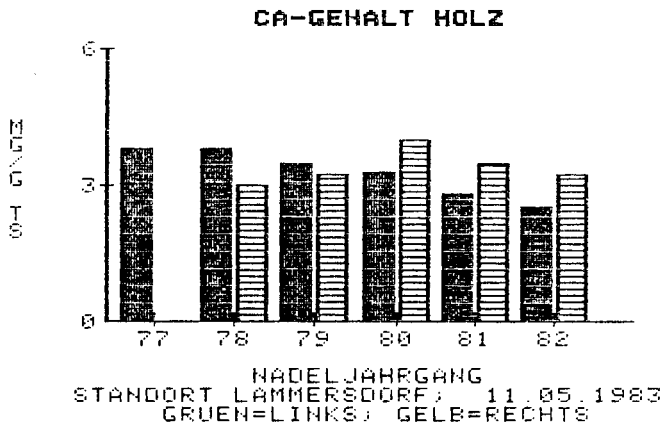


Abb. 2.1.2/27: Kalziumgehalt [mg g⁻¹ TS] im Astgewebe grüner und vergilbter Zweigpartien ca. 60-70jähriger Fichten

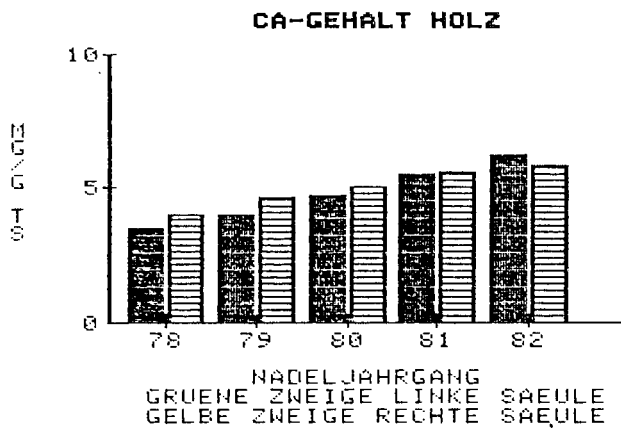


Abb. 2.1.2/28: Kalziumgehalt [mg g⁻¹ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 40jähriger Douglasien

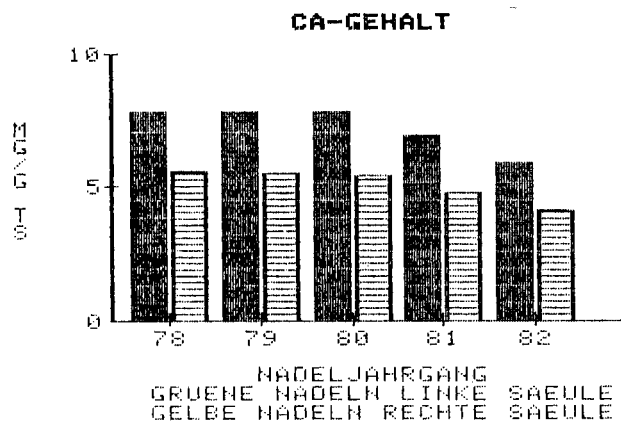


Abb. 2.1.2/29: Kalziumgehalt [mg g⁻¹ TS] im Astgewebe grüner und vergilbter Zweigpartien ca. 40jähriger Douglasien

Jahrgangsunterschiede, wobei die höchsten Gehalte im jüngsten Nadeljahrgang gefunden wurden.

Die Kaliumgehalte der Wurzeln zeigen nur geringe Unterschiede zwischen grünen und gelben Fichten und liegen in letzteren etwas höher (2580 µg g⁻¹ TS) als in den grünen Bäumen (2370 µg g⁻¹ TS).

Wie auch bei den jüngeren Fichten, treten bei den 60-70jährigen Bäumen ebenfalls deutliche Unterschiede im Kaliumgehalt in Abhängigkeit vom Vergilbungsgrad auf. Die Gehalte der grünen Bäume entsprechen in etwa denjenigen, wie sie in Abb. 2.1.2/30 für die Naturverjüngung angegeben sind. Insgesamt ist die Kaliumversorgung mit 4,5 mg g⁻¹ TS aber für beide Baumgruppen ausreichend (vgl. Abb. 2.1.2/32).

Die Kaliumgehalte im Holz- und Rindengewebe sind für vergilbte bzw. grüne Bäume annähernd gleich, wie aus Abb. 2.1.2/33 zu entnehmen ist. Somit scheinen die starken Unterschiede, wie sie in den jüngeren Fichten beobachtet worden sind (vgl. Abb. 2.1.2/31), wahrscheinlich allein auf einen altersbedingten Mechanismus zurückzuführen zu sein. Auch bei den jüngeren Bäumen zeigt sich eine gewisse Dynamik in Abhängigkeit vom Nadelalter, jedoch unabhängig vom Vergilbungsgrad, die bei den älteren Fichten besonders auffallend ausgeprägt ist. So konnten die niedrigsten Gehalte in den ältesten Nadeljahrgängen nachgewiesen werden.

Die Kaliumgehalte in den Nadeln von Douglasien sind in Abb. 2.1.2/34 wiedergegeben. Wie auch an Fichten ermittelt, liegt der Kaliumgehalt in den gelben Nadeln deutlich unter dem der grünen, wobei allgemein die Gehalte mit abnehmendem Nadelalter zunehmen.

Wie auch bei den älteren Fichten, sind die Kaliumgehalte im Rinden- bzw. Holzgewebe nicht unterschiedlich und zeigen in den jüngeren Nadeln eine ausreichende Kaliumversorgung der Pflanzen.

Schwefel

Die Schwefelgehalte in den Nadeln der Fichten vom Standort Lammersdorf liegen unter 1,5 mg g⁻¹ TS und sind damit im Bereich der Normalgehalte. Systematische Unterschiede zwischen gelben und grünen Nadeln, wie sie im Schwarzwald im Bereich Münstertal festgestellt wurden, sind nicht zu beobachten (Abb. 2.1.2/35). Gleiches gilt für das Astgewebe. Auch hier treten keine systematischen Unterschiede auf, wie aus Abb. 2.1.2/36 hervorgeht. Die Schwefelgehalte liegen je Jahrgang aber um ca. 30% niedriger als im Nadelgewebe.

Die Schwefelgehalte der Wurzeln grüner bzw. vergilbter Bäume unterscheiden sich nur geringfügig und sind in den Wurzeln intakter Bäume etwas höher (0,97 mg g⁻¹ TS zu 0,85 mg g⁻¹ TS), bei vergleichbarer Größenordnung wie in den älteren Nadeljahrgängen.

Auch in den 60-70 Jahre alten Fichten ergeben sich hinsichtlich des Schwefelgehaltes keine systematischen Unterschiede in Abhängigkeit vom Vergilbungsgrad, wie Abb. 2.1.2/37 zu entnehmen ist. Auffallend ist der relativ hohe Schwefelgehalt im jüngsten Nadeljahrgang vergilbter Bäume, der bei 2,3 mg g⁻¹ TS liegt. Im Vergleich zu den jüngeren Bäumen am gleichen Standort sind die Gehalte in den älteren Bäumen deutlich höher und liegen zwischen 1,5 und 2,0 mg g⁻¹ TS.

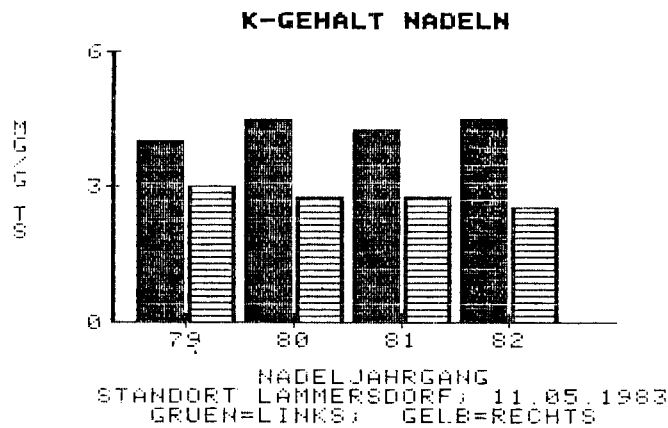


Abb. 2.1.2/30: Kaliumgehalt [mg g⁻¹ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 6jähriger Fichten

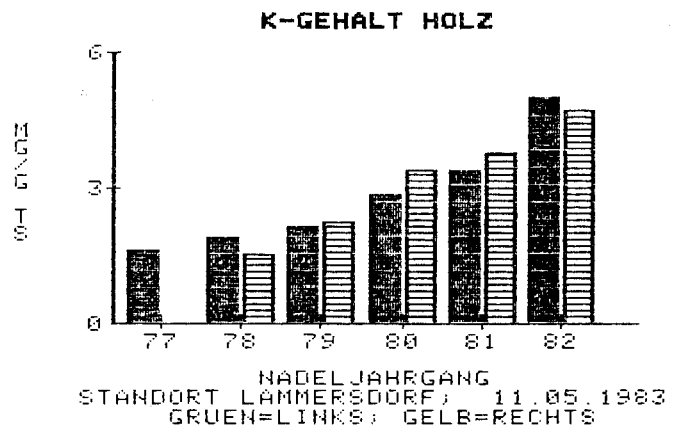


Abb. 2.1.2/33: Kaliumgehalt [mg g⁻¹ TS] im Astgewebe grüner und vergilbter Zweigpartien ca. 60-70jähriger Fichten

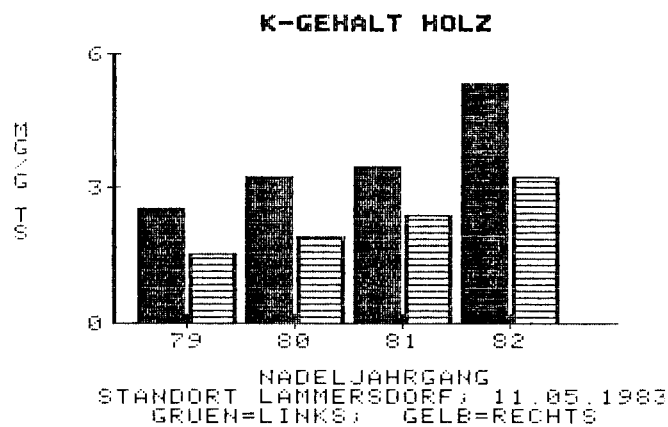


Abb. 2.1.2/31: Kaliumgehalt [mg g⁻¹ TS] im Astgewebe grüner und vergilbter Zweigpartien ca. 6jähriger Fichten

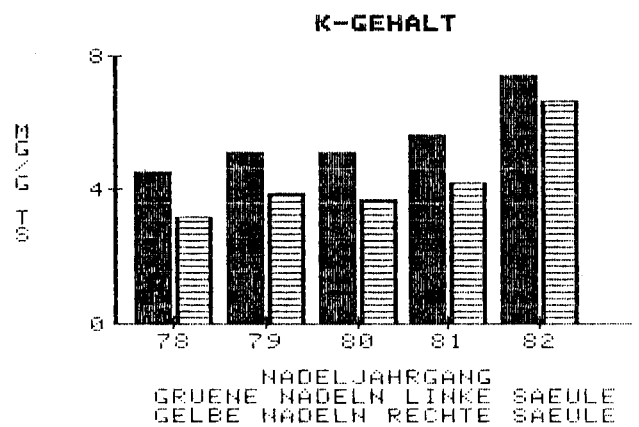


Abb. 2.1.2/34: Kaliumgehalt [mg g⁻¹ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 40jähriger Douglasien

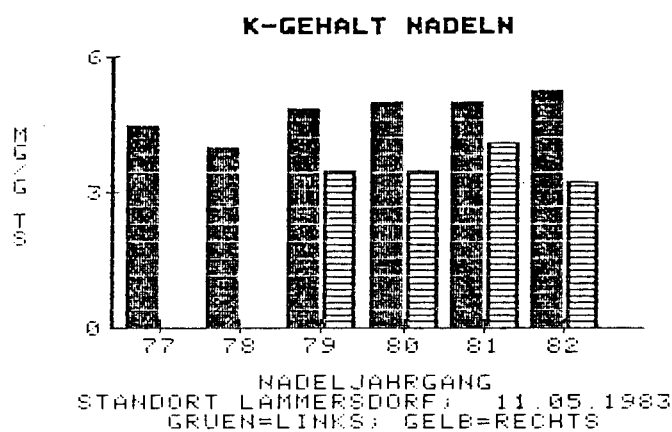


Abb. 2.1.2/32: Kaliumgehalt [mg g⁻¹ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 60-70jähriger Fichten

Die Schwefelgehalte im Holz- und Rindengewebe liegen bei 2,0 mg g⁻¹ TS und unterscheiden sich unwesentlich von den in jüngeren Fichten ermittelten Gehalten (Abb. 2.1.2/38). Unterschiede in Abhängigkeit vom Schädlingsgrad konnten nicht festgestellt werden.

Die Nadeln grüner Douglasien weisen im Mittel aller untersuchten Nadeljahrgänge Schwefelgehalte von 1,3 mg g⁻¹ TS auf, während die in gelben Nadeln bei 1,0 mg g⁻¹ TS liegen. Ein ähnliches Ergebnis wurde auch im Schwarzwald im Raum Münstertal und an jungen Fichten am gleichen Standort ermittelt (Abb. 2.1.2/39).

Die Schwefelgehalte im Holz liegen deutlich unter denen der Nadeln, wobei sich aber keine Unterschiede in Abhängigkeit vom Vergilbungsgrad ergeben. Allgemein nehmen die Gehalte mit abnehmendem Nadelalter zu (Abb. 2.1.2/40).

Mangan

Abhängig vom Vergilbungsgrad treten am Standort Lammersdorf ganz erhebliche Unterschiede im Mangan-gehalt der Nadeln auf (Abb. 2.1.2/41). Die Mangangehalte

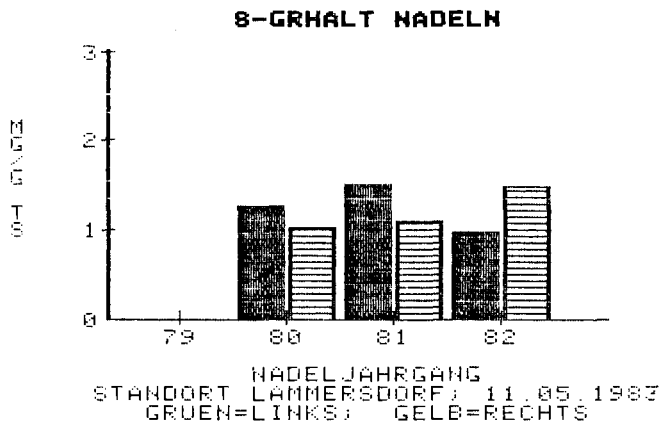


Abb. 2.1.2/35: Schwefelgehalt [mg g⁻¹ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 6jähriger Fichten

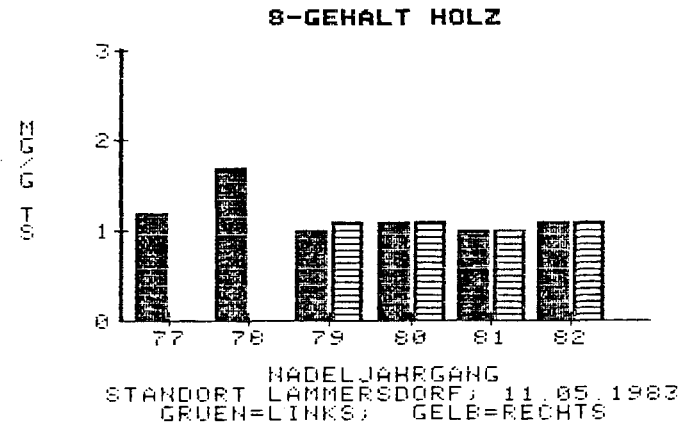


Abb. 2.1.2/38: Schwefelgehalt [mg g⁻¹ TS] im Astgewebe grüner und vergilbter Zweigpartien ca. 60-70jähriger Fichten

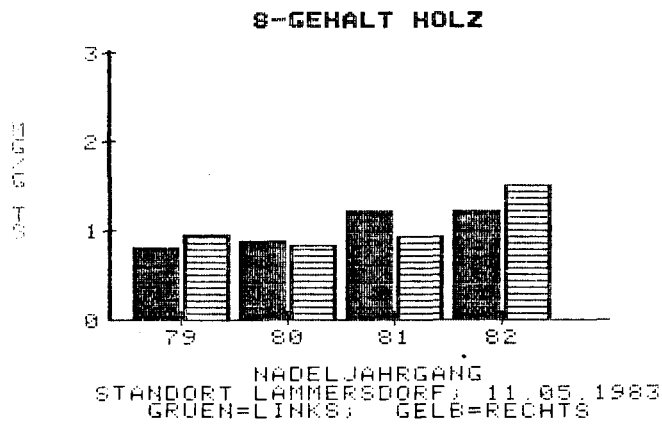


Abb. 2.1.2/36: Schwefelgehalt [mg g⁻¹ TS] im Astgewebe grüner und vergilbter Zweigpartien ca. 6jähriger Fichten

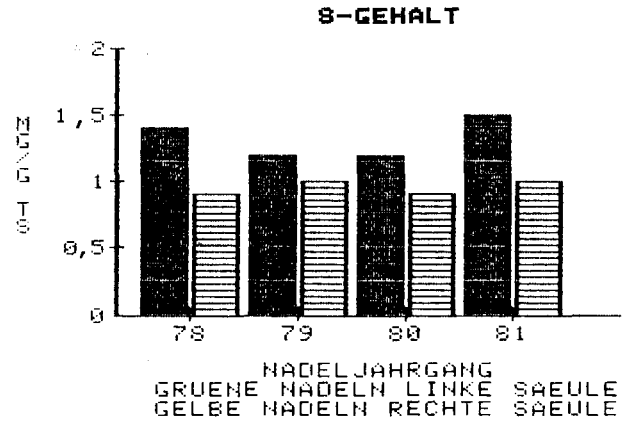


Abb. 2.1.2/39: Schwefelgehalt [mg g⁻¹ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 40jähriger Douglasien

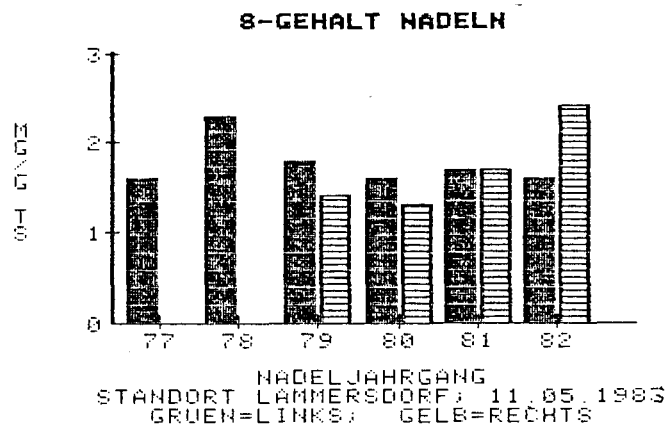


Abb. 2.1.2/37: Schwefelgehalt [mg g⁻¹ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 60-70jähriger Fichten

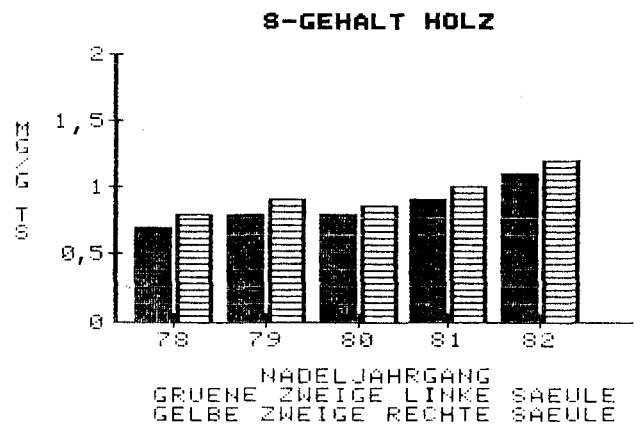


Abb. 2.1.2/40: Schwefelgehalt [mg g⁻¹ TS] im Astgewebe grüner und vergilbter Zweigpartien ca. 40jähriger Douglasien

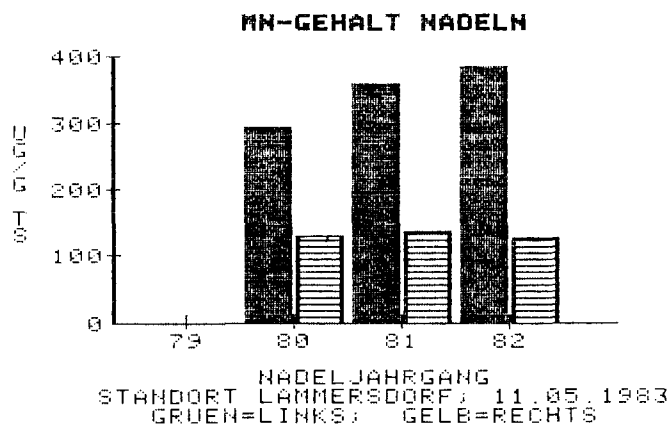


Abb. 2.1.2/41: Mangengehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 6-jähriger Fichten

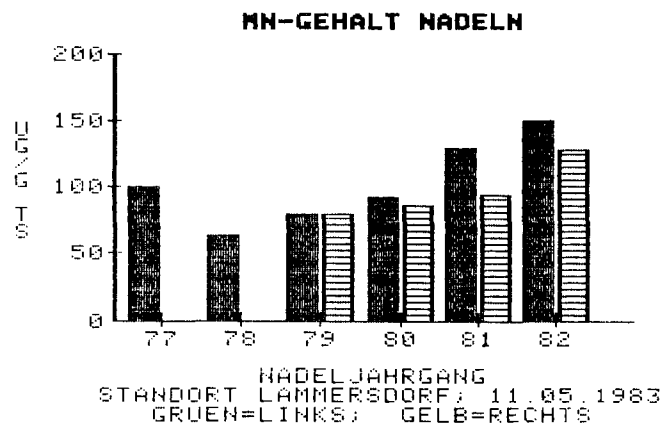


Abb. 2.1.2/43: Mangengehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 60-70-jähriger Fichten

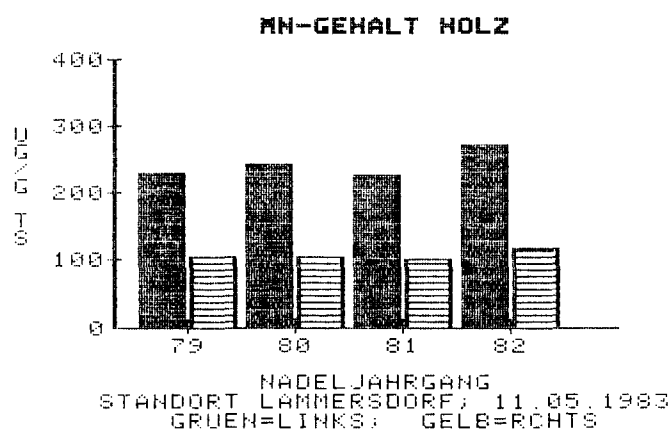


Abb. 2.1.2/42: Mangengehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] im Astgewebe grüner und vergilbter Zweigpartien ca. 6-jähriger Fichten

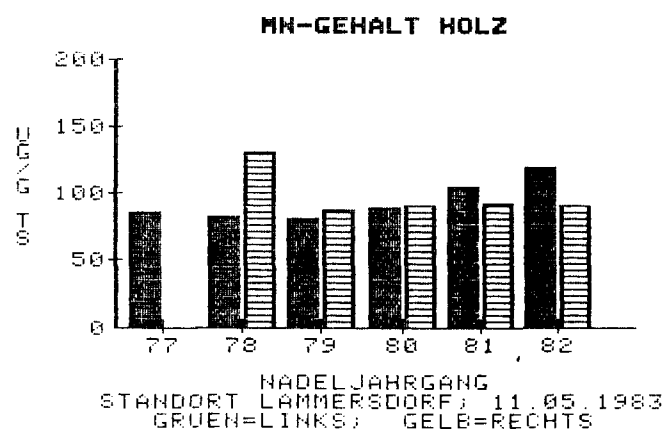


Abb. 2.1.2/44: Mangengehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] im Astgewebe grüner und vergilbter Zweigpartien ca. 60-70-jähriger Fichten

gelber Nadeln sind gegenüber gesunden Nadeln um ca. 60% erniedrigt und zeigen keine jahrgangsabhängige Dynamik mehr, wie sie bei grünen Nadeln erkennbar ist.

Vergleicht man die Mangengehalte mit Angaben von GUSSONE [12] und GÄRTNER [14], so sind diese, bezogen auf den 3. Nadeljahrgang, als so niedrig einzustufen, daß Mangelsituationen auftreten können. Allerdings sind die Gehalte im Mai bestimmt worden, und bekanntermaßen nimmt der Mangengehalt im Laufe der Vegetationsperiode bis zum 3. Nadeljahr zu [14, 15]. Inwieweit dies auch für ältere Jahrgänge zutrifft, ist bisher nicht geklärt.

Gut vergleichbare Ergebnisse sind auch im Astgewebe zu ermitteln. Die Gehalte liegen in den vergilbten Bäumen ebenfalls um 60% unter denen grüner, intakter Bäume. Im Gegensatz zu den Nadeln sind die Gehalte der einzelnen Nadeljahrgänge annähernd gleich und liegen bei den gesunden Bäumen um 25% niedriger als in den Nadeln. Bei den vergilbten Bäumen ist dieser Unterschied nicht vorhanden (vgl. Abb. 2.1.2/42).

Auch in Wurzeln geschädigter bzw. ungeschädigter Fichten ergeben sich deutliche Gehaltsunterschiede, wobei die Gehalte geschädigter ($81 \mu\text{g g}^{-1}$ TS) unter dem der intakten Fichten lag ($138 \mu\text{g g}^{-1}$ TS).

Die Mangengehalte in Nadeln älterer Fichten sind insgesamt niedriger als in den jüngeren Fichten ($100 - 150 \mu\text{g g}^{-1}$ TS); dies trifft vor allem für die intakten Bäume zu. Die Mangengehalte der vergilbten Bäume liegen bei $100 \mu\text{g g}^{-1}$ TS und damit in der gleichen Größenordnung wie in jungen, geschädigten Fichten (vgl. Abb. 2.1.2/41). Gehaltsunterschiede zwischen grünen und gelben Bäumen treten aber nur bei den letzten drei Nadeljahrgängen auf (Abb. 2.1.2/43).

Deutlich geringere Unterschiede in Abhängigkeit vom Vergilbungsgrad zeigen sich im Mangengehalt von Holz- und Rindengewebe (Abb. 2.1.2/44). Auffallend ist auch hier wieder, daß im Vergleich zu den Mangengehalten junger Fichten die Gehalte älterer Bäume im Verhältnis sehr niedrig sind ($< 100 \mu\text{g g}^{-1}$ TS zu $200 \mu\text{g g}^{-1}$ TS) (vgl. Abb. 2.1.2/42).

Natrium

Vergleicht man die Natriumgehalte in Nadeln grüner bzw. vergilbter, jüngerer Bäume, so ergeben sich im Gegensatz zum Astgewebe keine systematischen Unterschiede. Die Gehalte liegen für die jüngsten Nadeljahrgänge zwischen 80 und $100 \mu\text{g g}^{-1}$ TS (Abb. 2.1.2/45), wobei sich die

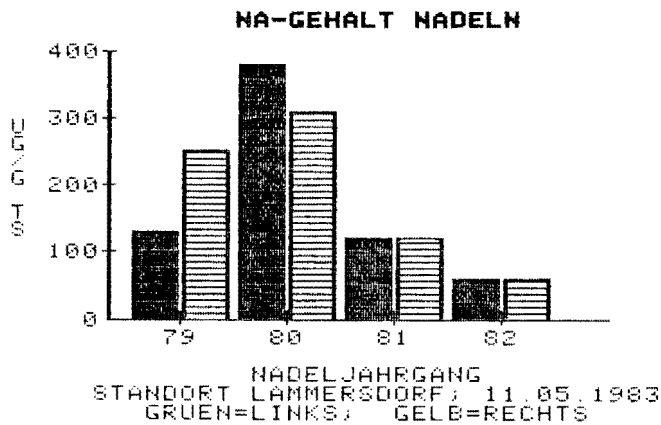


Abb. 2.1.2/45: Natriumgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 6jähriger Fichten

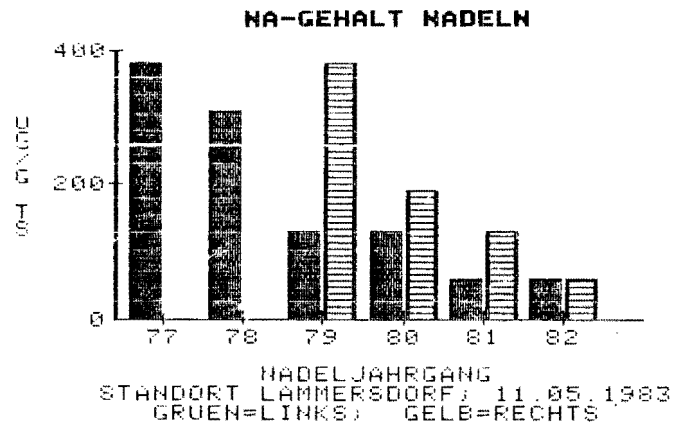


Abb. 2.1.2/47: Natriumgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 60-70jähriger Fichten

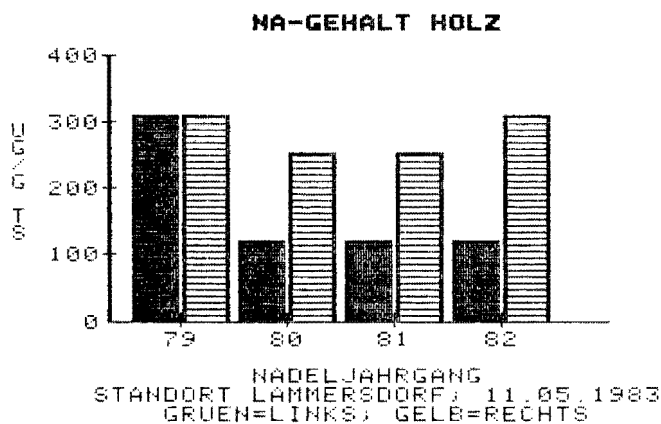


Abb. 2.1.2/46: Natriumgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] im Astgewebe grüner und vergilbter Zweigpartien ca. 6jähriger Fichten

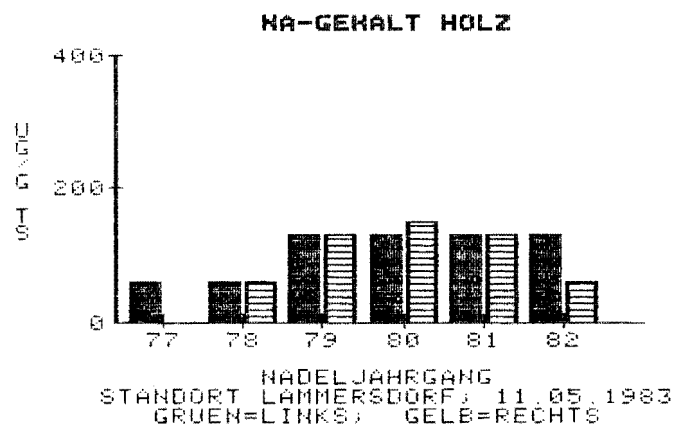


Abb. 2.1.2/48: Natriumgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] im Astgewebe grüner und vergilbter Zweigpartien ca. 60-70jähriger Fichten

Gehalte mit zunehmendem Nadelalter erhöhen. Im Holz-Rindengewebe geschädigter Bäume betragen die Natriumgehalte ca. $300 \mu\text{g g}^{-1}$ TS im Vergleich zu $100 \mu\text{g g}^{-1}$ TS bei grünen Bäumen (Abb. 2.1.2/46).

Im Gegensatz zu den Nadeln konnten in den Wurzeln starke Unterschiede in Abhängigkeit vom Verfärbungsgrad der Bäume festgestellt werden, wobei die gesunden Fichten um fast 40% höhere Gehalte aufwiesen (120 zu $190 \mu\text{g g}^{-1}$ TS). Dies widerspricht der Auffassung von GEHRMANN et al. [16], wonach Natriumanreicherungen in oberirdischen Pflanzenteilen auf eine mögliche Störung im Wurzelsystem zurückzuführen sind, da Natrium normalerweise über die Wurzel nicht aufgenommen wird.

Die Natriumgehalte in grünen bzw. gelben Nadeln 60-70jähriger Fichten sind in Abb. 2.1.2/47 wiedergegeben. Die höchsten Natriumgehalte werden in den älteren Nadeln festgestellt, wobei im Gegensatz zu den jüngeren Bäumen auffallende Unterschiede zwischen den beiden Gruppen auftreten. Die Natriumgehalte der vergilbten Bäume sind, bis auf den jüngsten Nadeljahrgang 1983, teilweise doppelt so hoch wie in den grünen Bäumen (Abb. 2.1.2/47).

Im Rinden- bzw. Holzgewebe sind keine Unterschiede zwischen vergilbtem bzw. intaktem Astgewebe älterer Bäume feststellbar (Abb. 2.1.2/48). Die Gehalte liegen um $100 \mu\text{g g}^{-1}$ TS und damit insgesamt deutlich niedriger als bei den jungen Bäumen (Abb. 2.1.2/46).

Kupfer

Die Kupfergehalte in den Nadeln nehmen mit zunehmendem Alter zu, wobei sich eine schwache Tendenz ergibt, daß die vergilbten Nadeln etwas geringere Gehalte aufweisen als gesunde Nadeln (Abb. 2.1.2/49). Deutlichere Unterschiede ergeben sich aber für das Astgewebe, wo über alle untersuchten Jahrgänge verteilt ein geringerer Gehalt in den geschädigten Bäumen nachgewiesen werden kann. Eine Dynamik wie in den Nadeln ergibt sich nicht (Abb. 2.1.2/50). Andererseits zeigen die Kupfergehalte eine insgesamt gute Versorgung an, wenn man die von GUSSONE [12] genannten Werte zugrunde legt.

In den Wurzeln gelber Fichten findet sich deutlich weniger Kupfer ($13,9 \mu\text{g g}^{-1}$ TS) als in den intakten Bäumen ($26,2 \mu\text{g g}^{-1}$ TS), so daß die ermittelten Gehalte in den oberirdischen Pflanzenteilen plausibel sind.

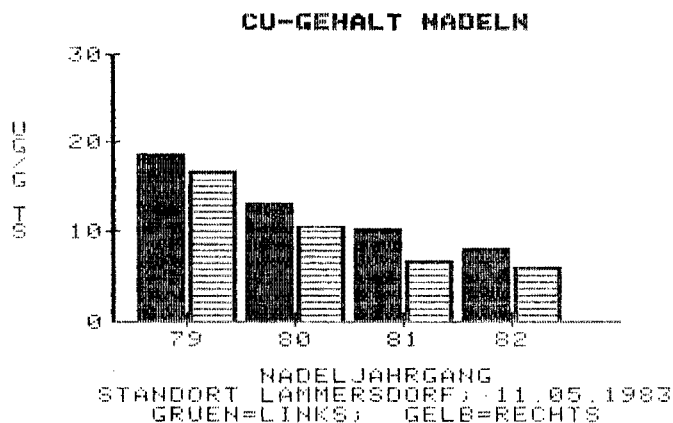


Abb. 2.1.2/49: Kupfergehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 6jähriger Fichten

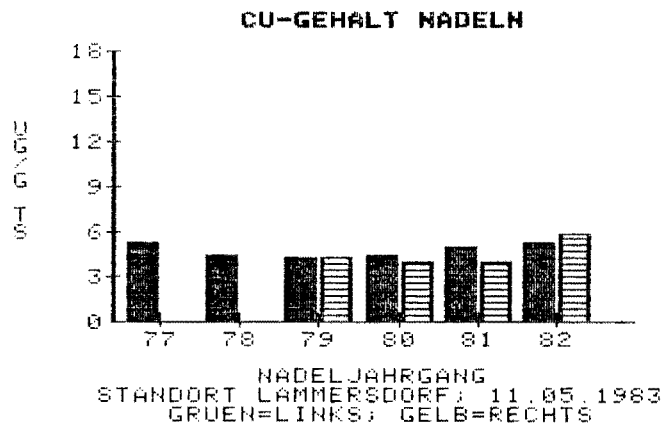


Abb. 2.1.2/51: Kupfergehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 60-70jähriger Fichten

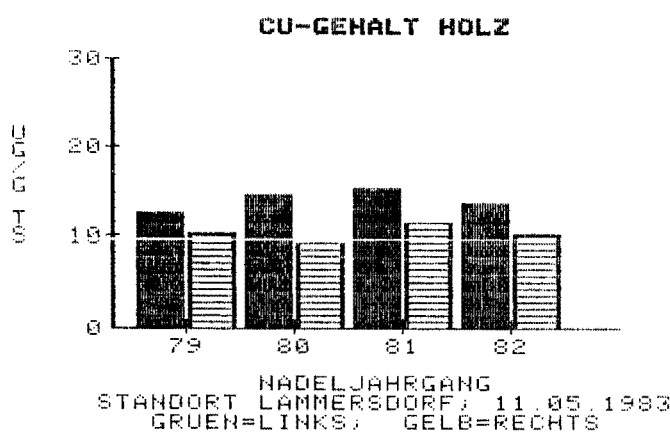


Abb. 2.1.2/50: Kupfergehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] im Astgewebe grüner und vergilbter Zweigpartien ca. 6jähriger Fichten

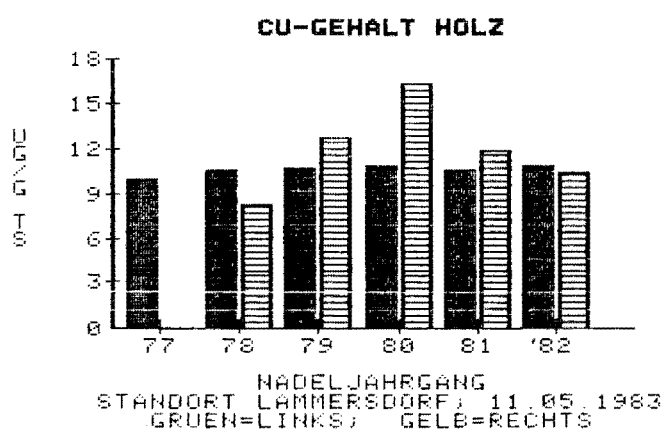


Abb. 2.1.2/52: Kupfergehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] im Astgewebe grüner und vergilbter Zweigpartien ca. 60-70jähriger Fichten

Wie aus Abb. 2.1.2/51 zu entnehmen ist, sind die Kupfergehalte in den Nadeln der beiden untersuchten älteren Baumgruppen annähernd gleich. Im Vergleich zu den jüngeren Fichten am gleichen Standort sind die Gehalte aber sehr viel niedriger und betragen im Mittel aller untersuchten Nadeljahrgänge $5,6 \mu\text{g g}^{-1}$ TS. Ferner sind in den älteren Fichten die Kupfergehalte aller Nadeljahrgänge gleich und zeigen nicht die in jüngeren Bäumen beobachteten Jahresunterschiede.

Im Gegensatz hierzu sind die Kupfergehalte im Holz- und Rindengewebe in vergleichbarer Größenordnung wie bei den jüngeren Bäumen ($\sim 10 \mu\text{g g}^{-1}$ TS) (Abb. 2.1.2/52), wobei die Cu-Gehalte der gelben Nadeln etwas höher als in den grünen Nadeln sind und somit sich genau umgekehrt verhalten wie in den jüngeren Fichten (vgl. Abb. 2.1.2/50).

Chrom

Die Chromgehalte in den Nadeln der beiden Fichtengruppen sind in Abb. 2.1.2/53 wiedergegeben. Danach ergibt sich, daß die höchsten Gehalte in den ältesten Nadeln zu finden sind ($\sim 10 \mu\text{g g}^{-1}$ TS), während die Gehalte in den jüngsten Nadeljahrgängen um $2 \mu\text{g g}^{-1}$ TS

liegen. Unterschiede zwischen gelben und grünen Nadeln konnten nicht gefunden werden. Gleiches gilt für die Chromgehalte von Rinde und Holz (Abb. 2.1.2/54), wobei im Gegensatz zu den Nadeln die Gehalte für die untersuchten Jahrgänge '79-'82 aber annähernd gleich sind.

Auch im Chromgehalt der Wurzeln konnten keine vom Vergilbungsgrad abhängigen Unterschiede festgestellt werden. Als Gehalte wurden für die intakten Bäume $2,3 \mu\text{g g}^{-1}$ TS und für die vergilbten Bäume $3,2 \mu\text{g g}^{-1}$ TS ermittelt.

Die Chromgehalte der Nadeln älterer Fichten vom Standort Lammersdorf sind deutlich niedriger als in den jüngeren untersuchten Fichten und liegen im Mittel der Nadeljahrgänge '79-'82 bei $1,6 \mu\text{g g}^{-1}$ TS. Unterschiede zwischen beiden Baumgruppen in der Chromanreicherung waren nicht festzustellen (Abb. 2.1.2/55).

In Abb. 2.1.2/56 sind die Chromgehalte im Holz- bzw. Rindengewebe angegeben. Auffallend ist, daß die vergilbten Bäume zwischen den Jahrgängen '79-'82 deutlich höhere Chromgehalte aufweisen als die grünen, intakten Bäume. Vergleichbares konnte bei den jüngeren Fichten nicht festgestellt werden.

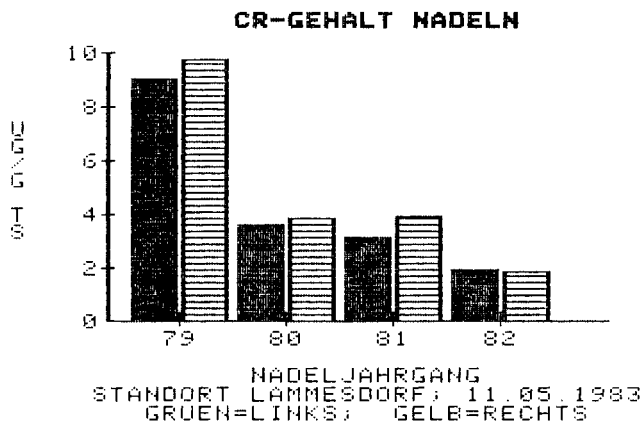


Abb. 2.1.2/53: Chromgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 6jähriger Fichten

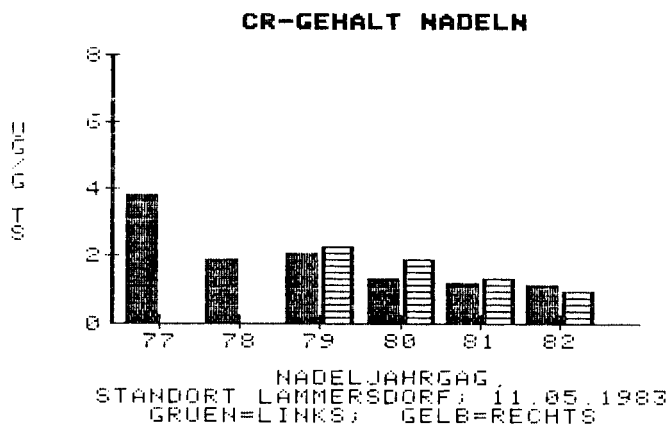


Abb. 2.1.2/55: Chromgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 60-70jähriger Fichten

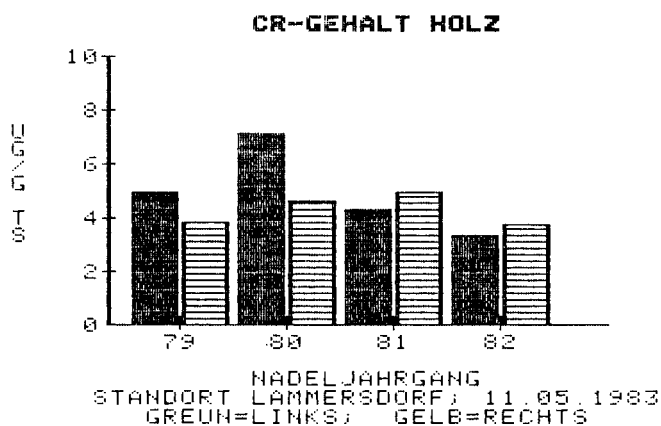


Abb. 2.1.2/54: Chromgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] im Astgewebe grüner und vergilbter Zweigpartien ca. 6jähriger Fichten

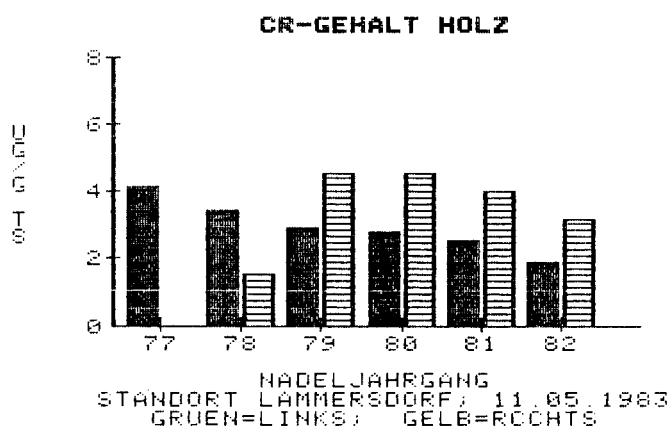


Abb. 2.1.2/56: Chromgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] im Astgewebe grüner und vergilbter Zweigpartien ca. 60-70jähriger Fichten

Nickel

Auch die Gehalte an Nickel sind in den ältesten Nadeln am höchsten ($10 \mu\text{g g}^{-1}$ TS) und nehmen in den jüngsten Nadeln ab (Abb. 2.1.2/57). Allerdings sind die Gehalte der gelben Nadeln in den letzten drei Nadeljahrgängen systematisch gegenüber den grünen Bäumen erhöht. Der Nickelgehalt in Holz bzw. Rinde scheint hingegen in dem jüngsten Gewebe am höchsten zu sein. Klar zuzuordnende Unterschiede zwischen grünen bzw. gelben Nadeln lassen sich jedoch nicht feststellen (Abb. 2.1.2/58). Auch die Nickelgehalte der Wurzeln sind annähernd gleich ($5,8 \mu\text{g g}^{-1}$ TS).

Die Nickelgehalte in den Nadeln älterer Fichten sind in Abb. 2.1.2/59 wiedergegeben. Im Vergleich zu den jungen Bäumen sind sie deutlich niedriger ($\leq 2,5 \mu\text{g g}^{-1}$ TS) und ebenfalls in den erkrankten gegenüber den gesunden Bäumen erhöht. Eine Differenzierung zwischen den Nadeljahrgängen ergibt sich nicht, im Gegensatz zu den Gehalten im Holz- bzw. Rindenteil der Bäume. Hier ist ein Anstieg mit abnehmendem Gewebealter feststellbar. Ebenso sind die Nickelgehalte der geschädigten Bäume höher als die der grünen Bäume (Abb. 2.1.2/60).

Zink

Ähnlich wie an Fichten aus dem Bereich Münstertal beobachtet, sind auch am Standort Lammersdorf die Zinkgehalte in den gelben Nadeln deutlich gegenüber dem der grünen Nadeln bei allen Nadeljahrgängen erniedrigt. Die Gehalte der jüngsten Nadeljahrgänge sind zum Teil schon im Mangelbereich, während die Zinkversorgung der grünen Nadeln ausreichend ist (Abb. 2.1.2/61). Interessanterweise ist dieser deutliche Trend bei den Zinkgehalten von Holz und Rinde keineswegs so augenfällig. Zum einen sind die Gehalte unabhängig vom Verfärbungsgrad annähernd gleich und liegen zum anderen im Vergleich mit den Nadelwerten recht hoch. Darüber hinaus ergibt sich keine eindeutige Dynamik in Abhängigkeit vom Nadelalter (Abb. 2.1.2/62).

Die Zinkgehalte der Wurzeln sind in geschädigten und ungeschädigten Bäumen annähernd gleich (135 zu $120 \mu\text{g g}^{-1}$ TS). Sie zeigen aber eine gute Versorgung an, die im Widerspruch zu den sehr niedrigen Zinkgehalten jüngerer Nadeln, vor allem der geschädigten Bäume stehen.

Die Zinkgehalte in den Nadeln der älteren Fichten sind in Abb. 2.1.2/63 wiedergegeben. Wie schon an anderen

NI-GEHALT NADELN

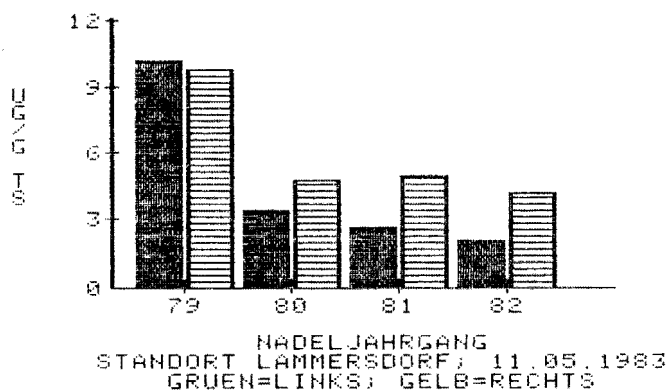


Abb. 2.1.2/57: Nickelgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 6jähriger Fichten

NI-GEHALT NADELN

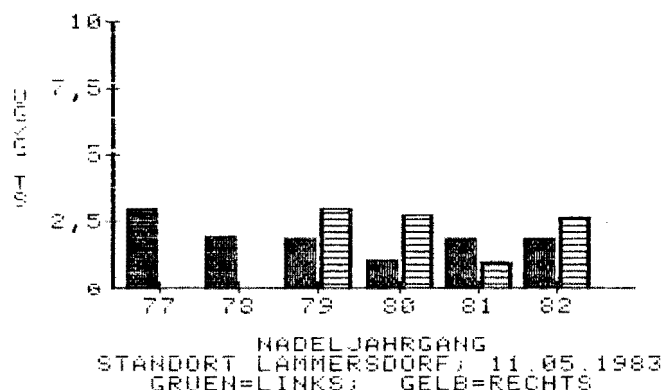


Abb. 2.1.2/59: Nickelgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 60-70jähriger Fichten

NI-GEHALT HOLZ

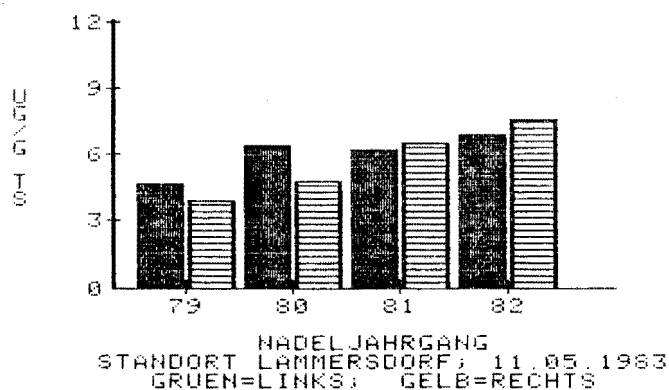


Abb. 2.1.2/58: Nickelgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] im Astgewebe grüner und vergilbter Zweigpartien ca. 6jähriger Fichten

NI-GEHALT HOLZ

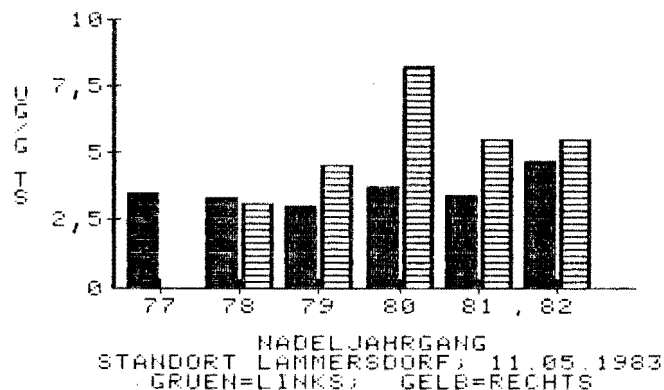


Abb. 2.1.2/60: Nickelgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] im Astgewebe grüner und vergilbter Zweigpartien ca. 60-70jähriger Fichten

Standorten festgestellt, liegen sie vergleichsweise in für alle untersuchten Nadeljahrgänge gelben Nadeln niedriger. Allerdings sind die Unterschiede nicht so augenfällig wie bei den 6-7jährigen Fichten am gleichen Standort. Dies liegt sicherlich daran, daß die Gehalte insgesamt sehr niedrig sind ($< 50 \mu\text{g g}^{-1}$ TS) und im latenten Mangelbereich liegen.

Die Zinkgehalte im Holz- bzw. Rindengewebe sind deutlich höher als in den Nadeln, und systematische Unterschiede zwischen den beiden untersuchten Baumgruppen sind nicht zu beobachten. Wie schon zuvor festgestellt, finden sich die höchsten Zinkgehalte in den ältesten Astteilen (Abb. 2.1.2/64).

Blei

Auch die Bleigehalte in den jungen Fichten nehmen mit zunehmendem Nadelalter zu und liegen mit über $30 \mu\text{g g}^{-1}$ TS in Nadeln der Jahrgänge '79 und '80 sehr hoch. Auch die '82er Nadeln weisen mit $> 10 \mu\text{g g}^{-1}$ TS noch eine erstaunliche Bleianreicherung auf (Abb. 2.1.2/65).

Ferner gibt es einen zwar nur geringen, aber doch systematischen Unterschied zwischen grünen und gelben

Nadeln, indem in den gelben Nadeln etwas niedrigere Bleigehalte ermittelt wurden.

Ausgesprochen ungewöhnlich ist hingegen die starke Bleianreicherung im Astgewebe geschädigter Bäume, wie in Abb. 2.1.2/66 wiedergegeben. So nehmen die Gehalte mit abnehmendem Nadelalter von $28 \mu\text{g g}^{-1}$ auf $43 \mu\text{g g}^{-1}$ ungewöhnlich stark zu (gelbe Bäume). In gewissem Umfang gilt dies auch für die grünen, gesunden Bäume.

Auffallend ist auch der Bleigehalt in der Wurzel intakter, grüner Bäume, der im Mittel von sechs Bäumen bei $65,0 \mu\text{g g}^{-1}$ lag, während die Gehalte in den Wurzeln vergilbter Bäume im Mittel bei $10,1 \mu\text{g g}^{-1}$ lagen.

Vergleicht man die Bleianreicherungen in den Nadeln älterer Bäumen gleichen Standortes, so zeigen sich erhebliche Unterschiede. Wie auch bei den anderen Schwermetallen feststellbar, sind die Gehalte deutlich niedriger als in den jungen Bäumen. Unterschiede in Abhängigkeit vom Nadelalter oder -Verfärbungsgrad sind nicht erkennbar (Abb. 2.1.2/67).

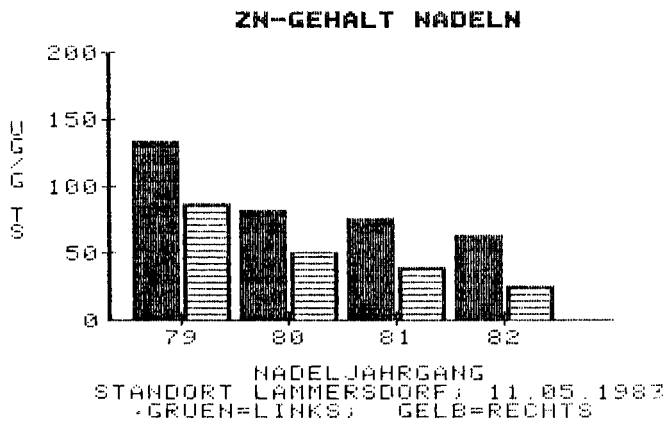


Abb. 2.1.2/61: Zinkgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 6jähriger Fichten

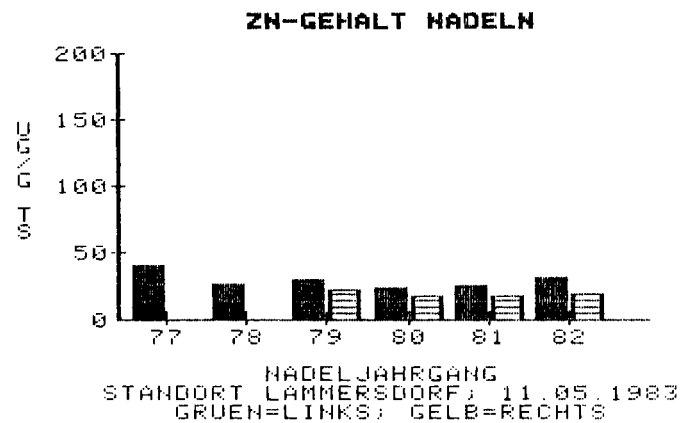


Abb. 2.1.2/63: Zinkgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 60-70jähriger Fichten

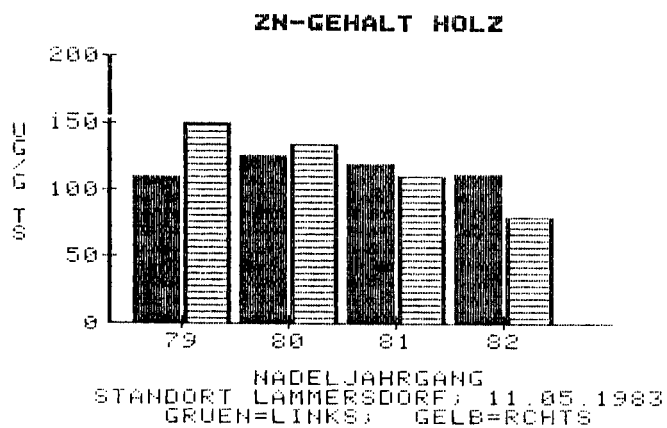


Abb. 2.1.2/62: Zinkgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] im Astgewebe grüner und vergilbter Zweigpartien ca. 6jähriger Fichten

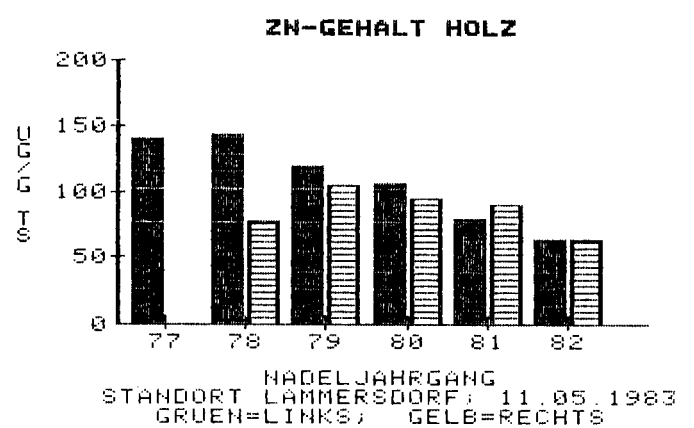


Abb. 2.1.2/64: Zinkgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] im Astgewebe grüner und vergilbter Zweigpartien ca. 60-70jähriger Fichten

Die Bleigehalte im Holz- und Rindengewebe älterer Fichten sind teilweise sehr hoch, besonders in Ästen mit vergilbten Nadeln ($> 70 \mu\text{g g}^{-1}$ TS), wobei eine gewisse Abnahme zum jüngsten Nadeljahrgang hin feststellbar ist. Die Bleigehalte der intakten Bäume schwanken zwischen $35-40 \mu\text{g g}^{-1}$ TS und sind damit deutlich höher als in den jüngeren Fichten vergleichbaren Standorts (Abb. 2.1.2/68).

Cadmium

Die Cadmiumgehalte in den älteren Nadeln grüner Fichten sind teilweise sehr hoch ($> 2,5 \mu\text{g g}^{-1}$ TS), nehmen aber mit abnehmendem Nadelalter ebenfalls rasch ab (Abb. 2.1.2/69). Systematische Unterschiede zwischen grünen und vergilbten Bäumen sind nicht feststellbar. Für einen „unbelasteten“ Standort sind auch die Cadmiumgehalte im Holz- bzw. Rindenteil auffallend hoch ($> 1 \mu\text{g g}^{-1}$ TS), zeigen aber weder eine Abhängigkeit vom Vergilbungsgrad noch vom Alter (Abb. 2.1.2/70).

Auch die Cadmiumgehalte in den Wurzeln sind mit $3,4$ und $3,1 \mu\text{g g}^{-1}$ TS in grünen bzw. vergilbten Bäumen ungewöhnlich hoch.

Die Cadmiumbelastung der älteren Fichten ist hingegen niedrig und deutlich $< 1 \mu\text{g g}^{-1}$ TS. Systematische Abweichungen sind in den Nadeln unterschiedlicher Vitalität nur bedingt feststellbar (vgl. Abb. 2.1.2/71), aber sehr deutlich im Rinden- bzw. Holzteil (Abb. 2.1.2/72), wo die geschädigten Bäume eine höhere Anreicherung aufweisen.

2.1.2.3. Standort Eggegebirge

In verschiedenen Forstbetriebsbezirken des Forstamtes Paderborn sind beginnend mit Herbst 1982 Nadeluntersuchungen an Fichten unterschiedlicher Altersklassen durchgeführt worden. Hierbei wurden, wie zuvor unter 2.1.2.2 beschrieben, jeweils 5-6 Bäume beprobt und bei entsprechenden Altersklassen die Nadeln jeweils des 7. Quirls, unterteilt nach Jahrgängen, analysiert. Ziel der Untersuchungen war festzustellen, ob und in welchem Zusammenhang die überall sichtbare, starke Gelbverfärbung der Fichten mit Ernährungsstörungen steht.

Forstamtsbezirk Neuenheerse

Im Forstbetriebsbezirk Neuenheerse wurden von frisch gefällten 25jährigen (Erstdurchforstung) und 40jährigen

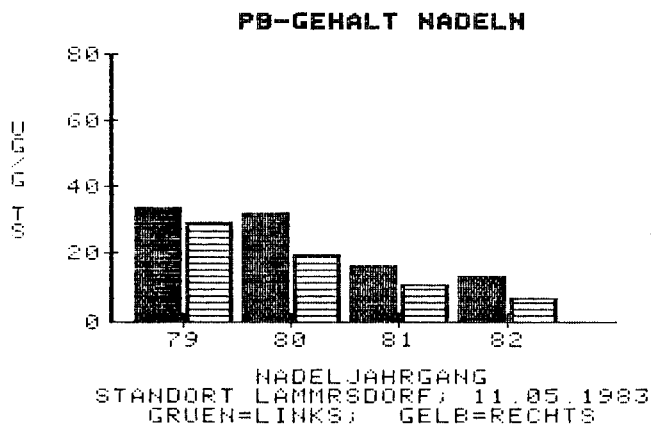


Abb. 2.1.2/65: Bleigehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 6jähriger Fichten

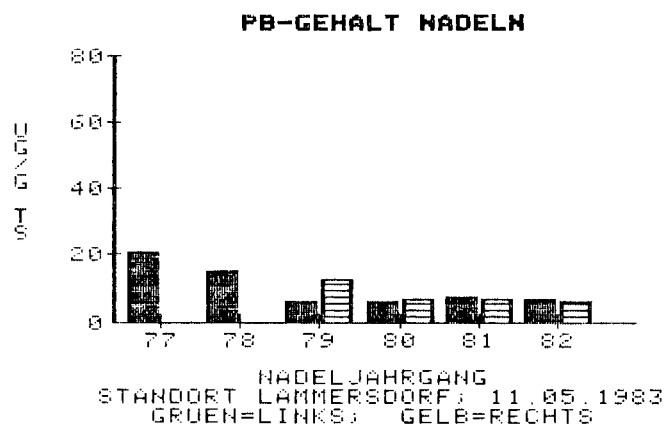


Abb. 2.1.2/67: Bleigehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 60-70jähriger Fichten

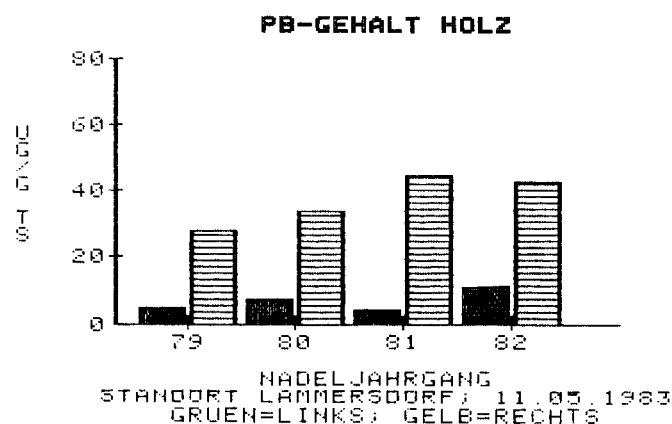


Abb. 2.1.2/66: Bleigehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] im Astgewebe grüner und vergilbter Zweigpartien ca. 6jähriger Fichten

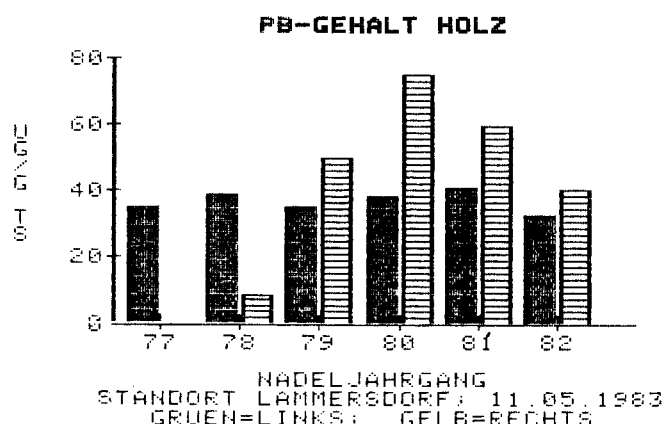


Abb. 2.1.2/68: Bleigehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] im Astgewebe grüner und vergilbter Zweigpartien ca. 60-70jähriger Fichten

Fichten, die zum Teil bereits eine stärkere Gelbverfärbung im oberen Kronendrittel aufwiesen, Nadelproben gewonnen und auf ihren Magnesiumgehalt untersucht. Wie den Abbildungen 2.1.2/73 und 2.1.2/74 zu entnehmen ist, sind die Magnesiumgehalte in den gelben Nadeln teilweise bis zu 50% gegenüber den gesunden Bäumen erniedrigt. Bei den 40jährigen Fichten liegen die Gehalte besonders in den älteren Nadeln höher und nehmen mit abnehmendem Nadelalter wieder zu. Es ergibt sich dabei ein ähnliches Bild wie bei Nadelanalysen von Fichten aus dem Schwarzwald (vgl. Abb. 2.1.2/1).

Forstamtsbezirk Velmerstot

Im Oktober 1983 wurden von 6 frisch gefällten ca. 50jährigen Fichten, deren Kronen teils grün, teils leicht vergilbt waren, Mischproben aus dem 7. Quirl, getrennt nach Nadeljahrgängen, entnommen und auf Magnesium, Kalzium, Kalium und Schwefel untersucht. Ziel der Untersuchungen war zu überprüfen, ab welchen Magnesium-Spiegelwerten Vergilbungen auftreten bzw. den Grenzbereich zu intakten Nadeln zu definieren.

Magnesium

Im Vergleich zu den orientierenden Untersuchungen im Forstamtsbezirk Neuenheerse sind die Magnesiumgehalte in ca. 50jährigen Fichten am Velmerstot, bezogen auf alle Nadeljahrgänge und unabhängig vom Verfärbungsgrad, höher. Sie liegen im Bereich von 400 – 600 $\mu\text{g Mg g}^{-1}$ TS. Deutlich wird aber auch, daß sich die leichte Vergilbung bzw. Aufhellung der Nadeln in einem erniedrigten Magnesium-Gehalt dieser Nadel widerspiegelt (Abb. 2.1.2/75). Wie auch schon für die anderen Standorte – abgesehen von Lammersdorf/Eifel – beschrieben, zeigt sich wieder die charakteristische Magnesiumverteilung in Abhängigkeit vom Nadelalter, d.h., die höchsten Magnesiumwerte lassen sich in den jüngsten bzw. ältesten Nadeln feststellen.

Kalzium

Die Kalziumgehalte der grünen Nadeln sind hoch ($> 6 \text{ mg g}^{-1}$ TS) und zeigen eine sehr gute Kalziumversorgung der Nadeln an, wobei der Kalziumgehalt mit zunehmendem Nadelalter, wie auch an anderen Standorten beobachtet, steigt (Abb. 2.1.2/76). Um nahezu 50% sind hingegen die

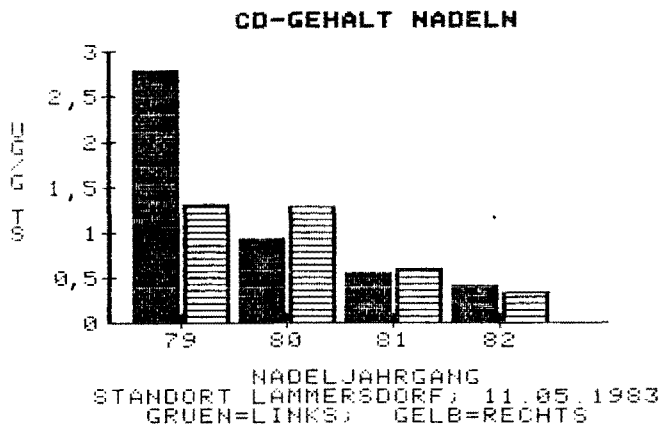


Abb. 2.1.2/69: Cadmiumgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 6jähriger Fichten

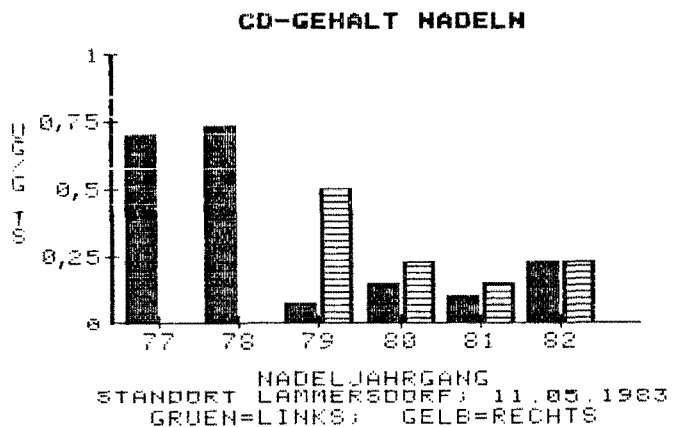


Abb. 2.1.2/71: Cadmiumgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 60-70jähriger Fichten

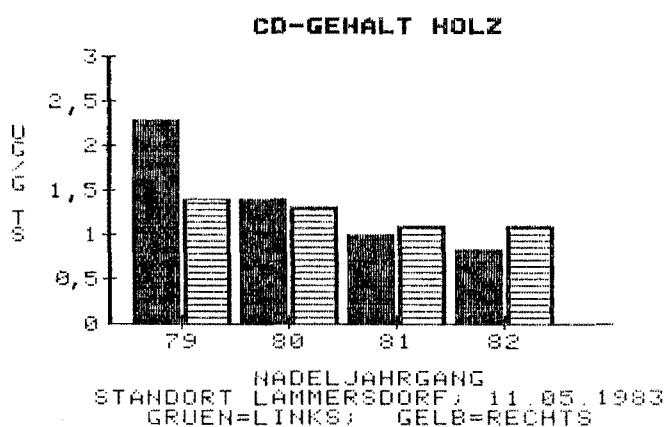


Abb. 2.1.2/70: Cadmiumgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] im Astgewebe grüner und vergilbter Zweigpartien ca. 6jähriger Fichten

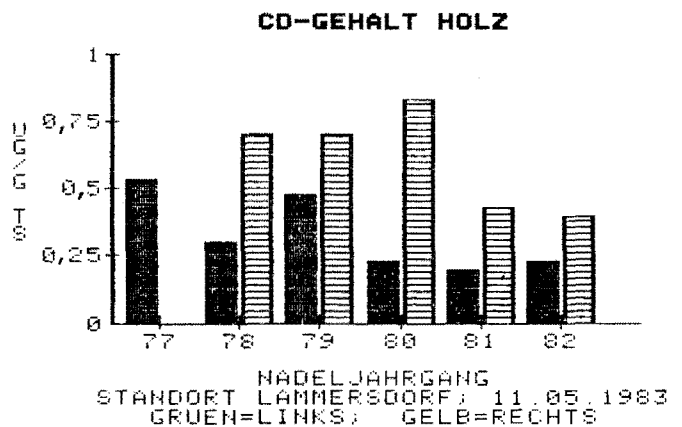


Abb. 2.1.2/72: Cadmiumgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] im Astgewebe grüner und vergilbter Zweigpartien ca. 60-70jähriger Fichten

Kalziumwerte in den leicht vergilbten Fichtennadeln erniedrigt. Auch läßt sich das charakteristische Verteilungsschema in Abhängigkeit vom Nadelalter nicht mehr wiederfinden [15], jedoch ergibt sich nach GUSSONE [11] eine ausreichende Kalziumversorgung.

Kalium

HÜTTL und ZÖTTL [13] geben als Wert für eine ausreichende Kaliumversorgung der Fichtennadeln $4-5 \text{ mg g}^{-1}$ TS an. Demnach sind sowohl die grünen als auch die leicht vergilbten Bäume ausreichend Kalium-versorgt. Systematische Unterschiede zwischen grünen und leicht vergilbten Bäumen ergeben sich nicht (vgl. Abb. 2.1.2/77).

Schwefel

Während an einigen Standorten, wie zum Beispiel im Schwarzwald, die Schwefelgehalte vergilbter Bäume deutlich niedriger waren als die in Nadeln intakter Bäume (vgl. Abb. 2.1.2/5), ergibt sich für den Standort Velmerstot ein deutlich anderes Bild. So liegen die Schwefelgehalte der leicht vergilbten Nadeln bis auf den Jahrgang '79 und '83 deutlich über denen der grünen Nadeln (Abb. 2.1.2/

78). Während die Schwefelgehalte der jüngsten Nadeln im Normalbereich liegen ($< 1500 \mu\text{g g}^{-1}$ TS), überschreiten einige Schwefelwerte deutlich die $2000 \mu\text{g g}^{-1}$ TS-Werte. Hierdurch wird deutlich, daß an diesem Standort ein gewisser immissionsbedingter Einfluß durch Schwefeldioxid vorherrscht, der zu den ermittelten Anreicherungen geführt hat.

2.1.2.4. Untersuchungen über die Nährstoffverteilung in Baumkronen von Fichten und Tannen

In zahlreichen Waldschadensgebieten ist immer wieder die Beobachtung gemacht worden, daß das Symptom der Nadelvergilbung oder auch die Nadelverluste an der Kronenbasis/-mitte beginnen, und die inneren Astpartien deutlich stärker betroffen sind als die äußeren. Dies wirft die Frage auf, ob es innerhalb der Krone zu einer unterschiedlichen Nährstoffverteilung kommt [17], und somit ein Mangel beispielsweise im unteren Kronenbereich früher manifest wird. Darüber hinaus ist von Interesse, ob andere Kompartimente der Krone, wie Rinde oder auch der Holzteil, Nährstoffe aufweisen und wie diese innerhalb der Krone verteilt sind, um ggf. als Nährstoffreserven zur Verfügung zu stehen.

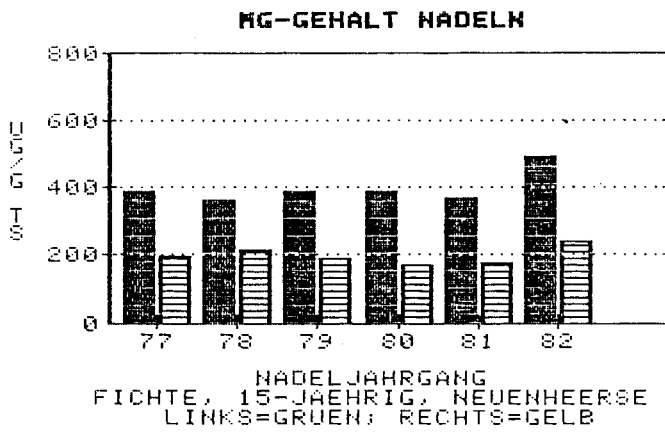


Abb. 2.1.2/73: Magnesiumgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 15jähriger Fichten

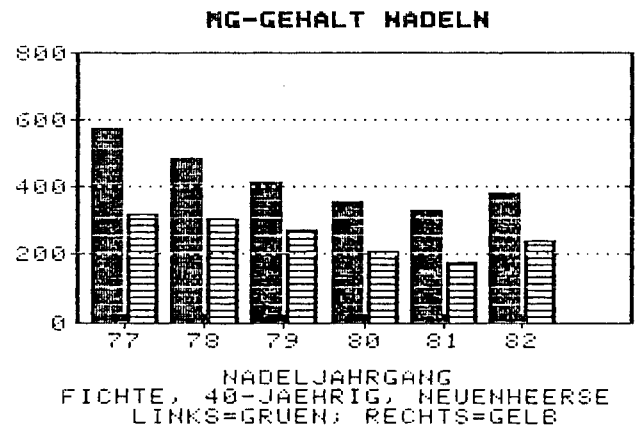


Abb. 2.1.2/74: Magnesiumgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 40jähriger Fichten

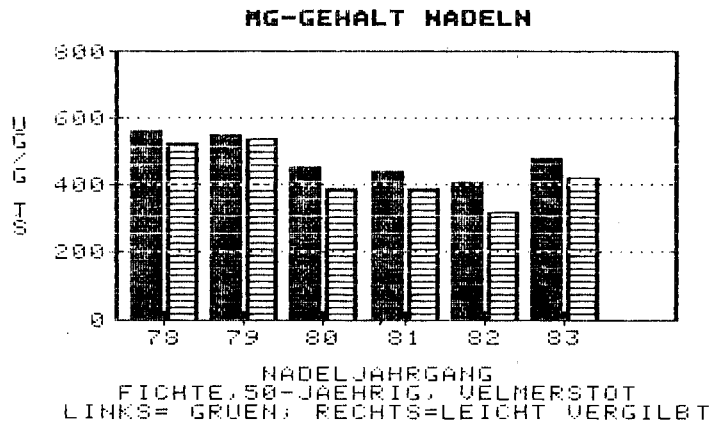


Abb. 2.1.2/75: Magnesiumgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 50jähriger Fichten

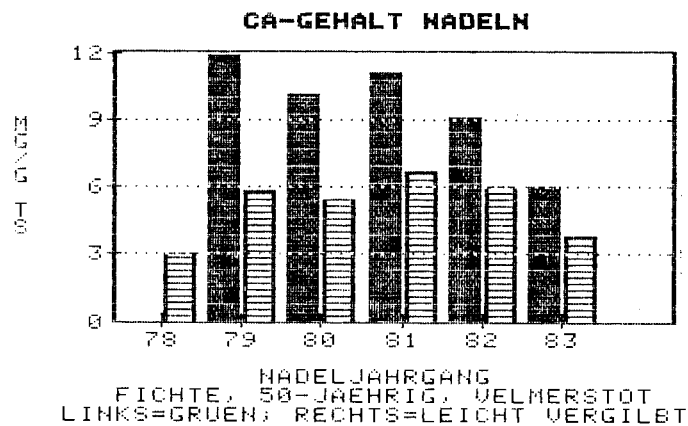


Abb. 2.1.2/76: Kalziumgehalt [mg g^{-1} TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 50jähriger Fichten

K-GEHALT NADELN

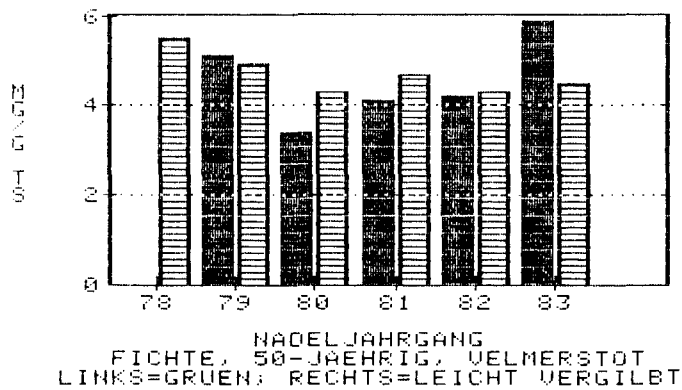


Abb. 2.1.2/77: Kaliumgehalt [mg g^{-1} TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 50jähriger Fichten

S-GEHALT NADELN

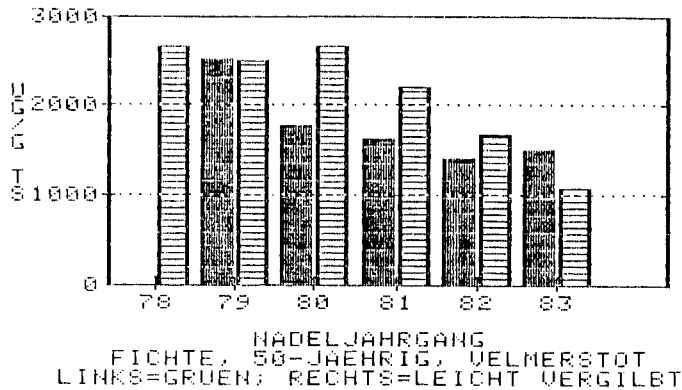


Abb. 2.1.2/78: Schwefelgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 50jähriger Fichten

2.1.2.4.1. Schwarzwald, Forstamt Staufen

Am 04. 01. 1983 wurden aus dem Bereich Kälbelescheuer, Forstamt Staufen, je 5 Stück ca. 15 Jahre alte Fichten und Tannen gefällt und die Krone in Kronenspitze (Quirle 1-3), Kronenmitte (Quirle 4-6) und Kronenbasis (Quirle 7-9) aufgeteilt. Von jeder Quirlgruppe wurden, getrennt nach Nadeljahrgängen, Nadelmischproben gewonnen. Zudem wurde das zugehörige Astmaterial nach Rinde und Holz getrennt zerlegt. Alle Pflanzenproben wurden auf ihre Gehalte an Magnesium, Kalium, Kalzium und Schwefel untersucht.

Magnesium

Bei beiden Baumarten ist Magnesium in den Nadeln innerhalb des Kronenbereiches recht gleichmäßig verteilt (Abbildungen 2.1.2/79a und 2.1.2/79b). Trotz Standortgleichheit sind die Magnesium-Spiegelwerte der älteren Nadeln bei Tanne im Vergleich zu Fichte um nahezu 50% niedriger. Im jeweils jüngsten Nadeljahrgang sind die höchsten Gehalte in den Kronenspitze, also den obersten drei Quirlen zu finden. Deutlich stärker sind bei beiden Baumarten die Gehalte in der Rinde abgestuft; sie liegen im oberen Kronenbereich am höchsten, gefolgt von mitt-

leren und unteren Kronenbereich. Interessanterweise übersteigen die Magnesiumgehalte der Rinde im oberen Kronenbereich die der Nadeln (Abbildungen 2.1.2/79c und 2.1.2/79d). Im Holz ist dies umgekehrt. Deutlich liegen die Magnesiumgehalte der Kronenbasis über denen der Kronenspitze (Abbildungen 2.1.2/79e und 2.1.2/79f).

Kalzium

In den Abbildungen 2.1.2/80a und 2.1.2/80b sind die Kalziumgehalte in Nadeln von Tannen und Fichten wiedergegeben. Auch hier zeigt sich eine recht gleichmäßige Verteilung im Kronenbereich, wobei die Kronenspitze etwas niedrigere Gehalte aufweist, als die Kronenmitte- bzw. -basis. Die Gehalte der Rinde sind nur bei der Tanne differenziert und liegen im oberen Kronenbereich höher (Abbildungen 2.1.2/80c und 2.1.2/80d). Die Kalziumgehalte im Holz liegen unter 5 mg g^{-1} TS und zeigen eine vergleichbare Verteilung wie in den Nadeln. Allerdings ist bemerkenswert, daß die höchsten Kalziumgehalte im jüngsten Holzgewebe gefunden werden, während dies in den Nadeln stets umgekehrt ist (vgl. Abb. 2.1.2/80c bis 2.1.2/80f).

Kalium

Beide untersuchten Baumarten weisen ebenfalls eine recht gleichmäßige Kaliumverteilung innerhalb der Krone auf, wobei in der Kronenspitze von Tannen die Gehalte etwas höher liegen (Abb. 2.1.2/81a und 2.1.2/81b). Vergleichbar zu den Magnesium-Spiegelwerten sind Kaliumgehalte der Rinde teilweise höher als in den Nadeln und gut differenzierbar, wobei die höchsten Gehalte ebenfalls in der Kronenspitze angetroffen werden (Abb. 2.1.2/81c und 2.1.2/81d). Die Kaliumgehalte im Holz sind im Vergleich zu Nadeln und Holz niedrig und zeigen eine gleichartige Verteilung wie die anderen Elemente innerhalb der Krone, indem die niedrigsten Gehalte im Holz der ersten 3 Quirle ermittelt wurden (Abb. 2.1.2/81e und 2.1.2/81f). Unabhängig vom untersuchten Kompartiment werden die höchsten Werte im jeweils zuletzt gebildeten Pflanzenmaterial gefunden.

Schwefel

Schwefel konnte nur in den Nadeln, nicht jedoch im Rinden- bzw. Holzgewebe nachgewiesen werden, wobei auch dieses Element – vor allem bei den untersuchten Tannen – recht gleichmäßig im Kronenbereich verteilt ist. Lediglich in den jüngsten Nadeln scheint eine gewisse Differenzierung innerhalb der Krone aufzutreten, die jedoch nicht einheitlich bei den untersuchten Baumarten ist (Abb. 2.1.2/82a und 2.1.2/82b).

2.1.2.4.2 Ebbegebirge, Forstamt Attendorn

Am 14. 07. 1983 wurden im Forstamtsbezirk Attendorn 2 ca. 10jährige Fichten geschlagen, von denen ein Baum Symptome des Magnesiummangeltyps, die andere keine Symptome der neuartigen Waldschäden zeigte. Beide Fichten standen unmittelbar benachbart. In allen Nadeljahrgängen wurden in Abhängigkeit vom Quirl die Gehalte an Magnesium, Kalzium, Kalium, Schwefel, Kupfer, Chrom, Nickel, Zink und Blei untersucht, um neben möglichen Unterschieden im Nährstoffgehalt zwischen beiden Bäumen auch eine Übersicht über die vertikale Nährstoff- bzw. Schwermetallverteilung zu erhalten.

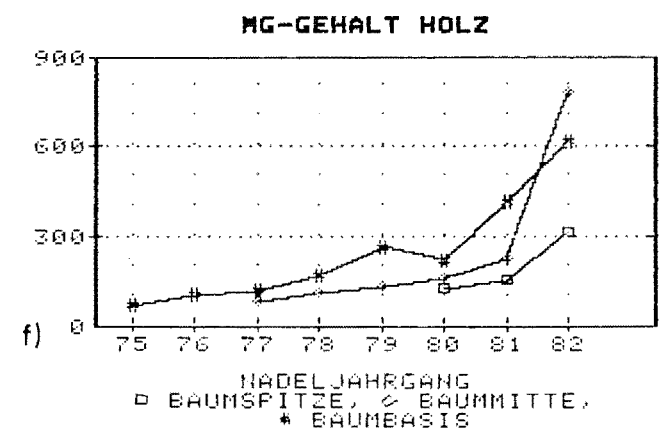
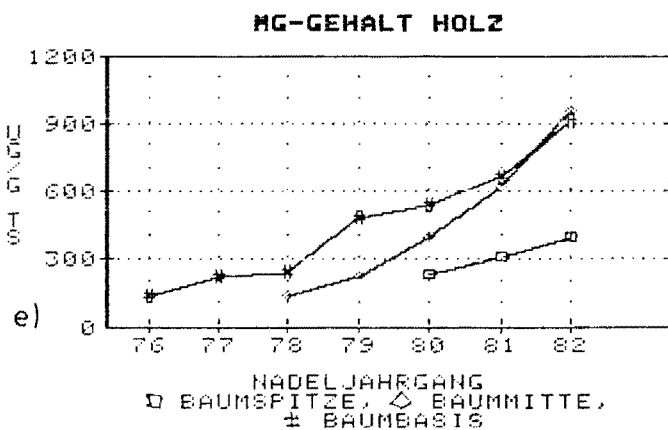
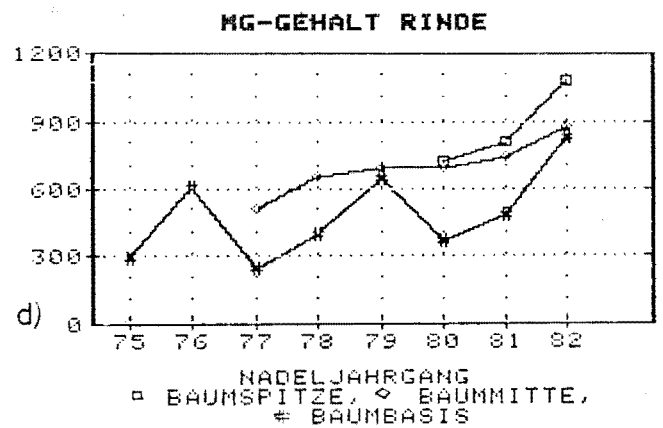
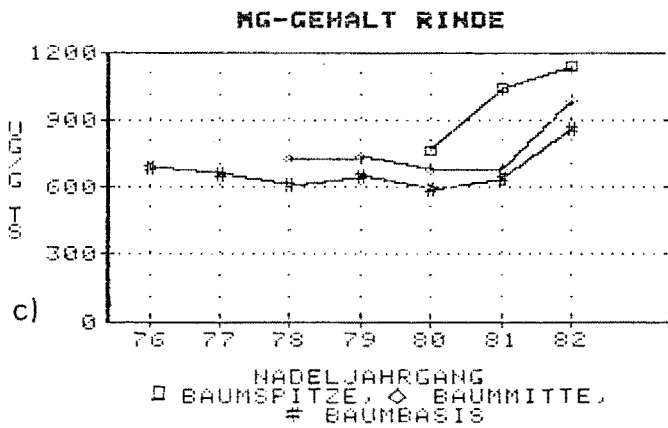
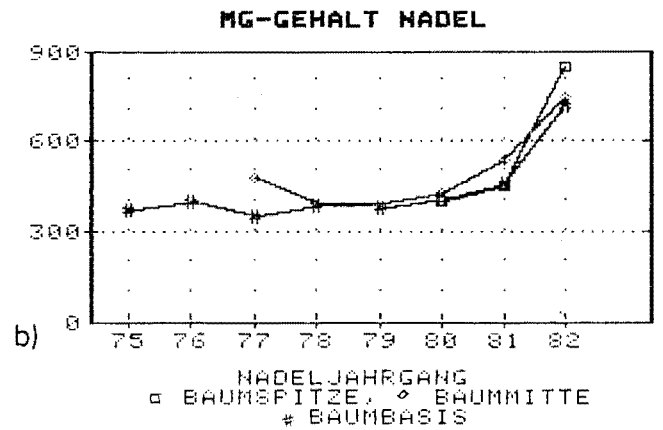
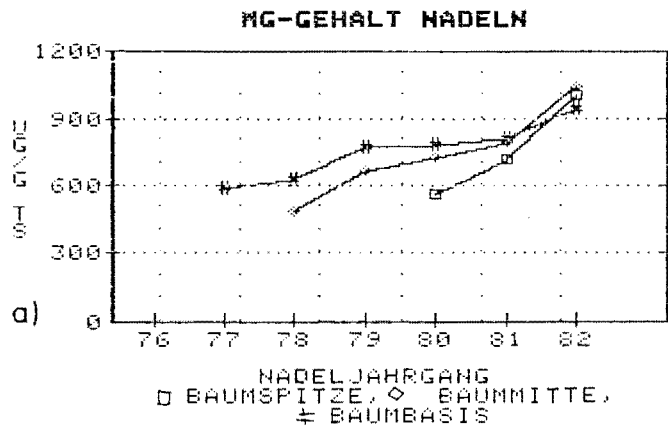


Abb. 2.1.2/79a-f: Magnesiumgehalt in Nadeln, Rinde und Holz ca. 10jähriger *Fichten* (Abb. a, c, e) und ca. 10jähriger *Tannen* (Abb. b, d, f) (Mischprobe aus 5 Bäumen) in Abhängigkeit vom Nadelalter und der vertikalen Hierarchie; Probenahme: 04. 01. 1983, Kälbelescheuer, Schwarzwald

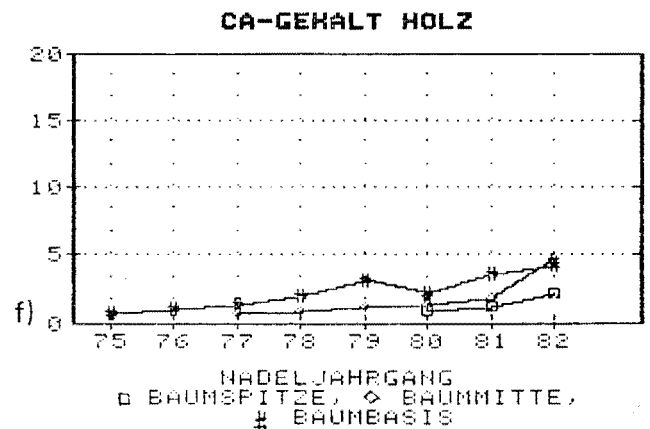
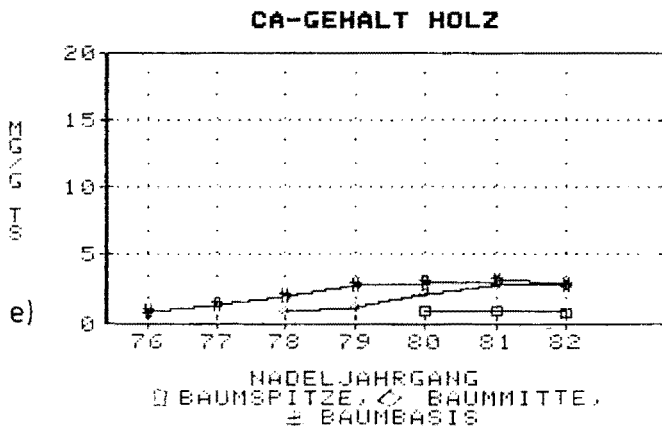
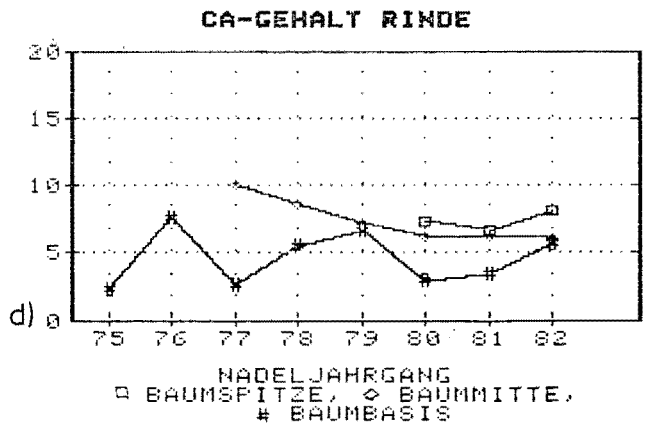
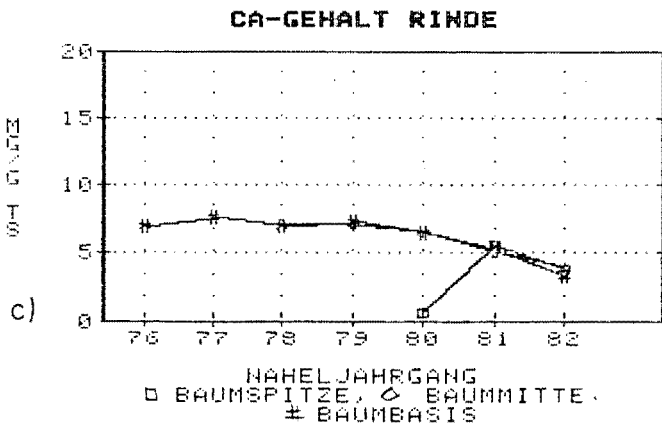
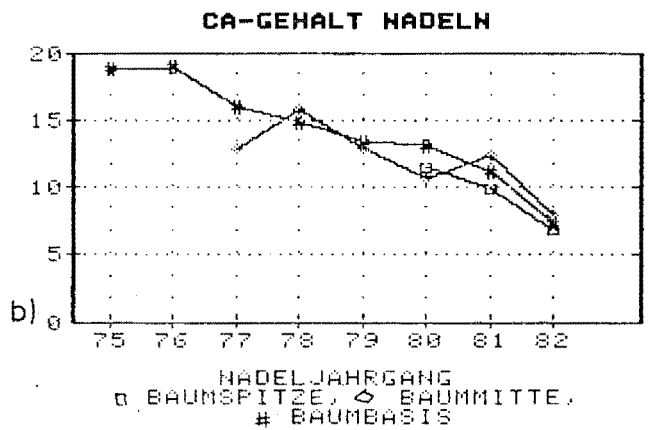
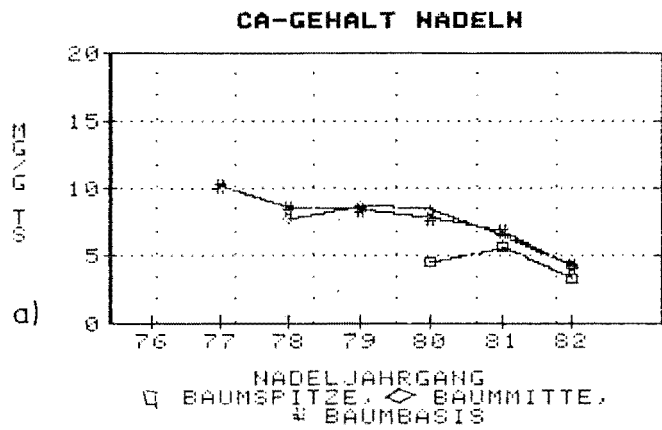


Abb. 2.1.2/80a-f: Kalziumgehalt in Nadeln, Rinde und Holz ca. 10jähriger *Fichten* (Abb. a, c, e) und ca. 10jähriger *Tannen* (Abb. b, d, f) (Mischprobe aus 5 Bäumen) in Abhängigkeit vom Nadelalter und der vertikalen Hierarchie; Probenahme: 04. 01. 1983, Kälbelescheuer, Schwarzwald

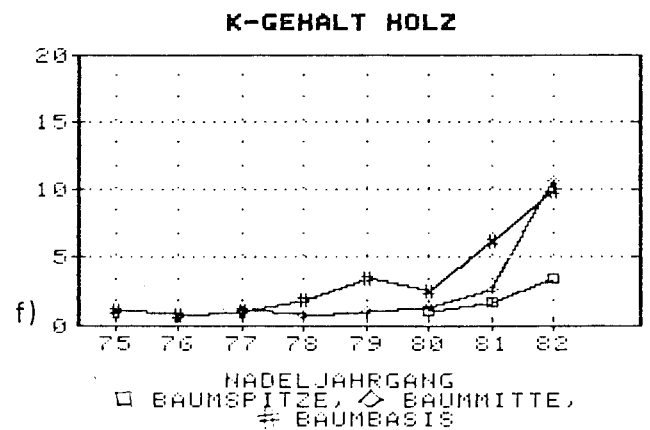
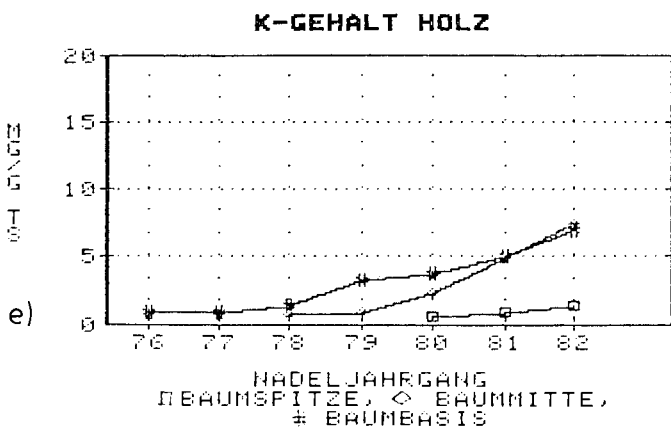
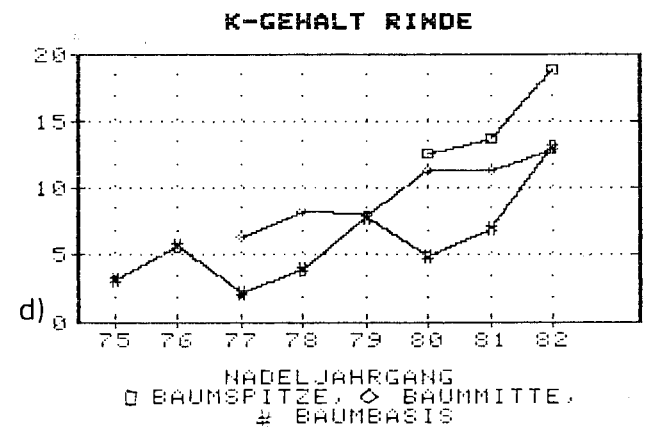
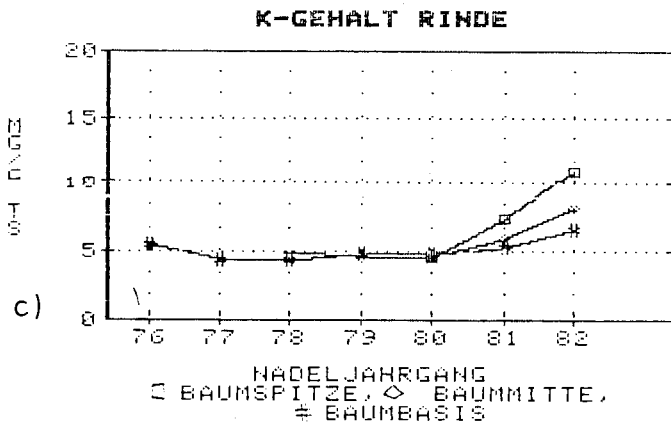
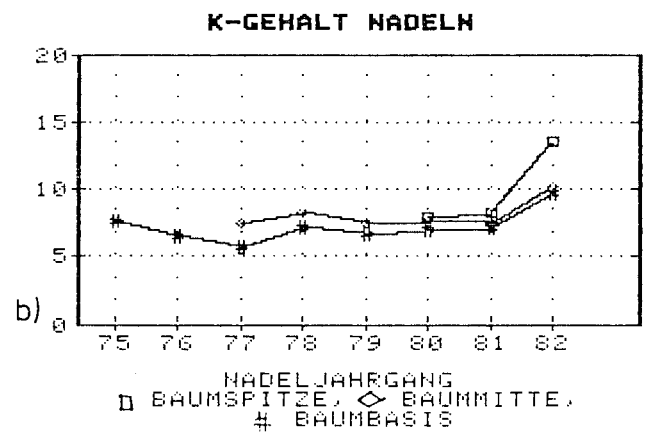
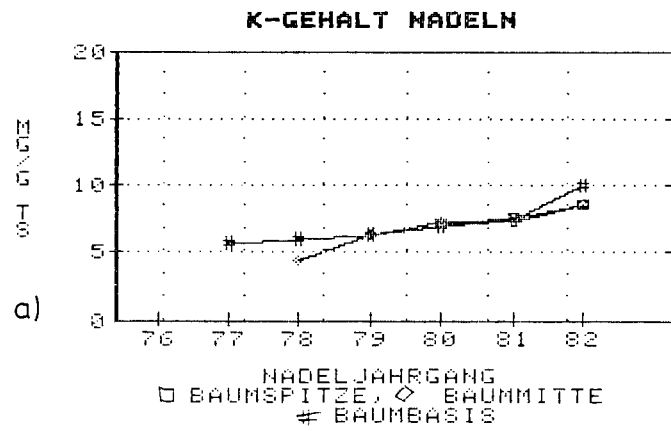
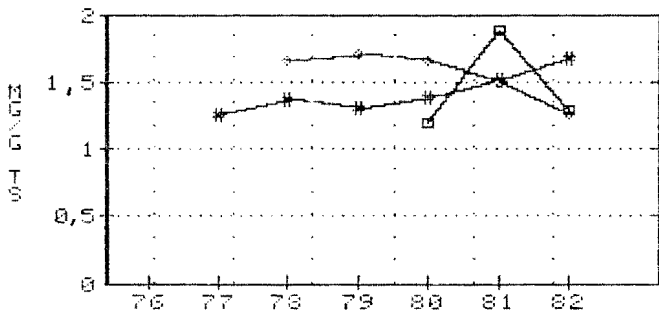


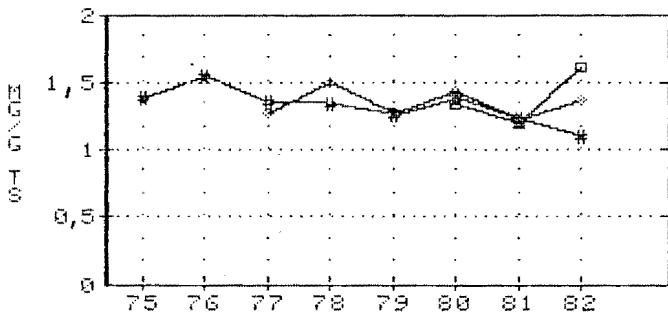
Abb. 2.1.2/81a-f: Kaliumgehalt in Nadeln, Rinde und Holz ca. 10jähriger *Fichten* (Abb. a, c, e) und ca. 10jähriger *Tannen* (Abb. b, d, f) (Mischprobe aus 5 Bäumen) in Abhängigkeit vom Nadelalter und der vertikalen Hierarchie; Probenahme: 04. 01. 1983, Kälbelescheuer, Schwarzwald

S-GEHALT NADELN



a)

S-GEHALT NADELN



b)

Abb. 2.1.2/82: Schwefelgehalt in Nadeln ca. 10jähriger Fichten (Abb. a) und ca. 10jähriger Tannen (Abb. b) (Mischprobe aus 5 Bäumen) in Abhängigkeit vom Nadelalter und der vertikalen Hierarchie; Probenahme: 04. 01. 1983, Kälbelescheuer, Schwarzwald

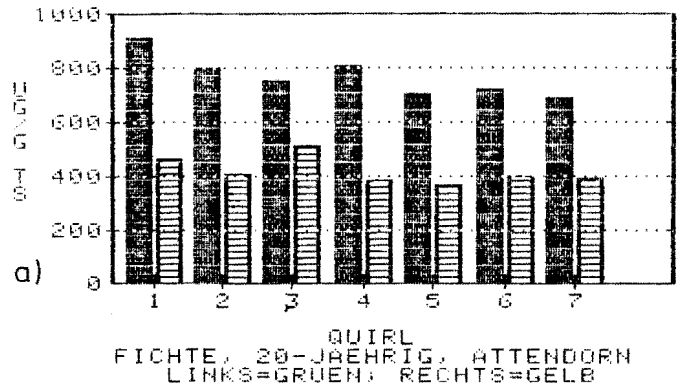
Magnesium

An den Standorten im Schwarzwald – und bedingt auch in der Eifel bzw. dem Eggegebirge – konnte eine charakteristische Verteilung der Magnesiumgehalte in Abhängigkeit vom Nadelalter festgestellt werden, d.h., die höchsten Gehalte wurden in den ältesten bzw. jüngsten Nadeln gefunden. Auch in vertikaler Achse, also in Abhängigkeit vom Quirl, zeigt sich ein ausgeprägtes Verteilungsmuster. Die höchsten Magnesiumgehalte finden sich bei dem gesunden Baum in den jüngsten Nadeln des zuletzt gebildeten Quirls (Quirl Nr. 1). Mit zunehmendem Quirlalter nehmen die Gehalte um 25% von 900 auf 680 $\mu\text{g g}^{-1}$ TS ab (Abb. 2.1.2/83a).

Auch für den Nadeljahrgang 1982 ergibt sich eine vergleichbare Tendenz, wobei die Gehalte vom 2. zum 7. Quirl um 20% abnehmen (Abb. 2.1.2/83b). Keine Unterschiede sind mehr in den 81er Nadeln zwischen 3. und 7. Quirl erkennbar (Abb. 2.1.2/83c), und für die Nadeln des Jahrganges 1980 dreht sich das Verhältnis um, indem die niedrigsten Gehalte im oberen Kronenbereich auftreten und zum 7. Quirl hin zunehmen (Abb. 2.1.2/83d). Deutlich anders ist die Magnesiumverteilung in der geschädigten Fichte. Bei allen Quirlen und bei allen Nadeljahrgängen sind die Magnesiumgehalte gegenüber dem gesunden Baum erniedrigt. Dies ist besonders auffallend in den jüngsten Nadeln und Quirlen, wo der Gehaltsunterschied fast 50% beträgt. Mit zunehmender Quirlzahl nimmt der Unterschied ab, da die Magnesiumgehalte für

alle Quirle annähernd gleich sind. Die Magnesium-Spiegelwerte der anderen Nadeljahrgänge haben die gleiche Tendenz wie die grünen Nadeln, liegen jedoch bis auf den ältesten Nadeljahrgang deutlich niedriger (vgl. Abb. 2.1.2/83a-d).

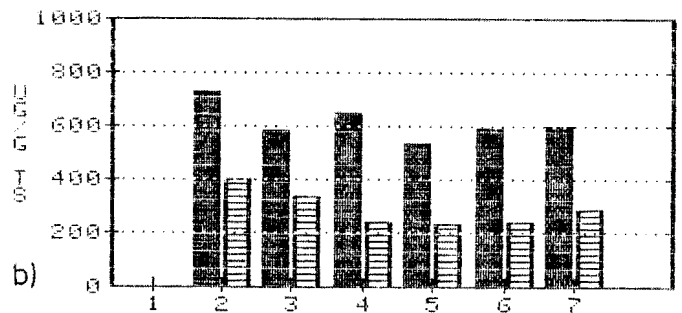
MG-GEHALT NADELN 1983



a)

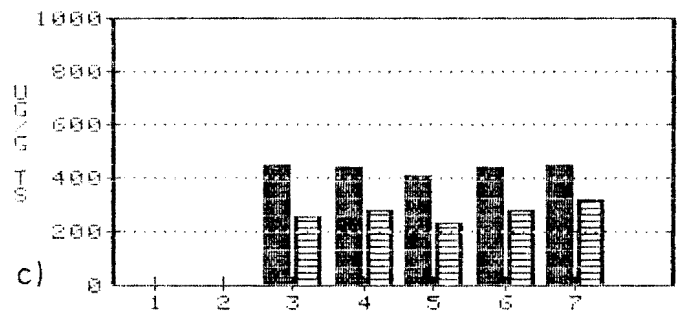
QUIRL
FICHTE, 20-JÄHRIG, ATTENDORN
LINKS=GRÜEN; RECHTS=GELB

MG-GEHALT NADELN 1982



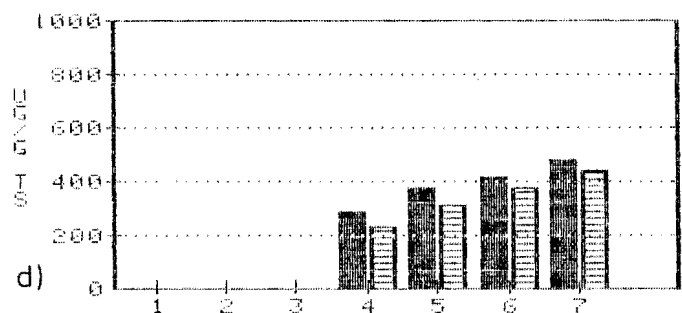
b)

MG-GEHALT NADELN 1981



c)

MG-GEHALT NADELN 1980



d)

Abb. 2.1.2/83a-d: Magnesiumgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 20jähriger Fichten

Kalzium

Ein Vergleich der Abbildungen 2.1.2/84a-d zeigt, übereinstimmend mit Beobachtungen an anderen zuvor beschriebenen Standorten, eine Kalzium-Zunahme mit zunehmendem Nadelalter. Bemerkenswert ist jedoch die unterschiedliche Veränderung des Kalziumgehaltes zwischen grünen und vergilbten Bäumen in Abhängigkeit von Nadelalter und Quirl. Die Gehalte der jüngsten Nadeln beider Baumgruppen unterscheiden sich nicht und zeigen keine Differenzierung in Abhängigkeit von der Quirlstellung. Hingegen sind die Kalziumgehalte der gelben Nadeln des Jahrganges 1982 um fast 40% bei allen Quirlen gegenüber den grünen erniedrigt, während in den 1981er Nadeln wieder nahezu keine Unterschiede bis auf den 3. Quirl zu beobachten sind (Abb. 2.1.2/84c). In den ältesten untersuchten Nadeln von 1980 kehrt sich dies um, und die Kalziumgehalte der gelben Nadeln liegen im Mittel aller Quirle um ca. 20% höher als die der grünen. Eine systematische Abhängigkeit der Kalziumgehalte der Nadeln von der Quirlstellung besteht aber offenbar nicht.

Kalium

Wie schon an anderen Standorten beobachtet, liegen auch am Standort Attendorn die Kaliumgehalte der gelben Nadeln bei allen untersuchten Nadeljahrgängen und allen Quirlen um ca. 30% unter denen der grünen Nadeln, wobei erwartungsgemäß bei beiden Gruppen die Gehalte mit zunehmendem Nadelalter abnehmen (ca. 60%).

Im Gegensatz zu den Kalzium-Spiegelwerten ist aus der Abb. 2.1.2/85a erkennbar, daß die Kaliumgehalte des jüngsten Nadeljahrganges sowohl grüner als auch gelber Nadeln im obersten Quirl am höchsten sind und zur Kronenbasis abnehmen. Bei den übrigen Nadeljahrgängen ist eine solche Differenzierung nur noch teilweise oder gar nicht mehr zu beobachten. Dies ist insofern plausibel, als die höchsten Kaliumgehalte stets in den stoffwechselaktivsten Wachstumszonen gefunden werden (Abb. 2.1.2/85b-d).

Schwefel

Die Schwefelverteilung innerhalb der Baumkronen ist bei allen untersuchten Nadeljahrgängen relativ gleichmäßig. Auch liegen die Schwefelgehalte im Normalbereich zwischen 1000 und 1200 $\mu\text{g g}^{-1}$ TS. Auffallend ist jedoch, daß mit zunehmendem Nadelalter bei allen Quirlen die gelben Nadeln deutlich niedrigere Schwefelgehalte aufweisen als die grünen Nadeln, was ja auch schon an einigen Standorten im Schwarzwald beobachtet worden ist (Abb. 2.1.2/86a-d).

Zink

Betrachtet man die in den Abb. 2.1.2/87a-d wiedergegebenen Zinkgehalte der einzelnen Nadeljahrgänge und deren Verteilung über den Kronenraum in Abhängigkeit

vom Verfärbungsgrad, so sind zwei Dinge auffallend: Zum einen nimmt der Zinkgehalt, wie bei allen Schwermetallen mit zunehmendem Nadelalter zu, zum anderen liegen die Gehalte der gelben Nadeln mit zunehmendem Alter um nahezu 80% niedriger als die der grünen. Mit Zinkgehalten um 20 $\mu\text{g g}^{-1}$ TS im jüngsten Nadeljahrgang befinden sich die Bäume in einem latenten Mangelbereich, dies trifft für beide Gruppen zu, wobei jedoch der ungeschädigte Baum aufgrund der relativ hohen Zinkgehalte des '82er-Nadeljahrganges über eine gewisse Umlagerungsreserve verfügt, die dem geschädigten Baum fehlt. Dies ist insofern bedeutsam, als Zink nur bedingt in der Pflanze beweglich ist und sich eine Verlagerung nur zu jüngeren Pflanzenteilen, also akropetal, vollzieht [16]. Die Verteilung innerhalb des Kronenraumes ist abgesehen von gewissen Schwankungen relativ gleichmäßig.

Kupfer

Die Kupfergehalte liegen zwischen 4 und 6 $\mu\text{g g}^{-1}$ TS und damit im Normalbereich, unabhängig vom Verfärbungsgrad des Baumes. Mit zunehmendem Nadelalter liegen die Kupfergehalte der gelben Nadeln unter denen der grünen Nadeln, was besonders beim Nadeljahrgang 1980 zu beobachten ist. Darüber hinaus sind die Kupfergehalte innerhalb der Baumkrone recht gleichmäßig verteilt (Abb. 2.1.2/88a-d).

Blei

Wie den Abb. 2.1.2/89a-d zu entnehmen ist, ergibt sich aus den Bleigehalten in grünen und gelben Fichtennadeln ein sehr einheitliches Bild, abgesehen von der Bleianreicherung mit zunehmendem Nadelalter. Unter Berücksichtigung der Normalgehalte für Blei von $< 5 \mu\text{g g}^{-1}$ TS sind die Gehalte teilweise, vor allem in den älteren Nadeln, hoch.

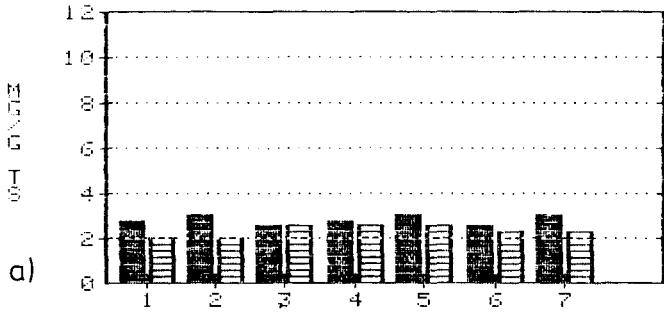
Nickel

Die Ni-Gehalte grüner und gelber Nadeln der Jahrgänge '83, '82 und '81 liegen $< 10 \mu\text{g g}^{-1}$ TS und damit im Normalbereich. Sie weisen eine gleichmäßige Verteilung innerhalb der Krone auf und zeigen keine Unterschiede bezüglich der Nadelverfärbung (vgl. Abb. 2.1.2/90a-c). Wie bei den anderen Schwermetallen lassen sich im Nadeljahrgang '80 deutlich höhere Gehalte nachweisen. Auch ergeben sich starke Unterschiede in Abhängigkeit vom Verfärbungsgrad, mit einem Verhältnis von 1:3 zwischen vergilbten zu grünen Bäumen.

Chrom

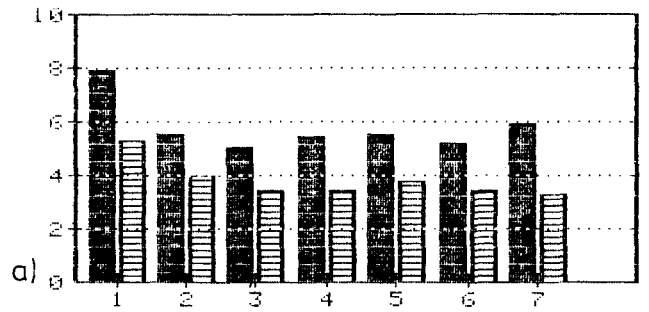
Die Chromgehalte der Nadeln liegen durchweg unter 5 $\mu\text{g g}^{-1}$ TS und zeigen eine Anreicherung mit zunehmendem Nadelalter. Die Gehalte der gelben Nadeln sind in allen Nadeljahrgängen und bis auf wenige Ausnahmen in allen Quirlen niedriger, was besonders deutlich bei den Nadeln des Jahrganges 1980 auftritt. Innerhalb der Krone ist Chrom recht gleichmäßig verteilt (Abb. 2.1.2/91a-d).

CA-GEHALT NADELN 1983



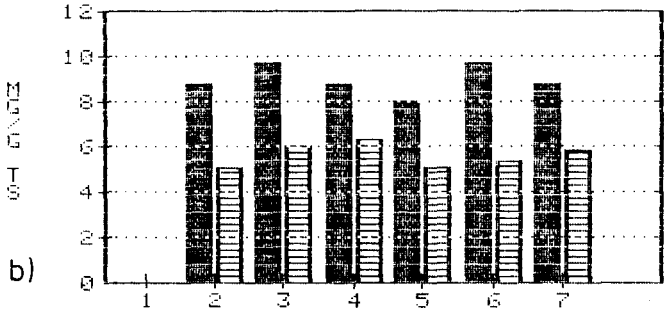
QUIRL
FICHTE, 20-JAHRIG, ATTENDORN
LINKS=GRUEN; RECHTS=GELB

K-GEHALT NADELN 1983

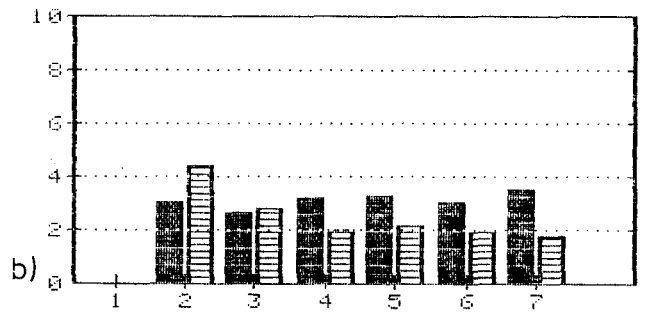


QUIRL
FICHTE, 20-JAHRIG, ATTENDORN
LINKS=GRUEN; RECHTS=GELB

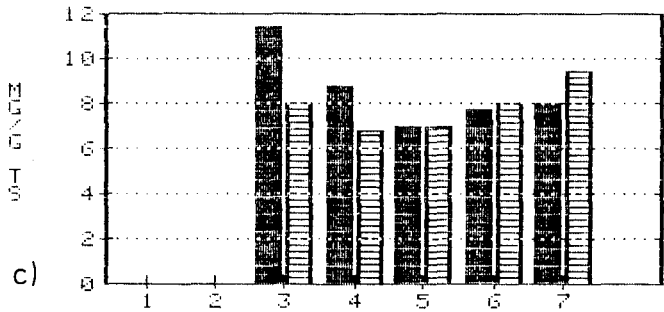
CA-GEHALT NADELN 1982



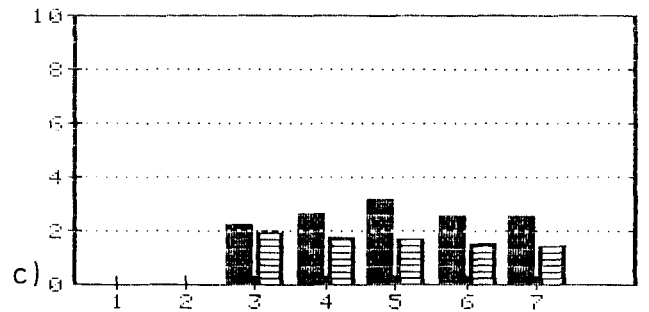
K-GEHALT NADELN 1982



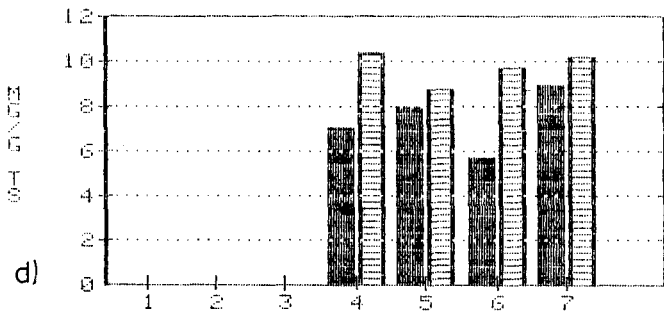
CA-GEHALT NADELN 1981



K-GEHALT NADELN 1981



CA-GEHALT NADELN 1980



K-GEHALT NADELN 1980

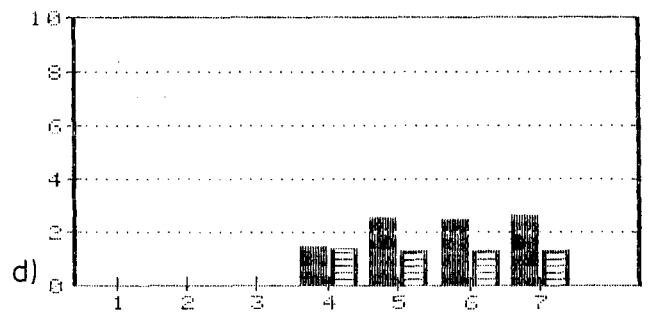


Abb. 2.1.2/84a-d: Kalziumgehalt [mg g⁻¹ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 20jähriger Fichten

Abb. 2.1.2/85a-d: Kaliumgehalt [mg g⁻¹ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 20jähriger Fichten

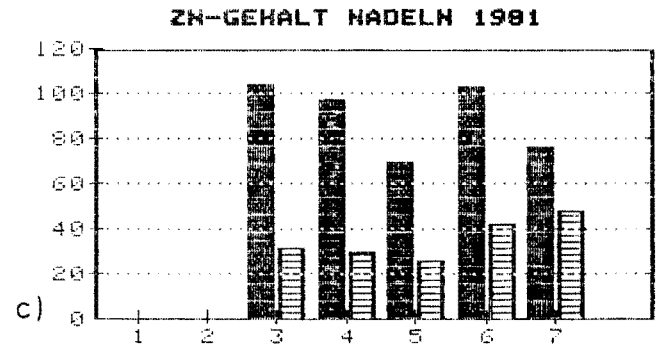
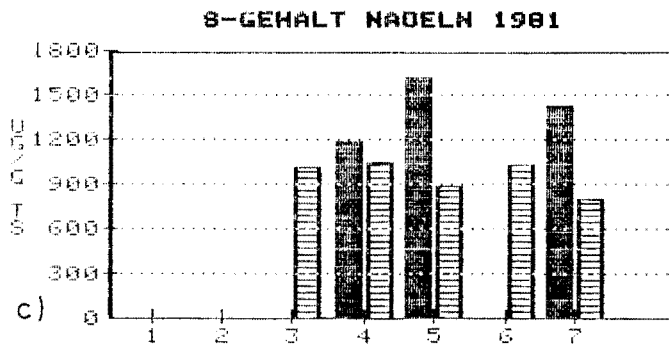
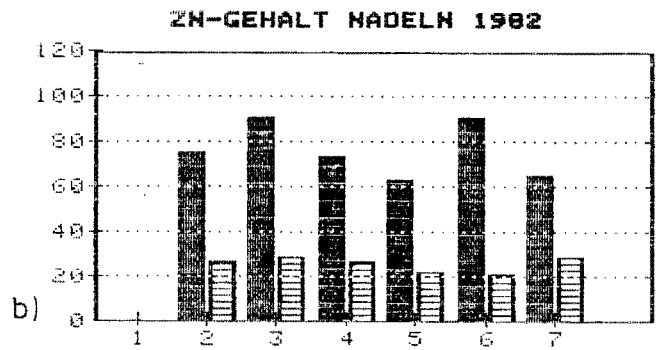
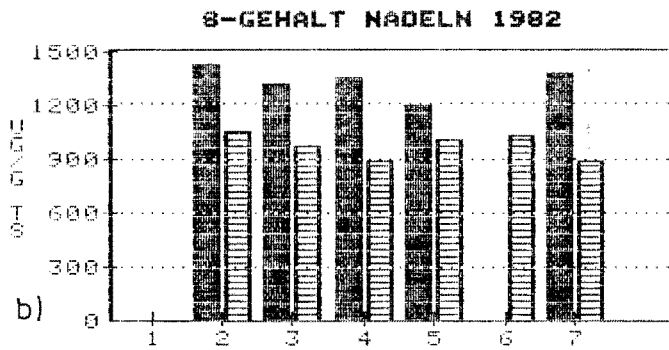
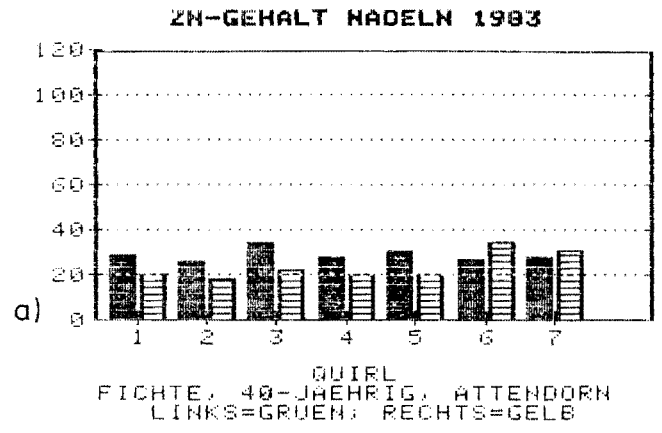
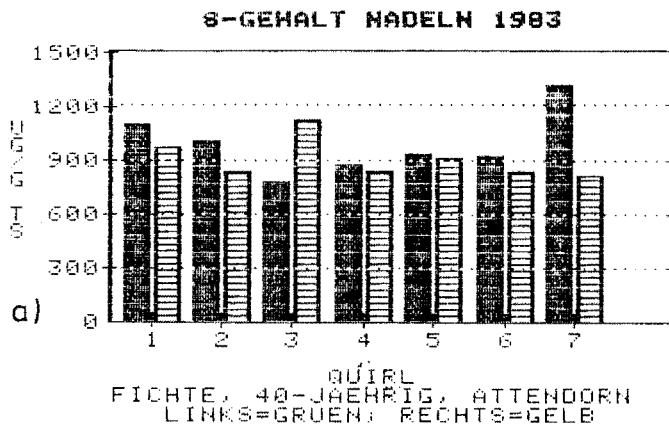


Abb. 2.1.2/86a-c: Schwefelgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 40jähriger Fichten

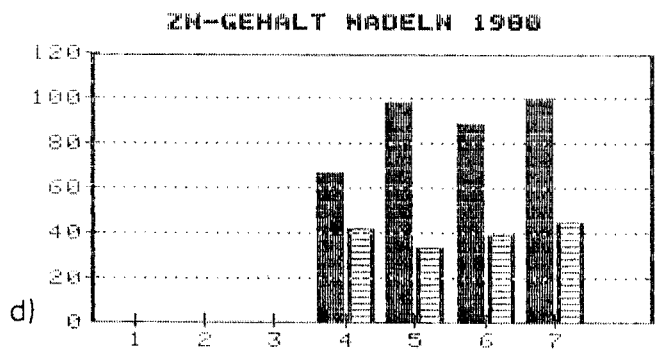
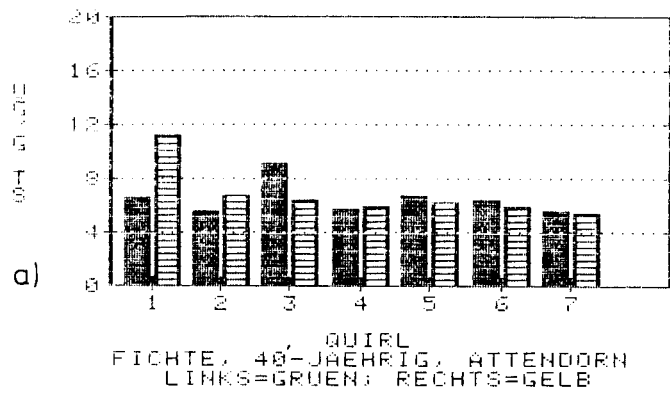
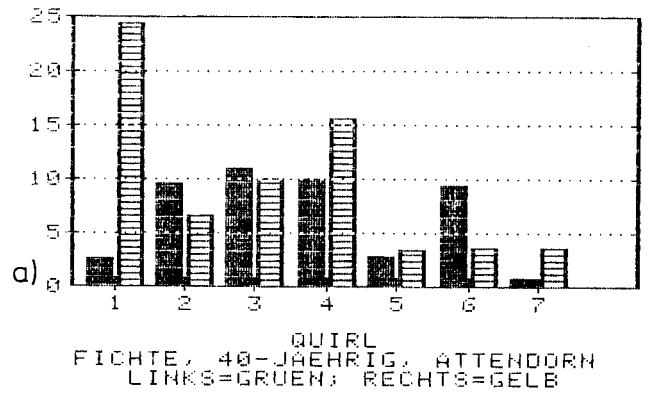


Abb. 2.1.2/87a-d: Zinkgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 40jähriger Fichten

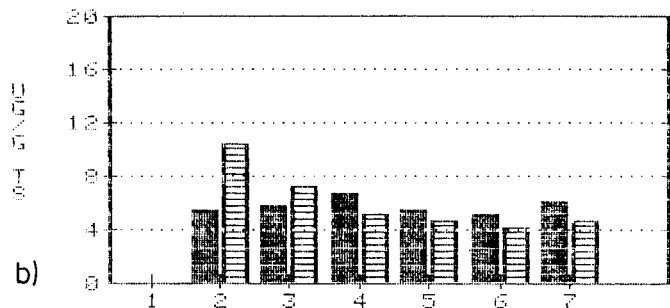
CU-GEHALT NADELN 1983



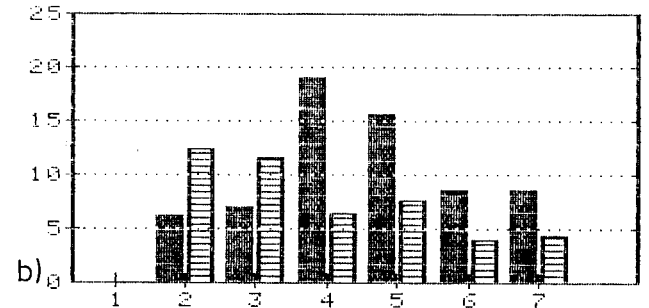
PB-GEHALT NADELN 1983



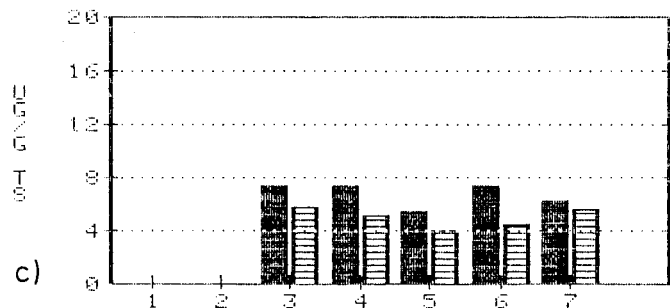
CU-GEHALT NADELN 1982



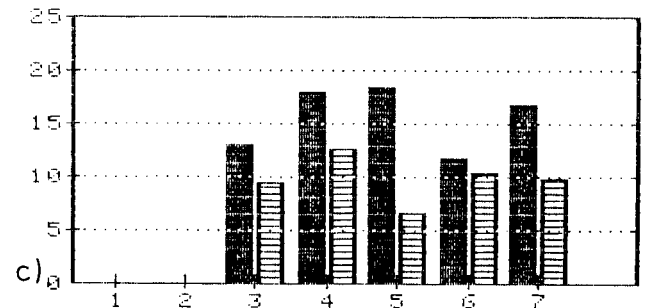
PB-GEHALT NADELN 1982



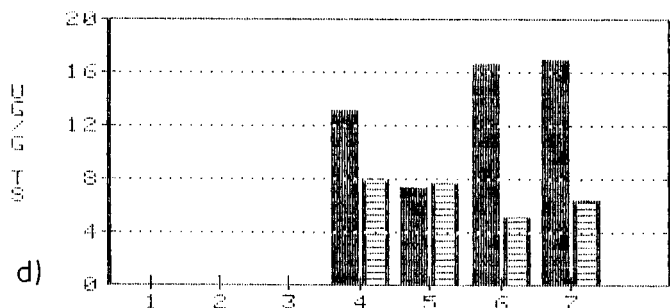
CU-GEHALT NADELN 1981



PB-GEHALT NADELN 1981



CU-GEHALT NADELN 1980



PB-GEHALT NADELN 1980



Abb. 2.1.2/88a-d: Kupfergehalt [µg g⁻¹ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 40jähriger Fichten

Abb. 2.1.2/89a-d: Bleiergehalt [µg g⁻¹ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 40jähriger Fichten

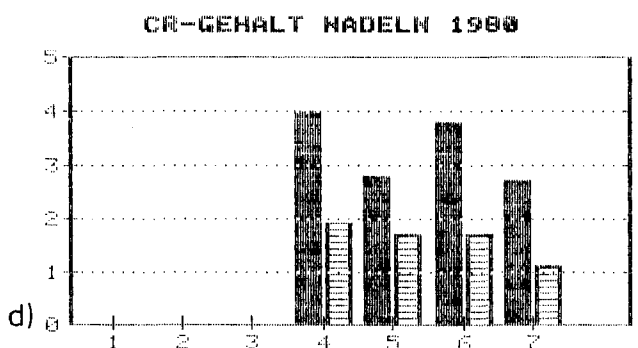
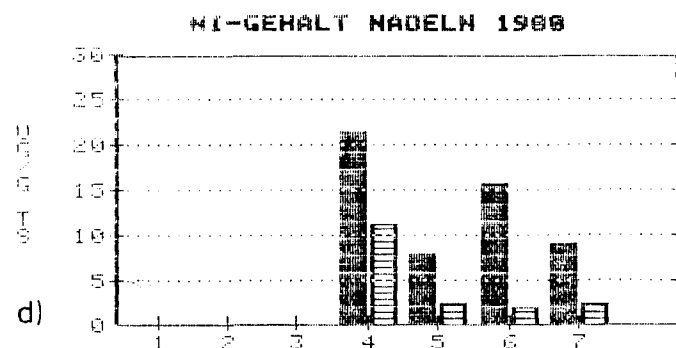
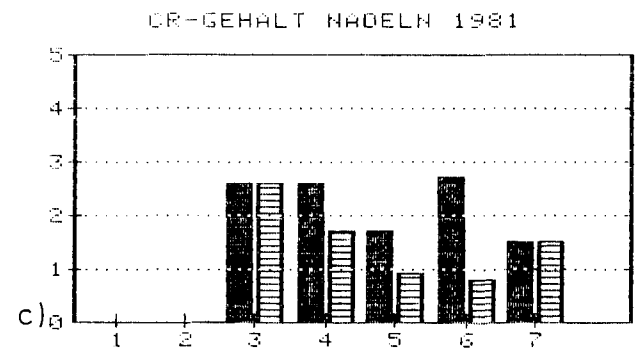
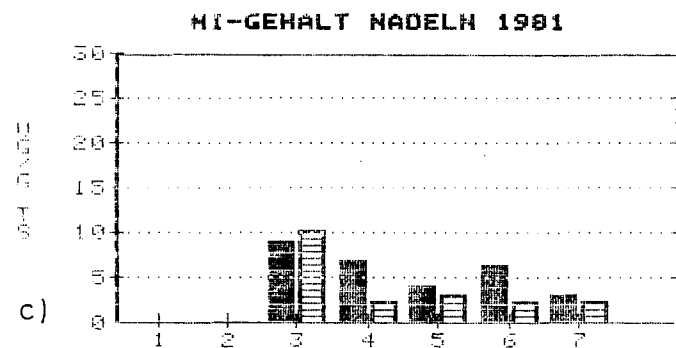
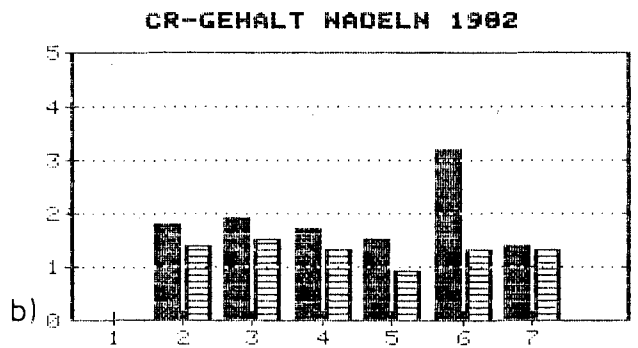
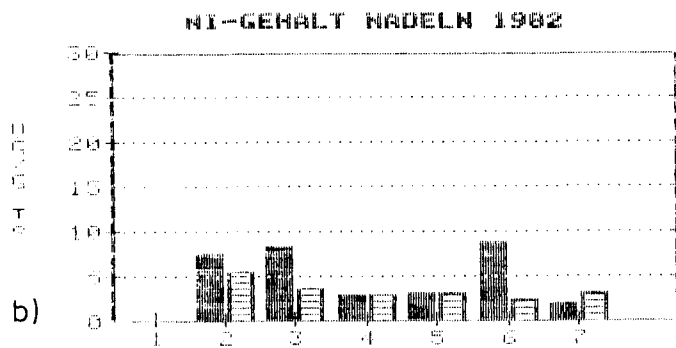
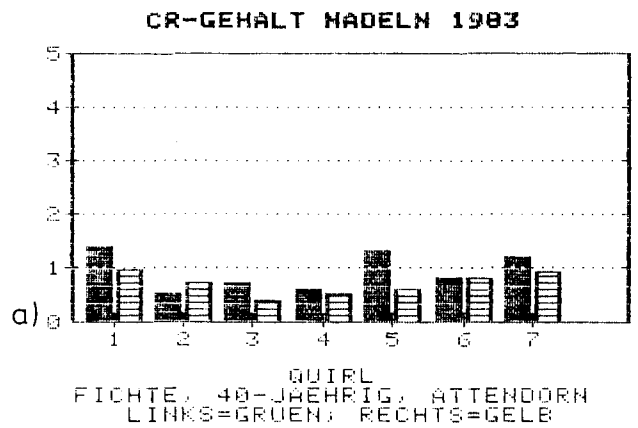
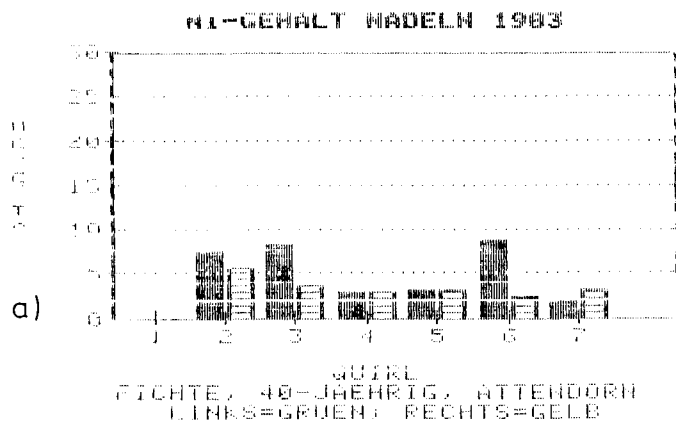


Abb. 2.1.2/90a-d: Nickelgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 40jähriger Fichten

Abb. 2.1.2/91a-d: Chromgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in grünen und gelben Nadeln ca. 40jähriger Fichten

2.1.2.4.3. Eggegebirge, Forstbetriebsbezirk Buke, Forstamt Paderborn

Im Oktober 1983 wurden im Eggegebirge, Forstbetriebsbezirk Buke, je drei ca. 40jährige Fichten aus einem durch Schneebruch gelichteten Bestand geschlagen, von denen eine Gruppe starke Vergilbungserscheinungen an den älteren Nadeln aufwies, während die Kontrollgruppe einen äußerlich relativ gesunden Eindruck machte. Die Bäume wurden quirll- und nadeljahrgangsweise zerlegt und die Nadeln chemisch-analytisch auf die Elemente Magnesium, Kalzium, Kalium, Zink, Mangan, Schwefel und Stickstoff untersucht. Parallel hierzu wurde auch der Nährstoffstatus der jeweiligen entnadelteten Zweigstücke bestimmt. Ferner wurden aus dem mittleren und unteren Kronenbereich (6. und 10. Quirl), hierarchisch gleich gestellte Zweige entnommen und entsprechend analysiert, bei denen die Nadeln des unterliegenden, schattierten Zweiges dunkelgrün, die des darüberliegenden, lichtexponierten Zweiges aber vergilbt waren [vgl. auch 6].

Ergebnisse

In den Tabellen 2.1.2/1-9 sind die mittleren Nadel- bzw. Rinden- und Holzgehalte ($n = 3/\text{Gruppe}$) für die einzelnen Nadeljahrgänge und Kronenbereiche wiedergegeben. Die Untersuchungsergebnisse für die Quirle 1-3 (Kronenspitze), 4-7 (Kronenmitte) und 8-11 (Kronenbasis) wurden dabei jeweils zusammengefaßt, um eine bessere Übersicht zu erhalten. Unabhängig von der massiven Nadelverfärbung wiesen alle Bäume in der Regel 6 Nadeljahrgänge und 11 bis 13 Quirle auf, wobei die Quirle 12 und 13 nur an zwei Bäumen vorhanden waren und insofern unberücksichtigt blieben.

Magnesium

Wie Tabelle 2.1.2/1 zu entnehmen ist, liegen die Magnesiumgehalte in den Nadeln beider Gruppen bei $< 500 \mu\text{g g}^{-1}$ TS und damit im Mangelbereich [12]. Wie auch am Standort Ebbegebirge (2.1.2.4.2) beobachtet, ließen sich die höchsten Gehalte im oberen Kronendrittel in den jüngsten Nadeln, im mittleren Kronenteil in den ältesten und im unteren Kronendrittel sowohl im jüngsten wie ältesten Nadeljahrgang nachweisen. Aus den dreidimensionalen Darstellungen in den Abbildungen 2.1.2/92 und 2.1.2/93 ist gut erkennbar, daß die charakteristische Magnesium-Verteilung, wie sie auch schon im Schwarzwald gefunden wurde (Abb. 2.1.2/1 „Kälbelescheuer“ und „Haldenhof“) mit höchsten Gehalten im jüngsten bzw. ältesten Nadeljahrgang nur noch bei den grünen Fichten vorhanden ist. Prinzipiell ergibt sich die gleiche Verteilung für den Rinden-/Holzteil, wobei die Magnesiumgehalte aber um fast 30% höher liegen als in den Nadeln (Abbildungen 2.1.2/94 und 2.1.2/95).

Kalzium

Die Kalziumgehalte sind in Tabelle 2.1.2/2 wiedergegeben, und es zeigt sich – wie auch an Fichten im Ebbegebirge beobachtet – eine recht gleichmäßige Verteilung dieses Elementes in vertikaler Achse, wobei die höchsten Gehalte im oberen Kronendrittel gefunden wurden (vgl. Abbildungen 2.1.2/96 und 2.1.2/97). Die Gehaltsunterschiede in Abhängigkeit vom Vergilbungsgrad waren gering und lagen für alle Kronenbereiche in der gleichen Größenordnung. Wie schon zuvor bei Magnesium festgestellt, wiesen Rinden-/Holzteil vergleichsweise höhere Gehalte auf, wobei sich ebenfalls keine Unterschiede in

der vertikalen Verteilung ergaben und in der horizontalen Verteilung die höchsten Gehalte im ältesten Gewebe nachweisbar waren (Abbildungen 2.1.2/98 und 2.1.2/99). Bemerkenswerterweise waren die Nadelgehalte der vergilbten Bäume bis auf das obere Kronendrittel höher als in den gesunden Bäumen, während dies im Rinden-/Holzteil bis auf die ältesten Gewebepartien umgekehrt war.

Kalium

Auffallende Unterschiede im Kaliumgehalt zwischen beiden Baumgruppen ergeben sich nicht (Tabelle 2.1.2/3), wobei die vergilbten Bäume teilweise höhere Gehalte bis auf den unteren Kronenbereich aufweisen als die gesunden Fichten (vgl. Abbildungen 2.1.2/100 und 2.1.2/101). Mit zunehmendem Nadel- bzw. Gewebeatler allgemein nimmt der Kaliumgehalt ab, wobei die höchsten Nadelgehalte im oberen Kronendrittel und die höchsten Rinden-/Holzgehalte im unteren Kronendrittel zu finden sind (Abbildungen 2.1.2/102 und 2.1.2/103). In den wachstumsaktiven Geweben liegen die Gehalte über 4 mg g^{-1} TS, so daß eine ausreichende Kaliumversorgung der Bäume zu unterstellen ist.

Zink

Die Zinkgehalte der jüngsten Nadeln weisen in allen Kronenbereichen Gehalte unter $20 \mu\text{g g}^{-1}$ TS auf, wobei die erkrankten Bäume bis auf den unteren Kronenbereich niedrigere Werte zeigen als die gesunden Bäume. Abgesehen vom jüngsten Nadeljahrgang, nimmt der Zinkgehalt der Nadeln mit der Quirlzahl und dem Nadelalter im Gegensatz zu den an Fichten im Ebbegebirge gemachten Beobachtungen (vgl. Kap. 2.1.2.4.2) zu (Abb. 2.1.2/104 und 2.1.2/105). Dies ist besonders bei den gesunden Fichten auffallend. Eine vergleichbare Verteilung ergibt sich auch für das Rinden-/Holzgewebe, jedoch liegen die Zinkgehalte, wie schon anderenorts festgestellt, fast doppelt so hoch wie in den Nadeln ($> 40 \mu\text{g g}^{-1}$ TS) (Abb. 2.1.2/106 und 2.1.2/107).

Mangan

Die höchsten Mangangehalte finden sich in den jüngsten Nadeln des oberen Baumdrittels. Im übrigen nehmen die Mangangehalte mit zunehmendem Nadelalter unabhängig vom Verfärbungsgrad ab (Tabelle 2.1.2/5). Innerhalb der vertikalen Achse finden sich die niedrigsten Werte im mittleren Kronenbereich. Abgesehen vom oberen Kronenbereich, kommt es zur Akkumulation mit zunehmendem Nadelalter (Abbildungen 2.1.2/108 und 2.1.2/109). Neben Magnesium und Zink ergibt sich auch für Mangan ein fast 30%iger Unterschied zwischen gesunden und erkrankten Bäumen, wobei aber die Gehalte selbst für die vergilbten Bäume ausreichend sind (vgl. Kap. 2.1.2). Derartige Unterschiede konnten im Rinden-/Holzgewebe nicht nachgewiesen werden, wobei zudem sowohl in vertikaler wie auch horizontaler Untersuchungsebene annähernde Gleichverteilung besteht, und die Gehalte in der Größenordnung der Nadeln liegen (Abbildungen 2.1.2/110 und 2.1.2/111).

Schwefel

Für Schwefel ließen sich keine Unterschiede, wie sie beispielsweise im Schwarzwald gefunden wurden, in Abhängigkeit vom Vergilbungsgrad ermitteln. Innerhalb der Baumkrone ergibt sich eine schwache Differenzierung,

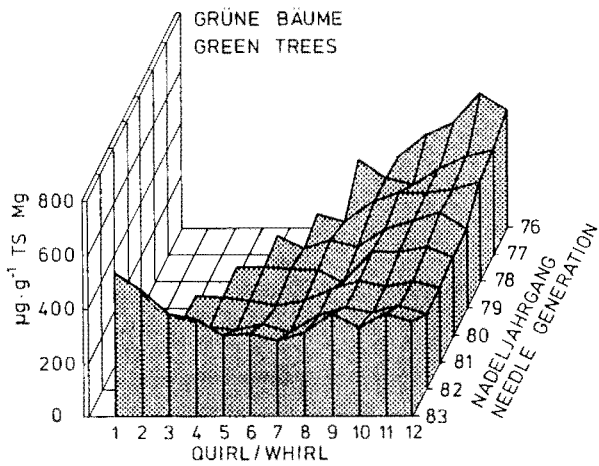


Abb. 2.1.2/92: Magnesiumgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in gesunden ca. 40jährigen Fichten in Abhängigkeit von Quirlstellung und Nadelalter (Forstbetriebsbezirk Buke, Forstamt Paderborn)

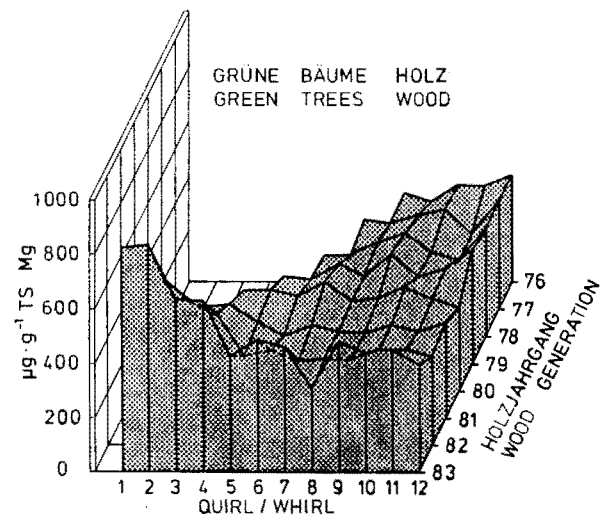


Abb. 2.1.2/94: Magnesiumgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in gesunden ca. 40jährigen Fichten in Abhängigkeit von Quirlstellung und Rinden-Holzteilalter

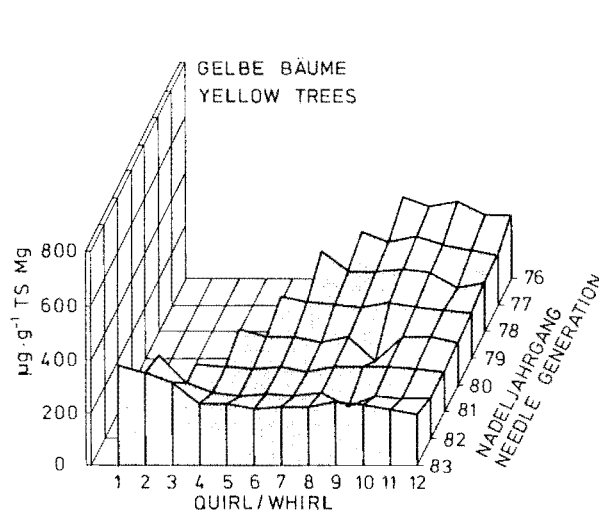


Abb. 2.1.2/93: Magnesiumgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in erkrankten ca. 40jährigen Fichten in Abhängigkeit von Quirlstellung und Nadelalter (Forstbetriebsbezirk Buke, Forstamt Paderborn)

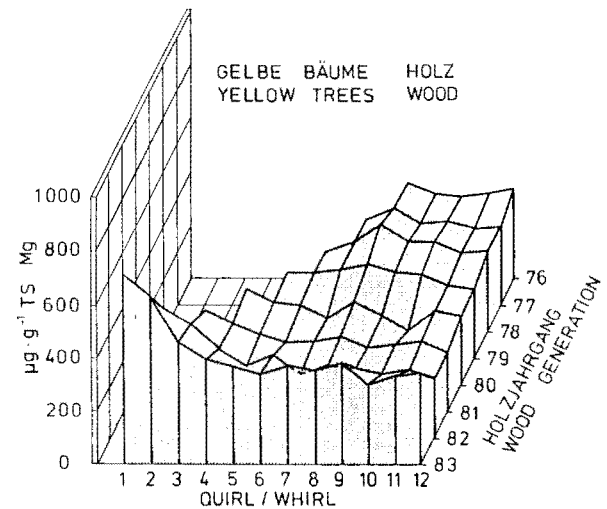


Abb. 2.1.2/95: Magnesiumgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in erkrankten ca. 40jährigen Fichten in Abhängigkeit von Quirlstellung und Rinden-Holzteilalter

wobei die untersten Quirle die niedrigsten Gehalte aufweisen (Tabelle 2.1.2/6). Erwartungsgemäß nimmt der Schwefelgehalt der Nadeln mit zunehmendem Nadelalter in allen Kronenebenen zu (vgl. Abbildungen 2.1.2/112 und 2.1.2/113). Die Gehalte im Rinden-/Holzgewebe betragen rund die Hälfte der der Nadeln (ca. $700 \mu\text{g g}^{-1}$ TS), allerdings nehmen sie mit zunehmendem Nadelalter ab (Abbildungen 2.1.2/114 und 2.1.2/115).

Stickstoff

Nach den Angaben von GUSSONE [12] oder auch HÜTTL und ZÖTTL [13] sind die Bäume unabhängig vom äußeren Erscheinungsbild ausreichend mit Stickstoff versorgt, da

selbst die ältesten Nadeln Gehalte oberhalb von 10 mg g^{-1} TS aufweisen (Tabelle 2.1.2/7). Die Gehalte nehmen bei beiden Gruppen mit zunehmendem Nadelalter ab, und es zeigt sich auch bei den gesunden Bäumen keine Differenzierung in der vertikalen Ebene. Bei den erkrankten Bäumen sind im unteren Kronendrittel etwas niedrigere Gehalte zu finden als im oberen Kronendrittel. Auch ergeben sich für alle Nadeljahrgänge in der mittleren und unteren Kronenebene etwas niedrigere Gehalte bei den erkrankten Bäumen (vgl. Abbildungen 2.1.2/116 und 2.1.2/117). Im Rinden- bzw. Holzgewebe liegen die Stickstoffgehalte ca. $\frac{1}{3}$ niedriger als in den Nadeln und nehmen mit zunehmendem Alter ab. Keine Unterschiede bestehen aber in den verschiedenen Kronenebenen (Abbildungen 2.1.2/118 und 2.1.2/119).

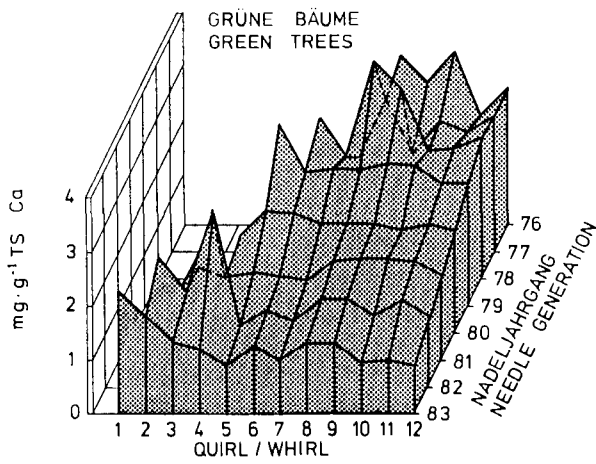


Abb. 2.1.2/96: Kalziumgehalt [mg g^{-1} TS] in gesunden ca. 40jährigen Fichten in Abhängigkeit von Quirlstellung und Nadelalter (Forstbetriebsbezirk Buke, Forstamt Paderborn)

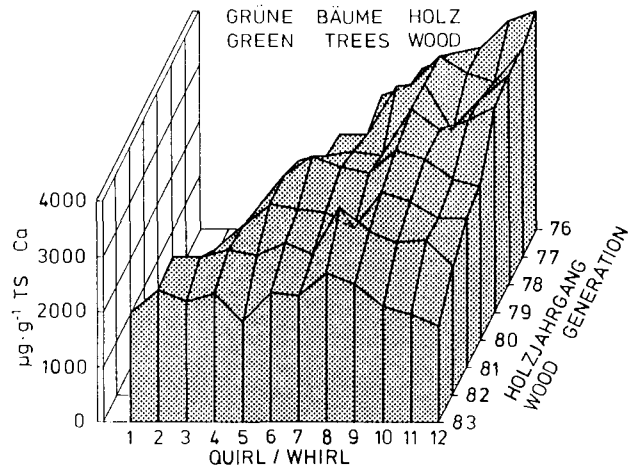


Abb. 2.1.2/98: Kalziumgehalt [mg g^{-1} TS] in gesunden ca. 40jährigen Fichten in Abhängigkeit von Quirlstellung und Rinden-Holzteilalter

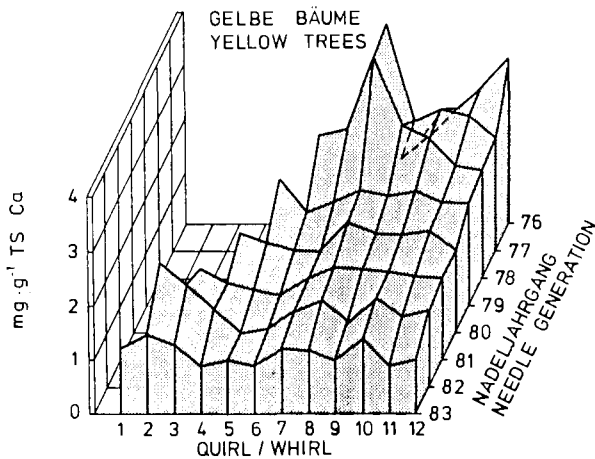


Abb. 2.1.2/97: Kalziumgehalt [mg g^{-1} TS] in erkrankten ca. 40jährigen Fichten in Abhängigkeit von Quirlstellung und Nadelalter (Forstbetriebsbezirk Buke, Forstamt Paderborn)

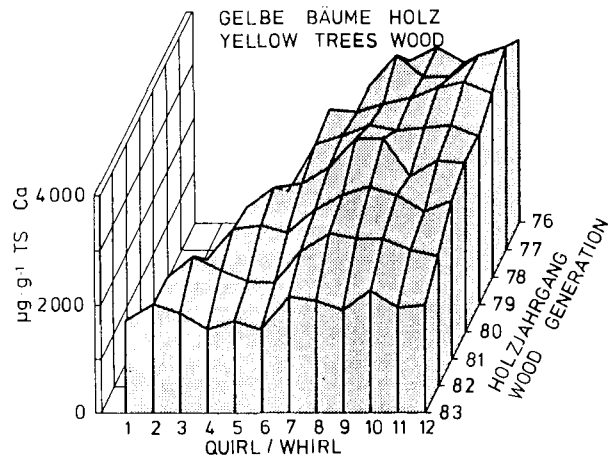


Abb. 2.1.2/99: Kalziumgehalt [mg g^{-1} TS] in erkrankten ca. 40jährigen Fichten in Abhängigkeit von Quirlstellung und Rinden-Holzteilalter

Nährstoffgehalte in Abhängigkeit von der Lichtexposition

In den Abbildungen 2.1.2/120a-g und 2.1.2/121a-g sind die Elementgehalte der untersuchten Nadeljahrgänge für den 6. bzw. 10. Quirl für grüne, schattierte bzw. gelbe lichtexponierte Zweige erkrankter Bäume dargestellt. Vorzugsweise im Bereich der Kronenbasis (10. Quirl) sind die Gehalte an Magnesium, Kalzium, Zink, Mangan, Stickstoff und Schwefel in den grünen, schattierten Nadeln erhöht. Bei Kalium ist dies umgekehrt, hier finden sich die höheren Gehalte in den lichtexponierten vergilbten Nadeln. Besonders auffallend sind diese Unterschiede im jüngsten Nadeljahrgang bei Magnesium, Zink und Kalzium (Abb. 2.1.2/121 a, b, d). Im mittleren Kronenbereich

sind die Unterschiede allerdings deutlich geringer, wie den Abbildungen 2.1.2/120a-g zu entnehmen ist. Dies ist umso erstaunlicher, als ein eindeutiger visueller Unterschied in der Nadelverfärbung auch in diesem Bereich festgestellt werden konnte.

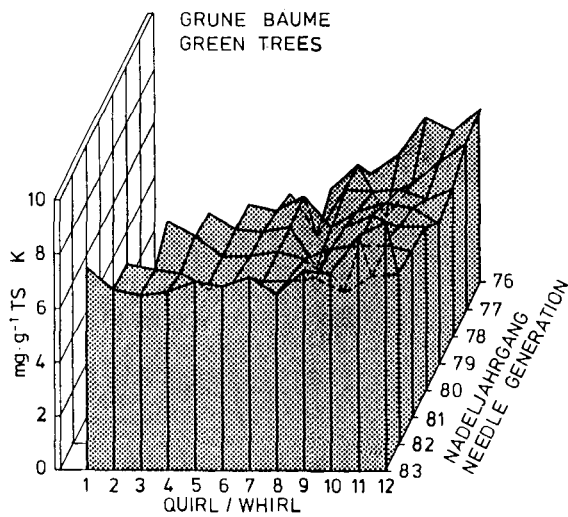


Abb. 2.1.2/100: Kaliumgehalt [mg g^{-1} TS] in gesunden ca. 40jährigen Fichten in Abhängigkeit von Quirlstellung und Nadelalter (Forstbetriebsbezirk Buke, Forstamt Paderborn)

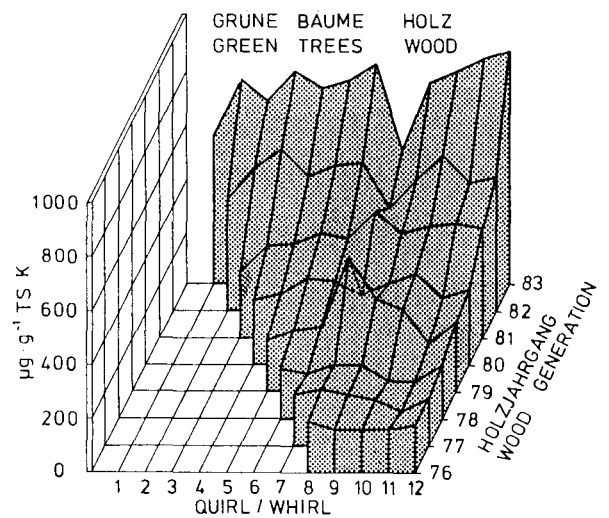


Abb. 2.1.2/102: Kaliumgehalt [mg g^{-1} TS] in gesunden ca. 40jährigen Fichten in Abhängigkeit von Quirlstellung und Rinden-Holzteilalter

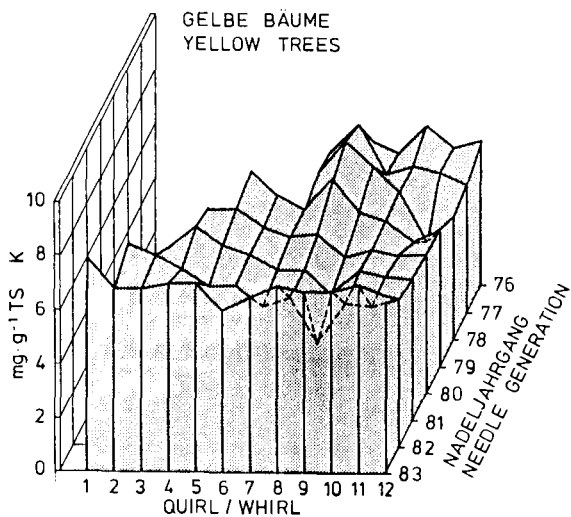


Abb. 2.1.2/101: Kaliumgehalt [mg g^{-1} TS] in erkrankten ca. 40jährigen Fichten in Abhängigkeit von Quirlstellung und Nadelalter (Forstbetriebsbezirk Buke, Forstamt Paderborn)

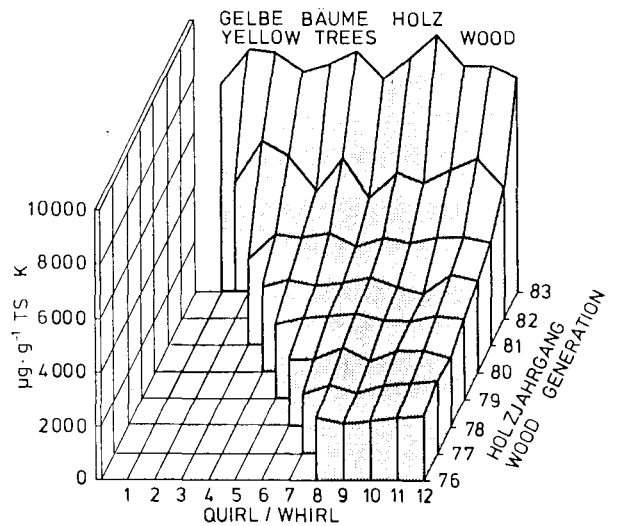


Abb. 2.1.2/103: Kaliumgehalt [mg g^{-1} TS] in erkrankten ca. 40jährigen Fichten in Abhängigkeit von Quirlstellung und Rinden-Holzteilalter

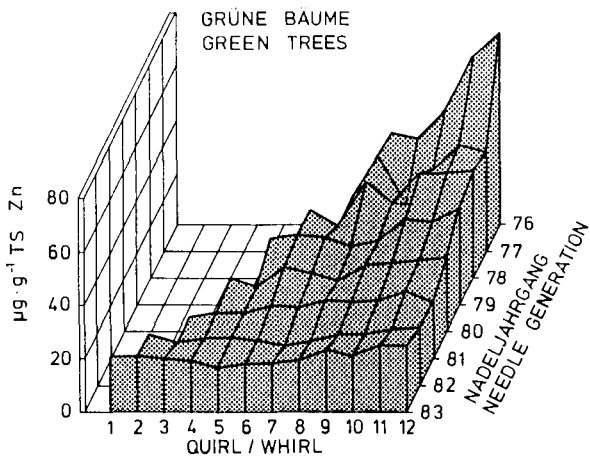


Abb. 2.1.2/104: Zinkgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in gesunden ca. 40jährigen Fichten in Abhängigkeit von Quirlstellung und Nadelalter (Forstbetriebsbezirk Buke, Forstamt Paderborn)

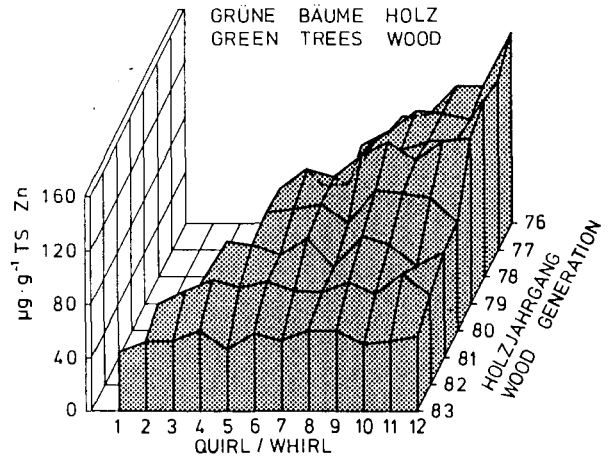


Abb. 2.1.2/106: Zinkgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in gesunden ca. 40jährigen Fichten in Abhängigkeit von Quirlstellung und Rinden-Holzteilalter

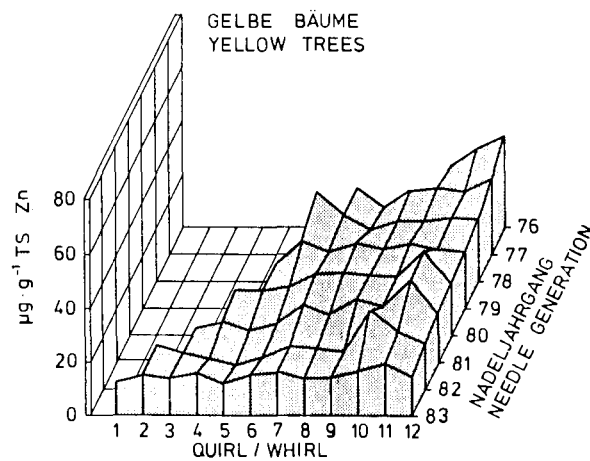


Abb. 2.1.2/105: Zinkgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in erkrankten ca. 40jährigen Fichten in Abhängigkeit von Quirlstellung und Nadelalter (Forstbetriebsbezirk Buke, Forstamt Paderborn)

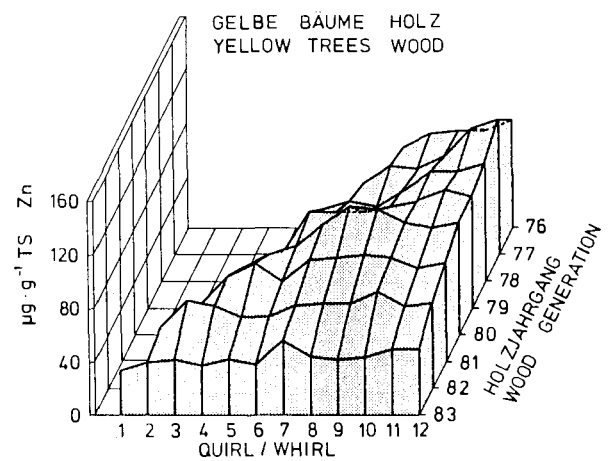


Abb. 2.1.2/107: Zinkgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in erkrankten ca. 40jährigen Fichten in Abhängigkeit von Quirlstellung und Rinden-Holzteilalter

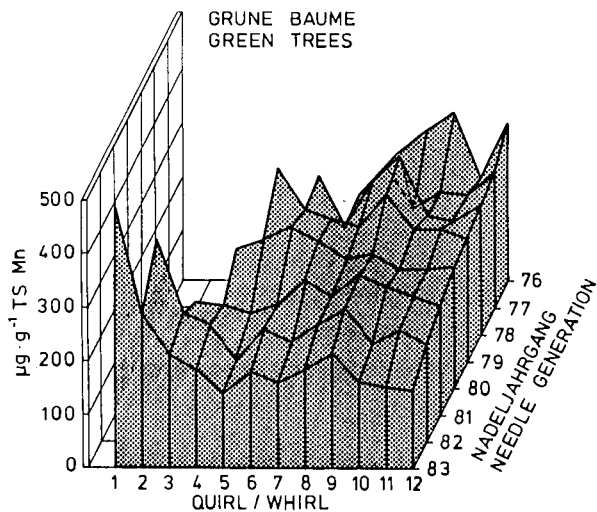


Abb. 2.1.2/108: Mangengehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in gesunden ca. 40jährigen Fichten in Abhängigkeit von Quirlstellung und Nadelalter (Forstbetriebsbezirk Buke, Forstamt Paderborn)

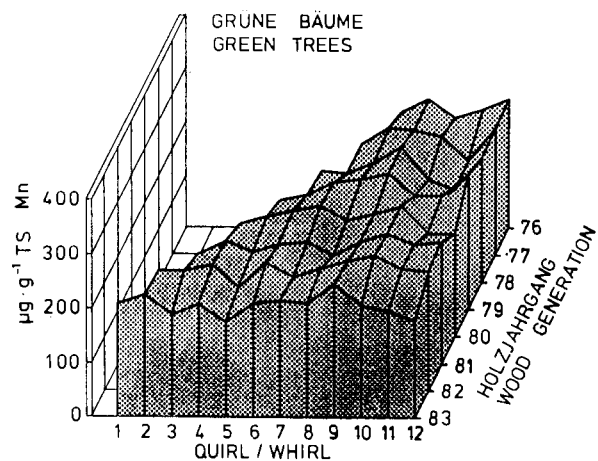


Abb. 2.1.2/110: Mangengehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in gesunden ca. 40jährigen Fichten in Abhängigkeit von Quirlstellung und Rinden-Holzteilalter

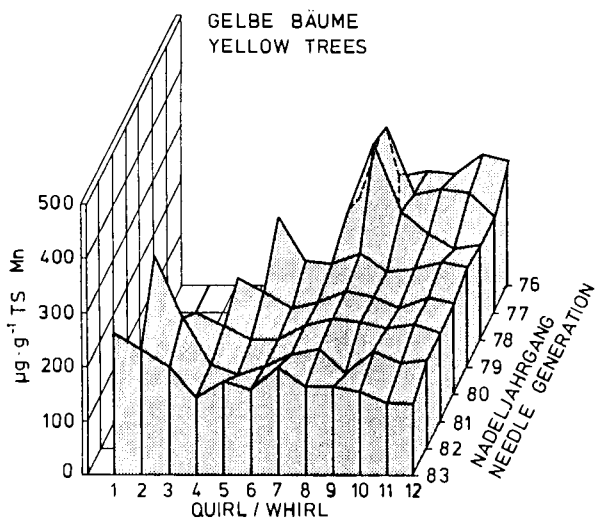


Abb. 2.1.2/109: Mangengehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in erkrankten ca. 40jährigen Fichten in Abhängigkeit von Quirlstellung und Nadelalter (Forstbetriebsbezirk Buke, Forstamt Paderborn)

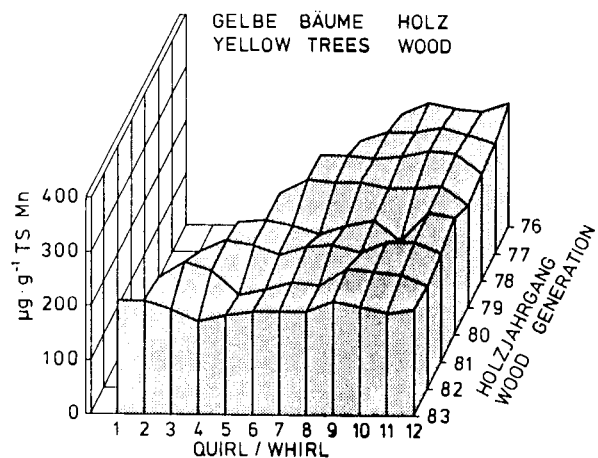


Abb. 2.1.2/111: Mangengehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in erkrankten ca. 40jährigen Fichten in Abhängigkeit von Quirlstellung und Rinden-Holzteilalter

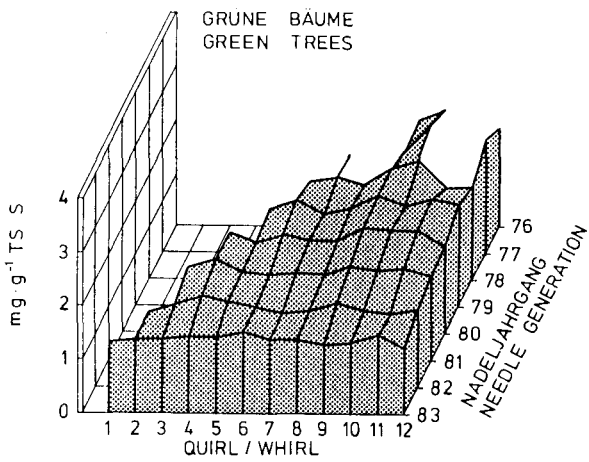


Abb. 2.1.2/112: Schwefelgehalt [mg g^{-1} TS] in gesunden ca. 40jährigen Fichten in Abhängigkeit von Quirlstellung und Nadelalter (Forstbetriebsbezirk Buke, Forstamt Paderborn)

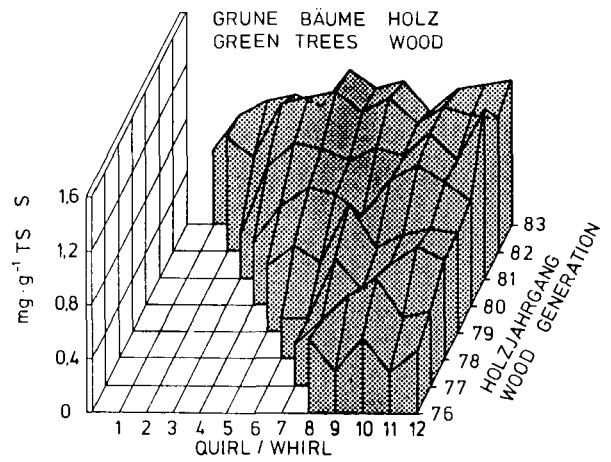


Abb. 2.1.2/114: Schwefelgehalt [mg g^{-1} TS] in gesunden ca. 40jährigen Fichten in Abhängigkeit von Quirlstellung und Rinden-Holzteilalter

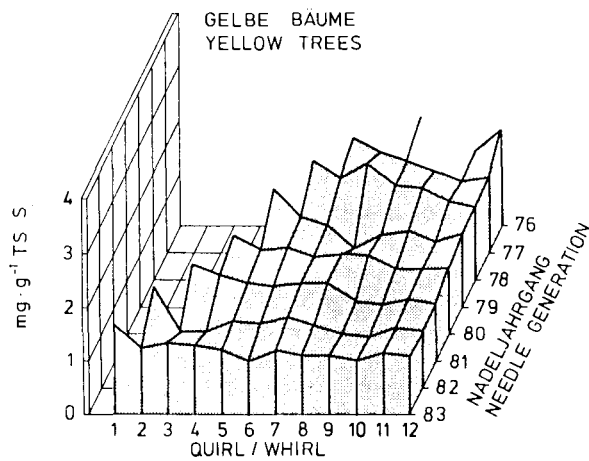


Abb. 2.1.2/113: Schwefelgehalt [mg g^{-1} TS] in erkrankten ca. 40jährigen Fichten in Abhängigkeit von Quirlstellung und Nadelalter (Forstbetriebsbezirk Buke, Forstamt Paderborn)

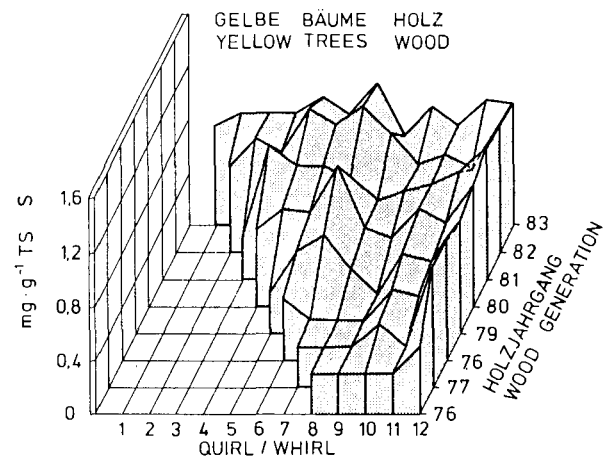


Abb. 2.1.2/115: Schwefelgehalt [mg g^{-1} TS] in erkrankten ca. 40jährigen Fichten in Abhängigkeit von Quirlstellung und Rinden-Holzteilalter

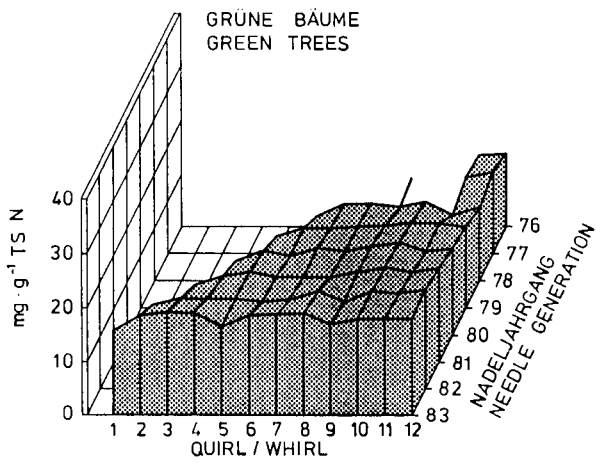


Abb. 2.1.2/116: Stickstoffgehalt [mg g^{-1} TS N] in gesunden ca. 40jährigen Fichten in Abhängigkeit von Quirlstellung und Nadelalter (Forstbetriebsbezirk Buke, Forstamt Paderborn)

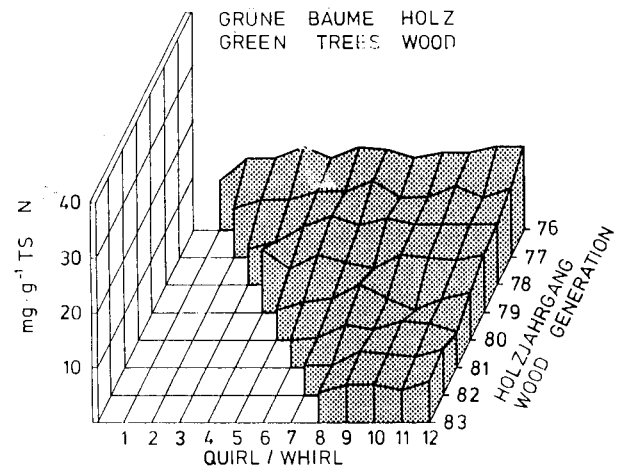


Abb. 2.1.2/118: Stickstoffgehalt [mg g^{-1} TS] in gesunden ca. 40jährigen Fichten in Abhängigkeit von Quirlstellung und Rinden-Holzteilalter

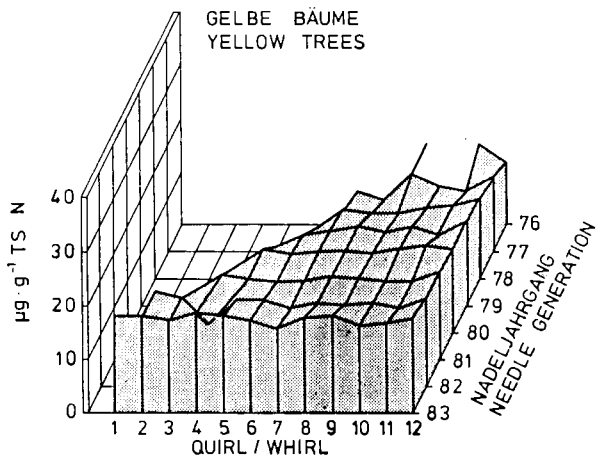


Abb. 2.1.2/117: Stickstoffgehalt [mg g^{-1} TS] in erkrankten ca. 40jährigen Fichten in Abhängigkeit von Quirlstellung und Nadelalter (Forstbetriebsbezirk Buke, Forstamt Paderborn)

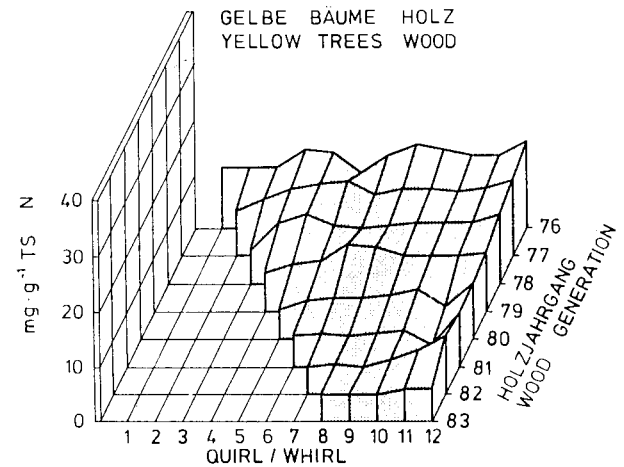
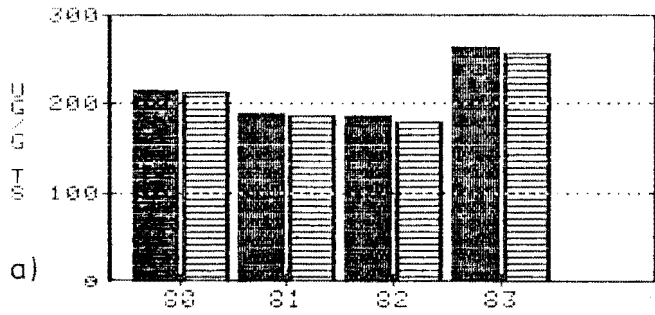
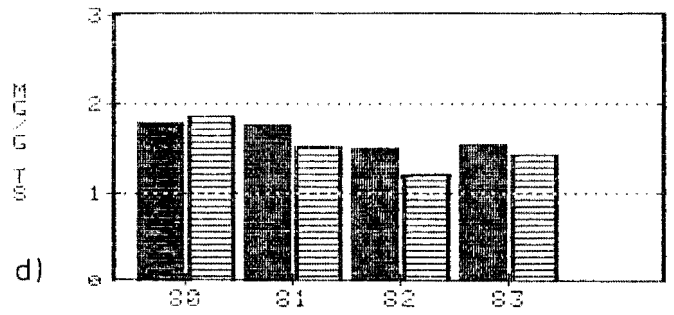


Abb. 2.1.2/119: Stickstoffgehalt [mg g^{-1} TS] in erkrankten ca. 40jährigen Fichten in Abhängigkeit von Quirlstellung und Rinden-Holzteilalter

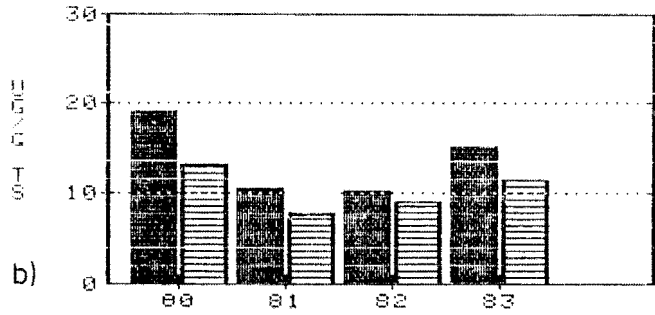
MG-GEHALT 6. QUIRL FICHTE



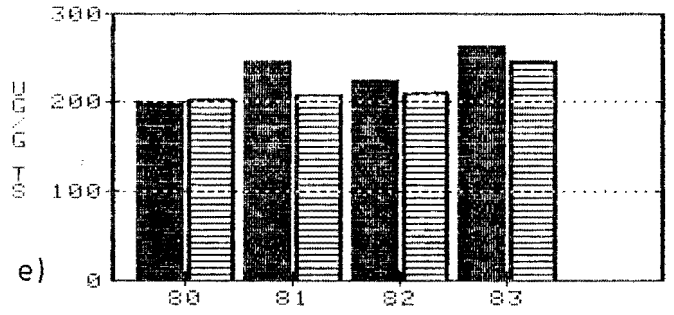
CA-GEHALT 6. QUIRL FICHTE



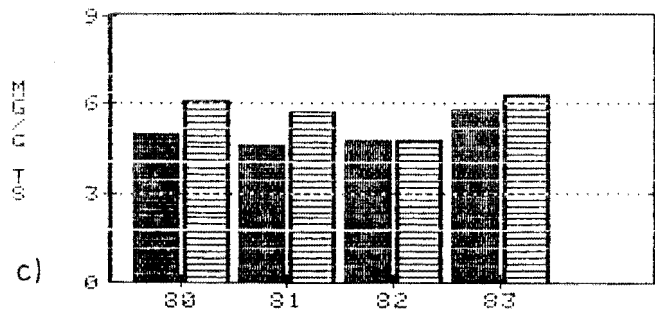
ZN-GEHALT 6. QUIRL FICHTE



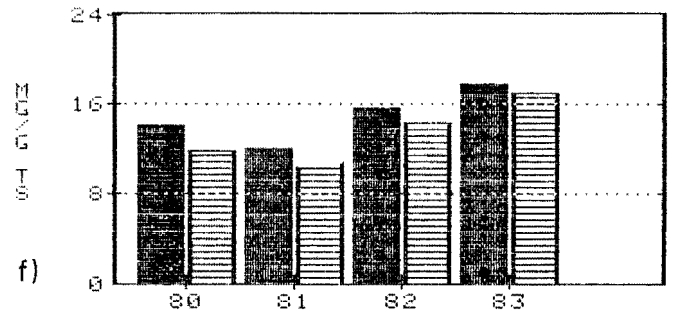
MN-GEHALT 6. QUIRL FICHTE



K-GEHALT 6. QUIRL FICHTE



N-GEHALT 6. QUIRL FICHTE



NADELJAHRGANG
 LINKE SÄULE = SCHATTIERTE GRÜNE NADELN
 RECHTE SÄULE = LICHTEXPO. GELBE NADELN

S-GEHALT 6. QUIRL FICHTE

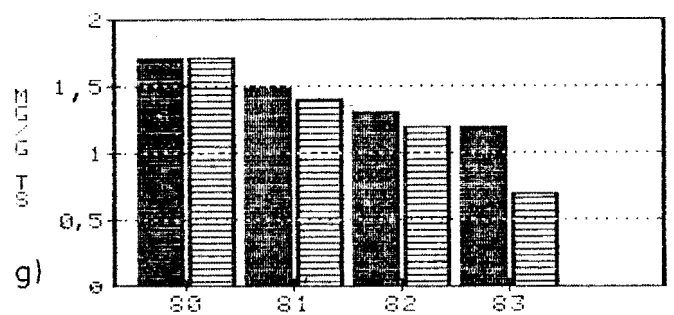
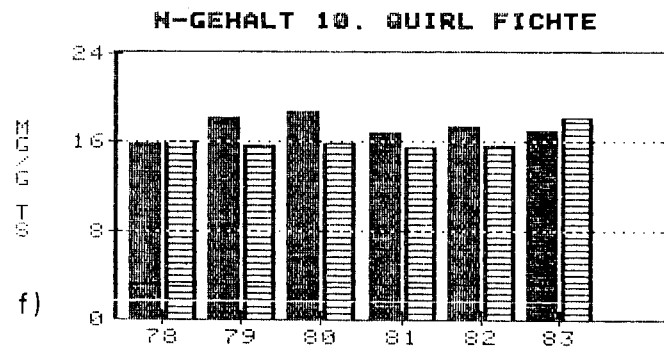
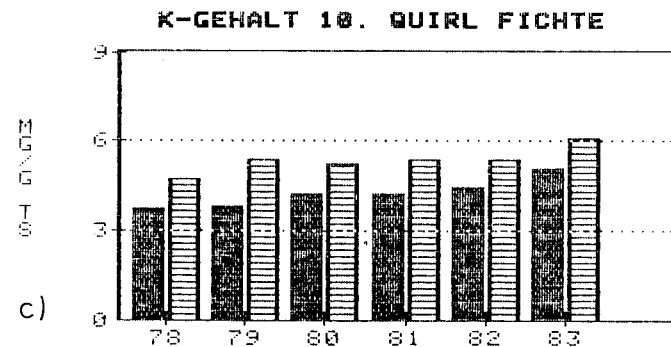
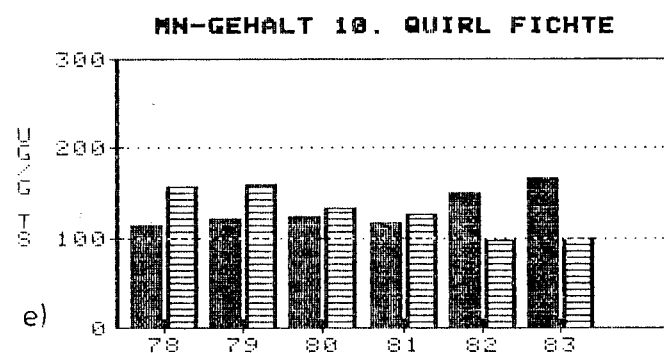
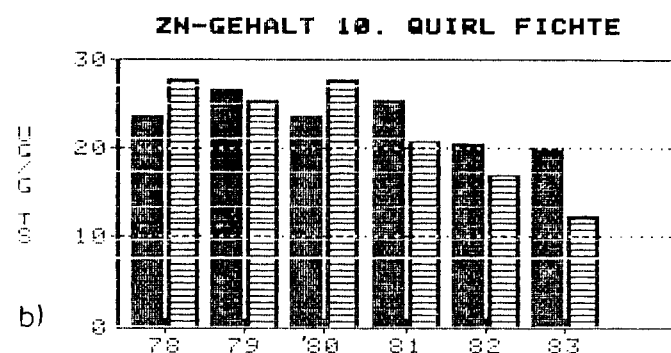
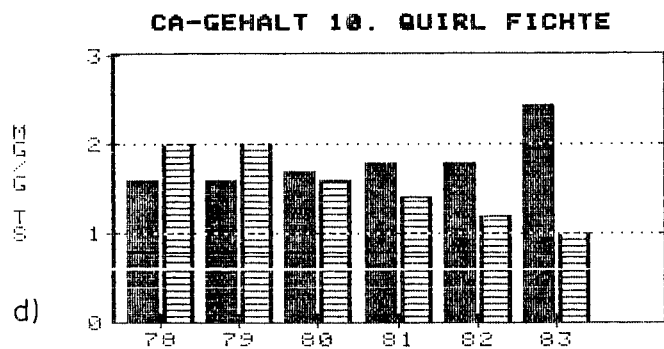
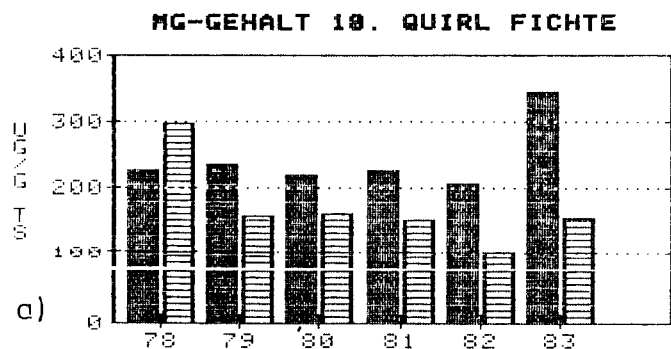


Abb. 2.1.2/120: Elementgehalte von Fichtennadeln des 6. Quirls in Abhängigkeit von der Lichtexposition und dem Nadelalter



NADELJAHRGANG
 LINKE SÄULE=SCHATTIERTE GRUENE NADELN
 RECHTE SÄULE=LICHTEXPO. GELBE NADELN

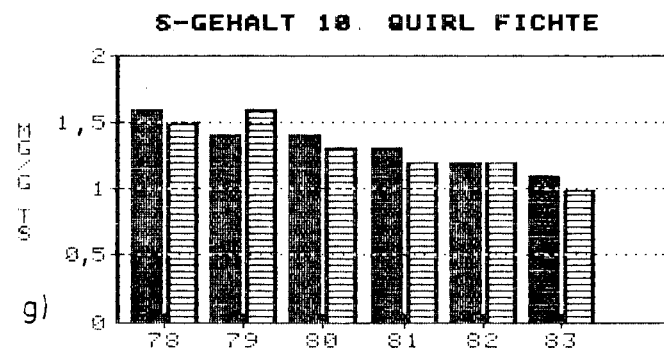


Abb. 2.1.2/121: Elementgehalte von Fichtennadeln des 10. Quirls in Abhängigkeit von der Lichtexposition und dem Nadelalter

2.1.3. Zusammenfassende Auswertung, Nährstoffanalysen

2.1.3.1. Nährstoffgehalte in Nadeln, Häufigkeitsverteilung, Schwermetalle

Eine zentrale Frage, die die Landesanstalt für Immissionsschutz zunächst mit den chemisch analytischen Untersuchungen von krankem und gesundem Pflanzenmaterial als klassischem Ansatz im Rahmen der Differentialdiagnose verbunden hat, war, ob die in vielen Waldschadensgebieten beobachtete Nadelvergilbung mit Luftverunreinigungen in Zusammenhang stehen kann. Hierbei galt das besondere Augenmerk den klassischen Immissionskomponenten wie Schwefeldioxid, Chlorwasserstoff, Fluorwasserstoff oder Schwermetallen.

Die vorangestellten Untersuchungsergebnisse, die im wesentlichen in den Jahren 1983 und 1984 durchgeführt wurden, zeigen, daß ein solcher Einfluß nicht nachweisbar ist. Dies gilt insbesondere auch für Schwefeldioxid, da die Nadeln erkrankter Bäume bezogen auf alle Untersuchungen vergleichsweise signifikant niedrigere Schwefelgehalte aufweisen (vgl. Tabelle 2.1.3/1). Regionale Unterschiede lassen sich allerdings beobachten, wie beispielsweise im Eggegebirge in NRW, wo die erkrankten Nadeln höhere Schwefelgehalte haben und die Schwefelgehalte insgesamt im Vergleich zu den übrigen Untersuchungsgebieten am höchsten lagen (vgl. Abb. 2.1.2/78).

Die Aussage im LIS-Bericht Nr. 28 [1] wird damit aber bestätigt, daß ein Nachweis über Einwirkungen klassischer, gasförmiger Luftverunreinigungs-komponenten mit Hilfe der chemischen Pflanzenanalyse nicht möglich war, und damit die Wahrscheinlichkeit einer Beteiligung dieser Komponenten an der Ursache der neuartigen Waldschäden als sehr gering anzusehen ist.

Von der Symptomatik her können Vergilbungen der beobachteten Art auch mit einer Kontamination durch Schwermetalle einhergehen. Die Gehalte an Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel oder auch Arsen – letzteres wurde in zwei Untersuchungsgebieten stichprobenartig überprüft – lagen aber allgemein niedrig und ergaben keinen Hinweis auf eine anthropogene Beeinflussung. Eine Ausnahme bildet hierzu aber Blei. Unterstellt man einen Normalgehalt für Blei von $5 \mu\text{g g}^{-1}$ TS, so wird dieser Wert in über 80% aller untersuchten Proben überschritten. Dies gilt sowohl für erkrankte Bäume (85,9%, $n = 64$), als auch gesunde Bäume (84,4%, $n = 66$). Auch hier konnten regionale Unterschiede beobachtet werden. Im Gebiet des Forstamtes Staufen im oberen Münstertal, Schwarzwald, waren in den vergilbten Nadeln beispielsweise stets höhere Bleiwerte nachzuweisen, ein Befund der auch von ZÖTTL und HÜTTL [18] bestätigt wird. Am Standort Lammersdorf in der Eifel fielen die besonders hohen Bleigehalte im Astmaterial und in den Wurzeln auf, die jedoch vorzugsweise in den gesunden Bäumen nachweisbar waren. So z.B. in Wurzeln, wo im Mittel aller untersuchten Proben die Gehalte gesunder Bäume bei 65 und die vergilbter Bäume bei $10 \mu\text{g Pb g}^{-1}$ TS lagen. Allerdings sind alle gemessenen Werte weit unter der als phytotoxisch aussehenden Anreicherungsschwelle von $\geq 100 \mu\text{g g}^{-1}$ TS [19]. Eine plausible Erklärung ist hierfür nicht zu finden, da alle untersuchten Standorte industriefern und abseits dicht befahrener Verkehrswege liegen. Dies wird insofern auch für Lammersdorf bestätigt, als der Bleigehalt im Staubbiederschlag zumindest im Jahr 1985 zwischen 50

und $60 \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ liegt, was für ländliche Gebiete als normal anzusehen ist [20].

Die in dem Kapitel 2.1 dargestellten Ergebnisse zeigen darüber hinaus, daß sich besonders für Magnesium zwischen grünen und gelben Nadeln in allen untersuchten Regionen unabhängig von der Baumart, erhebliche Gehaltsunterschiede nachweisen lassen. Für die anderen Elemente wie Kalium, Kalzium, Blei, Mangan aber auch Schwefel und Zink war diese Beziehung in den einzelnen Untersuchungsgebieten zum Teil sehr unterschiedlich. Es wurde deshalb varianzanalytisch (SPSS ANOVA) getestet, ob auch für diese Elemente signifikante Gehaltsunterschiede abhängig von der Nadelfarbe auftreten. Die Betrachtung wurde zunächst unabhängig von Herkunft, Baumart oder Nadelalter durchgeführt. Aus Tabelle 2.1.3/1 ergeben sich wie für Magnesium auch für Schwefel signifikante Unterschiede in der Weise, daß die Gehalte der gelben Nadeln jeweils niedriger liegen. Für die Elemente Zink und Kalium sind die Unterschiede ebenfalls noch, und zwar auf dem 5% Niveau, signifikant, während keine statistischen Unterschiede bei Kalzium, Mangan oder Blei gefunden werden konnten. In den Abbildungen 2.1.3/1 bis 2.1.3/4 werden die Elementgehalte von Magnesium, Kalzium, Kalium und Zink als kumulative Häufigkeitsverteilung für alle untersuchten vergilbten und gesunden Bäume wiedergegeben. Die größte Verschiebung der Verteilungskurve nach links – das heißt, daß ein prozentual relativ hoher Anteil des Kollektivs deutlich niedrigere Gehalte aufweist als das Kollektiv der gesunden Bäume – ergibt sich für Magnesium (Abb. 2.1.3/1). Hinzu kommt, daß die gesunden Bäume eine fast lineare kumulative Häufigkeitsverteilung haben, die einer gleichseitigen Normalverteilung sehr nahe kommt, während die erkrankten Bäume eine stark schiefe Verteilung aufweisen. Sehr ähnlich ist die Verschiebung bei Kalzium (Abb. 2.1.3/2), wenn auch die Unterschiede zwischen den Vitalitätsgruppen nicht so auffallend sind wie bei Magnesium. Immerhin liegen aber 75% aller Werte bei den erkrankten Bäumen unter $3 \text{ mg Ca}^{++} \text{ g}^{-1}$ TS, während es bei den gesunden Bäumen lediglich 46% sind. Selbst für den 95-Perzentil-Wert ergeben sich noch recht deutliche Unterschiede zwischen den beiden Kollektiven. Die Verteilung der Werte für Kalium ist bei beiden Gruppen erstaunlich gleich und ergibt eine nahezu gleichseitige Glockenkurve. Für die erkrankten Bäume ist diese allerdings leicht nach links verschoben (Abb. 2.1.3/3). Die größten Differenzen beider Kollektive liegen im Bereich der Klassen 2 und 4, also zwischen 1,5 und $6,0 \text{ mg K}^{+} \text{ g}^{-1}$ TS. Für Zink (Abb. 2.1.3/4) ergibt sich ebenfalls eine Linksverschiebung der Werte der erkrankten Bäume. Während 80% der ermittelten Zinkgehalte erkrankter Bäume zwischen 30 und $60 \mu\text{g g}^{-1}$ TS liegen, sind es bei dem gesunden Kollektiv lediglich 60%. Ein aktueller Mangelbereich läßt sich daher auch für das Gros der erkrankten Bäume nicht feststellen.

Zweifelsohne ergeben sich die deutlichsten Unterschiede zwischen vergilbten, erkrankten und grünen, „gesunden“ Bäumen bezüglich des Magnesium- und Kalziumgehaltes der Nadeln.

2.1.3.2. Nährstoffgehalte in Abhängigkeit vom Nadelalter

Zu untersuchen war ferner, ob sich die einzelnen Nadeljahrgänge (1 = jüngster Nadeljahrgang) hinsichtlich ihres Nährstoffgehalts in Abhängigkeit vom Grad der Verfärbung unterscheiden und wie die Nährstoffverteilung über

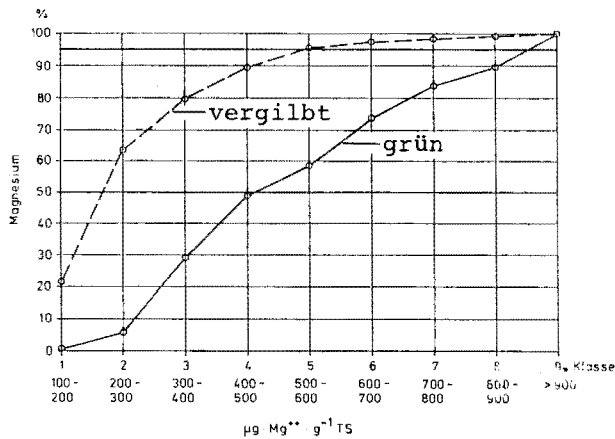


Abb. 2.1.3/1: Häufigkeitsverteilung des Magnesiumgehaltes [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in grünen und vergilbten Fichtennadeln

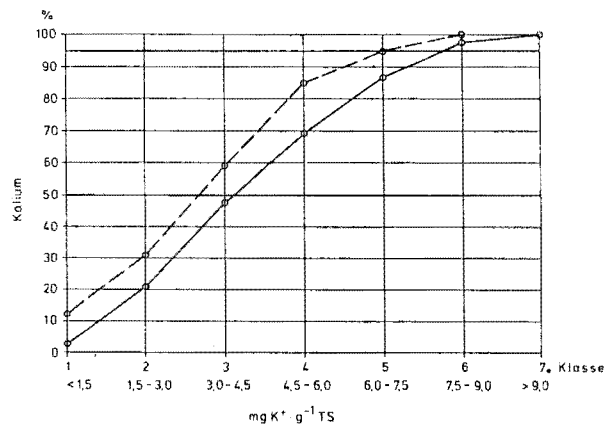


Abb. 2.1.3/3: Häufigkeitsverteilung des Kaliumgehaltes [mg g^{-1} TS] in grünen und vergilbten Fichtennadeln

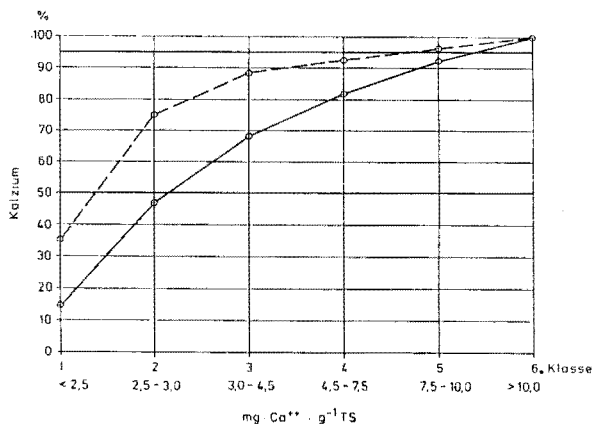


Abb. 2.1.3/2: Häufigkeitsverteilung des Kalziumgehaltes [mg g^{-1} TS] in grünen und vergilbten Fichtennadeln

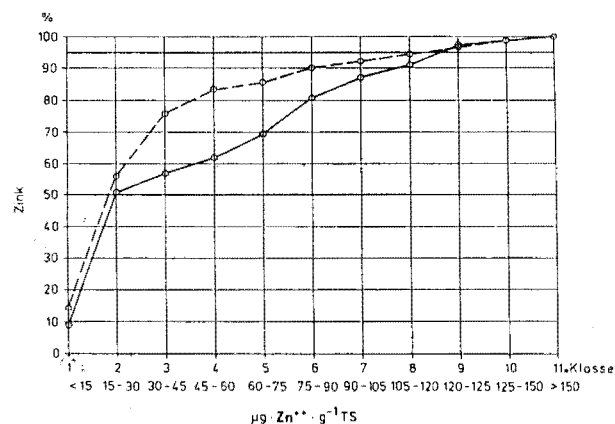


Abb. 2.1.3/4: Häufigkeitsverteilung des Zinkgehaltes [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in grünen und vergilbten Fichtennadeln

die Nadeljahrgänge in Abhängigkeit von der Vergilbung aussieht. Die Untersuchung erfolgte über alle Baumarten und Untersuchungsgebiete, um allgemeingültige Erscheinungen festzustellen.

Mittels des KRUSKAL-WALLIS Test wurden die Daten verteilungsfrei statistisch untersucht und in Tabelle 2.1.3/2 zusammengefaßt. Danach ergibt sich für alle 7 Nadeljahrgänge nur bei Magnesium ein signifikanter Unterschied in Abhängigkeit vom Vergilbungsgrad der Nadeln. Bedingt trifft dies auch für Kalzium zu, wenngleich auch die Signifikanz mit zunehmendem Nadelalter abnimmt. Für die ersten 5 Nadeljahrgänge lassen sich auf dem 5%-Niveau auch für das Element Schwefel signifikante Unterschiede zwischen gelben und grünen Nadeln ermitteln. Kein Zusammenhang konnte bei den Elementen Zink, Kalium und Blei gefunden werden. Untersucht man zwischen den Nadeljahrgängen, so ist wiederum nur bei Magnesium sowohl bei gelben wie auch grünen Nadeln ein signifikanter Unterschied festzustellen ($p = 0,05$). Danach bleibt festzuhalten, daß die Verfärbung bei allen untersuchten Baumarten und in allen untersuchten Gebieten mit Magnesiummangel verbunden ist.

Neben der Untersuchung auf Unterschiede im Nährstoffgehalt der Nadeln ist die Frage interessant, ob solche Unterschiede auch im Nährstoffgehalt der Rinde auftreten, wobei letztlich nicht geklärt ist, ob die Rinde als Nährstoffdepot anzusehen ist und inwieweit auch die Kontamination trocken oder naß deponierter Stoffe die Analysenergebnisse verfälscht. Bezogen auf das Gesamtkollektiv zeigen sich, wie bei den Nadeln (vgl. Tabelle 2.1.3/3), signifikante Unterschiede im Magnesiumgehalt der Rinde bei vergilbten und grünen Bäumen, die bei vergilbten Bäumen um ca. 35% gegenüber den grünen erniedrigt sind. Der Unterschied ist hochsignifikant. Ebenfalls hochsignifikant sind die Unterschiede für Kalzium, das deutlich niedrigere Gehalte in der Rinde vergilbter Bäume aufweist (ca. 30%). Keine Unterschiede ergeben sich für Zink, Schwefel und Kalium, während die Bleiwerte, ähnlich wie bei den Nadeln, auch in der Rinde vergilbter Bäume auf dem 5%-Signifikanzniveau erhöht sind (28,9%). Offen ist noch die Frage, ob diese Unterschiede sich mehr auf das Phloem oder Xylem beziehen. In einem Fall wäre vorrangig auf Auswaschverluste, im anderen Fall vorrangig auf gestörte Aufnahme durch das Wurzelsystem zu schließen.

Die Untersuchungen wurden auch teilweise für das Holz durchgeführt, allerdings ist das Kollektiv der Daten zu klein, um entsprechende statistische Untersuchungen durchführen zu können.

2.1.3.3. Nährstoffgehalte in Abhängigkeit von der Lichtexposition

In einer weiteren Untersuchung sollte geklärt werden, ob sich lichtexponierte bzw. schattierte Zweigpartien an ein und demselben Ast bei grün bzw. grün/gelb verfärbten Bäumen hinsichtlich ihrer Nährstoffgehalte an Magnesium, Kalzium, Kalium, Zink, Blei und Mangan unterscheiden. In nahezu allen untersuchten Regionen wie Schwarzwald, Eifel, Ardennen, Sauerland oder Eggegebirge konnte nämlich festgestellt werden, daß schattierte Zweigpartien stets grüner und vitaler aussahen als darüberliegende lichtexponierte Zweige [vgl. auch 1, 6]. Die statistische Untersuchung wurde mit Hilfe SPSS ANOVA durchgeführt und umfaßte ein Kollektiv von 58 Proben, die von verschiedenen Nadelbaumarten wie Fichte, Tanne oder Douglasie stammten. Bei der Untersuchung wurden, soweit einzeln analysiert, die Nadeljahrgänge zusammengefaßt (vgl. auch Kap. 2.1.2.4.3).

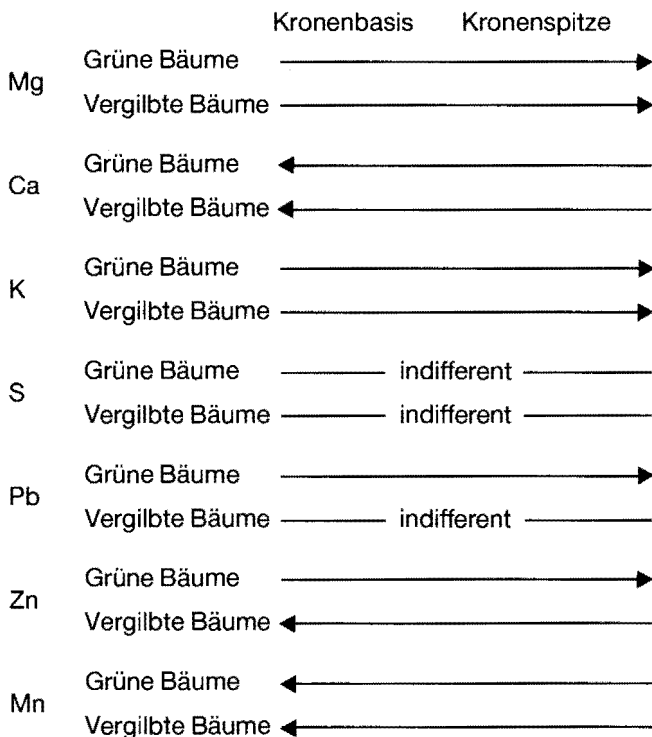
In Tabelle 2.1.3/4 sind die verschiedenen Nährstoffgehalte für grün bzw. grün/gelb verfärbte Bäume, unterteilt nach dem Merkmal lichtexponiert (1) bzw. schattiert (2) wiedergegeben. Sowohl hinsichtlich Baumverfärbung als auch das Merkmal Lichtexposition bestehen teilweise hochsignifikante Unterschiede im Magnesium-, Kalzium- und Kaliumgehalt. Stets liegen wie in den anderen untersuchten Kollektiven die Nährstoffgehalte der grün- über denen der grün-gelb verfärbten Bäume, aber auch die der schattierten über den lichtexponierten Zweigpartien. Für die anderen Elemente Schwefel, Zink, Blei und Mangan sind nur Teilaussagen möglich, da entweder das Kollektiv für die einzelnen Faktoren zu klein oder keine Untersuchungen vorgelegen haben (vgl. Tabelle 2.1.3/4). Eine signifikante Wechselwirkung zwischen beiden Faktoren ergibt sich aber nur für Magnesium ($p = 0,007$), so daß in diesem Fall die verringerten Magnesiumgehalte in den Nadeln durch die Lichtexposition mitbestimmt werden. Ob die geringeren Gehalte in lichtexponiertem Zweigmaterial durch eine verstärkte Kationenauswaschung hervorgerufen werden, ist allerdings mit Sicherheit nicht zu sagen, jedoch eine mögliche Erklärung. Zu unterstellen ist ferner eine geringere Verwitterung bzw. Alterung der Kutikula bei den abgedeckten und somit geschützten Zweigteilen, dies würde ebenfalls eine geringere Nährstoffauswaschung nach sich ziehen [21, 22].

2.1.3.4. Nährstoffverteilung in Abhängigkeit von der Kronenhierarchie

Wie aus zahlreichen Beobachtungen in Waldschadensgebieten bekannt ist, treten die durch Magnesiummangel bedingten Vergilbungserscheinungen nicht nur vorzugsweise an älteren Nadeln, sondern auch im oberen Kronendrittel von Koniferen auf. Es war daher von Interesse zu prüfen, wie sich die einzelnen Nährstoffe innerhalb der Baumkrone in Abhängigkeit vom Vergilbungsgrad verteilen. Zur Untersuchung dieser Frage wurden alle Nadelanalysen, die quirlbezogen an älteren (> 25 Jahre), grünen und vergilbten Fichten durchgeführt worden waren, je Jahrgang und Quirl gemittelt, über alle untersuchten Regionen zusammengefaßt und statistisch mittels SPSS-MANOVA ausgewertet. Die Zusammenfassung

war möglich, da es sich bei den Vergilbungssyptomen an allen Standorten um den Magnesiummangeltyp (montane Vergilbung) gehandelt hat [vgl. 8].

Wie aus Tabelle 2.1.3/5 zu erkennen ist, sind die Gehalte aller untersuchten Elemente bis auf Blei in den vergilbten, erkrankten Fichten signifikant niedriger als in den gesunden, grünen Bäumen. Signifikante Unterschiede in Abhängigkeit von der Quirlstellung treten aber nicht auf, wengleich auch folgende Tendenz erkennbar wird:



Der Erkrankungszustand selbst hat ebenfalls keinen signifikanten Einfluß auf die Nährstoffverteilung innerhalb der Baumkrone, bis auf Mangan, wo eine Wechselwirkung beider Faktoren nachzuweisen war ($p = 0,080$). Bei Zink scheint zudem eine Umkehrung vorzuliegen, indem die Gehalte bei grünen Fichten von der Kronenbasis zur Kronenspitze zunehmen, während bei den vergilbten Bäumen eine Abnahme beobachtet werden kann.

In Tabelle 2.1.3/6 sind die Magnesium-, Kalzium-, Kalium- und Schwefelgehalte im Rinden- und Holzteil in Abhängigkeit von der Kronenhierarchie bei gesunden Fichten wiedergegeben. Es handelt sich um das gleiche, zuvor beschriebene Baumkollektiv, jedoch wurden die Nährstoffgehalte in der Rinde bzw. dem Holzteil vergilbter Bäume nicht untersucht. Sowohl bei Magnesium als auch bei Kalium nehmen die Gehalte signifikant von der Kronenbasis zur Kronenspitze zu, während sich keine eindeutigen Aussagen für Kalzium und Schwefel machen lassen. Auffallend ist, daß die Gehalte an Magnesium und Kalium in der Rinde im oberen Kronendrittel signifikant höher liegen als in den Nadeln ($p = 0,001$). Dies ist für die Kronenmitte bedingt und für die Kronenbasis nicht mehr zutreffend. Die Kalzium- und Schwefel-Gehalte sind hingegen im Rindenteil niedriger als in den Nadeln. Die Elementgehalte im Holzteil sind für alle Elemente an der Kronenbasis am höchsten und nehmen zur Kronenspitze hin ab.

Zusammenfassend läßt sich die eingangs angesprochene Frage dahingehend beantworten, daß für die Hauptnährstoffe Magnesium und Kalium höhere Nadel- und Rindengehalte im oberen Baumdrittel zu finden sind. Insofern wäre zu erwarten, daß eine Mangelsituation zuerst im Bereich der Kronenbasis auftreten müßte. Dies ist in der Tat auch häufig der Fall. Wenn hingegen als andere, häufiger anzutreffende Möglichkeit – im Gegensatz zu der hier festgestellten Magnesiumverteilung innerhalb der Kronenhierarchie – im untersten Kronenbereich die Vergilbung gegenüber dem mittleren Bereich wieder abnimmt, so dürfte dies mit den Licht- bzw. Schattierungseffekten als Kofaktor für die durch Nährstoffmangel bedingte Vergilbung zusammenhängen.

2.1.3.5. Nährstoffverteilung in Abhängigkeit vom Baumalter

Eine weitere Beobachtung, die nahezu für alle Waldschadensgebiete gilt, ist die bevorzugte Schädigung älterer Nadelholzbestände. Es wurde deshalb geprüft, ob signifikante Unterschiede im Nährstoffgehalt in Abhängigkeit vom Baumalter unter Berücksichtigung des Vitalitätsgrades bestehen. Hierzu wurden die untersuchten Koniferen (Fichten, Douglasien) nach Altersklassen unterteilt (≤ 25 Jahre, $25 - \leq 50$ Jahre, > 50 Jahre) und die Nadelanalysen aller Nadeljahrgänge pro Baum und Altersklasse zusammengefaßt und „über die gesamte Krone gemittelt“. Die Ergebnisse sind für Fichten in Tabelle 2.1.3/7 wiedergegeben. Bis auf Blei und Schwefel finden sich die höchsten Elementgehalte jeweils in den jüngsten Bäumen, wobei die Unterschiede größtenteils hochsignifikant sind. Die Magnesiumgehalte der Fichten > 50 Jahre liegen unabhängig von der Nadelverfärbung zwischen 35 – 45% niedriger als in den jungen Fichten (< 25 Jahre). Ähnliche Unterschiede ergeben sich für Kalium und Kal-

zium. Besonders auffallend sind die Gehaltsdifferenzen bei Zink, die je nach Vitalitätszustand zwischen 70 und 80% liegen.

Wie schon bei den anderen Untersuchungen, so sind auch hier die Gehaltsunterschiede in Abhängigkeit vom Verfärbungsgrad für die Elemente Magnesium, Kalzium, Schwefel und Zink signifikant und liegen in den vergilbten Nadeln je nach Element zwischen 30 und 50% niedriger als in den grünen Nadeln gesunder Bäume. Betrachtet man die Wechselwirkung beider Faktoren, so ergibt sich jedoch für kein Element ein signifikanter Zusammenhang zwischen dem Alter und dem Grad der Erkrankung. Dies mag allerdings auch damit in Zusammenhang stehen, daß das Kollektiv der Bäume >50 Jahre recht klein im Vergleich zum Kollektiv der jüngeren Bäume ist.

Bei Douglasie ist eine vergleichbare Abhängigkeit des Nährstoffgehaltes vom Baumalter nur bedingt erkennbar. Zwar sind die Gehalte in den jungen Bäumen sowohl für Magnesium als auch Kalium erhöht, jedoch nur für Kalium ergeben sich signifikante Differenzen. Der Kalziumgehalt der Altersklasse $25 - \leq 50$ Jahre ist hingegen signifikant höher als der der Klasse < 25 Jahre ($p = 0,001$) (Tabelle 2.1.3/8). Auch bezüglich der Nährstoffgehalte in Abhängigkeit vom Vergilbungsgrad lassen sich signifikante Unterschiede nur für Magnesium ($p = 0,001$) und Schwefel ($p = 0,021$) feststellen. Interessanterweise ergibt sich aber bei dieser Baumart eine signifikante Wechselwirkung zwischen den beiden Faktoren Alter und Vergilbung für die Elemente Magnesium, Kalzium und Kalium, jedoch ist auch hier zu bedenken, daß das untersuchte Kollektiv recht klein ist.

Die Ergebnisse decken sich insgesamt weitgehend mit den Beobachtungen in Waldschadensgebieten, wonach höhere Altersklassen häufiger und stärker erkranken als junge Bestände.

2.1.4. Literatur zu 2.1

- [1] PRINZ, B., G. H. M. KRAUSE und H. STRATMANN: Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland. LIS-Berichte Nr. 28 (1982).
- [2] PRINZ, B.: Gedanken zum Stand der Diskussion über die Ursache der Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland. Forst- und Holzwirt 38 (1983), S. 460-468.
- [3] ARNDT, U., G. SEUFERT und W. NOBEL: Die Beteiligung von Ozon an der Komplexkrankheit der Tanne (*Abies Alba Mill.*) – eine prüfenswerte Hypothese. Staub-Reinhalt. Luft 42 (1982), S. 243-247.
- [4] SCHÜTT, P.: Das Krankheitsbild – verschiedene Baumarten, gleiche Symptome. Bild der Wissenschaft 12 (1982), S. 86-188, 92-101.
- [5] KRAUSE, G. H. M., K.-D. JUNG und B. PRINZ: Neuere Untersuchungen zur Aufklärung immissionsbedingter Waldschäden. VDI-Berichte 500 (1983), S. 257-266.
- [6] KRAUSE, G. H. M., K.-D. JUNG und B. PRINZ: Forest Decline in West Germany. In: Davis, D. D., L. Dochinger (Hrsg) Proceedings of the Symposium Air Pollution and the Productivity of the Forest. Izaak Walton League, Washington D.C., 04.-05. Oktober 1983, S. 297-332.
- [7] PRINZ, B., G. H. M. KRAUSE und K.-D. JUNG: Untersuchungen der LIS Essen zur Problematik der Waldschäden. In: Waldschäden – Theorie und Praxis auf der Suche nach Antworten. Oldenbourg Verlag, München 1985, S. 143-194.
- [8] FBW (1986): Forschungsbeirat Waldschäden/Luftverunreinigungen der Bundesregierung und der Länder. 2. Bericht, Mai 1986, Literaturabteilung des Kernforschungszentrums Karlsruhe GmbH, Postfach 36 40, 7500 Karlsruhe 1.
- [9] BAULE, H. und C. FRICKER: Die Düngung von Waldbäumen. BLV Verlag, München, 1967.
- [10] REUSMANN, G. und J. WESTFALEN: Ein mechanisiertes Verfahren zur Bestimmung von Gesamtschwefel und Chlorid in Pflanzenmaterial. Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissions- und Bodennutzungsschutz 37 (1976), S. 123-128.
- [11] REUSMANN, G. und J. WESTFALEN: Ein elektrometrisches Verfahren zur Bestimmung des Fluorgehaltes im Pflanzenmaterial. Staub-Reinhalt. Luft 29 (1969).
- [12] GUSSONE, H. A.: Faustzahlen für Düngung im Walde. BLV-Verlag, München, 1964.
- [13] HÜTTL, R. F. und H. W. ZÖTTL: Diagnostische Düngungsversuche in geschädigten Nadelbaumbeständen Südwestdeutschlands. In: KfK-PEF IMA-Querschnittseminar „Restabilisierungsmaßnahmen – Düngung“, Kernforschungszentrum Karlsruhe, 15.-16.04.1986, S. 3-14.
- [14] GÄRTNER, E.: Mangengehalte in Altfeichten, Boden und Kronendurchlaß an jeweils gleichen Standorten. VDI-Berichte 560 (1985), S. 559-573.
- [15] REEMTSMA, J. B.: Untersuchungen über den Nährstoffgehalt der Nadeln verschiedenen Alters an Fichte und anderen Nadelbaumarten. Flora, Abt. B, 156 (1966), S. 105-121.
- [16] GEHRMANN, J., M. GERRIETS, J. PUHE und B. ULRICH: Untersuchungen an Boden, Wurzeln, Nadeln und Forschungsergebnisse von Depositionsmessungen im Hils. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Band 2, (1984), S. 169-206.
- [17] REEMTSMA, J. B. und E. AHRENS: Untersuchungen zur Interpretation der Analyse älterer Fichtennadeln. Allg. Forst- und Jagdz. 143, (1972), S. 54-58.
- [18] ZÖTTL, H. W. und R. F. HÜTTL: Nutrient supply and forest decline in southwest Germany. Water, Air, and Soil Pollution 31, (1986), S. 449-462.
- [19] KELLER, Th. und H. PREIS: Der Bleigehalt von Fichtennadeln als Indikator einer verkehrsbedingten Luftverunreinigung. Schw. Z. f. Forstwesen, Ber, 118 (1967), S. 143-162.
- [20] RADERMACHER, L.: Persönliche Mitteilung. (Landesanstalt für Immissionsschutz, Essen).
- [21] TUCKEY, H. B. Jr.: The leaching of substances from plants. Am. Rev. Plant Physiol. 21, 1970, S. 305-324.
- [22] MÄKELÄ, A. und S. HUTTUNEN: Cuticular needle erosion and winter drought in polluted environments – a model analysis. International Institute for Appl. System Analysis, Laxenburg, WP-87-48, 1987.

Tabellenanhang

Tabelle 2.1.2/1:

Magnesiumgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in Nadeln und Rinden-/Holzgewebe in Abhängigkeit von Quirlstellung und Nadeljahrgang

Jahrgang Quirle	Grüne Bäume							Vergilbte Bäume									
	77	78	79	80	81	82	83	83	82	81	80	79	78	77			
								Nadeln									
I 1-3	-	-	-	-	250	285	460	347	264	175	-	-	-	-			
II 4-7	349	232	226	242	223	226	311	222	163	163	184	212	262	274			
III 8-11	341	322	296	283	288	288	349	225	149	168	160	189	208	226			
								Holz									
I 1-3	-	-	-	-	409	574	770	597	454	377	-	-	-	-			
II 4-7	325	300	327	371	353	370	504	368	286	283	307	322	317	324			
III 8-11	331	327	347	347	324	332	421	343	254	254	261	309	337	313			

Tabelle 2.1.2/2:

Kalziumgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in Nadeln und Rinden-/Holzgewebe in Abhängigkeit von Quirlstellung und Nadeljahrgang

Jahrgang Quirle	Grüne Bäume							Vergilbte Bäume									
	77	78	79	80	81	82	83	83	82	81	80	79	78	77			
								Nadeln									
I 1-3	-	-	-	-	1731	2066	1782	1315	2108	1706	-	-	-	-			
II 4-7	1720	2593	2775	2095	1526	1739	1090	1027	1162	1358	1633	1976	2497	2230			
III 8-11	2323	3077	2503	2000	1818	1540	1140	1137	1433	1644	1889	2044	2900	2815			
								Holz									
I 1-3	-	-	-	-	2124	2486	2204	1865	2212	1812	-	-	-	-			
II 4-7	2919	2730	2790	2919	2804	2635	2216	1753	2139	2479	2684	2703	3088	3046			
III 8-11	3286	3342	3288	3142	2982	2324	2324	2064	2678	2984	3285	3292	3400	3407			

Tabelle 2.1.2/3:

Kaliumgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in Nadeln und Rinden-/Holzgewebe in Abhängigkeit von Quirlstellung und Nadeljahrgang

Jahrgang Quirle	Grüne Bäume							Vergilbte Bäume									
	77	78	79	80	81	82	83	83	82	81	80	79	78	77			
								Nadeln									
I 1-3	-	-	-	-	7178	6487	6892	7161	7309	6267	-	-	-	-			
II 4-7	4428	4438	5883	6052	6160	5988	6846	6631	5873	6274	6372	6450	6125	5884			
III 8-11	4677	5249	5536	5712	6136	5981	6485	6834	4926	5194	5315	5656	5697	5610			
								Holz									
I 1-3	-	-	-	-	2434	4716	6623	8453	5772	3227	-	-	-	-			
II 4-7	1860	1738	2226	2839	3615	5481	7761	8324	5258	3987	3291	2945	2527	2192			
III 8-11	1726	1699	2576	2844	4292	4812	7183	8692	5454	3964	3273	3036	2724	2437			

Tabelle 2.1.2/4:

Zinkgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in Nadeln und Rinden-/Holzgewebe in Abhängigkeit von Quirlstellung und Nadeljahrgang

Jahrgang Quirle	Grüne Bäume							Vergilbte Bäume													
	77	78	79	80	81	82	83	83	82	81	80	79	78	77							
								Nadeln													
I 1-3	–	–	–	–	16,1	17,6	20,8	14,1	14,9	12,8	–	–	–	–							
II 4-7	28,5	21,8	25,3	20,8	18,1	16,8	18,2	14,5	12	15,5	18,7	20,6	28,5	23,5							
III 8-11	30,2	35,4	27,3	24,2	22,4	19	21,8	16	19,6	23	24,2	23,1	21,4	21,9							
								Holz													
I 1-3	–	–	–	–	51,4	64,8	49	39,1	55,7	44,7	–	–	–	–							
II 4-7	76,4	68,1	73,3	83,4	83,4	74,2	53,7	43,5	58	68,6	65	61,7	57,4	54,7							
III 8-11	98,6	98,5	95,1	95,7	76,7	74,3	55,7	44,8	65,7	76,4	88,2	79,3	72,1	73,6							

Tabelle 2.1.2/5:

Mangangehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] in Nadeln und Rinden-/Holzgewebe in Abhängigkeit von Quirlstellung und Nadeljahrgang

Jahrgang Quirle	Grüne Bäume							Vergilbte Bäume													
	77	78	79	80	81	82	83	83	82	81	80	79	78	77							
								Nadeln													
I 1-3	–	–	–	–	211	313	332	231	206	180	–	–	–	–							
II 4-7	208	246	302	229	201	190	167	168	154	164	184	221	231	211							
III 8-11	217	262	262	221	235	213	178	156	167	182	178	191	244	255							
								Holz													
I 1-3	–	–	–	–	200	222	209	204	205	200	–	–	–	–							
II 4-7	207	203	217	244	220	217	203	184	191	211	220	226	231	209							
III 8-11	214	207	228	219	221	235	214	198	211	215	202	223	233	228							

Tabelle 2.1.2/6:

Schwefelgehalt [mg g^{-1} TS] in Nadeln und Rinden-/Holzgewebe in Abhängigkeit von Quirlstellung und Nadeljahrgang

Jahrgang Quirle	Grüne Bäume							Vergilbte Bäume													
	77	78	79	80	81	82	83	83	82	81	80	79	78	77							
								Nadeln													
I 1-3	–	–	–	–	1,70	1,43	1,36	1,35	1,47	1,78	–	–	–	–							
II 4-7	1,82	1,87	1,82	1,76	1,66	1,51	1,41	1,19	1,20	1,47	1,63	1,80	2,10	2,08							
III 8-11	2,12	1,93	1,93	1,87	1,66	1,44	1,34	1,09	1,05	1,18	1,33	1,28	1,76	1,60							
								Holz													
I 1-3	–	–	–	–	0,30	0,77	0,75	0,80	0,73	0,30	–	–	–	–							
II 4-7	0,30	0,30	0,54	0,72	0,92	1,11	0,99	0,90	0,95	0,85	0,75	0,55	0,38	0,30							
III 8-11	0,62	0,70	0,76	0,89	0,96	1,04	0,98	0,79	0,71	0,68	0,60	0,47	0,40	0,34							

Tabelle 2.1.2/7:

Stickstoffgehalt [mg g⁻¹ TS] in Nadeln und Rinden-/Holzgewebe in Abhängigkeit von Quirlstellung und Nadeljahrgang

Jahrgang Quirle	Grüne Bäume							Vergilbte Bäume										
	77	78	79	80	81	82	83	83	82	81	80	79	78	77				
								Nadeln										
I 1-3	-	-	-	-	14	16,1	17,7	17,7	17	13,1	-	-	-	-				
II 4-7	13,9	12,9	13,9	14,8	15,8	16,4	18,1	17,2	14,6	14,9	14,3	12,7	10,4	11,2				
III 8-11	14,4	13,6	15,2	15,9	16,6	17,4	18	16,9	15,1	14,9	15,3	14	12,7	11,7				
								Holz										
I 1-3	-	-	-	-	6,7	10	11,7	11,1	9,1	5,8	-	-	-	-				
II 4-7	5,5	5,2	6,6	9,9	10,6	12,2	14,4	12,6	12,4	11,2	9,2	6,8	6	5,1				
III 8-11	7	7,8	7,6	9,5	11,2	11,7	14,1	13,8	11,9	10,9	10,4	7,6	5,5	6,3				

Tabelle 2.1.3/1:

Nährstoff- und Schwermetallgehalte aller von der LIS untersuchten Koniferen in Abhängigkeit von der Nadelvergilbung (Typ: montane Vergilbung)

(N = Anzahl der Untersuchungen, x = Mittelwert, s = Standardabweichung der Einzelwerte)

	Mg [µg/g TS]	Ca [mg/g TS]	K [mg/g TS]	S [mg/g TS]	Pb [µg/g TS]	Zn [µg/g TS]	Mn [µg/g TS]
Gesamtkollektiv	408	387	259	224	109	170	110
N grün	206	195	139	119	52	79	52
N gelb	202	192	120	105	57	91	58
x grün	590,04	6,25	5,52	1,38	9,41	52,9	757,7
x gelb	302,97	4,03	4,89	1,12	11,67	39,0	437,9
s grün	282,5	3,82	2,08	0,34	6,49	42,7	1691,0
s gelb	146,76	3,12	2,21	0,44	10,42	33,6	586
Signifikanz	p = < 0,0000	0	p = < 0,0185	p = < 0,0000	p = 0,1825	p = 0,0192	p = 0,1789

Tabelle 2.1.3/2:

Kruskal-Wallis 1-WAY ANOVA-Test zur Ermittlung signifikanter Unterschiede zwischen gesunden und erkrankten Bäumen in Abhängigkeit vom Nadeljahrgang

Nadeljahrgang	Mg N = 79	Ca N = 75	K N = 52	S N = 42	Pb N = 21	Zn N = 32	Mn N = 23
1. (jüngster)	,000 ***	,000 ***	,032 *	,025 *	,699 -	,157 -	,079 *
2.	,000 ***	,001 **	,177 -	,002 **	,944 -	,174 -	,361 -
3.	,000 ***	,006 **	,144 -	,004 **	,778 -	,355 -	,635 -
4.	,000 ***	,017 *	,733 -	,019 *	,683 -	,381 -	,565 -
5.	,000 ***	,016 *	,596 -	,023 *	1,000 -	,849 -	,561 -
6.	,002 **	,069 *	,455 -	,370 -	,624 -	,958 -	,799 -
7. (ältester)	,002 **	,229 -	,117 -	,131 -	,083 -	1,000 -	1,000 -

Tabelle 2.1.3/3:

Nährstoff- und Schwermetallgehalte aller von der LIS untersuchten Koniferen im Rinden-/Holzgewebe in Abhängigkeit von der Nadelvergilbung (Typ: montane Vergilbung)

(N = Anzahl der Untersuchungen, x = Mittelwert, s = Standardabweichung der Einzelwerte)

	Mg [µg/g TS]	Ca [mg/g TS]	K [mg/g TS]	S [mg/g TS]	Pb [µg/g TS]	Zn [µg/g TS]	Mn
Gesamtkollektiv	87	87	87	87	22	56	zu wenig
N grün	60	60	60	60	12	29	Einzel- analysen
N gelb	27	27	27	27	10	27	
x grün	553,87	4,61	5,79	0,780	46,33	97,86	
x gelb	363,22	3,22	4,60	0,825	59,73	92,85	
s grün	224,21	2,08	3,63	,28	15,06	38,78	
s gelb	87,21	1,06	2,1	,35	16,41	47,08	
Signifikanz	p = <0,001	p = 0,001	–	–	p = 0,0147	–	

Tabelle 2.1.3/4:

Mg-, Ca-, K-, Zn-, Pb- und Mn-Gehalte in Nadeln lichtexponierter bzw. schattierter Zweigpartien bei verschiedenen Baumarten (*Picea abies* [L.] Karst., *Abies alba* Mill., *Pseudotsuga menziesii* spp.)

Element	Merkmal*)	Nährstoffgehalt				Signifikanzniveau (MANOVA)		Wechsel- wirkung
		Grün		Grün/Gelb		Farbe	Merkmal	
		N	Gehalt	N	Gehalt			
Magnesium [µg/g TS]	1	30	340 ± 86	17	211 ± 52	p = 0,001	p = 0,005	p = 0,007
	2	4	544 ± 47	7	268 ± 85			
Kalzium [mg/g TS]	1	30	3,1 ± 1,6	17	1,8 ± 0,6	p = 0,001	p = 0,036	p = 0,913
	2	4	4,3 ± 1,4	7	3,1 ± 1,0			
Kalium [mg/g TS]	1	30	6,1 ± 0,7	17	5,4 ± 1,1	p = 0,001	p = 0,005	p = 0,986
	2	4	4,2 ± 0,8	7	3,5 ± 0,5			
Schwefel [mg/g TS]	1	23	1,7 ± 0,23	17	1,5 ± 0,3	p = 0,043	p = 0,505	–
	2		–	4	1,7 ± 0,5			
Blei [µg/g TS]	1	6	10,3 ± 6		–	–	–	–
	2		–	4	7,9 ± 2,9			
Zink [µg/g TS]	1	23	24 ± 6,2	17	19,2 ± 4,7	p = 0,010	p = 0,398	–
	2		–	4	19,5 ± 3,0			
Mangan [µg/g TS]	1	23	280,7 ± 73,0	16	200,0 ± 36,0	p = 0,652	p = 0,002	–
	2		–	4	100 ± 0,0			

*) Merkmal 1 = lichtexponiert
Merkmal 2 = schattiert

Tabelle 2.1.3/5:

Mg-, Ca-, K-, S-, Pb- und Mn-Gehalt in Fichtennadeln (Mittelwert aller Nadeljahrgänge) von gesunden und erkrankten (vergilbten) ca. 40–50jährigen Fichten und deren Verteilung innerhalb der Baumkrone

Element/ Verfärbung	N	Nadelgehalt*)					Signifikanzniveau (SPSS-MANOVA)		Wechsel- wirkung
		Kronenspitze (1.–4. Quirl)	N	Kronenmitte (5.–8. Quirl)	N	Kronenbasis (9.–12. Quirl)	Quirl	Farbe	
Mg Grün Gelb	3	654 ± 208	15	584 ± 200	17	576 ± 185	p = 0,674	p = 0,001	p = 0,931
	3	360 ± 101	4	336 ± 72	4	303 ± 59			
Ca Grün Gelb	9	7,2 ± 3,4	15	8,8 ± 3,5	17	10,2 ± 4,1	p = 0,121	p = 0,030	p = 0,892
	3	5,2 ± 2,9	4	6,2 ± 2,9	4	6,6 ± 3,4			
K Grün Gelb	9	7,1 ± 3,4	15	6,4 ± 2,3	17	6,2 ± 2,1	p = 0,641	p = 0,001	p = 0,976
	3	3,3 ± 1,1	4	2,2 ± 1,0	4	2,0 ± 0,9			
S Grün Gelb	9	1,3 ± 0,3	14	1,1 ± 0,4	16	1,4 ± 0,2	p = 0,104	p = 0,001	p = 0,417
	3	1,0 ± 0,1	4	0,9 ± 0,1	4	0,9 ± 0,1			
Pb Grün Gelb	9	14,7 ± 6,1	14	14,0 ± 5,6	4	11,8 ± 6,3	p = 0,597	p = 0,402	p = 0,184
	3	9,1 ± 3,3	4	9,9 ± 3,1	4	7,8 ± 4,7			
Zn Grün Gelb	3	72 ± 39	4	71 ± 30	4	66 ± 26	p = 0,768	p = 0,001	p = 0,858
	3	26 ± 6	4	27 ± 7	4	38 ± 6			
Mn Grün Gelb	3	1,8 ± 0,6	3	2,3 ± 1,0	3	6,1 ± 4,2	p = 0,147	p = 0,019	p = 0,080
	3	1,2 ± 0,7	4	1,4 ± 0,7	4	1,6 ± 0,9			

*) Angaben für Ca, K, S, Mn in mg g⁻¹ Ts; für Mg, Pb, Zn in µg g⁻¹ TS

Tabelle 2.1.3/6:

Mg-, Ca-, K-Gehalt in Rinde und Holz gesunder ca. 40–50jähriger Fichten und deren Verteilung innerhalb der Baumkrone

Element*)/ Verteilung	Gehalt*)			Signifikanzniveau (SPSS-MANOVA)
	Kronenspitze (1.–4. Quirl, N = 6)	Kronenmitte (5.–8. Quirl, N = 11)	Kronenbasis (9.–12. Quirl, N = 14)	
Mg Rinde Holz	929 ± 179	727 ± 121	591 ± 168	p = 0.001 p = 0.668
	256 ± 104	347 ± 101	364 ± 244	
Ca Rinde Holz	5,4 ± 2,8	6,7 ± 1,6	5,6 ± 1,8	p = 0.300 p = 0.053
	1,1 ± 0,6	1,9 ± 1,2	2,4 ± 1,0	
K Rinde Holz	11,4 ± 5,0	7,8 ± 2,9	5,8 ± 2,5	p = 0.005 p = 0.364
	1,5 ± 1,0	3,1 ± 2,1	3,4 ± 2,7	
S Rinde Holz	0,6 ± 0,2	0,7 ± 0,2	0,8 ± 0,3	p = 0.613 p = 0.109
	0,3 ± 0,1	3,4 ± 0,1	0,5 ± 0,2	

*) Angaben für Ca, K, S in mg g⁻¹ Ts, für Mg in µg g⁻¹ TS

Tabelle 2.1.3/7:

Mg-, Ca-, K-, S-, Pb- und Zn-Gehalt in Nadeln (Mittelwert aller Nadeljahrgänge) von gesunden und erkrankten (vergilbten) Fichten in Abhängigkeit vom Baumalter

Element(*) Verfärbung	N	Baumalter in Jahren						Signifikanzniveau (SPSS-MANOVA)		Wechsel- wirkung		
		< 25 Jahre		25– ≤ 50 Jahre		> 50 Jahre		Alter	Farbe			
Mg Grün Gelb	114	571 ± 184		28	396 ± 173		4	310 ± 104		p = < 0,001	p = < 0,001	p = 0,231
	125	287 ± 132		28	258 ± 84		9	197 ± 42				
Ca Grün Gelb	103	6,1 ± 2,8		28	4,0 ± 3,3		4	3,7 ± 0,9		p = < 0,001	p = < 0,001	p = 0,892
	115	4,1 ± 2,9		28	3,5 ± 2,8		9	2,0 ± 0,6				
K Grün Gelb	76	5,3 ± 2,0		28	5,0 ± 1,7		4	3,0 ± 8,0		p = 0,002	p = 0,428	p = 0,479
	68	5,1 ± 2,4		28	4,6 ± 2,0		9	3,2 ± 0,8				
S Grün Gelb	66	1,4 ± 0,3		26	1,5 ± 0,3		nicht untersucht		p = 0,006	p = < 0,001	p = 0,221	
	66	1,1 ± 0,5		28	1,3 ± 0,4							
Pb Grün Gelb	41	8,7 ± 6,6		11	12,1 ± 5,4		nicht untersucht		p = 0,728	p = 0,181	p = 0,815	
	46	12,0 ± 11,3		11	10,2 ± 4,9							
Zn Grün Gelb	41	70,8 ± 46,3		28	40,6 ± 29,3		4	19,0 ± 5,2		p = 0,001	p = 0,010	p = 0,312
	47	56,1 ± 39,0		28	23,8 ± 8,4		9	16,7 ± 9,7				

*) Angaben für Ca, K, S in mg g⁻¹ Ts, für Mg, Pb, Zn in µg g⁻¹ TS

Tabelle 2.1.3/8:

Mg-, Ca-, K- und S-Gehalte in Nadeln (Mittelwert aller Nadeljahrgänge von gesunden und erkrankten (vergilbten) Douglasien in Abhängigkeit vom Baumalter

Element*)/ Verfärbung	Baumalter in Jahren		Signifikanzniveau (SPSS-MANOVA)		Wechsel- wirkung
	25 Jahre (N = 6)	25– ≤ 50 Jahre (N = 5)	Alter	Farbe	
Mg Grün Gelb	381 ± 61	423 ± 33	p = 0,964	p = 0,001	p = 0,093
	323 ± 68	279 ± 53			
Ca Grün Gelb	3,4 ± 1,4	7,3 ± 0,9	p = < 0,001	p = 0,181	p = 0,019
	3,9 ± 1,6	5,1 ± 0,6			
K Grün Gelb	6,2 ± 2,0	5,5 ± 1,1	p = 0,009	p = 0,934	p = 0,082
	7,5 ± 1,1	4,3 ± 1,5			
S Grün Gelb	1,4 ± 0,4	1,3 ± 0,1	p = 0,438	p = 0,021	p = 0,755
	1,1 ± 0,9	1,0 ± 0,1			

*) Angaben für Ca, K, S in mg g⁻¹ Ts, für Mg in µg g⁻¹ TS

2.2. Experimentelle Erhebungen in Waldschadensgebieten

2.2.1. Düngungsversuche Nordhelle bei Attendorn

Erste systematische Erhebungen über den Nährstoffgehalt vergilbter Nadeln von Fichten und Tannen hatten einen starken Magnesiummangel nachgewiesen (vgl. [1, 2, 3, 4, 5]). Ziel der Untersuchungen war daher zu prüfen, ob durch eine gezielte Magnesiumdüngung der oberirdischen Pflanzenorgane (Blattdüngung) die Magnesiummangelsymptome, die sich vorwiegend auf die älteren Nadeln konzentrieren, unter Freilandbedingungen schnell behoben oder zumindest gemindert werden können. Orientierende Versuche unter kontrollierten klimatischen Bedingungen im Gewächshaus hatten nämlich ergeben, daß Blattdüngungen mit Magnesiumsulfat in kurzer Zeit zu einer nahezu vollständigen Revitalisierung der Bäume geführt hatten [6].

Material und Methode

Als Untersuchungsgebiet wurde im Bereich des Forstamtes Attendorn eine ca. 2 ha große Fläche in Südhänglage (ca. 600 m über NN) ausgesucht, die mit 6–7jährigen Fichten der Herkunft 84007 „Hochsauerland“ bestockt ist. Die vierjährig verschulten Bäume stehen im Verband 2,5 × 1,2 m im Ebbegebirge, Naturpark Nordhelle (R 3415³⁵/H 5668⁰⁰). Die Pflanzen stocken in einer schwach podsoligen, basenarmen Braunerde mit einem Steingehalt unter 15%, die durch eine geringe Kationenaustauschkapazität gekennzeichnet ist. Die Basenbelegung des Kationensorptionskörpers und die pH-Werte zeigen jedoch im Vergleich zu sonstigen versauerten Waldböden zumindest mittlere Verhältnisse an. Der Wurzelraum und das Wasserspeichervermögen sind, bezogen auf den Probenahmeort, durch die tiefgründige Profilentwicklung relativ günstig (Tabelle 2.2.1/1).

Die ausgewählte Fläche wurde in 5 gleich große Probenflächen unterteilt und 12 Fichten je Fläche mit gleicher Schadensintensität (Vergilbung älterer Nadeln) ausgewählt, wobei 3 Bäume je Probefläche die gleiche Düngebehandlung erhielten. Die Bäume wurden mittels Rückenspritze alle 14 Tage, beginnend am 19. 07. 1983 bis zum Abtropfen der Düngerlösung (ca. 1 l/Baum) mit folgenden Magnesiumdüngern besprüht:

- Kontrolle mit H₂O-dest
- Mg-Chelat (0,1% Mg) der Firma Grace, Dynamit-Nobel-Troisdorf
- Magnesiumsulfat (1%ige Lösung)
- Magnesiumnitrat + Kalziumnitrat (je 1%ige Lösung).

Als Zusatz wurde der Spritzbrühe 5 ml/15 l Netzmittel (Citrowet der Firma Celamerck, Darmstadt) zugegeben. Die Düngungen wurden nach insgesamt 7 Einzelspritzungen am 11. 10. 1983 eingestellt.

Vor der Behandlung am 19. 07. 1983, sowie jeweils am 11. 10. 1983 und 13. 06. 1984 wurden aus dem mittleren Kronenbereich randomisiert Nadeln der Jahrgänge 1982 und 1983 gewonnen und, wie unter 2.1.1 beschrieben, auf Magnesium, Kalzium, Kalium und Gesamt-Stickstoff untersucht. Am 02. 08., 31. 08., 11. 10. und 22. 10. 1983 sowie am 04. 06. 1984 wurden darüber hinaus von jedem Baum randomisiert Nadeln des Jahrganges 1982 und am 22. 11. 1983 sowie 04. 06. 1984 des Jahrganges 1983

gewonnen, 0,5 g Frischsubstanz eingewogen und der Chlorophyllgehalt wie unter 2.2.1 beschrieben bestimmt.

Zur Chlorophyllbestimmung wurde das Probegut aufgetaut, mit 5–7 ml Aceton p.a. versetzt und mit Hilfe eines „Ultra Turrax“ zerkleinert. Nach zweistündiger Standzeit bei Raumtemperatur (ca. 22°C) wurde die inzwischen grün gefärbte Lösung quantitativ in einen 25 ml Meßkolben überführt, der bereits 5 ml Aqua bidest. enthielt, mit Aceton p.a. Übergespült und umgeschüttelt. Die dabei eintretende Volumenkontraktion wurde durch erneutes Auffüllen des Meßkolbens mit Aceton p.a. kompensiert. 10 bis 12 ml dieser Lösung wurden in ein 15 ml Zentrifugenglas gefüllt, sofort mit Parafilm verschlossen und 10 min bei 4000 U/m zentrifugiert. Die Extinktion des Überstandes wurde bei Wellenlängen von 720 nm, 663 nm und 646 nm gegen Wasser als Referenz mit Hilfe eines Spektralphotometers (Perkin Elmer 550 S) bestimmt. Es wurden mindestens zwei Blindproben mitgemessen. Die Ausrechnung des Chlorophyllgehaltes erfolgt entsprechend:

Chlorophyll a in mg Chlorophyll/g FG
(FG = Frischgewicht)

$$\text{Chl a} = 11,78 (E_{663} - E_{720}) - 2,29 (E_{646} - E_{720}) V G^*$$

Chlorophyll b in mg Chlorophyll/g FG

$$\text{Chl b} = 20,05 (E_{646} - E_{720}) - 4,77 (E_{663} - E_{720}) V G^*$$

Chlorophyll gesamt = Chl a + Chl b

*) V = Probevolumen in ml; G = Einwaage in mg

Die Standardabweichung des Verfahrens beträgt ± 5% rel.

Ferner wurden die Fichten am 19. 07. und 11. 10. 1983 sowie am 13. 06. 1984 nach folgendem Verfahren bonitiert: Die 1. Bonitur am 19. 07. 1983 wurde als Ausgangswert angenommen und mit der Bonitur vom 11. 10. 1983 für die Nadeljahrgänge 1982 und 1983 verglichen. Hierbei wurde geprüft, ob sich augenscheinlich eine Verbesserung (+), Verschlechterung (-) oder keine Veränderung (±) im Erscheinungsbild der Nadeln (verminderte/verstärkte Vergilbung) ergeben hat. Die positiven (+), negativen (-), bzw. neutralen (±) Bewertungen wurden anschließend aufsummiert. Die Boniturergebnisse vom 13. 06. 1984 wurden mit denen vom 11. 10. 1983 verglichen. Schließlich wurde noch die Zahl der negativen von der Zahl der positiven Bewertungen abgezogen und so eine Bilanz der Boniturdaten für alle Bäume hergestellt.

In einer weiteren Untersuchung sollte schließlich geklärt werden, ob bei Fichten mit starken bzw. schwachen Vergilbungerscheinungen Unterschiede hinsichtlich der Nährstoffauswaschung bestehen und ob es zu nachweisbaren Veränderungen im Nährstoffgehalt der Nadeln bzw. des Astmaterials (Rinde/Holz) kommt. Hierzu wurden am 31. 08. 1984 vier stark und vier schwach vergilbte, hellergrüne Fichten ausgewählt und randomisiert Zweigmaterial aus der mittleren Kronenpartie entnommen. Das Zweigmaterial wurde für 1 Minute in Aqua bidest gespült und luftgetrocknet, um anhaftende partikuläre Bestandteile zu entfernen. Anschließend wurde das Material nach Nadeljahrgängen zerlegt und die Schnittstellen mit Paraffin versiegelt. Ca. 50 gr. Pflanzenmaterial eines jeden Nadeljahrganges wurden abgewogen und mit 400 ml Aqua bidest in 500 ml Polyethylenflaschen gefüllt. Anschließend wurden die Flaschen liegend in eine Schüt-

telmaschine gespannt und 1 Stunde bei 150 Schwingungen pro Minute geschüttelt. Nach weiteren 15 Minuten wurden die Zweige aus der Schüttellösung genommen, bei 60°C über 48 h getrocknet, nach Nadeln und Zweigteilen getrennt, das Trockengewicht ermittelt und fein vermahlen. Die Waschlösungen wurden gefiltert (Membran Filter, Sartorius 11607), teils mit Hilfe der Atomabsorptionsspektrometrie, teils Ionenchromatographie (Dionex 2010i, Vorsäule AG4A, Trennsäule AS4A) auf folgende Ionen untersucht: SO_4^{--} , Cl^- , NH_4^+ , Mg^{++} , Ca^{++} , K^+ , Zn^{++} und S; ebenfalls wurden Leitfähigkeit und pH-Wert ermittelt. Die Pflanzenproben wurden von der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forstanstalt in Bonn auf die Gehalte an Mg^{++} , Ca^{++} , K^+ , Zn^{++} und Schwefel untersucht.

Die statistische Auswertung erfolgte varianzanalytisch mit HDS ANOVA für Apple II.

Ergebnisse

Wie aus Tabelle 2.2.1/2 zu entnehmen ist, liegen die Gesamt-Stickstoffgehalte der jüngeren Nadeljahrgänge deutlich oberhalb von 9 mg N/g TS und zeigen damit eine noch befriedigende Versorgung an. Unabhängig von der jeweiligen Blattdüngung steigt der Gesamt-Stickstoffgehalt im Laufe der Vegetationsperiode 1983 an, liegt aber im Juni 1984 in der gleichen Größenordnung wie im Juli 1983. Kein signifikanter Einfluß auf den Stickstoffgehalt der Nadeln ist für die verschiedenen Düngebehandlungen, einschließlich der Kalzium/Magnesium-Nitrat-Düngung nachweisbar. Im letzteren Fall ist aber der Stickstoffgehalt zu Ende der Behandlung der Tendenz nach sowohl gegenüber der Kontrolle als auch gegenüber dem Ausgangswert vom 11. 10. 1983 erhöht.

Die Magnesiumgehalte der '82er Nadeln liegen vor der Behandlung zwischen 500 und 625 $\mu\text{g/g}$ TS, die der '83er Nadeln zwischen 650 und 750 $\mu\text{g/g}$ TS und signalisieren damit einen beginnenden Magnesiummangel (vgl. 2.1). Während die Behandlung mit Magnesium-Chelat im Vergleich zur Kontrolle keine Erhöhung des Magnesium-Nadelgehalts bewirkt hat, zeigt sich nach MgSO_4 - und kombinierter $\text{Mg}/\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ -Behandlung eine teils jahrgangsabhängige, teils zeitabhängige signifikante Zunahme im Magnesium-Gehalt der Nadeln im November 1983. Die Zunahmen liegen zwischen 20 und 25% bei der kombinierten Magnesium/Kalzium-Nitrat-Düngung, und sind besonders für den Nadeljahrgang 1983 nachweisbar. Die Nachhaltigkeit der Düngungen ist allerdings sehr gering, da die Magnesium-Gehalte im Sommer 1984 nur noch in den '82er Nadeln über den Ausgangswerten vom 10. 07. 1983 liegen.

Wie zuvor auch an anderer Stelle beschrieben [7], steigt der Kalziumgehalt im Laufe der Vegetationsperiode 1983 mit zunehmendem Nadelalter an. Signifikante Unterschiede zwischen Kontrolle und Düngebehandlungen, einschließlich der mit $\text{Mg}/\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$, sind nicht nachweisbar. Gleiches gilt auch für Kalium.

Die am 19. 07., 11. 10. 1983 und 12. 06. 1984 durchgeführten Bonituren bestätigen dieses Bild. Danach ergibt sich die folgende Wirkungsrangordnung: $\text{H}_2\text{O} < \text{Mg-Chelat} < \text{MgSO}_4 < \text{Ca}(\text{NO}_3)_2 + \text{Mg}(\text{NO}_3)_2$. Verbesserungen in der Vitalität konnten bei den Nadeln 1982 festgestellt werden, nicht jedoch bei den jüngeren Nadeln des Jahrganges 1983. Eine Grünverfärbung zuvor vergilbter Nadeln trat bei keinem der angewendeten Dünger ein.

Diese aus den Boniturdaten gewonnene visuelle Zuordnung der Wirkung verschiedener Spritzmittel läßt sich auch anhand der Chlorophyllgehalte der Nadeln objektivieren. Diese sind zu den verschiedenen Probenahmezeiten für die Nadeljahrgänge '82 und '83 in Tabelle 2.2.1/3 wiedergegeben. Bereits während der Düngung, aber auch in der sich anschließenden Beobachtungsperiode (ab 11. 10. 1983) liegen die Chlorophyllgehalte der mit Magnesium-Blattdünger behandelten Bäume über denen der Kontrolle. Eine signifikante Erhöhung ($p = 0,02$) konnte nach Gaben von Magnesium/Kalzium-Nitrat in den '82er Nadeln nachgewiesen werden. Auch zum letzten Probenahmetermin am 04. 04. 1984 läßt sich dieser Einfluß noch signifikant nachweisen ($p = 0,01$).

Die Versuche haben gezeigt, daß eine schnelle und dauerhafte Erhaltung der Bäume über die Zugabe der verwendeten Magnesium-Blattdünger nicht erwartet werden kann. Von allen getesteten Düngern hat die kombinierte Anwendung von Magnesium/Kalzium-Nitrat noch den besten Erfolg erbracht. Eine Depotwirkung, d.h. eine Nachhaltigkeit und damit spürbare Verbesserung der latenten Magnesium-Mangelsituation, konnte jedoch in keinem Fall erreicht werden. Dies mag zum einen daran liegen, daß die Konzentrationen, in denen Magnesium appliziert wurde, relativ niedrig waren und zum anderen eine relativ hohe Abwaschung durch Niederschläge unterstellt werden muß, so daß wahrscheinlich ein nur geringer Prozentsatz des aufgetragenen Magnesiums wirksam werden konnte. Besonders in der Zeit vom 31. 08. bis 11. 10. 1983 kam es zu hohen Niederschlägen mit durchschnittlich 2,9 mm/m täglich (Daten: Deutscher Wetterdienst, Essen). In der Praxis muß daher der Bodendüngung als nachhaltig wirkender Maßnahme zur Revitalisierung erkrankter Bestände eindeutig der Vorzug gegeben werden.

In einer zusätzlichen Untersuchung sollte geklärt werden, in welchem Umfang sich Nährstoffe aus stark bzw. schwach vergilbten Zweigen von Fichten aus der gleichen Kultur, in denen Blattdüngungsversuche durchgeführt wurden, herauswaschen lassen. In Tabelle 2.2.1/4 sind die nach einstündigem Ausschütteln von 50 g Zweigmateriale (Aqua bidest) gefundenen An- und Kationengehalte, bezogen auf ein Gramm Trockengewicht, neben dem pH-Wert und der Leitfähigkeit der Waschlösung wiedergegeben. Beim pH-Wert zeigt sich eine deutliche Erhöhung der H^+ -Ionenkonzentration gegenüber dem AusgangspH-Wert_{KCl} von 5,4 in Abhängigkeit vom Nadelalter bei beiden Varianten. Die niedrigste pH-Wert wurde stets bei den ältesten Nadeln gemessen. Wenn auch nicht signifikant, so sind doch bei allen Nadeljahrgängen schwach vergilbte Bäume die pH-Werte stärker abgesenkt als bei den stark vergilbten Bäumen. Die Leitfähigkeit nimmt wie die H^+ -Konzentration mit dem Nadelalter zu. Bei der Interpretation dieser Ergebnisse ist zu berücksichtigen, daß für die Auswaschverluste quasi Neutralwasser verwendet wurde, bei dem ausgewaschene organische Säuren bereits in minimalen Mengen eine pH-Wertverschiebung in negativer Richtung bewirken. Bei Verwendung von angesäuertem Wasser hätte das Verhältnis wegen des vorherrschenden Protonen-/Kationenaustausches auch genau umgekehrt sein können.

Von allen untersuchten Ionen zeigen Sulfat und Kalium die stärkste Auswaschung, gefolgt von Kalzium und Chlorid. Die geringste Auswaschung wurde bei Magnesium und Zink festgestellt. Bei allen Ionen nehmen die ausge-

waschenen Ionenmengen mit zunehmendem Nadelalter signifikant zu und zwar unabhängig vom Verfärbungsgrad der Nadeln ($p = 0,01$). Zwischen stark und schwach erkrankten Nadeln lassen sich zwar nur vereinzelt signifikante Unterschiede im Ionengehalt feststellen, jedoch ist die Auswaschrates bei allen untersuchten An- und Kationen bei den schwach vergilbten Nadeln gegenüber den stark vergilbten erhöht (Tabelle 2.2.1/4).

Betrachtet man die Nadelnährstoffgehalte vor und nach dem Auswaschen und die jeweiligen Differenzen (Diff.), so ergibt sich ein recht uneinheitliches Bild (Tabelle 2.2.1/5). Mal ist eine Zunahme, mal eine Abnahme oder gar keine Veränderung zu beobachten. In jedem Fall sind die gefundenen Differenzen relativ klein und in keinem Fall statistisch signifikant. Dies mag darauf beruhen, daß teilweise sehr große Streuungen innerhalb der untersuchten Kollektive bei nahezu allen Nährstoffen auftreten, so daß die rechnerisch ermittelten Differenzen ohnehin zweifelhaft bleiben. Ein bisher nicht geklärter Widerspruch ergibt sich aus den Magnesiumgehalten, die in den stark vergilbten Nadeln durchweg höher liegen, als in den schwach vergilbten Nadeln. Diese Unterschiede sind zwar aufgrund der großen Streuung ebenfalls nicht signifikant, jedoch in ihrer Tendenz eindeutig. Bei Kalzium und Zink liegen hingegen die Gehalte der stark vergilbten Nadeln teilweise deutlich unter denen der schwach vergilbten Nadeln, während sich bei Kalium kein einheitliches Bild ergibt. Eine Abhängigkeit vom Nadelalter ergibt sich im Gegensatz zur Nährstoffauswaschung (vgl. Tabelle 2.2.1/4) jedoch für die Nährstoffgehalte der Nadeln nicht (vgl. Tabelle 2.2.1/5). Deutlichere Unterschiede waren bei der nur einstündigen Auswaschung eigentlich auch nicht zu erwarten.

Gleiches gilt prinzipiell für die nach der Auswaschung in getrocknetem Zustand entnadelteten Zweige. Die Abnahme der Nährstoffgehalte im Rinden- bzw. Holzteil ist aber deutlich größer als in den Nadeln und beträgt z. B. bei dem '84er Zweigmaterial im Fall von Magnesium bis zu 33% des Ausgangswertes ($p = 0,01$) (Tabelle 2.2.1/6). Bei Magnesium und Zink scheint ferner diese Abnahme bei den vergilbten Fichten größer als bei den grün-gelben Bäumen zu sein. Dies mag allerdings bei Magnesium auch damit in Zusammenhang stehen, daß, ähnlich wie bei den Nadeln, die Gehalte der stark vergilbten Zweige über denen der schwach vergilbten liegen. In keinem Zusammenhang sind die Gehalte, die sich pro Gramm Trockensubstanz in der Waschlösung wiederfinden (Tabelle 2.2.1/5), mit den Nährstoffgehalten nach der Auswaschung von Nadeln bzw. Rinden- und Holzteil zu bringen. Die Differenzen übersteigen bei weitem die Auswaschrates.

Die Interpretation dieser Versuchsergebnisse ist aufgrund ihrer Widersprüchlichkeit nicht leicht. Wesentlich scheint jedoch zu sein, daß aus den unbenadelten Zweigpartien erheblich mehr Nährstoffe auswaschbar sind, als aus den Nadeln selbst, wobei hier ein umgekehrtes Verhältnis wie bei den Nadeln bezüglich der Jahrgangsabhängigkeit vorliegt. Während die Auswaschung selbst mit dem Nadelalter positiv korreliert ist, ist sie bei den unbenadelten Zweigteilen negativ, d. h., die größten Gehaltsdifferenzen ergeben sich bei dem jüngsten Pflanzenmaterial. Dies ist insofern plausibel, als das jüngste Rindengewebe die höchsten Nährstoffgehalte enthält, während die jüngsten Nadeln aufgrund ihrer unbeschädigten Kutikula im Vergleich zu älteren Nadeln die kleinere Auswaschung auf-

weisen [8], wenn man von den ungleich größeren hydrophobischen Eigenschaften der jüngeren Kutikula-Oberfläche einmal absieht [9].

2.2.2. Zur Abhängigkeit des Chlorophyll- und Nährstoffgehaltes vom Jahrgang und Nadelalter bei Fichten (*Picea abies* [L.] Karst.) unterschiedlicher Vitalität

Neben den teilweise sehr großen Unterschieden im Nährstoffgehalt gesunder und erkrankter Bäume konnte vielfach beobachtet werden, daß die Bäume mit ausgeprägter Symptomatik (Vergilbung des Magnesiummangeltypes) ihre charakteristische, nadeljahrgangs-abhängige Nährstoffverteilung verlieren (vgl. Abb. 2.1/1). Dieser Verlust an „Elastizität“ war Anlaß zu untersuchen, ob sich im Freiland in Abhängigkeit vom Jahresgang und Nadelalter Unterschiede im Chlorophyll- und Nährstoffgehalt (Magnesium, Kalzium, Kalium, Zink und Schwefel) bei Fichten mit unterschiedlichem Vergilbungsgrad der Nadeln ergeben. Anhand dieser Untersuchungen galt es darüber hinaus zu überprüfen, ob die Annahme richtig ist, daß es innerhalb von nur einem Jahr zu einem steten Nährstoffverlust, vorzugsweise an Magnesium, in den älteren Nadeln kommt, der das Vergilben des letztjährigen Nadeljahrganges zu erklären vermag. Wie vielerorts beobachtet werden kann, beginnt die Vergilbung stets im Herbst am Neuaustrieb und verstärkt sich während des Winters und Frühjahres [vgl. 10].

Material und Methode

Aus einem ca. 40jährigen Fichtenbestand, der in der Nähe des Velmerstot im Bereich des bekannten „Egge-weges“ gelegen ist, wurden im Frühjahr 1985 vier vergilbte und vier grüne Randfichten ausgesucht. Im unteren Kronendrittel wurden pro Baum je zwei Zweige des gleichen Quirls mit wetterfestem Plastikband markiert. Die Zweige waren insgesamt alle gleichmäßig dem Licht zugewandt, so daß unterstellt werden kann, daß nur Lichtnadeln untersucht worden sind. Beginnend mit Ende März 1985 wurden in monatlichem Abstand von jedem der markierten Zweige Nadelproben der vorhandenen Nadeljahrgänge genommen. Lediglich im Dezember 1985 konnte aufgrund extremer Witterungsbedingungen keine Probenahme erfolgen. Der Neuaustrieb 1985 und 1986 wurde jeweils ab der zweiten Hälfte Mai beprobt.

Die Nadeln pro Baum und Zweig wurden jahrgangsweise abgeschnitten und die Proben der zwei Zweige je Baum zu einer Mischprobe vereint. Ebenso mußte das Probenmaterial der vier grünen Bäume (= acht Zweige) zu einer Mischprobe zusammengefaßt werden, um den Analysenaufwand in Grenzen zu halten. Die abgetrennten Nadeln wurden kurz mit Aqua dest. überspült und für die Chlorophyllbestimmung eine Rückstellprobe je Nadeljahrgang von 0,5 g FG gebildet und sofort in Rollrandgläser abgefüllt und bei -32°C tiefgefroren. Die restliche Nadelmasse wurde für 48 Stunden bei 70°C im Trockenschrank getrocknet und in Mühlen fein vermahlen.

Die Chlorophyll- bzw. Nährstoffbestimmung auf Magnesium, Kalzium, Kalium, Schwefel und Zink erfolgte wie unter 2.1.1 und 2.2.1 beschrieben.

Ergebnisse

In den Abbildungen 2.2.2/1a–e ist der Gesamtchlorophyllgehalt (Chl. G) aller untersuchten Nadeljahrgänge für

die gesunden bzw. erkrankten Fichten wiedergegeben. Als Meßzeitpunkte ergeben sich:

28. 03. 1985 = 1	23. 10. 1985 = 8
23. 04. 1985 = 2	27. 11. 1985 = 9
29. 05. 1985 = 3	30. 01. 1986 = 10
26. 06. 1985 = 4	27. 02. 1986 = 11
25. 07. 1985 = 5	03. 04. 1986 = 12
02. 09. 1985 = 6	29. 04. 1986 = 13
26. 09. 1985 = 7	02. 06. 1986 = 14

Bei den gesunden Fichten zeigt sich eine deutliche Differenzierung des Chlorophyllgehaltes vom Nadelalter, wobei die ältesten Nadeln auch die höchsten Gehalte, und die jüngsten, im Mai 1985 gebildeten Nadeln, die niedrigsten Werte aufweisen. Eine vergleichbare Differenzierung läßt sich bei den gelben Nadeln der erkrankten Bäume nicht beobachten, einmal abgesehen vom jüngsten Nadeljahrgang in der Zeit von Juni bis September 1985. Während die Chlorophyllgehalte der erkrankten Bäume einen maximalen Wert von 3 mg g^{-1} aufweisen, liegen die Werte der gesunden Nadeln deutlich höher und schwanken für den Jahrgang '83 und '84 zwischen $4\text{--}5 \text{ mg g}^{-1}$, wobei insgesamt eine Zunahme im Chlorophyllgehalt älterer Nadeln während der Vegetationsperiode 1985 beobachtet werden kann, ein Befund, der von HORNTVEDT [11] ebenfalls ermittelt wurde. Auffallend ist ferner der deutlich ausgeprägte Jahresgang im Chlorophyll aller Nadeljahrgänge, der relativ große Schwankungen und höchste Gehalte jeweils im Juni, August und November 1985 sowie März und Mai 1986 aufweist. Diese Schwankungen sind bei den erkrankten Bäumen nur noch ganz schwach ausgeprägt, wie aus den Abbildungen 2.2.2/1d–e hervorgeht. Ähnliches fanden auch MIES und ZÖTTL [12] bei ihren Untersuchungen an erkrankten Fichten im Schwarzwald.

Die Abbildungen 2.2.2/2 und 2.2.2/3 zeigen den jahreszeitlichen Verlauf des Chlorophyllgehaltes in Abhängigkeit vom Nadeljahrgang für die beiden Chlorophylle a und b. In ihren jahreszeitlichen Schwankungen unterscheiden sich die beiden Chlorophyllarten nicht und die Verlaufskurven weisen eine erstaunliche Kongruenz auf. Auch die deutlichen Unterschiede in Abhängigkeit von der Baumvitalität betreffen beide Chlorophyllarten gleichermaßen.

In Abb. 2.2.2/4 ist der Jahresgang des Magnesiumgehaltes in den Nadeln der untersuchten Jahrgänge für die beiden Baumgruppen wiedergegeben. Bis auf den ersten Probenahmetermin im Juli 1985 (Abb. 2.2.2/3) unterscheiden sich die Magnesiumgehalte der einzelnen Jahrgänge (im folgenden mit NJ abgekürzt) bei den gesunden Fichten nicht. Dies wird auch aus den Mittelwerten der Magnesium-Gehalte [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] über den gesamten Untersuchungszeitraum deutlich, die sich nur geringfügig unterscheiden: NJ 1985 = $497,8 \pm 66,2$ ($n = 12$), NJ 1984 = $486,4 \pm 48,8$ ($n = 14$), NJ 1983 = $468,9 \pm 30,8$ ($n = 14$). Zum Zeitpunkt des Austriebs 1985 (Mai/Juni 1985) ist der Magnesiumgehalt der gerade gebildeten Nadeln mit fast $700 \mu\text{g g}^{-1}$ TS am höchsten, fällt aber innerhalb eines Monats rasch auf den Wert des Nadeljahrganges 1984 ab und liegt von diesem Zeitpunkt ab in der gleichen Größenordnung wie die anderen untersuchten Nadeljahrgänge 1983 und 1984. Vor dem Austrieb der '85er Nadeln kommt es zu einer Verminderung des Magnesiumgehaltes in den '84er Nadeln, der auf die Umlagerung von Magnesium in das sich gerade differenzierende Gewebe der jüngsten Nadeln zurückzuführen ist. Ähnlich wie schon beim

Chlorophyllgehalt, zeigen die Magnesiumgehalte der grünen Bäume deutliche jahreszeitliche Schwankungen mit jeweils höchsten Werten im Juni (außer NJ 1984), August, November/Dezember 1985, sowie März und Mai 1986 (außer NJ 1985), bei dem sich analog zum Vorjahr der Magnesiumgehalt des zuletzt gebildeten Nadeljahrganges vor dem Neuaustrieb verringert.

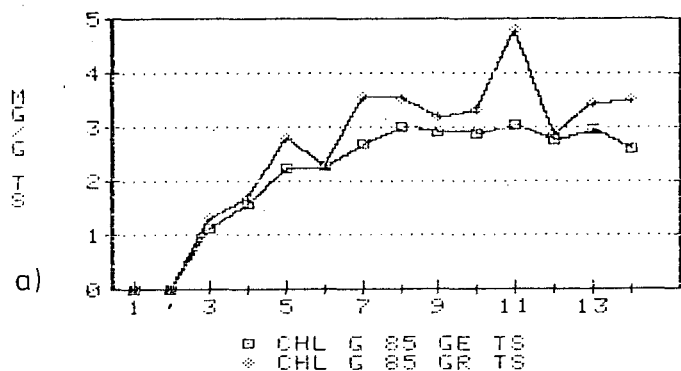
Die vergilbten Nadeln reagieren dagegen deutlich abweichend. Bis auf den Magnesiumgehalt der gerade entwickelten Nadeln im Juni 1985, der in der gleichen Größenordnung liegt wie der der grünen Nadeln gesunder Bäume ($689 \mu\text{g g}^{-1}$ TS Grün, $642 \mu\text{g g}^{-1}$ TS Gelb), liegen die mittleren Magnesium-Spiegelwerte [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] deutlich niedriger: NJ 1985 = $376,5 \pm 90,6$ ($n = 12$), NJ 1984 = $284,1 \pm 44,2$ ($n = 14$), NJ 1983 = $250,9 \pm 28,7$ ($n = 14$). Zu jedem Untersuchungszeitpunkt sind die Magnesiumwerte der jüngsten Nadeln meist recht deutlich gegenüber denen der Nadeljahrgänge 1984 und 1983 erhöht. In der Zeit vor dem Austrieb fallen die Magnesiumwerte dieser beiden Nadeljahrgänge gleichermaßen bis September 1985 ab, während bei den grünen Bäumen, wie bereits erwähnt, dies nur für den Nadeljahrgang 1984 und die Zeit bis Juni 1985 zutrifft. Es ist zu vermuten, daß – aufgrund der insgesamt niedrigen Magnesium-Versorgung der erkrankten Bäume – Magnesium aus den beiden letzten Nadeljahrgängen zur Entwicklung des sich differenzierenden Nadeljahrganges 1985 benötigt wird. Ein vergleichbares Untersuchungsergebnis fanden auch MIES und ZÖTTL [12] bei ihren Untersuchungen, allerdings sanken auch die Magnesiumgehalte in grünen Nadeln.

Mit November 1985 nehmen die Gehalte schwach zu und fallen im Frühjahr 1986 kontinuierlich ab. Die bei den grünen Nadeln beobachteten starken Schwankungen im Jahresgang sind bei den gelben Nadeln gar nicht oder nur sehr schwach ausgeprägt (vgl. Abb. 2.2.2/4). Auffallend ist auch, daß der Magnesiumgehalt des jüngsten Nadeljahrganges im Frühjahr von 400 auf $300 \mu\text{g g}^{-1}$ TS abnimmt. Dieser rapide Verlust im späten Winter bzw. zeitigen Frühjahr ist sicherlich nicht mit Translokationsprozessen zu erklären, zumal in dieser Zeit Temperaturen weit unter 0°C geherrscht haben und Vegetationsruhe unterstellt werden muß (Abb. 2.2.2/5) [13].

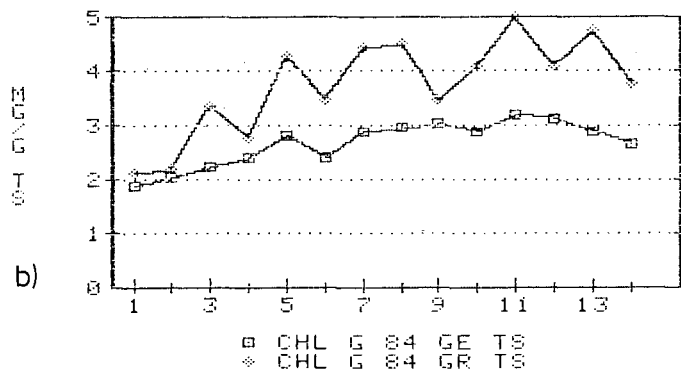
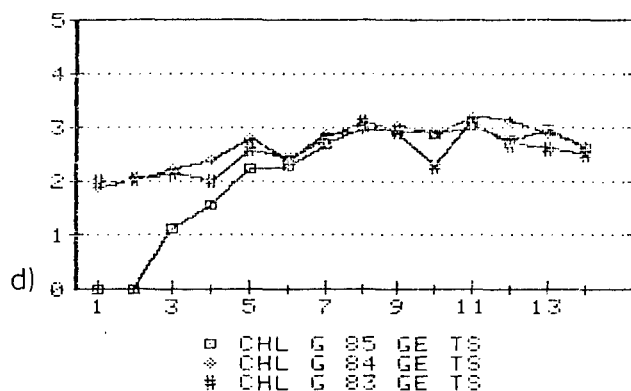
Bei beiden Baumgruppen läßt sich gleichermaßen beobachten, daß die Magnesiumgehalte des Nadeljahrganges 1984 zu Beginn der Untersuchung im März 1985 deutlich höher lagen als im März 1986. So sank der Gehalt im Mittel aller gelben Bäume von 400 auf $275 \mu\text{g g}^{-1}$ TS und bei den grünen Bäumen von 553 auf $442 \mu\text{g g}^{-1}$ TS, was einem Abfall um 31 bzw. 20% entspricht. Beim Nadeljahrgang 1983 sind allerdings keine Unterschiede festzustellen, unabhängig vom Verfärbungsgrad der Nadeln. Im gleichen Zeitraum sind auch die Gehalte des jüngsten Nadeljahrganges bei den vergilbten Bäumen im Vergleich zu den gesunden Bäumen um ca. $60 \mu\text{g g}^{-1}$, d.h. 14% zum Ausgangswert gefallen, während sie in den gesunden Bäumen konstant geblieben sind ($479 : 479 \mu\text{g g}^{-1}$).

Ein Vergleich des Jahresgangs Gesamtchlorophyll zu Magnesium (Mittelwert) in den Nadeln zeigt bemerkenswerterweise, daß die Chlorophyllgehalte ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$ FG) im Mittel der Untersuchungsperiode unabhängig vom Verfärbungsgrad nicht dem Magnesiumgehalt entsprechen, wie er zu erwarten wäre. So sind die erhöhten Chlorophyllgehalte (NJ 1983) bei den grünen Bäumen mit dem

CHL.G 85-83ER NADELN GE=GELB GR=GRUN



CHL.G 85-83ER NADELN GELBE FICHTE



CHL.G 85-83ER NADELN GRUENE FICHTE

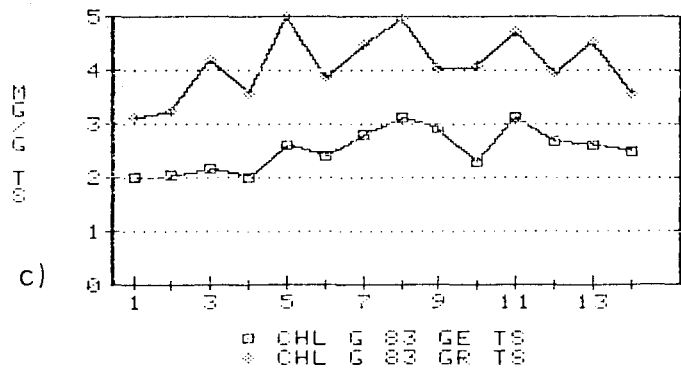
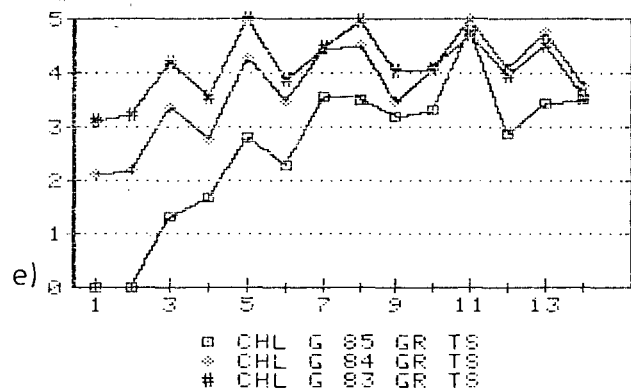
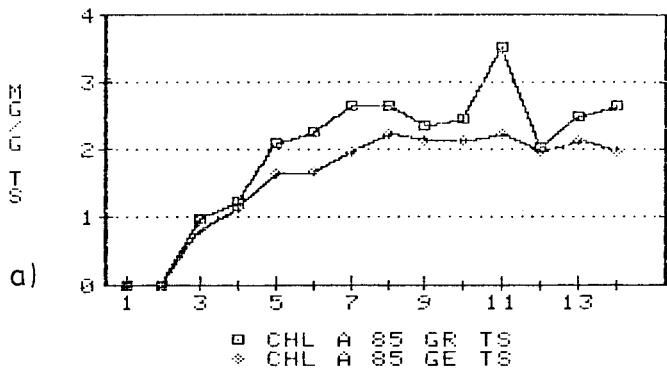
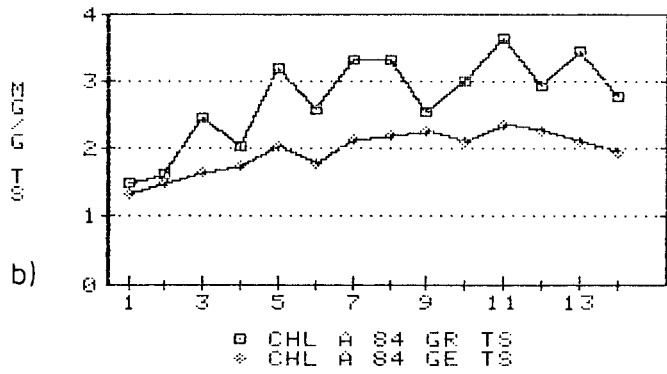
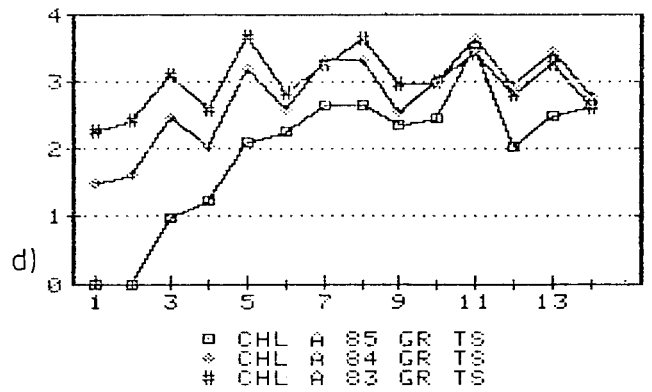


Abb. 2.2.2/1a-e: Jahreszeitliche Entwicklung des Gesamtchlorophyllgehaltes ($\text{mg g}^{-1} \text{TS}$) in gesunden (GR) und erkrankten (GE) Fichtennadeln der Jahrgänge 1983 – 1985 (Untersuchungsperiode: 28. 03. 1985 – 02. 06. 1986)

CHL.A 85-83ER NADELN GE=GELB GR=GRUN



CHL.A 85-83ER NADELN GRUENE FICHTE



CHL.A 85-83ER NADELN GELBE FICHTE

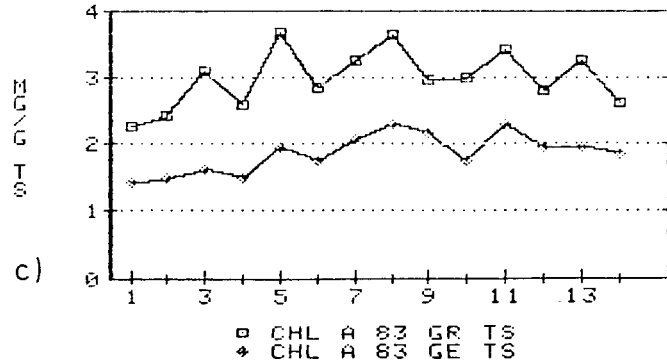
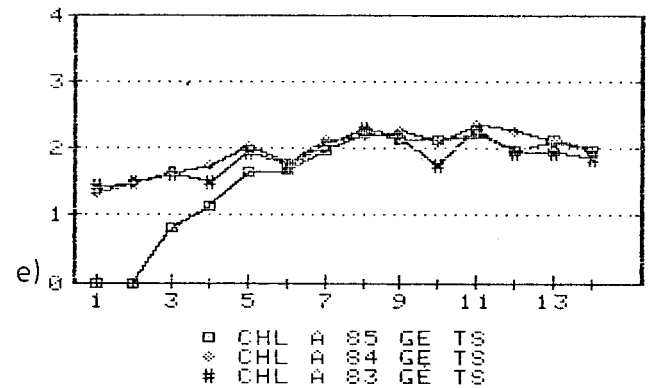


Abb. 2.2.2/2a-e: Jahreszeitliche Entwicklung des Chlorophyll-a-gehaltes (mg g^{-1} TS) in gesunden (GR) und erkrankten (GE) Fichtennadeln der Jahrgänge 1983 – 1985 (Untersuchungsperiode: 28. 03. 1985 – 02. 06. 1986)

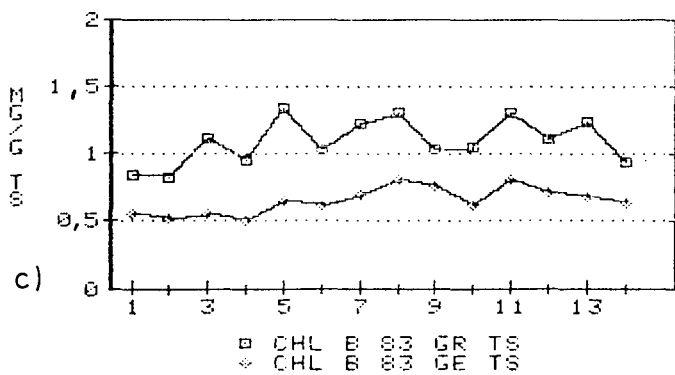
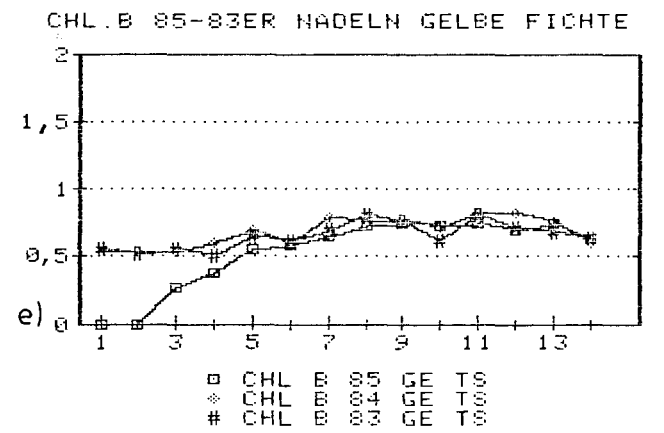
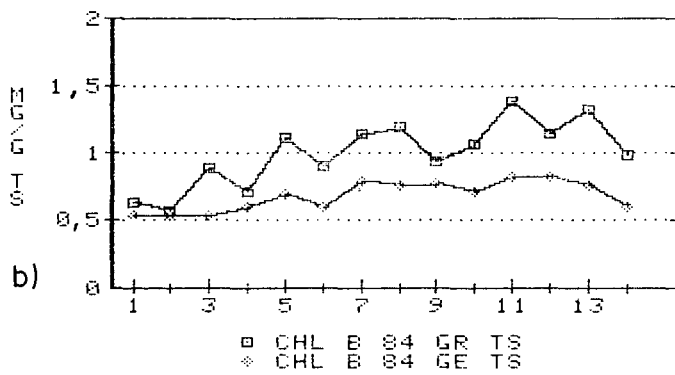
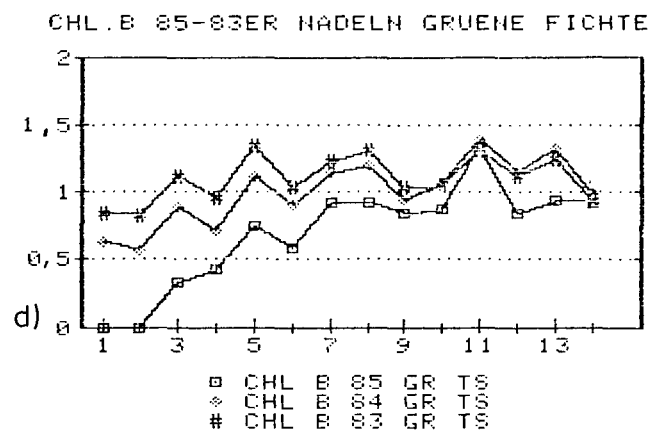
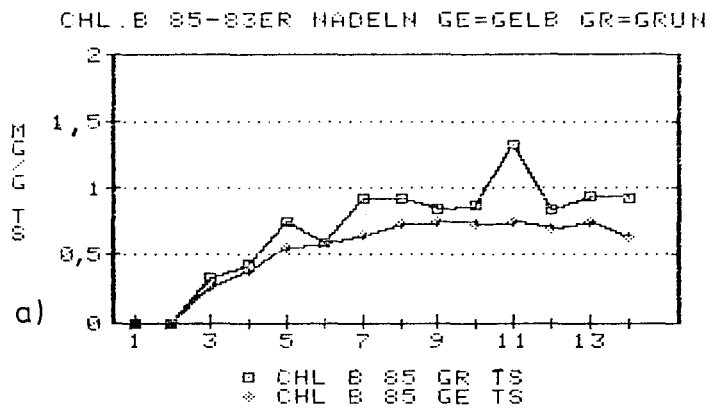
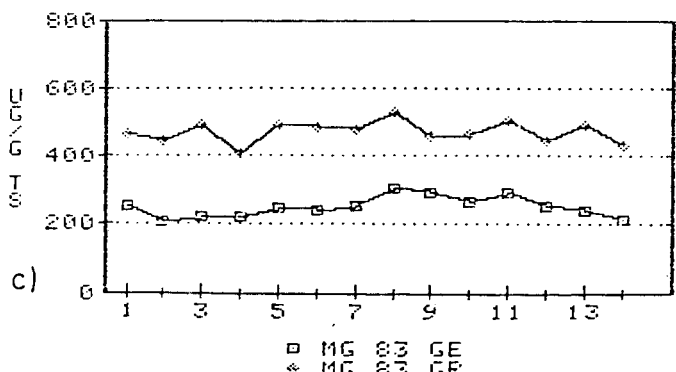
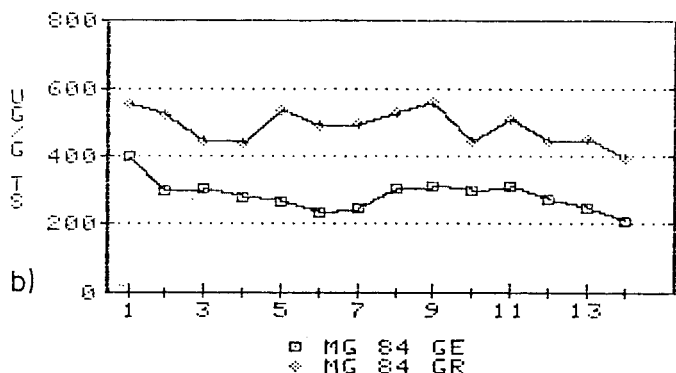
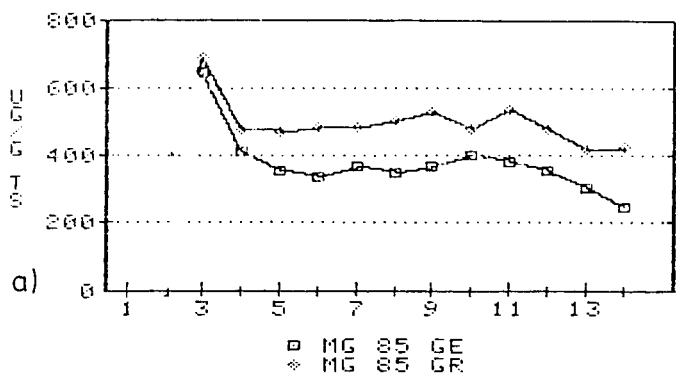
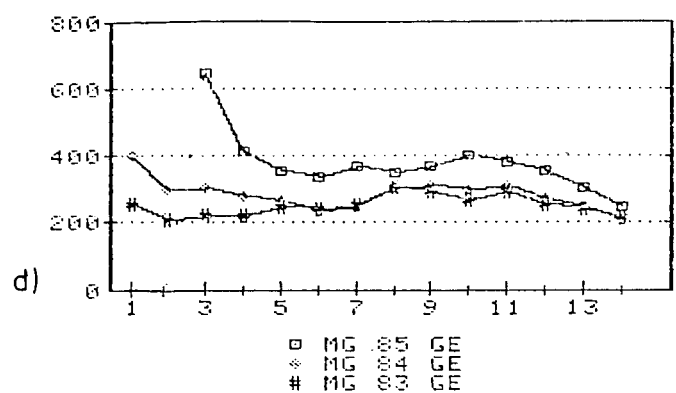


Abb. 2.2.2/3a-e: Jahreszeitliche Entwicklung des Chlorophyll-b-gehaltes (mg g^{-1} TS) in gesunden (GR) und erkrankten (GE) Fichtennadeln der Jahrgänge 1983 – 1985 (Untersuchungsperiode: 28. 03. 1985 – 02. 06. 1986)

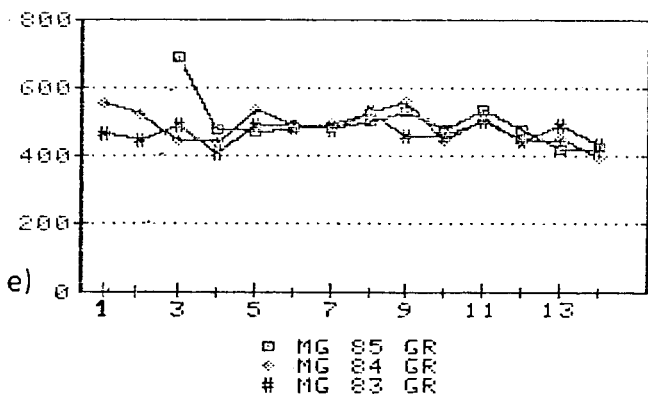
MG 85-83ER NADELN GE=GELB GR=GRUEN



MG 85-83ER NADELN GELBE FICHTE



MG 85-83ER NADELN GRUENE FICHTE



DATUM	MESSZEITPUNKT
28.03.85	1
23.04	2
29.05	3
26.06	4
25.07	5
2.09	6
26.09	7
23.10	8
27.11	9
30.01.86	10
27.02	11
3.04	12
29.04	13
2.06	14

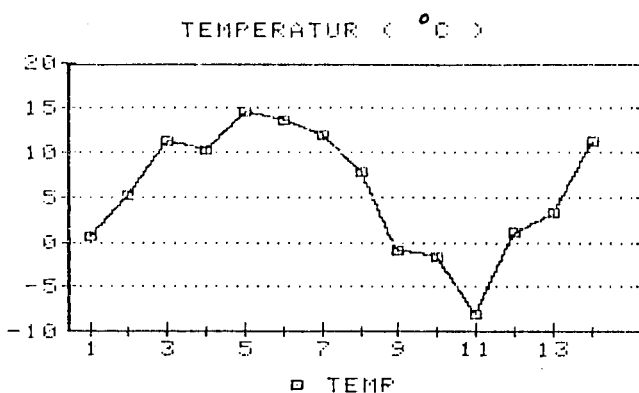


Abb. 2.2.2/5: Mittlere Monatstemperatur (°C) von März 1985 (1) bis Mai 1986 (14) an der TEMES-Station Eggebirge [11]

Abb. 2.2.2/4a-e: Jahreszeitliche Schwankung des Magnesiumgehaltes ($\mu\text{g g}^{-1}$ TS) in gesunden (GR) und erkrankten (GE) Fichtennadeln der Jahrgänge 1983 – 1985 (Untersuchungsperiode: 28. 03. 1985 – 02. 06. 1986)

niedrigsten Magnesiumgehalt assoziiert und umgekehrt, wobei allerdings die Magnesiumgehalte zwischen den Nadeljahrgängen nur relativ gering, wenn auch systematisch schwanken. Bei den gelben Bäumen ist dies umgekehrt. Während die ChlG-Gehalte im Mittel aller Nadeljahrgänge annähernd gleich sind, treten große Unterschiede im Magnesiumgehalt zwischen den Nadeljahrgängen auf (Tabelle 2.2.2/1).

Berechnet man den chlorophyll- und nichtchlorophyllgebundenen Magnesiumanteil nach der Formel:

$$\text{Chl-gebundenes Mg} = \frac{\text{Chlorophyllgehalt } [\mu\text{g g}^{-1}] \cdot \text{Mol. Gewicht}_{\text{Mg}}}{\text{Mol. Gewicht}_{\text{Chl}}}$$

wobei $\text{Mol. Gewicht}_{\text{Chl}} \sim 900$ und $\text{Mol. Gewicht}_{\text{Mg}} \sim 24,3$ ist, so fällt auf, daß der chlorophyllgebundene Magnesiumgehalt im Vergleich zum Gesamtmagnesiumgehalt bei den vergilbten Nadeln höher ist als bei den grünen Nadeln des gleichen Jahrgangs (Tab. 2.2.2/2). Mit zunehmendem Nadelalter nimmt außerdem dieser Anteil unabhängig vom Verfärbungsgrad der Nadeln zu. In Abb. 2.2.2/6 ist der jahreszeitliche Verlauf des nichtchlorophyllgebundenen Magnesiums für die Nadeljahrgänge 1983 und 1984 und des chlorophyllgebundenen Magnesiums wiedergegeben. Danach zeigt sich, daß bei allen Nadeljahrgängen das chlorophyllgebundene Magnesium während der Untersuchungszeit bis zum März 1986 (entsprechend Punkt 11) zunimmt.

Danach tritt bei allen Nadeljahrgängen ein leichter Abfall der Werte auf. Vor allem das chlorophyllgebundene Magnesium in den grünen Nadeln zeigt starke saisonale Schwankungen, die bei den erkrankten Bäumen nicht zu beobachten sind. Betrachtet man das nichtchlorophyllgebundene Magnesium, so ist ein umgekehrter Trend bei der '85er und '84er Nadeln sichtbar; in beiden Fällen nimmt der Gehalt während des Untersuchungszeitraumes ab; lediglich im Nadeljahrgang '83 bleibt der Gehalt mehr oder weniger konstant.

MIES und ZÖTTL [12] kommen in ihren Untersuchungen zum gleichen Befund, daß Chlorophyll- und Magnesiumgehalt nicht miteinander korreliert sind. Wie aus Tabelle 2.2.2/2 zu entnehmen ist, liegt der nichtchlorophyllgebundene Magnesiumanteil bei ca. 80%, so daß hierin eine Erklärung zu suchen ist [10]. Allerdings stehen Chlorophyll- und Magnesiumgehalt insofern in Zusammenhang, als eine Chlorophyllschädigung nur dann unterbleibt, wenn der nichtchlorophyllgebundene Magnesiumanteil den chlorophyllgebundenen deutlich übersteigt [14].

Neben Magnesium ist Zink am stärksten mit dem photosynthetischen Apparat assoziiert [12]. Dabei fallen zunächst die starken Gehaltsunterschiede im Mittel der Untersuchungsperiode zwischen beiden Kollektiven auf, die besonders deutlich bei den älteren Nadeljahrgängen 1983 und 1984 sind und um ca. 60% bei den vergilbten Nadeln niedriger liegen als bei den grünen. Beim jüngsten Nadeljahrgang sind die Unterschiede geringer, betragen aber immer noch 33%.

In den Abbildungen 2.2.2/7a–e ist der Jahresgang des Zinkgehaltes für die drei untersuchten Nadeljahrgänge für beide Baumgruppen wiedergegeben. Der Zinkgehalt des jüngsten Nadeljahrganges nimmt nach dem höchsten Wert zu Beginn des Austriebs im Laufe der Untersuchungsperiode fortlaufend ab, während er bei den beiden älteren Nadeljahrgängen der erkrankten Bäume konstant und bei

den gesunden Bäumen leicht ansteigt; was mit den Befunden von MIES und ZÖTTL nicht übereinstimmt, die eine stete Abnahme der Zink-Nadelgehalte während der Vegetationsperiode beobachten konnten [12]. Wie schon bei Magnesium sind auch die saisonalen Gehaltsschwankungen bei den grünen Bäumen ausgeprägter als bei den vergilbten Fichten. Auffallend ist, daß bei beiden Kollektiven und allen Nadeljahrgängen der jeweils niedrigste Zinkwert im Oktober auftritt.

Im Kalziumgehalt der Nadeln zeigt sich keine so deutliche Differenzierung zwischen beiden Kollektiven, wie bei den zuvor beschriebenen Elementen Magnesium und Zink. Während im Mittel der Untersuchungsperiode die Kalziumgehalte des jüngsten Nadeljahrganges erkrankter Bäume über denen der grünen, gesunden Bäume liegen ($2,7 \pm 0,6$ zu $2,2 \pm 0,7 \text{ mg g}^{-1} \text{ TS}$), ist dies bei den Nadeljahrgängen 1983 und 1984 umgekehrt (1984: $3,2 \pm 0,6$ zu $3,7 \pm 0,6$ bzw. für 1983: $3,8 \pm 0,5$ zu $4,0 \pm 0,6 \text{ mg g}^{-1} \text{ TS}$). Erwartungsgemäß liegen die Gehalte des jüngsten Nadeljahrganges deutlich unter denen der beiden älteren Nadeljahrgänge, wobei die Kalziumgehalte der erkrankten Bäume bereits Ende September annähernd den Wert der übrigen Jahrgänge erreichen, während dies bei den grünen Nadeln erst Ende Februar 1986 der Fall ist (vgl. Abbildungen 2.2.2/8a–e). Bei beiden Kollektiven steigt der Gehalt ab Ende April 1985 bis zum Sommer (Juni/Juli) an, und fällt danach bis zum Ende der Untersuchungsperiode mehr oder minder ab; der Grad der Abnahme nimmt dabei ab Ende Februar 1986 deutlich zu. Auffällige Unterschiede zwischen den Kollektiven ergeben sich weder hinsichtlich der saisonalen Schwankungen, noch hinsichtlich des Nadelgehaltes zwischen den einzelnen Jahrgängen.

Im Prinzip gilt das gleiche Bild ebenfalls für Kalium. Zwischen beiden Kollektiven treten keine auffälligen Unterschiede auf, wie aus den Abbildungen 2.2.2/9a–e zu entnehmen ist. Mit Austrieb des Nadeljahrganges 1985 liegen die Kaliumgehalte bei $12 \text{ mg g}^{-1} \text{ TS}$ und sinken innerhalb von 2 Monaten im Juli auf Werte unter $6 \text{ mg g}^{-1} \text{ TS}$. Bemerkenswerterweise tritt keine Veränderung in den Gehalten der übrigen untersuchten Nadeljahrgänge auf.

Die Schwefelgehalte der gelben, älteren Nadeln sind während des gesamten Untersuchungszeitraumes deutlich höher als die der grünen Nadeln. Hier ergibt sich ein anderes Bild als zuvor für die Regionen Schwarzwald und Eifel beschrieben, wo die Schwefelgehalte der vergilbten Nadeln meist deutlich unter denen der grünen Nadeln lagen (Abb. 2.2.2/10). Lediglich beim jüngsten Nadeljahrgang sind die Gehaltsunterschiede geringer. Interessanterweise sinken die Schwefelgehalte von Ende März 1985 bis Ende Juni und steigen danach kontinuierlich bis November 1985 an. Während des Winters und Frühjahrs, also einer Zeit mit relativ hohen Schwefeldioxidbelastungen [13, 15] sinken die Gehalte aber wieder und liegen bei allen Nadeljahrgängen deutlich unter den Ausgangswerten des Frühjahrs 1985.

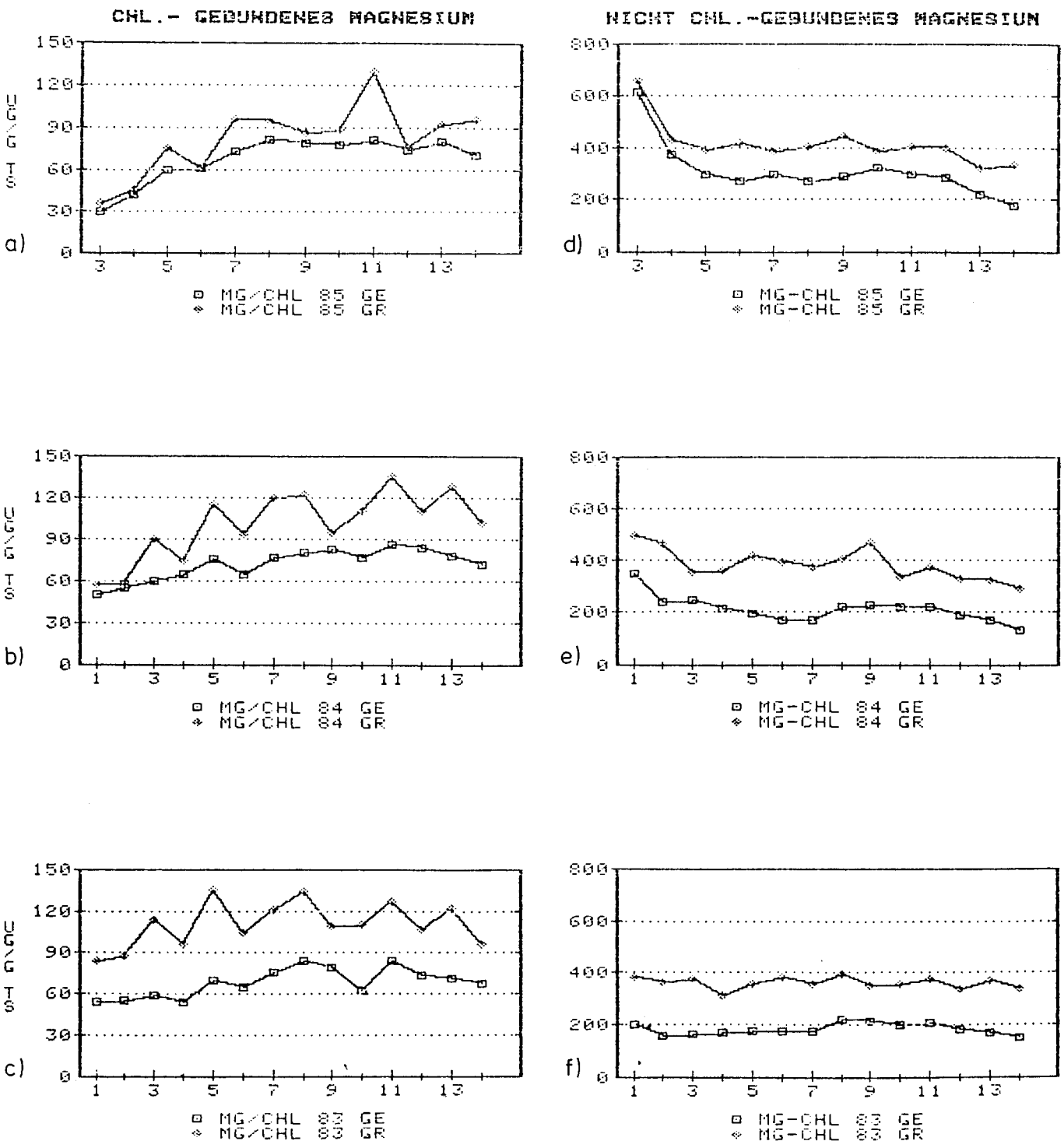
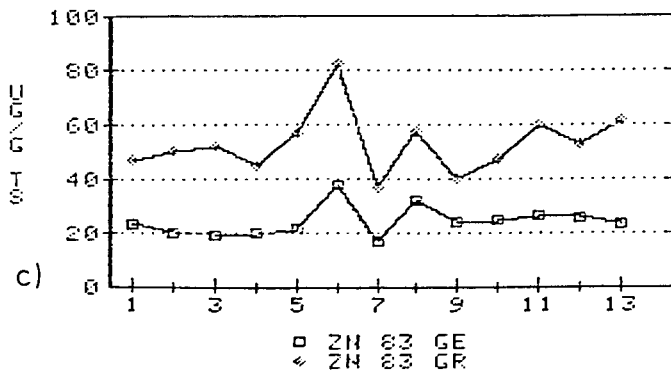
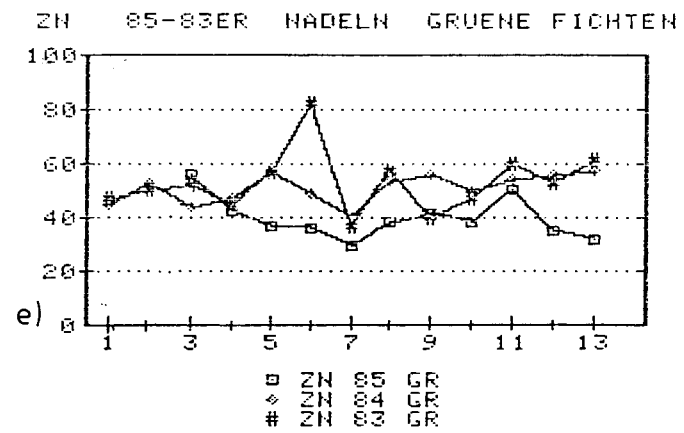
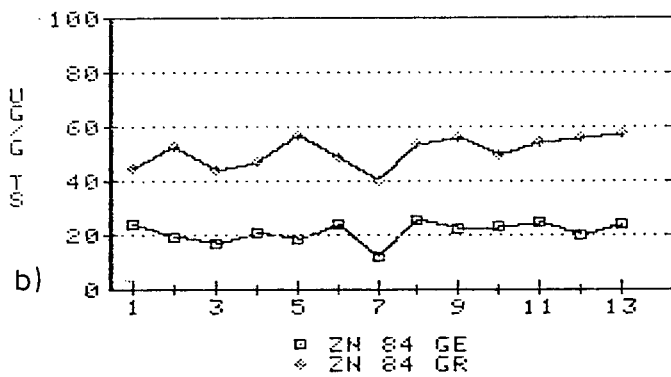
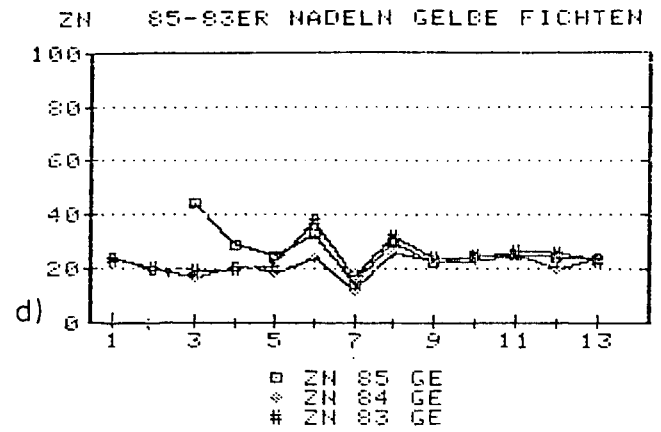
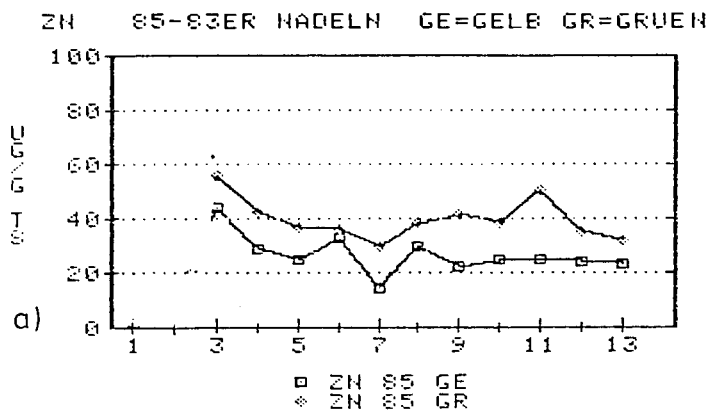
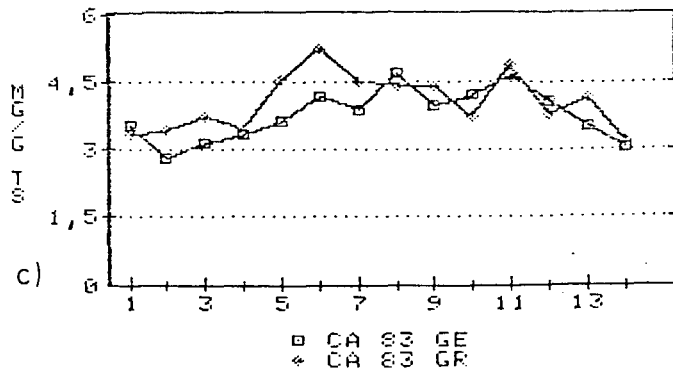
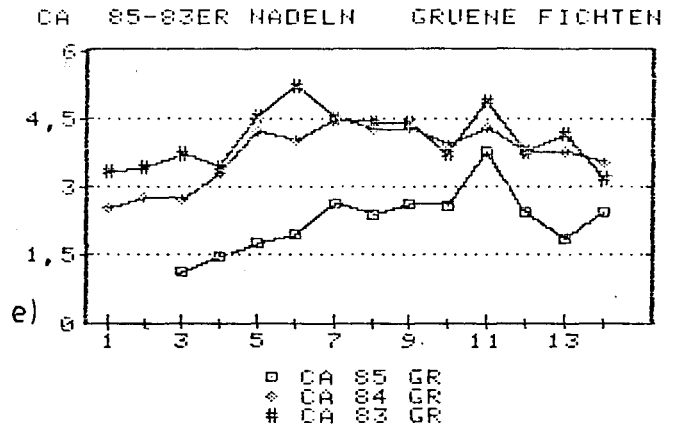
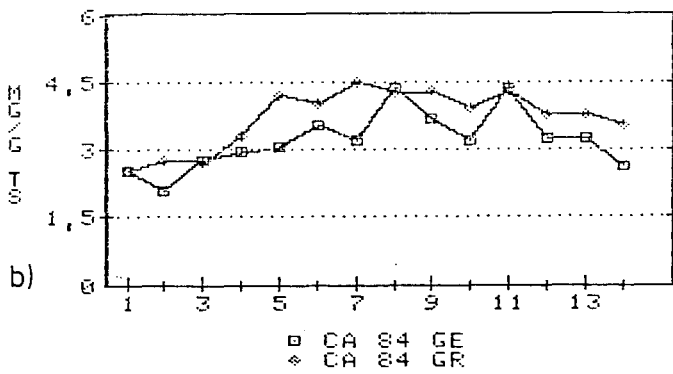
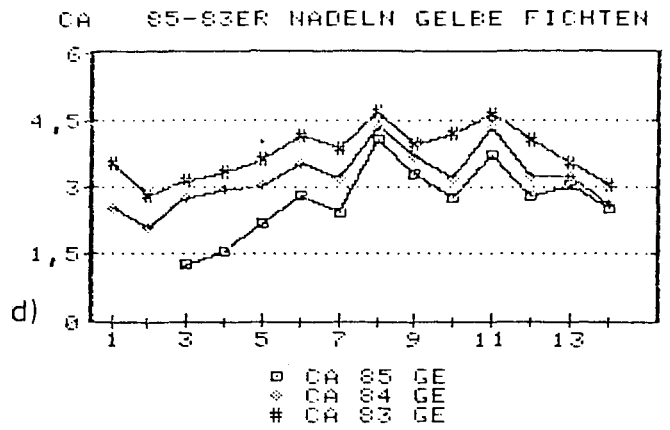
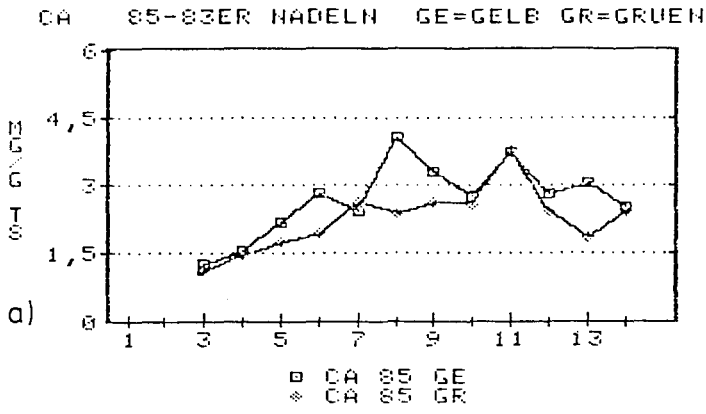


Abb. 2.2.2/6a-f: Jahreszeitliche Schwankung des chlorophyllgebundenen bzw. nichtchlorophyllgebundenen Magnesiumgehaltes ($\mu\text{g g}^{-1}$ TS) in gesunden (GR) und erkrankten (GE) Fichtennadeln der Jahrgänge 1983 – 1985 (Untersuchungsperiode: 28. 03. 1985 – 02. 06. 1986)



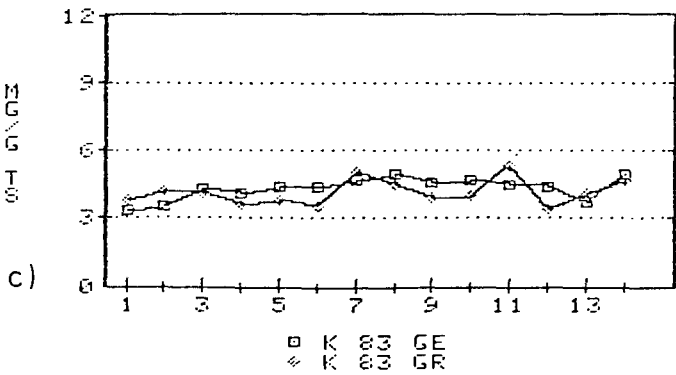
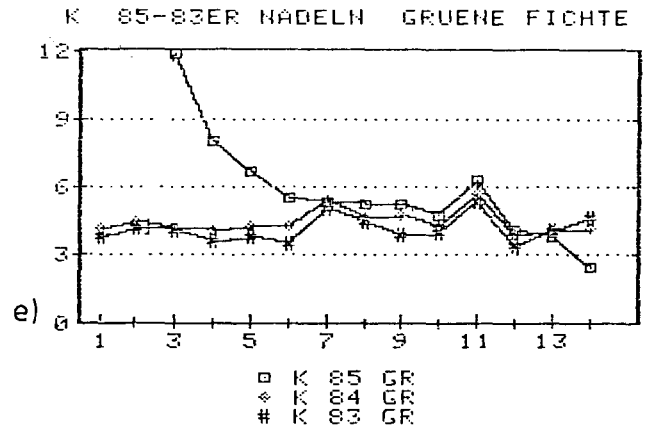
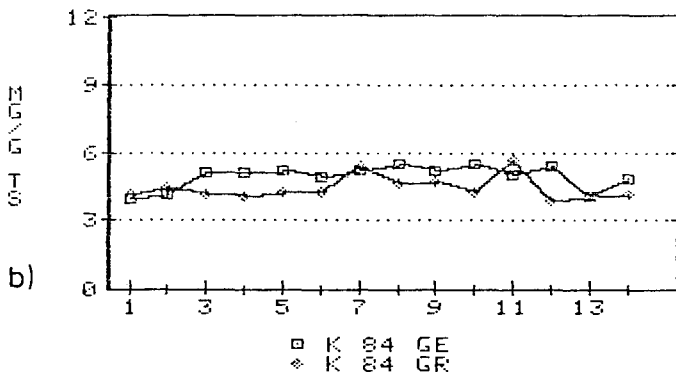
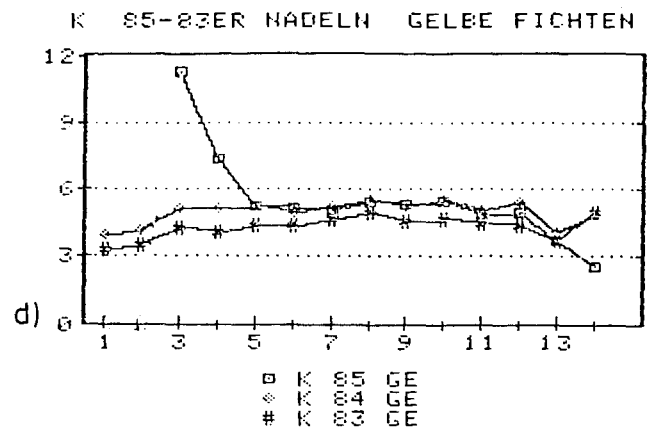
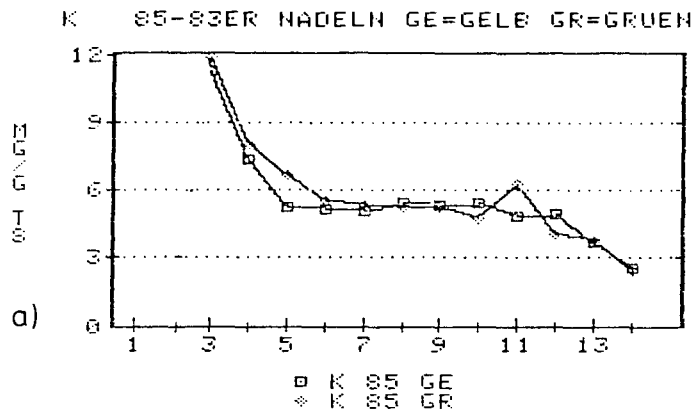
DATUM	MESSZEITPUNKT
28.03.85	1
23.04	2
29.05	3
26.06	4
25.07	5
2.09	6
26.09	7
23.10	8
27.11	9
30.01.86	10
27.02	11
3.04	12
29.04	13
2.06	14

Abb. 2.2.2/7a-e: Jahreszeitliche Schwankung des Zinkgehaltes ($\mu\text{g g}^{-1}$ TS) in gesunden (GR) und erkrankten (GE) Fichtennadeln der Jahrgänge 1983 – 1985 (Untersuchungsperiode: 28. 03. 1985 – 02. 06. 1986)



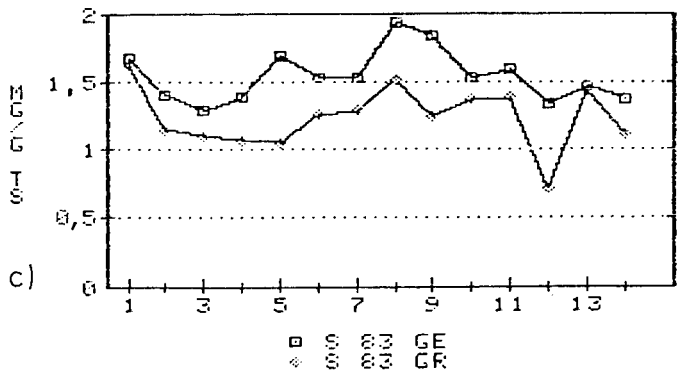
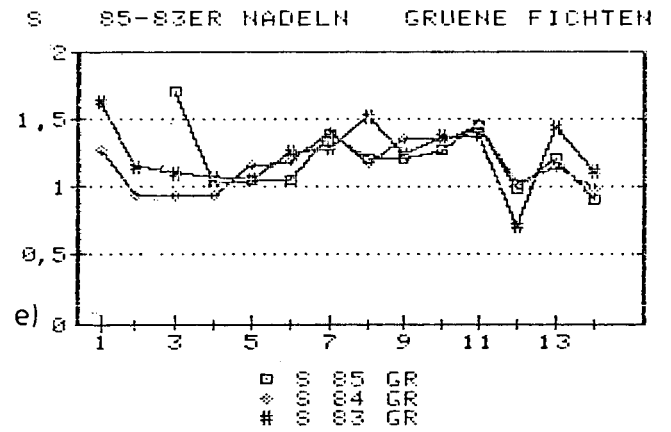
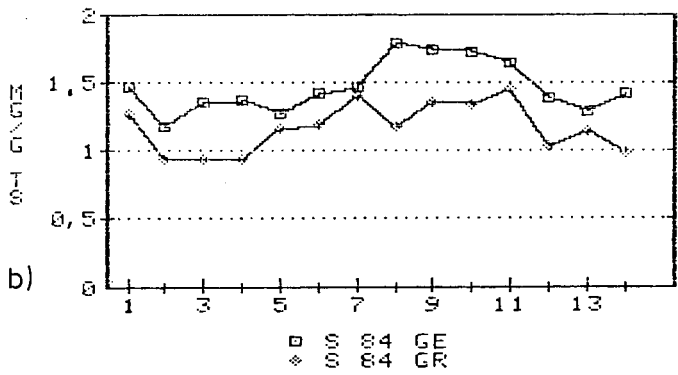
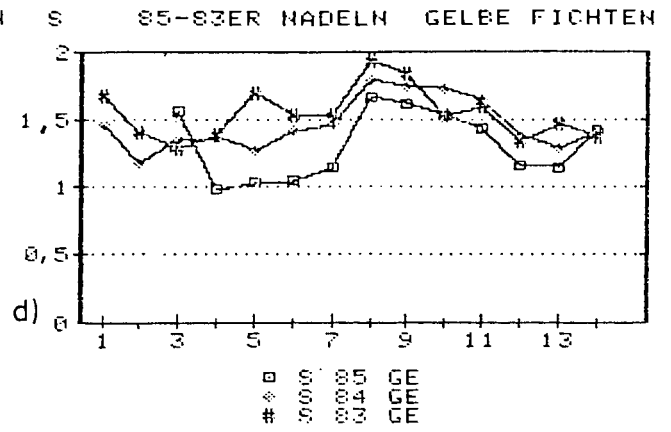
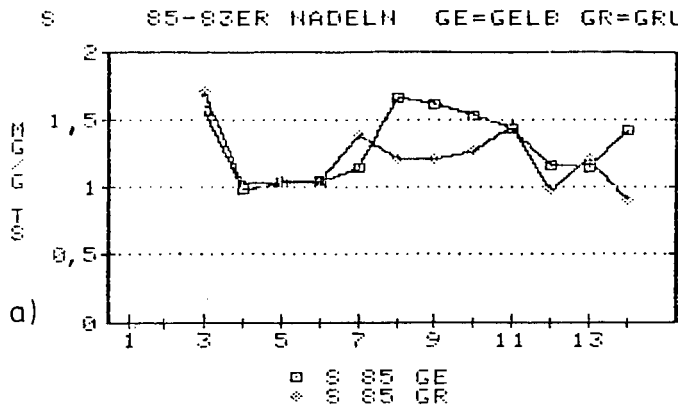
DATUM	MESSZEITPUNKT
28.03.85	1
23.04	2
29.05	3
26.06	4
25.07	5
2.09	6
26.09	7
23.10	8
27.11	9
30.01.86	10
27.02	11
3.04	12
29.04	13
2.06	14

Abb. 2.2.2/8a-e: Jahreszeitliche Schwankung des Kalziumgehaltes (mg g^{-1} TS) in gesunden (GR) und erkrankten (GE) Fichtennadeln der Jahrgänge 1983 – 1985 (Untersuchungsperiode: 28. 03. 1985 – 02. 06. 1986)



DATUM	MESSZEITPUNKT
28.03.85	1
23.04	2
29.05	3
26.06	4
25.07	5
2.09	6
26.09	7
23.10	8
27.11	9
30.01.86	10
27.02	11
3.04	12
29.04	13
2.06	14

Abb. 2.2.2/9a-e: Jahreszeitliche Schwankung des Kaliumgehaltes (mg g^{-1} TS) in gesunden (GR) und erkrankten (GE) Fichtennadeln der Jahrgänge 1983 – 1985 (Untersuchungsperiode: 28. 03. 1985 – 02. 06. 1986)



DATUM	MESSZEITPUNKT
28.03.85	1
23.04	2
29.05	3
26.06	4
25.07	5
2.09	6
26.09	7
23.10	8
27.11	9
30.01.86	10
27.02	11
3.04	12
29.04	13
2.06	14

Abb. 2.2.2/10a-e: Jahreszeitliche Schwankung des Schwefelgehaltes ($\text{mg g}^{-1} \text{TS}$) in gesunden (GR) und erkrankten (GE) Fichtennadeln der Jahrgänge 1983 – 1985 (Untersuchungsperiode: 28.03.1985 – 02.06.1986)

2.2.3. Zur Auswaschung von An- und Kationen aus Fichten mit unterschiedlichem Vergilbungsgrad (Velmerstot, Eggegebirge)

In zahlreichen Laborversuchen, auf die in Kapitel 3 näher eingegangen wird, konnte nachgewiesen werden, daß die kombinierte Einwirkung von Ozon und saurem Nebel zu einer gesteigerten Auswaschung von Magnesium, Kalzium und Nitrat geführt hat. Die ausgewaschene Ionenmenge war in den meisten Versuchen von der angebotenen Ozonkonzentration abhängig. Ferner zeigte sich, daß die Auswaschungsrate vom Vitalitätszustand der Bäume bestimmt war, d. h. die höchste Auswaschung bei solchen Bäumen auftrat, deren Vitalität bereits deutlich geschwächt war und Symptome des „Magnesiummangeltypes“ aufwies. Ähnliche Feststellungen wurden auch in Freilandbeobachtungen gemacht, wonach die Auswaschung bei erkrankten gegenüber gesunden Fichten gesteigert war [16, 17].

Ziel der Untersuchungen war daher zu prüfen, ob es an Fichten im Waldschadensgebiet Eggegebirge ebenfalls zu einer vitalitätsabhängigen Ionenauswaschung aus den oberirdischen Pflanzenteilen kommt und wenn ja, ob die Auswaschung einer Saisonalität unterliegt, die ggf. durch Umweltfaktoren anthropogener Natur mitbestimmt ist.

Material und Methode

Auf einer ca. 50 m unterhalb der Open-Top-Kammer-Station am Velmerstot im Eggegebirge gelegenen Fläche, die mit ca. 12–14 Jahre alten Fichten bestockt ist, wurden im Mai 1984 zwei, dem äußeren Aussehen nach in etwa gleich große Fichten ausgewählt, von denen eine an den älteren Nadeljohrgängen erste, aber durchweg deutliche Vergilbungserscheinungen zeigte, während der andere Baum einen gesunden und vitalen Eindruck machte. Beide Bäume standen in einem Abstand von ca. 10 m zueinander. Am 09. 05. 1984 wurden unter jedem dieser Bäume Trichter von 0,6 m Durchmesser montiert, deren Gesamtaufangfläche 0,28 m² betrug. Die Trichter waren aus PVC gefertigt und bestanden aus je zwei Hälften, die sich in der Mitte teilen ließen und so um die Stammbasis zu einer Art Kragen montiert werden konnten. Der Abstand zwischen Stamm und Trichterkragen betrug ca. 2 cm. An der tiefsten Stelle jeder Trichterhälfte war ein Abflußrohr installiert (Durchmesser 1 cm), das über einen schwarzen PVC-Schlauch mit einem ebenfalls schwarzen 1 Liter fassenden Kunststoffgefäß verbunden war. Letzteres war zur Hälfte in die Erde eingelassen, um die Erwärmung der aufgefangenen Flüssigkeit so gering wie möglich zu halten.

Vor dem Wassereinflaß am Trichter befand sich ein feines Kunststoffnetz, wodurch Verschmutzungen wie Nadeln, Insekten etc. zurückgehalten wurden. Zur Erfassung des Nettoioneneintrages wurde ein dritter Trichter gleicher Konstruktion in unmittelbarer Nachbarschaft zu den beiden Bäumen im Freiland installiert und diente als Referenz.

Vom 09. 05. 1984 bis zum 03. 07. 1986 wurden in 14tägigem Abstand, entsprechend den anfallenden Niederschlägen, die jeweils anfallenden Proben gezogen und nach jeder Probenahme Trichter, Schläuche und Auffanggefäße sorgfältig mit Aqua dest. gereinigt.

In dem von den Bäumen abgetropften Wasser sowie der am Referenzstandort gesammelten nassen Deposition

wurden folgende Parameter bestimmt: pH(KCl)-Wert, Leitfähigkeit [$\mu\text{S cm}^{-1}$], SO_4^{--} , NO_3^- , NH_4^+ , Mg^{++} , Ca^{++} , K^+ und Zn^{++} [$\mu\text{g ml}^{-1}$]. Die chemische Analyse der Inhaltsstoffe erfolgte mit Hilfe der Ionenchromatographie bzw. Atomabsorptionsspektroskopie (vgl. Kapitel 2.1.1).

Am Ende des Versuches wurden beide Bäume geschlagen und das Nadel- bzw. Astmaterial jahrgangsweise im Labor zerlegt, bei 70°C im Trockenschrank über 48 h getrocknet und die Gesamtpflanzenmasse als Trockengewicht bestimmt. Diese betrug:

	grüner Baum	gelber Baum
1984	1,511 kg	0,687 kg
1985	2,090 kg	0,962 kg
1986	2,870 kg	1,364 kg.

Die im Abtropfwasser ermittelten Ionengehalte wurden auf die Pflanzenmasse, die bis zum jeweiligen Probenahmezeitraum gebildet worden war, bezogen. Die Berechnung der Auswaschung erfolgte entsprechend:

$$\frac{\text{Analysenwert Abtropfwasser} - \text{Analysenwert Referenz Freiland}}{\text{Trockengewicht}}$$

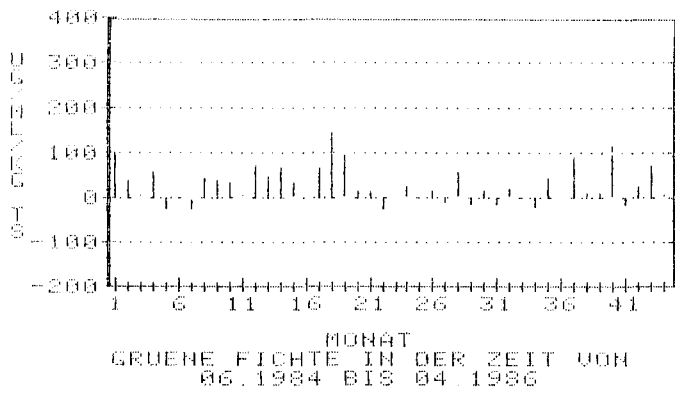
wobei die Auswaschung die Dimension $\mu\text{g ml}^{-1} \text{ kg}^{-1} \text{ TG}$ hat.

Jeweils am 18. 07. 1985 und 15. 06. 1986 wurden von beiden Bäumen Nadelproben aller Nadeljahrgänge genommen, kurz in Aqua dest. gespült und für 48 h bei 70°C im Trockenschrank getrocknet. Nach Bestimmung des Trockensubstanzgewichtes wurden die Gehalte an Magnesium, Kalzium, Kalium und Zink mittels Atomabsorptionsspektroskopie, die Schwefel- und Stickstoffgehalte mit Hilfe des Autoanalysers bzw. nach dem Verfahren von KJELDAHL bestimmt. Die für die chemische Analyse benötigte Nadelmasse ist in die jeweilige, oben genannte Gesamtpflanzenmasse miteinbezogen (vgl. Kapitel 2.1.1).

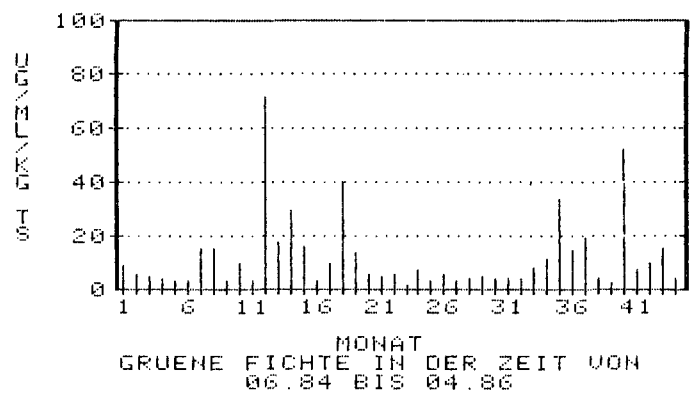
Ergebnisse

In der Tabelle 2.2.3/1 sind die mittleren Ionenkonzentrationen im Abtropfwasser unter einer gesunden und einer erkrankten, gelbverfärbten Fichte, bereinigt um den Ionengehalte der Freilanddeposition und bezogen auf die Gesamttrockenmasse des jeweiligen Baumes, für den Zeitraum vom 06. 06. 1984 bis 29. 04. 1986 wiedergegeben. Unabhängig vom Grad der Nadelverfärbung waren im Abtropfwasser die untersuchten Ionen hinsichtlich ihrer Konzentration nach in folgender Reihenfolge zu finden: $\text{H}^+ > \text{SO}_4^{--} > \text{NO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{Ca}^{++} > \text{NH}_4^+ > \text{K}^+ > \text{Mg}^{++} > \text{Zn}^{++}$. Zwischen den unterschiedlich verfärbten Bäumen ergeben sich für alle Ionen, einschließlich der Leitfähigkeit deutlich höhere Gehalte bzw. Werte im Abtropfwasser des Baumes mit beginnender Nadelgelbverfärbung. Die prozentualen Steigerungen betragen in der Reihenfolge ihrer Größenordnung für die einzelnen Ionen: H^+ 230%, Zn^{++} 200%, Cl^- 190%, Mg^{++} 190%, NO_3^- 180%, SO_4^{--} 170%, NH_4^+ 170%, Ca^{++} 150%, K^+ 130%. Die Leitfähigkeit war ca. um das 1,8fache im Abtropfwasser des erkrankten Baumes erhöht. Die Mittelwerte zeigen insgesamt eine recht hohe Standardabweichung (vgl. auch Min./Max.-Werte, Tabelle 2.2.3/1), was durch die starken saisonalen Schwankungen in der Deposition bedingt ist. In den Abbildungen 2.2.3/1–9 sind die für die einzelnen 14tägigen Meßperioden ermittelten Ionengehalte für den gesamten Unter-

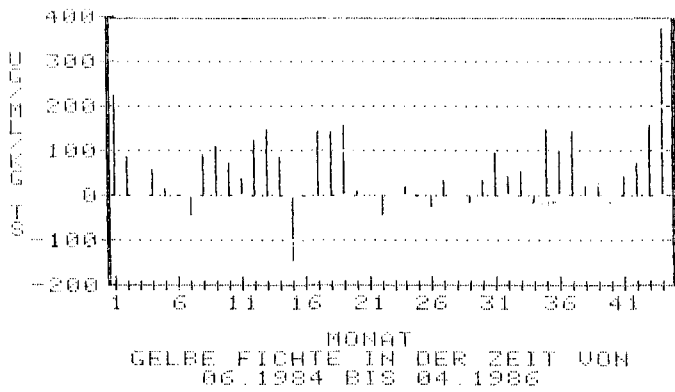
H⁺ - GEHALT INTERZEPTIONSWASSER



SO₄-GEHALT INTERZEPTIONSWASSER



H⁺ - GEHALTE INTERZEPTIONSWASSER



SO₄-GEHALT INTERZEPTIONSWASSER

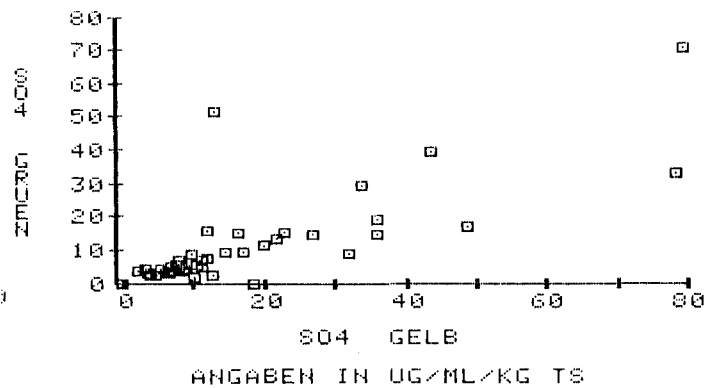
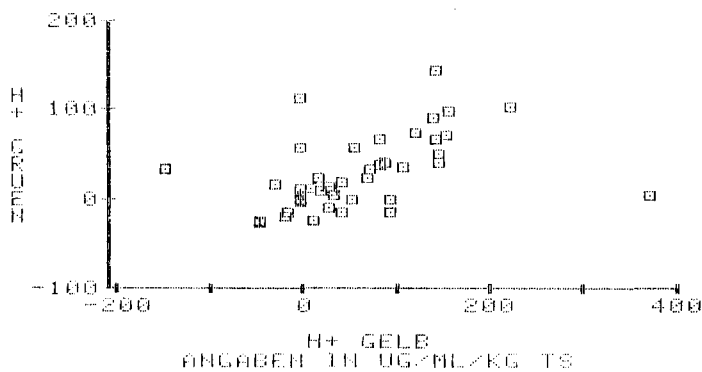
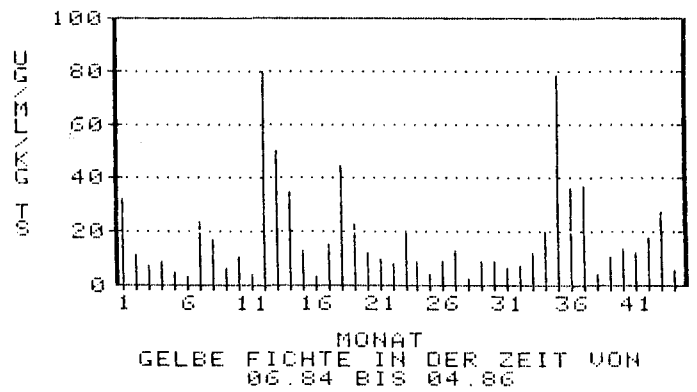


Abb. 2.2.3/1: Mittlere H⁺-Ionenkonzentration (µg ml/kg TS) im Abtropfwasser unter einer gesunden und einer erkrankten Fichte, bezogen auf die Gesamttrockenmasse des jeweiligen Baumes (Untersuchungszeitraum: 06. 06. 1984 - 29. 04. 1986)

Abb. 2.2.3/2: SO₄²⁻-Gehalt (µg ml/kg TS) im Abtropfwasser unter einer gesunden und einer erkrankten Fichte, bezogen auf die Gesamttrockenmasse des jeweiligen Baumes (Untersuchungszeitraum: 06. 06. 1984 - 29. 04. 1986)

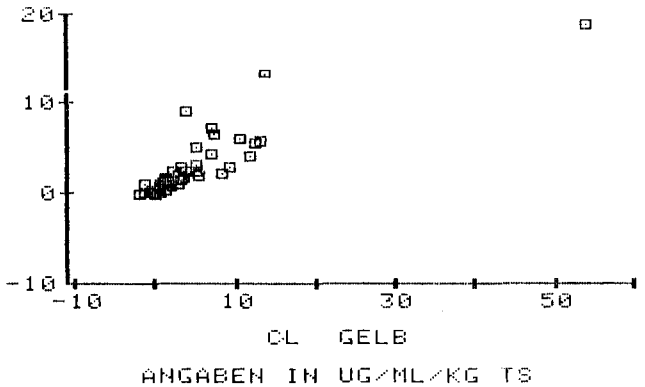
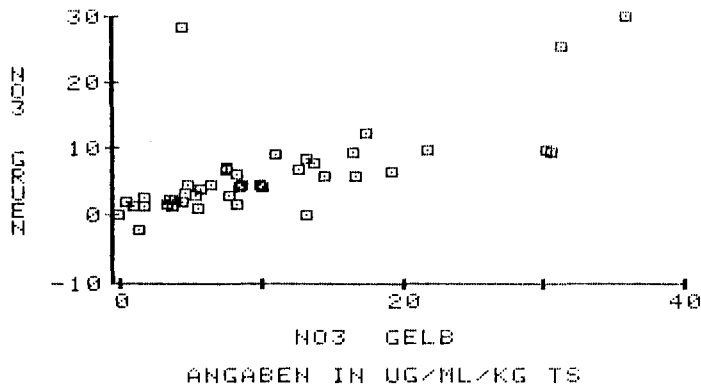
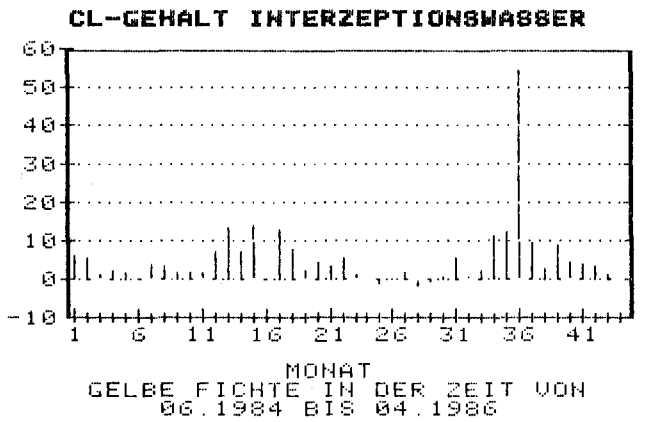
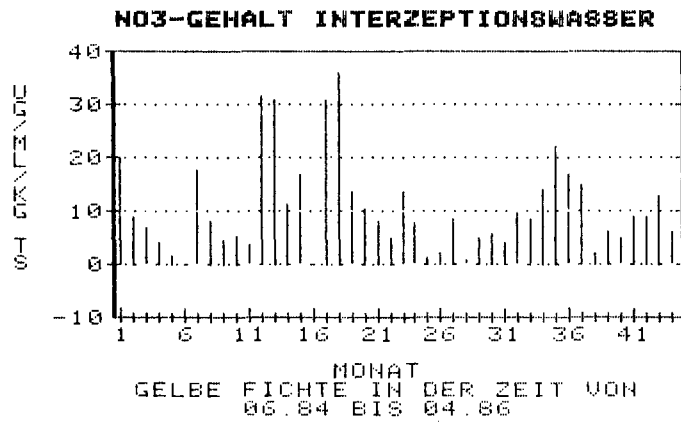
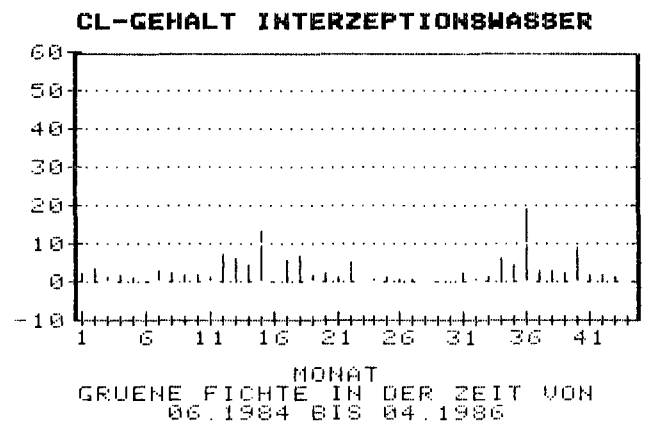
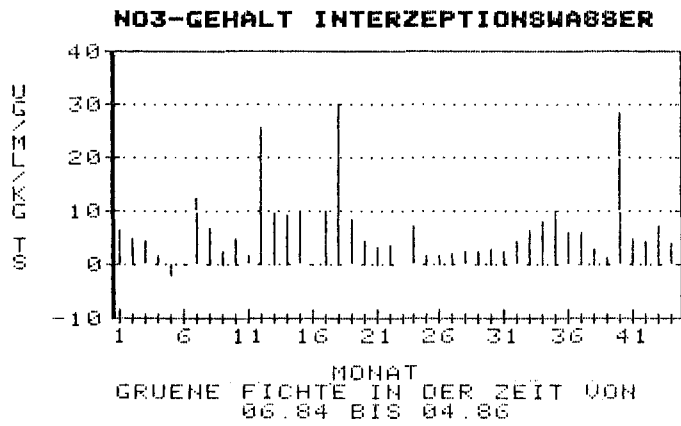


Abb. 2.2.3/3: NO_3^- -Gehalt ($\mu\text{g ml/kg TS}$) im Abtropfwasser unter einer gesunden und einer erkrankten Fichte, bezogen auf die Gesamttrockenmasse des jeweiligen Baumes (Untersuchungszeitraum: 06. 06. 1984 – 29. 04. 1986)

Abb. 2.2.3/4: Cl^- -Gehalt ($\mu\text{g ml/kg TS}$) im Abtropfwasser unter einer gesunden und einer erkrankten Fichte, bezogen auf die Gesamttrockenmasse des jeweiligen Baumes (Untersuchungszeitraum: 06. 06. 1984 – 29. 04. 1986)

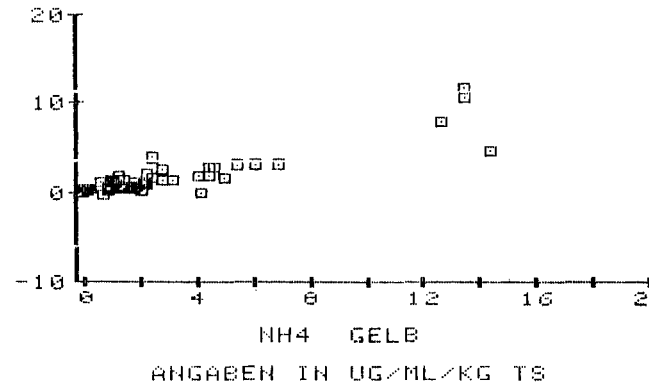
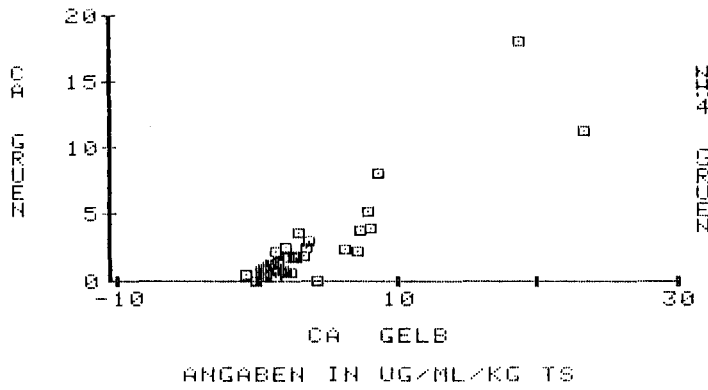
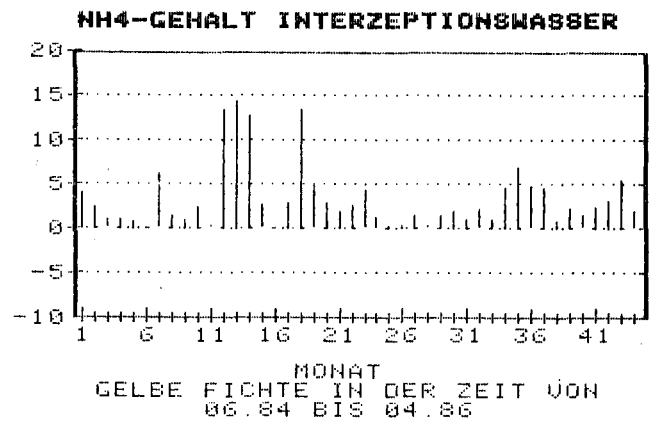
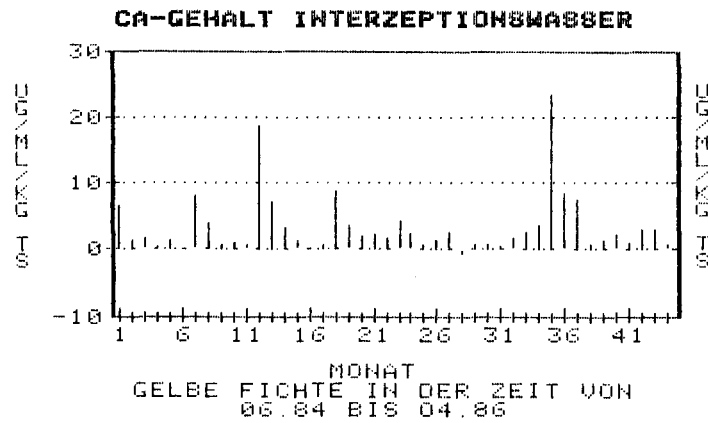
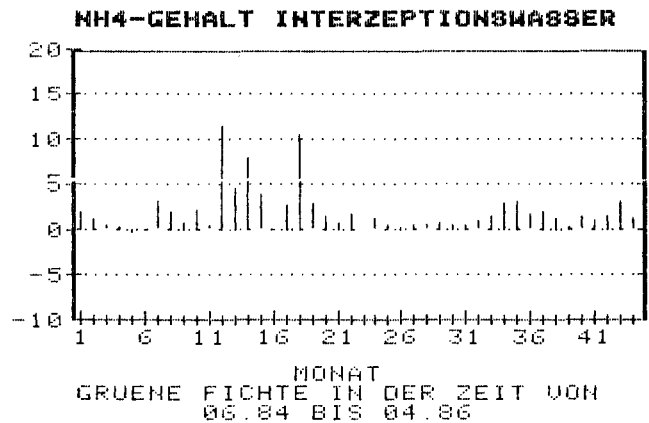
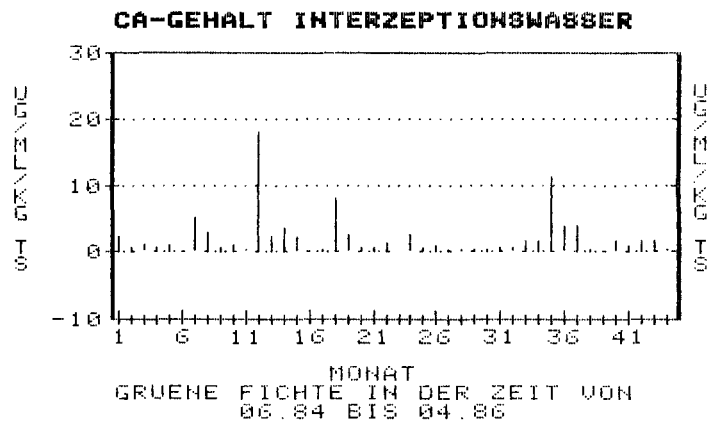


Abb. 2.2.3/5: Ca⁺⁺-Gehalt (µg ml/kg TS) im Abtropf-
wasser unter einer gesunden und einer
erkrankten Fichte, bezogen auf die
Gesamt-trockenmasse des jeweiligen
Baumes (Untersuchungszeitraum: 06. 06.
1984 – 29. 04. 1986)

Abb. 2.2.3/6: NH₄⁺-Gehalt (µg ml/kg TS) im Abtropf-
wasser unter einer gesunden und einer
erkrankten Fichte, bezogen auf die
Gesamt-trockenmasse des jeweiligen
Baumes (Untersuchungszeitraum: 06. 06.
1984 – 29. 04. 1986)

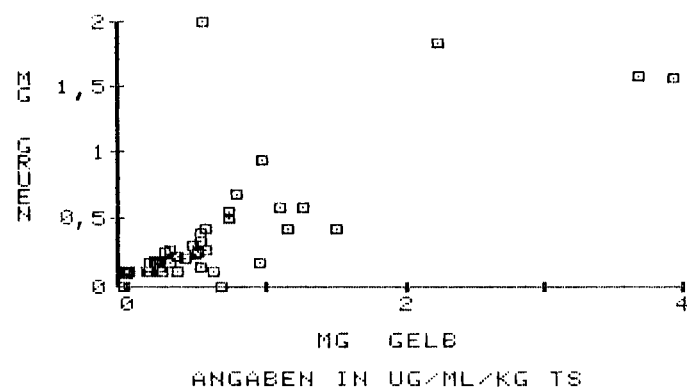
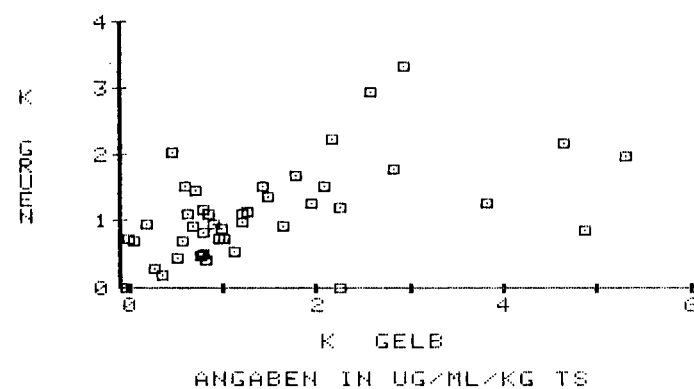
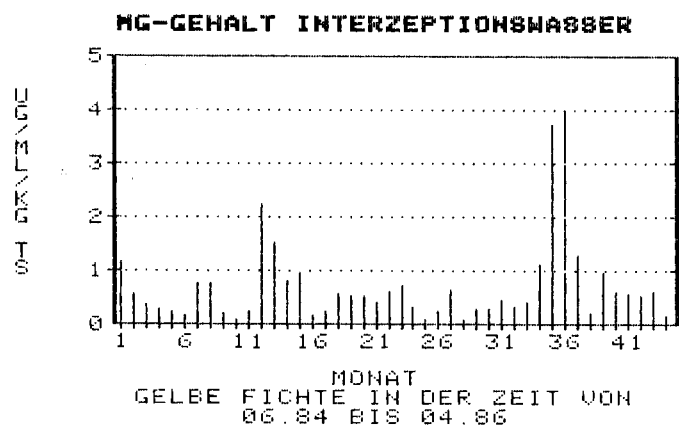
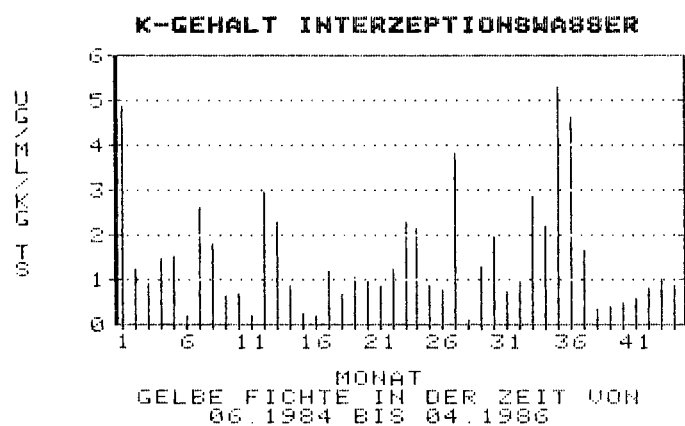
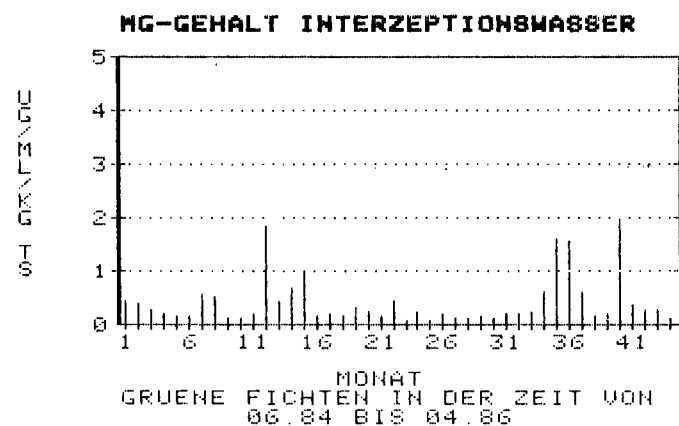
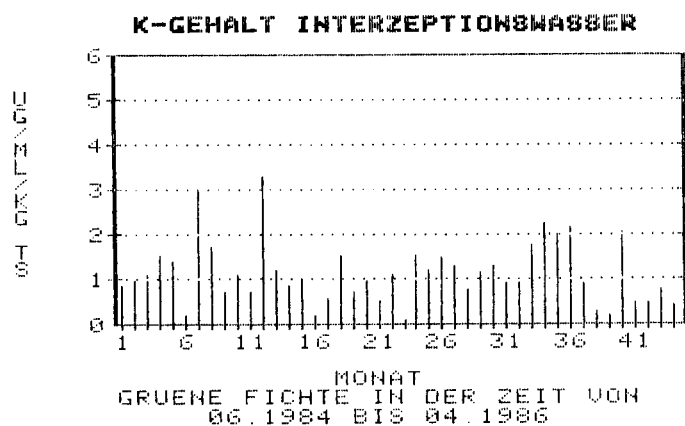


Abb. 2.2.3/7: K⁺-Gehalt ($\mu\text{g ml/kg TS}$) im Abtropfwasser unter einer gesunden und einer erkrankten Fichte, bezogen auf die Gesamttrockenmasse des jeweiligen Baumes (Untersuchungszeitraum: 06. 06. 1984 – 29. 04. 1986)

Abb. 2.2.3/8: Mg⁺⁺-Gehalt ($\mu\text{g ml/kg TS}$) im Abtropfwasser unter einer gesunden und einer erkrankten Fichte, bezogen auf die Gesamttrockenmasse des jeweiligen Baumes (Untersuchungszeitraum: 06. 06. 1984 – 29. 04. 1986)

suchungszeitraum und beide Baumtypen wiedergegeben. Bei nahezu allen Kationen und Anionen fällt auf, daß in der Zeit der 11.–16. und 32.–37. Meßperiode deutlich höhere Ionengehalte im Abtropfwasser ermittelt wurden, als in den übrigen Untersuchungsperioden. Dieser Zeitraum entspricht dem 24. 10. 1984 bis 30. 01. 1985 und dem 10. 10. 1985 bis 05. 12. 1985, also jeweils dem Herbst bzw. dem Anfang des Winters. Im Gegensatz zu Zink und Kalium ergibt sich dieser deutlich ausgeprägte Jahresgang für Ca^{++} , Cl^- , SO_4^{--} , NO_3^- , NH_4^+ und Mg^{++} . Vor allem bei Zink (vgl. Abb. 2.2.3/9) bei der Fichte mit Nadelverfärbung treten beispielsweise in der 4., 5., 9., 11., und 14. Periode Negativwerte auf, d. h., daß die Gehalte im Abtropfwasser geringer sind als in der Referenzprobe. Bei der gesunden Fichte konnte dies nicht, oder doch in nur wesentlich geringerem Umfang ermittelt werden. Hieraus ist wohl zu schließen, daß bei der gelbverfärbten Fichte eine Zinkaufnahme über die Nadeln aus der trockenen sowie nassen Depositionen stattgefunden hat. Bemerkenswert ist, daß die Auswaschung neben den Sommermonaten auch im Frühjahr, also nach der Kälteperiode des Winters sehr niedrig war.

In einer weiteren Untersuchung wurde eine Korrelation zwischen den Ionengehalten der beiden Versuchsbäume im zeitlichen Vergleich und über die gesamte Untersuchungsperiode durchgeführt. Diese Auswertung ergab, daß beide Bäume bei allen Elementen bis auf Kalium, Zink und die H^+ -Ionenkonzentration ein hohes Maß an zeitlicher Entsprechung im Auswaschungsverhalten aufweisen ($p = 0,001$) (vgl. Abbildungen 2.2.3/1–9).

Betrachtet man die Nährstoffgehalte der Bäume zum 18. 07. 1985 und 15. 06. 1986, unterteilt nach den vorhandenen Nadeljährgängen, in Abhängigkeit vom Verfärbungsgrad, so treten bei Magnesium und Kalium die größten Gehaltsunterschiede zu beiden Probenahmetermen auf (Tabelle 2.2.3/2). Besonders die Kaliumgehalte sind in den vergilbten Nadeln bis zu 50% gegenüber den grünen erniedrigt. Gleichwohl ist aber die Kaliumauswaschung im Vergleich zu den anderen untersuchten Kationen nur um das ca. 1,3fache bei dem erkrankten Baum gesteigert, wobei die Gehaltsunterschiede im Vergleich zu Kalium geringer sind (max. 31%). Zum zweiten Probenahmetern wurde neben den genannten Elementen auch der Gesamtstickstoff bestimmt (Tabelle 2.2.3/2). Auffallend ist, daß auch hier deutliche Gehaltsunterschiede zwischen den beiden Bäumen auftreten, die Stickstoffversorgung des erkrankten Baumes mit mehr als 10 mg g^{-1} aber immer noch als ausreichend angesehen werden muß.

Zum zweiten Untersuchungstermin sind die Nährstoffgehalte aller untersuchten Elemente bis auf Kalium in den vergleichbaren Nadeljährgängen gegenüber der 1. Probe teilweise deutlich erhöht. Eine signifikante Abhängigkeit zur Nährstoffauswaschung läßt sich allerdings nicht feststellen (vgl. auch Abb. 2.2.3/7).

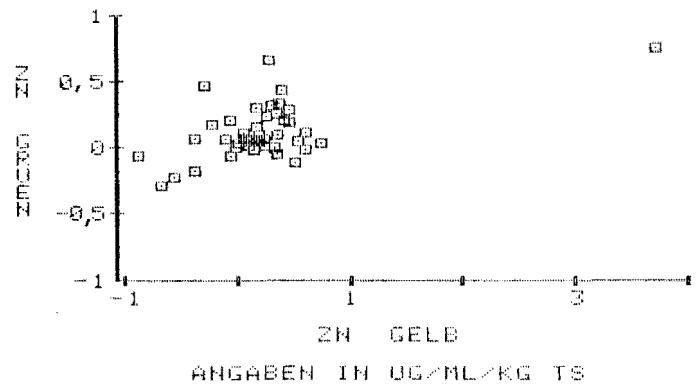
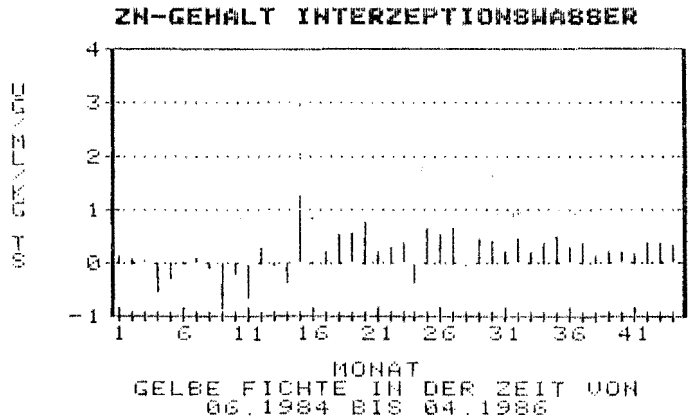
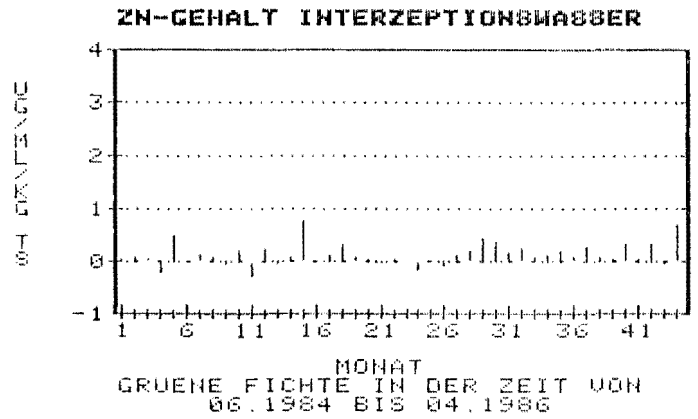


Abb. 2.2.3/9: Zn^{++} -Gehalt ($\mu\text{g ml/kg TS}$) im Abtropfwasser unter einer gesunden und einer erkrankten Fichte, bezogen auf die Gesamttrockenmasse des jeweiligen Baumes (Untersuchungszeitraum: 06. 06. 1984 – 29. 04. 1986)

2.2.4. Vergleichende Untersuchungen zur Biotoxizität von Schwebstäuben an den Standorten LIS Essen und Velmerstot, Eggegebirge

Bei den von der Landesanstalt für Immissionsschutz durchgeführten Untersuchungen im Waldschadensgebiet Eggegebirge fiel auf, daß die Nadeln der Bäume zeitweilig mit einem schwarzen, oft „schmierigen“ Belag bedeckt waren, der einen rußartigen Charakter aufwies. Dieser Belag kann auf die Deposition von Schwebstäuben zurückzuführen sein, deren mögliche Biotoxizität mit Hilfe von Bioindikatoren und chemischen Analysen (energie-dispersive Röntgenfluoreszenzanalyse am Rasterelektronenmikroskop) überprüft werden sollte.

Im LIS-Bericht Nr. 28 [1] wurde bereits dargestellt, daß im Schwarzwald (Standort Kälbelescheuer, Münstertal) mit Hilfe des LIB-Filterverfahrens gewonnene Schwebstäube eine recht hohe Biotoxizität gegenüber dem Testorganismus Kresse (*Lepidium sativum* L.) aufweisen können, wenn diese Pflanzen unter definierten Bedingungen auf entsprechenden Schwebstaubfiltern wachsen. Die Versuche haben seinerzeit gezeigt, daß Kresse ein gut reproduzierbarer und methodisch relativ einfach zu handhabender Bioindikator ist, mit dessen Hilfe schnell Informationen über die Phytotoxizität unbekannter Stoffe gewonnen werden können [vgl. auch 18, 19].

Diese Voruntersuchungen waren Anlaß, die biologische Wirksamkeit von Schwebstaub zu überprüfen, der zum einen im Waldschadensgebiet Eggegebirge (Standort Velmerstot) und zum anderen in Essen (Standort LIS) mit Hilfe des LIB-Filterverfahrens gewonnen wurde. Ziel der Untersuchungen war, zu ermitteln, ob zwischen beiden Standorten Unterschiede in der phytotoxischen Wirksamkeit der gewonnenen Schwebstäube bestehen und welche Bedeutung dieser Art Luftverunreinigungskomponente ggf. im Hinblick auf eine Ursachenerklärung der neuartigen Waldschäden zukommt.

Material und Methode

Auf dem Gelände der LIS in Essen und der Open-Top-Kammer-Station der LIS im Eggegebirge (Standort Velmerstot) wurden in der Zeit vom 13. 03. 1986 bis 29. 04. 1986 je zwei LIB-Filtergeräte betrieben und Schwebstaubproben entsprechend dem LIB-Filterverfahren nach VDI-Richtlinie 2463 einmal pro Woche gewonnen [20]. Zur Bestimmung der Staubbelegung wurden die Filter für 24 Stunden in einen Exsikkator gelegt und anschließend vor dem Wiegen 30 Minuten an die Umgebungstemperatur des Wägers angepaßt. Parallel hierzu wurde mit unbelegten Filtern in gleicher Weise verfahren. Die Staubbelegung wurde über Differenzbildung zwischen belegtem und unbelegtem Filter ermittelt und auf den Luftdurchsatz des jeweiligen Gerätes bezogen. Als Dimension ergibt sich für den Schwebstaubgehalt: $\mu\text{g m}^{-3}$ Luft.

Zirka 50 Kressesamen (Hild's Stamm 10) wurden auf Filterpapier (Schleicher & Schüll, Weißband) in Petrischalen mit 9 cm Durchmesser gelegt, das zuvor mit 8 ml $\text{H}_2\text{O}_{\text{dest}}$ befeuchtet worden war und für 24 Stunden bei 27°C im Brutschrank angekeimt. Aus dem vorgekeimten Saatgut wurden 12 „Schnellkeimer“ gleichen Entwicklungszustandes (Mindestwurzellänge 5 mm) ausgewählt. In Glaspetrischalen (10 cm Durchmesser) wurden nun 4 gleichgroße runde Stücke des belegten Membranfilters mit bekannter Schwebstaubmenge gelegt und mit einem

ungebrauchten Membranfilter (Satorius SM 113) abgedeckt. Nach dem Anfeuchten des Filtermaterials mit 4 ml $\text{H}_2\text{O}_{\text{dest}}$ wurden je 12 Kressekeimlinge in zwei Reihen à 6 Stück mit einem Abstand von ca. 10 mm zueinander so aufgelegt, daß sich die Wurzeln entgegenwachsen konnten und 48 Stunden bei 27°C im Brutschrank gehalten. Neben jedem belegten Filter wurden drei Parallelproben untersucht. Die Wuchsleistung wurde über Längenmessung von Sproß- und Wurzelteil ermittelt und mit dem Wachstum von Kontrollpflanzen verglichen, die auf einem unbelegten Filter bei gleicher Versuchsanordnung angezogen worden waren.

Ergebnisse

Der mittlere Schwebstaubgehalt über die Untersuchungsperiode im März und April 1986 liegt für die Station LIS-Essen bei $53,2 \pm 25,1 \mu\text{g m}^{-3}$ und für die Station Velmerstot bei $47,6 \pm 18,9 \mu\text{g m}^{-3}$. Ein signifikanter Unterschied zwischen beiden Stationen konnte nicht ermittelt werden, obwohl der Tendenz nach an der Station LIS-Essen höhere Schwebstaubgehalte gemessen wurden. Dies deckt sich mit Untersuchungen von PFEFFER et al. [15], die im Rahmen der TEMES-Erhebungen (vgl. PFEFFER, [21]) eine ca. 30% niedrigere Schwebstaubkonzentration im Eggegebirge im Vergleich zum Ruhrgebiet ermittelt haben.

Wie aus den Abbildungen 2.2.4/1–4 hervorgeht, besteht ein signifikanter kausaler Zusammenhang zwischen der Schwebstaubbelegung der Filter und der relativen Wachsminderung von Sproß und Wurzeln der Kresse an beiden Stationen. Interessanterweise reagieren dabei die Wurzeln deutlich empfindlicher auf den abgeschiedenen Schwebstaub als das Sproßorgan.

Während das Wachstum des Sprosses bis zu maximal 59% (Station LIS) bzw. 44% (Station Velmerstot) gegenüber der Kontrolle gemindert war, kam es bei der höchsten Belegung gleichzeitig zu einem Wachstumsstillstand der Wurzeln. Über alle Untersuchungsperioden betrug das mittlere Wurzelwachstum der Kresse auf dem Schwebstaub der Station LIS $26,9 \pm 14,1\%$, auf dem der Station Velmerstot $35,1 \pm 23,4\%$, jeweils auf die Kontrolle bezogen. Das mittlere relative Wachstum des Sprosses lag auf dem Schwebstaub der Station LIS bei $78,1 \pm 19,1\%$ bzw. auf dem Schwebstaub der Station Velmerstot bei $81,6 \pm 12,3\%$ (Tab. 2.2.4/1). Ein signifikanter Unterschied im Wuchsverhalten in Abhängigkeit vom Standort konnte nicht ermittelt werden, wenngleich das Wachstum der Kresse auf den Filtern, die an der Station Velmerstot gewonnen worden waren, im Vergleich zur Station LIS weniger beeinträchtigt ist.

Die Versuche haben gezeigt, daß die im Vergleich zur Station LIS niedrigeren Schwebstaubkonzentrationen an der Station Velmerstot auch eine geringere Pflanzenreaktion hervorrufen. Die Phytotoxizität beider Schwebstäube scheint aber annähernd gleich zu sein, wenn man die Steigungen der Regressionsgraden Schwebstaub zu Wurzel- bzw. Sproßwachstum vergleicht (Abb. 2.2.4/1–4).

Zur Beantwortung der Frage, welche Elemente im Schwebstaub an den beiden Standorten in der anorganischen Matrix auftreten, wurden Filterausschnitte der jeweiligen Untersuchungszeiträume mit Hilfe der energie-dispersiven Röntgenfluoreszenzanalyse am Rasterelektronenmikroskop untersucht, nachdem in Vorversuchen die Gleichmäßigkeit der Elementzusammensetzung in der

Belegung des gesamten Filters nachgewiesen wurde. Die Methode hat allerdings nur qualitativen Charakter, da die ermittelten Gewichtsprozent der jeweiligen Elemente auf 100% normiert werden. Am Standort LIS ließen sich die Elemente Al, Si, S, Cl, K, Ca, Ti und Fe, am Standort Velmerstot, Eggegebirge, Al, Si, S, K, Ca, Ti und Fe nachweisen. Die Matrix anorganischer Bestandteile des gesammelten Schwebstaubes wird am Standort LIS durch die Elemente Chlor und Schwefel, am Standort Velmerstot, Eggegebirge, nur durch Schwefel bestimmt. Dieser Unterschied könnte den Grad der Phytotoxizität mitbestimmt haben. Wichtig aber ist festzustellen, daß keine Elemente nachgewiesen wurden, die bisher bei den Überbelegungen zu den Ursachen der neuartigen Waldschäden nicht schon berücksichtigt wurden.

Aus den Versuchen läßt sich insgesamt schließen, daß dem Schwebstaub im Hinblick auf eine Ursachenklärung

der neuartigen Waldschäden zumindest im Eggegebirge wahrscheinlich keine größere Bedeutung zukommt, da die anorganischen Bestandteile der Matrix keine phytoxisch relevanten Elemente wie beispielsweise Schwermetalle aufweist und sowohl die Elementzusammensetzung als auch die Biotoxizität an beiden untersuchten Standorten näherungsweise gleich ist. Im Gegensatz hierzu ist aber das Ausmaß der neuartigen Waldschäden im Bereich des Eggegebirges im Vergleich zum Ruhrgebiet wesentlich größer, so daß anderen Umweltfaktoren, die sich hinsichtlich Art und Zusammensetzung zwischen beiden Gebieten entsprechend unterscheiden, eine größere Bedeutung zukommt; zu denken ist hierbei beispielsweise an Ozon, das im Eggegebirge in Konzentrationen auftritt, die um das ca. 2,5fache höher sind als im Ruhrgebiet [15].

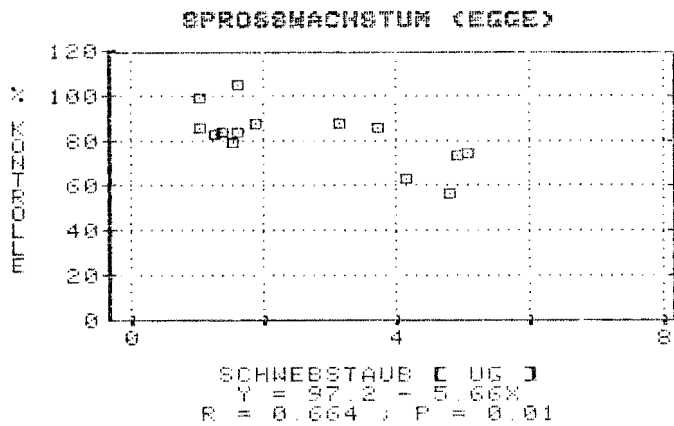


Abb. 2.2.4/1: Relative Minderung des Sproßwachstums von Kresse (*Lepidium sativum* L.) in Abhängigkeit von der Schwebstaubmenge; Station Egge

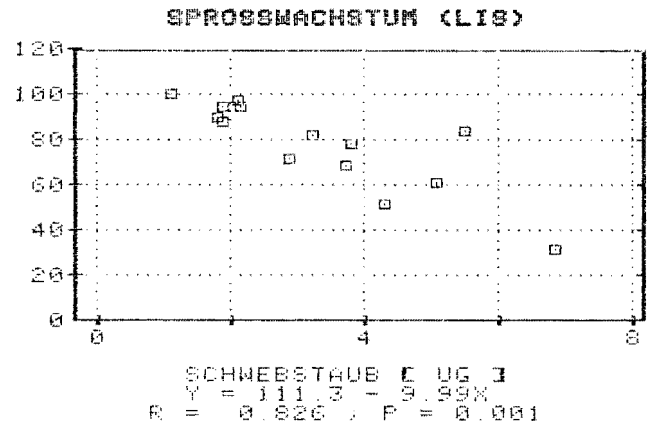


Abb. 2.2.4/3: Relative Minderung des Sproßwachstums von Kresse (*Lepidium sativum* L.) in Abhängigkeit von der Schwebstaubmenge; Station LIS, Essen

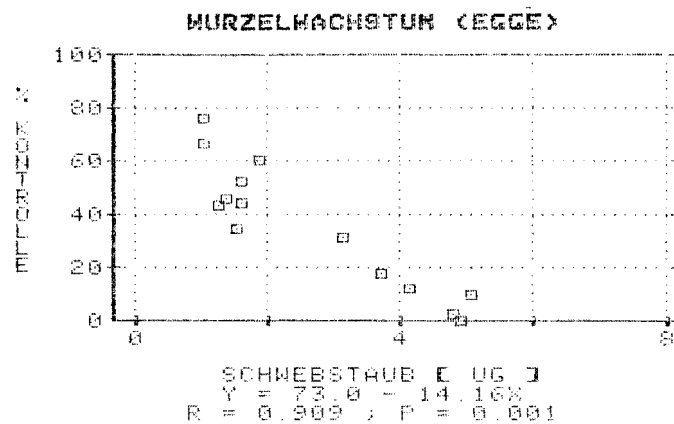


Abb. 2.2.4/2: Relative Minderung des Wurzelwachstums von Kresse (*Lepidium sativum* L.) in Abhängigkeit von der Schwebstaubmenge; Station Egge

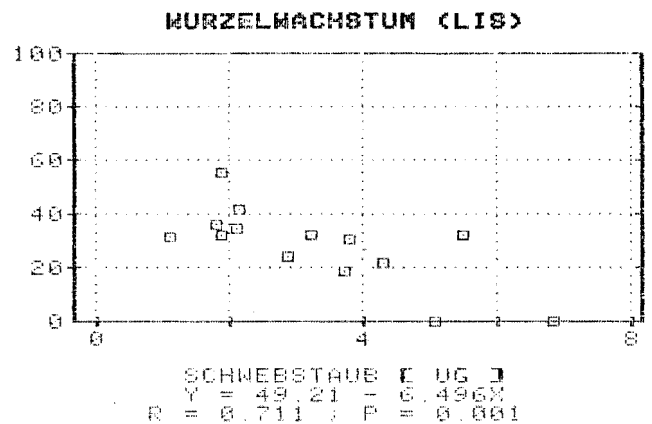


Abb. 2.2.4/4: Relative Minderung des Wurzelwachstums von Kresse (*Lepidium sativum* L.) in Abhängigkeit von der Schwebstaubmenge; Station LIS, Essen

2.2.5. Langzeituntersuchungen zum Nährstoffgehalt in Nadeln von Fichten (*Picea abies* [L.] karst.) unter Witterungsbedingungen im Waldschadensgebiet Eggegebirge nach Ozon-Vorbegasung

In einem weiteren Feldversuch sollte geklärt werden, ob sich der Nährstoffgehalt von Fichten mittelfristig unter den Witterungsbedingungen, wie sie im Eggegebirge vorherrschen, in Abhängigkeit von vorausgegangenen Ozonwirkungen ändert. Dieser Frage kommt insofern eine besondere Bedeutung zu, als unter kontrollierten Bedingungen im Gewächshaus in kombinierten Begasungs- und Nebelungsversuchen eine verstärkte Auswaschung von Nährstoffen, unter anderem Magnesium, nachgewiesen werden konnte [22], jedoch wenig Untersuchungen darüber vorliegen, ob auch unter Freilandbedingungen bei Koniferen vergleichbare Erscheinungen auftreten.

Material und Methode

Acht Jahre alte Fichten (Herkunft 840 01, Baumschule Hanes-Koering, Münster) wurden Anfang April 1983 in ca. 8 l Einheitserde, ED 73 (Einheitserdewerk P. Balster) „Reviera“-Gefäße (30 cm Durchmesser) mit automatischer Bewässerung gepflanzt. Nach ca. 6monatiger Durchwurzelung wurden je 12 Bäume in 4 Begasungskammern der Außenstation Kettwig der LIS [23] gesetzt und 24 Fichten kontinuierlich in der Zeit vom 05. 09. bis 06. 12. 1983 mit $130 \pm 32 \mu\text{g O}_3/\text{m}^3$ begast, während die anderen 24 Bäume aktivkohle-gereinigte Luft erhielten. Die Kammern der Freilandbegasungsanlage Kettwig haben ein Volumen von $4,85 \text{ m}^3$; der Luftdurchsatz beträgt $325 \text{ m}^3/\text{h}$ bei einer Durchströmgeschwindigkeit von $0,03 \text{ m/s}$ und einem 70fachen Luftwechsel. Das Kammerklima gleicht weitgehend den Außenluft- und Lichtbedingungen.

Ozon wurde mit Hilfe von „Sander“-Ozongeneratoren, Typ III, erzeugt und über beheizte Teflonleitungen oberhalb des Lufteintritts der gefilterten Außenluft in einer speziellen Wirbelkammer der Kammerluft zugeführt. Die Ozonkonzentration wurde stichprobenartig jeweils in Pflanzenhöhe nach naßchemischen Verfahren mit Kaliumjodid jeden 2. Tag entsprechend der VDI-Richtlinie 2468 bestimmt [24].

Nach der Begasung wurden die Pflanzen den Kammern entnommen und ihr Zustand bonitiert; aus dem Kollektiv von 48 Bäumen wurden jeweils 16 vitale Fichten, die mit Ozon begast waren, und 16 Kontrollpflanzen entnommen und an die Versuchsstation der LIS am Völknerstot im Eggegebirge verbracht. Die restlichen Bäume wurden in Kettwig außerhalb der Kammern belassen. Die im Eggegebirge exponierten Pflanzen wurden auf 30 cm hohe Tische gestellt, die auf der Luvseite in Hauptwindrichtung (Nordwest) bis knapp über Topfhöhe durch PVC-Platten gegen direkte Witterungseinflüsse geschützt wurden. Falls erforderlich, wurden die Pflanzen mit Leitungswasser bewässert.

Jeweils am 11. 04., 20. 06. 1984 sowie am 31. 01. und 08. 09. 1985 wurden pro Variante zwei willkürlich zusammengesetzte Gruppen zu je 8 Bäumen gebildet und aufgrund der beschränkten Begasungs- und Analysenkapazität von jeder Gruppe Mischproben hergestellt, indem gleichmäßig verteilt über die Bäume Zweige entnommen wurden. Die Schnittstellen wurden jeweils mit

Paraffin versiegelt. Das Pflanzenmaterial wurde jahrgangsweise zerlegt und die Nadeln bei 60°C über 48 Stunden getrocknet, anschließend fein vermahlen und auf die Elemente Magnesium, Calcium, Kalium und Zink chemisch analysiert, wie in Kapitel 2.1.1 beschrieben ist.

Am 23. 06. 1986 wurden die im Eggegebirge ($N = 4$) und an der Außenstation Kettwig ($N = 6$) verbliebenen Bäume beider Gruppen entsprechend aufgearbeitet. Zusätzlich wurde der Schwefelgehalt der Nadeln mittels Autoanalyser nach der Methode von REUSMANN [25] untersucht.

Ergebnisse

Die am Ende der Begasungszeit (06. 12. 1983) durchgeführte Bonitur ergab keine markanten Unterschiede zwischen Kontrolle und ozonbegasteten Pflanzen. Lediglich konnte an den O_3 -behandelten Fichten ein leichter Grauschleier, vorwiegend an den älteren Nadeln, beobachtet werden. Typische Ozonsymptome in Form von „Mottling“, wie sie bekannt sind [1, 22] konnten in keinem Fall beobachtet werden. Auch im weiteren Verlauf des Versuches ließen sich keine quantifizierbaren Unterschiede im Erscheinungsbild der Pflanzen feststellen. Lediglich im Frühjahr 1984 zeigten sich an den ozonvorbegasteten Fichten stärkere Nadelverbräunungen als bei den Kontrollpflanzen. Dies ist möglicherweise auf eine verminderte Frostresistenz zurückzuführen, die sowohl unter kontrollierten Bedingungen nach Ozonbegasung als auch im Freiland unter Ozonbelastung festgestellt worden ist [26, 27, 28]. Im übrigen erschienen die Pflanzen im Eggegebirge am Ende der fast 2½jährigen Versuchszeit blasser als die an der Außenstation Kettwig gehaltenen Fichten.

In Abb. 2.2.5/1 sind die Magnesiumgehalte der Nadeln aller Jahrgänge für die beiden untersuchten Varianten wiedergegeben. Auffallend ist, daß die ozonvorbegasteten Fichten zum ersten Probenahmetermin ca. 25% höhere Mg^{++} -Gehalte bei den Nadeljahrgängen 1981 – 1983 aufwiesen als die nichtbegasteten Pflanzen. Kein Unterschied war hingegen im Nadeljahrgang 1984 zu beobachten, der erst 6 Monate nach der Begasung gebildet wurde. Beim zweiten Probenahmetermin waren jedoch die Gehalte ozonvorbegasteter Bäume unabhängig vom Nadeljahrgang um nahezu 30% niedriger als bei den nichtbehandelten Fichten. Während der Vegetationsperiode 1984 nahmen die Magnesiumgehalte der Kontrolle hingegen deutlich bis auf den jüngsten Nadeljahrgang zu und lagen zwischen 900 und $1100 \mu\text{g/g}$ NTS (Nadel Trockensubstanz). Bei den ozonbehandelten Fichten hatten die Mg^{++} -Gehalte zum dritten die gleiche Größenordnung wie zum zweiten Probenahmetermin. Die gleiche Aussage trifft auch für den letzten Untersuchungstermin (08. 09. 1985) zu, wobei aber die Gehaltsunterschiede kleiner waren als zuvor.

In Abb. 2.2.5/2 sind die Zinkgehalte für beide Varianten über die vier Probenahmetermine wiedergegeben. Ähnlich wie der Magnesiumgehalt sind die Werte der älteren Nadeljahrgänge der O_3 -Variante deutlich, die der Jahrgänge 1983 und 1984 gegenüber der Kontrolle schwach erhöht. Nach dem ersten Probenahmetermin fallen die Zinkgehalte der ozonvorbegasteten Fichten stark ab und bleiben für den Rest des Untersuchungszeitraumes auf annähernd gleichem Niveau, während die Zn^{++} -Gehalte der unbegasteten Pflanzen im Sommer 1984 zunächst

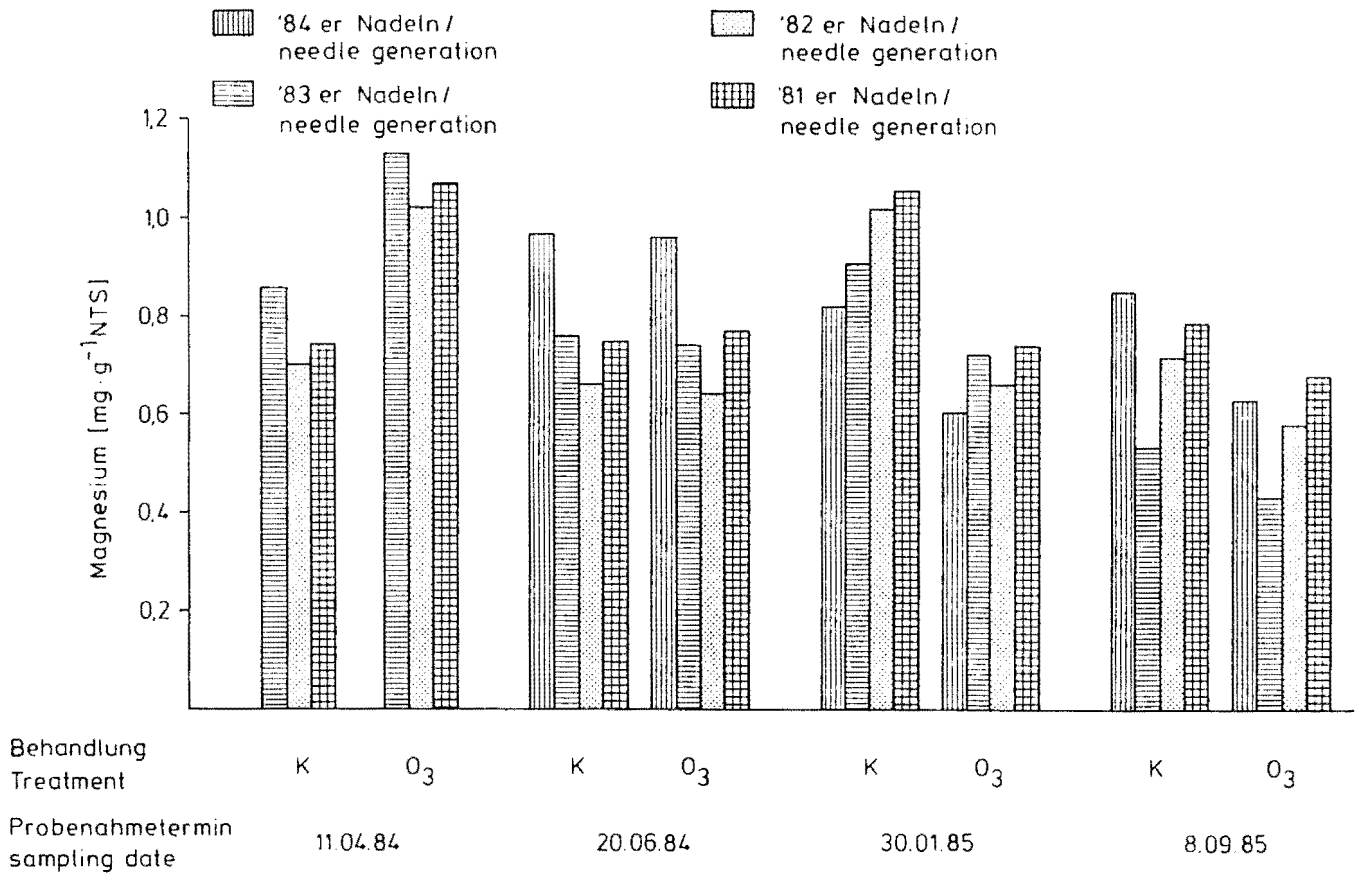


Abb. 2.2.5/1: Entwicklung des Magnesiumgehaltes in Fichtennadeln über 22 Monate am Standort Velmerstot, Eggegebirge, in Abhängigkeit von einer zuvor über 6 Wochen erfolgten Ozonbehandlung ($150 \mu\text{g m}^{-3}$)

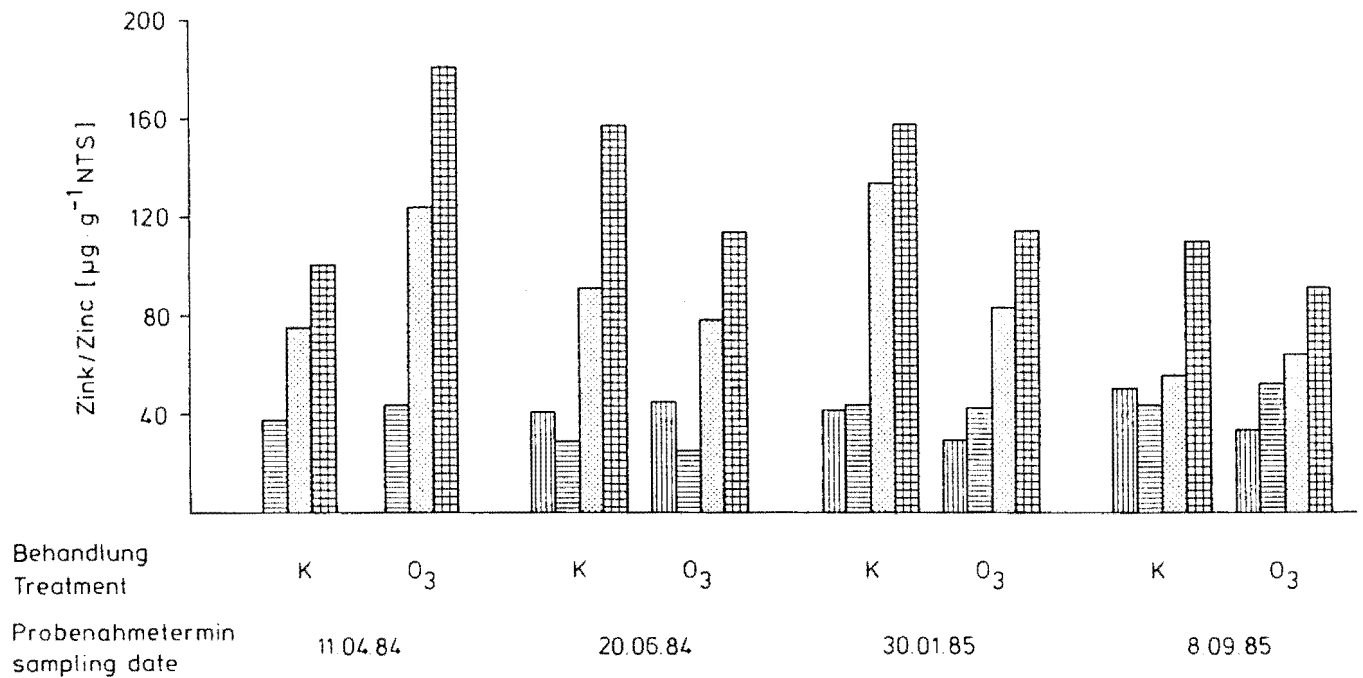


Abb. 2.2.5/2: Entwicklung des Zinkgehaltes in Fichtennadeln über 22 Monate am Standort Velmerstot, Eggegebirge, in Abhängigkeit von einer zuvor über 6 Wochen erfolgten Ozonbehandlung ($150 \mu\text{g m}^{-3}$)

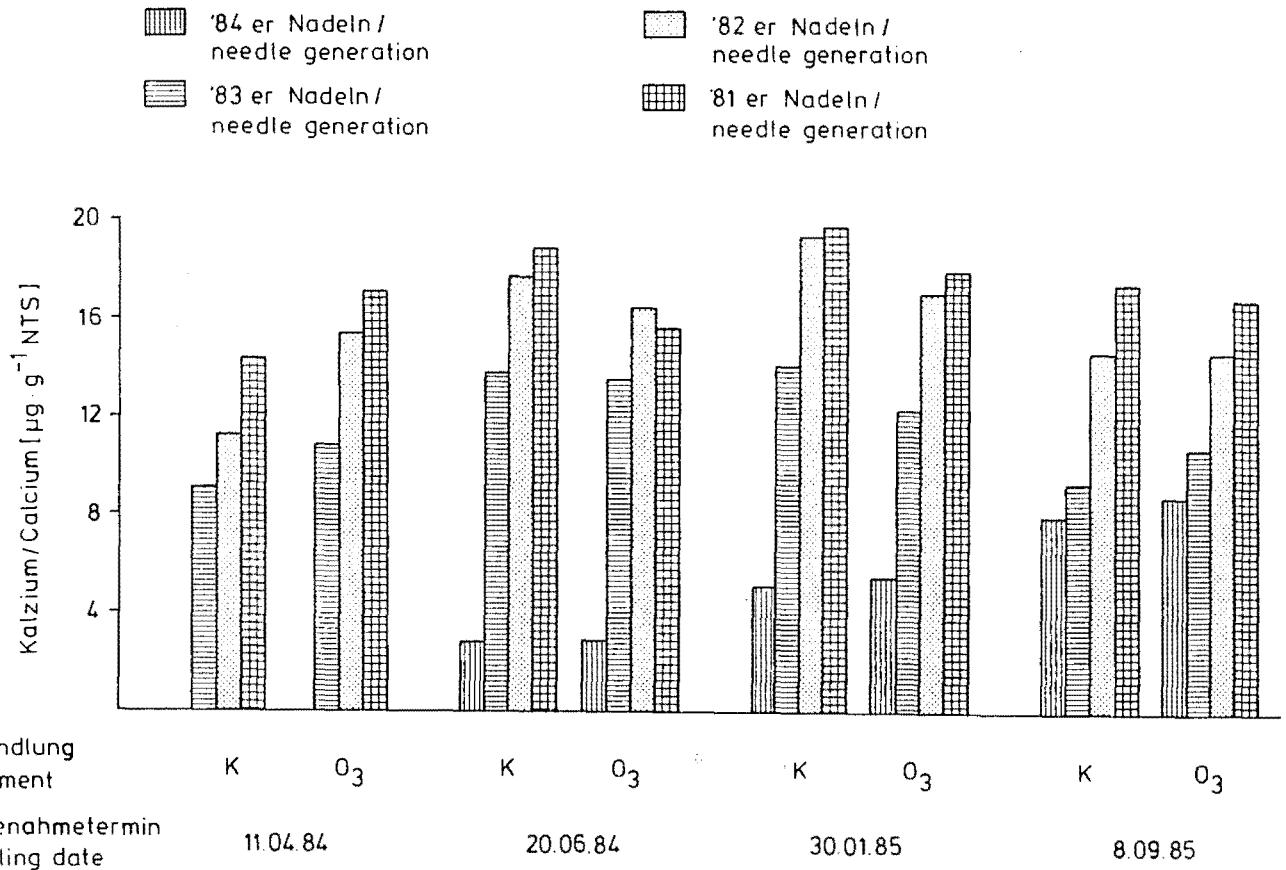


Abb. 2.2.5/3: Entwicklung des Kalziumgehaltes in Fichtennadeln über 22 Monate am Standort Velmerstot, Eggegebirge, in Abhängigkeit von einer zuvor über 6 Wochen erfolgten Ozonbehandlung ($150 \mu\text{g m}^{-3}$)

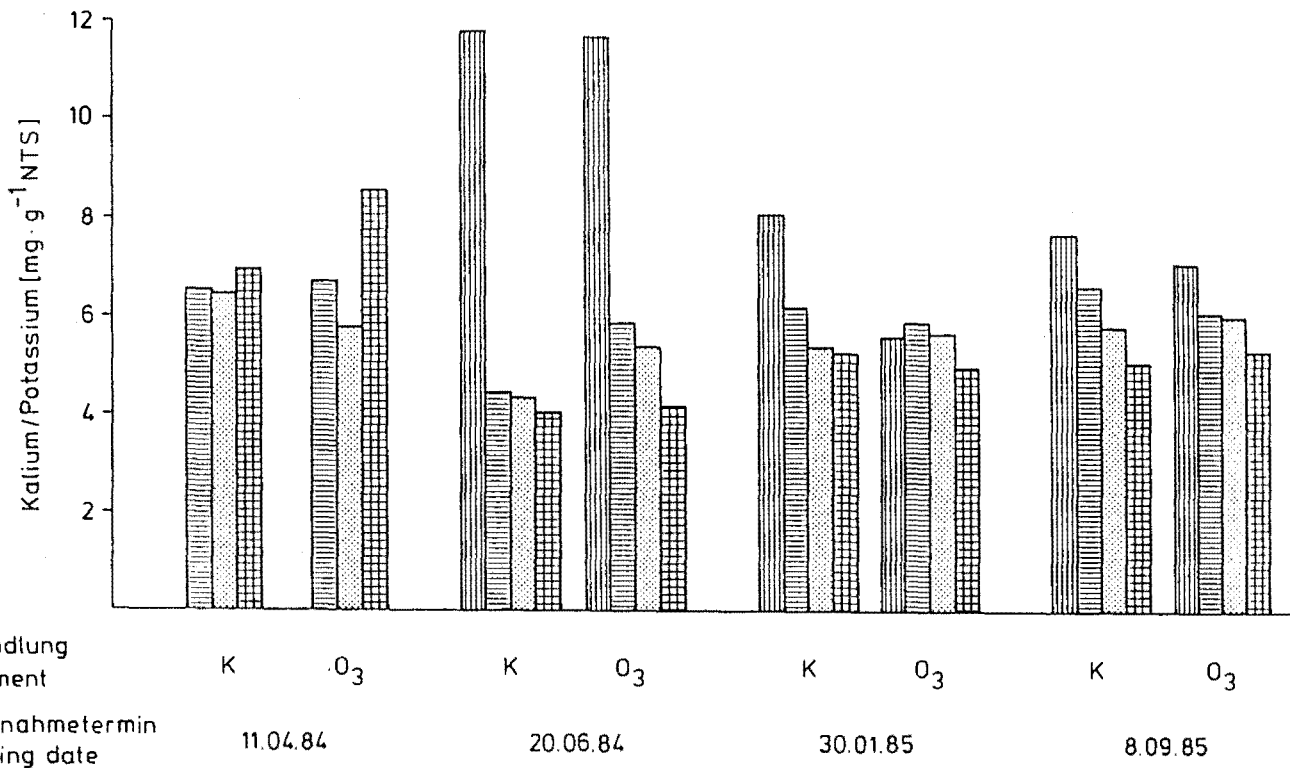


Abb. 2.2.5/4: Entwicklung des Kaliumgehaltes in Fichtennadeln über 22 Monate am Standort Velmerstot, Eggegebirge, in Abhängigkeit von einer zuvor über 6 Wochen erfolgten Ozonbehandlung ($150 \mu\text{g m}^{-3}$)

ansteigen und gegen Ende der Expositionszeit deutlich abfallen. Diese Unterschiede sind auch bei den jüngeren Nadeljahrgängen, allerdings weniger ausgeprägt, zu beobachten.

Während die Kalziumgehalte zum 1. Probenahmetermin keine auffallenden Unterschiede zwischen den beiden Varianten zeigen, steigt der Ca^{++} -Gehalt in den Nadeln der Jahrgänge 1981 – 1983 bei den nicht behandelten deutlich gegenüber den O_3 -behandelten Bäumen an, fällt aber gegen Ende der Untersuchungszeit etwa auf das gleiche Niveau der O_3 -behandelten Bäume (vgl. Abb. 2.2.5/3).

Die Kaliumgehalte in den Nadeln beider Varianten unterscheiden sich zu keinem Probenahmetermin auffallend, wie aus Abb. 2.2.5/4 zu entnehmen ist.

Eine Erhöhung der Nährstoffgehalte in Nadeln von Koniferen konnte nach Ozonbegasung sowohl von GUDERIAN et al. [29] als auch von SKEFFINGTON und ROBERTS [30] festgestellt werden. Neben Magnesium und Kalzium waren in den Experimenten von SKEFFINGTON und ROBERTS über 56 Tage bei einer Ozonkonzentration von $100\text{--}1500 \mu\text{g m}^{-3}$ auch die Gehalte von Kalium und Kalzium erhöht, wobei andere Elemente vergleichbare Tendenzen zeigten [vgl. hierzu auch Kapitel 3].

Der starke Abfall im Nährstoffgehalt der Nadeln ozonbegaster Fichten kann nach derzeitigem Kenntnisstand nur mit einer verstärkten Nährstoffauswaschung erklärt werden. Nach Ozonbegasung mit $200 \mu\text{g m}^{-3}$ konnte signifikant erhöhte Auswaschung von Mg^{++} , Ca^{++} , Zn^{++} und anderen Kationen festgestellt werden [6, 22]. Ähnliche Ergebnisse wurden von ROBERTS et al. [27] erzielt, die ebenfalls eine O_3 -dosisabhängige Auswaschung von Magnesium und anderen Kationen bei *Picea abies* feststellen konnten. In beiden Fällen waren aber die Nährstoffgehalte der Nadeln unverändert. Geringere Nährstoffspiegelwerte in den Nadeln konnten nach kombinierter Ozonbegasung und -benebelung nur von BOSCH et al. [26] beobachtet werden, die allerdings nicht ausgeschlossen haben, daß auch die geringen Boden-Magnesium-Werte einen gewissen Einfluß gehabt haben können, einmal abgesehen von der sehr kleinen Stichprobe, auf der die Ergebnisse beruhen.

Wie aus den Abbildungen 2.2.5/1 und 2.2.5/2 zu erkennen ist, bleiben die Mg^{++} - und Zn^{++} -Gehalte der Nadeln ozonvorbegaster Bäume auch an den anderen Probenahmeterminen so niedrig, daß die Mangelgrenze für Mg^{++} , die zwischen 700 und $800 \mu\text{g g}^{-1}$ NTS liegt [31], deutlich unterschritten war, während in der gleichen Zeit die Nährstoffspiegelwerte der Nadeln der Kontrollbäume ansteigen. Es ist denkbar, daß der durch Auswaschung hervorgerufene Nährstoffverlust aufgrund einer parallel einhergehenden Wurzelschädigung nicht mehr kompensiert werden kann [32, 33, 34]. Zudem waren die Pflanzen während ihrer Expositionszeit im Eggegebirge der dort herrschenden Luftschadstoffbelastung, vor allem durch Ozon, ausgesetzt, die im Mittel um das ca. 2,5fache höher liegt als im Ruhrgebiet [13]. Andererseits mag es im Laufe des Jahres 1985 zu einer Überlagerung dieser Effekte durch ein vermindertes Nährstoffangebot in den Töpfen gekommen sein, was allerdings auch für die Kontrollpflanzen zutreffen müßte.

Am 23.06. 1986 wurden die restlichen Bäume der Gruppe „Kettwig“ und „Eggegebirge“ nach Einzelbäumen getrennt und in der zuvor genannten Form aufgearbeitet. Aufgrund der verbliebenen, geringen Individuenzahl wurde, bei gleicher anteiliger Zuordnung, nicht mehr nach Vorbehandlung unterschieden.

Wie aus den Abbildungen 2.2.5/5a–e hervorgeht, liegen die Nährstoffgehalte der Gruppe „Eggegebirge“ bis auf den jüngsten Nadeljahrgang signifikant ($p = 0,001$) unter denen der Gruppe „Kettwig“. Ausnahme bildet hierbei das Element Zink, da die Nadeljahrgänge 1985 und 1984 signifikant niedriger sind als bei der Gruppe „Kettwig“ ($p = 0,01$).

Im Eggegebirge (Mittelgebirgslage) herrschen deutlich rauhere klimatische Bedingungen im Vergleich zur Außenstation Kettwig, die parkartig, durch einen hohen, alten Baumbestand geschützt, eingefriedet ist (Tabelle 2.2.5/1). Dies betrifft nicht nur die deutlich niedrigeren Temperaturen während der Wintermonate, sondern vor allem auch die erheblich höheren Windgeschwindigkeiten in den Kammlagen. Beide Faktoren beschleunigen neben anderen wie Licht und Nährstoffstatus den natürlichen Alterungsprozess der Kutikularwachse von Nadelgehölzen [35, 36]. Die vorzeitige Alterung der Kutikularwachse wird ferner in Gegenwart von Luftverunreinigungen wie Schwefeldioxid [37, 38] oder Ozon [39] stimuliert (vgl. Tabelle 2.2.5/1). Da andererseits der Grad der Alterung die Nährstoffauswaschung entscheidend mitbeeinflußt [6] ist es sehr wahrscheinlich, daß auch die im Vergleich zu „Kettwig“ bei der Gruppe „Eggegebirge“ aufgetretenen erhöhten Nährstoffverluste auf einem ähnlichen Mechanismus beruhen.

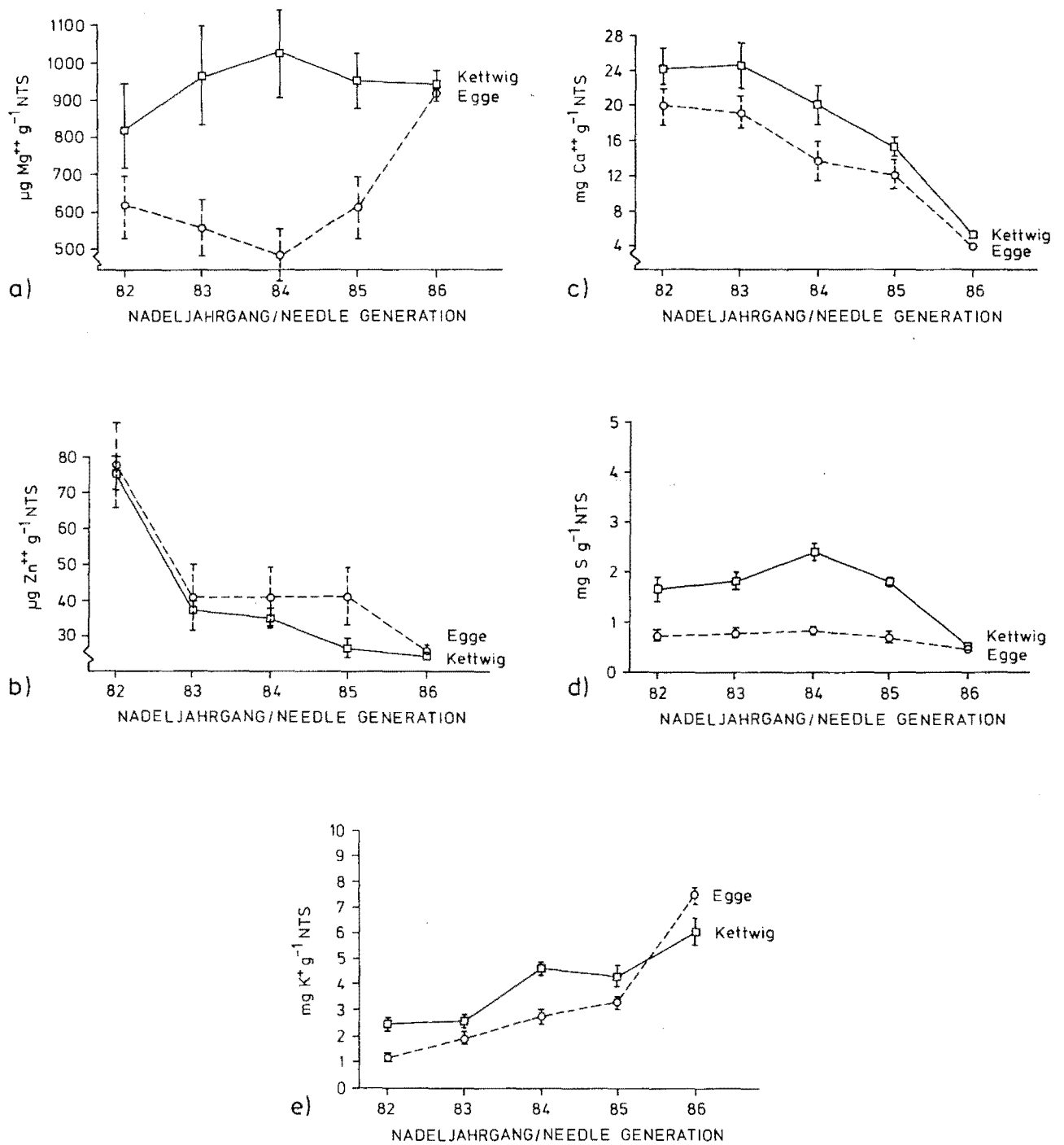


Abb. 2.2.5/5a-e: Magnesium- (Abb. a), Zink- (Abb. b), Kalzium- (Abb. c), Schwefel- (Abb. d) und Kaliumgehalt (Abb. e) in Fichtennadeln in Abhängigkeit vom Nadeljahrgang nach Exposition am Standort Kettwig bzw. Velmerstot/Eggegebirge vom 06. 12. 1983 – 23. 06. 1986

2.2.6. Untersuchungen zur Wirkung der nassen und trockenen Deposition auf Nährstoffauswaschung und Vitalität von Fichten in einem Mini-Open-Top-Kammerversuch an den Standorten Velmerstot, Eggegebirge und LIS, Essen

In Zusammenhang mit den unter 2.2.5 beschriebenen Experimenten sollte untersucht werden, ob der Ein- bzw. Ausschluß der im Eggegebirge bzw. im Ruhrgebiet (Standort LIS, Essen) vorkommenden gasförmigen Immissionen bei Fichten zu Vitalitätsveränderungen führt und ob die Nährstoffauswaschung im einen oder anderen Fall beeinflußt wird bzw. ob der standortspezifische Immissionstyp unterschiedliche Pflanzenreaktionen bedingt. Da zu diesem Zeitpunkt bereits feststand, daß die Landesanstalt für Immissionsschutz am Standort Velmerstot im Eggegebirge ein weiteres, umfassenderes Experiment mit großen Open-Top-Kammern bei gleicher Zielsetzung durchzuführen gedachte [40], sollten mit der Versuchsanordnung „Mini-Open-Top-Kammer“ (MOT) die prinzipiellen methodischen Voraussetzungen hierzu mit-untersucht werden.

Material und Methode

Zur Ermittlung der Immissionswirkung unter freiland-nahen Bedingungen wurden an den Stationen Velmerstot, Eggegebirge und LIS, Essen je zwei Mini-Open-Top-Kammern mit einem Durchmesser von 920 cm und einer Höhe von 1200 cm aufgestellt. Jeweils eine Kammer an beiden Standorten wurde über zwei Siemens-Ringverdichter mit einer Gesamtleistung von $120 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ mit aktivkohlefilterter bzw. ungefilterter Außenluft versorgt. Die Luft wurde über perforierte Spiral-Plastikschläuche (lichte Weite 8 cm), die am Kammerrand in Bodennähe bzw. in 40 cm Höhe befestigt waren, zugeführt. Die vier Versuchsbäume standen im Abstand von je 4 cm auf ca. 10 cm hohen Konsolen, so daß eine bessere Durchmischung der Luft bei vertikaler Strömung erreicht wurde. Die Luft wurde über die oben offene Kammer abgeführt, wobei durch einen schräg angelegten Kragen am oberen Kammerrand ein gewisser Düseneffekt erreicht wurde, so daß der anströmende Wind nach oben abgelenkt und nicht in die Kammer gedrückt wurde. Die Konstruktion wurde in verkleinertem Maßstab an dem von HEAGLE [41] entwickelten und von HOGSETT et al. [42] modifizierten Open-Top-Kammer-Typ ausgerichtet.

Der Luftdurchsatz pro Kammer beträgt $120 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, so daß sich bei einem Kammervolumen von $0,797 \text{ m}^3$ ein ca. 150facher Luftwechsel je Stunde ergibt. Dies entspricht einer Durchströmungsgeschwindigkeit von 5 cm s^{-1} .

Als Pflanzen wurden ca. 6jährige Fichten der Provenienz „Hochsauerland 07“ verwendet, die ca. 3 Monate vor Versuchsbeginn in „25er Riviera-Hydro“ Gefäße in Einheitserde ED 73 gepflanzt worden waren. Die Bäume standen bis zur Exposition auf dem Gelände der Versuchsstation Kettwig der LIS. Aus ca. 200 Fichten wurden 16 gleichgroße Bäume nach den Kriterien Stammdurchmesser am 3. Quirl, Gesamthöhe, Terminaltrieblänge, Benadelung und Farbe ausgewählt und an der Station Velmerstot vom 28. 03. 1984 bis 28. 02. 1985 bzw. an der Station LIS vom 28. 03. bis 20. 12. 1984 exponiert. Die Fichten (4 Stück pro Kammer) wurden nach Bedarf mit LIS-Leitungswasser gegossen.

Während der Untersuchungszeit wurden mit Hilfe von Thermohydrographen die Temperatur und die relative

Luftfeuchte in Pflanzenhöhe innerhalb und außerhalb der Kammern gemessen. Hierbei waren die Geräte gegen direkte Strahlung abgeschirmt.

Die Immissionsbelastung konnte in den Kammern selbst nicht gemessen werden; allerdings waren die Kammern in unmittelbarer Nachbarschaft zu den TEMES-Stationen Velmerstot bzw. LIS aufgestellt [vgl. 15]. Die Wirksamkeit der Aktivkohlefilter bzw. die Größenordnung des Falschlufteintrags über den oberen Kammerrand wurde für verschiedene Windgeschwindigkeiten an der LIS untersucht. Hierbei ergab sich eine Ausfilterung der Schadstoffe Schwefeldioxid und Ozon von 80–90%. Die Ausfilterung von Ozon nahm dabei mit zunehmender Feuchte der Aktivkohle ab. Bei Windgeschwindigkeiten $> 8 \text{ m s}^{-1}$ kam es zu merklichen Falschlufteinbrüchen. Allerdings traten solche Situationen nur kurzzeitig und relativ selten auf.

Die Vitalität der Bäume wurde über Wachstumsparameter, wie Länge des Terminaltriebes, Trockengewicht der verschiedenen Nadeljahrgänge und des entsprechenden Astgewebes und Nährstoffbestimmungen (Magnesium, Kalium, Kalzium, Zink und Schwefel) jeweils zu Versuchsende ermittelt.

Zur Bestimmung der Filterwirkung (trockene Deposition) bzw. der Nährstoffauswaschung wurden unter jeden Baum vier PVC-Schalen mit einer Gesamtoberfläche von $0,0212 \text{ m}^2$ gesetzt und in dem den Baum durchtropfenden Regen pH-Wert und die Konzentration an Mg^{++} , Ca^{++} , K^+ , Zn^{++} , SO_4^{--} , NO_3^- , sowie das Volumen bestimmt. Das Meßzeitintervall betrug 14 Tage. Oberhalb der Baumspitzen befand sich ein weiteres Regensammelgefäß, das als Referenz diente. Der Eintrag wurde berechnet, indem die Ionenkonzentration des Regens nach dem Durchtropfen des Baumes um die Ionenkonzentration vor Regendurchtritt bereinigt und anschließend auf Fläche und Zeit bezogen wurde. Als Dimension ergibt sich $\mu\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, entsprechend:

$$\text{Eintrag} = \frac{(G_1 - G_1^R [\mu\text{g}]) \cdot V [\text{ml}] \cdot 10000}{F [\text{m}^2] \cdot T [\text{d}] \cdot [\text{ml}]}$$

V = Volumen Regenmenge unter den Bäumen

T = Expositionszeit (14 Tage)

F = Gesamtoberfläche ($0,0212 \text{ m}^2$)

G_1 = Ionengehalt ($i = \text{H}^+$, Mg^{++} . . . usw.)

G_1^R = Ionengehalt Referenz

Die Leitfähigkeit wurde als Leitfähigkeitsänderung in 1 Liter H_2O berechnet.

Ergebnisse

Zur Beurteilung der Pflanzenreaktion in Kammer-systemen ist zunächst grundlegende Voraussetzung die Überprüfung der äußeren Wachstumsfaktoren, wie Temperatur, Luftfeuchte und Licht. Hierzu wurden entsprechende Messungen während der Expositionszeit durchgeführt. Aus den Abbildungen 2.2.6/1 und 2.2.6/2 geht hervor, daß die Temperatur während der Sommermonate im 14tägigen Mittel teilweise bis zu 10°C höher lag als im Freiland. Die Temperaturen der beiden Kammern jeweils eines Standortes waren jedoch nahezu gleich ($\pm 1^\circ\text{C}$). Die beiden Standorte Velmerstot und LIS unterscheiden sich vor allem durch die deutlich tieferen Temperaturen während des Winters im Eggegebirge (Abb. 2.2.6/3). In den Abbildungen 2.2.6/4 und 2.2.6/5 ist die relative Luftfeuchte als 14tägiger Mittelwert für die beiden Standorte einmal außerhalb und einmal innerhalb der Kammern in

Abb. 2.2.6/1: Temperatur [°C] als 14-Tages-Mittelwert innerhalb [MOT] und außerhalb [FRE] der Mini-Open-Top-Kammern an der Station Velmerstot, Eggegebirge (Expositionszeit 28. 03. – 20. 12. 1984)

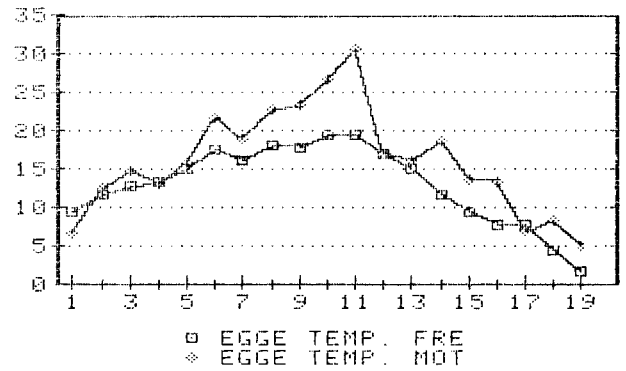


Abb. 2.2.6/2: Temperatur [°C] als 14-Tages-Mittelwert innerhalb [MOT] und außerhalb [FRE] der Mini-Open-Top-Kammern an der Station LIS, Essen (Expositionszeit 28. 03. – 20. 12. 1984)

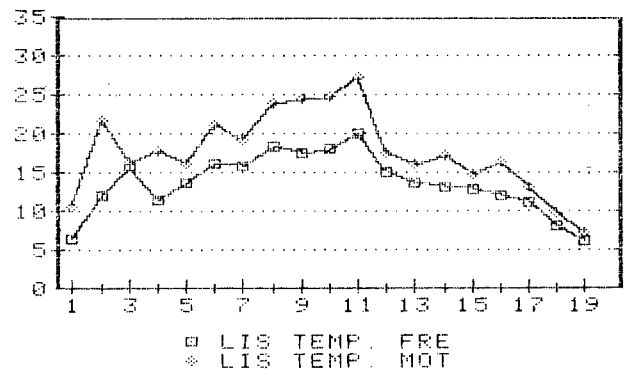
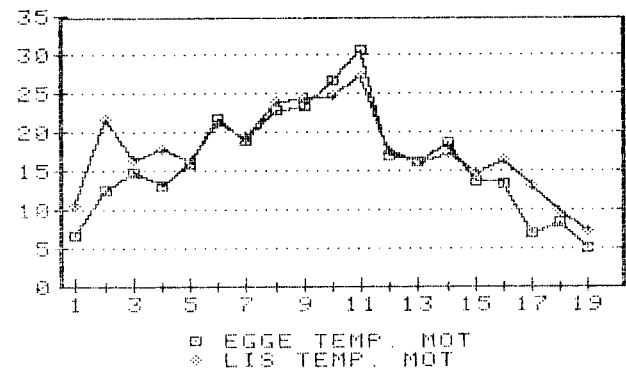


Abb. 2.2.6/3: Vergleich des Temperaturverlaufs [°C] über den Expositionszeitraum vom 28. 03. – 20. 12. 1984 innerhalb der Mini-Open-Top-Kammern [MOT] an den Stationen Velmerstot, Eggegebirge und LIS, Essen (14-Tages-Mittelwerte)



Meßperioden

- | | | |
|------------------------|-------------------------|-------------------------|
| 1. = 28.03.-12.04.1984 | 8. = 05.07.-19.07.1984 | 15. = 11.10.-25.10.1984 |
| 2. = 12.04.-26.04.1984 | 9. = 19.07.-02.08.1984 | 16. = 25.10.-08.11.1984 |
| 3. = 26.04.-10.05.1984 | 10. = 02.08.-16.08.1984 | 17. = 08.11.-22.11.1984 |
| 4. = 10.05.-24.05.1984 | 11. = 16.08.-30.08.1984 | 18. = 22.11.-06.12.1984 |
| 5. = 24.05.-07.06.1984 | 12. = 30.08.-13.09.1984 | 19. = 06.12.-20.12.1984 |
| 6. = 07.06.-21.06.1984 | 13. = 13.09.-27.09.1984 | 20. = 31.01.-14.02.1985 |
| 7. = 21.06.-05.07.1984 | 14. = 27.09.-11.10.1984 | 21. = 14.02.-28.02.1985 |

Abb. 2.2.6/4: Relative Luftfeuchte [%] als 14-Tages-Mittelwert innerhalb [MOT] und außerhalb [FRE] der Mini-Open-Top-Kammern an der Station Velmerstot, Eggegebirge (Expositionszeit 28. 03. – 20. 12. 1984)

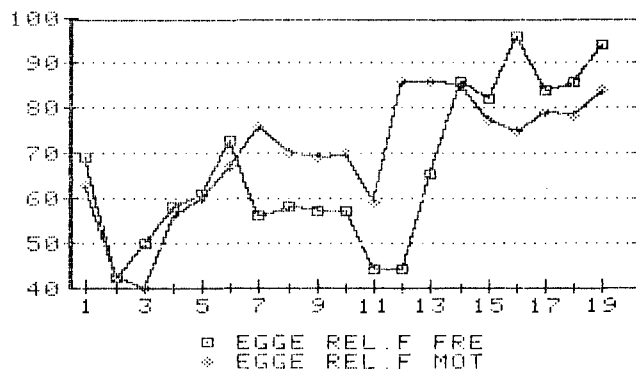


Abb. 2.2.6/5: Relative Luftfeuchte [%] als 14-Tages-Mittelwert innerhalb [MOT] und außerhalb [FRE] der Mini-Open-Top-Kammern an der Station LIS, Essen (Expositionszeit 28. 03. – 20. 12. 1984)

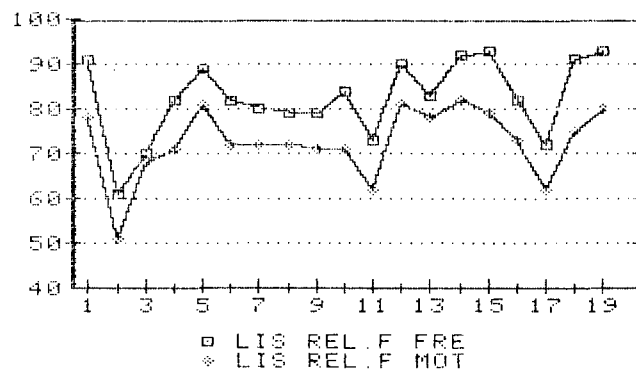
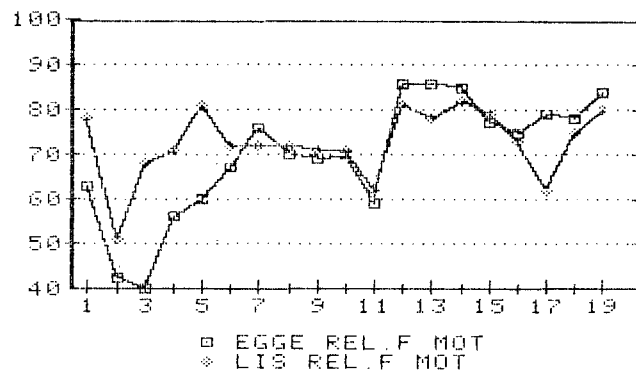


Abb. 2.2.6/6: Vergleich des Verlaufs der relativen Luftfeuchte [%] über den Expositionszeitraum vom 28. 03. – 20. 12. 1984 innerhalb der Mini-Open-Top-Kammern [MOT] an den Stationen Velmerstot, Eggegebirge und LIS, Essen (14-Tages-Mittelwerte)



Meßperioden

1. = 28.03.-12.04.1984
 2. = 12.04.-26.04.1984
 3. = 26.04.-10.05.1984
 4. = 10.05.-24.05.1984
 5. = 24.05.-07.06.1984
 6. = 07.06.-21.06.1984
 7. = 21.06.-05.07.1984

8. = 05.07.-19.07.1984
 9. = 19.07.-02.08.1984
 10. = 02.08.-16.08.1984
 11. = 16.08.-30.08.1984
 12. = 30.08.-13.09.1984
 13. = 13.09.-27.09.1984
 14. = 27.09.-11.10.1984

15. = 11.10.-25.10.1984
 16. = 25.10.-08.11.1984
 17. = 08.11.-22.11.1984
 18. = 22.11.-06.12.1984
 19. = 06.12.-20.12.1984
 20. = 31.01.-14.02.1985
 21. = 14.02.-28.02.1985

Pflanzenhöhe wiedergegeben. Analog zu den Temperaturkurven ist die relative Luftfeuchte in den Mini-Open-Top-Kammern um maximal 15% gegenüber der in der Außenluft herrschenden relativen Luftfeuchte erniedrigt. Zwischen beiden Kammern einer Station herrschten geringe Unterschiede (< 5% rel. LF), während zwischen den Stationen Velmerstot und LIS die Unterschiede auch nur während der Wintermonate auffallen (Abb. 2.2.6/6). Insgesamt sind die Klimadaten innerhalb der MOT-Kammern zwischen den Stationen aber nicht so unterschiedlich, als daß nicht ein vorsichtiger Vergleich bezüglich der Pflanzenreaktion möglich wäre.

Die Immissionsbelastung (Monatsmittelwert) ist in Tabelle 2.2.6/1 wiedergegeben. Hierbei zeigt sich deutlich, daß die Immissionssituation an beiden Standorten grundsätzlich verschieden ist. Während in Essen die Konzentrationen an Schwefeldioxid und Stickstoffoxiden ca. $\frac{1}{3}$ höher sind als an der Station Velmerstot im Eggegebirge, verhält sich Ozon genau umgekehrt. Hier liegen die Konzentrationen im Eggegebirge ca. um den Faktor 2,5 höher als im Ruhrgebiet [vgl. auch 15].

Nach einer Expositionszeit von 6 bzw. 12 Monaten wurden die Pflanzen bonitiert und Veränderungen wie Nadelvergilbungen etc. aufgezeichnet. Trotz der so verschiedenen Immissionstypen ließen sich weder im Hinblick auf den Standort noch auf die Behandlung mit gefilterter bzw. ungefilterter Luft auffallende Unterschiede im Erscheinungsbild der Fichten feststellen, wenngleich auch die Pflanzen an der Station Velmerstot im Eggegebirge einen allgemein schlechteren Eindruck machten als die Vergleichsbäume an der Station LIS, indem leichte Aufhellungen und Nadelspitzenverbräunungen an den älteren Nadeljahrgängen beobachtet werden konnten. Dies ließ sich nicht weiter quantifizieren. Bemerkenswert war ferner, daß das Wachstum des Terminaltriebes 1984, der in ungefilterter Luft gehaltenen Fichten, an beiden Stationen vergleichsweise klein war. Wie aus Tabelle 2.2.6/2 hervorgeht, betrug die Minderung an der Station Velmerstot ca. 30% und an der Station LIS ca. 50% der Kontrolle. Allerdings lassen sich die Differenzen statistisch nicht sichern, da die Standardabweichungen teilweise recht groß sind. Dieser Untersuchungsbefund wird insofern gestützt, als auch das Trockengewicht der Nadeln bzw. des Astgewebes des jeweils jüngsten Nadeljahrganges der Fichten in ungefilterter Luft gegenüber der Kontrolle reduziert war und dies auch wieder an der Station LIS ausgeprägter zu sein schien. Die übrigen Nadeljahrgänge waren hingegen erwartungsgemäß nicht betroffen (vgl. Tabelle 2.2.6/2). Vor der Exposition der Fichten war das Trockengewicht der Nadeln bzw. des Astgewebes zwischen den vier Gruppen recht gleichmäßig verteilt. Es ist daher auffallend, daß das Wachstum der Fichten im Eggegebirge und bedingt auch an der Station LIS im Vergleich zu den Vorjahren im Untersuchungsjahr 1984 stark zugenommen hat (ca. + 40%). Möglicherweise erklärt sich diese Stimulation durch das gegenüber dem Freiland modifizierte Kammerklima (vgl. Abbildungen 2.2.6/1 und 2.2.6/2). Die Unterschiede zwischen den Stationen selbst können hierdurch jedoch nicht erklärt werden.

In Tabelle 2.2.6/3 sind die Nadelgehalte an Magnesium, Kalzium, Kalium, Zink und Schwefel des Jahrgangs 1984 wiedergegeben. Die Probenahme erfolgte jeweils zu Versuchsende.

Eine signifikante Gehaltsänderung für die Elemente Magnesium, Kalzium, Kalium oder Zink läßt sich nach der

einjährigen Exposition an keinem Standort in Abhängigkeit von der Luftbelastung feststellen. An der Station LIS haben die Magnesiumgehalte im Vergleich zur Station Velmerstot etwas zugenommen, wobei diese Zunahme in den Kammern mit ungefilterter Luft ausgeprägter ist. Interessanterweise haben an beiden Stationen die Schwefelgehalte der Bäume zugenommen, die ungefilterter Außenluft ausgesetzt waren. Wesentliche Unterschiede in der Zunahme zwischen den Stationen lassen sich allerdings nicht beobachten, obwohl dies erwartet werden könnte, da die Schwefeldioxidbelastung im Ruhrgebiet nahezu $\frac{1}{3}$ höher war als im Eggegebirge (vgl. Tabelle 2.2.6/1).

Depositionsmessungen

In der Tabelle 2.2.6/4 sind pH-Wert und Leitfähigkeit als Mittelwert aus zwanzig 14-Tage-Messungen wiedergegeben.

Vergleicht man die pH-Werte im Freiland (außerhalb von Kammern, ohne Bäume) sowie oberhalb und unterhalb der Bäume in den Mini-Open-Top-Kammern zwischen den beiden Stationen und in Abhängigkeit von der Luftbelastung (mit und ohne Filter), lassen sich keine auffallenden Unterschiede beobachten. Der pH-Wert des Freilandniederschlags liegt im Eggegebirge etwas niedriger als im Ruhrgebiet (4,24 zu 4,36). Die höchsten pH-Werte wurden in den Kammern mit gefilterter Luft gefunden, was darauf schließen läßt, daß saure Bestandteile ausgefiltert werden. Der pH-Wert unter den Bäumen in den mit ungefilterter Luft versorgten Kammern ist im Fall der Station Velmerstot immer noch höher als der im Freilandniederschlag, jedoch wurden die niedrigsten pH-Werte in dieser Kammer gefunden. Diese Unterschiede dürften mit hoher Wahrscheinlichkeit auf entsprechende Depositionsepisoden saurer Bestandteile während des Frühjahrs 1984 zurückzuführen sein, die am Standort LIS, Essen nicht festgestellt werden konnten (vgl. Abbildungen 2.2.6/7 und 2.2.6/8). Die Leitfähigkeit des Freilandniederschlags ist an beiden Stationen etwa gleich (Tabelle 2.2.6/4) und liegt in den Kammern je nach Station etwa zwei- bis dreifach höher. In Abhängigkeit von der Luftaufbereitung ergeben sich in den MOT-Kammern allerdings auffallend geringe Unterschiede, wobei die höchsten Leitfähigkeiten an der Station Velmerstot gemessen worden sind. Dies kann nur so interpretiert werden, daß – neben dem Eintrag über die trockene Deposition – ein nicht unerheblicher Ionenanteil aus den oberirdischen Pflanzenorganen ausgewaschen wird. Trotz der höheren Immissionsbelastung an klassischen Luftverunreinigungskomponenten an der Station LIS und damit einhergehender Ablagerung trockener Deposition ist die Leitfähigkeit an der Station LIS niedriger als an der Station Velmerstot. Gleiches könnte auch für die Auswaschung unterstellt werden. Hier bedarf es zukünftig einer genaueren Analyse über anteilige Ionenäquivalente, da in dieser Untersuchung nur einige Kat- bzw. Anionen im Niederschlag untersucht worden sind.

In den Abbildungen 2.2.6/9 bis 2.2.6/12 ist die Sulfatdeposition [$\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$] für die Kammern mit bzw. ohne Aktivkohlefilter für die beiden Stationen einmal als Einzelereignis und einmal als Summenkurve wiedergegeben. Erwartungsgemäß treten die höchsten Unterschiede in der Deposition in den Frühjahrsmonaten auf, danach sind keine wesentlichen Unterschiede zwischen beiden Kammern mehr festzustellen, wie aus dem nahezu

parallelen Kurvenverlauf in den Abbildungen 2.2.6/10 und 2.2.6/12 zu erkennen ist. Die Deposition ist dabei an der Station LIS in den Kammern ohne Filter geringfügig höher. Wesentlich deutlicher stellt sich dies für Nitrat dar, da die Nitratdeposition in den Kammern ohne Filter an der Station LIS merklich höher ist als an der Station Velmerstot (Abbildungen 2.2.6/13 bis 2.2.6/16). Betrachtet man die beiden Summenkurven (Abbildungen 2.2.6/14 und 2.2.6/16), so treten keine Unterschiede zwischen den MOT-Kammern mit Filter auf.

In den Abbildungen 2.2.6/17 bis 2.2.6/36 sind die Ergebnisse der Eintragsmessungen für die Kationen Mg^{++} , Ca^{++} , K^+ , Zn^{++} und NH_4^+ dargestellt. Ähnlich wie bei den Anionen werden die höchsten Einträge in den ersten 2 Monaten (4 Messungen) im Frühjahr 1984 beobachtet. Deutliche Unterschiede ergeben sich dabei in Abhängigkeit von der Luftqualität, d.h., die Einträge in den Kammern ohne Filter sind dabei teilweise deutlich höher. Im allgemeinen läßt sich ferner feststellen, daß bis auf Zink (Abbildungen 2.2.6/29 bis 2.2.6/32) höhere Einträge an der Station LIS festgestellt werden können. Wieso es zu den sehr großen Unterschieden in Deposition von Zink kommt, kann vorerst nicht gesagt werden.

Zusammenfassung

Die einjährige Exposition von Fichten in Mini-Open-Top-Kammern mit und ohne Aktivkohlefilter an den Stationen LIS, Essen und Velmerstot, Eggegebirge führte zu einer Verminderung der Wuchsleistung in den mit Außenluft ventilierten Kammern. Diese waren stärker an der Station LIS ausgeprägt. Unterschiede bezüglich der Nährstoffgehalte der Nadeln ließen sich nicht feststellen. Eintragsmessungen verschiedener Anionen bzw. Kationen haben ergeben, daß in den ungefilterten Kammern vor allem im Frühjahr 1984 eine deutlich höhere Deposition stattgefunden hat, während der übrigen Untersuchungsperiode die Einträge zwischen den beiden Kammern aber annähernd gleich waren. Die Freilanduntersuchungen zeigen, daß pH-Wert und Leitfähigkeit an den Stationen LIS und Velmerstot nahezu gleich sind, mit einer Tendenz zu niedrigerer H^+ -Ionenkonzentration und höheren Leitfähigkeiten an der Station LIS. In den Kammern ohne Filter ist der pH-Wert gegenüber dem Freiland geringfügig höher, die Leitfähigkeit aber deutlich höher, was auf die trockene Deposition einerseits, einer Auswaschung von Ionen aus oberirdischen Pflanzenteilen andererseits schließen läßt. In den Kammern mit Filtern ist der pH-Wert gegenüber dem Freiland deutlich erhöht, was auf die Ausfilterung saurer Bestandteile schließen läßt. Die Leitfähigkeit ist andererseits niedriger als ohne Filter, aber deutlich höher als im Freilandniederschlag, was bedeutet, daß kaum trockene Deposition, wohl aber eine Auswaschung von Ionen aus oberirdischen Pflanzenteilen stattgefunden haben muß. Unterstellt man, daß der Eintrag saurer Bestandteile eine Rolle für die Vitalität der Bäume spielt, so entsprechen sich nach den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung die höhere Vitalitätsminderung und der höhere Eintrag saurer Bestandteile an der Station LIS. Die Ergebnisse stehen jedoch im Widerspruch zum Auftreten der neuartigen Waldschäden, da diese im Eggegebirge ungleich größer sind als im Ruhrgebiet.

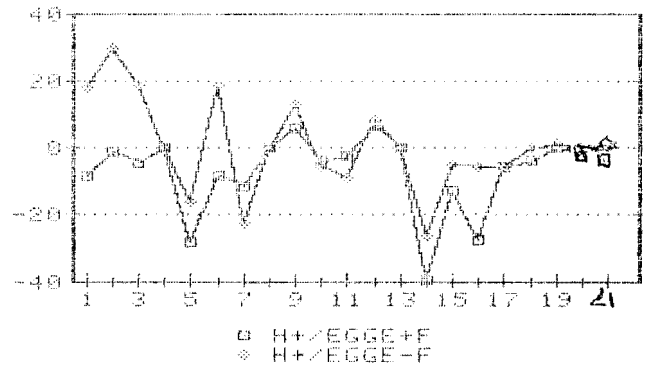


Abb. 2.2.6/7: H^+ -Ionenkonzentration im Niederschlag unterhalb der Versuchsbäume [14-Tages-Mittelwerte] in Mini-Open-Top-Kammern mit [+F] und ohne [-F] Filter an der Station Velmerstot, Eggegebirge (Expositionszeit 28. 03. 1984 – 28. 02. 1985)

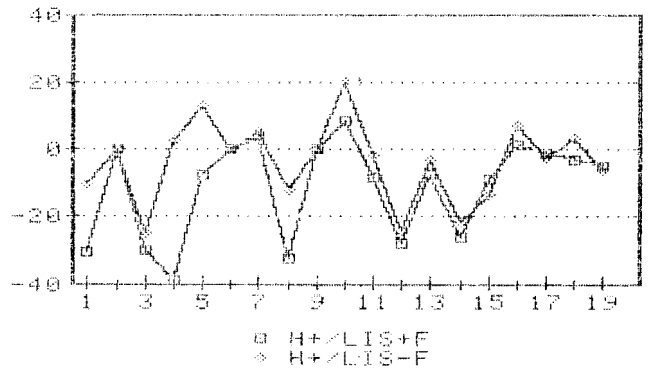


Abb. 2.2.6/8: H^+ -Ionenkonzentration im Niederschlag unterhalb der Versuchsbäume [14-Tages-Mittelwerte] in Mini-Open-Top-Kammern mit [+F] und ohne [-F] Filter an der Station LIS, Essen (Expositionszeit 28. 03. – 20. 12. 1984)

Meßperioden

	10. = 02. 08. – 16. 08. 1984
	11. = 16. 08. – 30. 08. 1984
	12. = 30. 08. – 13. 09. 1984
1. = 28. 03. – 12. 04. 1984	13. = 13. 09. – 27. 09. 1984
2. = 12. 04. – 26. 04. 1984	14. = 27. 09. – 11. 10. 1984
3. = 26. 04. – 10. 05. 1984	15. = 11. 10. – 25. 10. 1984
4. = 10. 05. – 24. 05. 1984	16. = 25. 10. – 08. 11. 1984
5. = 24. 05. – 07. 06. 1984	17. = 08. 11. – 22. 11. 1984
6. = 07. 06. – 21. 06. 1984	18. = 22. 11. – 06. 12. 1984
7. = 21. 06. – 05. 07. 1984	19. = 06. 12. – 20. 12. 1984
8. = 05. 07. – 19. 07. 1984	20. = 31. 01. – 14. 02. 1985
9. = 19. 07. – 02. 08. 1984	21. = 14. 02. – 28. 02. 1985

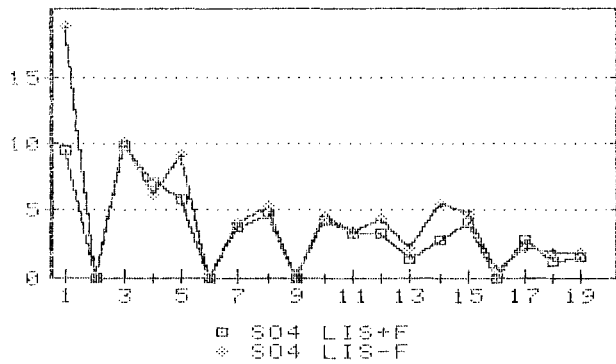


Abb. 2.2.6/9: Eintrag von Sulfat [$\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$] als 14-Tages-Mittelwerte unter Fichten in Mini-Open-Top-Kammern mit [+F] und ohne [-F] Filter an der Station LIS, Essen in der Zeit vom 28. 03. – 20. 12. 1984

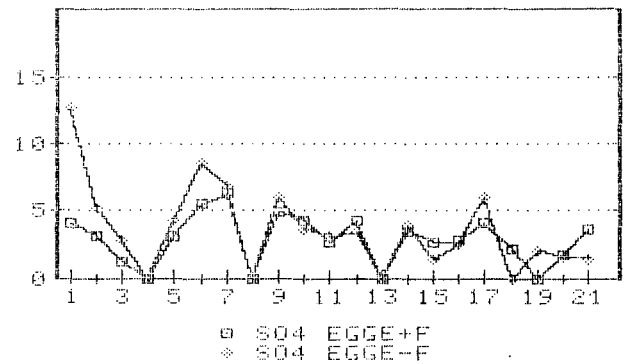


Abb. 2.2.6/11: Eintrag von Sulfat [$\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$] als 14-Tages-Mittelwerte unter Fichten in Mini-Open-Top-Kammern mit [+F] und ohne [-F] Filter an der Station Velmerstot, Eggegebirge in der Zeit vom 28. 03. 1984 – 28. 02. 1985

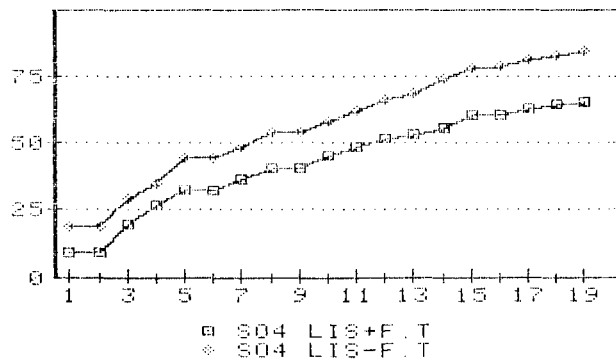


Abb. 2.2.6/10: Eintrag von Sulfat [$\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$] als Summenkurve der in Abb. 2.2.6/9 dargestellten Einzelwerte

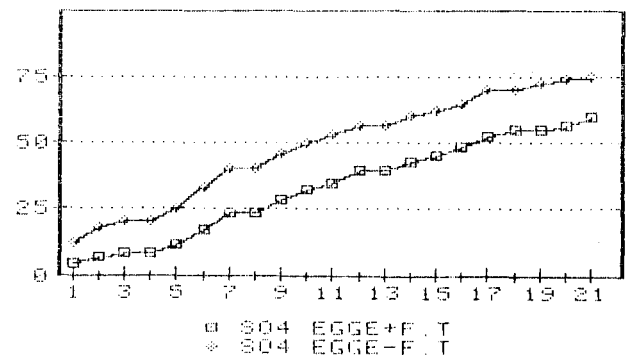


Abb. 2.2.6/12: Eintrag von Sulfat [$\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$] als Summenkurve der in Abb. 2.2.6/11 dargestellten Einzelwerte

Meßperioden

1. = 28.03.-12.04.1984	8. = 05.07.-19.07.1984	15. = 11.10.-25.10.1984
2. = 12.04.-26.04.1984	9. = 19.07.-02.08.1984	16. = 25.10.-08.11.1984
3. = 26.04.-10.05.1984	10. = 02.08.-16.08.1984	17. = 08.11.-22.11.1984
4. = 10.05.-24.05.1984	11. = 16.08.-30.08.1984	18. = 22.11.-06.12.1984
5. = 24.05.-07.06.1984	12. = 30.08.-13.09.1984	19. = 06.12.-20.12.1984
6. = 07.06.-21.06.1984	13. = 13.09.-27.09.1984	20. = 31.01.-14.02.1985
7. = 21.06.-05.07.1984	14. = 27.09.-11.10.1984	21. = 14.02.-28.02.1985

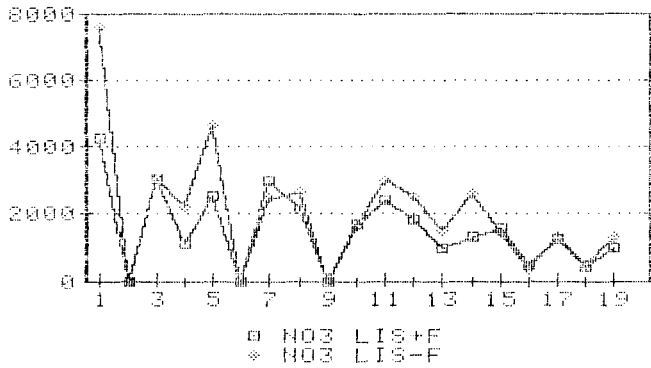


Abb. 2.2.6/13: Eintrag von Nitrat [$\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$] als 14-Tages-Mittelwerte unter Fichten in Mini-Open-Top-Kammern mit [+F] und ohne [-F] Filter an der Station LIS, Essen in der Zeit vom 28. 03. – 20. 12. 1984

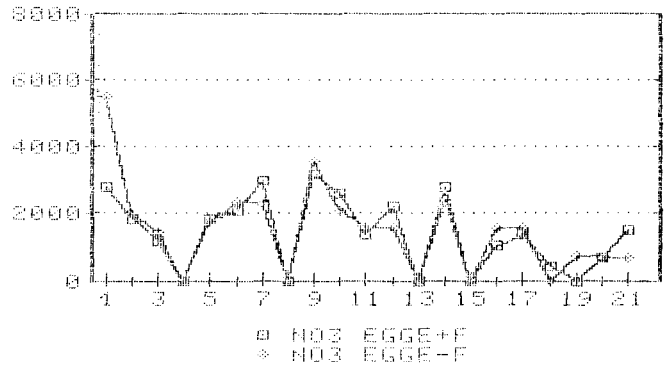


Abb. 2.2.6/15: Eintrag von Nitrat [$\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$] als 14-Tages-Mittelwerte unter Fichten in Mini-Open-Top-Kammern mit [+F] und ohne [-F] Filter an der Station Velmerstot, Eggegebirge in der Zeit vom 28. 03. 1984 – 28. 02. 1985

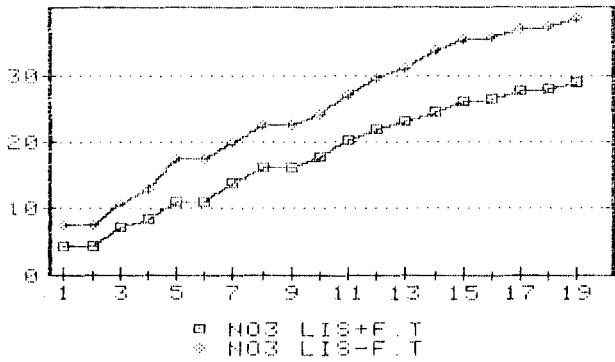


Abb. 2.2.6/14: Eintrag von Nitrat [$\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$] als Summenkurve der in Abb. 2.2.6/13 dargestellten Einzelwerte

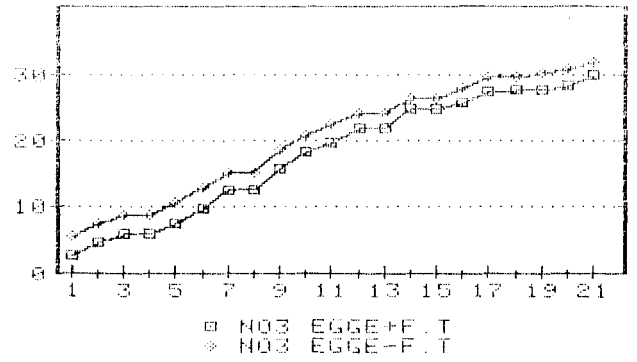


Abb. 2.2.6/16: Eintrag von Nitrat [$\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$] als Summenkurve der in Abb. 2.2.6/15 dargestellten Einzelwerte

Meßperioden

1. = 28.03.-12.04.1984	8. = 05.07.-19.07.1984	15. = 11.10.-25.10.1984
2. = 12.04.-26.04.1984	9. = 19.07.-02.08.1984	16. = 25.10.-08.11.1984
3. = 26.04.-10.05.1984	10. = 02.08.-16.08.1984	17. = 08.11.-22.11.1984
4. = 10.05.-24.05.1984	11. = 16.08.-30.08.1984	18. = 22.11.-06.12.1984
5. = 24.05.-07.06.1984	12. = 30.08.-13.09.1984	19. = 06.12.-20.12.1984
6. = 07.06.-21.06.1984	13. = 13.09.-27.09.1984	20. = 31.01.-14.02.1985
7. = 21.06.-05.07.1984	14. = 27.09.-11.10.1984	21. = 14.02.-28.02.1985

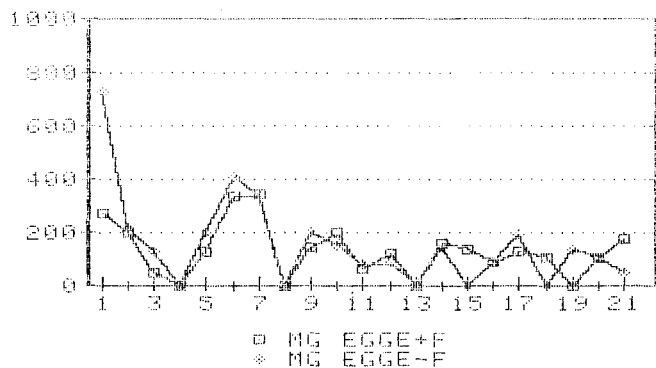


Abb. 2.2.6/17: Eintrag von Magnesium [$\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$] als 14-Tages-Mittelwerte unter Fichten in Mini-Open-Top-Kammern mit [+F] und ohne [-F] Filter an der Station Velmerstot, Eggegebirge in der Zeit vom 28. 03. 1984 – 28. 02. 1985

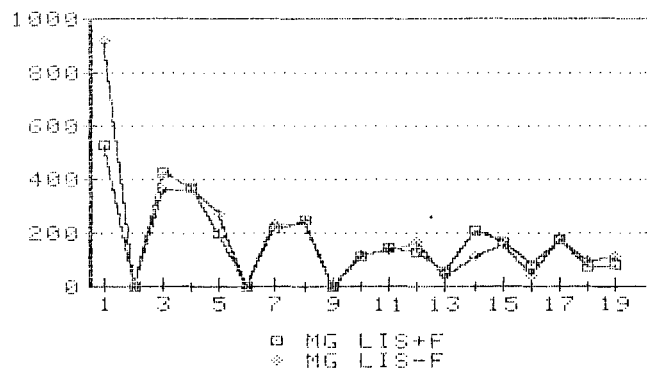


Abb. 2.2.6/19: Eintrag von Magnesium [$\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$] als 14-Tages-Mittelwerte unter Fichten in Mini-Open-Top-Kammern mit [+F] und ohne [-F] Filter an der Station LIS, Essen in der Zeit vom 28. 03. – 20. 12. 1984

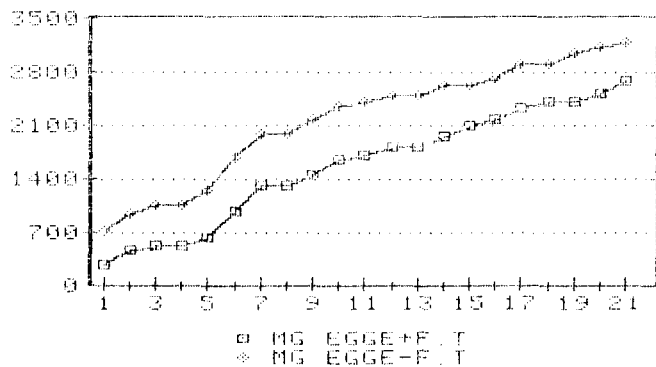


Abb. 2.2.6/18: Eintrag von Magnesium [$\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$] als Summenkurve der in Abb. 2.2.6/17 dargestellten Einzelwerte

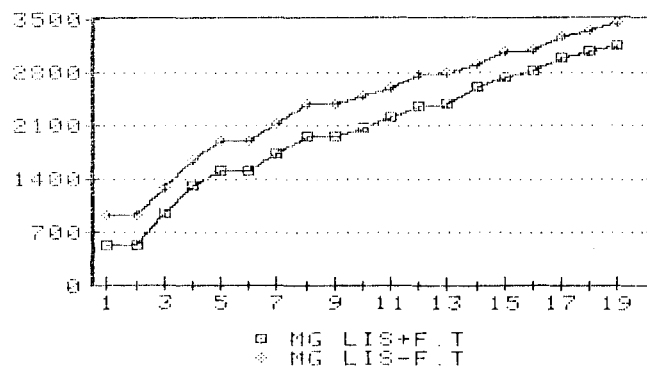


Abb. 2.2.6/20: Eintrag von Magnesium [$\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$] als Summenkurve der in Abb. 2.2.6/19 dargestellten Einzelwerte

Meßperioden

1. = 28.03.-12.04.1984	8. = 05.07.-19.07.1984	15. = 11.10.-25.10.1984
2. = 12.04.-26.04.1984	9. = 19.07.-02.08.1984	16. = 25.10.-08.11.1984
3. = 26.04.-10.05.1984	10. = 02.08.-16.08.1984	17. = 08.11.-22.11.1984
4. = 10.05.-24.05.1984	11. = 16.08.-30.08.1984	18. = 22.11.-06.12.1984
5. = 24.05.-07.06.1984	12. = 30.08.-13.09.1984	19. = 06.12.-20.12.1984
6. = 07.06.-21.06.1984	13. = 13.09.-27.09.1984	20. = 31.01.-14.02.1985
7. = 21.06.-05.07.1984	14. = 27.09.-11.10.1984	21. = 14.02.-28.02.1985

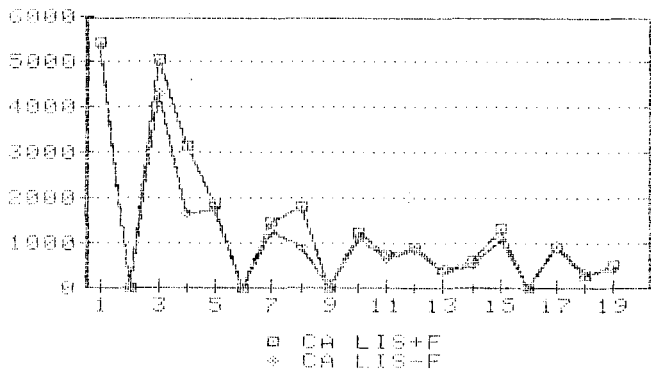


Abb. 2.2.6/21: Eintrag von Kalzium [$\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$] als 14-Tages-Mittelwerte unter Fichten in Mini-Open-Top-Kammern mit [+F] und ohne [-F] Filter an der Station LIS, Essen in der Zeit vom 28. 03. – 20. 12. 1984

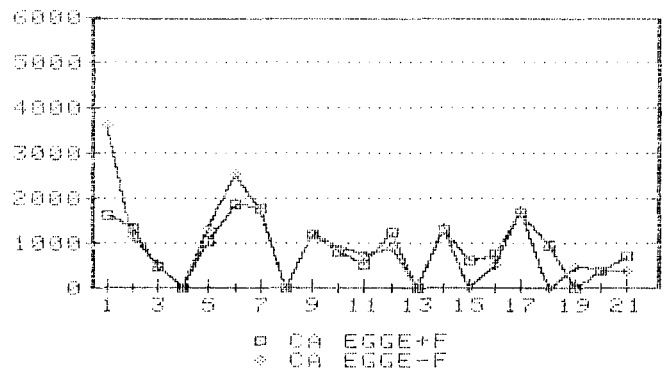


Abb. 2.2.6/23: Eintrag von Kalzium [$\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$] als 14-Tages-Mittelwerte unter Fichten in Mini-Open-Top-Kammern mit [+F] und ohne [-F] Filter an der Station Velmerstot, Eggegebirge in der Zeit vom 28. 03. 1984 – 28. 02. 1985

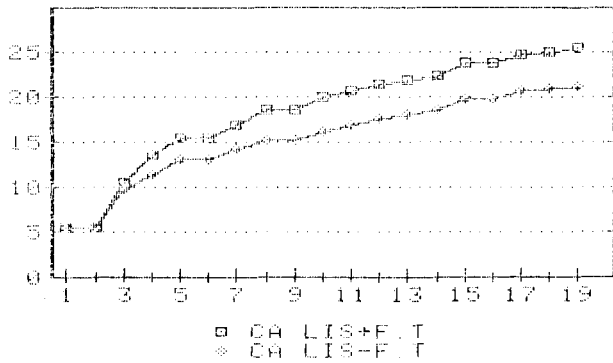


Abb. 2.2.6/22: Eintrag von Kalzium [$\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$] als Summenkurve der in Abb. 2.2.6/21 dargestellten Einzelwerte

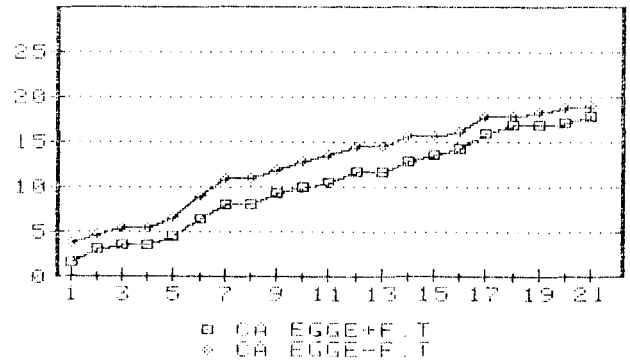


Abb. 2.2.6/24: Eintrag von Kalzium [$\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$] als Summenkurve der in Abb. 2.2.6/23 dargestellten Einzelwerte

Meßperioden

- | | | |
|------------------------|-------------------------|-------------------------|
| 1. = 28.03.-12.04.1984 | 8. = 05.07.-19.07.1984 | 15. = 11.10.-25.10.1984 |
| 2. = 12.04.-26.04.1984 | 9. = 19.07.-02.08.1984 | 16. = 25.10.-08.11.1984 |
| 3. = 26.04.-10.05.1984 | 10. = 02.08.-16.08.1984 | 17. = 08.11.-22.11.1984 |
| 4. = 10.05.-24.05.1984 | 11. = 16.08.-30.08.1984 | 18. = 22.11.-06.12.1984 |
| 5. = 24.05.-07.06.1984 | 12. = 30.08.-13.09.1984 | 19. = 06.12.-20.12.1984 |
| 6. = 07.06.-21.06.1984 | 13. = 13.09.-27.09.1984 | 20. = 31.01.-14.02.1985 |
| 7. = 21.06.-05.07.1984 | 14. = 27.09.-11.10.1984 | 21. = 14.02.-28.02.1985 |

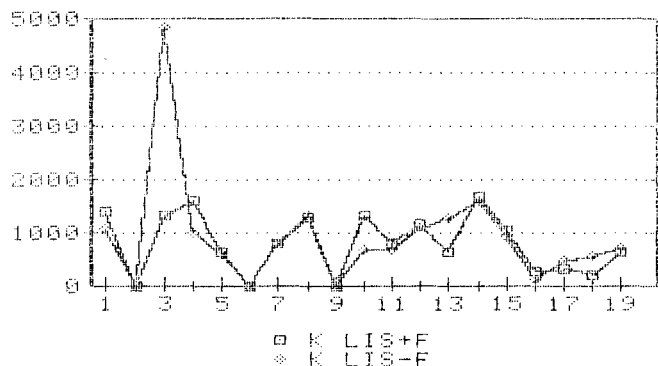


Abb. 2.2.6/25: Eintrag von Kalium [$\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$] als 14-Tages-Mittelwerte unter Fichten in Mini-Open-Top-Kammern mit [+F] und ohne [-F] Filter an der Station LIS, Essen in der Zeit vom 28. 03. – 20. 12. 1984

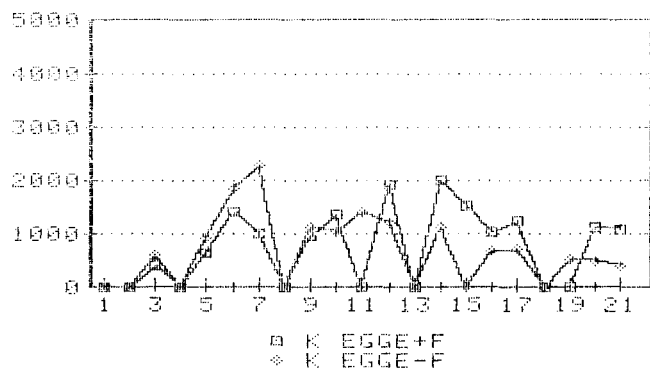


Abb. 2.2.6/27: Eintrag von Kalium [$\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$] als 14-Tages-Mittelwerte unter Fichten in Mini-Open-Top-Kammern mit [+F] und ohne [-F] Filter an der Station Velmerstot, Eggegebirge in der Zeit vom 28. 03. 1984 – 28. 02. 1985

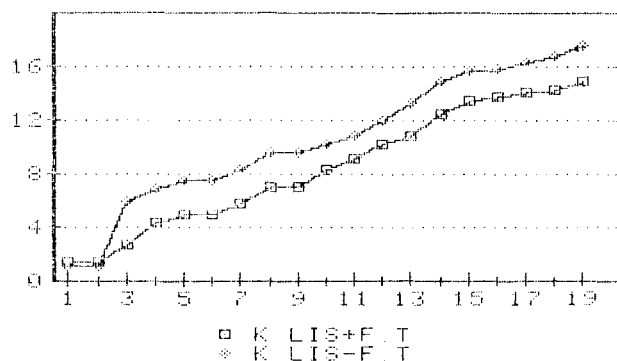


Abb. 2.2.6/26: Eintrag von Kalium [$\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$] als Summenkurve der in Abb. 2.2.6/25 dargestellten Einzelwerte

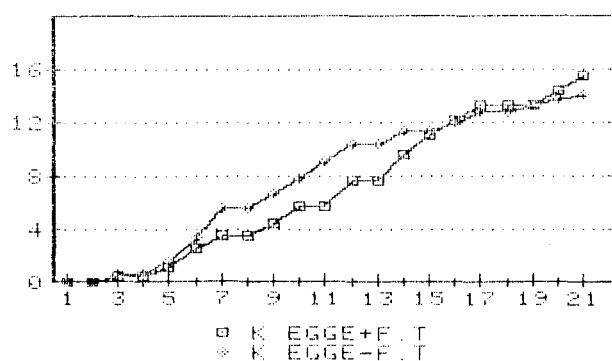


Abb. 2.2.6/28: Eintrag von Kalium [$\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$] als Summenkurve der in Abb. 2.2.6/27 dargestellten Einzelwerte

Meßperioden

1. = 28.03.-12.04.1984
 2. = 12.04.-26.04.1984
 3. = 26.04.-10.05.1984
 4. = 10.05.-24.05.1984
 5. = 24.05.-07.06.1984
 6. = 07.06.-21.06.1984
 7. = 21.06.-05.07.1984

8. = 05.07.-19.07.1984
 9. = 19.07.-02.08.1984
 10. = 02.08.-16.08.1984
 11. = 16.08.-30.08.1984
 12. = 30.08.-13.09.1984
 13. = 13.09.-27.09.1984
 14. = 27.09.-11.10.1984

15. = 11.10.-25.10.1984
 16. = 25.10.-08.11.1984
 17. = 08.11.-22.11.1984
 18. = 22.11.-06.12.1984
 19. = 06.12.-20.12.1984
 20. = 31.01.-14.02.1985
 21. = 14.02.-28.02.1985

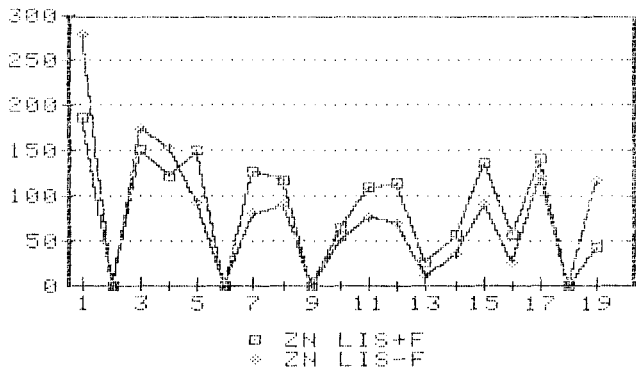


Abb. 2.2.6/29: Eintrag von Zink [$\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$] als 14-Tages-Mittelwerte unter Fichten in Mini-Open-Top-Kammern mit [+F] und ohne [-F] Filter an der Station LIS, Essen in der Zeit vom 28. 03. – 20. 12. 1984

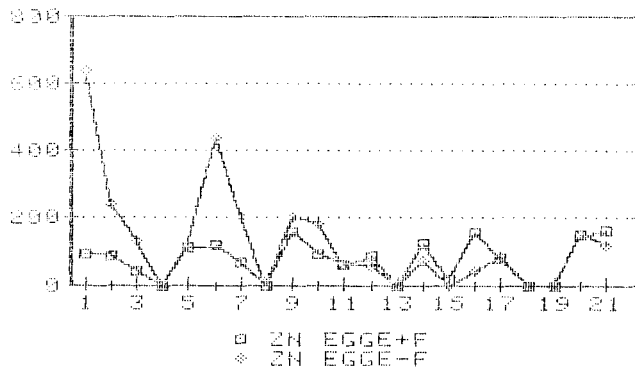


Abb. 2.2.6/31: Eintrag von Zink [$\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$] als 14-Tages-Mittelwerte unter Fichten in Mini-Open-Top-Kammern mit [+F] und ohne [-F] Filter an der Station Velmerstot, Eggegebirge in der Zeit vom 28. 03. 1984 – 28. 02. 1985

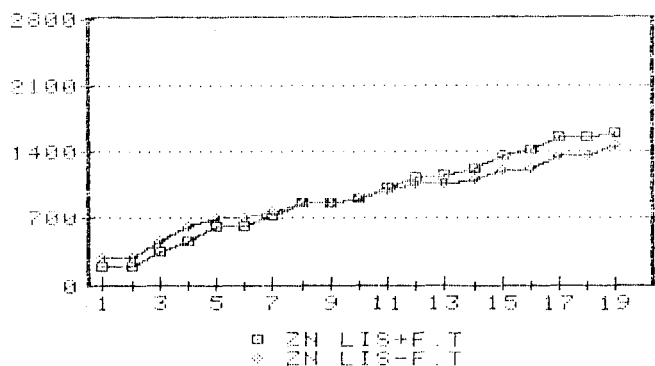


Abb. 2.2.6/30: Eintrag von Zink [$\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$] als Summenkurve der in Abb. 2.2.6/29 dargestellten Einzelwerte

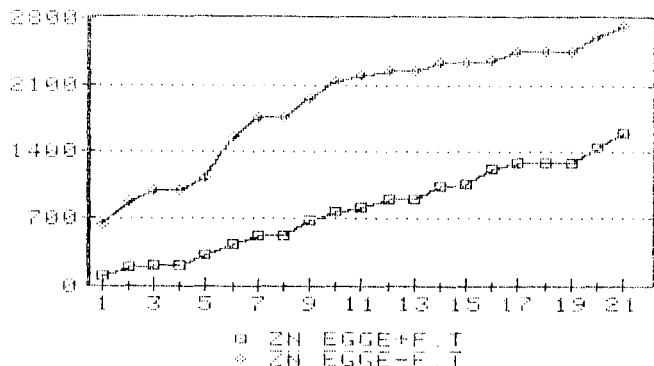


Abb. 2.2.6/32: Eintrag von Zink [$\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$] als Summenkurve der in Abb. 2.2.6/31 dargestellten Einzelwerte

Meßperioden

1. = 28.03.-12.04.1984
2. = 12.04.-26.04.1984
3. = 26.04.-10.05.1984
4. = 10.05.-24.05.1984
5. = 24.05.-07.06.1984
6. = 07.06.-21.06.1984
7. = 21.06.-05.07.1984

8. = 05.07.-19.07.1984
9. = 19.07.-02.08.1984
10. = 02.08.-16.08.1984
11. = 16.08.-30.08.1984
12. = 30.08.-13.09.1984
13. = 13.09.-27.09.1984
14. = 27.09.-11.10.1984

15. = 11.10.-25.10.1984
16. = 25.10.-08.11.1984
17. = 08.11.-22.11.1984
18. = 22.11.-06.12.1984
19. = 06.12.-20.12.1984
20. = 31.01.-14.02.1985
21. = 14.02.-28.02.1985

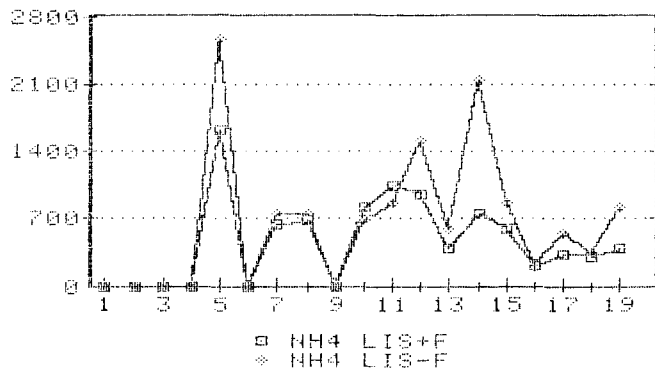


Abb. 2.2.6/33: Eintrag von Ammonium [$\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$] als 14-Tages-Mittelwerte unter Fichten in Mini-Open-Top-Kammern mit [+F] und ohne [-F] Filter an der Station LIS, Essen in der Zeit vom 28. 03. – 20. 12. 1984

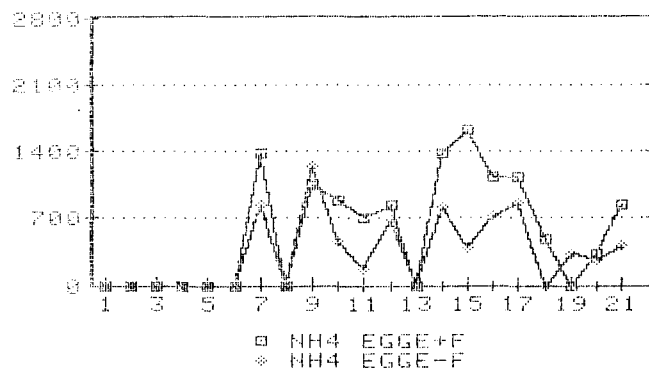


Abb. 2.2.6/35: Eintrag von Ammonium [$\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$] als 14-Tages-Mittelwerte unter Fichten in Mini-Open-Top-Kammern mit [+F] und ohne [-F] Filter an der Station Velmerstot, Eggegebirge in der Zeit vom 28. 03. 1984 – 28. 02. 1985

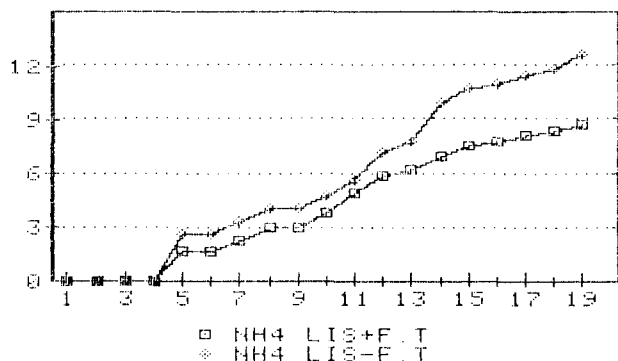


Abb. 2.2.6/34: Eintrag von Ammonium [$\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$] als Summenkurve der in Abb. 2.2.6/33 dargestellten Einzelwerte

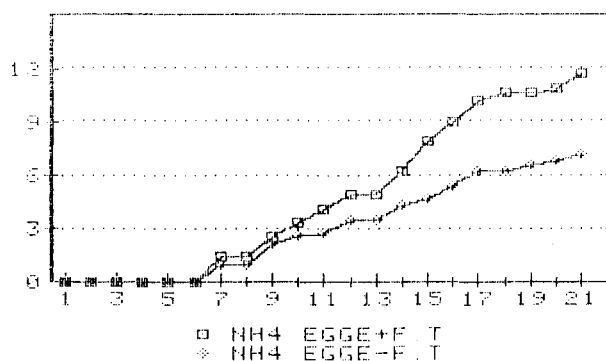


Abb. 2.2.6/36: Eintrag von Ammonium [$\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$] als Summenkurve der in Abb. 2.2.6/35 dargestellten Einzelwerte

Meßperioden

1. = 28.03.-12.04.1984	8. = 05.07.-19.07.1984	15. = 11.10.-25.10.1984
2. = 12.04.-26.04.1984	9. = 19.07.-02.08.1984	16. = 25.10.-08.11.1984
3. = 26.04.-10.05.1984	10. = 02.08.-16.08.1984	17. = 08.11.-22.11.1984
4. = 10.05.-24.05.1984	11. = 16.08.-30.08.1984	18. = 22.11.-06.12.1984
5. = 24.05.-07.06.1984	12. = 30.08.-13.09.1984	19. = 06.12.-20.12.1984
6. = 07.06.-21.06.1984	13. = 13.09.-27.09.1984	20. = 31.01.-14.02.1985
7. = 21.06.-05.07.1984	14. = 27.09.-11.10.1984	21. = 14.02.-28.02.1985

2.2.7. Literatur zu 2.2

- [1] PRINZ, B., G.H.M. KRAUSE und H. STRATMANN: Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland. LIS-Berichte der Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes NRW, H. 28 (1982), 154S.
- [2] REHFUESS, K.E.: Ernährungsstörungen als Ursache der Wald-erkrankungen? Kali-Briefe (Büntehof) 16 (1983), S. 549–563.
- [3] BOSCH, C., E. PFANNKUCH, U. BAUM und K.E. REHFUESS: Über die Erkrankung der Fichte (*Picea abies* Karst.) in den Hochlagen des Bayerischen Waldes. Forstw. Cbl. 102 (1983), S. 167–183.
- [4] HÜTTL, R.F.: Forest fertilization: Results from Germany, France and Nordic counties. Proceedings No. 250 of the Fertilizer Society, London (1986), S. 3–40.
- [5] BUCHNER, A.: Nadelverfärbungen, die auf Nährstoffmangel beruhen. Forst und Holzwirt 40 (1985), S. 279–285.
- [6] KRAUSE, G.H.M., B. PRINZ und H. STRATMANN: Forest Decline in West Germany. In: Davis, D.D., L. Dochinger (Hrsg.) Proceedings of the Symposium Air Pollution and the Productivity of the Forest. Izaak Walton League, Washington D.C., 04.–05. Oktober 1983, S. 297–332.
- [7] REEMTSMA, J.B. und E. AHRENS: Untersuchungen zur Interpretation der Analyse älterer Fichtennadeln. Allg. Forst- und Jagdz. 143 (1972), S. 54–58.
- [8] TUCKEY, H.B. Jr.: The leaching of substances from plants. An. Rev. Plant Physiol. 21 (1970), S. 305–324.
- [9] CAPE, J.N.: Contact angles of water droplets on needles of Scots pine (*Pinus sylvestris*) growing in polluted atmospheres. New Phytol. 93 (1983), S. 293–299.
- [10] FBW (1986): Forschungsbeirat Waldschäden/Luftverunreinigungen der Bundesregierung und der Länder. 2. Bericht, Mai 1986, Literaturabteilung des Kernforschungszentrums Karlsruhe GmbH, Postfach 3640, 7500 Karlsruhe 1.
- [11] HORNTVEDT, R.: Seasonal variations in dry weight, chlorophyll, and soluble carbo-hydrate content of Norway spruce needles (*Picea abies* [L.] Karst.). Medd. Nor. Inst. Skogforsk 38 (1983), S. 1–14.
- [12] MIES, E. und H.W. ZÖTTL: Zeitliche Änderung der Chlorophyll- und Elementgehalte in den Nadeln eines gelb-chlorotischen Fichtenbestandes. Forstw. Cbl. 104 (1985), S. 1–8.
- [13] TEMES-Monatsbericht, 03. 1984–05. 1986: Landesanstalt für Immissionsschutz, Essen.
- [14] BAUMEISTER, W. und W. ERNST: Mineralstoffe und Pflanzenwachstum. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 1978.
- [15] PFEFFER, H.U. und M. BUCK: Meßtechnik und Ergebnisse von Immissionsmessungen in Waldgebieten. VDI-Berichte 560 (1985), S. 127–155.
- [16] UNIVERSITÄT BAYREUTH, FORSCHUNGSGRUPPE FORSTTOXIKOLOGIE: Exkursionsführer zur Exkursion des Forschungsbeirates Waldschäden/Luftverunreinigungen 29. Mai 1986.
- [17] FABIG, W., Chr. BOOSE, U. FRITSCH, B. GRUNDMANN, D. HOCHRAINER, H. KLÖPPEL, F.-J. MÖNIG und H. OLDIGES: Anthropogene Immissionen als Belastungsfaktoren in terrestrischen Ökosystemen und Wege zur Minderung ihrer Schadwirkung. In: Umweltforschungsplan des Bundesministers des Inneren, Forschungsvorhaben: 106070446/01. Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, 5984 Schmallenberg-Grafschaft (1987), 241 S.
- [18] MOEWUS, F.: Die Wirkung von Wuchs- und Hemmstoffen auf die Kressewurzel. Biol. Zbl. 68 (1949), S. 58–72.
- [19] PALUCH, J.: Die Möglichkeiten der Anwendung von Pflanzen-tests zur Beurteilung des Luftverunreinigungsgrades. VI. Internationale Arbeitstagung Forstlicher Rauchschadenssachverständiger, Katowice 09.–14. 11. 1968.
- [20] HERPERTZ, E.: Ein einfaches Langzeitmeßverfahren zur Bestimmung der Staubkonzentration in der bodennahen Atmosphäre (LIB-Verfahren). Staub 29 (1968), S. 408–419.
- [21] PFEFFER, H.U.: Das Telemetrische Echtzeit-Mehrkomponenten-Erfassungssystem TEMES zur Immissionsüberwachung in Nordrhein-Westfalen. LIS-Berichte Nr. 19 (1982).
- [22] KRAUSE, G.H.M. und B. PRINZ: Zur Wirkung von Ozon und saurem Nebel auf phänomenologische und physiologische Parameter an Nadel- und Laubgehölzen im kombinierten Begasungsexperiment. Spezielle Berichte der Kernforschungsanlage Jülich 369 (1986), S. 208–221.
- [23] GUDERIAN, R., H. VAN HAUT und H. STRATMANN: Experimentelle Untersuchungen über pflanzen-schädigende Fluorwasserstoff-Konzentrationen. Forsch. Ber. des Landes Nordrhein-Westfalen, Westdeutscher Verlag, Köln, Nr. 2017 (1969).
- [24] VDI, 1978, Richtlinie Nr. 2468, Blatt 1 (Mai 1978): Messung gasförmiger Immissionen. Messen der Ozon- und Peroxid-Konzentration. Manuelles photometrisches Verfahren. Kaliumjodid Methode (Basisverfahren).

- [25] REUSMANN, G. und J. WESTPHALEN:
Ein mechanisiertes Verfahren zur Bestimmung von Gesamtschwefel und Chlorid im Pflanzenmaterial. Schriftenreihe der LIB des Landes NRW, 37 (1976), S. 123–128.
- [26] BOSCH, Chr., E. PFANNKUCH, K.E. REHFUESS, K.H. RANKEL, P. SCHRAMEL und M. SENSER:
Einfluß einer Düngung mit Magnesium und Kalzium, von Ozon und saurem Nebel auf Frosthärte, Ernährungszustand und Biomasseproduktion junger Fichten (*Picea abies* [L.] Karst.). Forstw. Cbl. 105 (1986), S. 218–229.
- [27] ROBERTS, T.M., R.A. SKEFFINGTON, K.A. BROWN und L.W. BLANK:
Interactiv effects of ozone, acid mist, and cold stress on Norway spruce. IUFRO Conference Proceedings on Effects of Changing Physical and Chemical Climate on Woody Species. Vancouver, Kanada, Juli 1987, in Vorbereitung.
- [28] PETERSON, D.L., M.J. ARBOUGH, V.A. WAKEFIELD und P.A. MILLER:
Evidence of growth reduction in ozone injured Jeffrey pine (*Pinus jeffreyi* Grev. and Balf.) in Sequoia and Kings Canyon National Park. JAPCA 37 (1987), S. 906–912.
- [29] GUDERIAN, R., K. KÜPPERS und R. SIX:
Wirkungen von Ozon, Schwefeldioxid und Stickstoffdioxid auf Fichte und Pappel bei unterschiedlicher Versorgung mit Magnesium und Kalzium sowie die Blattflechte *Hypogymnia physodes*. VDI-Berichte 560 (1985), S. 657–701.
- [30] SKEFFINGTON, R. und T.M. ROBERTS:
Effects of ozone and acidic mist on Scots pine and Norway spruce – an experimental study. VDI-Berichte 560 (1985), S. 717–724.
- [31] BAULE, H. und C. FRICKER:
Die Düngung von Waldbäumen. Bayerischer Landwirtschaftsverlag, 1967.
- [32] BLUM, U. und D. T. TINGEY:
A study of the potential ways in which ozone could reduce root growth and modulation of soybean. Atmospheric Environm. 11 (1977), S. 737–739.
- [33] McLAUGHLIN, S. B., R. K. McCONATHY, D. DUVICK und L. K. MANN:
Effects of chronic air pollution stress on photosynthesis, carbon allocation, and growth of white pine trees. Forest Sci. 28 (1982), S. 60–70.
- [34] COWLING, D.W. und M. J. KOZIOL:
Mineral nutrition and plant response to air pollutants. In: Unsworth, M.H. and D.P. Ormrod (Hrsg.), Effects of gaseous air pollutants in agriculture and horticulture, Butterworth Scientific, London, S. 349–375.
- [35] KELLER, Th.:
Gehalte an einigen Elementen in den Ablagerungen auf Fichtennadeln als Nachweis der Luftverschmutzung. Allg. Forst- und Jagdz. 157 (1986), S. 69–77.
- [36] MÄKELÄ, A. und S. HUTTUNEN:
Cuticular needle erosion and winter drought in polluted environments – A model analysis. Interim Report Nr. WP-87-48. International Institut for Applied System Analysis, A-2361 Laxenburg, Österreich (1987), 25 S.
- [37] CAPE, J.N. und D. FOWLER:
Changes in epicuticular wax of *Pinus sylvestris* exposed to polluted air. Silva Fennica 15 (1981), S. 457–458.
- [38] SCHMITT, U., M. ROETZE und W. LIESE:
Rasterelektronenmikroskopische Untersuchungen an Stomata von Fichten- und Tannennadeln nach Begasung und saurer Beregnung. Eur. J. For. Path. 17 (1987), S. 118–124.
- [39] HUTTUNNEN, S.:
Persönliche Mitteilungen, 1987.
- [40] KRAUSE, G.H.M. und F.E. HÖCKEL:
Open-Top-Kammer-Anlage Eggegebirge. Ein Beitrag zur Kausalanalyse der neuartigen Waldschäden. Staub-Reinhalt. Luft, 48 (1988), S. 427–432.
- [41] HEAGLE, A.S., D.E. BODY und W.W. HECK:
An open-top field chamber to assess the impact of air pollution on plants. J. Environ, Qual 2 (1973), S. 365–368.
- [42] HOGSETT, W.E., D. T. TINGEY und S. R. HOLMAN:
A programmable exposure control system for determination of the effects of pollution exposure regimes on plant growth. Atmos. Environ. 19 (1985), S. 1135–1145.

Tabellenanhang

Tabelle 2.2.1/1:

Bodendaten einer podsoligen, basenarmen Braunerde vom Standort Nordhelle, Ebbegebirge (R 3415/H 5668) (Herkunftsort der Versuchspflanzen), Entnahme 13. 06. 1984

Horizont [cm]	CEC _{eff.} *) µeg/100 g Boden	basische Austauschionen					Summe Na-Ca	% - Anteil basischer Austauschionen an CEC _{eff.}					pH _{CaCl}
		Na	K	Mg	Ca	Summe		Na	K	Mg	Ca	Summe	
Ahe 0-10	7 283	40	360	323	714	1 437	0,5	4,9	4,4	9,8	19,7	3,54	
Aeh -12	5 611	34	123	93	262	512	0,6	2,2	1,7	4,7	9,1	3,62	
A(h)e/													
Bv (s)-18	4 666	29	76	60	191	356	0,6	1,6	1,3	4,1	7,6	3,97	
Bv ₁ (s)-32	2 538	23	49	25	74	171	0,9	1,9	1,0	2,9	6,7	4,12	
Bv ₂ -48	1 456	19	39	11	33	102	1,3	2,7	0,8	2,3	7,0	4,37	
Bv ₃ -68	1 542	21	33	11	72	137	1,4	2,1	0,7	4,7	8,9	4,38	
Bv ₄ -90	1 434	22	32	11	51	116	1,5	2,2	0,8	3,6	8,1	4,31	

*) Austausch mit 0,02 n BaCl₂-Lösung beim Boden-pH (= CEC_{eff.})

Tabelle 2.2.1/2:

Wirkung verschiedener magnesiumhaltiger Blattdünger auf den Stickstoff-, Kalzium-, Kalium- und Magnesiumgehalt von Nadeln der Jahrgänge 1982 und 1983 bei ca. 6jährigen Fichten (Standort: Nordhelle bei Attendorn)

Behandlung	Nadeljahrgang	Stickstoff (mg/g TS)			Magnesium (µg/g TS)		
		Probenahmetermin			Probenahmetermin		
		10.07.1983*)	11.10.1983**)	13.06.1984	10.07.1983*)	11.10.1983**)	13.06.1984
Kontrolle	1982	9,9 ± 3,3	13,1 ± 2,8	9,7 ± 1,9	502 ± 196	528 ± 232	403 ± 113
	1983	10,1 ± 2,8	13,6 ± 4,0	10,2 ± 3,0	659 ± 236	599 ± 183	389 ± 107
Mg-Chelat	1982	10,6 ± 3,1	13,0 ± 3,3	9,9 ± 2,6	624 ± 251	523 ± 230	435 ± 199
	1983	10,8 ± 2,8	14,7 ± 3,8	10,1 ± 2,7	670 ± 202	637 ± 204	414 ± 174
MgSO ₄	1982	9,8 ± 3,2	13,8 ± 2,9	9,5 ± 3,2	544 ± 212	595 ± 166	522 ± 125
	1983	10,3 ± 3,4	15,2 ± 4,6	9,9 ± 3,6	758 ± 190	736 ± 189	539 ± 164
Mg(NO ₃) ₂ /Ca(NO ₃) ₂	1982	9,8 ± 2,6	14,0 ± 2,7	9,4 ± 2,4	521 ± 178	698 ± 199	652 ± 205
	1983	10,3 ± 2,7	15,5 ± 3,6	10,7 ± 2,2	748 ± 210	938 ± 271	712 ± 284
		Kalzium (mg/g TS)			Kalium (mg/g TS)		
		Probenahmetermin			Probenahmetermin		
		10.07.1983*)	11.10.1983**)	13.06.1984	10.07.1983*)	11.10.1983**)	13.06.1984
Kontrolle	1982	5,0 ± 2,0	6,0 ± 2,3	5,5 ± 2,0	2,9 ± 0,6	5,7 ± 3,1	3,6 ± 0,4
	1983	2,1 ± 0,7	3,5 ± 1,1	3,8 ± 1,2	3,8 ± 1,0	6,3 ± 2,5	4,2 ± 0,7
Mg-Chelat	1982	5,7 ± 1,7	6,1 ± 2,0	5,4 ± 1,6	2,5 ± 0,8	5,4 ± 3,2	3,5 ± 1,0
	1983	2,1 ± 0,5	3,6 ± 1,0	3,4 ± 0,9	3,7 ± 1,1	6,8 ± 3,8	4,2 ± 1,0
MgSO ₄	1982	5,8 ± 1,8	6,3 ± 1,4	6,0 ± 1,8	2,9 ± 1,2	5,2 ± 1,9	3,4 ± 1,0
	1983	2,2 ± 0,7	4,0 ± 1,1	4,4 ± 1,5	4,1 ± 0,9	7,1 ± 3,6	3,7 ± 0,9
Mg(NO ₃) ₂ /Ca(NO ₃) ₂	1982	5,4 ± 2,0	5,7 ± 1,8	6,0 ± 2,4	3,0 ± 1,2	5,3 ± 1,4	3,7 ± 0,9
	1983	2,1 ± 0,8	4,1 ± 1,2	4,6 ± 1,8	3,9 ± 0,6	5,9 ± 1,8	3,6 ± 0,5

*) Probenahmetermin 10. 07. 1983 vor Blattdüngung.

**) Probenahmetermin 11. 10. 1983 nach Blattdüngung.

Tabelle 2.2.1/3:

Chlorophyllgehalt [$\mu\text{g/g FG}$] in Nadeln der Jahrgänge 1982 und 1983 in Abhängigkeit von der Applikation verschiedener Magnesium-Blattdünger und der Behandlungszeit

Behandlung	Gesamtchlorophyllgehalt [$\mu\text{g/g FG}$]						
	Nadeljahrgang						
	1982			1983			
	02.08.1983	31.08.1983	11.10.1983*)	22.11.1983	04.06.1984	22.11.1983	04.06.1984
Kontrolle ($\text{H}_2\text{O dest.}$)	$0,77 \pm 0,28$	$0,77 \pm 0,31$	$0,83 \pm 0,29$	$0,80 \pm 0,33$	$0,94 \pm 0,31$	$0,77 \pm 0,28$	$0,68 \pm 0,18$
Mg-Chelat	$0,76 \pm 0,32$	$0,82 \pm 0,36$	$0,84 \pm 0,33$	$0,87 \pm 0,31$	$1,02 \pm 0,37$	$0,88 \pm 0,24$	$0,78 \pm 0,21$
Mg-Sulfat	$0,84 \pm 0,36$	$0,95 \pm 0,43$	$0,92 \pm 0,36$	$0,94 \pm 0,32$	$1,02 \pm 0,37$	$0,82 \pm 0,35$	$0,79 \pm 0,29$
Mg/Ca-Nitrat	$0,80 \pm 0,26$	$0,98 \pm 0,39$	$0,95 \pm 0,38$	$1,04 \pm 0,31$	$1,14 \pm 0,30$	$0,85 \pm 0,30$	$0,83 \pm 0,16$

*) Ende der Behandlungszeit.

Tabelle 2.2.1/4:

pH-Wert_{KCl}, Leitfähigkeit ($\mu\text{S} \cdot \text{cm}^2$) und Ionengehalt der Waschlösung (Aqua bidest) nach 60 Minuten Schütteln von Fichtenzweigen schwach bzw. stark vergilbter Bäume, aufgeteilt nach Nadeljahrgängen und bezogen auf das Nadel-Ausgangsgewicht (Ausgangs-pH-Wert_{KCl} der Waschlösung 5,4 bei einer Lfk $1,8 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^2$)

	Ionenauswaschung [$\mu\text{g/g TS}$]*					
	Schwach vergilbte Bäume (N = 4)			Stark vergilbte Bäume (N = 4)		
	Nadeljahrgang			Nadeljahrgang		
	1982	1983	1984	1982	1983	1984
pH-Wert _{KCl} **)	4,20	4,75	4,83	4,17	4,36	4,89
Leitfähigkeit	53 ± 16	46 ± 16	19 ± 6	39 ± 4	28 ± 3	14 ± 2
SO_4^{--}	287 ± 79	162 ± 46	52 ± 17	221 ± 88	95 ± 26	37 ± 17
Cl^-	50 ± 15	55 ± 38	28 ± 15	44 ± 9	25 ± 4	16 ± 7
K^+	270 ± 83	230 ± 45	57 ± 18	151 ± 72	110 ± 44	48 ± 26
Mg^{++}	9 ± 3	8 ± 4	4 ± 3	6 ± 3	4 ± 2	2 ± 1
Ca^{++}	56 ± 15	50 ± 21	31 ± 7	48 ± 15	33 ± 7	28 ± 8
Zn^+	$1,6 \pm 0,4$	$1,6 \pm 0,6$	$0,7 \pm 0,4$	$1,0 \pm 0,3$	$0,6 \pm 0,4$	$0,6 \pm 0,3$

*) Auswaschung: Analysenwert \times Lösungsmenge \times Trockengewicht⁻¹

***) Ausgangswert des Waschmediums pH 5,4

Tabelle 2.2.1/5:

Magnesium-, Kalzium-, Kalium- und Zinkgehalt in Nadeln der Jahrgänge 1982, 1983, 1984 schwach bzw. stark vergilbter und gelber Fichten (N = 4) vor (A) und nach (E) einstündigem Auswaschen in Aqua bidest

Element Verfärbung	Nadelnährstoffgehalte [Ca und K in mg/g TS, Mg und Zn in µg/g TS]									
	Nadeljahrgang									
	1982			1983			1984			
	A	E	Diff.	A	E	Diff.	A	E	Diff.	
Mg	Gr.-Gelb	415 ± 115	439 ± 150	+ 24	378 ± 64	437 ± 121	+ 59	430 ± 49	406 ± 50	- 24
	Gelb	470 ± 161	470 ± 144	± 0	436 ± 207	406 ± 168	- 30	531 ± 171	509 ± 207	- 22
K	Gr.-Gelb	4,1 ± 1,0	4,1 ± 0,9	± 0	4,9 ± 0,9	5,0 ± 0,8	+ 0,1	5,2 ± 0,7	5,1 ± 0,6	- 0,1
	Gelb	4,0 ± 0,8	4,7 ± 1,0	+ 0,7	4,9 ± 0,8	6,6 ± 1,3	+ 1,7	7,1 ± 0,3	7,1 ± 0,5	± 0
Ca	Gr.-Gelb	6,0 ± 1,9	6,0 ± 2,1	± 0	4,2 ± 1,3	3,7 ± 0,9	- 0,5	1,7 ± 0,5	1,6 ± 0,5	- 0,1
	Gelb	5,9 ± 1,2	5,6 ± 1,2	- 0,3	3,3 ± 0,4	3,1 ± 0,5	- 0,2	2,0 ± 0,3	1,7 ± 0,3	- 0,3
Zn	Gr.-Gelb	57 ± 2	57 ± 25	± 0	38 ± 10	37 ± 11	- 1,0	23 ± 9	19 ± 4	- 4
	Gelb	50 ± 16	48 ± 16	- 2	28 ± 11	28 ± 11	± 0	24 ± 5	18 ± 5	- 6

Tabelle 2.2.1/6:

Magnesium-, Kalzium-, Kalium- und Zinkgehalt im Rinden- bzw. Holzteil der Zweige der Jahrgänge 1982, 1983, 1984 schwach bzw. stark vergilbter Fichten (N = 4) vor (A) und nach (E) einstündigem Auswaschen in Aqua bidest

Element Verfärbung	Nadelnährstoffgehalte [Ca und K in mg/g TS, Mg und Zn in µg/g TS]									
	Rinden- bzw. Holzteil									
	1982			1983			1984			
	A	E	Diff.	A	E	Diff.	A	E	Diff.	
Mg	Gr.-Gelb	496 ± 92	432 ± 66	- 64	537 ± 53	414 ± 39	- 123	606 ± 62	493 ± 62	- 113
	Gelb	533 ± 163	441 ± 104	- 92	545 ± 167	408 ± 149	- 137	712 ± 194	566 ± 160	- 146
K	Gr.-Gelb	2,7 ± 0,4	2,2 ± 0,4	- 0,5	4,6 ± 0,7	3,5 ± 0,9	- 1,1	6,8 ± 1,6	5,6 ± 1,1	- 1,2
	Gelb	3,1 ± 1,2	2,6 ± 0,7	- 0,5	5,9 ± 1,6	4,6 ± 1,1	- 1,3	11,6 ± 1,9	9,7 ± 0,4	- 1,9
Ca	Gr.-Gelb	2,2 ± 0,3	2,1 ± 0,2	- 0,1	1,9 ± 0,2	1,6 ± 0,2	- 0,3	1,5 ± 0,2	1,5 ± 0,1	± 0
	Gelb	2,9 ± 0,6	2,5 ± 0,3	- 0,4	2,6 ± 0,4	2,2 ± 0,2	- 0,4	1,9 ± 0,2	1,7 ± 0,3	- 0,2
Zn	Gr.-Gelb	90 ± 28	85 ± 27	- 5	81 ± 21	68 ± 17	- 13	52 ± 17	48 ± 11	- 5
	Gelb	76 ± 14	63 ± 19	- 13	67 ± 9	48 ± 16	- 19	45 ± 14	33 ± 13	- 12

Tabelle 2.2.2/1:

Gesamtchlorophyll- und Magnesiumgehalt in Nadeln gesunder und erkrankter Fichten in Abhängigkeit vom Nadelalter (ChL.G in mg g^{-1} FG, Mg in $\mu\text{g g}^{-1}$)

Nadeljahrgang	Grüne Bäume		Gelbe Bäume	
	ChLG	Mg	ChLG	Mg
1985	$3,0 \pm 0,8$	498 ± 66	$2,5 \pm 0,6$	377 ± 91
1984	$3,7 \pm 0,9$	486 ± 49	$2,6 \pm 0,4$	284 ± 44
1983	$4,1 \pm 0,6$	469 ± 31	$2,5 \pm 0,4$	251 ± 29

FG = Frischgewicht

Tabelle 2.2.2/2:

Chlorophyll- und nichtchlorophyll gebundenes Magnesium in Abhängigkeit vom Verfärbungsgrad der Nadeln und dem Nadelalter (Mg in $\mu\text{g g}^{-1}$)

	Mg ges.	Chl. gebundenes Mg		nicht chlorophyllgebundenes Mg	
			% von ges.		% von ges.
85 gelb	377	67	17,8	310	82,2
85 grün	498	81	16,3	417	83,7
84 gelb	284	71	25,0	213	75,0
84 grün	486	100	20,6	386	79,4
83 gelb	251	67	26,7	183	72,3
83 grün	469	110	23,5	359	76,5

Tabelle 2.2.3/1:

Mittlere(r) pH_{KCl} -Wert, Leitfähigkeit und Ionengehalt im Abtropfwasser einer grünen bzw. gelbverfärbten, ca. 12jährigen Fichte, Standort Eggegebirge, Velmerstot (Meßintervall: 14 Tage, Meßperiode: 06. 06. 1984 bis 29. 04. 1986)

		Anzahl (n) der Messungen	Min*)	Max*)	Mittelwert*)	Prozentuale Differenz (gerundet)
Mg^{++}	grün	40	0,08	1,84	0,38	190
	gelb	40	0,00	3,94	0,71	
Ca^{++}	grün	40	0,24	17,94	2,29	150
	gelb	40	– 0,62	23,50	3,50	
Zn^{++}	grün	40	– 0,29	0,75	0,117	200
	gelb	40	– 0,86	3,73	0,238	
K^+	grün	40	0,18	3,30	1,16	130
	gelb	40	0,20	5,31	1,52	
NH^+	grün	40	– 0,20	11,50	2,08	170
	gelb	40	0,10	14,40	3,46	
SO_4^{--}	grün	40	1,80	71,00	10,95	170
	gelb	40	2,00	79,80	18,22	
NO_3^-	grün	40	– 2,10	29,80	5,93	180
	gelb	40	0,60	36,00	10,82	
Cl^-	grün	40	– 0,40	18,60	2,82	190
	gelb	40	– 1,80	54,40	5,35	
H^+	grün	40	– 26,22	143,10	27,45	230
	gelb	40	– 144,87	372,45	64,29	
Lfk**)	grün	40	5,29	222,37	51,66	180
	gelb	40	– 29,11	304,22	94,70	

*) Konzentrationsangaben in $\mu\text{g ml}^{-1} \text{kg}^{-1}$

***) Leitfähigkeit in $\mu\text{S s}^{-1}$

Tabelle 2.2.3/2:

Mg -, Ca -, K -, S -, Zn - und N -(gesamt)-Gehalte aufgeteilt nach Nadeljahrgängen einer grünen und gelben, ca. 12jährigen Fichte, Standort Eggegebirge, Velmerstot zu zwei Probenahmeterminen

Nadeljahrgang/ Verfärbung		Probenahme										
		18. 07. 1985					15. 06. 1986					
		Mg	Ca	K	S	Zn	Mg	Ca	K	S	Zn	N
82	grün	491	7,8	3,2	0,85	53,3						
	gelb	447	7,4	2,0	1,16	85,6						
83	grün	396	5,4	3,7	0,81	58,5	615	9,8	3,9	0,95	87,1	14,5
	gelb	392	5,5	1,7	1,24	63,7	549	8,0	2,0	0,96	117,1	10,4
84	grün	429	4,8	4,4	0,83	40,8	477	7,0	4,2	0,97	53,8	14,4
	gelb	407	5,5	2,0	0,73	44,6	488	6,8	2,5	1,05	84,6	10,9
85	grün	573	2,1	3,8	0,81	24,9	637	5,3	4,4	0,97	38,2	14,7
	gelb	455	1,9	2,3	0,76	27,8	444	6,4	2,4	1,03	69,4	11,7
86	grün						648	2,0	4,7	0,94	23,7	12,4
	gelb						497	2,5	3,6	0,95	34,8	12,5

Angaben für Ca , K , S , N in mg/g TS ; für Mg , Zn in $\mu\text{g/g TS}$

Tabelle 2.2.4/1:

Wachstum von Kresse (Wurzel, Sproß) in % der Kontrolle in Abhängigkeit von der Schwebstaubmenge für die Standorte Velmerstot/Eggegebirge und LIS/Essen (Untersuchungszeitraum 13. 03. bis 24. 04. 1986)

Datum	LIS				Egge			
	Schwebstaubmenge [µg]	Wachstum in % der Kontrolle*)		Schwebstaubmenge [µg]	Wachstum in % der Kontrolle*)			
		Wurzel	Sproß		Wurzel	Sproß		
13. 03. 1986	3,26	32	82	4,81	2	56		
	5,52	32	84	4,17	12	63		
20. 03. 1986	6,87	0	31	4,96	0	73		
	5,10	0	61	5,10	9	74		
03. 04. 1986	1,13	31	100	1,06	66	99		
	1,91	55	95	1,06	76	86		
10. 04. 1986	2,90	24	72	1,91	60	88		
	3,82	30	78	1,63	52	105		
12. 04. 1986	1,91	32	88	1,42	45	84		
	2,19	41	95	1,27	43	83		
24. 04. 1986	2,12	34	97	1,63	44	84		
	1,84	36	90	1,56	34	79		
29. 04. 1986	3,75	18	69	3,75	17	86		
	4,32	21	51	3,19	31	88		

*) Die Wirkung bezieht sich auf die angegebene Schwebstaubmenge in µg, versetzt mit 4 ml Aqua. dest.

Tabelle 2.2.5/1:

Immissionsbelastung, Temperatur und Niederschlag für die Stationen LIS, Essen und Velmerstot, Eggegebirge während der Expositionszeit vom 01. 01. 1984 bis 30. 09. 1986 [nach 13])

Jahr/ Quartal	Ozon [µg m ⁻³]				SO ₂ [µg m ⁻³]				Temperatur [°C]		Niederschlag [mm m ⁻²]		
	ESSEN		EGGE		ESSEN		EGGE		ESSEN	EGGE	ESSEN	EGGE	
	a*)	b**)	a	b	a	b	a	b			Summe	Summe	
1984	1	17	86	37	122	80	442	63	353	3,0	- 1,9	247,6	256,8
	2	27	157	58	151	49	337	25	224	11,1	8,2	297,3	323,2
	3	30	175	59	152	35	254	20	170	15,9	13,0	334,3	350,2
	4	10	74	28	83	34	176	41	395	8,0	4,6	271,3	293,8
1985	1	13	82	34	95	120	629	108	785	0,6	- 3,5	159,7	218,3
	2	39	155	69	143	41	257	21	172	12,1	8,9	308,0	347,8
	3	34	204	67	199	29	237	25	359	16,1	13,7	257,8	355,3
	4	10	81	38	142	55	316	34	314	5,9	3,3	185,7	292,2
1986	1	16	83	40	114	93	401	81	419	0,6	- 2,9	261,2	314,8
	2	42	167	83	181	36	295	23	187	12,5	9,3	303,7	309,8
	3	41	221	83	208	34	236	22	182	15,4	14,4	175,2	256,3
Mittelwert über gesamte Expositions- zeit		25	135	54	145	55	325	43	324	9,2	6,1	254,7	301,7

*) = Mittelwert über 3 Monate

***) = Maximaler ½ h-Mittelwert

Tabelle 2.2.6/1:

Konzentrationen [$\mu\text{g m}^{-3}$] gasförmiger Immissionen an den Stationen Velmerstot, Eggegebirge und LIS, Essen von März 1984 bis Februar 1985 (Monatsmittelwerte) [nach 13]

Monat	Velmerstot				LIS			
	SO ₂	NO ₂	NO	O ₃	SO ₂	NO ₂	NO	O ₃
03. 1984	82	32	10	49	99	70	44	23
04. 1984	33	12	10	68	58	72	38	30
05. 1984	23	15	10	58	53	64	33	24
06. 1984	20	14	10	47	37	50	31	26
07. 1984	14	10	10	45	39	–	–	32
08. 1984	23	14	10	98	35	–	–	44
09. 1984	23	21	10	38	30	57	36	15
10. 1984	23	25	10	35	30	55	40	12
11. 1984	60	28	10	22	29	26	36	10
12. 1984	39	32	11	16	43	31	60	08
01. 1985	178	44	15	19	172	60	88	05
02. 1985	103	39	15	30	122	75	72	12

Tabelle 2.2.6/2:

Trockengewicht von Fichtennadeln und -astgewebe sowie Gipfeltrieblänge nach ca. einjähriger Exposition in gefilterter bzw. ungefilterter Luft in Mini-Open-Top-Kammern an den Standorten Velmerstot, Eggegebirge bzw. LIS, Essen

Standort	Behandlung	Gipfel- trieblänge [cm] 1984	Trockengewicht [g]							
			1981		1982		1983		1984	
			N	A	N	A	N	A	N	A
Velmerstot, Eggegebirge	mit Filter (n = 4)	14,8 ± 6,2	1,6 ± 0,9	32,1 ± 5,9	7,9 ± 2,3	30,9 ± 7,0	19,5 ± 4,6	21,5 ± 5,3	68,9 ± 12,9	23,9 ± 6,0
	ohne Filter (n = 4)	10,8 ± 0,95	1,1 ± 0,9	32,8 ± 7,2	9,2 ± 2,9	30,4 ± 6,5	17,2 ± 4,5	17,1 ± 4,9	58,5 ± 7,3	19,8 ± 3,6
LIS, Essen	mit Filter (n = 4)	12,3 ± 1,7	1,5 ± 0,7	28,8 ± 14,3	8,2 ± 3,8	28,9 ± 7,8	20,6 ± 3,9	21,0 ± 1,0	36,2 ± 7,1	17,3 ± 1,8
	ohne Filter (n = 4)	6,5 ± 6,6	1,7 ± 1,1	29,7 ± 14,3	8,7 ± 4,3	28,2 ± 10,5	17,7 ± 7,4	19,8 ± 5,0	24,9 ± 14,8	11,4 ± 6,0

N = mittleres Nadelrockengewicht

A = mittleres Trockengewicht Astmaterial

Tabelle 2.2.6/3:

Magnesium-, Kalzium-, Kalium-, Zink- und Schwefelgehalte in Fichtennadeln im Mittel der Jahrgänge 1982 bis 1984 nach ca. einjähriger Exposition in Mini-Open-Top-Kammern mit gefilterter bzw. ungefilterter Luft an den Stationen LIS, Essen und Velmerstot, Eggegebirge (n = 4)

Station	Behandlung	Gehalt*)				
		Mg	Ca	K	Zn	S
Egge	MF	1,18 ± 0,32	16,8 ± 4,7	6,9 ± 2,6	102 ± 48	2,0 ± 0,2
	OF	1,14 ± 0,28	18,1 ± 5,2	7,5 ± 1,7	115 ± 44	2,4 ± 0,2
LIS	MF	1,31 ± 0,27	17,0 ± 5,1	6,1 ± 1,4	118 ± 50	1,9 ± 0,3
	OF	1,57 ± 0,30	16,8 ± 4,8	5,4 ± 1,7	124 ± 45	2,3 ± 0,3

MF = mit Filter

OF = ohne Filter

*) = Angaben für Mg, Ca, K und S in mg g⁻¹, für Zn in µg g⁻¹

Tabelle 2.2.6/4:

Mittlere(r) Leitfähigkeit und pH-Wert_{KCl} im Freilandregenniederschlag und im Tropfwasser unter Fichten nach Exposition in Mini-Open-Top-Kammern mit und ohne Aktivkohlefilter

Station		pH-Wert _{KCl}			Leitfähigkeit [µ S]		
		x ± s	Min.	Max.	x ± s	Min.	Max.
Egge	FL	4,24 ± 0,24	3,85	4,70	40,2 ± 11,7	23,1	61,7
	MF	4,81 ± 0,24	3,94	6,11	131,5 ± 70,2	49,1	316,3
	OF	4,33 ± 0,47	3,49	5,22	149,4 ± 55,4	62,2	318,0
LIS	FL	4,36 ± 0,36	3,79	5,08	44,06 ± 23,9	21,9	123,4
	MF	4,63 ± 0,45	4,06	5,72	85,99 ± 61,7	36,3	269,0
	OF	4,37 ± 0,37	3,84	5,29	100,15 ± 54,6	39,0	223,0

FL = Freiland (ohne Bäume)

MF = Mini-Open-Top-Kammer mit Filter

OF = Mini-Open-Top-Kammer ohne Filter

3. Experimentelle Erhebungen im kontrollierten Begasungsexperiment

3.1. Einleitung

Mit dem LIS-Bericht Nr. 28 [1] wurde von der Landesanstalt für Immissionsschutz die Hypothese aufgestellt, daß Photooxidantien mit Ozon als Leitsubstanz ursächlich an der Entstehung der neuartigen Waldschäden beteiligt sind. Diese Annahme gründet auf zahlreichen Beobachtungen in Waldschadensgebieten in Süddeutschland und Nordrhein-Westfalen, sowie ersten Immissionsmessungen. Ferner wurde postuliert, daß über die kombinierte Einwirkung von Nebel und Photooxidantien essentielle Pflanzennährstoffe, wie beispielsweise Magnesium, ausgewaschen werden. Dies kann bei den ohnehin nährstoffarmen Böden zu einer graduell steigenden Vitalitätsminderung entsprechend dem vielfach beobachteten akuten Magnesiummangel führen [2, 3, 4].

Zentraler Punkt der Forschung in der LIS war, einzelne Glieder der beschriebenen Wirkungskette wie die nährstoffbedingte Nadelvergilbung oder Lichtempfindlichkeit der Nadeln etc., unter kontrollierten Bedingungen nachzuvollziehen, um einen Beweis für den postulierten kausalen Zusammenhang der neuartigen Waldschäden zu liefern. Im folgenden wird über eine Reihe derartiger Experimente berichtet.

3.2. Allgemeine Methodik

Alle Begasungsexperimente wurden in der klimatisierten Gewächshausanlage der LIS durchgeführt. Als Pflanzenmaterial dienten in der Regel 5-7jährige Fichten (*Picea abies* [L.] Karst., Provenienz Hochsauerland 07), Weißtannen (*Abies alba* Mill.) und Buchen (*Fagus sylvatica*), die von verschiedenen Baumschulen bezogen wurden. Die Bäume wurden entweder in standardisiertem Boden vom Typ ED 73 oder sogenannter Nullerde (Einheitserdewerk P. Balster) angezogen (vgl. Tabellen 3.2/1 und 3.2/2) und während der Versuchszeit in Riviera-Töpfen gehalten, die über ein halbautomatisches Bewässerungssystem verfügen. Je nach Fragestellung wurden die Pflanzen 2 bis 6 Monate vor dem eigentlichen Versuch zur Durchwurzelung und klimatischen Adaptation im Kaltgewächshaus belassen.

Die Begasungsexperimente wurden in acht Begasungskammern nach VAN HAUT [5, 6], durchgeführt, die in der Regel 6 Bäume bis zu einer maximalen Größe von 60 cm (incl. Topf) aufnehmen konnten. Alle Versuche waren so angelegt, daß jede Behandlungsstufe eine Kammerwiederholung aufwies und somit 12 Pflanzen umfaßte. Die Kammern waren in einem beheizten Gewächshaus aufgestellt und wurden mit Schadgasen wie Äthylen oder Ozon in für jeden Versuch näher spezifizierten Konzentrationen und Einwirkungszeiten beschickt. Die Kontrollpflanzen erhielten jeweils aktivkohlegereinigte Luft (18 kg Aktivkohle/Kammerfilter). Das Gesamtluftvolumen je Kammer betrug $60 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, wobei ein 103facher Luftwechsel je Stunde verwendet wurde. Wenn nicht anders angegeben, wurden die Pflanzen bei einer Temperatur von $22^\circ \pm 2^\circ \text{C}$ (Tag und Nacht), $65 \pm 5\%$ rel. Luftfeuchte und

$700 \mu\text{E}^{-2} \text{ s}^{-1}$ Beleuchtungsstärke für 12 Stunden pro Tag gehalten.

Ozon wurde erzeugt, indem aktivkohlegereinigte Luft mit Hilfe eines Laborlufttrockners (Fa. Sander, Leistung 2000 l Trockenluft pro Stunde) entfeuchtet und mit einem Volumenstrom von ca. 100 l h^{-1} durch einen Ozongenerator (Fa. Sander, Typ III, Leistung: $50 \text{ mg O}_3 \text{ h}^{-1}$) geleitet und über Teflonleitungen den Kammern zugeführt wurde. Im Ozongenerator tritt durch Anlegen einer Hochspannung eine sogenannte stille elektrische Entladung auf, bei der aus dem Luftsauerstoff teilweise Ozon gebildet wird. Die Ozonkonzentration in den Kammern kann durch stufenlose Veränderung der Hochspannung des Ozongenerators reguliert werden. Jeweils in Pflanzhöhe wurde mit Hilfe eines Dasibi Ozonmonitors, Typ 1008 DC, die Ozonkonzentration der Kammerluft kontinuierlich registrierend gemessen. Die Meßperiode je Kammer betrug 6 Minuten. Das Ozonmeßgerät wurde mehrfach pro 24 Stunden mit Hilfe des eingebauten Eichgenerators kalibriert. Zusätzlich wurde das Gerät einmal pro Woche nach der Kaliumjodid-Methode geeicht (vgl. VDI-Richtlinie Nr. 2468 [7]).

Zur Dosierung von Äthylen wurde in Gasflaschen abgefülltes Äthylen-Prüfgas (ca. 1% C_2H_4 in N_2) verwendet. Davon wurde ein Volumenstrom von 2 l h^{-1} mit Hilfe von Durchflußreglern (Fa. Porter, USA) eingestellt und dem Hauptluftstrom der Begasungskammern zugemischt. Die resultierende Begasungskonzentration betrug $400 \mu\text{g m}^{-3}$. Die Äthylenkonzentration in den Begasungskammern wurde mit einem geeichten Flammenionisationsdetektor (Typ Siemens U 100) kontinuierlich registrierend gemessen.

In der Regel wurde der Zustand der Pflanzen während des Versuches fortlaufend bonitiert und bei Versuchsende allgemeine Wachstumsparameter wie Frisch- und/oder Trockensubstanzgewicht erfaßt. Ferner wurden je nach Fragestellung spezifische Vitalitätsparameter wie z.B. Treibblängenwachstum, Nadellänge, Nadelvolumen etc. oder der Chlorophyllgehalt nach der in Kapitel 2.2.1 beschriebenen Methode bestimmt. Die chemischen Analysen des Pflanzenmaterials erfolgten nach der Methode von REUSMANN und sind in den Kapiteln 2.1.1 und 2.2.1 beschrieben. Die Gehalte von Stärke und Gesamtzucker wurden nach EWERS bzw. Luft-School von der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt Bonn (LUFA) bestimmt.

Alle statistischen Auswertungen wurden entweder mit Hilfe von SPSS auf dem Großrechner der LIS oder unter Verwendung des Programms Anova der Fa. HDS auf dem PC Apple II durchgeführt.

In verschiedenen Versuchen wurden Photosynthesemessungen mit Hilfe eines Walz-Porometers gemacht [8, 9], die im folgenden näher erläutert werden sollen: Der CO_2 -Gaswechsel von Pflanzen läuft im wesentlichen innerhalb von zwei Wegen ab: der anabole Weg ist in den Chloropla-

sten lokalisiert; letztendlich wird CO_2 zu Kohlehydraten fixiert, energetisiert durch Licht; es findet eine CO_2 -Aufnahme statt. Der katabole Weg baut Kohlehydrate ab und liefert Energie, dieser Weg wird in Mitochondrien beschriftet und führt in der Dunkelheit zur Freisetzung von CO_2 . Auch während der Lichtphasen findet ein Zuckerabbau statt, dieser Vorgang der „Lichtatmung“ ist jedoch schwer zu quantifizieren. Die gesamte CO_2 -Bilanz im Licht liefert so die Netto- oder apparente Photosynthese. Die Lichtstärke, bei der CO_2 -Aufnahme und CO_2 -Abgabe quantitativ gleich sind, stellt den CO_2 -Kompensationspunkt. Die Porometermessungen und deren Auswertung seien nachfolgend kurz erläutert.

Abb. 3.2/1 zeigt ein Schreiberdiagramm mit den CO_2 -Gaswechsel- und H_2O -Dampf-Kurven von je einer Kontrollfichte und einer mit $600 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ begasten Fichte. Durch Ändern der Beleuchtungsstärke erhält man stufige Kurvenverläufe für die CO_2 -Aufnahme, während die Wasserdampfabgabe wesentlich träger und nur in Andeutung stufig reagiert. Trägt man die so erhaltenen Meßwerte von CO_2 -Gaswechsel und Lichtstärke in einem Diagramm auf (Abb. 3.2/2a), erhält man den Anfang einer Lichtsättigungskinetik. Aus dem Schnittpunkt der Kurve

mit der Abzisse ergibt sich der CO_2 -Kompensationspunkt, d.h. die Lichtstärke, bei der Respiration und Photosynthese gleiche CO_2 -Beiträge liefern. Die Kurve nähert sich asymptotisch einem Grenzwert, der maximalen Photosyntheserate. Dieser Grenzwert läßt sich graphisch nur schwer und unsicher ermitteln. Deswegen wurden zwei mathematische Transformationen durchgeführt, um den Kurvenverlauf zu linearisieren. Die Linearisierungen wurden analog zu den Enzymkinetiken nach MICHAELIS-MENTEN durchgeführt, wo ebenfalls Sättigungskurven vorliegen. Die eine Methode nach LINEWEAVER-BURK (Abb. 3.2/2b) benutzt die Quotienten $1/x$ (x = Abzissenwert) und $1/y$ (y = Quotientenwert), bei der anderen Methode nach EADIE-HOFSTEE (Abb. 3.2/2c) wird y über y/x aufgetragen. Zusätzlich erhält man aus beiden Verfahren einen „ K_m “-Wert, der diejenige Lichtstärke angibt, bei der die halbmaximale Photosyntheseleistung erreicht ist. Beide Verfahren liefern etwas unterschiedliche Ergebnisse, was auf den verschiedenen Gewichtungen kleinerer und größerer Werte beruht. Für die hier beschriebenen Versuche scheint die Darstellung nach EADIE-HOFSTEE besser geeignet [vgl. hierzu 21].

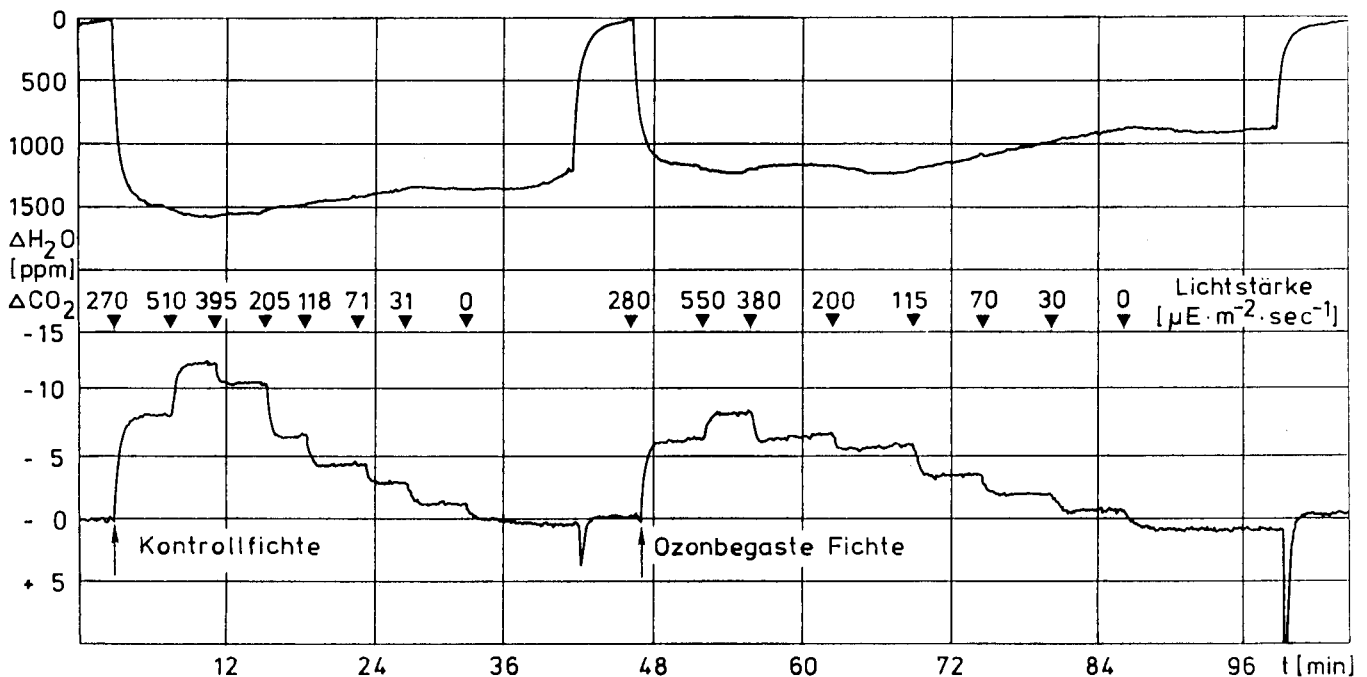


Abb. 3.2/1: Originalschreiberdiagramm von zwei porometrisch gemessenen Fichtenzweigstücken. Die obere Kurve zeigt die Wasserdampfabgabe (Transpiration), die untere den CO_2 -Gaswechsel in Abhängigkeit von der Lichtstärke; (Kontrolle: 10 Wochen gefilterte Luft; Begasung: 10 Wochen $576 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ kontinuierlich)

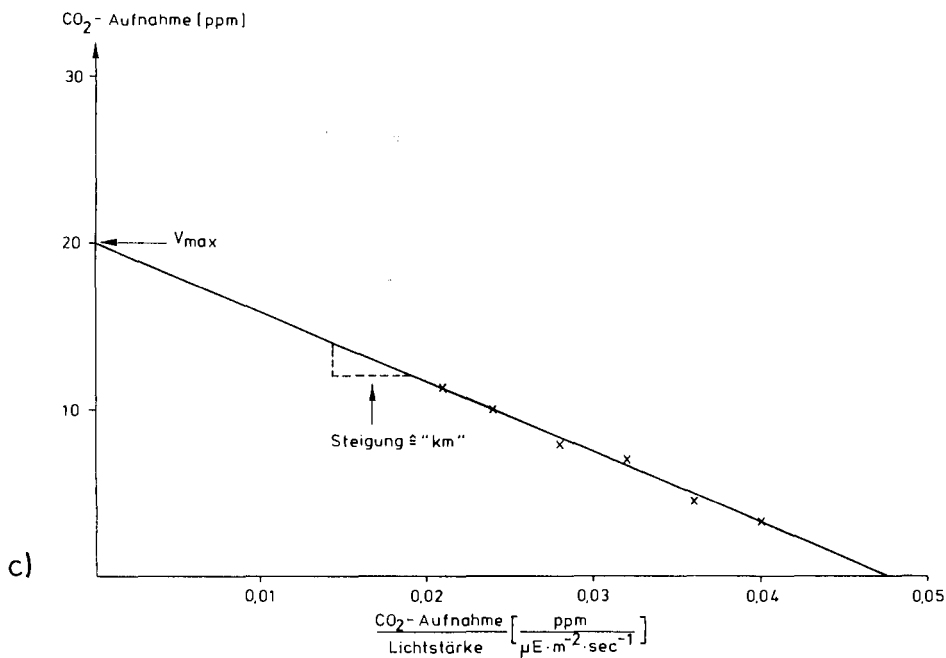
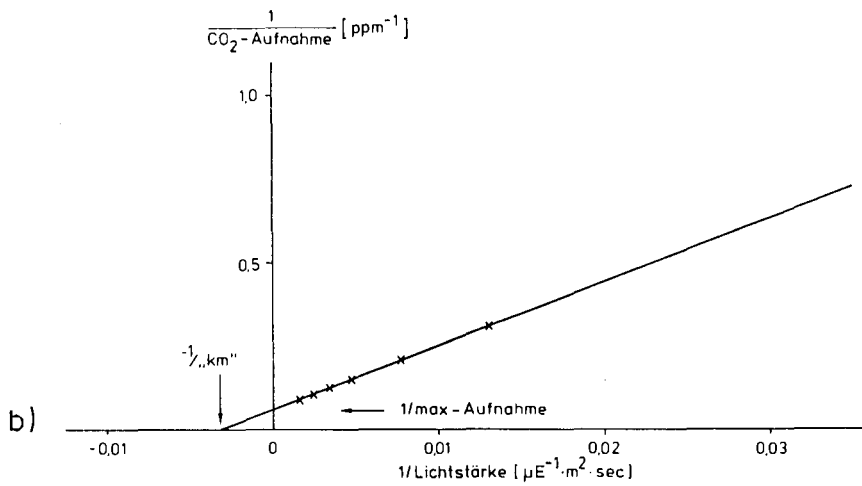
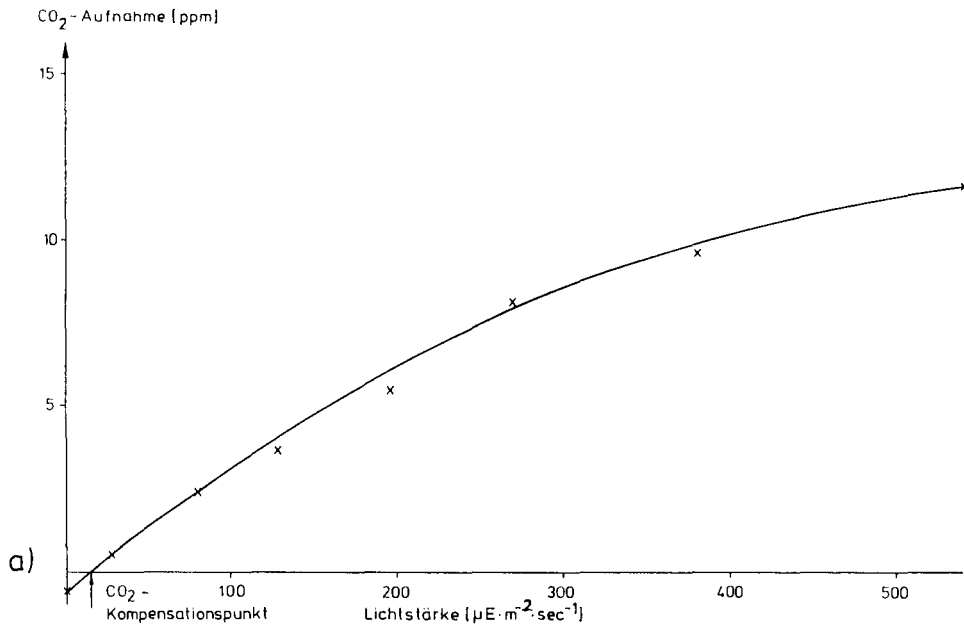


Abb. 3.2/2a-c: Lichtsättigungskinetik des CO₂-Gaswechsels bei Fichten

a) Abhängigkeit der CO₂-Aufnahme von der eingestrahlen Lichtstärke

b) Auftragung der gleichen Kurve nach Linearisierung (LINEWEAVER – BURK) ($r = 0,994$)

c) Gleiche Kurve nach EADIE – HOFSTEE aufgetragen ($r = 0,998$)

3.3. Ergebnisse der Einzelversuche

3.3.1. Zur Wirkung von Ozon und Äthylen (jeweils $400 \mu\text{g m}^{-3}$) einzeln und in Kombination auf Fichte, Weißtanne sowie die Flechten *Pseudovernia furfuracea* und *Pamelia physodes*

In einem ersten orientierenden Versuch sollte geklärt werden, welche Symptome Ozon und Äthylen allein und in Kombination an Koniferen hervorrufen können und ob die so erzeugte Symptomatik mit der in Waldschadensgebieten vielfach beobachteten Gelbverfärbung übereinstimmt.

Methodik

Hierzu wurden ca. 5jährige Fichten und Weißtannen in 20er Rundtöpfe in Einheitserde E 73 gepflanzt und nach mehrwöchiger Adaptation im Kaltgewächshaus vom 29. 10. bis 03. 12. 1982 über 35 Tage mit $380 \pm 26 \mu\text{g Ozon m}^{-3}$ und $400 \pm 12 \mu\text{g Äthylen m}^{-3}$ kontinuierlich begast (vgl. Kapitel 3.2). Die Flechten wurden nach dem Verfahren von SCHÖNBECK [10] gewonnen, auf Holztafeln montiert bzw. eingebettet und zeitgleich behandelt. Die klimatischen Bedingungen während der Begasung waren: $23 \pm 2^\circ\text{C}$, $65 \pm 5\%$ Rel. LF, 35 klux Beleuchtungsstärke bei einem Tag/Nacht-Rhythmus von 12/12 h.

Ergebnisse

Sowohl bei Weißtanne als auch bei Fichte konnte nach 14tägiger Begasung mit $400 \mu\text{g m}^{-3}$ Äthylen eine blaßblau-grüne Verfärbung der jüngsten Nadeln beobachtet werden, die sich mit Fortdauer des Versuches zunehmend verstärkte. Neben den Nadelverfärbungen traten bei Fichten Epinastie-Erscheinungen auf, indem die jüngsten Nadeln eng an ihrem jeweiligen Ast anlagen. Vereinzelt wurden unspezifische Wuchsverkrümmungen an den jüngsten Trieben beobachtet, die nach Äthyleneinwirkungen auch an einjährigen Pflanzen beobachtet worden sind [6].

Im Vergleich zur Kontrolle rief Ozon nach 14tägiger Einwirkungszeit eine hellgrüne Verfärbung hervor, die besonders am jüngsten Nadeljahrgang ausgeprägt war. An den älteren Nadeln wurde ein leichter Grauschleier beobachtet, der sich mit zunehmender Begasungszeit an den Nadeln intensivierte, die sonst keine anderen Verfärbungen zeigten. Nach ca. 5 Wochen, zu Versuchsende, waren die jüngsten Nadeln grünlich-gelb aufgehellt und die älteren Nadeln schwach vergilbt; auffallend war, daß besonders das obere Kronendrittel der Fichten von dieser Vergilbung betroffen war.

Die kombinierte Einwirkung von Äthylen und Ozon bewirkte bei Fichten eine bläulich-hellgrüne Aufhellung der jüngsten Nadeln, die nach ca. 14 Tagen erstmals auftrat und nach 3 Wochen zu einer intensiven Vergilbung mit späterer Verbräunung führte. Auch an den älteren Nadeln trat eine intensive Gelbverfärbung auf. Bei Tanne reichte die Gelbverfärbung von der Nadelbasis bis zur Nadelmitte und konnte sowohl auf der Nadeloberseite wie Nadelunterseite beobachtet werden. Vereinzelt trat an den jüngsten Nadeln eine hellgrüne/-dunkelgrüne Marmorierung auf. An den exponierten Flechten konnten keine Veränderungen in Abhängigkeit von der Ozon- bzw. Äthylenbegasung oder der Kombination beider Schadstoffe beobachtet werden.

Zusammenfassung

Die Versuchsergebnisse haben gezeigt, daß Äthylen – einmal abgesehen von der hohen Konzentration – als mögliche schadensbeteiligte Komponente nicht in Frage kommt, da die im Begasungsversuch erzeugte Symptomatik im Freiland nicht beobachtet werden konnte (blau-grün-Verfärbung der Nadeln, Epinastie). Einige Beobachtungen bezüglich der durch Ozon hervorgerufenen Symptomatik an Fichten und Tannen sind bedingt mit Freilandbeobachtungen vergleichbar. So etwa die Gelbverfärbung, die vorzugsweise im oberen Kronendrittel auftritt. Andererseits ist der Gelbton deutlich verschieden; im Fall von Ozon ist es eine blaßgelbe Verfärbung, während im Freiland eine intensive, quittegelbe Verfärbung beobachtet wird [1].

3.4. Zur Wirkung von Ozon ($150, 300, 600 \mu\text{g m}^{-3}$) auf die Entwicklung von Schadenssymptomen und den Nährstoffhaushalt bei Fichten und Tannen

Da Photooxidantien und insbesondere Ozon als eine wesentliche Schadensursache angesehen werden, war ein Untersuchungsziel, die Entwicklung ozonspezifischer Symptome an Weißtanne und Fichte in Abhängigkeit von der Dosis zu erfassen. Darüber hinaus sollte orientierend ermittelt werden, ob Ozon Einfluß auf den Magnesium- bzw. Kalziumhaushalt nimmt, da beiden Elementen im Hinblick auf die Schadensausprägung der neuartigen Waldschäden besondere Bedeutung zukommt [vgl. 1].

Methodik

Die Methodik war wie unter 3.2 bzw. 3.3 beschrieben. Die tatsächliche Begasungskonzentration betrug 148 ± 12 , 286 ± 24 und $570 \pm 34 \mu\text{g Ozon m}^{-3}$. Der Versuch wurde über 11 Wochen in der Zeit vom 04. 01. – 24. 03. 1983 durchgeführt.

Ergebnisse

Die mit $150 \mu\text{g m}^{-3}$ begasten Fichten zeigten nach 6 Wochen erste schwache gelbe Aufhellungen an den Spitzen der jüngsten Nadeln. Keine vergleichbaren Veränderungen konnten an Weißtanne beobachtet werden.

Nach einer Begasungszeit von 4 Wochen und einer Ozonkonzentration von $300 \mu\text{g m}^{-3}$ konnten an den Vorjahresnadeln von Fichten rasch fortschreitende Vergilbungen beobachtet werden, die sich nach ca. 6 Wochen fleckenförmig über die gesamten Nadeln ausdehnten. Dieses Symptom, das charakteristisch für Ozoneinwirkungen ist und verschiedentlich auch für andere Koniferenarten beschrieben wurde [11, 12], konnte allerdings selbst bei der höchsten Ozonkonzentration an Weißtannen nicht beobachtet werden.

Eine Ozonkonzentration von $600 \mu\text{g m}^{-3}$ über 3 Wochen führte bei Fichten zu starken chlorotischen Aufhellungen an jüngsten Nadeln und Vorjahresnadeln, die nach 6 Wochen in starke Marmorierungen übergingen und sich innerhalb der 11wöchigen Versuchszeit noch deutlich intensivierten. Nach ca. 8 Wochen und kontinuierlicher Begasung mit $600 \mu\text{g m}^{-3}$ konnten auch an Weißtannen erste Anzeichen einer schwachen gelben Verfärbung an den Vorjahresnadeln in Form chlorotischer Aufhellungen beobachtet werden.

Wie bereits zuvor beschrieben, ließ sich sowohl bei Fichten als auch bei Weißtannen in einigen Fällen ein

schwacher Grauschleier beobachten, der die älteren Nadeln überzog und durch die einsetzende Gelbverfärbung überlagert wurde. Ebenfalls war wieder das obere Kronendrittel der Fichten stärker betroffen als die Baubasis. In Analogie zum Freiland betraf die Gelbverfärbung bei Fichten stets nur die Nadeloberseite.

In Abb. 3.4/1 sind die Kalzium- und Magnesiumgehalte der verschiedenen Nadeljahrgänge bei Fichten wiedergegeben. Danach zeigen sich keine statistisch signifikanten Änderungen im Kalzium- und Magnesiumgehalt der Nadeln in Abhängigkeit von der Ozonkonzentration. Der Tendenz nach scheinen die Magnesium- und Kalziumgehalte im Vergleich zur Kontrolle bei den älteren Nadeljahrgängen abzunehmen, während beim jüngsten Nadeljahrgang eine gewisse ozonabhängige Stimulation beobachtet werden kann, die besonders nach der Einwirkung von $600 \mu\text{g m}^{-3}$ deutlich wird. Ein vergleichbares Ergebnis zeigt auch die an Weißtanne orientierend durchgeführte Nährstoffbestimmung, wonach zu Versuchsende in allen Nadeljahrgängen, in Abhängigkeit von der Ozonkonzentration, ein im Mittel um 20% erhöhter Kalzium- und Magnesiumgehalt nachgewiesen werden konnte.

Zusammenfassung

Die Ergebnisse zeigen, daß erhebliche Resistenzunterschiede zwischen Fichte und Weißtanne bestehen und die Fichte deutlich empfindlicher gegenüber Ozon reagiert. Danach ist nicht zu erwarten, daß es an Weißtanne zu direkten chronischen Schäden bei den in Deutschland auftretenden Ozonkonzentrationen kommt [13]. Wie bereits bei den vorausgegangenen Untersuchungen festgestellt, reagieren Fichten über die Vergilbung der oberen Kronenbereiche scheinbar ähnlich wie im Freiland. Auffallend ist dies bei der immer wieder bevorzugten Schädigung von Pflanzenmaterial durch Ozon in Gegenwart von Licht. Wenngleich auch die Bestimmung des Nährstoffstatus am Ende des Versuches aufgrund der geringen Individuenzahl nur orientierenden Charakter haben kann, scheint Ozon den Nährstoffhaushalt dahingehend zu beeinflussen, daß der Magnesiumgehalt sinkt und erst hohe Konzentrationen ($600 \mu\text{g m}^{-3}$) einen stimulierenden Einfluß haben, so daß höhere Nährstoffgehalte auftreten [vgl. hierzu auch 14]. Bei Kalzium ist ein abnehmender Trend im Gehalt der zwei- und dreijährigen Nadeln unter Ozoneinfluß zu erkennen, während bei den einjährigen Nadeln Ozon offensichtlich keinerlei Einfluß ausübt.

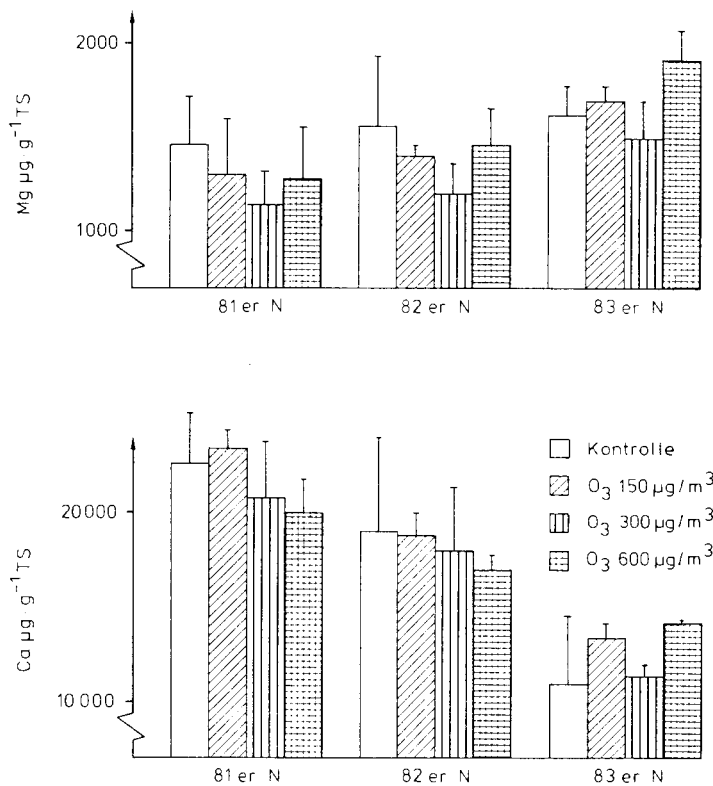


Abb. 3.4/1: Magnesium- und Kalziumgehalt in Fichtenadeln nach 11wöchiger Begasung mit 150, 200 und $600 \mu\text{g m}^{-3}$ Ozon

3.5. Zur Wirkung von Ozon (100, 200, 300 und 400 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$) auf Ahorn (*Acer platanoides*) und Eiche (*Quercus robur*)

Neben Fichten sind auch an Laubbaumarten wie Buchen und Eichen beobachtete Symptome mit den neuartigen Waldschäden in Zusammenhang gebracht worden. In Vorversuchen sollte deshalb geklärt werden, wie die wichtigen einheimischen Laubbaumarten Eiche und Ahorn auf Ozon reagieren. Über die an Buchen durchgeführten Untersuchungen wird in Kapitel 3.9 berichtet.

In der Zeit vom 17. 08. – 21. 09. 1984, 28. 09. – 29. 10. 1984 und 03. 05. – 21. 06. 1985 wurden drei Begasungsversuche mit Ahorn (*Acer platanoides*) in VAN HAUT-Kammern durchgeführt. Die Ozonkonzentration betrug im 1. Versuch $200 \mu\text{g m}^{-3}$, 2. Versuch $300 \mu\text{g m}^{-3}$ und im 3. Versuch $400 \mu\text{g m}^{-3}$. Als Ist-Konzentration wurde gemessen: Versuch 1 = 176 ± 22 , Versuch 2 = 297 ± 34 und Versuch 3 = $385 \pm 31 \mu\text{g m}^{-3}$. Die Begasung erfolgte kontinuierlich unter 35 klx Beleuchtungsstärke bei einer Lichtperiode von 10 Stunden. In der Zeit vom 12. 07. – 18. 08. 1986 wurden unter gleichen Bedingungen Eichen (*Quercus robur*) in den Konzentrationen 98 ± 5 , 186 ± 21 und $298 \pm 32 \mu\text{g m}^{-3}$ begast und die Schadensentwicklung erfaßt.

Symptomatik

Bei beiden Pflanzenarten war der Verlauf der Schadensentwicklung annähernd gleich, wobei sich die Eichen als empfindlicher gegenüber Ozon erwiesen. Während einer 5wöchigen Begasung mit $100 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ trat an dieser Baumart eine unspezifische Vergilbung auf, die sich bevorzugt in den Interkostalfeldern entwickelte und an eine vorzeitige Herbstverfärbung erinnerte. Ozonspezifische Symptome, wie sie von JACOBSON und HILL [11] für Laubbäume beschrieben werden, konnten nicht beobachtet werden. Auffallend war, daß die Schattenblätter stets grün und symptomfrei aussahen. Die Begasung mit 200 bzw. auch $300 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ führte konzentrationsabhängig zu einer abgestuften fächerartigen, hell- bis rötlichbraunen Nekrotisierung der Interkostalfelder. Die höchste Ozonkonzentration löste zudem eine wellenartige Verdrehung der Blattränder und Blattdeformationen der Interkostalfelder bis hin zu starkem Laubfall aus, der zu Versuchsende fast 50% im Vergleich zur Kontrolle betrug.

Erst eine dreiwöchige Begasung mit $200 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ löste bei Ahorn erste schokoladenbraun verfärbte, stecknadelkopfgroße Interkostalfeldnekrosen aus, während $100 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ zu keiner sichtbaren Reaktion führte. Die Begasung mit $300 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ erzeugte eine gleichartige Symptomatik, nur daß sie ca. 7 Tage früher auftrat und deutlich intensiver war. Der Eindruck einer massiven Schädigung entstand jedoch nicht, da sich die Einzelnekrosen zwar etwas vergrößerten, aber nicht wie bei Eichen zu ausgedehnteren Nekrosen konfluieren. Nach der Begasung mit $400 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ zeigten sich erste Symptome bereits nach 6 bis 7 Tagen. Die Schäden nahmen schnell an Ausdehnung zu und ließen die Blätter bräunlich-grün erscheinen, da, wie schon zuvor beschrieben, keine zusammenhängende nekrotische Fläche entstand.

Eine Beobachtung, der eine gewisse Allgemeingültigkeit zuzukommen scheint, ist der Schattierungseffekt, der unabhängig von Pflanzenart und Ozonkonzentration immer wieder in jedem Versuch beobachtet werden

konnte. Stets waren die Blätter des oberen Kronendrittels stärker in Mitleidenschaft gezogen als die tiefer stehenden; auch diejenigen, die durch ein überstehendes Blatt abgeschirmt waren, erwiesen sich stets als deutlich grüner. Dabei war es unabhängig, ob das überstehende Blatt unmittelbar das unterliegende abdeckte oder ein größerer Zwischenraum bestand.

Chlorophyll

In Tabelle 3.5/1 ist der Chlorophyllgehalt von Ahorn vor und nach 9wöchiger Begasung mit $300 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ wieder gegeben. Im Laufe der Expositionszeit nimmt der Chlorophyllgehalt einschließlich dem der Kontrolle ab. Die Abnahme ist jedoch bei den mit Ozon begasten Pflanzen deutlich stärker. Im Gegensatz zu den an Fichten gemachten Feststellungen (vgl. Kapitel 3.7) sind bei Ahorn Chlorophyll a und b gleichermaßen reduziert. Diese Ergebnisse ließen sich an den mit $400 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ begasten Pflanzen bestätigen, während nach Begasung mit $200 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ trotz der beginnenden Schädigung keine signifikanten Veränderungen im Chlorophyllgehalt festgestellt wurden.

Die an Eichen durchgeführten Chlorophylluntersuchungen unterscheiden sich grundsätzlich. Hier war zu Versuchsende nach ca. 5 Wochen der Chlorophyllgehalt der $100 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ -Variante um ca. 20% erniedrigt. Allerdings ließ sich die ermittelte Differenz erst für die $300 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ -Variante statistisch sichern ($p = 0,01$). Wie ebenfalls bei später beschriebenen Versuchen beobachtet, war auch bei dieser Pflanzenart der Chlorophyll-a-Gehalt stärker reduziert als der des Chlorophyll b.

Photosynthesemessungen

Während der drei mit Ahorn durchgeführten Begasungsversuche wurde die Photosyntheseleistung im Abstand von einigen Tagen mit Hilfe des Walz-Porometers gemessen [8]. Die Bestimmung der Assimilationsleistung erfolgte an dem gleichen Blatt innerhalb des oberen Kronendrittels zur gleichen Uhrzeit (11.00 Uhr) und bei konstanten klimatischen Bedingungen (Temperatur: $22 \pm 2^\circ\text{C}$, Rel. LF: $70 \pm 5\%$, Lichtstärke: $275 \mu\text{E m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). In Abbildung 3.5/1 ist die mittlere Assimilationsrate als Relativwert zum Ausgangswert für den mit $400 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ durchgeführten Versuch dargestellt. Etwa ab dem 4. Begasungstag geht die Leistung der mit Ozon behandelten Ahornpflanzen zurück, wobei sich die Differenzen ab dem 6. Begasungstag statistisch sichern lassen. Insgesamt wurde innerhalb der Versuchszeit die Assimilationsleistung um 50% im Vergleich zur Kontrolle und zum Ausgangswert reduziert. Dieser Leistungsabfall stimmt zeitlich recht gut mit der sichtbaren Schadensentwicklung überein. Es scheint sich aber die Tendenz zu ergeben, daß die Photosyntheseleistung vor Sichtbarwerden der ersten Symptome reduziert wird. Auch nach Begasung mit $300 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ kam es nach 10 Tagen zu einer Reduktion der Photosyntheseleistung, wobei die Differenzen zur Kontrolle nach ca. 30 Tagen signifikant unterschiedlich waren (Abb. 3.5/2). Kein Einfluß auf die Assimilationsleistung konnte nach Begasung mit $200 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ über 20 Tage festgestellt werden, wie aus Abb. 3.5/3 hervorgeht. Gleichwohl konnten aber leichte Schäden an den Pflanzen beobachtet werden. Im Vergleich zu den anderen Versuchen bedeutet dies, daß lediglich bei hoher, akut schädigender Ozonbelastung die Photosyntheseleistung als Frühindikation einer Ozonwirkung verwendet

werden kann. Eine andere Frage, die hier nicht experimentell bearbeitet werden konnte, ist die, ob Ozon bei chronischer, mehrmonatiger Einwirkung in niedriger Konzentration ($\sim 100 \mu\text{g m}^{-3}$) die Photosyntheseleistung beeinflusst.

Zusammenfassung

Die Versuche haben gezeigt, daß sowohl Eiche als auch Ahorn empfindlich auf Ozon reagieren und bereits eine Konzentration von 100 bzw. $200 \mu\text{g m}^{-3}$ über 5 bzw. 6 Wochen zu einer latenten Schädigung führt, die allerdings bei Eichen lediglich ein unspezifisches Vergilben der Interkostalfelder hervorruft. Die Schädigung bei Ahorn ist bei vergleichbarer Dosis schwächer als bei Eiche und erscheint in Form sehr kleiner, stecknadelkopfgroßer Interkostalnekrosen, die konzentrationsabhängig im Laufe der Einwirkungszeit flächenartig konfluieren, und damit im Gegensatz zu den an Eiche beobachteten Symptomen als ozonspezifisch anzusehen sind. Auf reali-

stische Außenluftkonzentrationen bezogen ist eine Schädigung von Eichen durch Ozon denkbar, während sie bei Ahorn weniger wahrscheinlich ist, da zumindest in Nordrhein-Westfalen länger dauernde Ozonepisoden mit so hohen Konzentrationen selten sind [15]. Bei beiden Pflanzenarten kommt es zu einer Reduktion des Chlorophylls nach Begasung mit Ozon in Konzentrationen zwischen 100 und $200 \mu\text{g m}^{-3}$, jedoch sind bei Ahorn die Chlorophylle a und b gleichermaßen betroffen, während bei Eichen das Chlorophyll a stärker reduziert ist als Chlorophyll b. Die Photosyntheserate von Ahorn ist nach Begasung mit $200 \mu\text{g m}^{-3}$ nicht, nach 300 bzw. $400 \mu\text{g m}^{-3}$ zu Versuchsende jedoch um 40 bzw. 50% reduziert. Bei allen Versuchen ist zu bedenken, daß nach eigenen Erfahrungen und nach den in der Literatur niedergelegten Versuchsergebnissen Klima und Bodenfaktoren einen stark modifizierten Einfluß auf die Schadensausprägung durch Ozon nehmen [35]. Daher sind die hier genannten Konzentrationsschwellen der Ozoneinwirkung mit entsprechendem Vorbehalt zu verstehen.

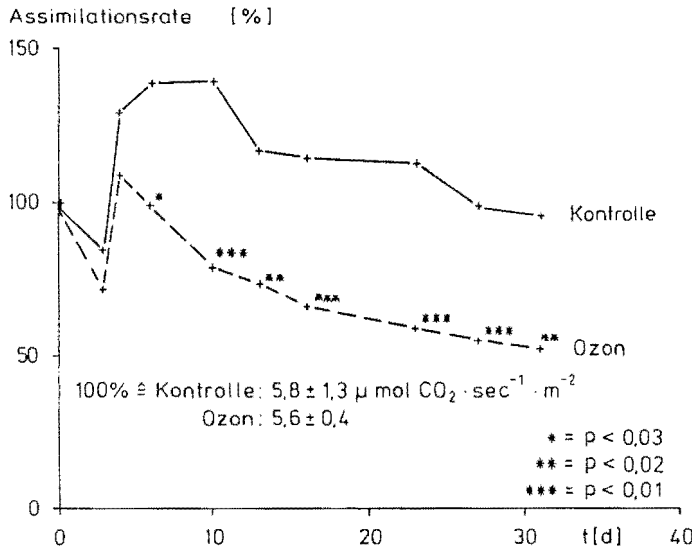


Abb. 3.5./1: Mittlere relative Assimilationsrate von *Acer platanoides* in Abhängigkeit von einer kontinuierlichen Ozonbegasung mit $400 \mu\text{g m}^{-3}$ über 30 Tage

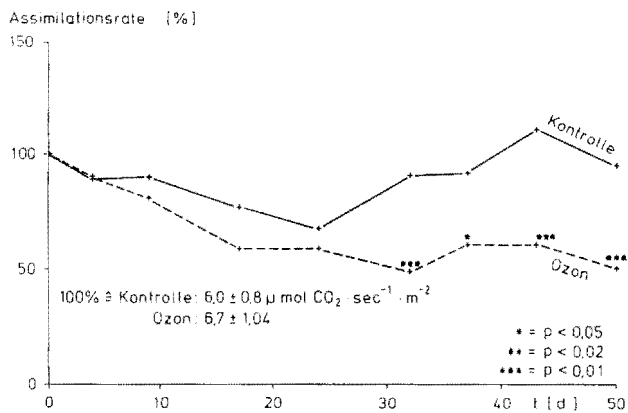


Abb. 3.5./2: Mittlere relative Assimilationsrate von *Acer platanoides* in Abhängigkeit von einer kontinuierlichen Ozonbegasung mit $300 \mu\text{g m}^{-3}$ über 50 Tage

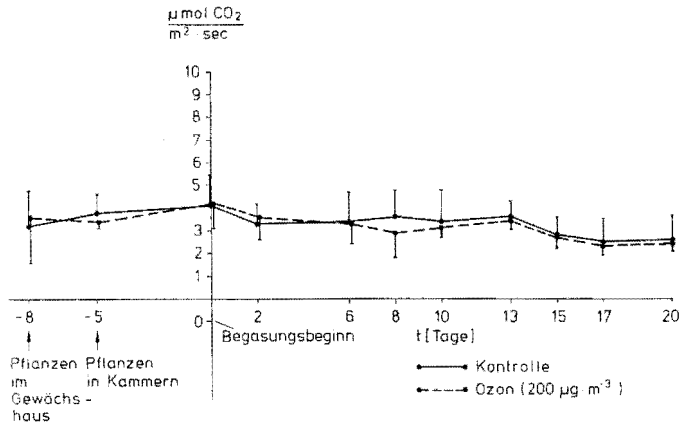


Abb. 3.5./3: Mittlere relative Assimilationsrate von *Acer platanoides* in Abhängigkeit von einer kontinuierlichen Ozonbegasung mit $200 \mu\text{g m}^{-3}$ über 20 Tage

Tabellenanhang

Tabelle 3.5/1:

Mittlerer Chlorophyllgehalt [$\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$ FG] von Ahorn (*Acer platanoides*) ($n = 6$) vor und nach 9wöchiger Begasung mit $300 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ Ozon

	Chlorophyll a			Chlorophyll b			Verhältnis Chlorophyll a : b	
	vor Begasung	nach Begasung	Diff.*)	vor Begasung	nach Begasung	Diff.*)	vor Begasung	nach Begasung
Kontrolle	$2,02 \pm 0,38$	$1,36 \pm 0,31$	$0,66 \pm 0,38$	$0,68 \pm 0,14$	$0,42 \pm 0,06$	$0,26 \pm 0,11$	2,97	3,23
$300 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ Ozon	$2,30 \pm 0,43$	$1,07 \pm 0,31$	$1,23 \pm 0,39$	$0,76 \pm 0,15$	$0,33 \pm 0,10$	$0,33 \pm 0,10$	3,02	2,82
			$p = < 0,01$			$p = < 0,03$		

*) Diff. = Differenz

3.6. Zur kombinierten Wirkung von Ozon und saurem Nebel auf Fichten in Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Bodens

In einem Langzeitversuch über 45 Wochen (Dezember '83 bis Oktober '84) sollte der Einfluß von Ozon ($200 \mu\text{g m}^{-3}$; Ist-Konzentration: $178 \pm 36 \mu\text{g m}^{-3}$) auf Fichten untersucht werden, die in nährstoffreichem bzw. nährstoffarmem Substrat (ED 73/0-Erde) angezogen worden waren. Nach 32tägiger kontinuierlicher Begasung wurden die Bäume zusätzlich zweimal pro Woche vier Stunden in einer modifizierten Bestäubungskammer benebelt [16]. Die Zusammensetzung des Nebels entsprach der von JOHNSTON [17] (vgl. Tabelle 3.11/1), wobei ein pH-Wert von 3,5 vorgegeben war. Es galt zu prüfen, ob die Bäume im Laufe der Untersuchungszeit Symptome entwickeln, die der Symptomatik der montanen Vergilbung [18] entsprechen, d.h. die vorgegebene Behandlung aus der kombinierten Einwirkung von Ozon und saurem Nebel zu einem latenten Magnesiummangel führt, da die kombinierte Einwirkung von Ozon und säurehaltigem Nebel die Kationenauswaschung zu modifizieren vermag [19] (vgl. auch Kapitel 3.11).

Ergebnisse

Symptomatik

In Tabelle 3.6/1 sind die Boniturergebnisse des Versuches zusammengefaßt. Entscheidend für Art und Ausprägung der Ozonschäden ist offenbar auch der Boden. Liegt nämlich eine ausreichende Nährstoffversorgung vor, wie bei den in ED-73 stockenden Fichten, fällt die ozonbedingte Pflanzenreaktion deutlich schwächer aus, als bei den über Nährstoffmangel zusätzlich unter Stress stehenden Fichten, was sich besonders deutlich im Nadelfall zeigte.

Chlorophyll

Die Chlorophyllgehalte (Chl) der '83er Nadeln, die insgesamt 10mal während des Versuches in gleichmäßigem Abstand ermittelt wurden, sind in Abb. 3.6/1 wiedergegeben. Entsprechend dem Bodensubstrat verlaufen die Kurven sehr unterschiedlich. Während der Chlorophyllgehalt der in 0-Erde gehaltenen Fichten nach 70 Behandlungstagen stetig abnimmt und gegen Versuchsende nur noch 50% des Ausgangswertes beträgt, steigt der Chlorophyllgehalt der anderen Fichten während der ersten Monate um 230% im Vergleich zum Ausgangswert. Er fällt allerdings im Spätsommer 1984 drastisch ab. Bemerkenswert ist, daß die Entwicklung des Chlorophyllgehaltes nicht der Entwicklung des äußeren Schadensverlaufes entspricht. So liegen die Gehalte der ozonbehandelten und benebelten Bäume stets über denen der Kontrolle unabhängig vom Bodensubstrat. Zwar sind die auftretenden Unterschiede an nur wenigen Meßzeitpunkten signifikant unterschiedlich, geben aber über die gesamte Untersuchungsperiode ein recht konsistentes Bild ab.

Als Vitalitätsparameter wurde von jedem Baum das Hundertnadelgewicht des Nadeljahrganges 1984 frisch und trocken zweifach bestimmt. In Tabelle 3.6/2 sind die gemittelten Gewichte je Baum und Behandlung dargestellt. Demnach sind die Hundertnadelgewichte der Kontrollbäume, die in Nullerde stocken, sowohl im Frisch- wie auch Trockengewicht um ca. 60% gegenüber den ED-73-Fichten signifikant erniedrigt. Interessanterweise ist die

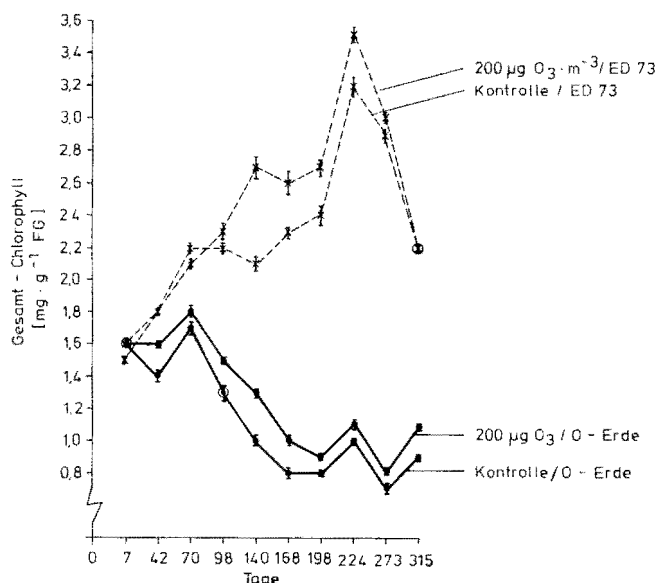


Abb. 3.6/1: Entwicklung des Gesamt-Chlorophyllgehaltes (mg g^{-1} FG) in Nadeln des Jahrganges 1983 in Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Bodens und einer kontinuierlichen Begasung mit Ozon ($200 \mu\text{g m}^{-3}$), bei 2mal wöchentlicher kombinierter Benebelung (pH 3,5)

durch die Schadstoffbehandlung hervorgerufene Reduzierung des Frisch- bzw. Trockengewichtes bei den in 0-Erde stockenden Bäumen deutlich niedriger (17 bzw. 12%) als bei den in ED-73 stockenden Bäumen. In diesem Fall war das Hundertnadelgewicht „frisch“ um 48% und „trocken“ um 30% reduziert. Das heißt, daß die Schadstoffwirkung bei den gut ernährten Bäumen deutlich stärker ist, ohne eine parallele Entwicklung in der Symptomatik. Vergleicht man das Verhältnis Frisch- zu Trockensubstanz für die ermittelten Hundertnadelgewichte, so zeigt sich eine signifikante Änderung in Abhängigkeit von der Behandlung. Nach kombinierter Ozon/Nebel-Behandlung nimmt das Trockensubstanzgewicht im Vergleich zum Frischgewicht bei beiden Bodenvarianten zu, was wiederum besonders auffallend bei den ED-73-Fichten ist. Dies läßt auf einen erhöhten Wasserverlust bei Ozonbegasung schließen.

In Tabelle 3.6/3 sind die Ergebnisse der Nährstoffanalysen für die Nadeljahrgänge 1982 bis 1984 zusammengefaßt. Danach bestehen zwar gewisse Gehaltsunterschiede zwischen den beiden Bodenvarianten, beide Gruppen zeigen aber eine noch ausreichende Versorgung an Magnesium, Kalium, Kalzium und Stickstoff (vgl. hierzu auch Kapitel 2.1.2, S. 14). Erwartungsgemäß liegen die Magnesium-, Kalzium- und Stickstoffgehalte der in ED 73 stockenden Fichten zwischen 20 und 40% signifikant höher ($p = 0,001$) als bei den in 0-Erde wachsenden Bäumen. Bei Kalium ist dies umgekehrt, hier sind die Gehalte um 20% gegenüber der ED 73-Variante erhöht ($p = 0,001$). Die Behandlung mit Ozon/Nebel hat bei den „nährstoffärmeren“ Fichten zu einem gegenüber der Kontrolle erhöhten Magnesium-, Stickstoff- und Kalziumgehalt in allen untersuchten Nadeljahrgängen geführt, während bei den in ED 73 stockenden Bäumen ein genau umgekehrter Zusammenhang ermittelt werden konnte. Hier führt die Schad-

stoffbelastung zu einer deutlichen Magnesium-, Stickstoff- und Kalziumabnahme gegenüber der Kontrolle. Bei Kalium ist das Verhältnis umgekehrt; die Begasung/Benebelung führt zu einer Abnahme des Gehaltes bei den nährstoffärmeren bzw. einer gewissen Stimulierung bei den nährstoffreicheren Fichten. Allerdings sind die Gehaltsunterschiede statistisch nicht signifikant, wengleich auch ein Trend vorzuliegen scheint. Von besonderer Bedeutung ist, daß die Erhöhung der Nährstoffgehalte in den Nadeln unter Ozoneinfluß vermutlich nicht auf eine erhöhte Nährstoffaufnahme, sondern auf eine verminderte Synthese an Biomasse, d. h. reduziertes Frisch- und Trockengewicht, zurückzuführen ist. Dieser Effekt ist überall dort zu bedenken, wo eine Erklärung des Nährstoffgehaltes unter Immissionseinfluß diskutiert wird.

Zusammenfassung

Die Untersuchung hat u. a. gezeigt, daß die kombinierte Einwirkung von Ozon und saurem Nebel unter „nährstoffärmeren“ Bedingungen zu einer ausgeprägten Schädigung im Vergleich zur Kontrolle bzw. auch im Vergleich zu den Fichten führt, die in „nährstoffreicherem“ Substrat gestockt haben. Die in den Waldschadensgebieten anzutreffende magnesiumspezifische Vergilbung älterer Nadeln konnte aber nicht erzeugt werden; wie die Nährstoffanalysen der Nadeln zu Versuchsende belegen, waren die Gehalte trotz massiver Schadstoffeinwirkung abhängig vom Ausgangssubstrat entweder schwach erniedrigt oder aber erhöht.

Tabellenanhang

Tabelle 3.6/1:

Art und Ausprägung der Schädigung von Fichten nach 315tägiger kombinierter Begasung und Benebelung ($200 \mu\text{g m}^{-3} \text{O}_3$; pH 3,5) in Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Bodens

Boden-substrat	Kontrolle	Ozon und Nebel
0-Erde (vgl. Tab. 3.2/2)	Nadeln aller NJ schwach chlorotisch aufgehellte, verstärkt im oberen Kronenbereich. Jüngster Nadeljahrgang (NJ 84) hellgrün mit z. T. stärkeren Verbräunungen	Starke chlorotische, gelbe Aufhellungen der Nadeln aller NJ. Nadelspitzen teilweise braun oder ganze Nadeln rötlich-braun verfärbt; ozonspezifischer mottling vorzugsweise an jüngstem NJ. Triebe häufig nach Austrieb steckengeblieben. Starker Nadelfall (1 Baum Totalausfall)
ED-73 (vgl. Tab. 3.2/1)	Nadeln normal entwickelt, keine auffallenden Farbveränderungen	Ältere Nadeljahrgänge (1982, 1983) gelblich-chlorotisch aufgehellte. Triebspitzen teilweise rötlich-braun verfärbt. Neuaustriebe (NJ 1984) leicht vergilbt und teilweise „pinselartig“ verformt. Teilweise sind Triebe steckengeblieben; schwacher Nadelfall (2 Bäume Totalausfall)

Tabelle 3.6/2:

100-Nadel-Gewicht [mg Frischgewicht (FG)/Trockengewicht (TG)] der '84er Nadeln nach 315tägiger Begasung mit $178 \pm 36 \mu\text{g O}_3 \text{m}^{-3}$ und 2 mal 4 h Benebelung/Woche [pH 3,5] in Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Bodens

	Variante	Kontrolle (n = 5)	Ozon/Nebel	Signifikanzniveau		
				Boden	Ozon	Boden/Ozon
Frischgewicht	0-Erde	181,2 ± 9,4	150,0 ± 8,7 (n = 4)	< 0,001	< 0,001	< 0,001
	ED-73	491,2 ± 51,5	264,7 ± 32,0 (n = 3)			
Trockengewicht	0-Erde	91,2 ± 6,5	80,8 ± 5,9 (n = 4)	< 0,001	0,001	0,008
	ED-73	228,6 ± 26,0	166,0 ± 19,1 (n = 3)			

Tabelle 3.6/3:

Nährstoffgehalte von Mg, K, Ca und N in Fichtennadeln [mg g^{-1}] nach kontinuierlicher Ozonbegasung [$178 \pm 36 \mu\text{g m}^{-3}$] über 315 Tage und 2 mal wöchentlicher Benebelung über 4 h [pH 3,5] in Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Bodens

Element	Variante	Kontrolle Nadeljahrgang			Ozon Nadeljahrgang		
		1984	1983	1982	1984	1983	1982
Mg ⁺⁺	0-Erde	1,53 ± 0,18	1,36 ± 0,17	1,07 ± 0,12	2,14 ± 0,47	1,76 ± 0,32	1,40 ± 0,33
	ED-73	1,79 ± 0,30	1,50 ± 0,23	1,37 ± 0,13	1,50 ± 0,36	1,07 ± 0,36	0,96 ± 0,08
K ⁺	0-Erde	9,20 ± 0,56	6,90 ± 0,70	6,59 ± 0,37	5,82 ± 0,97	5,36 ± 0,77	7,00 ± 0,31
	ED-73	6,19 ± 2,19	4,76 ± 0,70	3,98 ± 0,85	7,14 ± 1,16	4,36 ± 0,92	4,55 ± 1,55
Ca ⁺⁺	0-Erde	14,3 ± 1,8	18,5 ± 1,6	18,87 ± 4,6	19,5 ± 2,65	21,4 ± 3,1	20,2 ± 1,7
	ED-73	23,5 ± 2,0	26,5 ± 3,8	29,3 ± 2,8	20,9 ± 4,1	24,2 ± 2,4	25,2 ± 2,5
N	0-Erde	15,5 ± 2,1	15,1 ± 1,4	12,6 ± 0,8	17,6 ± 1,4	16,4 ± 1,0	13,3 ± 1,4
	ED-73	18,1 ± 0,9	16,7 ± 1,3	14,4 ± 1,3	15,2 ± 1,7	16,3 ± 1,2	–

0-Erde Kontrolle n = 5, ED-73 Kontrolle n = 5

0-Erde Ozon n = 4, ED-73 Ozon n = 3

3.7. Zur Wirkung von Ozon auf Fichten in Abhängigkeit von der Bodenfeuchtigkeit

Klimatische Faktoren, vor allem aber der Niederschlag, sind immer wieder in die Diskussion um die Ursachen der neuartigen Waldschäden gebracht worden. Eine der vielen ungeklärten Fragen betrifft die Rolle der Bodenfeuchte im Hinblick auf eine Prädisposition der Pflanzen gegenüber Immissionswirkungen. Es galt daher gezielt zu prüfen, inwieweit die Bodenfeuchte Einfluß auf das Resistenzverhalten von Fichten gegenüber Ozon in unterschiedlicher Konzentration nimmt. Untersucht wurden neben allgemeinen spezielle Parameter der Pflanzenvitalität, wie z.B. die Assimilationsleistung, Respiration und Transpiration.

Die Untersuchungen wurden in zwei Versuchen über 119 bzw. 69 Tage in Begasungskammern nach VAN HAUT in der Zeit vom 04. 12. 1984 bis 02. 04. 1985, bzw. 03. 04. bis 01. 07. 1985 unter klimatisierten Gewächshausbedingungen durchgeführt. Als Ozonkonzentration war jeweils 150, 300 und 600 $\mu\text{g m}^{-3}$ kontinuierlich Tag und Nacht vorgegeben. Die tatsächliche Konzentration betrug in dem über 69 bzw. 119 Tage dauernden Versuch: 143 ± 19 , 282 ± 34 und 575 ± 48 respektive 111 ± 33 , 232 ± 50 und 509 ± 84 $\mu\text{g m}^{-3}$ Ozon.

In einem Vorversuch wurde die Gießwassermenge bestimmt, die in den Töpfen benötigt wird, um die zu untersuchenden Bäume während des Versuches bei einer Feldkapazität des Bodens von ca. 30% (Trockenvariante) bzw. 90% (Feuchtvariante) zu halten. Die Bestimmung der Feldkapazität erfolgte in Anlehnung an KLAPP [20]. Hierzu wurden die Bäume dicht über dem Boden abgeschnitten und die Töpfe mit Boden und Wurzeln 18 Tage bis zur Gewichtskonstanz im Trockenschrank bei 50°C getrocknet. Nach der Bestimmung des Trockengewichtes wurden die Töpfe 48 Stunden in Wasser getaucht, danach entnommen, 6 Stunden bei Raumtemperatur (20°C) belassen und anschließend erneut gewogen. Das ermittelte Gewicht minus dem zuvor gewonnenen Trockengewicht entsprach einer Feldkapazität von 100% des Topfbodens. Während der Versuche wurde das Gesamtgewicht von Topf und Pflanze regelmäßig bestimmt und nach Abzug des geschätzten Frischgewichtes des Baumes in Relation zur Feldkapazität gesetzt. Das Frischgewicht wurde über Fichten abgeschätzt, die als Kontrollbäume außerhalb der Kammern unter gleichen klimatischen Bedingungen gehalten wurden. Zu Ende des Versuches wurde eine endgültige Berechnung der Feldkapazität und des Wasserverbrauches für die Versuchsbäume, wie oben beschrieben, durchgeführt. Unberücksichtigt bleibt allerdings die durch Wachstum bzw. durch unterschiedliche Hydratur der Pflanzenorgane hervorgerufene Gewichtsveränderung während des Versuches.

Ergebnisse

Symptomatik

Während der beiden Versuche wurde in regelmäßigem, dreitägigen Abstand der Zustand der Fichten bonitiert. Typische, für Ozon charakteristische Symptome in Form von bandförmigem Vergilben der Nadeln quer zur Längsrichtung („mottling“) konnten bei beiden Bodenfeuchtevarianten über die gesamte Versuchszeit nur bei Konzentrationen > 150 $\mu\text{g Ozon m}^{-3}$ beobachtet werden. Bei der 300- μg -Ozonvariante traten die Schäden zwischen dem

60. und 70. Begasungstag auf und waren bei der Feuchtvariante deutlich stärker ausgeprägt, als bei der Trockenvariante. Im Verlauf des Versuches blieben die Art und Intensität der Symptomausprägung nahezu konstant. Bei den mit 600 $\mu\text{g m}^{-3}$ begasten Fichten traten erste mottling-Symptome zwischen 20 und 30 Tagen auf, nahmen bei beiden Gruppen an Intensität während des Versuches zu und erreichten ihr stärkstes Ausmaß nach ca. 70 Tagen. In dieser Gruppe waren neben den jüngsten Nadeln auch die des Vorjahres geschädigt, und die Schadensintensität war bei den in feuchtem Boden gehaltenen Pflanzen deutlich größer als bei der Trockenvariante. Parallel zur Entwicklung dieser Symptome kam es zu einer allgemeinen Nadelvergilbung der letzten beiden Jahrgänge, die dosisabhängig war. Im Gegensatz zum mottling war die Vergilbung bei den trockener gehaltenen Fichten stärker ausgeprägt als bei den in feuchtem Boden stockenden Bäumen. Wie schon in anderen Versuchen verschiedentlich beobachtet, war der obere Kronenbereich stets intensiver vergilbt als die Kronenbasis. Ferner war die Vergilbung der Nadeln nur auf die dem Licht zugewandte Nadeloberseite beschränkt. Unterschiede zwischen den beiden Bodenwasservarianten ergaben sich in dieser Beziehung nicht.

Wachstum

In den Tabellen 3.7/1 und 3.7/2 sind die Nadelrockengewichte für den über 69 bzw. 119 Tage durchgeführten Versuch wiedergegeben. Danach ergeben sich weder in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte noch von der Ozonexposition signifikante Gewichtsunterschiede bei den Nadeljahrgängen 1983 und 1984. Lediglich das Trockensubstanzgewicht des jüngsten Nadeljahrganges ist bei den beiden Bodenvarianten nach kontinuierlicher Begasung mit 600 $\mu\text{g m}^{-3}$ über 119 Tage gegenüber der Kontrolle signifikant um 25% (trockener Boden, $p = 0,01$) bzw. 65% (feuchter Boden, $p = < 0,001$) gesenkt. Ein vergleichbares Ergebnis ließ sich bei dem über 69 Tage durchgeführten Versuch nicht feststellen (Tabelle 3.7/1). Allerdings zeigt sich auch hier, daß das Trockensubstanzgewicht der jüngsten Nadeln der in feuchtem Boden gehaltenen Fichten unabhängig von der Ozonkonzentration gegenüber den trockener gehaltenen Bäumen erhöht ist. Dieser Unterschied ist bei den 119 Tage begasten Pflanzen besonders auffallend und hochsignifikant ($p = < 0,001$) (Tabelle 3.7/2). Neben dem Trocken wurde auch das Frischgewicht ermittelt, wobei die untersuchten Variablen gleiche Abhängigkeiten zeigten. Im Verhältnis Gesamtfrisch- zu Gesamttrockengewicht konnten aber weder im Hinblick auf die Begasungskonzentration noch auf den Parameter Bodenfeuchte signifikante Unterschiede ermittelt werden.

Chlorophyll

Während der beiden Versuche wurden wöchentlich Nadelproben gewonnen und der Chlorophyllgehalt (a, b, Gesamt) bestimmt. Die mittlere, relative Veränderung des Gesamtchlorophyllgehaltes zum Ausgangswert vor der Begasung ist für die beiden Bodenwasservarianten und die unterschiedliche Ozonkonzentration in den Abbildungen 3.7/1-4 über den Untersuchungszeitraum von 69 bzw. 119 Tagen für die Vorjahresnadeln (NJ 1984) wiedergegeben. Nach einer anfänglichen Zunahme des Chlorophyllgehaltes nimmt dieser bei allen Behandlungsstufen mehr oder minder stark ab. Signifikante Unterschiede zur

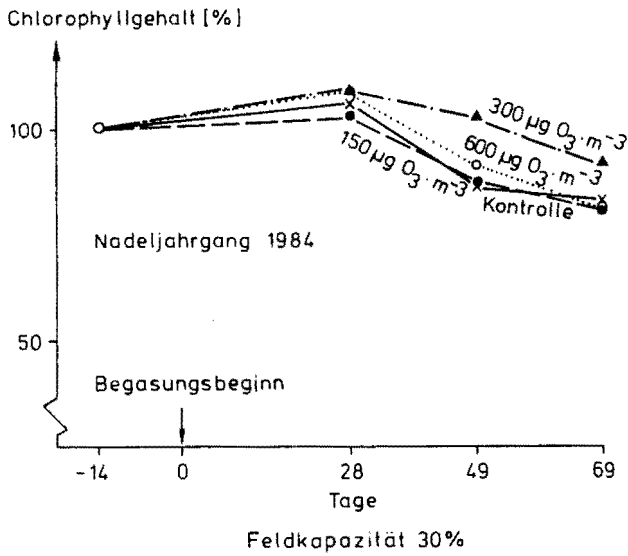


Abb. 3.7/1: Mittlerer Gesamt-Chlorophyllgehalt, bezogen auf den Ausgangswert der Kontrolle des Nadeljahrgangs 1984 von Fichten in Abhängigkeit von Ozonkonzentration und der Einwirkungszeit; Bodensubstrat 30% Feldkapazität (Versuchszeitraum: 03. 04. – 01. 07. 1985)

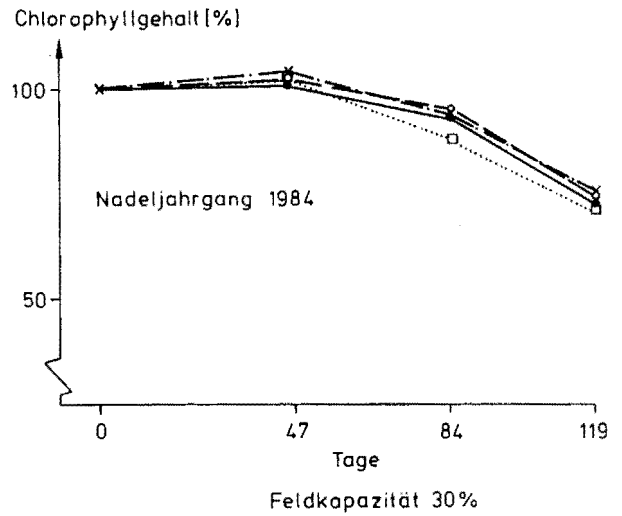


Abb. 3.7/3: Mittlerer Gesamt-Chlorophyllgehalt, bezogen auf den Ausgangswert der Kontrolle des Nadeljahrgangs 1984 von Fichten in Abhängigkeit von Ozonkonzentration und der Einwirkungszeit; Bodensubstrat 30% Feldkapazität (Versuchszeitraum: 04. 12. 1984 – 02. 04. 1985)

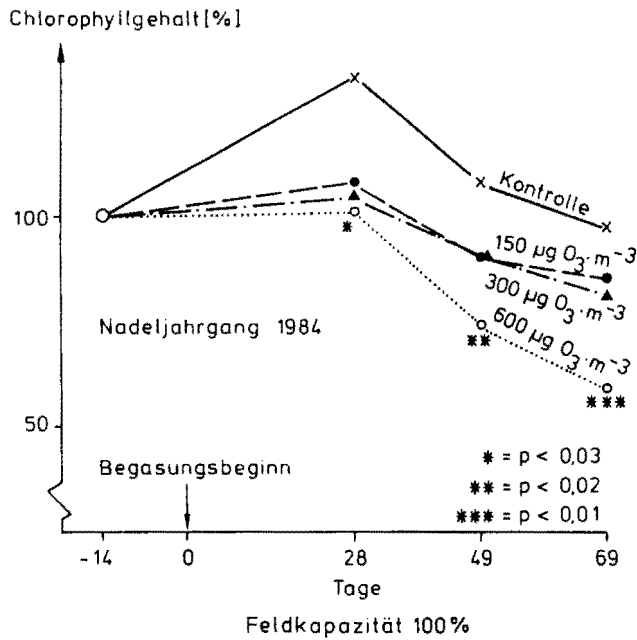


Abb. 3.7/2: Mittlerer Gesamt-Chlorophyllgehalt, bezogen auf den Ausgangswert der Kontrolle des Nadeljahrgangs 1984 von Fichten in Abhängigkeit von Ozonkonzentration und der Einwirkungszeit; Bodensubstrat 100% Feldkapazität (Versuchszeitraum: 03. 04. – 01. 07. 1985)

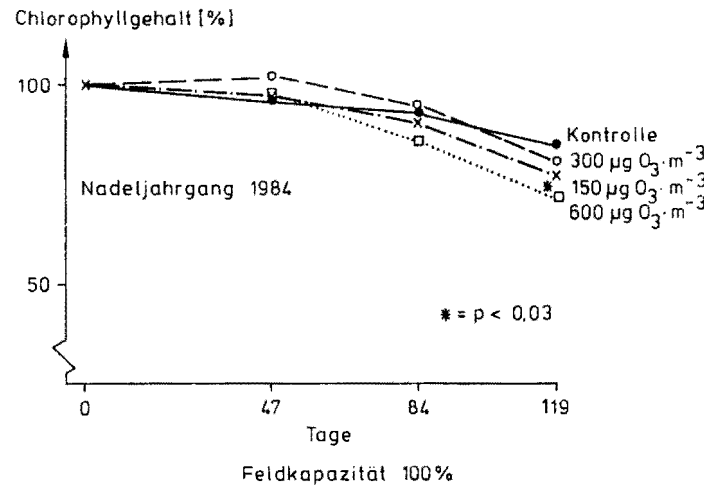


Abb. 3.7/4: Mittlerer Gesamt-Chlorophyllgehalt, bezogen auf den Ausgangswert der Kontrolle des Nadeljahrgangs 1984 von Fichten in Abhängigkeit von Ozonkonzentration und der Einwirkungszeit; Bodensubstrat 100% Feldkapazität (Versuchszeitraum: 04. 12. 1984 – 02. 04. 1985)

Kontrolle, die bei dem über 69 Tage geführten Versuch besonders deutlich sind, ergeben sich aber nur bei der höchsten Ozonkonzentration und den in feuchtem Boden stockenden Fichten nach dem 28. Tag (Abb. 3.7/2). Damit zeigt sich eine gewisse Diskrepanz zwischen den beobachteten Vergilbungen und dem Abfall im Chlorophyllgehalt, die besonders bei der höchsten Ozonkonzentration und den in relativ trockenem Boden stockenden Fichten beobachtet werden konnte. Neben der Ermittlung des Gesamtchlorophyllgehaltes wurden auch die Chlorophylle a und b in den Vorjahresnadeln bestimmt und deren Verhältnis zueinander in Abhängigkeit von Ozonexposition und Bodenfeuchte untersucht. Wie Tabelle 3.7/3 zu entnehmen ist, treten keine signifikanten Änderungen im Verhältnis Chl. a : b in Abhängigkeit von der Ozonkonzentration bei beiden Bodenfeuchtegruppen auf. Gleiches gilt auch für den Faktor „Zeit“, wobei das Verhältnis a:b aber bei der Trockenvariante nach 119 Tagen, also zu Versuchsende, der Tendenz nach abnimmt.

Nährstoffgehalt

In Tabelle 3.7/4 und 3.7/5 sind die Stickstoffgehalte der untersuchten Nadeljahrgänge in Abhängigkeit von der Ozonkonzentration und der Bodenfeuchte für beide Versuche wiedergegeben. Ein Einfluß auf den Stickstoffgehalt der Nadeln konnte nicht ermittelt werden. Gleiches gilt für Kalzium, wie den Tabellen 3.7/6 und 3.7/7 zu entnehmen ist. Die Kaliumgehalte der jüngsten Nadeln sind in den unter feuchten Bedingungen gehaltenen Bäumen in beiden Versuchen gegenüber den bei 30% Feldkapazität des Bodens stockenden Fichten erhöht. Ein signifikanter Einfluß der Ozonexposition läßt sich allerdings auch für dieses Element nicht ermitteln (Tabellen 3.7/8, 3.7/9). In der Tendenz gilt gleiches für Magnesium, ohne daß sich auch hier die ermittelten Differenzen statistisch sichern ließen. Allerdings fällt auf, daß die Ozonbegasung über 119 Tage zu einer Erhöhung des Magnesiumgehaltes in den jüngeren Nadeln, unabhängig von den beiden Bodenvarianten, geführt hat, die während des 69 Tage dauernden Versuchs nicht festgestellt werden konnten (vgl. Tabelle 3.7/10 und 3.7/11). Die gegenüber der Kontrolle ermittelten Differenzen sind allerdings auch in diesem Fall statistisch nicht zu sichern. Bei anderen stichprobenartig untersuchten Elementen wie Zink oder Kupfer ergeben sich ebenfalls keine variantenabhängigen Unterschiede.

Wasserhaushalt

Anhand der regelmäßig über den Versuchszeitraum von 119 Tagen durchgeführten Gewichtsmessungen der Gefäße, sowie der Registrierung der Gießwassermengen, wurde der Wasserverbrauch der Fichten beider Bodenfeuchtevarianten in Abhängigkeit von der Ozonexposition ermittelt. In Tabelle 3.7/12 ist der mittlere Wasserverbrauch pro Baum über die Versuchszeit von 119 Tagen in ml/Tag und Baum für die Zeitabschnitte 0 bis 42, 43 bis 77 und 78 bis 119 Tage angegeben. Unabhängig von dem Bodenwassergehalt oder der Höhe der Ozonexposition nimmt der Wasserverbrauch der Fichten bei beiden Kollektiven über die Versuchszeit um ca. 20% bzw. 30% bei Feuchterespektive Trockenvariante ab. Signifikante Unterschiede treten jeweils zwischen dem 1. und 3. Expositionsabschnitt bei der Gruppe $600 \mu\text{g m}^{-3}$ auf ($p = 0,001$). Unter den Bedingungen des feuchten Bodens führt die Exposition mit Ozon zu einer Abnahme des Wasserver-

brauchs, die bei allen gewählten Zeitabschnitten offenbar konzentrationsabhängig ist. Die ermittelten Differenzen lassen sich aber nur gegen Ende des Versuches zur Kontrolle des gleichen Zeitraums bei der höchsten angewendeten Begasungskonzentration von $600 \mu\text{g m}^{-3}$ sichern ($p = 0,01$). Bei den unter trockeneren Bodenbedingungen gehaltenen Fichten ergibt sich erst nach 77 Tagen kontinuierlicher Begasung eine der Tendenz nach auftretende Verminderung der Wasseraufnahme. Gleiche Ergebnisse wurden auch bei dem über 69 Tage geführten Versuch erzielt, wie Abb. 3.7/5 zu entnehmen ist. Diese Ergebnisse werden darüber hinaus auch durch die Messung der Transpirationsrate mit der Porometertechnik am ca. 5 Wochen alten Nadeljahrgang 1985 bestimmt. Hierzu wurde in zweiwöchigem Abstand die Transpiration eines bestimmten Zweigstückes am obersten Quirl jeder Fichte gemessen und in Beziehung zur Transpiration der Kontrolle zu Versuchsbeginn gesetzt (Abbildungen 3.7/6 und 3.7/7). Wie schon in dem über 119 Tage geführten Versuch zeigt sich eine dosisabhängige Ozonwirkung bei den in feuchtem Boden gehaltenen Pflanzen (Abb. 3.7/6); nach 49 Tagen sind die Unterschiede zwischen den höchsten Ozonkonzentrationen und der Kontrolle signifikant ($p = 0,02$).

Respiration

Mit Hilfe der Porometertechnik ist es möglich, die O_2 -Abgabe im Dunkeln zu ermitteln. Dabei läßt sich ganz allgemein feststellen, daß die Begasung mit Ozon zu einer deutlichen Steigerung der Respiration führt. In Tabelle 3.7/13 und 3.7/14 sind die Atmungsraten ($\mu\text{m mol O}_2 \text{ sec}^{-1} \text{ g}^{-1} \text{ TG}$) von Fichtennadeln des jüngsten bzw. nächstälteren Nadeljahrgangs nach Ozonbegasung in abgestufter Konzentration über einen Versuchszeitraum von 118 Tagen in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte wiedergegeben. Danach reagieren jüngere Nadeln (Tabelle 3.7/14) empfindlicher als ältere (Tabelle 3.7/13). So steigt die Atmungsrate der jüngsten Nadeln nach 84 Tagen bei den in feuchtem Boden stockenden Pflanzen bereits bei der Begasungskonzentration von $> 150 \mu\text{g m}^{-3}$ deutlich an, während bei den Vorjahresnadeln die doppelte Ozonkonzentration erforderlich ist. Statistisch zu sichernde Differenzen ergeben sich aber erst bei Konzentrationen $150 \mu\text{g m}^{-3}$ bei beiden Nadeljahrgängen. Die Atmungsraten der in trockenerem Boden wachsenden Fichten liegen unabhängig von der Begasung und vom Nadelalter höher als die der Feuchtvvariante. Die Ozonbegasung nimmt in diesem Fall aber keinen bemerkenswerten Einfluß auf die Respiration.

Die Ergebnisse des über 69 Tage durchgeführten Versuches sind sehr gut vergleichbar. Wie aus Abb. 3.7/8 zu ersehen ist, ergeben sich bezüglich der CO_2 -Abgabe im Dunkeln für die Nadeln in trockenerem Boden gehaltener Fichten keine signifikanten Unterschiede in Abhängigkeit von der Ozonkonzentration. Die Respiration nimmt über den gesamten Versuchszeitraum ab; lediglich nach 56 Tagen steigt die Respiration der Fichten, die mit $600 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ begast worden sind. Ein deutlich unterschiedliches Bild ergibt sich für die in feuchtem Boden gehaltenen Fichten (Abb. 3.7/9). Während die Respiration der Kontrolle und $150 \mu\text{g}$ -Variante mehr oder minder stetig abnehmen, zeigt sich bei den mit 300 bzw. $600 \mu\text{g m}^{-3}$ begasten Fichten eine Steigerung der Respiration bis zum 28. Begasungstag, danach ein Abfall und schließlich ein erneuter Anstieg während der restlichen 27 Versuchs-

tage. Wenn auch nicht signifikant unterschiedlich, so ist aber die Respiration bereits nach 14 Tagen bei der niedrigsten O_3 -Konzentration gegenüber der Kontrolle erhöht.

Assimilationsrate

Bei Fichten kann man, analog zu den Beobachtungen des Effektes auf die Respiration, die unterschiedliche Wirkung von Ozon auf die Photosyntheseleistung von verschiedenen alten Nadeln feststellen. Während bei vorjährigen Nadeln ausreichend mit Wasser versorgter Fichten nur die höchste Ozonkonzentration von $600 \mu\text{g m}^{-3}$ nach 35 Tagen eine signifikante Reduktion der Photosyntheserate bewirkt (Abb. 3.7/10), führt in einem zweiten Experiment, bei dem Fichten über 69 Tage in gleicher Ozonkonzentrationsabstufung begast wurden, bei diesjährigen Nadeln bereits eine Begasungskonzentration von $150 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ zur reduzierten CO_2 -Fixierung; signifikant wird diese Reduzierung jedoch erst bei O_3 -Konzentrationen von $300 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ nach 56 Tagen und von $600 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ nach 14 Tagen (Abb. 3.7/11). Auch bei den in trockenerem Boden stockenden Fichten zeigt sich gegen Versuchsende nach 69tägiger Begasung bei den jüngsten Nadeln eine signifikante Reduzierung der Photosyntheserate, jedoch ist die Wirkung deutlich schwächer als bei den Bäumen, die in feuchtem Boden wachsen (Abb. 3.7/12). Bei den älteren Nadeln kommt es hingegen, selbst nach 98tägiger Begasung mit $600 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$, zu keiner Beeinträchtigung der Photosyntheserate (Abb. 3.7/13), obwohl ozonspezifische Schadsymptome deutlich zu beobachten waren!

Licht-Sättigungskinetiken

Die Ozoneinwirkung auf den CO_2 -Gaswechsel läßt sich durch die Betrachtung der Lichtsättigungskinetiken begaster bzw. unbegaster Bäume zusammenfassend beschreiben. In den Tabellen 3.7/15-, 15a und 3.7/16 sind die Daten aus Lichtsättigungskinetiken nach Linearisierung (LINEWEAVER-BURK, EADIE-HOFSTEE), gemessen an diesjährigen Nadeln von Fichten, wiedergegeben. Mit zunehmender Ozonkonzentration während der Versuchszeit reduziert sich die maximale Photosyntheserate und der „Km“-Wert, also die Lichtstärke, die zum Erreichen der halbmaximalen Photosynthese benötigt wird; der CO_2 -Kompensationspunkt dagegen wird in die Richtung höherer Lichtstärken verschoben. Bei der höchsten Ozonkonzentration ($600 \mu\text{g m}^{-3}$) beträgt der Faktor der Änderung der genannten Parameter etwa 2 in der Variante mit gut gewässertem Boden, während diese Tendenz in der Variante mit trockenerem Boden schwach ist, und die Änderungen dem Zahlenwert nach geringer sind. Die Daten in der Variante „trockener Boden“ in den Tabellen 3.7/15 und 3.7/15a sind für die Kontrollwerte allerdings nur mit Zurückhaltung zu betrachten, da hier wegen des Ausfalls des Neuaustriebes mehrere Bäume nur eine geringere Probenzahl vorhanden war.

Sehr deutlich wird der Ozoneinfluß auf den CO_2 -Gaswechsel, wenn man das Verhältnis zwischen der maximalen Photosyntheserate und der Atmungsrate (Tabellen 3.7/15 und 3.7/15a) betrachtet. Für die Feuchtvariante ist hier ein Rückgang auf etwa 20%, für die Trockenvariante auf etwa 30% (bezogen auf die Begasungskonzentration $150 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$) zu ermitteln.

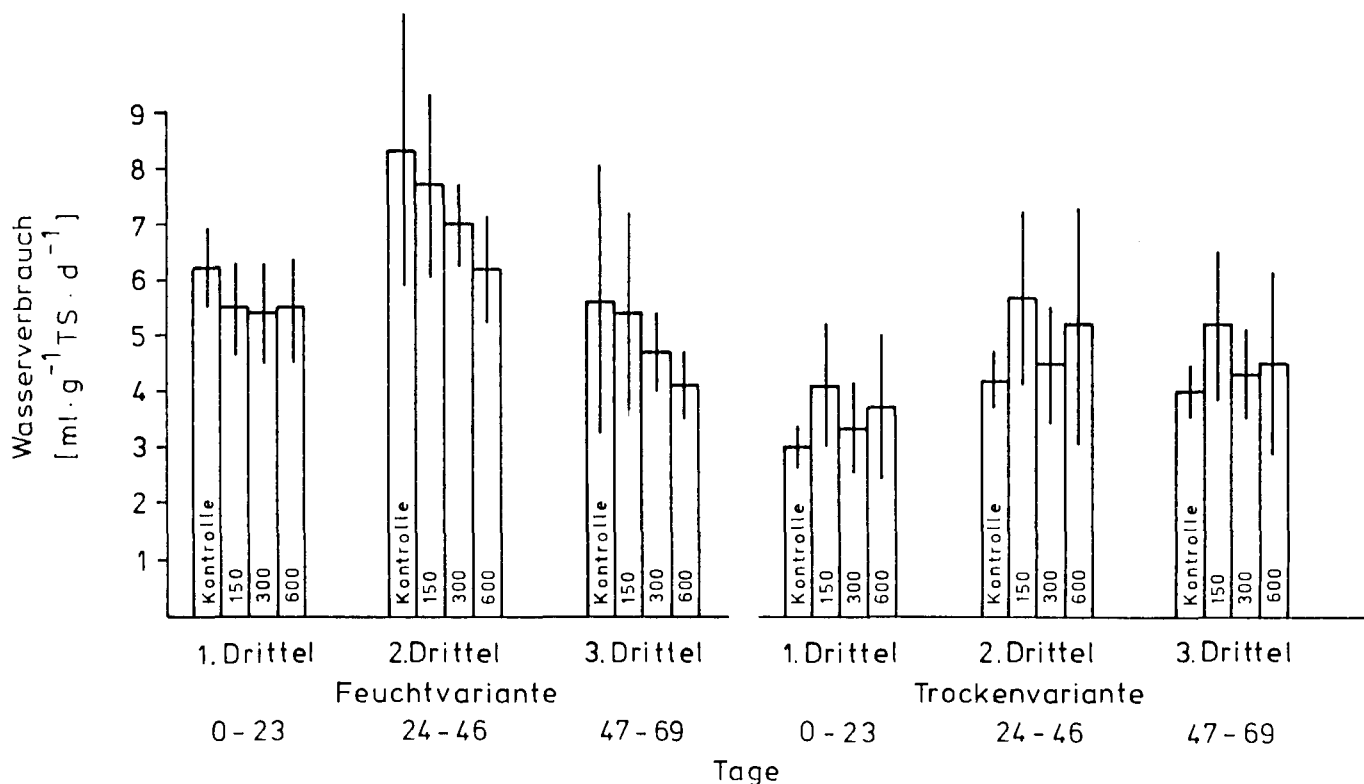


Abb. 3.7/5: Mittlerer Wasserverbrauch ($\text{ml g}^{-1} \text{TS d}^{-1}$) in der Zeit von 0–23, 24–46 und 47–69 Tagen während der Begasung mit Ozon in Konzentrationen von 150, 300 und $600 \mu\text{g m}^{-3}$ in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte

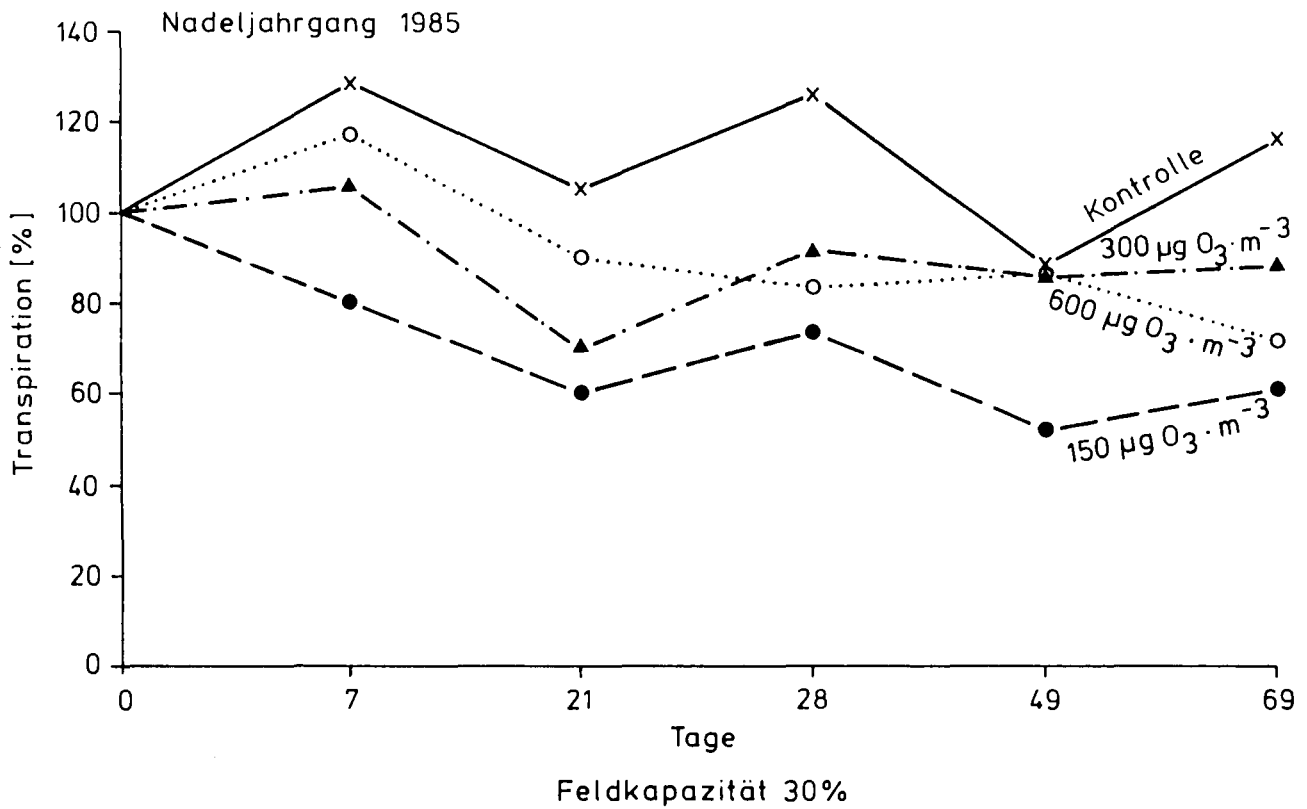


Abb. 3.7/6: Mittlere relative Transpirationsrate von Fichtennadeln (Jg. 84) in Abhängigkeit von der Ozonkonzentration (150, 300 und 600 $\mu\text{g m}^{-3}$); Bodensubstrat 30% Feldkapazität, Expositionszeit: 03. 04. – 01. 07. 1985

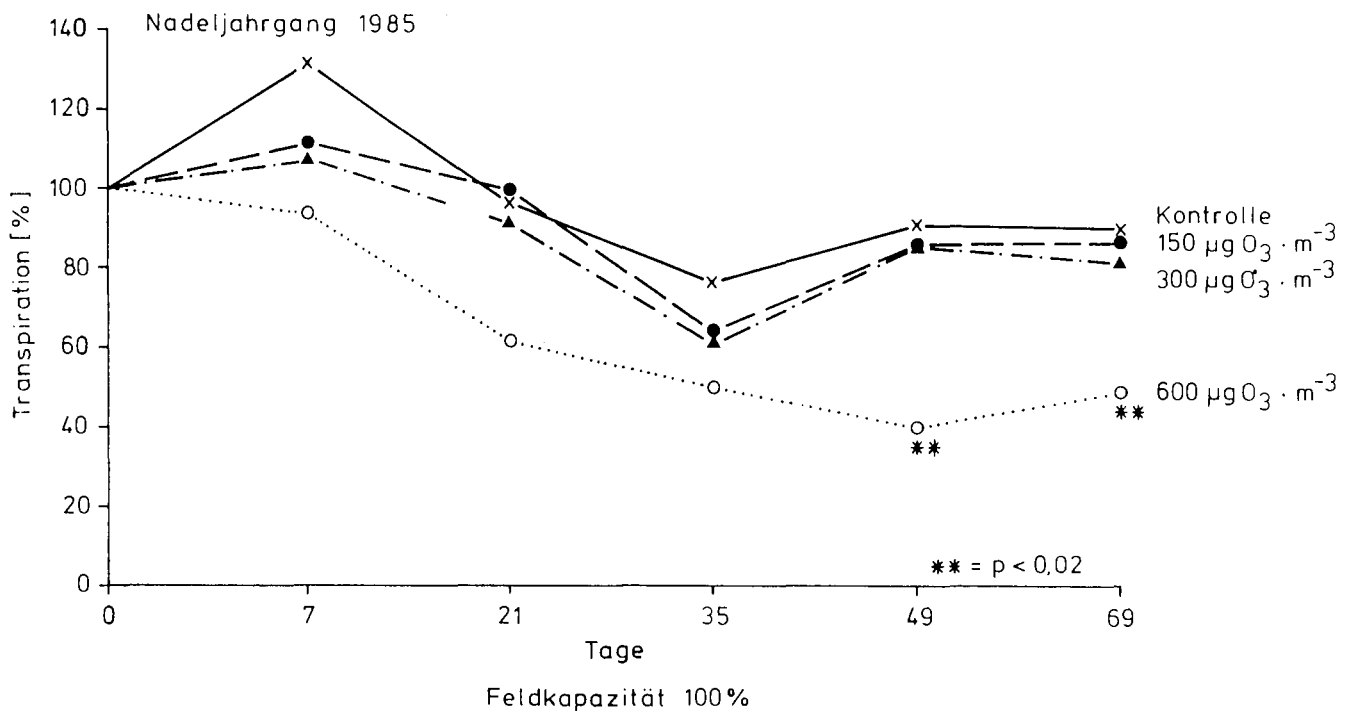


Abb. 3.7/7: Mittlere relative Transpirationsrate von Fichtennadeln (Jg. 84) in Abhängigkeit von der Ozonkonzentration (150, 300 und 600 $\mu\text{g m}^{-3}$); Bodensubstrat 100% Feldkapazität, Expositionszeit: 03. 04. – 01. 07. 1985

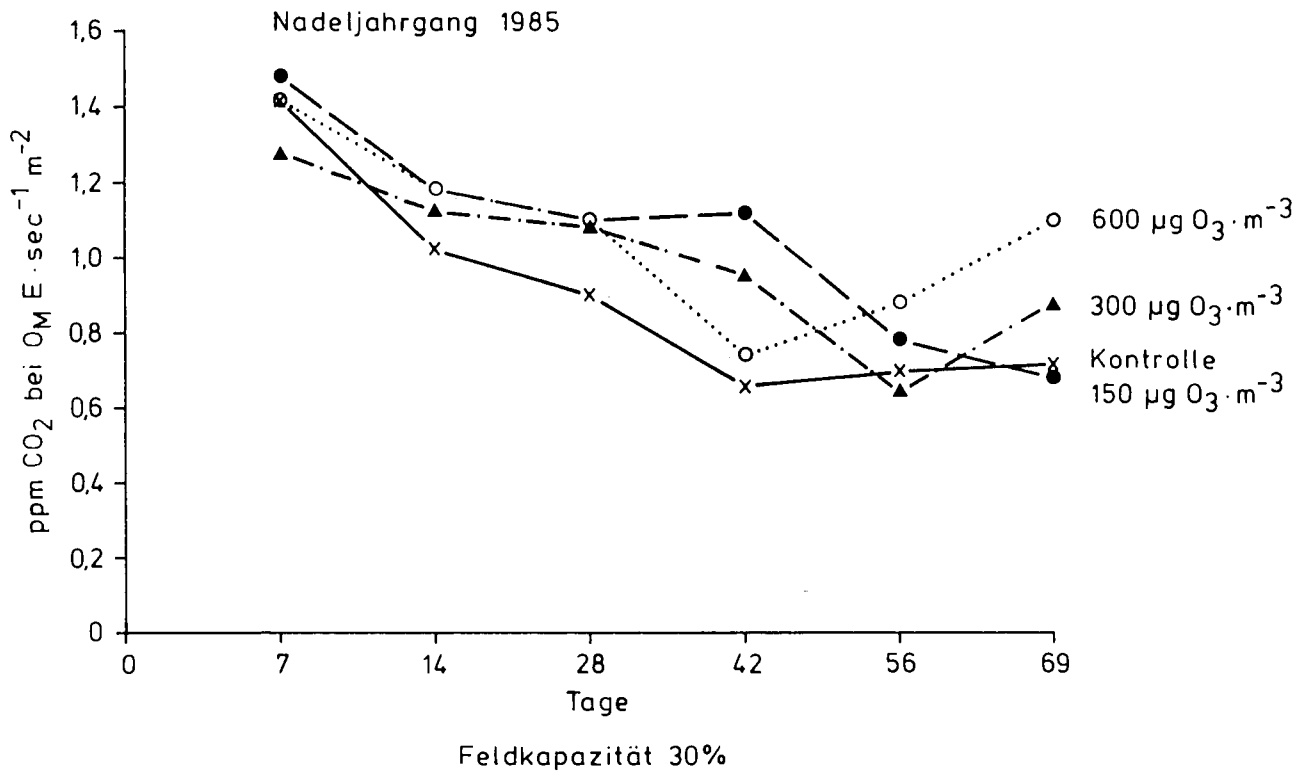


Abb. 3.7/8: CO₂-Abgabe von Fichtennadeln im Dunkeln (Jg. 1985) in Abhängigkeit von der Ozonkonzentration und Einwirkungszeit; (Feldkapazität 30%)

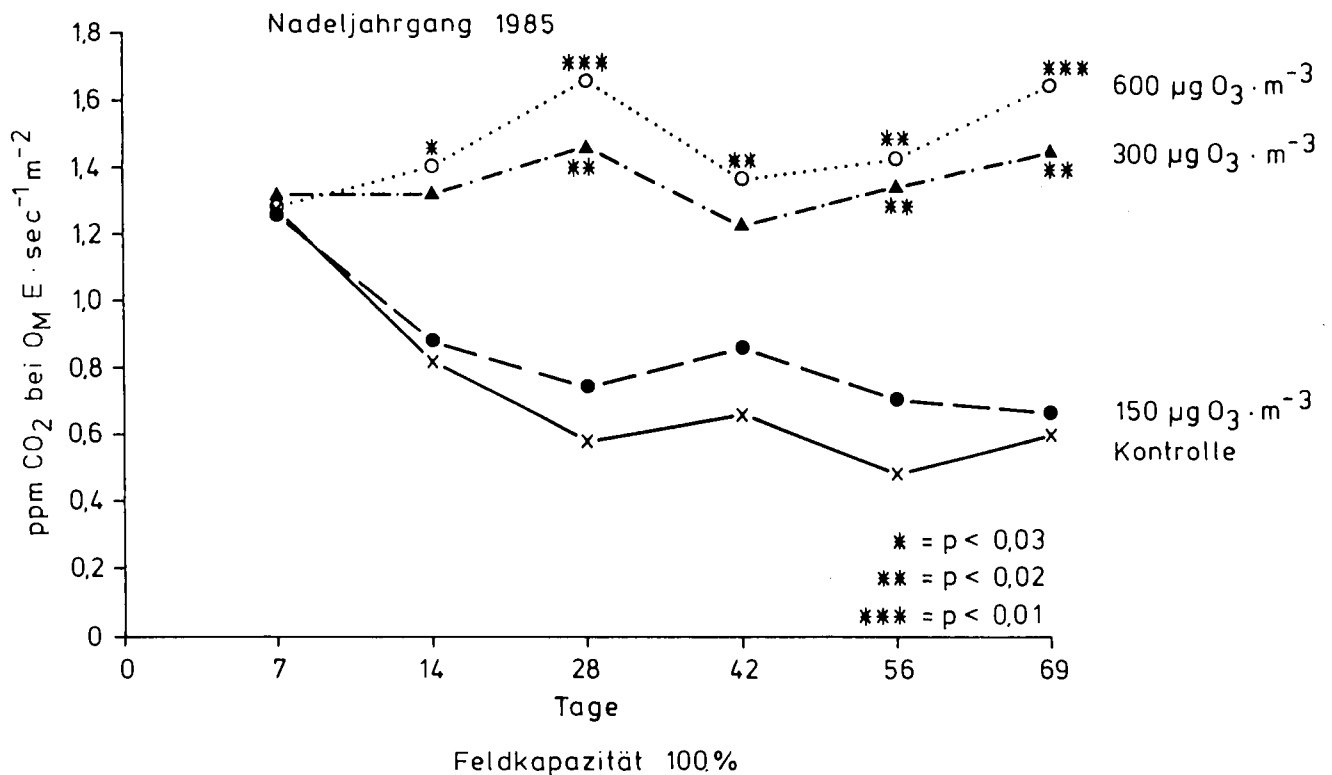


Abb. 3.7/9: CO₂-Abgabe von Fichtennadeln im Dunkeln (Jg. 1985) in Abhängigkeit von der Ozonkonzentration und Einwirkungszeit; (Feldkapazität 100%)

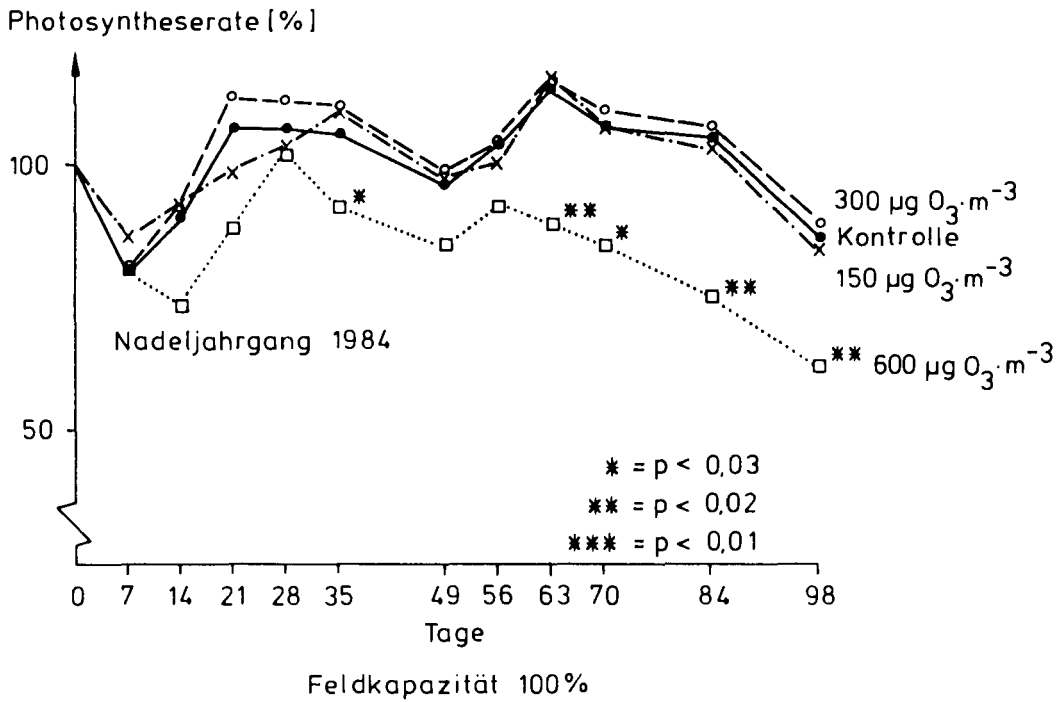


Abb. 3.7/10: Photosyntheserate in % zum Ausgangswert der Kontrolle von vorjährigen Fichtennadeln in Abhängigkeit von der Ozonkonzentration und der Expositionszeit; (Feldkapazität 100%) ($100\% = 3,18 \pm 0,49 \mu\text{mol CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ TS sec}^{-1}$)

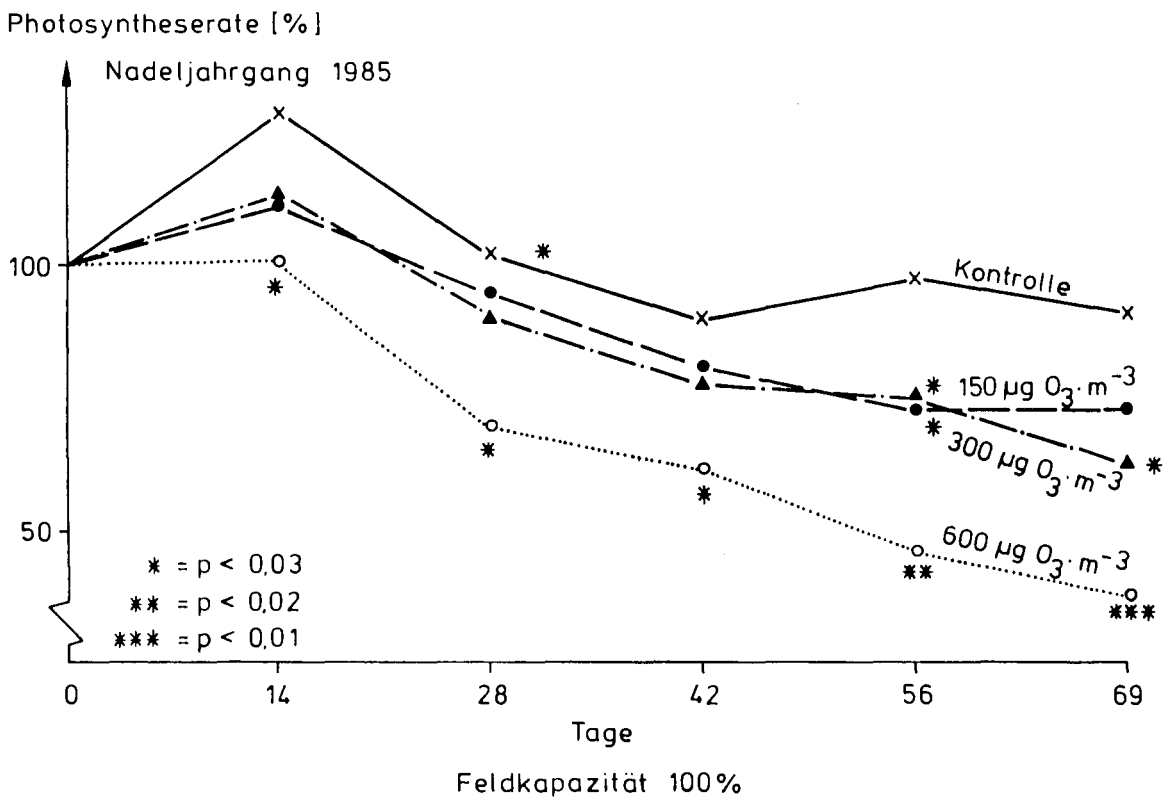


Abb. 3.7/11: Photosyntheserate in % zum Ausgangswert der Kontrolle diesjähriger Fichtennadeln in Abhängigkeit von der Ozonkonzentration und der Expositionszeit; (Feldkapazität 100%) ($100\% = 2,83 \pm 0,52 \mu\text{mol CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ TS sec}^{-1}$)

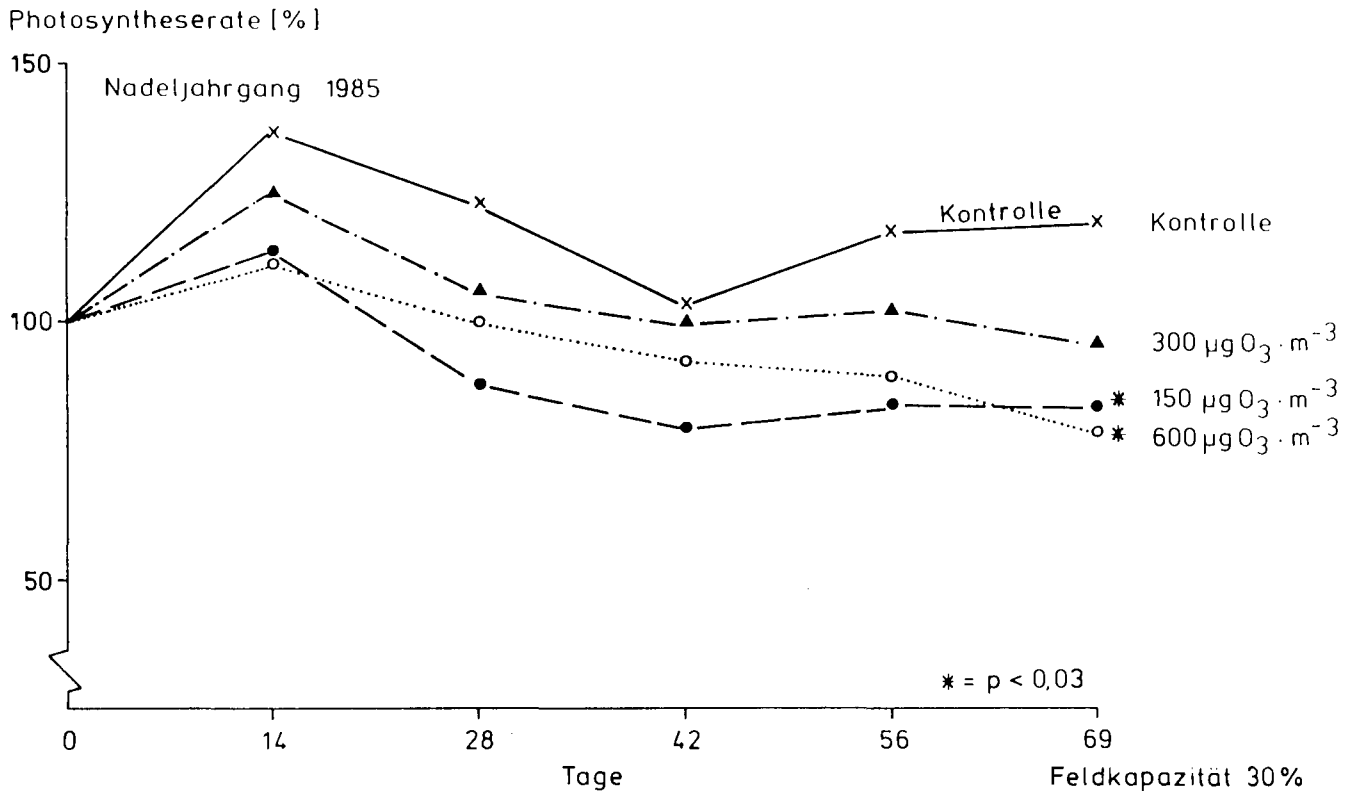


Abb. 3.7/12: Photosyntheserate in % zum Ausgangswert der Kontrolle diesjähriger Fichtennadeln in Abhängigkeit von der Ozonkonzentration und der Expositionszeit; (Feldkapazität 30%) (100% = $2,35 \pm 0,52 \mu\text{mol CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ TS sec}^{-1}$)

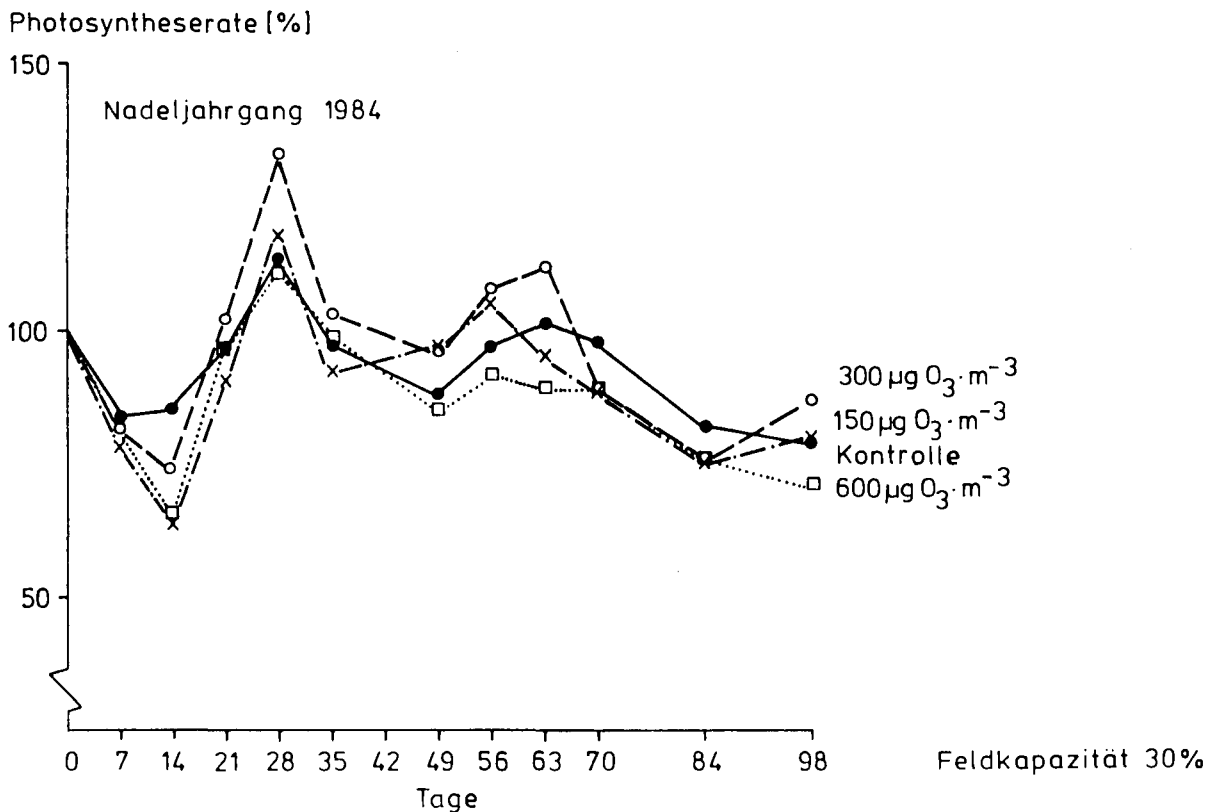


Abb. 3.7/13: Photosyntheserate in % zum Ausgangswert der Kontrolle von vorjährigen Fichtennadeln in Abhängigkeit von der Ozonkonzentration und der Expositionszeit; (Feldkapazität 30%) (100% = $3,01 \pm 0,96 \mu\text{mol CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ TS sec}^{-1}$)

Der Kurvenverlauf der Lichtsättigungskinetiken wird durch steigende Ozonkonzentrationen zunehmend abgeflacht. Signifikant sind die Unterschiede beider Feuchtvarianten bei Ozonkonzentrationen von $600 \mu\text{g m}^{-3}$ und $300 \mu\text{g m}^{-3}$ (Feuchtvariante) wenn man in den Tabellen 3.7/15 und 3.7/15a den Unterschied gegenüber der $150\text{-}\mu\text{g}$ -Variante betrachtet. Eine Begasungskonzentration von $150 \mu\text{g m}^{-3}$ hat demnach kaum einen Einfluß auf die Lichtsättigungskinetik diesjähriger Fichtennadeln.

Vorjährige Nadeln werden durch Ozoneinwirkung geringer beeinflusst als diesjährige. Dies wird deutlich durch den Vergleich der Daten in den Tabellen 3.7/15 bzw. 3.7/15a und 3.7/17 bzw. 3.7/17a. Signifikante Abweichungen von der Kontrolle sind nur bei der höchsten Ozonkonzentration von $600 \mu\text{g m}^{-3}$ innerhalb der Feuchtvariante zu beobachten. In allen anderen Konzentrationsvarianten und der Variante mit trockenem Boden sind zwar die Tendenzen wie oben beschrieben vorhanden, aber nicht zu sichern.

Im Zusammenhang mit der Messung der Assimilationsleistung der Pflanzen war von Interesse, zu wissen, inwieweit der Kohlenhydratstoffwechsel betroffen war. Hierzu wurden in den letzten drei Nadeljahrgängen der Stärke- bzw. Gesamtzuckergehalt nach Ozonbegasung in abgestufter Konzentration und in Abhängigkeit vom Feuchtegehalt des Bodens untersucht. In den Tabellen 3.7/18 und 3.7/19 sind die Gesamtzuckergehalte nach 69- bzw. 119tägiger Begasung wiedergegeben. Bei beiden Versuchen sind die Gesamtzuckergehalte der Fichten, die in trockenerem Boden gehalten worden sind, höher; dies trifft für alle untersuchten Nadeljahrgänge zu. Bei beiden Versuchen konnte aber kein signifikanter Einfluß der Ozonexposition auf den Gesamtzuckergehalt nachgewiesen werden. Bei den in relativ trockenem Boden stockenden Fichten zeigt sich vor allem bei den ältesten Nadeln eine dosisabhängige Abnahme des Gesamtzuckergehaltes, wobei die ermittelten Differenzen bei beiden Versuchen bei einer Ozonkonzentration von $300 \mu\text{g m}^{-3}$ zur Kontrolle teilweise signifikant sind.

Während der Gesamtzuckergehalt jeweils in den ältesten Nadeln am höchsten war, ist dies beim Stärkegehalt genau umgekehrt. Hier sind die Gehalte der jüngsten Nadeln im Vergleich zu den ältesten bei dem in der Jahreszeit etwas späteren Versuch über 69 Tage signifikant höher (Tabelle 3.7/20), während keine Veränderung bei

dem über 119 Tage im Frühjahr durchgeführten Versuch ermittelt werden konnte (Tabelle 3.7/21). Keine signifikanten Unterschiede konnten auch zwischen den beiden Bodenfeuchtevarianten bei dem zeitlich länger dauernden Versuch festgestellt werden. Die Stärkegehalte des jüngsten Nadeljahrgangs der in feuchtem Boden stockenden Fichten sind aber nahezu doppelt so hoch wie die der in trockenerem Boden gehaltenen Pflanzen. Bei den älteren Nadeljahrgängen 1984 und 1983 sind vergleichbare Unterschiede nicht oder nur der Tendenz nach feststellbar. Im Gegensatz hierzu wird ein Ozoneinfluß nur bei den länger begasten Fichten in der Form erkennbar, daß der Stärkegehalt mit zunehmender Ozonkonzentration steigt. Dies gilt für alle Nadeljahrgänge und ist besonders bei den trockener gehaltenen Bäumen ausgeprägt ($p = 0,01$) (vgl. Tabelle 3.7/ 21). Bei dem über 69 Tage währenden Versuch konnte kein Ozoneinfluß außer für den jüngsten Nadeljahrgang der in trockenerem Boden wachsenden Fichten nachgewiesen werden (Tabelle 3.7/20).

Zusammenfassung

Wie beide Versuche gezeigt haben, wird die Reaktion von Fichten auf Ozoneinwirkungen unter anderem auch vom Feuchtegehalt des Bodens mitbestimmt. Nahezu alle untersuchten Parameter wie Chlorophyllgehalt, Transpiration und Wasserverbrauch, Assimilation und Respiration wurden in Gegenwart von Ozon und hoher Bodenfeuchte (100% Feldkapazität) negativ beeinflusst. Keine Wechselwirkung konnte für die Kenngrößen Nadelgewicht, Nährstoff- sowie Stärke- und Zuckergehalt festgestellt werden, wobei Ozon selbst durchaus zu Veränderungen führte. Wieder ließ sich teilweise feststellen, daß der Magnesiumgehalt der Nadeln nach Ozonbegasung gegenüber der Kontrolle erhöht war. Auch zeigte sich für den jüngsten Nadeljahrgang eine signifikante Abnahme im Trockengewicht, jedoch bedurfte es hier der Einwirkung sehr hoher Ozonkonzentrationen. Der Gesamtzuckergehalt der Nadeln wurde zwar durch die Bodenfeuchte, nicht jedoch durch die Ozonbehandlung beeinflusst, während der Stärkegehalt der Nadeln sowohl von der Bodenfeuchte als auch von der Ozonkonzentration abhängig war. Eine wesentliche Ursache für die Reaktionen besteht sicherlich in der u.a. über die Hydratur der Pflanze gesteuerten Porenweite der Stomata, die bei niedrigem H_2O -Gehalt schließen und so eine verminderte O_3 -Aufnahme nach sich ziehen.

Tabelle 3.7/1:

Nadelrockengewicht in g [Mittelwert aus 5 Bäumen] 5jähriger Fichten nach 69tägiger Begasung mit Ozon ($150, 300, 600 \mu\text{g m}^{-3}$) in Abhängigkeit vom Feuchtegehalt des Bodens

	Trockengewicht [g]					
	Trockenvariante Nadeljahrgang			Feuchtvariante Nadeljahrgang		
	1985	1984	1983	1985	1984	1983
Kontrolle	19,9 ± 2,0	8,0 ± 1,5	4,9 ± 1,4	21,4 ± 5,8	7,4 ± 3,5	4,4 ± 1,6
150 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	16,8 ± 2,9	5,7 ± 1,2	3,6 ± 0,8	17,3 ± 1,8	11,7 ± 5,6	3,8 ± 0,7
300 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	18,6 ± 2,9	6,3 ± 1,7	4,0 ± 0,7	21,9 ± 3,6	10,1 ± 4,8	5,3 ± 1,1
600 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	17,4 ± 5,4	7,4 ± 2,0	4,0 ± 1,4	20,6 ± 4,2	8,5 ± 2,3	3,8 ± 0,8

Tabelle 3.7/2:

Nadelrockengewicht [Mittelwert aus 6 Bäumen] 5jähriger Fichten nach 119tägiger Begasung mit Ozon ($150, 300, 600 \mu\text{g m}^{-3}$) in Abhängigkeit vom Feuchtegehalt des Bodens

	Trockengewicht [g]					
	Trockenvariante Nadeljahrgang			Feuchtvariante Nadeljahrgang		
	1985	1984	1983	1985	1984	1983
Kontrolle	4,9 ± 2,6	8,1 ± 1,1	6,3 ± 0,5	9,5 ± 2,1	8,8 ± 1,5	6,5 ± 1,5
150 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	4,8 ± 1,7	8,7 ± 3,8	6,8 ± 2,6	7,5 ± 2,0	9,5 ± 1,8	7,4 ± 1,3
300 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	4,3 ± 1,2	8,9 ± 2,7	6,3 ± 2,1	7,1 ± 1,5	7,1 ± 2,8	6,4 ± 1,8
600 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	3,7 ± 1,7	10,4 ± 3,3	6,2 ± 1,5	3,4 ± 1,4	9,3 ± 1,9	6,8 ± 2,0

Tabelle 3.7/3:

Verhältnis von Chlorophyll a/b in Fichtennadeln (NJ 1984) vor und nach 42-, 63-, und 119tägiger Begasung mit (150, 300 und 600 $\mu\text{g m}^{-3}$) Ozon über 119 Tage

	Verhältnis Chlorophyll a/b			
	Begasungszeit: vor Begasungsbeginn	42 Tage	63 Tage	119 Tage
Feuchtvariante				
Kontrolle	3,7	3,5	3,3	3,1
150 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	3,1	3,4	2,9	3,1
300 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	3,0	3,2	3,1	3,3
600 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	3,7	3,3	2,9	3,3
Trockenvariante				
Kontrolle	3,1	3,2	3,2	2,8
150 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	3,2	3,1	2,9	2,8
300 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	3,1	3,3	3,1	3,0
600 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	3,5	3,2	2,9	2,8

Tabelle 3.7/4:

Mittlerer Stickstoffgehalt [mg g^{-1} TS] in Nadeln 5jähriger Fichten ($n = 5$) nach 69tägiger Begasung mit Ozon (150, 300, 600 $\mu\text{g m}^{-3}$) in Abhängigkeit vom Feuchtegehalt des Bodens

	Stickstoffgehalt [mg g^{-1} TS]					
	Trockenvariante Nadeljahrgang			Feuchtvariante Nadeljahrgang		
	1985	1984	1983	1985	1984	1983
Kontrolle $n =$	10,6 \pm 1,8 (5)	11,6 \pm 1,3 (5)	9,6 \pm 0,5 (5)	11,4 \pm 1,3 (5)	10,8 \pm 1,3 (5)	10,4 \pm 1,7 (5)
150 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ $n =$	12,0 \pm 2,8 (5)	11,4 \pm 2,1 (5)	10,0 \pm 2,2 (5)	10,3 \pm 3,8 (5)	12,3 \pm 2,8 (5)	9,7 \pm 5,1 (5)
300 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ $n =$	11,6 \pm 2,3 (5)	12,2 \pm 0,8 (5)	9,0 \pm 2,2 (5)	11,2 \pm 1,9 (5)	12,6 \pm 1,9 (5)	9,2 \pm 3,0 (5)
600 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ $n =$	10,4 \pm 1,8 (5)	12,6 \pm 2,1 (5)	19,3 \pm 1,7 (4)	10,6 \pm 0,9 (5)	10,8 \pm 0,8 (5)	10,6 \pm 2,7 (5)

Tabelle 3.7/5:

Mittlerer Stickstoffgehalt [mg g^{-1} TS] in Nadeln 5jähriger Fichten nach 119tägiger Begasung mit Ozon ($150, 300, 600 \mu\text{g m}^{-3}$) in Abhängigkeit vom Feuchtegehalt des Bodens

	Stickstoffgehalt [mg g^{-1} TS]					
	Trockenvariante Nadeljahrgang			Feuchtvariante Nadeljahrgang		
	1985	1984	1983	1985	1984	1983
Kontrolle n =	$11,3 \pm 0,6$ (3)	$15,2 \pm 0,8$ (6)	$13,2 \pm 1,7$ (6)	$11,8 \pm 2,4$ (6)	$15,5 \pm 3,1$ (6)	$13,1 \pm 2,4$ (6)
$150 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ n =	$16,8 \pm 1,7$ (3)	$16,4 \pm 1,8$ (4)	$15,8 \pm 2,9$ (5)	$13,7 \pm 3,1$ (5)	$15,5 \pm 0,8$ (6)	$12,8 \pm 1,3$ (5)
$300 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ n =	$12,3 \pm 2,1$ (3)	$15,5 \pm 1,8$ (6)	$13,7 \pm 2,2$ (6)	$13,8 \pm 1,5$ (6)	$15,5 \pm 2,1$ (6)	$13,0 \pm 1,3$ (6)
$600 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ n =	$12,5 \pm \dots$ (3)	$14,0 \pm 0,7$ (5)	$12,7 \pm 1,6$ (5)	$14,5 \pm 3,1$ (4)	$13,8 \pm 1,9$ (6)	$11,3 \pm 1,4$ (6)

Tabelle 3.7/6:

Mittlerer Kalziumgehalt [mg g^{-1} TS] in Nadeln 5jähriger Fichten nach 69tägiger Begasung mit Ozon ($150, 300, 600 \mu\text{g m}^{-3}$) in Abhängigkeit vom Feuchtegehalt des Bodens

	Kalziumgehalt [mg g^{-1} TS]					
	Trockenvariante Nadeljahrgang			Feuchtvariante Nadeljahrgang		
	1985	1984	1983	1985	1984	1983
Kontrolle n =	$8,2 \pm 1,2$ (5)	$16,3 \pm 1,5$ (5)	$18,2 \pm 1,9$ (5)	$10,0 \pm 2,1$ (5)	$14,6 \pm 6,8$ (5)	$16,7 \pm 1,2$ (5)
$150 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ n =	$8,2 \pm 1,2$ (5)	$15,0 \pm 2,1$ (5)	$17,6 \pm 2,0$ (5)	$7,3 \pm 0,8$ (5)	$13,4 \pm 2,4$ (5)	$16,5 \pm 1,9$ (5)
$300 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ n =	$7,1 \pm 2,4$ (5)	$13,2 \pm 3,4$ (5)	$14,0 \pm 2,7$ (4)	$8,0 \pm 2,0$ (5)	$15,5 \pm 3,7$ (5)	$18,9 \pm 2,2$ (5)
$600 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ n =	$7,9 \pm 1,8$ (5)	$15,3 \pm 3,2$ (5)	$16,5 \pm 2,2$ (5)	$9,4 \pm 1,5$ (5)	$15,1 \pm 2,4$ (5)	$16,5 \pm 1,7$ (4)

Tabelle 3.7/7:

Mittlerer Kalziumgehalt [mg g^{-1} TS] in Nadeln 5jähriger Fichten nach 119tägiger Begasung mit Ozon ($150, 300, 600 \mu\text{g m}^{-3}$) in Abhängigkeit vom Feuchtegehalt des Bodens

	Kalziumgehalt [mg g^{-1} TS]					
	Trockenvariante Nadeljahrgang			Feuchtvariante Nadeljahrgang		
	1985	1984	1983	1985	1984	1983
Kontrolle n =	$6,7 \pm 2,0$ (5)	$18,0 \pm 3,6$ (6)	$20,9 \pm 3,5$ (6)	$10,6 \pm 2,5$ (6)	$19,3 \pm 2,6$ (6)	$20,8 \pm 2,4$ (6)
$150 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ n =	$9,7 \pm 2,7$ (6)	$20,4 \pm 4,3$ (6)	$19,0 \pm 2,9$ (6)	$12,1 \pm 2,0$ (6)	$19,4 \pm 2,8$ (6)	$21,2 \pm 3,3$ (6)
$300 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ n =	$10,0 \pm 0,8$ (6)	$19,4 \pm 2,4$ (6)	$21,7 \pm 2,3$ (6)	$11,3 \pm 1,3$ (6)	$18,6 \pm 2,0$ (6)	$20,9 \pm 3,2$ (6)
$600 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ n =	$8,3 \pm 3,4$ (6)	$17,5 \pm 1,2$ (6)	$20,2 \pm 1,0$ (6)	$10,7 \pm 1,6$ (5)	$18,5 \pm 1,0$ (6)	$19,7 \pm 1,8$ (6)

Tabelle 3.7/8:

Mittlerer Kaliumgehalt [mg g^{-1} TS] in Nadeln 5jähriger Fichten nach 69tägiger Begasung mit Ozon ($150, 300, 600 \mu\text{g m}^{-3}$) in Abhängigkeit vom Feuchtegehalt des Bodens

	Kaliumgehalt [mg g^{-1} TS]					
	Trockenvariante Nadeljahrgang			Feuchtvariante Nadeljahrgang		
	1985	1984	1983	1985	1984	1983
Kontrolle n =	$7,6 \pm 1,0$ (5)	$7,3 \pm 0,8$ (5)	$5,3 \pm 1,0$ (5)	$8,9 \pm 1,1$ (5)	$6,4 \pm 0,6$ (5)	$6,2 \pm 0,4$ (5)
$150 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ n =	$6,9 \pm 0,9$ (5)	$5,9 \pm 1,5$ (5)	$4,8 \pm 1,1$ (5)	$7,9 \pm 1,1$ (5)	$6,6 \pm 0,8$ (5)	$5,4 \pm 0,7$ (5)
$300 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ n =	$8,0 \pm 1,4$ (5)	$6,7 \pm 0,7$ (5)	$5,6 \pm 0,5$ (4)	$9,3 \pm 1,5$ (5)	$7,8 \pm 1,3$ (5)	$8,3 \pm 3,0$ (4)
$600 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ n =	$8,4 \pm 1,2$ (5)	$7,2 \pm 1,0$ (5)	$6,1 \pm 0,8$ (5)	$10,0 \pm 0,6$ (5)	$8,1 \pm 0,5$ (5)	$7,1 \pm 1,0$ (5)

Tabelle 3.7/9:

Mittlerer Kaliumgehalt [mg g^{-1} TS] in Nadeln 5jähriger Fichten nach 119tägiger Begasung mit Ozon ($150, 300, 600 \mu\text{g m}^{-3}$) in Abhängigkeit vom Feuchtegehalt des Bodens

	Kaliumgehalt [mg g^{-1} TS]					
	Trockenvariante Nadeljahrgang			Feuchtvariante Nadeljahrgang		
	1985	1984	1983	1985	1984	1983
Kontrolle n =	$7,1 \pm 0,7$ (6)	$9,0 \pm 1,1$ (6)	$7,9 \pm 1,6$ (6)	$10,3 \pm 0,9$ (6)	$10,6 \pm 1,3$ (6)	$9,9 \pm 0,8$ (6)
$150 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ n =	$7,5 \pm 1,1$ (6)	$8,8 \pm 0,8$ (6)	$8,7 \pm 1,2$ (6)	$10,0 \pm 2,0$ (6)	$9,0 \pm 1,7$ (6)	$8,1 \pm 1,1$ (6)
$300 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ n =	$8,1 \pm 1,8$ (6)	$8,7 \pm 1,2$ (6)	$7,8 \pm 1,3$ (6)	$10,3 \pm 1,2$ (6)	$8,8 \pm 0,7$ (6)	$8,6 \pm 0,6$ (6)
$600 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ n =	$8,0 \pm 2,0$ (6)	$8,5 \pm 1,5$ (6)	$7,6 \pm 1,7$ (6)	$9,5 \pm 2,2$ (5)	$9,9 \pm 0,9$ (6)	$8,7 \pm 1,6$ (6)

Tabelle 3.7/10:

Mittlerer Magnesiumgehalt [mg g^{-1} TS] in Nadeln 5jähriger Fichten nach 69tägiger Begasung mit Ozon ($150, 300, 600 \mu\text{g m}^{-3}$) in Abhängigkeit vom Feuchtegehalt des Bodens

	Magnesiumgehalt [mg g^{-1} TS]					
	Trockenvariante Nadeljahrgang			Feuchtvariante Nadeljahrgang		
	1985	1984	1983	1985	1984	1983
Kontrolle n =	$1,0 \pm 0,2$ (5)	$0,8 \pm 0,3$ (5)	$0,8 \pm 0,2$ (5)	$1,1 \pm 0,2$ (5)	$0,9 \pm 0$ (5)	$0,9 \pm 0,2$ (5)
$150 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ n =	$0,9 \pm 0,1$ (5)	$0,9 \pm 0,1$ (5)	$0,8 \pm 0,2$ (5)	$0,9 \pm 0,1$ (5)	$0,9 \pm 0,1$ (5)	$0,9 \pm 0,3$ (5)
$300 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ n =	$0,9 \pm 0,2$ (5)	$0,7 \pm 0,2$ (5)	$0,7 \pm 0,2$ (4)	$1,0 \pm 0,2$ (5)	$0,9 \pm 0,2$ (5)	$0,9 \pm 0,2$ (5)
$600 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ n =	$1,0 \pm 0,1$ (5)	$0,8 \pm 0,1$ (5)	$0,8 \pm 0,2$ (5)	$1,0 \pm 0,2$ (5)	$0,9 \pm 0,2$ (5)	$1,0 \pm 0,2$ (4)

Tabelle 3.7/11:

Mittlerer Magnesiumgehalt [mg g^{-1} TS] in Nadeln 5jähriger Fichten nach 119tägiger Begasung mit Ozon ($150, 300, 600 \mu\text{g m}^{-3}$) in Abhängigkeit vom Feuchtegehalt des Bodens

	Magnesiumgehalt [mg g^{-1} TS]					
	Trockenvariante Nadeljahrgang			Feuchtvariante Nadeljahrgang		
	1985	1984	1983	1985	1984	1983
Kontrolle n =	$0,73 \pm 0,17$ (6)	$0,92 \pm 0,16$ (6)	$0,89 \pm 0,17$ (6)	$0,89 \pm 0,14$ (6)	$1,03 \pm 0,28$ (6)	$0,87 \pm 0,23$ (6)
$150 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ n =	$0,76 \pm 0,15$ (6)	$1,07 \pm 0,25$ (6)	$0,89 \pm 0,15$ (6)	$0,96 \pm 0,13$ (6)	$1,10 \pm 0,12$ (6)	$1,13 \pm 0,09$ (6)
$300 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ n =	$0,96 \pm 0,19$ (6)	$1,05 \pm 0,17$ (6)	$0,99 \pm 0,09$ (6)	$0,98 \pm 0,19$ (6)	$1,10 \pm 0,18$ (6)	$1,03 \pm 0,22$ (6)
$600 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ n =	$0,82 \pm 0,16$ (6)	$1,00 \pm 0,15$ (6)	$0,88 \pm 0,11$ (6)	$0,99 \pm 0,19$ (6)	$1,24 \pm 0,24$ (6)	$1,03 \pm 0,20$ (6)

Tabelle 3.7/12:

Mittlerer Wasserverbrauch (in ml/Tag und Baum) in der Zeit von 0 – 42, 43 – 77 und 78 – 119 Tagen während der Begasung mit Ozon in Konzentrationen von $150, 300$ und $600 \mu\text{g m}^{-3}$

	mittlerer Wasserverbrauch		
	0 – 42 Tage	43 – 77 Tage	78 – 119 Tage
Feuchtvariante			
Kontrolle	146 ± 12	138 ± 4	130 ± 5
$150 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	130 ± 7	127 ± 13	123 ± 9
$300 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	130 ± 13	132 ± 16	122 ± 8
$600 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	129 ± 9	112 ± 11	$83 \pm 2^{***}$
Trockenvariante			
Kontrolle	102 ± 7	88 ± 9	73 ± 6
$150 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	104 ± 8	88 ± 9	73 ± 14
$300 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	102 ± 8	88 ± 10	71 ± 12
$600 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	102 ± 4	84 ± 5	63 ± 10

***) $p < 0,01$

Tabelle 3.7/13:

Atmungsraten [$\mu\text{mol O}_2 \text{ sec}^{-1} \text{ g}^{-1} \text{ TG}$] von vorjährigen Fichtennadeln nach kontinuierlicher Ozonbegasung mit 150, 300 und 600 $\mu\text{g m}^{-3}$ über 118 Tage gemessen als CO_2 -Abgabe im Dunkeln in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte

Variante „feuchter Boden“	Atmungsraten			
	nach 77 Tagen	nach 84 Tagen	nach 98 Tagen	nach 118 Tagen
Kontrolle	0,40 ± 0,08	0,40 ± 0,08	0,30 ± 0,11	0,22 ± 0,06
150 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	–	0,42 ± 0,06	0,26 ± 0,04	0,24 ± 0,05
300 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	–	0,47 ± 0,06	0,34 ± 0,05	0,27 ± 0,06
600 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	0,66 ± 0,19***)	0,60 ± 0,19*)	0,52 ± 0,16**)	0,43 ± 0,12***)
Variante „trockener Boden“				
Kontrolle	0,36 ± 0,08	0,41 ± 0,08	0,41 ± 0,14	0,29 ± 0,06
150 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	–	0,51 ± 0,13	0,36 ± 0,10	0,32 ± 0,06
300 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	–	0,50 ± 0,10	0,32 ± 0,05	0,26 ± 0,06
600 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	0,44 ± 0,09	0,45 ± 0,09	0,34 ± 0,08	0,33 ± 0,10

*) $p < 0,03$ **) $p < 0,02$ ***) $p < 0,01$

Tabelle 3.7/14:

Atmungsraten [$\mu\text{mol CO}_2 \text{ sec}^{-1} \text{ g}^{-1} \text{ TG}$] von diesjährigen Fichtennadeln nach kontinuierlicher Ozonbegasung mit 150, 300 und 600 $\mu\text{g m}^{-3}$ über 118 Tage gemessen als CO_2 -Abgabe im Dunkeln in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte

Variante „feuchter Boden“	Atmungsraten			
	nach 77 Tagen	nach 84 Tagen	nach 98 Tagen	nach 118 Tagen
Kontrolle	0,16 ± 0,01	0,29 ± 0,04	0,23 ± 0,07	0,21 ± 0,12
150 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	–	0,34 ± 0,12	0,25 ± 0,06	0,19 ± 0,08
300 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	–	0,44 ± 0,13*)	0,37 ± 0,12	0,30 ± 0,14
600 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	0,53 ± 0,24***)	0,50 ± 0,10***)	0,48 ± 0,06***)	0,42 ± 0,06
Variante „trockener Boden“				
Kontrolle	0,38 ± 0,04	0,34 ± 0,04	0,32 ± 0,08	0,29 ± 0,01
150 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	–	0,38 ± 0,14	0,38 ± 0,09	0,24 ± 0,08
300 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	–	0,37 ± 0,05	0,36 ± 0,05	0,30 ± 0,04
600 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	0,58 ± 0,07	0,37 ± 0,04	0,38 ± 0,07	0,36 ± 0,09

*) $p < 0,03$ **) $p < 0,02$ ***) $p < 0,01$

Tabelle 3.7/15:

CO₂-Gaswechsellaten von diesjährigen Fichtennadeln nach 119tägiger Ozonbegasung, ermittelt aus Umformungen analog der Enzymkinetiken nach LINEWEAVER-BURK (L. B.) und EADIE-HOFSTEE (E. H.)

	Atmungsrate [$\mu\text{mol CO}_2 \text{ sec}^{-1} \text{ g TG}$]	Kompensationspunkt [$\mu\text{E m}^{-2} \text{ sec}^{-1}$]	„Km“ [$\mu\text{E m}^{-2} \text{ sec}^{-1}$]	
			L. B.	E. H.
Variante „feuchter Boden“				
Kontrolle	0,21 ± 0,12	11 ± 4	804 ± 276	499 ± 165
150 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	0,19 ± 0,08	12 ± 3	475 ± 79	508 ± 106
300 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	0,30 ± 0,13	17 ± 5	438 ± 91**)	412 ± 89
600 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	0,42 ± 0,06***)	32 ± 11***)	316 ± 140***)	263 ± 71**)
Variante „trockener Boden“				
Kontrolle	0,29 ± 0,01	21 ± 2	327 ± 277	312 ± 179
150 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	0,24 ± 0,08	19 ± 3	499 ± 106	525 ± 115
300 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	0,30 ± 0,04	17 ± 4	316 ± 50**)	332 ± 69
600 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	0,36 ± 0,09***)	27 ± 5	262 ± 166	307 ± 151

Km = Lichtstärke, die zum Erreichen der halbmaximalen Photosynthese benötigt wird.

*) p < 0,03

***) p < 0,02

****) p < 0,01

Tabelle 3.7/15a:

CO₂-Gaswechsellaten von diesjährigen Fichtennadeln nach 119tägiger Ozonbegasung, ermittelt aus Umformungen analog der Enzymkinetiken nach LINEWEAVER-BURK (L. B.) und EADIE-HOFSTEE (E. H.)

	maximale Photosyntheserate				maximale Photosyntheserate Atmungsrate E. H.
	[$\mu\text{mol CO}_2 \text{ sec}^{-1} \text{ g}^{-1} \text{ TG}$]		[$\mu\text{mol CO}_2 \text{ sec}^{-1} \text{ mg}^{-1}$ Chlorophyll]		
	L. B.	E. H.	L. B.	E. H.	
Variante „feuchter Boden“					
Kontrolle	6,91 ± 1,38	5,28 ± 0,99	1,99 ± 0,22	1,69 ± 0,32	25 ± 8
150 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	8,03 ± 2,80	6,36 ± 1,52	2,57 ± 0,78	2,07 ± 0,57	24 ± 5
300 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	7,87 ± 1,84	6,78 ± 0,93	2,38 ± 0,82	2,03 ± 0,55	26 ± 6
600 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	5,30 ± 1,47	4,70 ± 0,76	1,80 ± 0,67	1,60 ± 0,46	12 ± 4***)
Variante „trockener Boden“					
Kontrolle	6,09 ± 1,81	4,99 ± 1,65	2,36 ± 0,78	1,93 ± 0,65	18 ± 3
150 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	6,63 ± 2,72	6,27 ± 1,05	2,36 ± 0,93	1,99 ± 0,33	20 ± 4
300 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	5,43 ± 1,18	5,18 ± 0,94	2,01 ± 0,53	1,72 ± 0,33	21 ± 6
600 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	4,50 ± 1,86	4,01 ± 1,47	1,57 ± 0,56	1,54 ± 0,45	13 ± 5**)

**) p < 0,02

****) p < 0,01

Tabelle 3.7/16:

Daten aus Lichtsättigungskinetiken von mit O₃-begasten Fichten, diesjähriger Nadeljahrgang. Die Angaben der Signifikanzniveaus nach dem t-Test sind durch hochgerückte Sternchen (Unterschied zur Kontrolle) und durch Sternchen zwischen den Spalten (Unterschied zwischen Anfang und Ende des Versuches) angegeben. Die Daten entstammen Linearisierungen nach EADIE-HOFSTEE (E. H.) und LINEWEAVER-BURK (L. B.)

		Max. Photosyntheserate [$\mu\text{mol CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ TG sec}^{-1}$]		„Km“ [$\mu\text{E m}^{-2} \text{ sec}^{-1}$]		Kompensationspunkt [$\mu\text{E m}^{-2} \text{ sec}^{-1}$]	
		zu Beginn	nach 10 Wochen	zu Beginn	nach 10 Wochen	zu Beginn	nach 10 Wochen
Feuchtvariante							
Kontrolle	E. H.	8,99 ± 2,01	7,07 ± 0,52	463 ± 110	443 ± 40	26 ± 7	19 ± 2
	L. B.	9,71 ± 2,67	6,55 ± 1,60	498 ± 93	406 ± 95		
150 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	E. H.	9,01 ± 3,16	6,42 ± 1,55	556 ± 146	563 ± 188	25 ± 8	18 ± 4
	L. B.	10,22 ± 2,88*)	6,38 ± 2,57	500 ± 191	487 ± 226		
300 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	E. H.	9,73 ± 1,16	5,00 ± 1,36**)	634 ± 73***)	378 ± 185	26 ± 8	26 ± 6
	L. B.	10,54 ± 0,79***)	4,98 ± 2,01	585 ± 121**)	390 ± 98		
600 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	E. H.	10,43 ± 2,77***)	2,41 ± 0,94***)	604 ± 84***)	229 ± 134**)	25 ± 8***)	43 ± 10**)
	L. B.	11,15 ± 1,88***)	3,18 ± 0,68**)	593 ± 177***)	190 ± 95**)		
Variante „trockener Boden“							
Kontrolle	E. H.	5,80 ± 4,52	6,56 ± 1,57	324 ± 149	344 ± 77	27 ± 3***)	19 ± 2
	L. B.	5,98 ± 1,73	5,99 ± 1,76	312 ± 188	304 ± 135		
150 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	E. H.	7,83 ± 1,80	6,79 ± 0,96	426 ± 120	461 ± 160	25 ± 6*)	18 ± 2
	L. B.	8,47 ± 1,20**)	6,42 ± 1,30	385 ± 107	402 ± 185		
300 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	E. H.	6,68 ± 1,93	5,25 ± 1,65	422 ± 101	350 ± 94	27 ± 6*)	18 ± 6
	L. B.	7,05 ± 1,83	5,19 ± 1,82	393 ± 114	339 ± 94		
600 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	E. H.	6,96 ± 2,64*)	4,34 ± 0,92*)	351 ± 113	284 ± 43	28 ± 7	29 ± 6*)
	L. B.	6,61 ± 2,34*)	4,11 ± 0,59	363 ± 135	266 ± 135		

*) p < 0,03

**) p < 0,02

***) p < 0,01

Tabelle 3.7/17:

Lichtsättigungskinetische Daten des CO₂-Gaswechsels von vorjährigen Fichtennadeln nach 16wöchiger Ozonbegasung, ermittelt aus Umformungen analog der Enzymkinetiken nach LINEWEAVER-BURK (L. B.) und EADIE-HOFSTEE (E. H.)

	Atmungsrate [$\mu\text{mol CO}_2 \text{ sec}^{-1} \text{ g TG}$]	Kompensationspunkt [$\mu\text{E m}^{-2} \text{ sec}^{-1}$]	„Km“ [$\mu\text{E m}^{-2} \text{ sec}^{-1}$]	
			L. B.	E. H.
Variante „feuchter Boden“				
Kontrolle	0,23 ± 0,06	17 ± 4	421 ± 194	311 ± 71
150 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	0,24 ± 0,05	17 ± 3	495 ± 201	310 ± 174
300 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	0,27 ± 0,06	17 ± 4	485 ± 153	368 ± 75
600 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	0,43 ± 0,12**)	29 ± 2***)	355 ± 133	296 ± 74
Variante „trockener Boden“				
Kontrolle	0,29 ± 0,06	19 ± 1	421 ± 166	322 ± 151
150 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	0,32 ± 0,06	18 ± 2	409 ± 259	296 ± 62
300 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	0,26 ± 0,06	17 ± 3	328 ± 82	270 ± 78
600 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	0,33 ± 0,10	23 ± 10	264 ± 57	264 ± 53

Km = Lichtstärke, die zum Erreichen der halbmaximalen Photosynthese benötigt wird.

***) p < 0,02

**) p < 0,01

Tabelle 3.7/17a:

Lichtsättigungskinetische Daten des CO₂-Gaswechsels von vorjährigen Fichtennadeln nach 16wöchiger Ozonbegasung, ermittelt aus Umformungen analog der Enzymkinetiken nach LINEWEAVER-BURK (L. B.) und EADIE-HOFSTEE (E. H.)

	maximale Photosyntheserate				maximale Photosyntheserate Atmungsrate E. H.
	[$\mu\text{mol CO}_2 \text{ sec}^{-1} \text{ g}^{-1} \text{ TG}$]		[$\mu\text{mol CO}_2 \text{ sec}^{-1} \text{ mg}^{-1}$ Chlorophyll]		
	L. B.	E. H.	L. B.	E. H.	
Variante „feuchter Boden“					
Kontrolle	12,63 ± 4,95	9,28 ± 5,33	5,11 ± 1,02	3,45 ± 1,44	54 ± 28
150 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	7,73 ± 1,84	8,39 ± 2,09	3,54 ± 0,92*)	3,61 ± 1,20	50 ± 25
300 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	7,84 ± 1,59	7,54 ± 1,44	3,27 ± 0,42***)	3,19 ± 0,69	28 ± 9
600 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	4,57 ± 2,01***)	3,90 ± 1,29*)	3,01 ± 1,95*)	2,56 ± 1,32	10 ± 4***)
Variante „trockener Boden“					
Kontrolle	4,95 ± 3,32	4,61 ± 1,93	2,53 ± 1,69	2,43 ± 1,03	16 ± 6
150 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	9,09 ± 1,19	9,28 ± 0,97	5,20 ± 251	5,62 ± 2,83	43 ± 15
300 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	5,99 ± 1,19	6,28 ± 1,29	2,66 ± 0,58	2,75 ± 0,61	22 ± 5
600 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	4,04 ± 2,24	4,36 ± 1,76	2,13 ± 1,34	2,34 ± 1,07	13 ± 6

*) p < 0,03

***) p < 0,02

**) p < 0,01

Tabelle 3.7/18:

Mittlerer Gesamtzucker Gehalt [mg g^{-1} TS] in Nadeln 5jähriger Fichten nach 69tägiger Begasung mit Ozon ($150, 300, 600 \mu\text{g m}^{-3}$) in Abhängigkeit vom Feuchtegehalt des Bodens

	Gesamtzucker Gehalt [mg g^{-1} TS]					
	Trockenvariante Nadeljahrgang			Feuchtvariante Nadeljahrgang		
	1985	1984	1983	1985	1984	1983
Kontrolle n =	97,8 ± 7,2 (5)	100,3 ± 10,9 (5)	120,6 ± 8,1 (3)	90,7 ± 5,6 (5)	93,2 ± 4,8 (5)	102,3 ± 4,6 (5)
150 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ n =	91,5 ± 3,0 (5)	97,8 ± 5,6 (5)	115,6 ± 5,2 (4)	82,1 ± 12,2 (5)	87,3 ± 12,4 (5)	94,5 ± 11,5 (4)
300 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ n =	96,9 ± 5,4 (5)	100,7 ± 7,8 (5)	112,3 ± 6,4 (5)	88,5 ± 9,0 (5)	91,0 ± 4,1 (5)	97,3 ± 5,3 (5)
600 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ n =	96,2 ± 6,8 (5)	96,3 ± 7,0 (5)	108,6 ± 4,6*) (3)	87,2 ± 7,1 (5)	89,6 ± 6,2 (5)	94,4 ± 2,5*) (4)

*) $p < 0,03$

Tabelle 3.7/19:

Mittlerer Gesamtzucker Gehalt [mg g^{-1} TS] in Nadeln 5jähriger Fichten nach 119tägiger Begasung mit Ozon ($150, 300, 600 \mu\text{g m}^{-3}$) in Abhängigkeit vom Feuchtegehalt des Bodens

	Gesamtzucker Gehalt [mg g^{-1} TS]					
	Trockenvariante Nadeljahrgang			Feuchtvariante Nadeljahrgang		
	1985	1984	1983	1985	1984	1983
Kontrolle n =	63,3 (1)	77,9 ± 6,0 (6)	86,9 ± 8,4 (4)	50,6 ± 4,0 (5)	58,1 ± 6,4 (5)	70,1 ± 8,1 (5)
150 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ n =	64,8 (1)	67,4 ± 4,7 (6)	75,2 ± 9,5 (6)	51,3 ± 6,7 (4)	56,8 ± 8,6 (6)	65,6 ± 8,6 (5)
300 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ n =	60,7 ± 12,1 (4)	62,2 ± 13,2 (6)	62,9 ± 11,2 (4)	53,8 ± 7,1 (6)	65,2 ± 6,1 (5)	69,5 ± 11,3 (5)
600 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ n =	65,7 (2)	64,2 ± 6,2 (5)	67,2 ± 7,9 (4)	57,3 (1)	60,4 ± 4,4 (6)	67,2 ± 5,7 (5)

Tabelle 3.7/20:

Stärkegehalt [mg g^{-1} TS] in Nadeln 5jähriger Fichten nach 69tägiger Begasung mit Ozon ($150, 300, 600 \mu\text{g m}^{-3}$) in Abhängigkeit vom Feuchtegehalt des Bodens (Expositionszeit: 03. 04. – 01. 07. 1985)

	Stärkegehalt [mg g^{-1} TS]					
	Trockenvariante Nadeljahrgang			Feuchtvariante Nadeljahrgang		
	1985	1984	1983	1985	1984	1983
Kontrolle n =	67,0 ± 12,9 (4)	35,2 ± 13,7 (4)	40,5 ± 14,0 (4)	105,1 ± 18,5 (5)	58,5 ± 11,4 (5)	48,9 ± 9,3 (5)
150 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ n =	86,5 ± 15,5 (4)	43,9 ± 9,1 (4)	44,0 ± 19,0 (4)	199,7 ± 21,8*** (4)	40,7 ± 3,9 (4)	46,1 ± 8,9 (5)
300 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ n =	82,3 ± 22,0 (3)	43,9 ± 18,5 (3)	52,4 ± 22,7 (3)	154,8 ± 35,6** (5)	49,9 ± 34,6 (5)	44,0 ± 28,8 (5)
600 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ n =	80,2 ± 11,3* (5)	39,5 ± 14,3 (5)	45,5 ± 17,3 (5)	166,0 ± 23,1** (3)	46,7 ± 6,8 (3)	42,3 ± 10,6 (3)

*) $p < 0,03$ **) $p < 0,02$ ***) $p < 0,01$

Tabelle 3.7/21:

Stärkegehalt [mg g^{-1} TS] in Nadeln 5jähriger Fichten nach 119tägiger Begasung mit Ozon ($150, 300, 600 \mu\text{g m}^{-3}$) in Abhängigkeit vom Feuchtegehalt des Bodens (Expositionszeit: 04. 12. 1985 – 02. 04. 1986)

	Stärkegehalt [mg g^{-1} TS]					
	Trockenvariante Nadeljahrgang			Feuchtvariante Nadeljahrgang		
	1985	1984	1983	1985	1984	1983
Kontrolle n =	24,0 ± 12,3 (3)	17,2 ± 6,8 (6)	19,0 ± 10,8 (6)	22,4 ± 6,9 (4)	18,9 ± 2,1 (3)	22,0 ± 5,0 (5)
150 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ n =	–	19,1 ± 6,1 (6)	16,9 ± 6,2 (5)	18,9 ± 2,7 (3)	13,4 ± 3,2 (4)	15,8 ± 2,1 (5)
300 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ n =	25,6 ± 10,2 (3)	18,3 ± 7,7 (6)	15,9 ± 5,6 (5)	51,9 ± 6,4*** (6)	44,4 ± 19,3*** (5)	44,6 ± 13,0** (4)
600 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ n =	59,6 ± 19,0** (4)	68,9 ± 17,8*** (6)	59,4 ± 14,7*** (6)	44,2 ± 10,5** (3)	37,1 ± 12,2** (6)	50,4 ± 13,9*** (6)

) $p < 0,02$ *) $p < 0,01$

3.8. Zur Wirkung des Lichtes auf das Wachstum von Fichten in Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Bodens und der Belastung durch Ozon

An nahezu allen Bäumen, die dem Magnesiummangeltyp innerhalb der Symptomatik der neuartigen Waldschäden zuzuordnen sind, läßt sich die schon vielfach beschriebene Beobachtung des Schattierungseffektes machen, d.h., daß nicht belichtete Pflanzenteile deutlich grüner sind, als hierarchisch gleichgestellte belichtete Äste bzw. Nadeln. Darüber hinaus haben Nährstoffanalysen gezeigt, daß die belichteten, vergilbten Nadeln erwartungsgemäß niedrige Gehalte an Magnesium, Kalzium und Kalium aufweisen, als die grünen, schattierten Nadeln [23] (vgl. auch Kap. 2.1.3.3). Diese interessante Beobachtung war Anlaß zu prüfen, ob der Nährstoffunterschied durch die unterschiedliche Belichtung der Nadeln hervorgerufen werden kann, beziehungsweise, ob Wechselwirkungen zum Bodennährstoffgehalt bestehen oder die Lichtstärke selbst das Resistenzverhalten der Bäume gegenüber Ozon verändert. Nachfolgend wird über die Ergebnisse von vier verschiedenen Untersuchungen berichtet.

Versuch 1

In einem orientierenden, ca. 9wöchigen Begasungsversuch im Sommer 1983 (30. 05. – 02. 08. 1983) wurden je 6 Fichten und Tannen (4jährig verschult), die in einem Gemisch aus ED-73 und 0-Erde im Verhältnis 1 : 1 stockten, in VAN HAUT-Expositionskammern gesetzt, die mit Hilfe von Schattierleinen so abgedunkelt worden waren, daß in je zwei Kammern eine Beleuchtungsstärke von 20 bzw. 35 klx erreicht wurde. Die Pflanzen wurden jeweils mit 150 und 300 $\mu\text{g m}^{-3}$ Ozon kontinuierlich begast (tatsächliche Konzentration: 162 ± 14 bzw. $284 \pm 22 \mu\text{g m}^{-3}$) und erschienen aufgrund längerer Standzeit in den Töpfen vor dem Versuch blaß, was auf leichten Nährstoffmangel hindeutete. Alle Versuchsbäume wurden deshalb am 27.05. mit Polycresallösung (1 l/Baum) gedüngt.

An den Fichten der Kontrolle zeigte sich bei hoher Lichtintensität, trotz Düngung, zu Versuchsende, eine deutliche Aufhellung vorzugsweise der jüngsten Nadeln, die bei den Tannen aber vergleichsweise schwach ausgeprägt war, wie aus Tabelle 3.8/1 hervorgeht.

Eine ähnliche Abhängigkeit ergibt sich auch bei der Pflanzenreaktion gegenüber Ozon. So sind bei Versuchsende und gleicher Ozondosis bei 20 klx nur die '82er Nadeln betroffen, bei 35 klx hingegen die '82er und '83er Nadeln, bei gleichzeitig höherer Schadensintensität. Bestätigt werden diese Beobachtungen auch anhand von Chlorophyllbestimmungen. Diese liegen in der Tendenz für die Kontrolle bei 35 klx niedriger als bei 20 klx ($0,40 \pm 0,02$ bzw. $0,45 \pm 0,05 \text{ mg Chl}_{\text{gesamt}} \text{ g}^{-1} \text{ FG}$ (FG = Frischgewicht)). Bei 20 klx unterscheiden sich die Chlorophyllgehalte der Kontrolle und der mit 150 μg begasten Pflanzen nicht, während bei 35 klx signifikante Unterschiede bei der hohen Ozonkonzentration ($p=0,01$) auftreten ($0,40 \pm 0,02$ zu $0,29 \pm 0,02 \text{ mg Chl}_{\text{gesamt}} \text{ g}^{-1} \text{ FG}$). Ähnliche Beobachtungen konnten an Weißtannen nicht gemacht werden. Lediglich bei der höchsten Beleuchtungsstärke trat nach 9 Wochen Behandlung eine zur Kontrolle abweichende Nadelverfärbung der älteren Nadeln auf, die aber nicht als ozonspezifisch, d.h. Auftreten von mottling etc., zu bezeichnen gewesen wäre. Dies deckt sich mit Vorversuchen, wonach solche Schäd-

lungen erst nach mehrwöchiger Einwirkung von Konzentrationen zwischen 600 und 800 $\mu\text{g m}^{-3}$ Ozon auftreten.

Versuch 2

Zur Klärung der Frage Wechselwirkung Lichtstärke/ Nährstoffgehalt Boden wurden in der Zeit vom 30. 03. 1983 bis 19. 09. 1983 je 14 gleich entwickelte Fichten, die zwei Monate vor Versuchsbeginn zu gleichen Teilen in nährstoffreichen bzw. nährstoffarmen Boden (ED 73, 0-Erde) gepflanzt worden waren, in je zwei Gruppen unterteilt und je Bodenvariante 7 Pflanzen vollem Licht (35 klx) bzw. durch Schattierleinen (weiß) reduziertem Licht (20 klx) ausgesetzt. Die Versuche wurden in einer klimatisierten Gewächshauszelle durchgeführt. Eine Ozonbegasung erfolgte nicht. Zu Versuchsende wurden die beiden jüngsten Nadeljahrgänge auf ihren Chlorophyll- bzw. Nährstoffgehalt (Mg, Ca, K) untersucht.

Ergebnisse

Symptomatik

Die Bäume, die dem vollen Licht ausgesetzt waren und in 0-Erde stockten, zeigten zu Versuchsende die ausgeprägteste Vergilbung der beiden jüngsten Nadeljahrgänge, gefolgt von der Gruppe 20 klx/0-Erde, 20 klx/ED 73 und 35 klx/ED 73, die den gesunden Eindruck machten. Anderweitige Symptome wurden während des Versuches nicht beobachtet.

Chlorophyll

In Tabelle 3.8/2 ist der Gesamtchlorophyllgehalt für die verschiedenen Varianten wiedergegeben. Die Chlorophyllgehalte der im Versuchsjahr gebildeten Nadeln zeigen statistisch signifikante Unterschiede in Abhängigkeit vom Bodentyp, wobei erwartungsgemäß die bessere Nährstoffversorgung auch zu höheren Chlorophyllgehalten geführt hat. Bei den nährstoffarm gehaltenen Fichten ergeben sich auch zwischen den beiden Lichtstärken signifikante Unterschiede, wobei die Chlorophyllgehalte der schattierten Bäume deutlich höher sind als die der vollbelichteten Pflanzen. Keine Differenzen ergeben sich bei den in ED 73 stockenden Bäumen. Der Chlorophyllgehalt der Nadeln des Jahres 1982 wurde nicht untersucht.

Nährstoffgehalte

Wie der Tabelle 3.8/3 zu entnehmen ist, unterscheiden sich die Nährstoffgehalte für beide Bodenvarianten signifikant, wobei die höheren Magnesiumgehalte in den jüngsten Nadeln der in ED 73 stockenden Bäume nachgewiesen wurden. Relativ geringe Differenzen wurden zwischen schattierten und nicht schattierten Bäumen gefunden, wobei die schattierten Bäume höhere Magnesiumgehalte aufwiesen ($p = 0,031$). Wenn auch die Gesamtgehalte in den 82er Nadeln etwas niedriger liegen, so ist doch auch hier die gleiche Abstufung wie in den jüngsten Nadeln zu finden.

In Abhängigkeit vom Bodentyp unterscheiden sich die Kalziumgehalte des jüngsten Nadeljahrganges signifikant ($p = < 0,001$), und betragen fast 50%. Bei den 82er Nadeln sind die Unterschiede zwischen den einzelnen Varianten gering. Signifikante Unterschiede in Abhängigkeit von der Lichtintensität konnten nicht beobachtet werden, wobei aber bei beiden Nadeljahrgängen jeweils die Variante 35 klx/ED 73 bzw. 15 klx/0-Erde die etwas höhe-

ren Gehalte aufweist. Die großen Unterschiede im Kalziumgehalt des jüngsten Nadeljahrganges in Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Bodens, die in den älteren Nadeln nicht zu finden sind, belegen die Immobilität des Ca^{++} -Ions in der Pflanze.

Für Kalium gilt das Gleiche wie für Kalzium: Es ergibt sich eine klare, teilweise statistisch zu sichernde Abhängigkeit des Kaliumgehaltes der 83er Nadeln vom Nährstoffgehalt des Bodens. Die schattierten Bäume weisen einen niedrigeren Kaliumgehalt auf als die gut belichteten Pflanzen, der bei der Gruppe ED 73/83er Nadeln signifikant ist ($p = 0,05$). Bezogen auf alle Varianten ergibt sich aber kein signifikanter Einfluß des Faktors „Licht“. Im Gegensatz zu Kalzium spiegelt sich der Nährstoffgehalt des Bodens auch in den Kaliumgehalten der älteren Nadeln wider, bedingt durch die gute Mobilität des K^+ -Ions.

Versuch 3

In einem länger andauernden Wiederholungsversuch sollte geklärt werden, inwieweit das Licht einen Beitrag zur Vergilbung von Fichten liefert, die in nährstoffarmen Boden (0-Erde) angezogen worden sind. Mit anderen Worten sollte die Frage geprüft werden, ob es einen endemischen Lichteffect bei Nährstoffarmut gibt. Hierzu wurden 40 Fichten in 0-Erde getopft und in einem Kaltgewächshaus vom 12. 10. 1983 bis zum 09. 12. 1984 zu gleichen Anteilen einmal unter 35 klx und einmal unter 20 klx gehalten. Die Lichtstärke bei der 20-klx-Variante wurde mit Hilfe von grünen Schattierleinen erreicht, das über ein 3 x 2 x 1,2 m Metallgestell an allen Seiten abschließend gezogen wurde, unter dem die Pflanzen standen. Als Beleuchtung dienten wie in den anderen Untersuchungen 2,5-KW-HQLS-Strahler, jedoch schwankten die Lichtverhältnisse entsprechend der Außenstrahlung, obwohl das Gewächshaus mit Schattierfarbe gestrichen war. Im Mittel der Versuchszeit lag die Lichtstärke der Variante „Licht“ um den Faktor 1,5 – 2,0 höher als bei der Variante „Schatten“. Neben der Bonitur der Symptomatik, wurden Erhebungen zur Entwicklung des Nadelgewichtes, des Chlorophyllgehaltes sowie der Photosyntheseleistung gemacht.

Ergebnisse

Symptomatik

Bereits zwei Wochen nach Versuchsbeginn waren die Nadeln der unter 35 klx gehaltenen Fichten im Vergleich zu den Schattenbäumen gelbgrün verfärbt, wobei die jüngeren Nadeln stärker betroffen waren als die älteren. Im Laufe der Untersuchungsperiode verstärkte sich diese Verfärbung ins Blaßgelbe und war besonders deutlich an den im Jahr 1984 ausgetriebenen Nadeln erkennbar. Der Neuaustrieb der im Licht gehaltenen Fichten begann in der zweiten Hälfte März, der der Schattenfichten Mitte April, ca. 2–3 Wochen später. Von der Symptomatik her glichen die entwickelten Schadbilder nicht den Vergilbungserscheinungen der Fichten im Freiland, die dem Magnesiummangeltyp zuzurechnen sind, sondern vielmehr akutem Stickstoffmangel.

Wachstum

In der Tabelle 3.8/4 sind die ermittelten Trockengewichte der Nadeln der beiden letzten Jahrgänge für beide Varianten wiedergegeben. Danach ergibt sich keine signifikante

Abhängigkeit im Zuwachs oder der Nadel/Rinden/Holzmasse von der Lichtintensität. Gleiches gilt für die Wurzel. Signifikante Unterschiede ($p = < 0,05$) ergeben sich aber im Verhältnis Frisch- zu Trockensubstanz. Danach ist der Wassergehalt der Schattennadeln höher beziehungsweise das Trockengewicht niedriger als bei Lichtnadeln ($2,69 \pm 0,17$ zu $2,42 \pm 0,12$).

Nährstoffgehalte

Jeweils in den beiden jüngsten Nadeljahrgängen, sowie den restlichen Nadeljahrgängen und Wurzeln wurden die Nährstoffgehalte an Stickstoff, Magnesium, Kalzium und Kalium bestimmt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 3.8/5 wiedergegeben. Für alle Elemente ergeben sich statistisch signifikante Gehaltsunterschiede in Abhängigkeit von der Belichtung. So sind bei allen untersuchten Nadelkollektiven einschließlich der Wurzeln die Magnesium- und Kalziumgehalte bei 35 klx Beleuchtungsstärke signifikant höher, während in den schattierten Fichtennadeln mehr Stickstoff und Kalium gefunden werden konnte ($p = 0,001$). In den Wurzeln wurden hingegen unter 35 klx mehr Stickstoff bzw. Kalium gefunden.

Chlorophyll

Der Chlorophyllgehalt der 83er Nadeln nimmt im Laufe des Experimentes bei beiden Lichtvarianten ab, wie Tabelle 3.8/6 zu entnehmen ist. Nach 9monatiger Versuchsdauer unterscheiden sich die Chlorophyllgehalte zwischen den belichteten und beschatteten Fichten hoch signifikant ($p = 0,001$), wobei die Bäume der Lichtvariante sehr viel niedrigere Chlorophyllgehalte aufweisen. Dies zeigt sich auch bei den jüngsten, 1984 gebildeten Nadeln.

Assimilation

Die apparente Photosyntheserate der Fichten unterscheidet sich in Abhängigkeit von der Lichtintensität signifikant, wenn man als Bezugsgröße die Nadel-trockenmasse wählt. Sie beträgt bei Lichtbäumen nur 50% der Schattenbäume. Bezieht man dagegen die Photosyntheseleistung auf den Chlorophyllgehalt der Nadeln, zeigt sich ein eher umgekehrtes Bild, indem Lichtpflanzen pro Milligramm Chlorophyll mehr Kohlendioxid fixieren als Schattenpflanzen; dieser Unterschied war jedoch nicht statistisch abzusichern (Tab. 3.8/7). Es ließ sich ferner ermitteln, daß unter Standardbedingungen ($275 \mu\text{E m}^{-2} \text{sec}^{-1}$ bei 21°C und 55% Rel. LF) Nadeln der im Schatten gehaltenen Fichten eine geringere Wasserdampf-abgabe aufweisen, ausgedrückt als Verhältnis zwischen ppm abgegebenem Wasserdampf zu ppm aufgenommenem CO_2 .

Untersucht man den Gesamtzucker- bzw. auch den Stärkegehalt der Nadeln bzw. Wurzeln, so ist der Zucker-gehalt unter 15 klx höher als unter 35 klx, während dies bei der Stärke umgekehrt ist. Die Unterschiede sind jeweils signifikant, wie Tabelle 3.8/5 zu entnehmen ist. Dies ist insofern plausibel, als zu unterstellen ist, daß bei hoher Energiezufuhr Zucker schneller in Stärke umgewandelt werden wird als unter dem energieärmeren Regime. Allerdings hat dieser Prozeß selbst über diesen langen Zeitraum zu keinen meßbaren Wachstumsveränderungen geführt.

Versuch 4

In einem weiteren Versuch sollte deshalb der Einfluß von Ozon auf Symptomentwicklung, Wachstum und Chlorophyllgehalt der Fichten untersucht werden. Hierzu wurden 24 Bäume analog zum vorigen Versuch über 5 Monate bei 35 bzw. 20 klx im Kaltgewächshaus in nährstoffarmen Substrat (0-Erde) gehalten. Anschließend wurden die Fichten in VAN HAUT-Kammern gestellt [5, 6] und über neun Wochen mit $300 \mu\text{g m}^{-3}$ Ozon kontinuierlich begast. Die tatsächliche Ozonkonzentration betrug $289 \pm 32 \mu\text{g m}^{-3}$. Die jeweiligen Kontrollen erhielten gefilterte Außenluft.

Ergebnisse

Symptomatik

Während der gesamten Versuchszeit wurden in wöchentlichem Abstand Bonituren der verschiedenen Varianten durchgeführt. Wie bereits zuvor beschrieben, zeigte sich vor Versuchsbeginn ein deutlicher „Lichteffect“ an den Fichten, indem die schattiert gehaltenen Bäume durchweg grüne, symptomfreie Nadeln aufwiesen, während die der Lichtvariante schwach aufgehell erschienen. Diese generelle Symptomatik änderte sich bei den Kontrollfichten während des Versuches nur unwesentlich. Lediglich bei den stark belichteten Bäumen konnten vereinzelt zu Versuchsende Nadelverbräunungen des jüngsten Nadeljahrganges beobachtet werden.

Bei den mit Ozon behandelten und voll beleuchteten Fichten war die blaßgelbe Aufhellung vor allem des jüngsten Nadeljahrganges deutlich verstärkt, während die 20-klx-Variante ohne Symptome verblieb. Nach 35 Versuchstagen zeigte sich an den Nadeln der 35-klx-Variante ozonspezifisches mottling mit leichter Verbräunung der Nadelspitzen. Bei den zuvor im Schwachlicht gehaltenen Fichten konnte eine leichte blaßgrüne Verfärbung wahrgenommen werden. Zu Versuchsende waren die Nadeln beider Gruppen gelblich-grün aufgehellert und zeigten mottling, das bei der Starklichtgruppe intensiver zu sein schien; ein deutlicher Unterschied in der Symptomatik unter Berücksichtigung der Ausgangsverhältnisse zeigte sich allerdings nicht.

Wachstum

Die Trockensubstanzgewichte des jüngsten Nadeljahrganges schwankten zwischen 12 und 16 g und zeigten bei recht großer Streuung weder eine Abhängigkeit vom Licht noch von der Ozonkonzentration.

Chlorophyll

Das Boniturergebnis wird durch die während des Versuches an den jüngsten Nadeln durchgeführten Chlorophyllbestimmungen bestätigt (Abb. 3.8/1). Danach nehmen alle Chlorophyllgehalte während der Versuchszeit ab. Die Chlorophyllgehalte der Kontrollfichten zeigten jedoch nach dem 24. 10. einen leichten Anstieg, wobei die unter 35 klx gehaltenen Bäume einen ca. 15% höheren Chlorophyllgehalt aufwiesen. Die Chlorophyllgehalte der ozonbehandelten Fichten sinken in der Zeit vom 20. 09. bis 11. 11. um annähernd 50% bei beiden Lichtvarianten, wobei diesmal die Chlorophyllgehalte der 20-klx-Variante der Tendenz nach höher zu liegen scheinen. Diese Differenzen konnten aber statistisch nicht abgesichert werden.

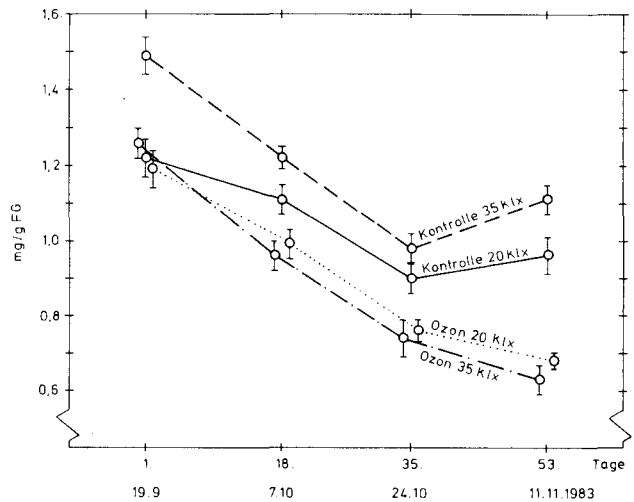


Abb. 3.8/1: Mittlerer Gesamtchlorophyllgehalt [$\mu\text{g g}^{-1}$ FG] in Fichtennadeln des jüngsten Jahrganges in Abhängigkeit von der Ozonbelastung und Lichtintensität

Zusammenfassung

Die Wirkung von Ozon wird sowohl bezüglich Symptomausprägung als auch teilweise bezüglich einer Reduzierung des Chlorophyllgehaltes in Gegenwart hoher Lichtintensität verstärkt, wenn gleichzeitig Nährstoffmangel, vorzugsweise an Stickstoff, vorliegt. Hierbei würde sich unter Einbeziehung des Faktors Ozon und seiner direkten Wirkung auf das Pigmentsystem eine Wechselwirkung zwischen Lichtstärke und Chlorophyllgehalt über die Synthese von N-haltigen Porphyrinringen in den Chlorophyllen ergeben, die lichtgesteuert ist [24]. Eine Wechselwirkung beider Faktoren bezüglich der Wachstumsleistung konnte allerdings unter den genannten Versuchsbedingungen nicht nachgewiesen werden.

In den Versuchen 2 und 3, die ohne Ozonbegasung durchgeführt worden sind, ließ sich nachweisen, daß der Faktor Licht unter nährstoffarmen Bodenbedingungen eine Modifikation des Nadelnährstoffgehaltes dahingehend bewirkt, daß Fichtennadeln unter schattierten Bedingungen (20 klx) signifikant höhere Stickstoff und Kaliumgehalte aufweisen; dieses Verhältnis ist umgekehrt bei Wurzeln. Eine Gehaltsveränderung von Magnesium oder Kalzium konnte nicht eindeutig nachgewiesen werden, wenngleich die schattierten Nadeln etwas höhere Magnesiumgehalte aufwiesen als die voll belichteten Bäume. Damit scheint der Faktor Licht den im Freiland wiederholt nachgewiesenen Befund nicht alleine zu erklären, wonach die Nährstoffgehalte schattierter Nadeln an Magnesium, Kalzium und Kalium signifikant höher sind als die hierarchisch gleichgestellter belichteter Zweige (vgl. hierzu Tab. 2.1.3/4, Seite 100). Ferner konnte eine toxische Wirkung des Lichtes im Sinne von Photobleaching unter den vorgegebenen Lichtverhältnissen nicht festgestellt werden. Zu bedenken ist aber, daß unter Laborbedingungen die entsprechenden Lichtverhältnisse nur unzureichend simuliert werden konnten und von daher sind derartige Prozesse unter Freilandbedingungen und in Gegenwart nährstoffarmer Böden bei entsprechenden Lichtverhältnissen (> 80 klux) nicht auszuschließen.

Tabellenanhang

Tabelle 3.8/1:

Einfluß der Lichtintensität auf die durch 9wöchige, kontinuierliche Ozonbegasung ($300 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$) hervorgerufene Nadelschädigung an Fichte und Weißtanne

Beleuchtungsstärke	Fichte	Weißtanne
	Kontrolle	
20 klx	o.B.	o.B.
35 klx	gelb-grün-Verfärbung oberer Kronenbereich der '83 Nadeln	o.B.
	$300 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	
20 klx	an '82er Nadeln vereinzelt Mottling	o.B.
35 klx	deutliches Mottling an '82er und '83er Nadeln	'82er Nadeln schwache Aufhellungen, unspezifisch

o.B. = ohne Befund

Tabelle 3.8/2:

Chlorophyllgehalt von Fichtennadeln des Nadeljahrganges '83 in Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Bodens und Lichtintensität (Versuchsdauer 30. 03. – 19. 09. 1983)

Variante Boden	Licht	Chlorophyllgehalt [mg g ⁻¹ FG]
A 0 – Erde	35 klx	0,62 ± 0,13
B 0 – Erde	20 klx	1,20 ± 0,28
C ED 73	35 klx	1,93 ± 0,44
D ED 73	20 klx	2,29 ± 0,46

Tabelle 3.8/3:

Nährstoffgehalt [mg g^{-1} TS] von Fichtennadeln in Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Bodens und der Lichtintensität (Versuchsdauer 30. 03. – 19. 09. 1983)

Licht- intensität (klx)	n	Kalzium		Kalium		Magnesium	
		0 – Erde	ED – 73	0 – Erde	ED – 73	0 – Erde	ED – 73
Nadeljahrgang 1983							
35	15	5,3 ± 1,4	10,7 ± 2,3	6,5 ± 2,2	9,1 ± 2,2	0,99 ± 0,23	1,19 ± 0,25
20	15	5,5 ± 1,5	10,1 ± 2,2	6,8 ± 1,1	7,5 ± 1,9	1,06 ± 0,20	1,21 ± 0,28
Nadeljahrgang 1982							
35	17	9,8 ± 1,1	11,9 ± 2,6	4,5 ± 1,0	4,5 ± 1,0	0,84 ± 0,22	1,04 ± 0,20
20	17	10,0 ± 2,1	11,8 ± 2,6	5,3 ± 1,0	6,9 ± 1,7	0,97 ± 0,20	1,17 ± 0,31

Statistische Auswertung (ANOVA)

Faktor	Ca	K	Mg
Licht	–	0,147	0,031
Boden	0,001	0,001	0,001
Licht/Boden	–	0,023	–
Nadeljahrgang	0,001	0,001	0,014
Licht/NJ	–	0,053	–
Boden/NJ	0,001	0,288	–
Licht/Boden/NJ	–	–	–

Tabelle 3.8/4:

Nadel-, Holz- und Wurzelrockgewicht (in Gramm) von Fichten nach 14monatigem Wachstum bei 35 bzw. 15 klx Beleuchtungsstärke

Licht	n	Nadeln				Holz/Rinde				Wurzel	$\Sigma_{\text{ges.}}^*)$
		84er	83er	Rest	Summe	84er	83er	Rest	Summe		
35 klx	14	16,5 ± 4,9	10,6 ± 4,9	2,9 ± 2,2	25,9 ± 7,4	5,0 ± 1,6	11,0 ± 2,8	13,9 ± 4,5	29,4 ± 8,2	23,3 ± 5,5	78,6 ± 20,1
20 klx	20	11,9 ± 4,3	14,5 ± 6,0	3,0 ± 2,1	24,2 ± 7,8	4,4 ± 1,4	11,8 ± 3,1	16,1 ± 5,9	32,2 ± 10,1	21,0 ± 6,8	77,4 ± 22,4

*) $\Sigma_{\text{ges.}}$ = Nadeln + Holz/Rinde + Wurzel

Tabelle 3.8/5:

Nährstoffgehalt in Nadeln und Wurzeln [mg g^{-1} TS] sowie Zucker- und Stärkegehalt [%] von Fichten nach 14monatigem Wachstum bei 35 bzw. 20 klx Beleuchtungsstärke

Komponente	35 klx (n = 20)				20 klx (n = 31)				Anova Test Faktor/Wechselwirkung			
	Nadeljahrgang			Wurzel	Nadeljahrgang			Wurzel	Nadeln			Wurzel
	1984	1983	R**)		1984	1983	R**)		Licht	NJ*)	Licht/ NJ	
Magnesium	11,2 ± 0,21	0,88 ± 0,19	0,94 ± 0,19	1,23 ± 0,17	1,08 ± 0,21	0,94 ± 0,17	0,83 ± 0,17	1,03 ± 0,17	0,043	0,001	-	0,001
Kalzium	11,0 ± 2,6	14,2 ± 2,1	16,3 ± 3,0	8,5 ± 1,0	9,1 ± 2,3	12,1 ± 1,9	15,7 ± 2,7	18,0 ± 0,9	0,001	0,001	0,324	0,001
Kalium	8,1 ± 1,4	5,9 ± 0,9	4,8 ± 1,1	2,8 ± 0,4	9,6 ± 1,4	7,1 ± 1,4	6,0 ± 1,0	2,4 ± 0,5	0,001	0,001	-	0,001
Ges. Stickstoff	6,7 ± 1,1	7,0 ± 1,4	5,6 ± 1,4	5,3 ± 1,0	8,1 ± 1,8	7,7 ± 2,6	8,6 ± 2,8	4,3 ± 0,9	0,001	-	0,042	0,001
Ges. Zucker [%]	5,8 ± 0,9	7,3 ± 0,8	7,0 ± 0,7	2,8 ± 0,5	6,9 ± 1,0	9,4 ± 1,7	7,8 ± 1,8	4,1 ± 0,8	0,001	0,001	0,110	0,001
Stärke [%]	8,2 ± 3,5	4,6 ± 2,2	4,3 ± 2,6	8,2 ± 1,9	6,2 ± 3,3	3,7 ± 1,9	2,6 ± 0,9	6,3 ± 2,0	0,014	0,001	-	0,001

*) Nadeljahrgang

**) R = Restliche Nadeln älter NJ zusammengefaßt zu einer Mischprobe

Tabelle 3.8/6:

Entwicklung des Chlorophyllgehaltes in Fichtennadeln der Jahrgänge 1983 und 1984 nach 14monatigem Wachstum unter 35 bzw. 20 klx Beleuchtungsstärke

Licht	n	Chlorophyllgehalt [mg g^{-1} FG]			
		02. 11. 1983	03. 07. 1984	08. 10. 1984	
		Versuchsbeginn NJ 83	NJ 83	Versuchsende NJ 83 NJ 84	
35 klx	20	1,55 ± 0,22	0,79 ± 0,15	0,77 ± 0,27	0,37 ± 0,11
20 klx	20	1,60 ± 0,26	1,49 ± 0,28**)	1,07 ± 0,22***)	1,02 ± 0,32****)

**) p = 0,01

****) p = 0,001

Tabelle 3.8/7:

Photosyntheseleistung von Fichten in nährstoffarmem Substrat nach 14monatigem Wachstum unter 35 bzw. 20 klx Beleuchtungsstärke. Die Messungen erfolgten an diesjährigen Nadeln am Ende des Experiments

	Photosyntheserate bei $275 \mu\text{E m}^{-2} \text{sec}^{-1}$		
	$\left[\frac{\mu\text{mol CO}_2}{\text{g TG sec}} \right]$	$\left[\frac{\mu\text{mol CO}_2}{\text{mg Chlorophyll sec}} \right]$	$\left[\frac{\text{ppm H}_2\text{O}}{\text{ppm CO}_2} \right]$
35 klx	1,30 ± 0,69	0,70 ± 0,35	126 ± 59
20 klx	2,61 ± 0,85****)	0,60 ± 0,20	80 ± 18****)

****) p = 0,001

3.9. Zur Wirkung des Lichtes auf das Wachstum von Buchen in Abhängigkeit von der Ozonbelastung

Neben Fichten sind als weitere Hauptbaumart vielfach Buchen an Standorten der Mittelgebirgslagen Nordrhein-Westfalens erkrankt, wie gerade die jüngste Waldschadenserhebung in diesem Bundesland belegt [25].

Nach dem trockenen, heißen Sommer 1983 konnten häufig an lichtexponierten Blättern älterer Buchen, wie beispielsweise im Eggegebirge, feinste, punktförmige, rötlichbraune Nekrosen innerhalb der Interkostalfelder beobachtet werden. Art und Verteilung dieser Blattschäden erinnerten sehr stark an die durch Ozoneinwirkung ausgelöste Symptomatik [11, 12]. Ferner trat auch ein wellenförmiges, sägezahnartiges Verbiegen der Blattränder auf, das allerdings bisher nicht mit Ozoneinwirkungen in Verbindung gebracht worden ist. Obwohl im Sommer 1983 im Eggegebirge noch keine Ozonmessungen durchgeführt wurden, bildeten die klimatischen Gegebenheiten eine ideale Voraussetzung für länger andauernde Ozonepisoden, so daß ein Zusammenhang zu den Beobachtungen gegeben schien. Allerdings konnten die Blattschäden auch mit der langanhaltenden Trockenheit in Zusammenhang stehen, die eine sehr ähnliche Symptomatik bei Buchen auszulösen vermag. Darüber hinaus wurde beobachtet, daß diese Art der Verbräunung vorzugsweise an den Lichtblättern, nicht jedoch an Schattenblättern auftrat.

Dies gab Anlaß in Begasungsversuchen zu untersuchen, ob und in welcher Konzentration Ozon Buchen zu schädigen vermag und ferner ob das Licht prädisponierend wirkt. In der Zeit vom 30.05. bis 02.08.1983 sowie vom 08.08. bis 13.09.1983 und 02.04. bis 25.07.1985 wurden deshalb drei Begasungsversuche durchgeführt, um die genannten Fragen zu klären.

Versuch 1

In der Zeit vom 30.05. bis 02.08.1983 wurden je 6 Buchen (5jährig), die in einem Gemisch aus ED 73 und O-Erde (1 : 1) stockten, in VAN HAUT-Kammern gesetzt, die wie bei Versuch 1, Kap. 3.8, zum Teil mit Schattierleinen abgedeckt waren, so daß in je 2 Kammern Beleuchtungsstärken von 20 bzw. 35 klx eingestellt werden konnten. Die übrigen Versuchsbedingungen entsprachen denen von Versuch 1, Kapitel 3.8.

Die an Buchen gemachten Beobachtungen bestätigen prinzipiell die an Fichten gewonnenen Erkenntnisse (vgl. Kap. 3.8). So sind auch hier die stärksten Blattschädigungen bei Ozoneinwirkung und hoher Lichtintensität zu beobachten, während bei den Kontrollpflanzen unter hoher Lichtintensität nur schwache Aufhellungen der Blätter manifest geworden sind. Die ozoninduzierte Schädigung an Buchen beginnt bei hoher Lichtintensität mit einer Aufhellung und leichten Vergilbung der mittelalten Blätter, die nach relativ kurzer Zeit (3 Wochen, $150 \mu\text{g m}^{-3}$) in den Interkostalfeldern stecknadelkopfgroße, schokoladenbraune Nekrosen aufweisen und schließlich einen braunverfärbten Eindruck machen. An einigen Pflanzen konnte bereits nach relativ kurzer Einwirkungszeit von nur 14 Tagen bei $150 \mu\text{g m}^{-3}$ Ozon ein wellenartiges Verformen der Blattränder beobachtet werden, das dem Blattrand eine Art sägezahnförmiges Aussehen verlieh. Ähnliches wurde, wie einleitend erwähnt, auch unter natürlicher Wuchsbedingung beobachtet.

Die Chlorophyllgehalte der Buchenblätter nach den verschiedenen Behandlungen sind in Tabelle 3.9/1 wiedergegeben. Danach ergibt sich ein eindeutigeres Bild als bei den Fichten. Die Chlorophyllgehalte bei 20 klx liegen nämlich deutlich höher als bei 35 klx. Mit zunehmender Ozondosis nimmt der Chlorophyllgehalt signifikant zur Kontrolle um ca. 40% innerhalb der ersten 4 Wochen ab, anschließend bleibt der Gehalt nahezu konstant.

Auch hatte es den Anschein, daß die Blätter der ozonbegasten Buchen ($150 \mu\text{g m}^{-3} \text{O}_3$) unter hoher Lichtintensität deutlich kleiner waren als die der Kontrolle unter gleichen Lichtbedingungen. Deshalb wurde zu Versuchsende die Gesamtblattfläche der obersten 5 Äste mit Hilfe eines Licor-Blattflächenmeßgerätes bestimmt. Während das Verhältnis der Gesamtblattfläche bei 20 bzw. 35 klx zwischen den Kontrollen annähernd gleich ist, ist im Mittel aller Pflanzen bei den begasten Buchen die Blattfläche um 15,5% signifikant erniedrigt ($p = 0,01$), wobei bei den begasten Pflanzen allerdings kein Einfluß der Lichtintensität nachgewiesen werden konnte. Eine Auswertung der $300\text{-}\mu\text{g-O}_3$ -Variante war zu Versuchsende nicht mehr möglich, da ca. 70% der Blätter stark nekrotisiert und abgefallen waren.

Nach Abschluß des Versuches wurden die restlichen Blätter der Buchen aller Varianten entfernt und die Pflanzen im Kaltgewächshaus überwintert. Der Neuaustrieb der Pflanzen wurde jeweils im darauffolgenden Frühjahr am 19.04., 24.04., 03.05. und 09.05.1984 bonitiert, um eventuelle Folgeschäden abschätzen zu können. Während der ca. 4wöchigen Beobachtungszeit konnten keine Unterschiede im Neuaustrieb in Abhängigkeit der zuvor erfolgten verschiedenen Behandlungen beobachtet werden, so daß ozonbedingte Folgeschäden nicht nachgewiesen werden konnten.

Versuch 2

In einem 2. Versuch wurden je sechs 5jährige Buchen in sechs VAN-HAUT-Kammern gesetzt. Als Bodensubstrat wurde ED 73 verwendet. Drei Kammern wurden mit 35 klx und drei mit 20 klx beleuchtet. Innerhalb jeder Gruppe wurde jeweils eine Kammer mit $150, 300 \mu\text{g m}^{-3}$ Ozon bzw. aktivkohlegereinigter Außenluft (Kontrolle) beschickt, und damit der Versuch 1 zu einer späteren Jahreszeit (08.08. – 13.09.1983) wiederholt. Die mittlere, tatsächlich gemessene O_3 -Konzentration betrug 138 ± 12 und $310 \pm 32 \mu\text{g m}^{-3}$.

Symptomatik

Wie schon bei Versuch 1 festgestellt, wurde die stärkste Blattschädigung nach Begasung mit $300 \mu\text{g m}^{-3}$ Ozon bei gleichzeitig hoher Lichtintensität beobachtet, während nach Ozonbegasung und schwacher Belichtung nur mäßige Schäden auftraten. Die Kontrollpflanzen zeigten selbst unter hoher Lichtintensität schwache Aufhellungen der Blätter.

Die ozoninduzierte Schädigung an Buchen der Variante 35 klx beginnt zunächst mit unspezifischen Aufhellungen und leichter Vergilbung der mittelalten Blätter, die nach relativ kurzer Zeit (3 Wochen, $150 \text{O}_3 \mu\text{g m}^{-3}$) in den Interkostalfeldern stecknadelkopfgroße, schokoladenbraune Nekrosen aufweisen und schließlich einen braunverfärbten Eindruck machen. An einigen Pflanzen konnte auch wieder nach relativ kurzer Einwirkungszeit von nur 14

Tagen bei $150 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ ein wellenartiges Verformen der Blattränder beobachtet werden, daß dem Blattrand eine Art sägezahnförmiges Aussehen verlieh und durchaus mit den im Spätsommer 1983 im Eggegebirge beobachteten Schäden vergleichbar war. Sehr auffallend war ferner, daß sich bei den Bäumen der Lichtvariante ausgeprägte Schattierungseffekte bei beiden Ozonkonzentrationen ergaben. So waren stets nur die Blattpartien geschädigt, die nicht durch ein überstehendes Blatt schattiert wurden. Der Abstand zwischen den Blättern konnte dabei bis zu 5 cm betragen. In Tabelle 3.9/2 sind die Boniturergebnisse zusammengefaßt.

Chlorophyll

Die Chlorophyllgehalte a und b der Buchenblätter nach den verschiedenen Behandlungen sind in Tabelle 3.9/3 wiedergegeben. Danach liegt der Gesamtchlorophyllgehalt bei 20 klx deutlich höher als bei 35 klx, wobei dieser Unterschied im wesentlichen auf den höheren Chlorophyll-a-Werten beruht. Nach 6wöchiger, kontinuierlicher Ozonbegasung mit $150 \mu\text{g m}^{-3}$ zeigt sich bei der 20-klx-Variante im Gegensatz zur 35-klx-Variante keine Wirkung. Erst bei $300 \mu\text{g m}^{-3}$ nimmt der Gehalt an Chlorophyll a bei der 20-klx-Variante signifikant zur Kontrolle ($p = 0,01$) ab, während bei der 35-klx-Variante zwar ebenfalls eine Abnahme ermittelt wurde, die aber vergleichsweise schwächer und statistisch nicht signifikant ausfällt. Eine Wirkung auf das Chlorophyll b konnte weder für den Faktor Licht noch den Faktor Ozon nachgewiesen werden.

Wie schon bei Versuch 1 wirkten bei der Abschlußbonitur die Blätter der ozonbegasteten Buchen ($150 \mu\text{g m}^{-3}$) unter hoher Lichtintensität deutlich kleiner als die der Kontrolle unter gleichen Lichtbedingungen. Deshalb wurde zu Versuchsende die Gesamtblattfläche der obersten 5 Äste mit Hilfe eines Licor-Blattflächenmeßgerätes bestimmt. Die mittlere Blattfläche der Kontrollbäume betrug bei 20 klx $17,5 \pm 2,1 \text{ cm}$ bzw. $15,4 \pm 1,8 \text{ cm}$ bei 35 klx. Während bei den belichteten Buchen Ozon – unabhängig von der Konzentration – keinen statistisch nachweisbaren Einfluß auf die Blattflächengröße hatte, war die Blattfläche bei 20 klx und $150 \mu\text{g m}^{-3}$ im Mittel aller Pflanzen um 15,5% signifikant erniedrigt ($p = 0,01$). Eine Auswertung der 300- $\mu\text{g-O}_3$ -Variante war zu Versuchsende wie bei Versuch 2 nicht mehr möglich, da die Blätter stark nekrotisiert bzw. abgefallen waren.

Versuch 3

In einem abschließenden Versuch wurden 24 ca. 5jährige Buchen, bei denen gerade der Austrieb begonnen hatte, über 9 Wochen (02. 04. bis 04. 07. 1985) im Kaltgewächshaus je zur Hälfte in vollem Licht (35 klx) bzw. reduziertem Licht (20 klx, Schattierung wie unter 3.8 beschrieben) gehalten. Als Substrat diente 0-Erde.

Wie bereits bei den Versuchen 1 und 2 beobachtet, reagierten die in vollem Licht gehaltenen Bäume nach relativ kurzer Zeit, indem die jüngsten Blätter des oberen Kronendrittels sich chlorotisch aufhellten, während die schattiert aufwachsenden Bäume gleichmäßig dunkelgrüne Blätter aufwiesen, die, sofern sie während des Versuches gebildet wurden, auch größer waren. Orientierende Messungen zur Photosyntheseleistung zeigen, daß sowohl CO_2 -Kompensationspunkt als auch die Atmungsrate bei den schattierten Buchen signifikant gegenüber der 35-klx-Variante erniedrigt sind. Die maximale Photo-

syntheserate ist zwischen den beiden Gruppen annähernd gleich und der Tendenz nach bei der 20-klx-Variante erhöht (Tabelle 3.9/4).

Nachdem die Buchen in dieser Art vorbehandelt worden waren, wurden jeweils drei Licht- bzw. Schattenbäume in die acht VAN HAUT-Kammern gesetzt und je zwei Kammern mit 100, 200, $300 \mu\text{g m}^{-3}$ Ozon bzw. die Kontrolle mit aktivkohlegereinigter Außenluft 42 Tage kontinuierlich begast. Die tatsächlich gemessenen Ozonkonzentrationen lagen bei 87 ± 11 , 191 ± 18 und $290 \pm 26 \mu\text{g m}^{-3}$. Die Lichtstärke betrug 35 klx für alle Varianten.

Symptome

In Tabelle 3.9/5 ist die relative Blattschädigung nach 11, 18, 25, 34 und 42 Tagen wiedergegeben. Nach 25 Tagen konnten bei der niedrigsten Ozonkonzentration unabhängig von der Lichtvorbehandlung ozonspezifische Symptome an den mittelalten Blättern im oberen Kronendrittel beobachtet werden. Erst nach 34 Tagen ließen sich die Schadbilder hinsichtlich ihrer Intensität zwischen den Gruppen 100 und $200 \mu\text{g m}^{-3}$ Ozon unterscheiden. Die stärkste Wirkung trat erwartungsgemäß bei der höchsten Ozonkonzentration auf, wobei die Schäden bei der 35-klx-Variante deutlich stärker waren. Die eigentlichen Symptome waren mit denen in Tabelle 3.9/2 beschriebenen identisch.

Wachstum

Die Bestimmung des Frisch- und Trockengewichtes einer repräsentativen Stichprobe von Buchenblättern nach 42 Tagen Begasung ergab, daß 100 bzw. $200 \mu\text{g m}^{-3}$ Ozon keinen signifikanten Einfluß auf das Wachstum haben (Tabelle 3.9/6). Erst die höchste Konzentration bewirkt bei den zuvor im Schatten gehaltenen Bäumen eine signifikante Abnahme im Frischgewicht. Der Tendenz nach gilt dies auch für die Lichtvariante. Die Trockensubstanz ist bei der Schattenvariante auch nur bei der höchsten Ozonkonzentration reduziert. Die Differenzen zur Kontrolle lassen sich jedoch nicht sichern. Während die Blattfläche der Lichtvariante, die erwartungsgemäß deutlich kleiner ist als die der Schattenvariante, durch Ozon nicht verändert wird, ist sie bei den Schattenbäumen bei $200 \mu\text{g m}^{-3}$ um 25% und bei $300 \mu\text{g m}^{-3}$ um fast 50% signifikant reduziert ($p = 0,001$). Dieses Ergebnis bestätigt die in Versuch 2 gewonnenen Befunde. Offenbar aufgrund des höheren Wassergehaltes der Schattenblätter, kommt es auch zu einem stärkeren, ozoninduzierten Wasserverlust bei den mit $300 \mu\text{g}$ Ozon begasteten Buchen, wie sich aus dem Verhältnis Frisch- zu Trockengewicht ergibt.

Chlorophyll

Trotz der sehr ausgeprägten und zwischen den Varianten differenzierten Symptomatik, konnte im Gegensatz zu Versuch 1 bzw. 2 keine eindeutige Wirkung von Ozon auf den Chlorophyllgehalt festgestellt werden (Tabelle 3.9/7). Bei allen untersuchten Konzentrationsstufen einschließlich der Kontrolle nimmt der Gesamtchlorophyllgehalt während der 42tägigen Versuchszeit ab. Diese Abnahme betrifft bei der 20-klx-Variante vor allem das Chlorophyll a, das im Mittel um fast 50% reduziert ist. Chlorophyll b unterliegt deutlich geringeren Veränderungen. Die Gesamtgehalte sind allerdings sehr niedrig im Vergleich zu Versuch 1. Denkbar ist, daß eine Ozonwirkung erst dann einsetzen kann, wenn noch eine bestimmte Min-

destmenge an Chlorophyll vorhanden ist. Der limitierende Faktor war bei diesem Versuch sicherlich der parallel eingehende Nährstoffmangel. Zwischen den Lichtvarianten treten allerdings noch deutliche Gehaltsunterschiede bei Chlorophyll a auf, die im Mittel bei 30% liegen. Gleichwohl sind auch bei dieser Variante die Gesamtgehalte zu Versuchsende sehr gering.

Photosynthese

An den Buchen wurden im Laufe des Versuches in wöchentlichem Abstand Photosynthesemessungen durchgeführt. Hierzu konnte aus versuchstechnischen Gründen jeweils nur ein Blatt/Baum für die Porometermessungen ausgesucht werden. In anschließenden Untersuchungen zeigte sich aber, daß dieses als repräsentativ angesehene Blatt nur bedingt repräsentativ für die Blätter des oberen Kronenbereiches war und Abweichungen zwischen 30 und 40% auftreten konnten. Deshalb haben die im nachfolgenden wiedergegebenen Ergebnisse lediglich allgemein orientierenden Charakter.

In Tabelle 3.9/8 ist die mittlere Photosyntheserate einmal flächen- und einmal chlorophyllbezogen wiedergegeben. Während beide Größen keinen Einfluß der Begasung mit Ozon erkennen lassen, außer in der Tendenz für die höchste Konzentration und die zuvor im Schatten gehaltenen Buchen, ergibt sich ein deutlicher Unterschied in Abhängigkeit von der Lichtvorbehandlung, wenn die Photosyntheserate auf Chlorophyll, nicht jedoch auf die Blattfläche bezogen wird. Die Atmungsrate steigt bei beiden Lichtvarianten hingegen konzentrations-abhängig an, ähnlich wie auch die H₂O-Abgaberate bei den Lichtbäumen – nicht jedoch den Schattenbäumen – ansteigt (Tabelle 3.9/9). Ähnliche ozonbedingte Wirkungen konnten auch an Fichten beobachtet werden (vgl. Kapitel 3.8).

Zusammenfassung

Die Versuche mit Buchen (*Fagus sylvatica* L.) haben gezeigt, daß Ozon in niedriger Konzentration (100 µg m⁻³) über ca. 25 Tage bereits Schäden auszulösen vermag. Damit reagiert Buche deutlich empfindlicher auf Ozon als Fichte. Die Schäden treten vorzugsweise an mittelalten Lichtblättern des oberen Kronendrittels auf. Bei allen untersuchten Ozonkonzentrationen kam es noch zu Schattierungseffekten in der Form, daß durch überstehende Blätter schattierte Blattpartien keine Ozonschäden zeigten. Auch konnte verschiedentlich ein sägezahnartiges Verformen der Blätter beobachtet werden, das häufiger an den ozonbelasteten Lichtblättern auftrat. Ob es sich jedoch hierbei um ein ozonspezifisches Symptom handelt, ist mit Sicherheit nicht zu sagen, da es einerseits nur an relativ wenigen Bäumen des mit ozonbegasteten Gesamtkollektivs auftrat, jedoch andererseits in zwei zeitlich unabhängigen Versuchen beobachtet werden konnte.

Die in beiden Versuchen erzeugten Symptome entsprechen verblüffend genau den im Sommer 1983 im Eggebirge an älteren Buchen beobachteten Blattschäden. Da bereits relativ niedrige Ozonkonzentrationen ausreichen, derartige Veränderungen auszulösen, ist es sehr wahrscheinlich, daß die Laubverfärbung seinerzeit auch mit Ozoneinwirkungen in Zusammenhang stand.

Die anderen gemessenen Parameter ergeben kein in allen Punkten klares Bild. Zwar konnten zwischen Licht- und Schattenblättern die bekannten Unterschiede in Größe, Gewicht, Photosyntheseleistung und teilweise Chlorophyllgehalt nachgewiesen werden [24], eine eindeutige Ozonwirkung ließ sich jedoch in den niedrigeren Konzentrationsbereichen nicht nachweisen. Bei Konzentrationen > 150 µg m⁻³ traten Wechselwirkungen mit der Lichtintensität auf, wobei die stärksten Schäden mit der hohen Lichtintensität in allen drei Versuchen zusammenfielen. Obwohl nicht speziell im Hinblick auf den Blattnährstoffgehalt untersucht, war aufgrund der Symptomausbildung zu erkennen, daß latenter Nährstoffmangel die Wirkung weiter zu verstärken vermochte. Damit ist die Reaktion der Buchen auf die Faktoren Boden, Licht und Nährstoffmangel der von Fichten prinzipiell vergleichbar.

Tabellenanhang

Tabelle 3.9/1:

Chlorophyllgehalt von Buchenblättern nach Ozonbegasung

	Chlorophyllgehalt [mg g FG]		
	nach 4 Wochen	nach 6 Wochen	Chl. a : b
a) Beleuchtung mit 35 klx			
Kontrolle	1,85 ± 0,67	1,82 ± 0,74	5,4
150 µg O ₃ · m ⁻³	1,75 ± 0,23	1,51 ± 0,34	5,5
300 µg O ₃ · m ⁻³	1,14 ± 0,25	1,20 ± 0,29	4,4
b) Beleuchtung mit 20 klx			
Kontrolle	2,34 ± 0,89	2,31 ± 0,60	5,8
150 µg O ₃ · m ⁻³	2,16 ± 0,29	2,30 ± 0,66	5,3
300 µg O ₃ · m ⁻³	1,50 ± 0,34	1,62 ± 0,38	4,9

Tabelle 3.9/2:

Entwicklung von Blattschäden an Buchen (*Fagus sylvatica*) nach Ozonbegasung in Abhängigkeit von der Lichtintensität

Behandlungs- tage	Kontrolle		150 µg O ₃ m ⁻³		300 µg O ₃ m ⁻³	
	35 klx	20 klx	35 klx	20 klx	35 klx	20 klx
0	o.B.*)	o.B.	o.B.	o.B.	o.B.	o.B.
15	leichte Aufhellung der oberen Blätter	Interkostalfelder schwach chlorotisch	Blätter des obersten Kronenbereiches leicht braun-grüne Verfärbung unspezifisch	schwache Randnekrosen	hellbraune Interkostalnekrosen gut sichtbar, ozonspezifisch, Sägezahnbildung an Blättern	leichte Chlorosen der Interkostalfelder, leichte Spitzen- und Randnekrosen, Sägezahnform
22	leichte Aufhellung grünblau verfärbt	leicht braun-grüne Verfärbung der Interkostalfelder	Interkostalnekrosen des oberen Kronenbereiches deutlich sichtbar, ozonspezifisch	leichte dunkelbraune Interkostalnekrosen	25% Blattfall, Interkostalnekrosen stark ausgeprägt, Sägezahnbildung, Randnekrosen	Nekrosen der Interkostalfelder dunkelbraun verfärbt
34	wie nach 22 Tagen	wie nach 22 Tagen	Intensivierung der Symptome, leichter Blattfall, Sägezahnbildung des Blattrandes, gelegentlich	wie nach 22 Tagen	starke Verbräunung der verbleibenden Blätter, ca. 50% aller Blätter im oberen Kronenbereich abgefallen, Blätter des unteren Kronenbereiches vergilbt	Schäden wie am 22. Tag, im oberen Kronenbereich 20% Blattfall, leichte Schäden an Blättern des unteren Kronenbereiches

*) o. B. = ohne Befund

Tabelle 3.9/3:

Mittlerer Chlorophyllgehalt [mg g^{-1} FG] von Buchenblättern¹⁾ nach 6wöchiger, kontinuierlicher Ozonbegasung mit 150 bzw. 300 $\mu\text{g m}^{-3}$ in Abhängigkeit von der Beleuchtungsstärke

	Chlorophyllgehalt [mg g^{-1} FG]					
	Chlorophyll a		Chlorophyll b		Verhältnis a : b	
	35 klx	20 klx	35 klx	20 klx	35 klx	20 klx
	$x \pm s^*)$		$x \pm s$		$x \pm s$	
Kontrolle	3,0 ± 0,8	4,1 ± 0,7	0,6 ± 0,3	0,7 ± 0,2	5,4	5,8
150 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$	2,6 ± 0,6	4,0 ± 0,4	0,5 ± 0,1	0,7 ± 0,2	5,5	5,3
300 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$	2,1 ± 0,6	2,8 ± 0,6**)	0,5 ± 0,2	0,5 ± 0,2	4,4	4,9

*) = Mittelwert ± Standardabweichung der Einzelwerte

***) $p = 0,01$

1) je Baum ($n = 6$) wurden 4 für den Gesamtzustand des Baumes repräsentative Blätter entnommen und zu einer Mischprobe vereint

Tabelle 3.9/4:

CO_2 -Gaswechseldaten nach 9wöchiger Haltung von Buchen unter 20 bzw. 35 klx im Kaltgewächshaus

	CO_2 -Kompensationspunkt [$\mu\text{E m}^{-2} \text{sec}^{-1}$]	„Km“		Atmungsrate [$\mu\text{mol sec}^{-1} \text{m}^{-2}$]	maximale Photosyntheserate	
		[$\mu\text{E m}^{-2} \text{sec}^{-1}$]			[$\mu\text{mol sec}^{-1} \text{m}^{-2}$]	
		E.H.	L.B.		E.H.	L.B.
35 klx	13,9 ± 1,6	233 ± 62	231 ± 91	0,46 ± 0,12	8,42 ± 2,12	8,18 ± 2,46
20 klx	8,6 ± 3,8**)	224 ± 96	220 ± 79	0,25 ± 0,09**)	9,30 ± 2,84	9,02 ± 2,60

***) $p = 0,01$

Tabelle 3.9/5:

Blattschädigung in % zur Kontrolle nach 42tägiger Ozonbegasung von *Fagus sylvatica* in Abhängigkeit von der Lichtstärke*)

Behandlung	Blattschädigung in %**)									
	Vorbehandlung 35 klx					20 klx				
	Tage					Tage				
	11	18	25	34	42	11	18	25	34	42
100 $\mu\text{g O}_3 \text{m}^{-3}$	0	11	17	22	33	0	6	17	22	32
200 $\mu\text{g O}_3 \text{m}^{-3}$	0	17	17	33	50	0	6	17	33	50
300 $\mu\text{g O}_3 \text{m}^{-3}$	39	61	78	100	100	6	50	56	67	89

*) Die Buchen wurden vor der Begasung für 9 Wochen im Kaltgewächshaus bei 20 bzw. 35 klx gehalten.

***) Bei der Bonitur sind ausschließlich ozonspezifische Symptome (mottling, stippling) berücksichtigt worden

Tabelle 3.9/6:

Frisch- und Trockensubstanzgewicht [g] sowie Blattfläche [cm²] einer repräsentativen Probe von jeweils 2 × 10 Blättern/ Buche nach 42tägiger Ozonbegasung mit 100, 200 und 300 µg m⁻³ in Abhängigkeit von der Lichtstärke*)

Behandlung (n = 6)	FG [g]** x ± S	TG [g]***) x ± S	FG : TG ¹⁾ x ± S	Bfl. [cm ²] x ± S	cm ² Bfl./gFG x ± S	cm ² Bfl./gTG x ± S
Kontrolle						
20 klx	1,97 ± 0,26	1,02 ± 0,21	1,97 ± 0,16	200,9 ± 29,2	101,8 ± 6,7	200,7 ± 23,4
35 klx	1,48 ± 0,21	0,83 ± 0,11	1,78 ± 0,05	141,1 ± 19,0	95,6 ± 7,9	171,4 ± 15,9
100 µg O ₃ m ⁻³						
20 klx	2,12 ± 0,62	1,10 ± 0,29	1,91 ± 0,07	209,2 ± 60,8	99,4 ± 5,4	189,2 ± 10,4
35 klx	1,51 ± 0,30	0,86 ± 0,20	1,77 ± 0,08	157,7 ± 28,3	104,7 ± 5,3	185,0 ± 13,1
200 µg O ₃ m ⁻³						
20 klx	1,62 ± 0,70	0,97 ± 0,33	1,87 ± 0,08	168,1 ± 57,6	106,1 ± 10,3	139,5 ± 58,6
35 klx	1,49 ± 0,42	0,83 ± 0,20	1,79 ± 0,13	139,9 ± 33,8	95,4 ± 10,7	169,3 ± 11,9
300 µg O ₃ m ⁻³						
20 klx	1,12 ± 0,16	0,77 ± 0,13	1,48 ± 0,23	112,3 ± 50,0	124,4 ± 18,0	179,2 ± 5,2
35 klx	1,29 ± 0,25	0,88 ± 0,14	1,34 ± 0,28	150,7 ± 40,7	120,1 ± 42,0	169,3 ± 30,8

*) Die Buchen wurden vor der Begasung für 9 Wochen im Kaltgewächshaus bei 20 bzw. 35 klx gehalten

**) FG = Frischgewicht

***) Trockengewicht

1) Bfl = Blattfläche

Tabelle 3.9/7:

Mittlerer Chlorophyllgehalt [mg g⁻¹ FG] nach 5-, 28- und 40tägiger Ozonbegasung in Blättern von *Fagus sylvatica* in Abhängigkeit von der Lichtstärke*)

Behandlung (n = 6)	Chlorophyllgehalt [mg g ⁻¹ FG]								
	Zeitpunkt der Probenahme nach Versuchsbeginn in Tagen								
	5	28	40	5	28	40	5	28	40
	Chlorophyll a x ± S**)			Chlorophyll b x ± S			Gesamtchlorophyll x ± S		
Kontrolle									
20 klx	1,6 ± 0,2	1,1 ± 0,6	0,8 ± 0,4	0,5 ± 0,2	0,4 ± 0,2	0,3 ± 0,2	2,1 ± 0,7	1,5 ± 0,8	1,1 ± 0,5
35 klx	1,0 ± 0,4	0,6 ± 0,3	0,6 ± 0,2	0,3 ± 0,1	0,2 ± 0,1	0,2 ± 0,1	1,3 ± 0,6	0,8 ± 0,4	0,7 ± 0,3
100 µg O ₃ m ⁻³									
20 klx	1,5 ± 0,2	1,0 ± 0,3	0,9 ± 0,3	0,5 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,3 ± 0,1	1,9 ± 0,3	1,4 ± 0,4	1,2 ± 0,4
35 klx	1,0 ± 0,3	0,8 ± 0,2	0,6 ± 0,2	0,3 ± 0,1	0,2 ± 0,1	0,2 ± 0,1	1,3 ± 0,3	1,0 ± 0,2	0,8 ± 0,2
200 µg O ₃ m ⁻³									
20 klx	1,6 ± 0,4	1,2 ± 0,3	1,0 ± 0,5	0,5 ± 0,2	0,4 ± 0,1	0,4 ± 0,2	2,2 ± 0,6	1,6 ± 0,4	1,4 ± 0,6
35 klx	1,2 ± 0,2	0,8 ± 0,1	0,9 ± 0,2	0,4 ± 0,1	0,2 ± 0,1	0,3 ± 0,1	1,6 ± 0,3	1,1 ± 0,2	1,1 ± 0,2
300 µg O ₃ m ⁻³									
20 klx	1,7 ± 0,5	1,1 ± 0,4	1,0 ± 0,4	0,5 ± 0,2	0,4 ± 0,2	0,3 ± 0,2	2,2 ± 0,7	1,5 ± 0,6	1,3 ± 0,5
35 klx	1,0 ± 0,2	0,7 ± 0,2	0,7 ± 0,2	0,3 ± 0,1	0,2 ± 0,1	0,2 ± 0,1	1,3 ± 0,2	0,9 ± 0,2	0,9 ± 0,3

*) Die Buchen wurden vor der Begasung für 9 Wochen im Kaltgewächshaus bei 20 bzw. 35 klx vorbehandelt.

**) x ± S = Mittelwert ± Standardabweichung der Einzelwerte

Tabelle 3.9/8:

Mittlere Photosyntheserate von Buchenblättern bei $275 \mu\text{E m}^{-2} \text{sec}^{-1}$ nach 42tägiger Begasung mit Ozon ($100, 200, 300 \mu\text{g m}^{-3}$) in Abhängigkeit vom Licht

	Photosyntheserate [$\mu\text{mol m}^{-2} \text{sec}^{-1}$]		Photosyntheserate Chlorophyll [$\mu\text{mol sec}^{-1} \text{mg Chlorophyll}$]	
	35 klx	20 klx	35 klx	20 klx
	x ± s		x ± s	
Kontrolle	4,91 ± 0,58	4,94 ± 0,64	0,418 ± 0,125	0,236 ± 0,059
100 $\mu\text{g O}_3$	4,24 ± 1,11	5,40 ± 2,74	0,338 ± 0,076	0,214 ± 0,045
200 $\mu\text{g O}_3$	4,88 ± 0,93	4,81 ± 0,64	0,214 ± 0,052	0,367 ± 0,012
300 $\mu\text{g O}_3$	4,47 ± 0,59	4,46 ± 0,90	0,423 ± 0,008	0,206 ± 0,004

Tabelle 3.9/9:

Mittlere CO_2 -Abgabe [$\mu\text{mol sec}^{-1} \text{m}^{-3}$] bei $0 \mu\text{E m}^{-2} \text{sec}^{-1}$ und H_2O -Abgabe [$\mu\text{mol}_{\text{H}_2\text{O}} \text{m}^{-2} \text{sec}^{-1}$] bei $275 \mu\text{E m}^{-2} \text{sec}^{-1}$ von Buchenblättern nach 42tägiger Begasung mit Ozon ($100, 200, 300 \mu\text{g m}^{-3}$) in Abhängigkeit vom Licht

	Atmungsrate bei $0 \mu\text{E m}^{-2} \text{sec}^{-1}$		H_2O -Abgabe bei $275 \mu\text{E m}^{-2} \text{sec}^{-1}$	
	35 klx	20 klx	35 klx	20 klx
	x ± s		x ± s	
Kontrolle	0,302 ± 0,023	0,264 ± 0,064	21,6 ± 9,1	24,1 ± 6,7
100 $\mu\text{g O}_3$	0,302 ± 0,07	0,385 ± 0,059	22,9 ± 9,3	20,2 ± 5,0
200 $\mu\text{g O}_3$	0,372 ± 0,071	0,364 ± 0,010	22,1 ± 7,7	20,8 ± 5,8
300 $\mu\text{g O}_3$	0,383 ± 0,118	0,325 ± 0,062	30,4 ± 7,9	24,3 ± 7,8

3.10. Zur Wirkung von Ozon auf Fichten in Abhängigkeit von der Luftfeuchte

Wie die zuvor beschriebenen Experimente gezeigt haben, sind Fichten gegenüber Ozon recht widerstandsfähig. Ozonspezifische Symptome konnten in den meisten Versuchen erst erzeugt werden, wenn die Ozonkonzentration $200 \mu\text{g m}^{-3}$ und mehr betrug. Ein Grund für die recht hohe Toleranz könnte darin liegen, daß die relative Luftfeuchte in den Begasungskammern mit 60 bis 65% rel. LF im Vergleich zum Freiland niedrig ist. Andererseits bestimmt die relative Luftfeuchte maßgeblich die Resistenz der Pflanzen gegenüber Luftverunreinigungen, die mit abnehmender Luftfeuchte deutlich steigt.

In einem Versuch, der in der Zeit vom 02.01. bis 19.02.1985 durchgeführt wurde, sollte deshalb die Frage geklärt werden, wie sich die Empfindlichkeit von Fichten gegenüber Ozon unter realistischen, freilandähnlichen Luftfeuchtebedingungen ändert.

Hierzu wurden jeweils 6 ca. 5jährige Fichten, die in 0-Erde stockten, in VAN HAUT-Kammern gestellt, wobei Luftfeuchte und Temperatur der einen Kammer bei 65% rel. LF und $20 \pm 2^\circ\text{C}$ lag und damit dem Gewächshausklima entsprach. Der Luftstrom der anderen Kammer wurde über Nebeldüsen gelenkt und so eine relative Luftfeuchte von 90% rel. LF in der anderen Kammer erzeugt. Bedingt durch die erhöhte Luftfeuchte sank aber die mittlere Kammertemperatur um 4°C und betrug $16 \pm 1^\circ\text{C}$. Zur Akklimatisation wurden die Fichten bereits 12 Tage vor Begasungsbeginn in die Kammern gesetzt. Die Ozonkonzentration betrug im Mittel der Begasungszeit $250 \mu\text{g m}^{-3}$ (Ist-Konzentration $252 \pm 18 \mu\text{g m}^{-3}$).

Symptomatik

Nach ca. einer Woche begannen die Fichten der Kammer mit niedriger Luftfeuchte auszutreiben. Der Austrieb der Pflanzen der anderen Kammer erfolgte rund 14 Tage später. Nach ca. 4 Wochen kontinuierlicher Begasung zeigten sich an den Vorjahresnadeln (NJ 1984) erste ozonspezifische „mottling-Symptome“, die bei den Bäumen unter hoher Luftfeuchte etwas früher und intensiver auftraten. Die Unterschiede waren aber nicht so auffallend, als daß sie sich hätten quantifizieren lassen. Gegen Versuchsende wiesen auch die jüngsten, eben gebildeten Nadeln der unter niedriger Luftfeuchte gehaltenen Fichten Ozonschäden auf, während an den Nadeln der anderen Gruppe keine Veränderungen beobachtet werden konnten. Der Unterschied in der Reaktion der beiden Nadeljahrgänge in Abhängigkeit von der Luftfeuchte ist sicherlich durch die längere Expositionszeit der jüngsten Nadeln unter dem normalen Gewächshausklima (höhere Temperatur) zu erklären. Neben dem mottling-Symptom konnte, wie schon in den Versuchen zuvor, eine allgemeine Vergilbung des oberen Kronendrittels allerdings bei beiden Varianten beobachtet werden.

Chlorophyll

Nach 6wöchiger Begasung wurde zu Versuchsende der Chlorophyllgehalt der Nadeln des Jahrgangs 1984 und des Neuaustriebes bestimmt. Wie Tabelle 3.10/1 zu entnehmen ist, liegt der Gesamtchlorophyllgehalt der beiden untersuchten Nadeljahrgänge der 90%-rel.-LF-Variante um ca. 20% niedriger als in den Nadeln der 60%-rel.-LF-Variante. Hierbei war der Chlorophyll-a-Anteil vor allem bei den Nadeln des Jahrgangs 1985 stärker reduziert. Die

ermittelten Differenzen ließen sich jedoch statistisch nicht sichern, wenngleich auch das Analysergebnis den Ergebnissen der Bonitur weitgehend entsprach.

Assimilation

Die Ergebnisse der Photosynthese- bzw. Respirationmessungen mit Hilfe der Porometertechnik sind in Tabelle 3.10/2 zusammengefaßt. Bezogen auf den Chlorophyllgehalt ist die Photosyntheserate der unter hoher Luftfeuchte gehaltenen Fichten zu Versuchsende erniedrigt, wobei der Unterschied jedoch nicht signifikant ist. Bezieht man die Assimilationsleistung jedoch auf das Trockengewicht, ergibt sich ein schwach signifikanter Unterschied ($p=0,1$). In der Abbildung 3.10/1 ist die während des Versuches ermittelte relative Assimilationsleistung im Mittel aller Bäume für die beiden Varianten wiedergegeben. Danach scheint der Unterschied in der Photosyntheserate beider Varianten im wesentlichen durch das Klima erklärt zu werden und weniger durch den Ozoneinfluß selbst. In der Zeit vom 02.01. bis 14.01.1985, als die Bäume bereits in den Kammern standen, aber noch nicht begast wurden, nimmt zunächst die Photosyntheserate beider Gruppen ab, steigt dann aber bei den unter niedriger Luftfeuchte gehaltenen Bäumen stark an, während sie sich bei der anderen Gruppe nur schwach erhöht. In der Zeit der Ozonexposition, also vom 14.01. bis 19.02.1985, bleibt dieses zu Begasungsbeginn jeweils erreichte Niveau mehr oder weniger erhalten, wobei die Unterschiede in der Photosyntheserate zwischen beiden Gruppen signifikant sind ($p=0,01$). Ein Ozoneinfluß ist somit bei beiden Gruppen nicht nachweisbar. Allerdings stieg die Photosyntheserate nach dem 19.02. bei beiden Gruppen an, nachdem die Pflanzen aus den Kammern genommen und unter gleichen klimatischen Bedingungen im Gewächshaus gehalten wurden (vgl. Abb. 3.10/1). Diese Unterschiede sind statistisch zwar nicht zu sichern, scheinen aber einen gewissen Ozoneinfluß widerzuspiegeln. Die relative Luftfeuchte selbst modifiziert aber nicht die Wirkung von Ozon auf die Assimilation unter den gewählten Randbedingungen.

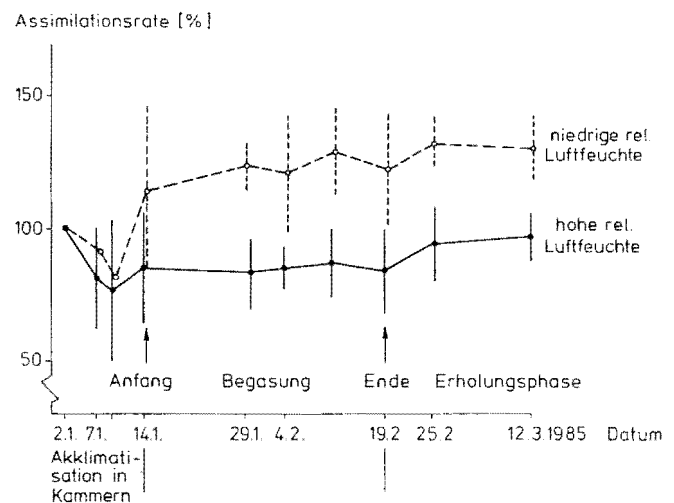


Abb. 3.10/1: Relative Assimilationsrate (Ausgangswert = 100%) von Fichten vor, während und nach einer ca. 5wöchigen Ozonbegasung [$250 \mu\text{g m}^{-3}$] in Abhängigkeit von der relativen Luftfeuchtigkeit

Die Atmungsrate ist bei den unter hoher Luftfeuchte gehaltenen Fichten zu Versuchsende signifikant gegenüber der Variante mit 60% rel. LF erniedrigt ($p = 0,01$). Nachdem die Bäume aber aus den Kammern genommen wurden und unter gleichen Klimabedingungen im Warmgewächshaus standen, gleicht sich die Atmungsrate innerhalb von 7 Tagen weitgehend an. Es ist daher fraglich, ob dieser Effekt eine Wechselwirkung zwischen Luftfeuchte und Ozonwirkung darstellt (Tabelle 3.10/1).

Zusammenfassung

Nach den vorliegenden Befunden ergeben sich Anzeichen, wonach eine hohe relative Luftfeuchtigkeit die Empfindlichkeit von Fichten gegenüber Ozon erhöht. So war die ozonspezifische Schädigung der Nadeln in Form von mottling intensiver und früher bei den unter hoher Luftfeuchtigkeit gehaltenen Pflanzen. Auch der Gesamtchlorophyllgehalt war bei dieser Gruppe erniedrigt, wobei das Chlorophyll a stärker reduziert wird als Chlorophyll b. Diese Unterschiede waren jedoch statistisch nicht zu sichern. Die Wirkung beider Faktoren – Ozon/rel. Luftfeuchte – auf die Photosynthese ergab keine eindeutige Aussage. So scheinen die festgestellten Unterschiede in der Photosyntheserate wie auch in der Respiration mehr auf die klimatischen Unterschiede zurückzuführen sein, als auf Ozon. Die Aussagen dieses Versuches sind jedoch auch vor dem Hintergrund ebenfalls unterschiedlicher Temperaturen zu sehen, deren möglicher Einfluß auf das Versuchsergebnis nicht abzuschätzen ist.

Tabellenanhang

Tabelle 3.10/1:

Mittlerer Chlorophyllgehalt*) in Fichtennadeln der Jahrgänge 1984 und 1985 nach Ozonbegasung (6 Wochen bei $250 \mu\text{g m}^{-3}$) unter hoher und niedriger relativer Luftfeuchte

Variante rel. LF	Chlorophyllgehalte [mg g^{-1} FG]							
	NJ 1984				NJ 1985			
	Ges. Chl.	Chl.a	Chl.b	<u>Chl.a</u> Chl.b	Ges. Chl.	Chl.a	Chl.b	<u>Chl.a</u> Chl.b
60%	$2,09 \pm 0,49$	$1,59 \pm 0,37$	$0,51 \pm 0,13$	$3,16 \pm 0,23$	$1,07 \pm 0,22$	$0,82 \pm 0,16$	$0,25 \pm 0,06$	$3,28 \pm 0,24$
90%	$1,78 \pm 0,34$	$1,34 \pm 0,24$	$0,44 \pm 0,10$	$3,05 \pm 0,15$	$0,87 \pm 0,15$	$0,66 \pm 0,12$	$0,21 \pm 0,04$	$3,12 \pm 0,45$

*) $\bar{x} \pm S$ = Mittelwert ($n = 6$) \pm Standardabweichung der Einzelwerte

Tabelle 3.10/2:

Photosynthese- und Atmungsraten von vorjährigen Fichtennadeln (84er) nach Ozonbegasung (4 Wochen bei $250 \mu\text{g m}^{-3}$) unter hoher und niedriger relativer Feuchte (60%/90%)

Variante	n =	Photosyntheserate (bei $275 \mu\text{E m}^{-3} \text{sec}^{-1}$)		Atmungsrate [$\mu\text{mol CO}_2 \text{g}^{-1} \text{TG sec}^{-1}$]	
		[$\mu\text{mol CO}_2 \text{mg}^{-1}$ Chl sec^{-1}]	[$\mu\text{mol CO}_2 \text{g}^{-1}$ TG sec^{-1}]	am Begasungsende	1 Woche später
60% rel. LF	6	$0,074 \pm 0,012$	$0,359 \pm 0,104$	$0,044 \pm 0,007$	$0,029 \pm 0,006$
90% rel. LF	6	$0,063 \pm 0,015$ n.s.	$0,253 \pm 0,068$ $p < 0,1$	$0,061 \pm 0,005$ $p < 0,01$	$0,036 \pm 0,010$

3.11. Zur kombinierten Wirkung von Ozon und Nebel auf die Auswaschung von An- und Kationen aus oberirdischen Pflanzenorganen

Die Vergilbung älterer Nadeln von Koniferen, die auf akutem Nährstoffmangel, insbesondere an Magnesium, basiert und als ein vorherrschendes Symptom der neuartigen Waldschäden des montanen Vergilbungstypes angesehen wird, steht nach Auffassung der Landesanstalt für Immissionsschutz mit der kombinierten Einwirkung von Ozon und saurem Nebel/Regen in Zusammenhang [1, 3, 19, 23]. Hierbei wird angenommen, daß die Kombination dieser Schadstoffe zu einem verstärkten Ionenefflux aus den Nadeln führt, und so eine stetig fortschreitende Vitalitätsminderung einleitet, zumal mit einer Kompensation der Nährstoffverluste auf den meist nährstoffarmen Waldstandorten nicht zu rechnen ist. Diesem Schädigungsmechanismus lag die Überlegung zugrunde, daß Ozon bekanntermaßen zu einer erhöhten Membranpermeabilität der verschiedenen Zellkompartimente führen kann [26, 27] und über die meist hohe Wasserstoffionenkonzentration des Nebels (Regens) ein Austausch weniger elektronegativer Kationen gegen H^+ erfolgt, mit der Konsequenz, daß diese Elemente verstärkt aus den oberirdischen Pflanzenorganen ausgewaschen werden können. Ein solcher Mechanismus könnte prinzipiell den recht plötzlich in vielen Mittelgebirgslagen aufgetretenen Magnesiummangel an Nadelbäumen erklären helfen. Der Prozess der Ionenauswaschung aus oberirdischen Pflanzenorganen, auch leaching genannt, ist seit langer Zeit beschrieben [28, 29, 30], wobei TUCKEY auch den Nachweis erbrachte, daß die Auswaschung von Kationen von der H^+ -Ionenkonzentration des Waschmediums abhängt [32]. Dies konnte auch in eigenen Vorversuchen bestätigt werden wie Tabelle 3.11/1 zu entnehmen ist. Danach bestimmt aber nicht nur die H^+ -Ionenkonzentration die Auswaschung beispielsweise von Magnesium, sondern auch das Nadelalter. So stieg der Efflux um das 3-4fache bei älteren gegenüber jüngeren Nadeln (zur Methodik siehe [23]).

Nicht bekannt war bisher hingegen, ob die Auswaschung von Nährstoffen durch Ozon beeinflusst wird. Die im folgenden beschriebenen Versuche aus der Zeit von 1984 bis 1987 sollten daher klären, ob Ozon tatsächlich die Ionenauswaschung prädisponiert und welche anderen Randbedingungen diesen Mechanismus beeinflussen können. Zu denken war hierbei in erster Linie an den Nährstoffgehalt des Bodens, die Vitalität der Bäume, oder auch den pH-Wert des Nebel/Regens.

Methodik

In der Tabelle 3.11/2 sind die speziellen Versuchsbedingungen der insgesamt 7 Auswaschversuche aufgeführt. Die in allen Versuchen stets annähernd gleich angewendete allgemeine Methodik ist bei KRAUSE [31] beschrieben und soll hier nur dem Prinzip nach noch einmal wiedergegeben werden.

Fichten, mit einer Pflanzenhöhe von 20 bis 30 cm, teils Baumschulmaterial, teils Naturverjüngung aus dem Schwarzwald oder Eggegebirge wurden in verschiedenen nährstoffversorgte Substrate gepflanzt und in Begasungsküvetten 5 oder 6 Tage/Woche einer O_3 -Belastung von 200 bzw. 300 $\mu g m^{-3}$ kontinuierlich ausgesetzt. Der Boden wurde mit Hilfe von Plastikfolie wasserdicht abgedeckt. An je 1 oder 2 Tagen/Woche (montags, donners-

tags) wurde die O_3 -Begasung unterbrochen und die Pflanzen für 7 Stunden einem künstlichen Nebelgemisch pH 3,5 ausgesetzt (Tabelle 3.11/3). Die Lösung wurde kontinuierlich mit Hilfe selbstansaugender Zweistoffdüsen (V2A-Stahl) in der Kammer vernebelt, wobei die mittlere Tropfengröße bei ca. 15 μg lag.

Das von Kammerwandungen und Pflanzen ablaufende Nebelwasser wurde am Kammerboden gesammelt und wieder vernebelt, so daß die vorgegebene Nebellösung jeweils ca. 8 bis 10 mal/7 h versprüht wurde. Vor und nach der jeweiligen Nebelperiode wurde das Nebelwasser auf die Elemente Magnesium, Kalzium, Kalium, Schwefel, Chlor, Eisen, Kupfer, Zink, Mangan, Nitrat und Ammonium untersucht. Die Differenzen der Ionenkonzentration wurden unter Berücksichtigung des jeweiligen Trockensubstanzgewichtes der Bäume berechnet und über den Untersuchungszeitraum von 72 Tagen aufsummiert. Ferner wurden Nährstoffanalysen der oberirdischen Pflanzenteile gemacht. In weiteren Experimenten wurde der Einfluß des pH-Wertes in der Nebellösung, sowie die Nährstoffversorgung des Bodens und der Pflanze auf die Auswaschung von An- und Kationen aus Fichtennadeln untersucht.

Symptomatik

Nach kontinuierlicher Begasung mit 200 bzw. 600 $\mu g m^{-3}$ über 10 Wochen und zweimaliger Benebelung (pH-Wert des Nebels 3,0-3,5) der Pflanzen pro Woche konnten zu Versuchsende weder an der Kontrolle, die nur mit Nebel und ansonsten mit aktivkohlegereinigter Außenluft versorgt wurde, noch an den zusätzlich mit 200 μg Ozon begasten Pflanzen äußerliche Veränderungen der Nadeln bemerkt werden. Lediglich in drei von 7 Versuchen zeigte sich ein leichtes Vergilben und das ozonspezifische mottling-Symptom an den jüngsten Nadeln.

An den mit 600 μg Ozon begasten und mit Nebel pH 3,0 bis 3,5 beaufschlagten Fichten ließen sich hingegen nach zwei bis drei Wochen Verbräunungen der Nadelspitzen sowie chlorotische Aufhellungen der jüngsten Nadeln beobachten, die vorzugsweise nur die Zweig- bzw. Nadeloberseite betrafen. In allen Versuchen setzte nach ca. 50 Tagen starker Nadelfall ein, der bis 40% der Gesamtnadelmasse betragen konnte. Die verbliebenen Nadeln verfärbten sich in der Regel blaßgelb und zeigten in nahezu allen Fällen mottling-Symptome neben einer leichten schokoladenbraunen Verfärbung der Nadelspitzen. Damit war das Schadbild bis auf den zum Teil starken Nadelfall durchaus dem vergleichbar, das durch Ozon alleine erzeugt wird. Wurde der pH-Wert der Nebellösung auf 4,0-4,5 angehoben und die Fichten mit gleicher Ozonkonzentration begast, so konnte als einziger Unterschied eine schwächere Vergilbung der beiden jüngsten Nadeljahrgänge beobachtet werden. Auch der Nadelfall war etwas geringer. In allen Versuchen erwies sich damit der Faktor Ozon symptombestimmend. Dies traf auch dann zu, wenn die Pflanzen in nährstoffärmeren Böden stockten.

Ionenefflux

In Tabelle 3.11/4 ist die Menge an Ionen, die nach 20 Benebelungen pro Gramm Trockensubstanz Nadelmasse ausgewaschen wurde, für die Versuche 1-7 als Summe wiedergegeben. Dabei konnte in den Versuchen 1 bis 3 für alle untersuchten Kat- und Anionen, bis auf Chlorid,

eine ozonabhängige Zunahme der Auswaschung im Laufe der Behandlung festgestellt werden. Zwischen Versuch 1 und 2, die sich allein hinsichtlich des verwendeten Bodens unterschieden, treten nur geringfügige Unterschiede im Ionenefflux auf. So liegen die Werte für Magnesium und Kalzium bei Verwendung eines magnesiumarmen Substrats, wie der am Standort Kälbelescheuer gewonnene Boden (Solifluktionsschutt), etwas höher. Die Auswaschungen von Kalium und Schwefel sind dagegen geringer. Die gefundenen Differenzen zwischen beiden Versuchen, die sich wohl aus den unterschied-

lichen Bodennährstoffgehalten erklären, sind aber statistisch nicht abzusichern.

Die höchste Auswaschung wurde in Versuch 3 festgestellt; hier wurden als Versuchspflanzen Fichten aus einer Naturverjüngungsfläche im oberen Münstertal (Schwarzwald) und der Boden wie in Versuch 2 verwendet, also die Pflanzen in ihrem Standortboden belassen. Schon eine Ozonkonzentration von $200 \mu\text{g m}^{-3}$ führt zu einer Steigerung der Magnesium- bzw. Kalziumauswaschung, die abhängig von der Ozonkonzentration das 7- bis 14fache

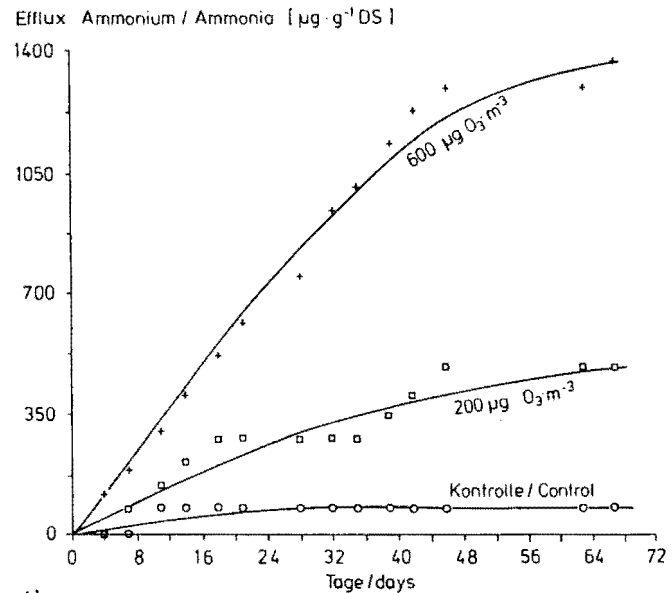
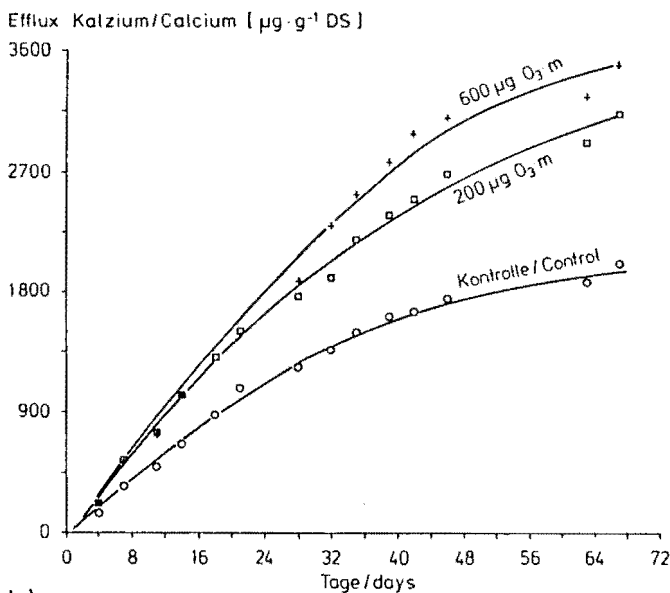
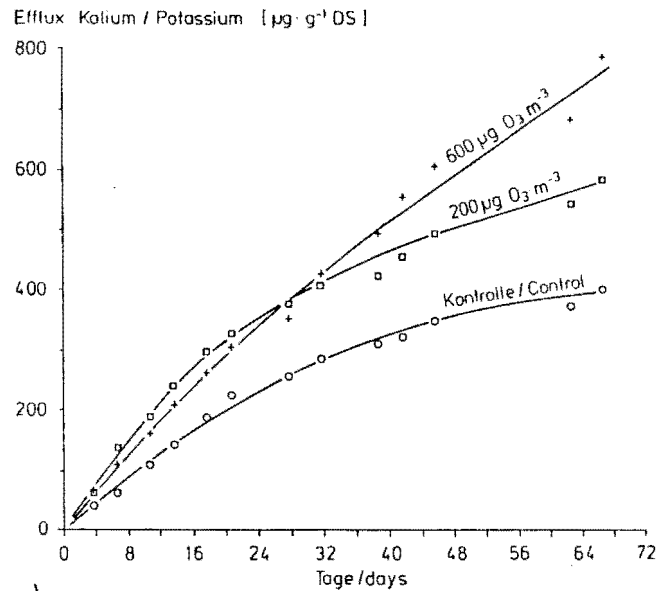
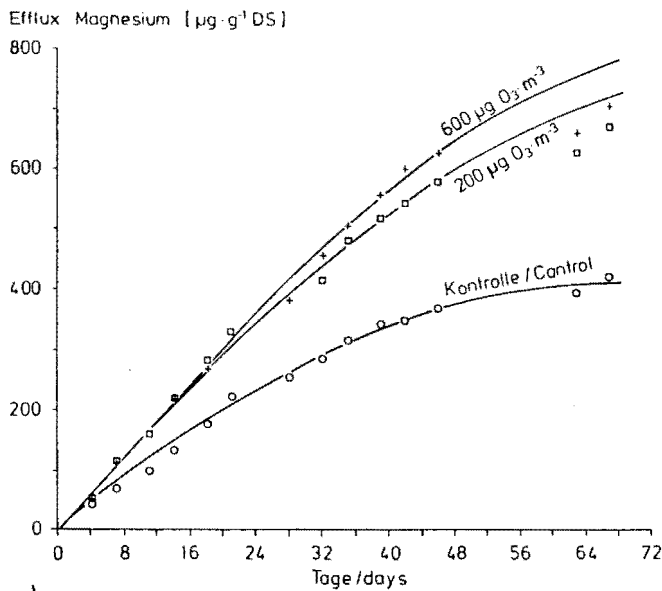


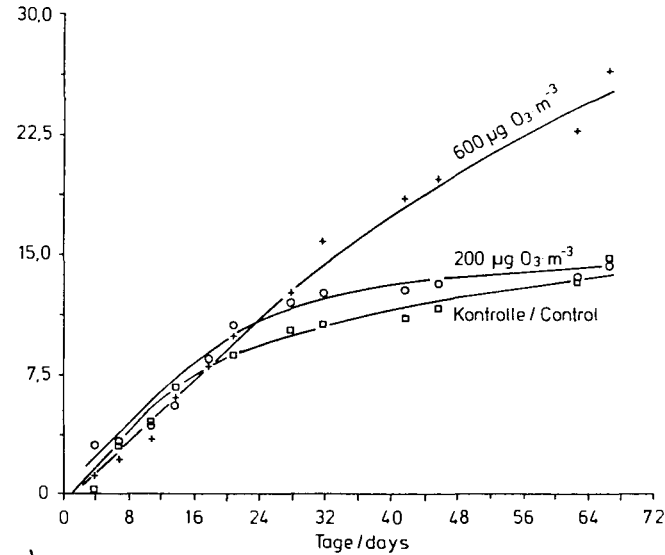
Abb. 3.11/1a-g: Auswaschung von a) Magnesium, b) Kalzium, c) Kalium, d) Ammonium, e) Mangan, f) Nitrat, g) Sulfate aus oberirdischen Pflanzenteilen nach kombinierter Einwirkung von 200 bzw. $600 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ und Nebel pH 3,5 auf Fichten, dargestellt als Summenkurve nach 14 Nebelereignissen

im Vergleich zur Kontrolle betragen kann. In der Abb. 3.11/1a-g ist der Efflux der verschiedenen Ionen als Summenkurve für den Versuch 3, bezogen auf 16 Nebelereignisse, wiedergegeben. Hierbei zeigt sich, daß zu Beginn des Versuches die Auswaschungsmenge je Nebelereignis deutlich größer ist, als gegen Ende des Versuches, wo sich die Kurven in der Regel abflachen. Eine Ausnahme bildet Nitrat, das mit zunehmender Versuchszeit verstärkt ausgewaschen wird. Untersucht man den Rang der verschiedenen Kationen bezüglich des relativen Efflux, so ergibt sich zwischen den drei Versuchen kein einheitliches Bild.

Für Versuch 1 ergibt sich $K > S > Mg > Ca$, für Versuch 2 und 3 $Ca > Mg > K > S$ respektive $K > Ca > Mg$.

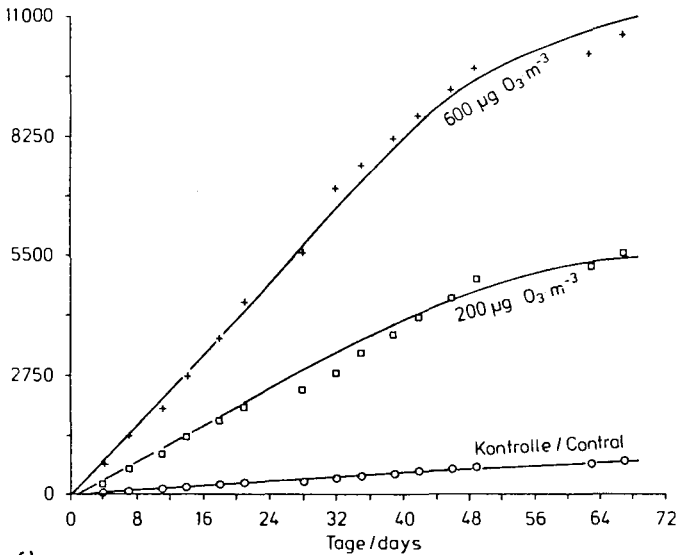
In den Versuchen 4 und 5 sollte der Frage nachgegangen werden, welchen Einfluß der pH-Wert des Nebels auf die Auswaschung unter konstanter Ozonbelastung ($200 \mu\text{g m}^{-3}$) hat. Als Substrat wurde in Versuch 4 0-Erde und in Versuch 5 ein Gemisch aus Oberbodenhorizonten einer podsolierten Braunerde aus dem Eggegebirge verwendet (vgl. Tabelle 3.11/2). Wie Tabelle 3.11/4 zu entnehmen ist, liegt der Ionenefflux bei $200 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ und pH 3,5 im

Efflux Mangan / Manganese [$\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \text{ DS}$]



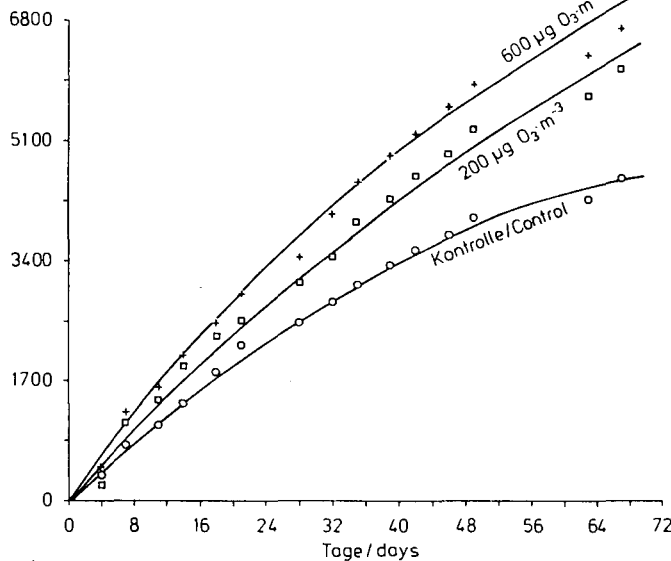
e)

Efflux Nitrat / Nitrate [$\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \text{ DS}$]



f)

Efflux Sulfat / Sulfate [$\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \text{ DS}$]



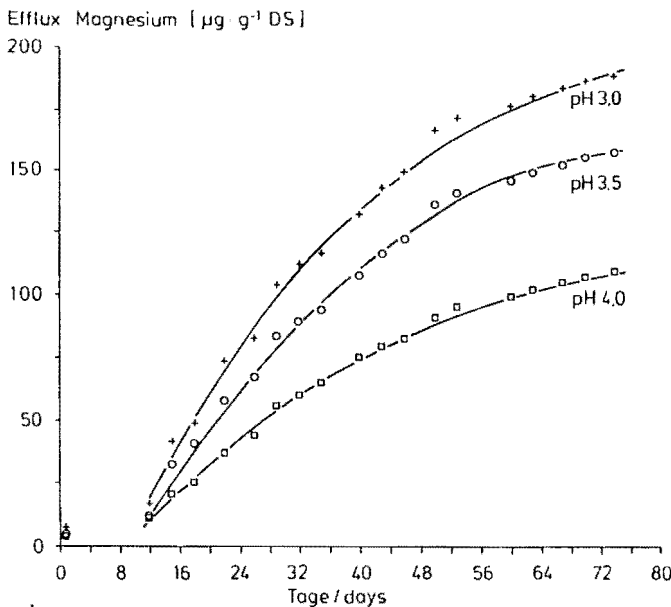
g)

Fortsetzung Abb. 3.11/1a-g: Auswaschung von

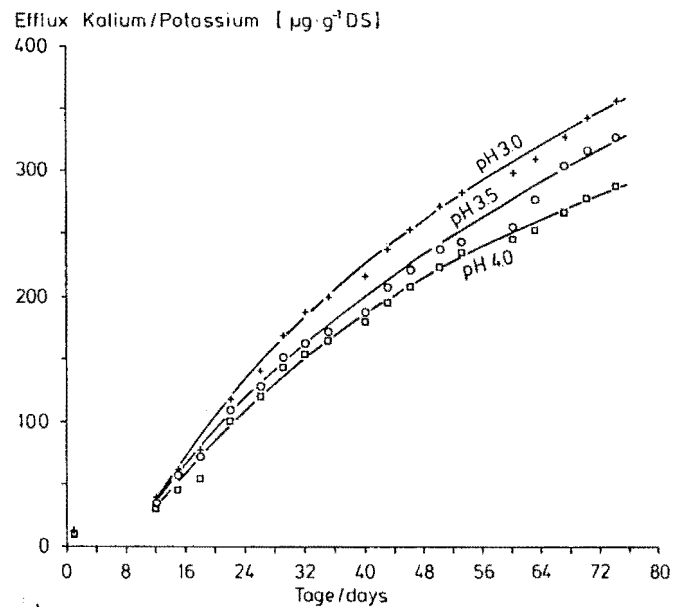
a) Magnesium, b) Kalzium, c) Kalium, d) Ammonium, e) Mangan, f) Nitrat, g) Sulfate aus oberirdischen Pflanzenteilen nach kombinierter Einwirkung von 200 bzw. $600 \mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ und Nebel pH 3,5 auf Fichten, dargestellt als Summenkurve nach 14 Nebelereignissen

Nebel im Vergleich zu den ersten beiden vorausgegangen-
 en Versuchen um ca. 60% niedriger. Ob dies mit dem
 nährstoffarmen Ausgangssubstrat oder mit den verwen-
 deten Fichten anderer Provenienz zu tun hat, kann nicht
 gesagt werden. In beiden Versuchen wird andererseits
 klar bestätigt, daß die Auswaschung der untersuchten
 Kationen mit zunehmender H^+ -Ionenkonzentration steigt.
 Die stärkste Wirkung läßt sich bei Kalzium, Ammonium,
 Kupfer und Mangan beobachten, wobei Nebel pH 4,0 nur

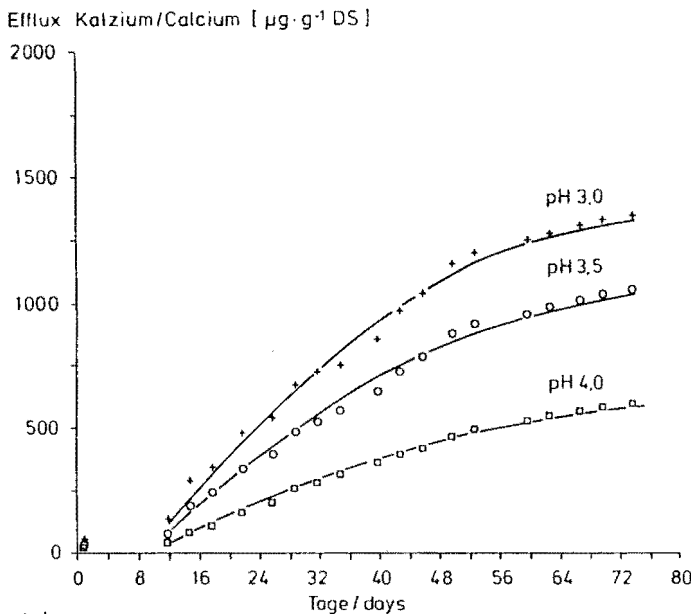
eine sehr schwache Auswaschung von Zink, Mangan,
 Kupfer und Eisen bewirkt. Erwartungsgemäß ist die Aus-
 waschung der Anionen pH-Wert unabhängig. Ähnlich wie
 zuvor bei den Versuchen 1 bis 3 dargestellt, ergibt sich
 auch bei diesen Versuchen eine Sättigungskurve, wenn
 man den Efflux pro Nebelereignis über die Zeit von 20
 Behandlungen aufsummiert (Abb. 3.11/2a-k). Unter-
 schiede in Abhängigkeit vom Boden ergeben sich keine.



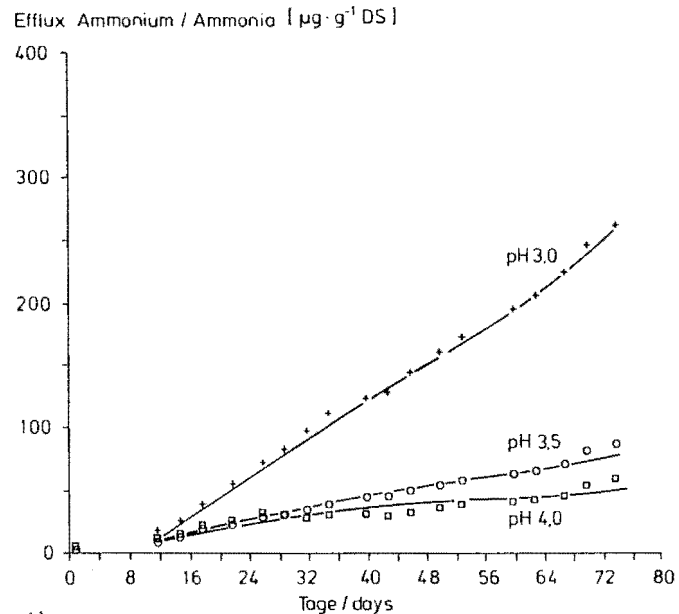
a)



c)



b)



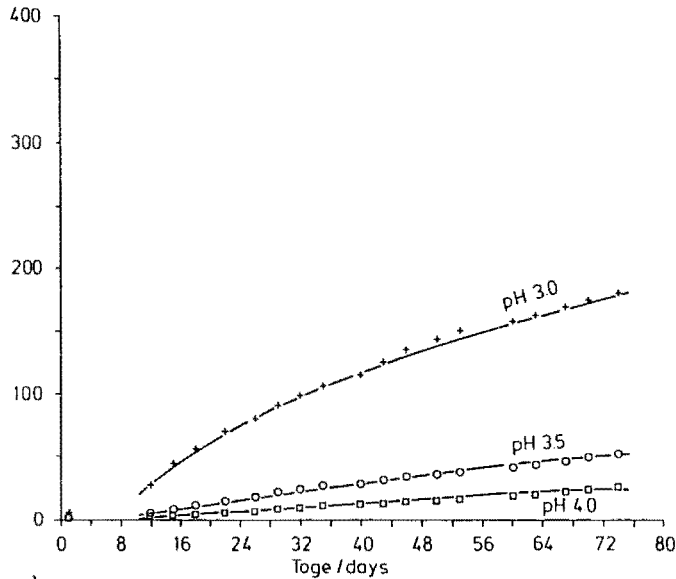
d)

Abb. 3.11/2a-k: Auswaschung von a) Magnesium,
 b) Kalzium, c) Kalium, d) Ammonium,
 e) Zink, f) Mangan, g) Kupfer, h) Eisen,
 i) Nitrat, j) Chlorid, k) Sulfat aus ober-
 irdischen Pflanzenteilen nach kombinierter
 Einwirkung von Nebel (pH 3,0, 3,5, 4,0)
 und Ozon ($200 \mu\text{g m}^{-3}$) auf Fichten,
 dargestellt als Summenkurve nach
 18 Nebelereignissen

In Versuch 6 wurden die Ansätze aus den Versuchen 1 bis 3 und 4 bis 5 in der Weise kombiniert, daß Fichten über 12 Wochen mit 200 bzw. 600 $\mu\text{g Ozon m}^{-3}$ begast wurden und der Nebel einmal einen pH-Wert von 3,0 und einmal von 4,0 hatte, um den wechselseitigen Einfluß beider Parameter zu untersuchen. Als Pflanzen wurden ca. 6 Jahre alte Fichten einer Naturverjüngung aus dem Eggegebirge, Forstbetriebsbezirk Bollerborn, gewählt. Dies

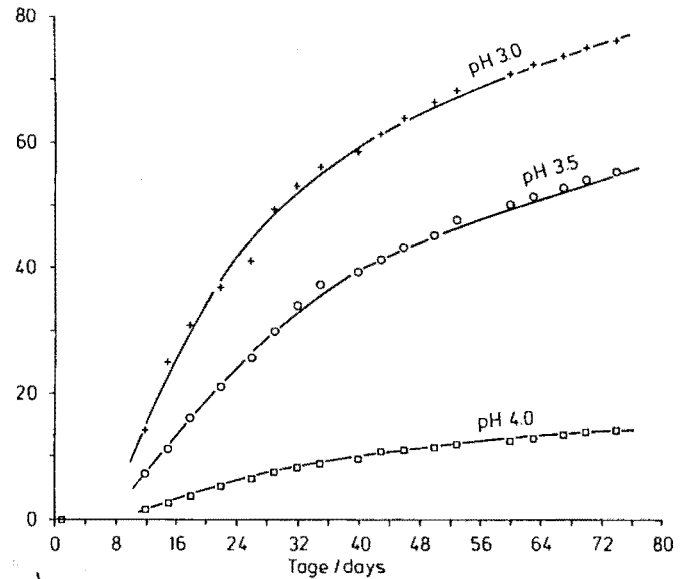
hatte seinen Grund darin, daß die ca. 120jährigen Altlichten des überständigen Bestandes durchweg die Symptome der montanen Vergilbung zeigten, und somit eine genetische Prädisposition der unterständigen Naturverjüngung gegenüber den neuartigen Waldschäden zu unterstellen war, wenn es eine solche überhaupt gibt. Andererseits zeigten die Bäume der Naturverjüngung keinerlei dem Schadbild der neuartigen Waldschäden ent-

Efflux Zink/Zinc [$\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \text{DS}$]



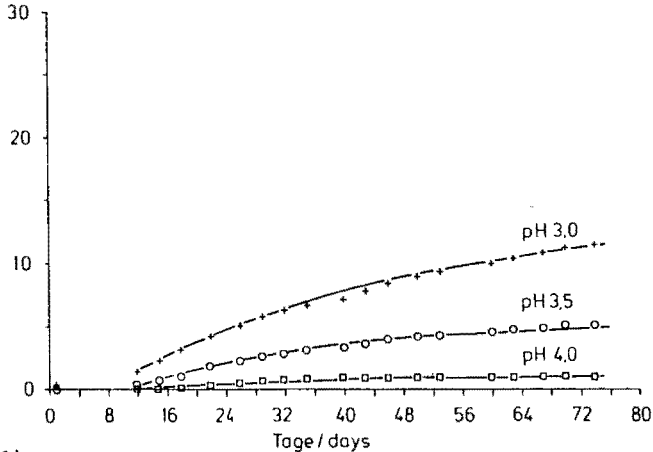
e)

Efflux Kupfer/Copper [$\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \text{DS}$]



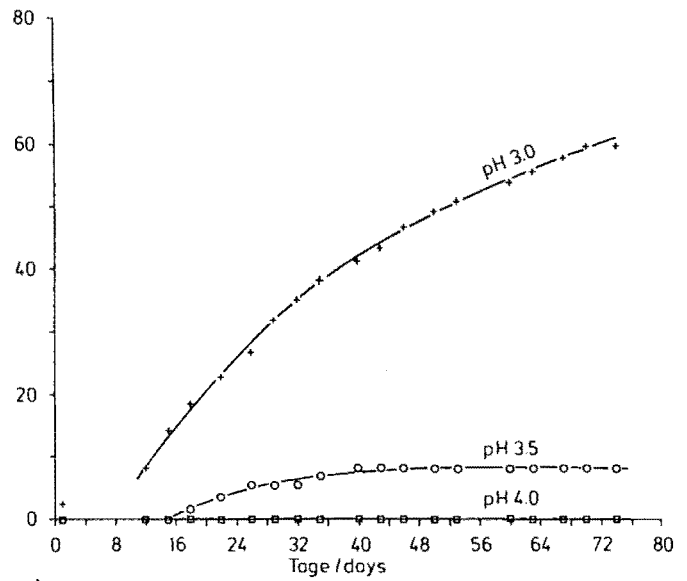
g)

Efflux Mangan / Manganese [$\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \text{DS}$]



f)

Efflux Eisen/Iron [$\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \text{DS}$]



h)

Fortsetzung Abb. 3.11/2a-k: Auswaschung von

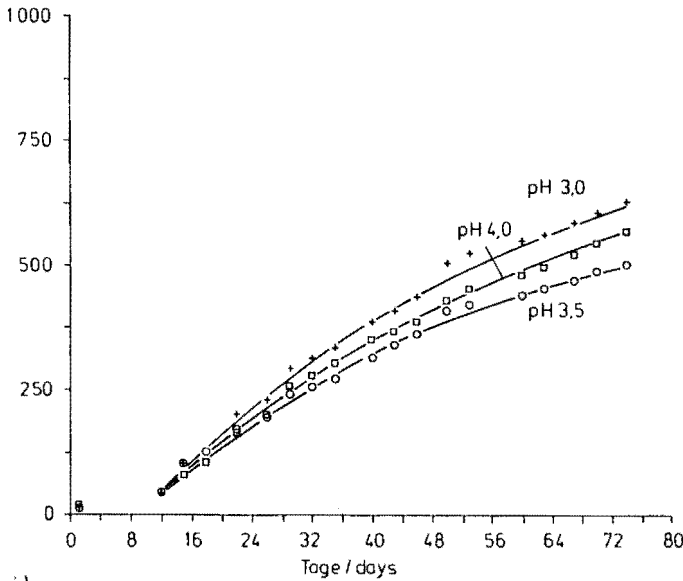
- a) Magnesium, b) Kalzium, c) Kalium,
- d) Ammonium, e) Zink, f) Mangan, g) Kupfer,
- h) Eisen, i) Nitrat, j) Chlorid, k) Sulfat aus oberirdischen Pflanzenteilen nach kombinierter Einwirkung von Nebel (pH 3,0, 3,5, 4,0) und Ozon ($200 \mu\text{g m}^{-3}$) auf Fichten, dargestellt als Summenkurve nach 18 Nebelereignissen

sprechende Symptomatik und machten einen durchweg gesunden Eindruck.

In Tabelle 3.11/4 ist die Summe des Efflux für die verschiedenen Elemente über 12 Wochen Versuchszeit wiedergegeben. Wie schon in den zuvor beschriebenen Versuchen, zeigt sich im Versuch 6 bei der Gruppe pH 4,0 ein Ozon dosisabhängiger Efflux der untersuchten Kationen. Die

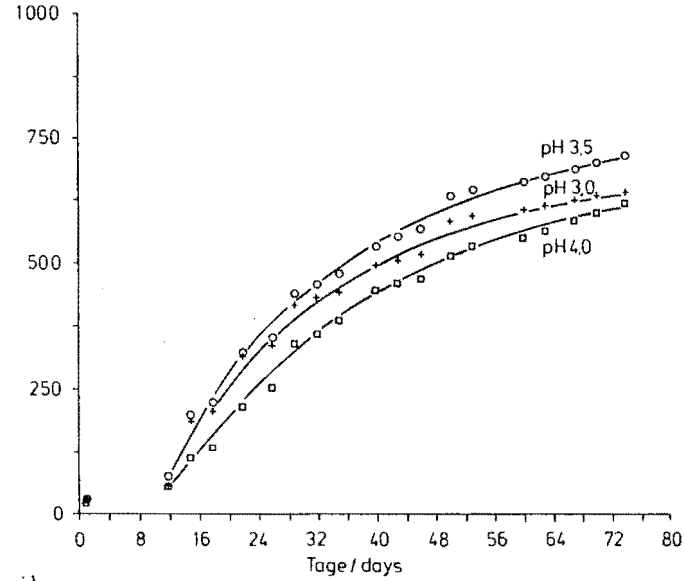
Größenordnung des in den vorausgegangenen Versuchen 4 und 5 bei $200 \mu\text{g m}^{-3}$, pH 3,5, ermittelten Gesamtefflux entspricht durchaus dem der Variante $200 \mu\text{g m}^{-3}$, pH 4,0, abgesehen von Zink und den Stickstoffverbindungen. Der Efflux bei pH 3,0 ist wie schon in den anderen Versuchen gegenüber pH 4,0 in der Nebellösung deutlich erhöht, die Unterschiede zwischen den verschiedenen Ozonkonzentrationen zeigen jedoch nicht die erwartete Abstufung. So

Efflux Nitrat/Nitrate [$\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \text{DS}$]



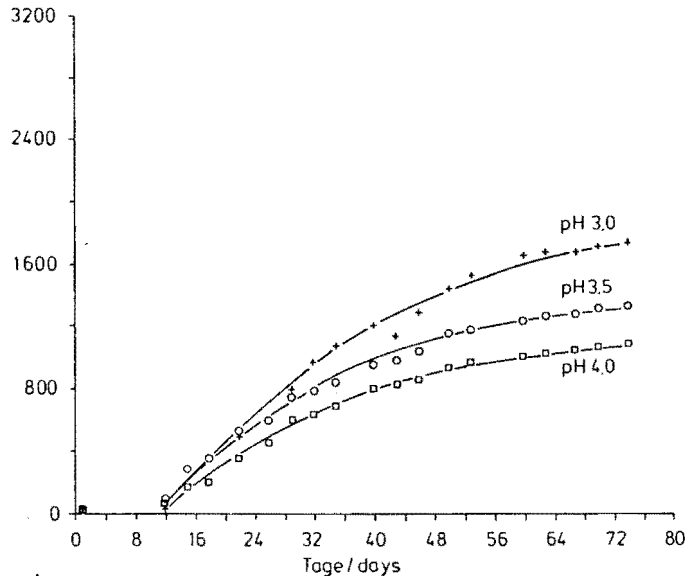
i)

Efflux Chlorid / Chloride [$\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \text{DS}$]



j)

Efflux Sulfat / Sulfate [$\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \text{DS}$]



k)

Fortsetzung Abb. 3.11/2a-k: Auswaschung von
a) Magnesium, b) Kalzium, c) Kalium,
d) Ammonium, e) Zink, f) Mangan, g) Kupfer,
h) Eisen, i) Nitrat, j) Chlorid, k) Sulfat aus
oberirdischen Pflanzenteilen nach kombinierter
Einwirkung von Nebel (pH 3,0, 3,5, 4,0)
und Ozon ($200 \mu\text{g m}^{-3}$) auf Fichten,
dargestellt als Summenkurve nach 18 Nebel-
ereignissen

ist zwar zwischen Kontrolle und der Gruppe 200 μg Ozon eine ca. 20%ige Steigerung des Efflux für die Kationen Mg^{++} , Ca^{++} , K^{+} und Mn^{++} , nicht jedoch für Zn^{++} und NH_4^{+} festzustellen. Der Efflux der 600 μg -Gruppe ist hingegen gegenüber der Kontrolle nur schwach erhöht. Nach diesen Untersuchungen scheint bei pH-Werten $< 3,5$ die H^{+} -Ionenkonzentration, bei pH-Werten $> 3,5$ die Ozonkonzentration den Efflux zu bestimmen. Hiervon unabhängig

ist nur der Efflux von Nitrat, der bei beiden pH-Wert-Varianten allein von der Ozonkonzentration abhängt (Abb. 3.11/3).

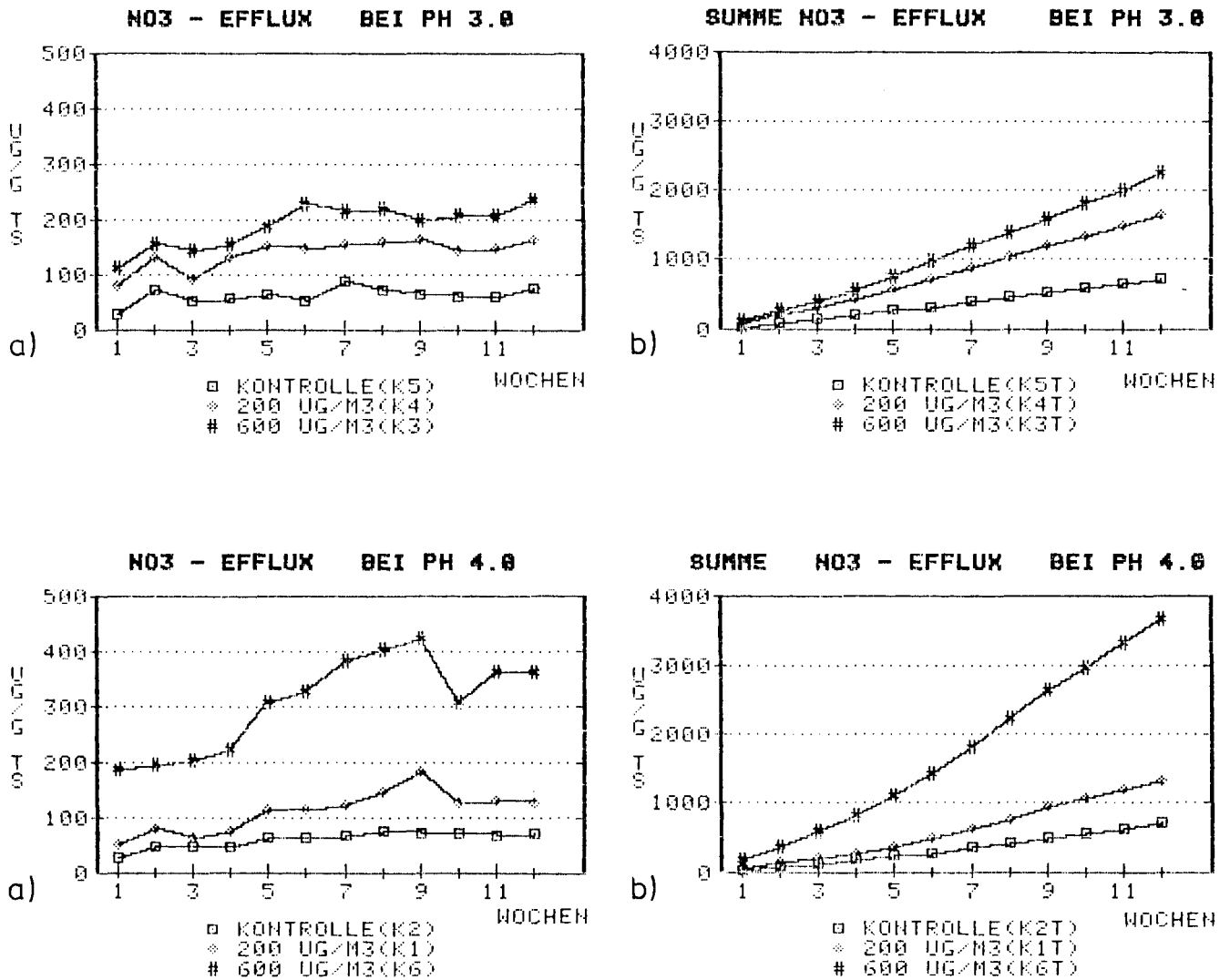


Abb. 3.11/3: Auswaschung von Nitrat aus oberirdischen Pflanzenteilen in Abhängigkeit von der kombinierten Einwirkung von Ozon (200 bzw. 600 $\mu\text{g m}^{-3}$) und Nebel (pH 3,0 bzw. 4,0) dargestellt als Einzelwerte (a) und Summenkurve über 12 Nebelereignisse (b)

Für Ammonium ergeben sich ebenfalls sehr interessante Unterschiede zwischen den pH-Wert-Varianten. Während bei pH 4,0 eine deutliche Abhängigkeit des NH_4 -Efflux von der Ozonkonzentration beobachtet werden kann ($p = 0,001$), ist dies bei pH 3,0 nicht der Fall (Abb. 3.11/4).

Beim Vergleich der Nebellösungen zu Beginn und Ende der Auswaschungsversuche zeigt sich, daß die Ozonbegasung der Pflanzen, jeweils zwischen den Nebeltagen, Einfluß auf die Protonenkonzentration des Nebelwassers hat. So ist die Protonenkonzentration im Nebelwasser jeweils am Ende der Nebelbelung (ΔH^+) bei den mit O_3 -begasteten Pflanzen signifikant gegenüber der Kontrolle erhöht (Tabelle 3.11/5). Unter konstanter O_3 -Belastung und bei abgestuftem pH-Wert der Nebelausgangslösung

(pH 4,0, 3,5, 3,0) zeigt sich ebenfalls eine signifikante Erhöhung von ΔH^+ bei pH 3,5 und 3,0 gegenüber pH 4,0 jeweils nach 7ständiger Nebelperiode (Tabelle 3.11/6).

Nährstoffgehalte

Eine entscheidende Frage bei der Prüfung der vorgestellten Hypothese war immer, ob der durch die kombinierte Einwirkung von Ozon und saurem Nebel erzeugte Nährstoffverlust der oberirdischen Pflanzenorgane parallel zu einer Verarmung im Nährstoffgehalt der Nadeln führt. Diese Frage ist allerdings versuchstechnisch sehr schwierig zu lösen, da sie eine exakte Bilanzierung der Nährstoffe aller Kompartimente erfordert. Darüber hinaus wird eine solche Untersuchung durch die große Streuung der

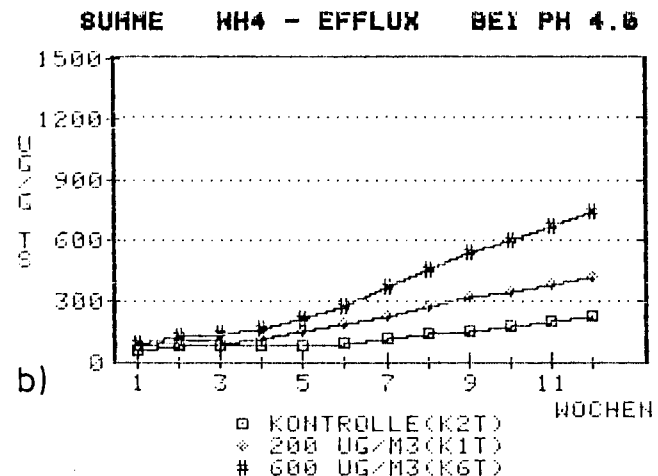
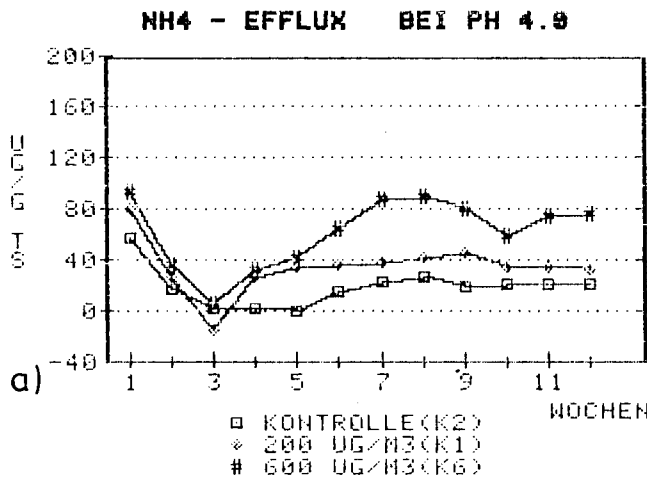
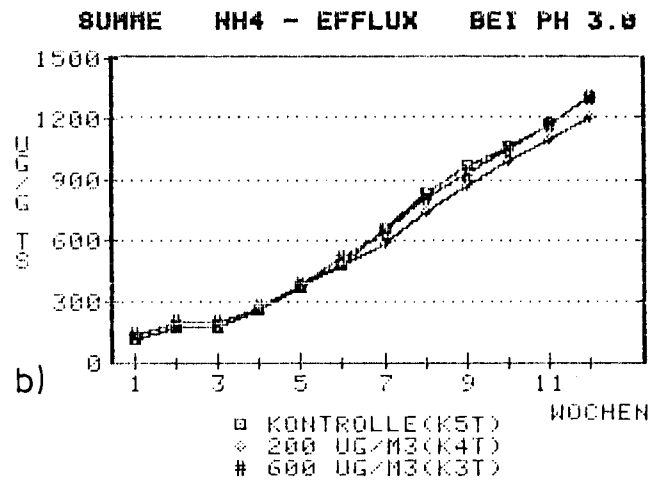
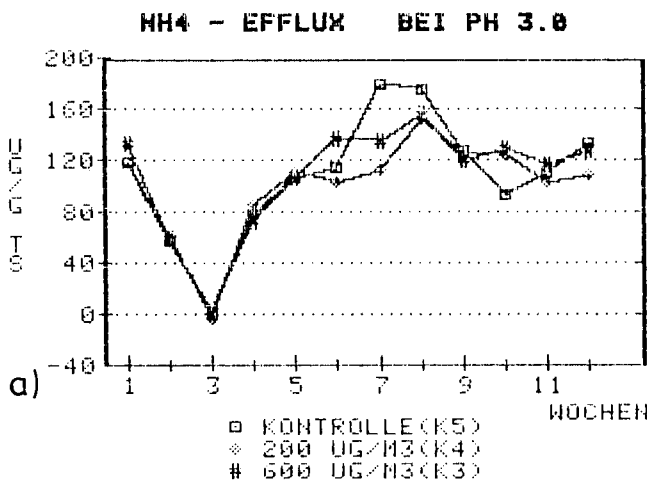


Abb. 3.11/4: Auswaschung von Ammonium aus oberirdischen Pflanzenteilen in Abhängigkeit von der kombinierten Einwirkung von Ozon (200 bzw. $\mu\text{g m}^{-3}$) und Nebel (pH 3,0 bzw. 4,0) dargestellt als Einzelwerte (a) und Summenkurve über 12 Nebelereignisse (b)

Nährstoffgehalte der Bäume erschwert, die selbst bei geklontem Material, wie es beispielsweise in den Versuchen 4 und 5 verwendet wurde, noch in einer Größenordnung von ca. 20% liegt. In den Tabellen 3.11/7 und 3.11/8 sind die Magnesium- und Kalziumgehalte der Fichten aus den Versuchen 1 bis 3, aufgeteilt in Nadeln, Rinden-/Holzteil und Wurzeln wiedergegeben. Bei Versuch 3 wurde das Pflanzenmaterial darüber hinaus noch auf Kalium, Mangan und Schwefel untersucht.

Magnesium

Wenn auch die ermittelten Differenzen zwischen den einzelnen Varianten statistisch nicht abzusichern sind, so liegen doch bei den Versuchen 1-3 die Magnesiumgehalte der Nadeln im Mittel der untersuchten Jahrgänge ozonbehandelter Bäume höher als die der Kontrolle. Besonders auffallend ist dies in Versuch 3, wo die Unterschiede zwischen 35 und 45% liegen. Betrachtet man die Magnesiumgehalte im Rinden-/Holzteil, so läßt sich kein vergleichbarer Trend erkennen. Mal nehmen die Gehalte etwas zu, wie in Versuch 1 und 2, oder auch signifikant ab, wie die Unterschiede zwischen Kontrolle und 600- $\mu\text{g m}^{-3}$ -Variante in Versuch 3 zeigen. Unterschiede im Nährstoffgehalt der Wurzeln in Abhängigkeit von der Schadstoffbehandlung ließen sich ebensowenig nachweisen wie im Boden. Bei Versuch 2 wurde der Magnesiumgehalt von Nadeln und Wurzeln sowohl vor als auch nach der Behandlung bestimmt, indem aus dem Gesamtkollektiv von Fichten 9 Stück zufällig ausgewählt wurden, die vor der Behandlung chemisch-analytisch untersucht wurden. Eine andere Gruppe wurde parallel hierzu in den Versuch genommen. Wie aus Tabelle 3.11/9 zu erkennen ist, nimmt der Magnesiumgehalt bei den mit Ozon behandelten Bäumen im Laufe des Versuches zu. Dieser Anstieg ist bei allen Versuchen für die 600- μg -Variante signifikant unterschiedlich zur Kontrolle ($p = 0,003$). In Versuch 2 ist dieser Anstieg im jüngsten Nadeljahrgang bei der höchsten Ozonkonzentration nahezu doppelt so hoch wie bei der Kontrolle und darüber hinaus auch noch im ältesten Nadeljahrgang nachweisbar. Unterschiede im Magnesiumgehalt der Wurzeln zwischen den Behandlungsgruppen ließen sich nicht feststellen. Bezieht man den Efflux auf den mittleren Magnesiumgehalt in den Nadeln zu Versuchsende, so ergibt sich aber trotz der ozoninduzierten Magnesiumzunahme in den Nadeln eine ozonabhängige Auswaschung, wie Tabelle 3.11/10 zeigt. Die Unterschiede zur Kontrolle sind allerdings bei den Versuchen 1 und 2 relativ gering und nur beim Versuch 3 bei beiden O_3 -Konzentrationen in einer Größenordnung, die die Vitalität nachhaltig vermindern könnten.

Als Resümee aus den Versuchen 1 bis 3 ergibt sich, daß der Efflux durch die Höhe des Magnesiumgehaltes der oberirdischen Pflanzenorgane mitbestimmt wird, wobei Ozon sowohl eine Erhöhung des Magnesiumgehaltes der Nadeln als auch eine darüber hinausgehende verstärkte Auswaschung in Kombination mit saurem Nebel bewirkt.

Wenn auch eine Veränderung des Trockengewichts zwischen den Varianten bei keinem Versuch in Abhängigkeit von der Behandlung gemessen worden ist, so ist doch nicht ganz auszuschließen, daß die Erhöhung des Magnesiumgehaltes in Zusammenhang mit einer Veränderung, beispielsweise des Stärkegehaltes, in den Fichtennadeln zu sehen ist; um dies jedoch zu berücksichtigen, müßte eine Volumenbestimmung der Nadeln

erfolgen, die z.Z. noch größere methodische Schwierigkeiten macht.

Kalzium

In Tabelle 3.11/8 sind die Kalziumgehalte in den oberirdischen Pflanzenteilen für die ersten drei Versuche wiedergegeben. Systematische Unterschiede im Gehalt in Abhängigkeit von der Ozonbegasung ergeben sich nicht. Dies gilt ebenfalls für die Kalziumgehalte der Wurzeln und das austauschbare Ca^{++} des Bodens. Die prozentuale Auswaschung für die drei Behandlungsstufen, unter Berücksichtigung des Kalziumgehaltes der Nadeln, ist aus Tabelle 3.11/11 zu ersehen. Wieder konnte die stärkste Auswaschung in Versuch 3 beobachtet werden.

Allgemein haben die Gehalte trotz der Auswaschung bei allen Behandlungsstufen zugenommen. Die Pflanzen, die sich nach Nadelfarbe und Benadelung in keinem optimalen Vitalitätszustand zu befinden schienen, sind offenbar aber noch in der Lage, die erlittenen Nährstoffverluste zu kompensieren. Die Gehalte in den Wurzeln haben aber bei allen drei Gruppen in vergleichbarer Dimension abgenommen; ein Einfluß der Ozonbegasung ist nicht erkennbar (Tabelle 3.11/8).

Kalium, Mangan, Schwefel

In Tabelle 3.11/12 sind die Kalium-, Mangan- und Schwefelgehalte der Fichten nach Versuchsende für den Versuch 3 wiedergegeben. Ähnlich wie bei Magnesium, ist der Kaliumgehalt der ozonexponierten Fichten zu Versuchsende im Mittel aller untersuchten oberirdischen Pflanzenteile gegenüber der Kontrolle um 15% erhöht ($p = 0,017$), wobei zwischen den beiden Ozonkonzentrationen kaum Unterschiede auftreten. Andererseits ergibt sich, daß bezogen auf den Kaliumgehalt der Nadelmasse, bei der Kontrolle 9,5%, nach 200 bzw. 600 $\mu\text{g Ozon m}^{-3}$ aber 12,1 – respektive 14,7% Kalium – ausgewaschen wurden. Dies bedeutet, daß die Auswaschung ozonabhängig ist und nicht durch den unterschiedlichen Kaliumgehalt des Nadelmaterials bestimmt wird. Gleichwohl gilt, wie schon für Magnesium und Kalzium, daß der Efflux von Kalium stärker durch die H^+ -Ionenkonzentration der Nebellösung bestimmt wird als durch die Ozonkonzentration, wie Tabelle 3.11/4 zu entnehmen ist. Keine Unterschiede sind im Rinden-/Holzteil bzw. in den Wurzeln nachweisbar.

Im Vergleich zu den recht hohen Mangangehalten in den Nadeln ist die Manganauswaschung sehr gering. Eine Ozonabhängigkeit zeigt sich zudem erst bei der höchsten Konzentration. Bezogen auf den mittleren Mangangehalt der Nadeln beträgt die ozonbedingte zusätzliche Auswaschung 0,7%, während die pH-Wert-bedingte Auswaschung bei allen Behandlungen, entsprechend den Daten aus Versuch 6, beispielsweise 4 bis 5% beträgt. Der Mangangehalt der Nadeln nimmt nach den in Tabelle 3.11/12 wiedergegebenen mittleren Gehalten ebenfalls mit der Ozonkonzentration zu ($p = 0,005$), was auch für die Wurzeln zu gelten scheint ($p = 0,04$). Keine Unterschiede ergeben sich beim Rinden-/Holzteil ($p = 0,248$).

Die Schwefelgehalte der Nadeln nehmen im Laufe der ca. 75tägigen Exposition um ca. 30% zu ($p = 0,052$), wobei die Zunahme im Efflux nahezu der Gehaltszunahme proportional ist, also kein O_3 -Effekt vorzuliegen scheint. Unterschiede im Rinden-/Holzteil bzw. in den Wurzeln ergaben sich im Hinblick auf die Behandlung nicht. Recht

erstaunlich scheint zunächst, daß bei Versuch 4 die Auswaschung von Sulfat mit zunehmender H^+ -Ionenkonzentration steigt, jedoch ist dies dadurch bedingt, daß zum Einstellen des pH-Wertes der Nebellösung u. a. H_2SO_4 verwendet wurde.

Versuche 4 bis 5

Wie sich aus Tabelle 3.11/4 ergibt, zeigte sich in den Versuchen 4 und 5 eine pH-Wert-abhängige Auswaschung aller untersuchten Kationen bis auf Kalium (Versuch 4). Anhand der Nadelnährstoffgehalte, die für Kalzium und Magnesium in Tabelle 3.11/13 wiedergegeben sind, läßt sich die Größenordnung der Auswaschung in bezug zum Nadelgehalt näherungsweise abschätzen. So entspricht ein Efflux von $110 \mu g g^{-1}$ TS, bei pH 4,0 der Nebellösung, einem mittleren Magnesiumnadelgehalt (gewichtet über alle Nadeljahrgänge) von $0,925 mg g^{-1}$ TS zu Versuchsende. Setzt man den Magnesiumnadelgehalt der Varianten pH 3,5 und 3,0 entsprechend ins Verhältnis zum gemessenen Efflux, so liegt die pH-Wert-abhängige Zunahme des Efflux bei pH 3,5 bei ca. 6% und bei pH 3,0 ca. 9,5% (vgl. Tabelle 3.11/4 und Tabelle 3.11/13).

Erwartungsgemäß ergibt sich in Versuch 4 und 5 ebenfalls eine H^+ -Ionen-abhängige Auswaschung von Ca^{++} . Während bei pH 4,0 der Nebellösung ca. 4% des Nadelkalziumgehaltes zu Versuchsende ausgewaschen werden konnten, waren es bei pH 3,5 bzw. 3,0 ca. 8 bzw. 9% (vgl. Tabelle 3.11/4 und Tabelle 3.11/13).

Versuch 6

Wie sich aus den Auswaschungsmengen ergeben hat, scheint die Auswaschung bei pH-Werten $<3,5$ mehr durch die H^+ -Ionenkonzentration beeinflusst zu werden. Dies wird in gewisser Weise durch die Nährstoffuntersuchungen bestätigt. Im Hinblick auf die Relevanz der kombinierten Einwirkungen von Ozon und saurem Regen/Nebel für den Nährstoffhaushalt der Pflanzen wurden in Versuch 6 die Nährstoffgehalte der Nadeln (gewichteter Mittelwert aller Nadeljahrgänge) vor und nach dem Versuch ermittelt. In Tabelle 3.11/14 sind zunächst die Elementgehalte der nur mit saurem Nebel behandelten Bäume vor und nach dem Versuch wiedergegeben. Signifikante Gehaltsunterschiede ergaben sich zu Versuchsende für Magnesium, Stickstoff und Schwefel, indem die Gehalte nach Behandlung mit Nebel pH 4,0 deutlich ansteigen, während die der Variante pH 3,0 zwischen Ausgangsgehalt und pH 4,0 liegen, wenn man von Schwefel einmal absieht. Bei den übrigen untersuchten Elementen wie Kalium, Kalzium, Mangan, Zink und Eisen zeigt sich ein vergleichbares Ergebnis, jedoch treten erhebliche Streuungen auf, so daß sich die Differenzen statistisch nicht absichern lassen. Der Anstieg der Schwefelgehalte ist durch die Verwendung von Schwefelsäure zum Ansäuern der Nebellösung zu erklären.

Wenn auch nicht statistisch abzusichern, so nehmen die Kalium und Kalziumgehalte mit zunehmender Ozonkonzentration offenbar zu, wie sich aus den Nadelanalysen zu Versuchsende ergibt (Tabelle 3.11/15). Der Mangan-gehalt der Nadeln nimmt unabhängig vom pH-Wert mit zunehmender Ozon-Konzentration signifikant ab ($p = 0,044$). Die Stickstoffgehalte beider pH-Wert Vari-

ten sind signifikant unterschiedlich. Dies mag an der ungleich höheren NH_4^+ -Auswaschung nach Behandlung der Fichten mit Nebel pH 3,0 liegen (vgl. Tabelle 3.11/4). Kein Einfluß beider Parameter ergibt sich bei Schwefel. Die Nadelanalysen bestätigen somit recht gut die in Tabelle 3.11/4 wiedergegebenen Befunde, wonach die Auswaschung stärker durch die H^+ -Ionenkonzentrationen des Regen/Nebels als durch die gleichzeitig einwirkende Ozonbelastung beeinflusst wird. Als Schwellenwert kann ein pH-Wert im Nebel/Regen von 3,5 angesehen werden. Berücksichtigt werden muß bei einer solchen Betrachtung allerdings, daß aufgrund der logarithmischen Skalierung des pH-Wertes die Änderung der H^+ -Ionenkonzentration ungleich größer ist, als die relativ kleinen Änderungen in der Ozonkonzentration (Faktor 1 : 10 gegenüber Faktor 1 : 3 bei Ozon).

Versuch 7

In Versuch 7 wurde der Frage nachgegangen, inwieweit eine bessere Nährstoffversorgung über den Boden den Efflux über die oberirdischen Pflanzenorgane zu beeinflussen vermag. Als Substrat für die ca. 8jährigen Fichten (Naturverjüngung aus dem Bereich Kälbelescheuer, Schwarzwald) wurde ein Gemisch aus Oberbodenhorizonten (oberste 15 cm) vom Standort Kälbelescheuer verwendet, wobei eine Gruppe von Bäumen während des Versuches mit Aqua dest., die andere mit einer Nährlösung [33] gegossen wurden. Die Zusammensetzung der Nährlösung ist in Tabelle 3.11/16 wiedergegeben.

In Tabelle 3.11/4 ist der Efflux der untersuchten Ionen als Summe aller Auswaschungen angegeben. Im Vergleich zu den Versuchen 1-3 ist die ozoninduzierte, zusätzliche Ionenauswaschung insgesamt unabhängig von der Düngung recht niedrig, was besonders bei Magnesium auffällt. So konnten keine Unterschiede zwischen der Kontrolle und $200 \mu g O_3 m^{-3}$ ermittelt werden. Die Unterschiede zwischen Kontrolle und $600 \mu g O_3 m^{-3}$ sind allerdings bei beiden Düngevarianten signifikant erhöht ($p = 0,01$). Bei den anderen Kationen wird bei der Variante „ungedüngt“ ein Ozoneinfluß auch schon bei $200 \mu g O_3 m^{-3}$ erkennbar, während dies bei der „gedüngten“ Variante nicht zu beobachten ist. Auffallend ist ferner, daß die Auswaschung bei der ungedüngten Variante größer ist als bei der gedüngten. Dies ist umso erstaunlicher, wenn man die in Tabelle 3.11/17 wiedergegebenen Nährstoffgehalte (gewichteter Mittelwert aller Nadeljahrgänge) in die Betrachtung einbezieht. In Tabelle 3.11/18 ist die Kationenauswaschung in% des Elementgehaltes der Nadeln wiedergegeben. Danach zeigt sich, daß die Auswaschung von Magnesium, Zink und Mangan bei den ungedüngten Pflanzen trotz niedrigeren Gehaltes höher ist. Besonders auffallend ist hierbei die enorme Zinkauswaschung, die bis zum 8fachen des Nadelgehaltes betragen kann. Dies entspricht auch dem indirekten Befund aus den Versuchen 1 bis 3, wonach wohl generell die Auswaschung für Magnesium und Kalzium mit abnehmender Pflanzenvitalität und Bodenqualität zunimmt (vgl. Tabelle 3.11/10 und Tabelle 3.11/11).

Leider wurden seinerzeit nur die Elemente Magnesium und Kalzium im Nadelmaterial untersucht; so daß nur hierfür eine differenzierte Betrachtung gegeben werden kann.

Zusammenfassung

Die kombinierte Einwirkung von Ozon und saurem Nebel führt nach den vorliegenden Befunden zu einer gesteigerten Auswaschung verschiedener Kationen, vor allem Magnesium, Zink und Mangan, aber auch Kalzium. Darüber hinaus war die Auswaschung von Stickstoffverbindungen (NO_3^- , NH_4^+) bemerkenswert. Die Auswaschung scheint, wie sich aus den Versuchen 1 bis 3 und 7 ergibt, von der Vitalität der Bäume und der Bonität des Bodensubstrates abzuhängen; je schlechter beide Faktoren, desto höher die ozoninduzierte Auswaschung. Neben Ozon ist aber für die Auswaschung in erster Linie die H^+ -Ionenkonzentration im Nebelwasser verantwortlich. So scheint bei pH-Werten $> 3,5$ Ozon und bei pH-Werten $< 3,5$ die H^+ -Ionenkonzentration die Auswaschungsmenge zu bestimmen.

Tabellenanhang

Tabelle 3.11/1:

Efflux von Magnesium [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] aus Nadeln des Jahrgangs 1982/81 und 1980/79 nach bis zu 30stündiger Behandlung mit einem künstlichen Regen nach JOHNSTON [17], pH 3,5 bzw. 4,5

Efflux nach	Magnesiumefflux [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS]			
	Nadeljahrgang 1982/81		Nadeljahrgang 1980/79	
	pH 3,5	pH 4,5	pH 3,5	pH 4,5
1 h	6,6	3,4	24,2	9,4
3 h	8,2	4,9	32,7	9,4
6 h	10,1	5,8	39,7	10,8
23 h	17,3	11,7	60,8	15,9
30 h	21,9	17,9	67,2	18,3

Tabelle 3.11/2:

Spezielle Versuchsbedingungen der kombinierten Begasungs-/Benebelungsversuche aus den Jahren 1983 – 1987

1. Versuchsnummer		1	2	3
2. Pflanzen	a) Art b) Herkunft	Fichten, 5jährig Baumschule	Fichten, 4jährig Baumschule	Fichten, 5 – 7jährig Schwarzwald, Kälbelescheuer
3. Substrat	a) Art b) Herkunft	ED 73 Fruhstorf	Braunerde auf Solifluktionsschutt Schwarzwald, Kälbelescheuer	Braunerde auf Solifluktionsschutt Schwarzwald, Kälbelescheuer
4. Versuchszeitraum	a) Beginn b) Ende c) Dauer	11. 03. 1983 17. 05. 1983 10 Wochen	04. 07. 1983 12. 09. 1983 10 Wochen	19. 09. 1983 28. 11. 1983 10 Wochen
5. Schadgase	theor. Konz. (tats. Konz.) [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]			
	Kammer 1	Kontrolle	Kontrolle	Kontrolle
	Kammer 2	O ₃ 200 (-10 – 20%)	O ₃ 200 (231)	O ₃ 200 (186 ± 39)
	Kammer 3	O ₃ 600 (-10 – 20%)	O ₃ 600 (592)	O ₃ 600 (576 ± 64)
6. Nebellösung	a) pH-Wert Kammer 1 pH-Wert Kammer 2 pH-Wert Kammer 3 b) Menge [l] c) Dauer der Behandlung d) Zahl der Behandlungen	3,5 3,5 3,5 1 l 7 h 20	3,5 3,5 3,5 1 l 7 h 20	3,5 3,5 3,5 1 l 7 h + 1 h Dest H ₂ O 19
7. Beleuchtungsstärke [klx]	Kammer 1 Kammer 2 Kammer 3	42 ± 10 45 ± 12 43 ± 3	43 ± 2 38 ± 4 38 ± 9	31 ± 3 27 ± 8 24 ± 4
8. relative Luftfeuchte [%]		80 ± 5	75 ± 4	75 ± 6
9. Temperatur [°C]		22 ± 2	21 ± 2	22 ± 3

4	5	6	7
Fichten, 1 Klon 1016/102, Forstl. Veranst. Hann.-Münden 0-Erde	Fichten, 1 Klon 402, Forstbetriebs- bezirk Burgholz Wuppertal podsolierte Braunerde	Fichten, ca. 7jährig Naturverjüngung Egge podsolierte Braunerde	Fichten, ca. 7jährig Naturverjüngung, Schwarz- wald, Kälbelescheuer Braunerde aus Solifluktionsschutt Schwarzwald, Kälbelescheuer
03. 05. 1984 17. 07. 1984 11 Wochen	20. 07. 1984 19. 10. 1984 13 Wochen	03. 02. 1986 25. 04. 1986 12 Wochen	30. 10. 1986 12. 01. 1987 11 Wochen
O ₃ 200 (201 ± 27) O ₃ 200 (201 - 35) O ₃ 600 (201 - 29)	O ₃ 200 (173 ± 38) O ₃ 200 (170 ± 35) O ₃ 200 (169 ± 34)	Kontrolle O ₃ 200 (198 ± 21) O ₃ 600 (598 ± 53)	Kontrolle O ₃ 200 (201 ± 18) O ₃ 600 (608 ± 34)
3,5 4,0 3,0 1,5l 6 h + 1 h Dest. H ₂ O 20	3,5 4,0 3,0 1,5l 6 h + 1 h Dest. H ₂ O 22	4,0 3,0 4,0 3,0 4,0 3,0 1 l + 1 l Dest. 6 h + 1 l Dest. 12	3,5 3,5 3,5 1 l 5 h + 1 l Dest. 21 (3 x/W!)
37 ± 6 31 ± 10 29 ± 8 73 ± 4 22 ± 2	29 ± 5 28 ± 5 28 ± 5 75 ± 6 21 ± 4	33 ± 4 35 ± 3 34 ± 4 70 ± 4 22 ± 1	32 ± 3 33 ± 3 33 ± 4 74 ± 3 22 ± 1

Tabelle 3.11/3:

Zusammensetzung der Nebellösung nach JOHNSON [vgl. 17]

Stamm- lösung	Substanz	Konzentration
1	NH ₄ NO ₃	96,05 g Salz Liter ⁻¹ Lösung
2	CaCl ₂	61,04 g Salz Liter ⁻¹ Lösung
3	MgSO ₄ 7 H ₂ O	61,60 g Salz Liter ⁻¹ Lösung
4	Na ₂ SO ₄ 10 H ₂ O	80,50 g Salz Liter ⁻¹ Lösung
5	KHCO ₃	20,00 g Salz Liter ⁻¹ Lösung
6	HCl	100 ml (1,0 N) (1 mol Liter ⁻¹)
7	H ₂ SO ₄	100 ml (1,0 N) (1 mol Liter ⁻¹)

0,5 ml jeder Stammlösung werden gemischt und auf ein Volumen von 50 Liter aufgefüllt. Die Säuren werden zur Einstellung des pH-Wertes entsprechend zugegeben.

Tabelle 3.11/4:

Ionenefflux [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] aus Fichtennadeln unter verschiedenen Versuchsbedingungen (Tab. 3.10/2), angegeben als Summenwerte (gerundet)

Versuch	Versuch 1 ED 73			Versuch 2 Braunerde auf Soliflukationsschutt			Versuch 3 Braunerde auf Soliflukationsschutt			Versuch 4 O-Erde		
ph-Wert Nebellsg.	3,5			3,5			3,5			O ₃ /200		
Schadgas/[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Kontr.	O ₃ /200	O ₃ /600	Kontr.	O ₃ /200	O ₃ /600	Kontr.	O ₃ /200	O ₃ /600	4,0	3,5	3,0
Element:												
Mg ⁺⁺	340	400	400	300	360	420	600	940	1 000	120	160	200
Ca ⁺⁺	1 420	1 640	1 720	1 460	1 760	2 120	2 880	4 460	4 980	620	1 120	1 420
K ⁺	460	500	700	380	440	520	620	900	1 220	300	340	380
Gesamt-S	960	1 340	1 220	860	1 060	1 140						
Zn ⁺⁺										30	60	190
NO ₃ ⁻				500	2 340	6 420	1 060	7 360	14 100	600	520	660
SO ₄ ⁻				2 800	3 560	3 560	6 080	8 140	8 900	1 140	1 400	1 840
Cl ⁻				1 720	2 140	1 680	4 580	6 460	5 740	640	740	660
Fe										0	9	63
Mn							24	24	44	1	5	12
Cu ⁺⁺										15	58	80
NH ₄ ⁺										61	90	270

Versuch 5 podsolierte Braunerde Egge			Versuch 6 podsolierte Braunerde Egge						Versuch 7 Braunerde auf Soliflukationsschutt 3,5					
O ₃ /200			4,0			3,0			ungedüngt			gedüngt		
4,0	3,5	3,0	Kontr.	O ₃ /200	O ₃ /600	Kontr.	O ₃ /200	O ₃ /600	Kontr.	O ₃ /200	O ₃ /600	Kontr.	O ₃ /200	O ₃ /600
100	160	200	190	220	240	490	630	520	140	130	190	120	120	170
400	760	960	770	950	1 060	2 030	2 480	1 990	730	1 120	1 220	1 010	1 010	1 210
260	340	400	450	520	560	510	570	560	420	490	850	900	730	910
190	300	560	90	90	120	520	490	420	250	330	440	290	280	370
800	780	880	1 070	2 020	5 340	1 040	2 450	3 440	590	1 800	7 470	390	1 720	5 230
1 080	1 800	5 440	1 300	1 350	1 190	7 280	4 690	5 860	1 850	2 090	2 460	1 690	2 390	2 790
580	620	620	950	1 030	680	1 040	980	880	350	420	980	570	460	630
4	10	15	14	14	15	43	61	52	56	59	83	53	55	81
92	140	170												
220	400	860	330	640	1 060	1 900	1 820	2 040	880	920	1 750	650	880	1 180

Tabelle 3.11/5:

Mittlere Protonengehaltsänderung der Waschlösung nach jeweils 7 h Benebelung unterschiedlich ozonbegaster Fichten

O ₃ -Konzentration	pH-Nebel-lösung	Versuch 1	Versuch 2	Versuch 3
		(n = 17)	(n = 15)	(n = 15)
Protonengehaltsänderung [$\mu\text{g g}^{-1}$ TG]				
Kontrolle	3,5	- 5,1 ± 1,1	4,7 ± 1,2	- 6,1 ± 1,6 ^{*)}
200 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	3,5	- 6,4 ± 1,2 ^{**)}	4,5 ± 1,1	- 9,3 ± 2,5 ^{***)}
600 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	3,5	- 7,1 ± 1,5 ^{***)}	3,8 ± 0,9	- 9,5 ± 2,2 ^{***)}

^{*)} p = 0,05
^{**)} p = 0,01
^{***)} p = 0,001

Tabelle 3.11/6:

Mittlere Protonengehaltsänderung der Waschlösung nach jeweils 7 h Benebelung in Abhängigkeit vom pH-Wert der Nebellösung ozonbegaster Fichten

O ₃ -Konzentration	pH-Nebel-lösung	Versuch 4	Versuch 5
		(n = 17)	(n = 16)
Protonengehaltsänderung [$\mu\text{g g}^{-1}$ TG]			
200 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	4,0	- 1,3 ± 0,2	- 1,6 ± 0,3
200 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	3,5	- 2,9 ± 0,9 ^{***)}	- 2,8 ± 0,5 ^{***)}
200 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	3,0	- 2,9 ± 1,7 ^{***)}	- 2,2 ± 1,5

^{***)} p = 0,001

Tabelle 3.11/7:

Magnesiumgehalt*) [mg g^{-1} TS] in Fichtennadeln nach kombinierter Ozonbegasung [200, 600 $\mu\text{g m}^{-3}$] und Benebelung [pH 3,5] für die Versuche 1 bis 3, entsprechend Tabelle 3.11/2

Ver-such	Nadeln			Rinde/Holz			Wurzeln		
	Kontr.	200	600	Kontr.	200	600	Kontr.	200	600
1	0,85 ± 0,05	0,94 ± 0,10	1,00 ± 0,17	0,98 ± 0,35	1,00 ± 0,33	1,02 ± 0,45	0,82 ± 0,05	0,82 ± 0,03	0,83 ± 0,06
2	0,95 ± 0,15	1,1 ± 0,10	1,15 ± 0,13	0,81 ± 0,31	1,00 ± 0,41	0,93 ± 0,36	1,28 ± 0,09	1,20 ± 0,04	1,35 ± 0,13
3	0,73 ± 0,16	1,2 ± 0,33	1,15 ± 0,20	1,24 ± 0,46	1,33 ± 0,46	1,06 ± 0,23	0,78 ± 0,15	0,66 ± 0,1	0,75 ± 0,12

^{*)} gewichteter Mittelwert aller Nadeljahrgänge (4 Mischproben/Baum; n = 6)

Tabelle 3.11/8:

Kalziumgehalt*) [mg g^{-1} TS] in Fichtennadeln nach kombinierter Einwirkung von Ozon [200 und 600 $\mu\text{g m}^{-3}$] für die Versuche 1 bis 3, entsprechend Tabelle 3.11/2

Ver-such	Nadeln			Rinde/Holz			Wurzeln		
	Kontr.	200	600	Kontr.	200	600	Kontr.	200	600
1	10,7 ± 0,4	10,9 ± 0,8	10,4 ± 0,6	3,9 ± 0,8	3,9 ± 0,7	3,8 ± 0,7	3,7 ± 0,6	2,2 ± 0,3	3,4 ± 0,5
2	12,3 ± 0,2	10,3 ± 1,6	11,9 ± 4,6	3,6 ± 0,5	3,4 ± 0,4	3,8 ± 0,5	4,9 ± 0,5	4,7 ± 0,8	4,6 ± 0,1
3	8,5 ± 1,5	-	8,4 ± 0,5	4,7 ± 0,4	4,4 ± 0,2	4,6 ± 0,2	3,4 ± 0,8	3,8 ± 0,7	3,6 ± 0,3

^{*)} gewichteter Mittelwert aller Nadeljahrgänge (4 Mischproben/Baum; n = 6)

Tabelle 3.11/9:

Differenz zwischen Magnesiumgehalt in Nadeln [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS] vor bzw. nach der kombinierten Behandlung mit Ozon (0, 200 und $600 \mu\text{g m}^{-3}$) und saurem Nebel/Regen pH 3,5 (Versuch 2)

Nadeljahrgang	Nadeln			Wurzeln		
	Kontr.	200	600	Kontr.	200	600
1983	+ 150 ± 70	+ 190 ± 90	+ 310 ± 80	- 700 ± 120	- 780 ± 140	- 630 ± 80
1982	± 0 ± 80	+ 260 ± 80	+ 170 ± 60			
1981	- 110 ± 50	± 0 ± 20	+ 110 ± 60			

Tabelle 3.11/10:

Auswaschung in % des mittleren Magnesiumgehaltes der Nadeln zu Versuchsende

	Kontrolle	$200 \mu\text{g m}^{-3}$	$600 \mu\text{g m}^{-3}$
Versuch 1	34,1%	43,5%	43,6%
Versuch 2	31,5%	33,7%	36,5%
Versuch 3	61,2%	72,9%	90,9%

Tabelle 3.11/11:

Auswaschung in % des mittleren Kalziumgehaltes der Nadeln zu Versuchsende

	Kontrolle	$200 \mu\text{g m}^{-3}$	$600 \mu\text{g m}^{-3}$
Versuch 1	13,3%	15,0%	16,5%
Versuch 2	11,9%	19,1%	18,9%
Versuch 3	33,5%	39,8%	59,3%

Tabelle 3.11/12:

Nährstoffgehalte*) [mg g^{-1} TS] in Nadeln und Rinden-/Holzteil sowie Wurzeln von Fichten nach kombinierter Begasung [$0, 200$ und $600 \mu\text{g m}^{-3}$ Ozon] und Benebelung [pH 3,5] (Versuch 3, 19. 09. – 28. 11. 1983)

Element	Elementgehalt								
	Nadeln			Rinde/Holz			Wurzeln		
	Kontr.	200	600	Kontr.	200	600	Kontr.	200	600
Kalium	$6,4 \pm 1,5$	$7,5 \pm 1,3$	$8,3 \pm 1,2$	$6,1 \pm 4,6$	$5,7 \pm 2,7$	$5,2 \pm 2,7$	$2,6 \pm 0,9$	$2,8 \pm 0,6$	$2,1 \pm 1,1$
Mangan	$2,2 \pm 0,4$	$2,4 \pm 0,6$	$3,6 \pm 1,5$	$0,9 \pm 0,4$	$1,2 \pm 0,6$	$1,0 \pm 0,3$	$0,3 \pm 0,1$	$0,5 \pm 0,2$	$0,6 \pm 0,1$
Schwefel	$1,1 \pm 0,5$	$1,5 \pm 0,4$	$1,6 \pm 0,5$	$0,7 \pm 0,4$	$0,6 \pm 0,3$	$0,6 \pm 0,3$	$0,9 \pm 0,1$	$0,6 \pm 0,3$	$0,8 \pm 0,5$

*) gewichteter Mittelwert aller Nadeljahrgänge (4 Mischproben/Baum; n = 6)

Tabelle 3.11/13:

Magnesium- und Kalziumgehalt in Nadeln*) (n = 6) und Wurzeln [mg g⁻¹ TS] nach 11- bzw. 13wöchiger, kontinuierlicher Begasung mit 200 µg O₃ m⁻³ und 20 bzw. 22 Nebelereignissen in drei pH-Wert-Abstufungen (4,0, 3,5 und 3,0; Versuche 4 und 5)

Versuch	Nadeln			Wurzeln		
	4,0	3,5	3,0	4,0	3,5	3,0
	pH-Wert					
	Magnesium					
4	0,93 ± 0,12	0,85 ± 0,18	0,95 ± 0,16	0,82 ± 0,04	0,84 ± 0,03	0,84 ± 0,16
5	0,92 ± 0,2	0,91 ± 0,1	0,95 ± 0,1	0,60 ± 0,38	0,85 ± 0,1	0,76 ± 0,1
	Kalzium					
4	10,6 ± 0,9	9,3 ± 1,0	11,5 ± 3,1	7,0 ± 0,3	7,1 ± 0,1	7,3 ± 0,7
5	12,9 ± 2,2	12,9 ± 0,3	14,6 ± 1,1	3,4 ± 1,1	3,8 ± 0,3	4,2 ± 0,3

*) Gewichteter Mittelwert aller Nadeljahrgänge (4 Mischproben pro Baum)

Tabelle 3.11/14:

Mg-, Ca-, K-, Mn-, Zn-, N- und S-Gehalt in Nadeln¹⁾ von Fichten vor und nach 12maliger Benebelung mit einer Nebel-lösung pH 4,0 und pH 3,0 innerhalb von 85 Tagen (Vergleich der Kontrollen Versuch 6)

	Ausgangsgehalt (n = 12)	Elementgehalte [mg* oder µg g ⁻¹ TS**])		Signifikanz-niveau (ANOVA)
		Endgehalt nach 85 Tagen pH 4,0 (n = 6)	pH 3,0 (n = 6)	
Magnesium*)	0,72 ± 0,11	1,0 ± 0,12	0,97 ± 0,23	0,001
Kalium*)	4,12 ± 1,27	4,60 ± 0,93	4,49 ± 1,56	-
Kalzium*)	4,50 ± 1,64	4,54 ± 1,37	5,12 ± 1,64	-
Mangan**)	448 ± 232	468 ± 174	455 ± 163	-
Zink**)	49,7 ± 19,1	57,3 ± 20,5	50,8 ± 9,9	-
Eisen**)	211 ± 107	217 ± 126	198 ± 92	-
Gesamt Stickstoff*)	9,19 ± 1,55	12,99 ± 1,94	10,64 ± 1,08	0,002
Schwefel*)	0,77 ± 0,17	1,09 ± 0,11	1,30 ± 0,45	0,003

1) Gewichteter Mittelwert aller Nadeljahrgänge (4 Mischproben/Baum; n = 12)

Tabelle 3.11/15:

Mg-, Ca-, K-, Mn-, Zn-, N- und S-Gehalt in Nadeln¹⁾ von Fichten nach kombinierter Einwirkung von Ozon (0, 200 und 600 µg g⁻¹ TS) und saurem Nebel (pH 3,0 und 4,0) über 84 Tage (Versuch 6)

Element	Element-Gehalte [mg g ⁻¹) oder µg g ⁻¹ TS**])						Signifikanzniveau der Faktoren		
	Kontr.	pH 4,0		pH 3,0			pH	Ozon	pH/Ozon
Magnesium*)	1,00 ± 0,11	1,10 ± 0,26	1,08 ± 0,19	0,97 ± 0,23	0,94 ± 0,15	0,97 ± 0,20	0,027	-	-
Kalium*)	4,48 ± 0,91	4,77 ± 0,80	5,08 ± 1,06	4,62 ± 1,53	4,60 ± 0,95	5,08 ± 0,61	-	-	-
Kalzium*)	4,53 ± 1,37	4,63 ± 1,29	5,53 ± 1,57	5,14 ± 1,62	5,28 ± 1,66	5,30 ± 1,53	0,154	0,133	-
Mangan**)	467 ± 147	464 ± 163	348 ± 102	455 ± 163	422 ± 243	395 ± 161	-	0,044	-
Zink**)	57,3 ± 20,6	60,7 ± 16,4	64,4 ± 22,5	50,8 ± 9,9	51,8 ± 7,9	60,2 ± 13,2	0,083	0,188	-
Eisen**)	217 ± 126	238 ± 157	239 ± 113	198 ± 92	215 ± 90	207 ± 109	-	-	-
Gesamt Stickstoff*)	13,0 ± 1,9	12,6 ± 3,2	12,6 ± 1,5	10,6 ± 1,1	11,4 ± 1,5	12,2 ± 1,7	0,060	-	-
Schwefel*)	1,10 ± 0,11	1,13 ± 0,18	1,06 ± 0,21	1,30 ± 0,45	1,13 ± 0,16	1,13 ± 0,15	0,254	-	-

1) Gewichteter Mittelwert aller Nadeljahrgänge (4 Mischproben/Baum; n = 12)

Tabelle 3.11/16:

Nährflösung (NL) für Fichte in Wasserkultur [33]

Gehalte in 1 l – NL

KH_2PO_4	0,0136 g
KCl	0,0381 g
$\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \times 4 \text{H}_2\text{O}$	0,0886 g
$\text{MgSO}_4 \times 7 \text{H}_2\text{O}$	0,0738 g
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	0,0495 g
$\text{CaCl}_2 \times 2 \text{H}_2\text{O}$	0,0183 g

Die Lösungen lassen sich bis zu 1000fach konzentrieren.

Mikronährstofflösung (gelöst in 2 l) 0,05 ml/l NL

$\text{MnSO}_4 \times 4 \text{H}_2\text{O}$	24,3 g
$\text{CuSO}_4 \times 5 \text{H}_2\text{O}$	2,04 g
$\text{ZnSO}_4 \times 7 \text{H}_2\text{O}$	4,0 g
H_2BO_3	6,0 g
$\text{Na}_2\text{MoO}_4 \times 4 \text{H}_2\text{O}$	0,61 g

$\text{Na}_2\text{MoO}_4 \times 4 \text{H}_2\text{O}$ ist erst hinzuzugeben, wenn die Flasche fast aufgefüllt ist, da sonst Na_3BO_3 ausfällt!

10 g – Fe-Chelat (Fe-EDTA) auf 1 l 0,5 ml/l

pH-Wert: 4,6

[nach MENGEL]

Tabelle 3.11/17:

Mittlerer Nadelgehalt* an Magnesium, Kalzium, Kalium, Zink, Mangan, Stickstoff, Schwefel und Phosphor nach 11wöchiger Begasung mit 200 und 600 $\mu\text{g O}_3 \text{m}^{-3}$ und 21 Nebelereignissen pH 3,5 in Abhängigkeit von der Nährstoffversorgung des Bodens (Probenahme Versuchsende; Versuch 7)

Element	Variante	Kontrolle	200 $\mu\text{g O}_3 \text{m}^{-3}$	600 $\mu\text{g O}_3 \text{m}^{-3}$	Signifikanzniveau der Faktoren (ANOVA)		
					Ozon	Düngung	Wechselwirkung
Magnesium [mg g ⁻¹ TS]	gedüngt	0,75 ± 0,5	0,67 ± 0,10	0,63 ± 0,05	–	0,041	0,151
	ungedüngt	0,60 ± 0,1	0,62 ± 0,15	0,63 ± 0,14			
Kalzium [mg g ⁻¹ TS]	gedüngt	5,7 ± 1,1	4,9 ± 1,3	4,8 ± 0,8	–	–	0,070
	ungedüngt	4,3 ± 0,8	4,1 ± 1,6	4,6 ± 1,2			
Kalium [mg g ⁻¹ TS]	gedüngt	7,9 ± 0,7	6,7 ± 0,9	6,7 ± 1,0	0,037	0,001	0,070
	ungedüngt	6,2 ± 1,3	6,3 ± 0,6	5,3 ± 0,9			
Zink [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS]	gedüngt	71,5 ± 4,4	62,7 ± 15,9	59,0 ± 25,1	0,375	–	–
	ungedüngt	66,3 ± 13,0	65,4 ± 20,4	54,5 ± 21,1			
Mangan [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS]	gedüngt	0,97 ± 0,10	0,93 ± 0,16	1,17 ± 0,16	0,130	0,092	0,249
	ungedüngt	0,98 ± 0,42	0,80 ± 0,05	0,95 ± 0,13			
Gesamt-Stickstoff [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS]	gedüngt	10,1 ± 1,16	8,9 ± 1,09	9,8 ± 0,64	0,247	0,001	0,162
	ungedüngt	8,4 ± 0,9	8,2 ± 0,9	8,8 ± 0,0			
Schwefel [mg g ⁻¹ TS]	gedüngt	1,1 ± 0,15	1,1 ± 0,16	1,17 ± 0,05	–	0,032	0,210
	ungedüngt	1,08 ± 0,08	1,08 ± 0,08	1,00 ± 0,06			
Phosphor [mg g ⁻¹ TS]	gedüngt	0,78 ± 0,19	0,57 ± 0,10	0,70 ± 0,14	0,094	0,001	0,156
	ungedüngt	0,34 ± 0,12	0,43 ± 0,15	0,58 ± 0,22			

* gewichteter Mittelwert aller Nadeljahrgänge (4 Mischproben/Baum, n = 12)

Tabelle 3.11/18:

Kationenauswaschung in % des Nadelgehaltes*) von Magnesium, Kalzium, Kalium, Zink und Mangan (Nadelgehalte ermittelt zu Versuchsende; Versuch 7)

Element	Variante	Kontrolle (Nebel pH 3,5)	200 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ (+ Nebel pH 3,5)	600 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ (+ Nebel pH 3,5)
Magnesium	1	16,0%	17,9%	27,0%
	2	23,3%	21,0%	30,2%
Kalzium	1	17,7%	20,6%	25,2%
	2	16,9%	27,3%	26,5%
Kalium	1	11,4%	10,9%	13,6%
	2	6,8%	7,8%	16,3%
Zink	1	405,6%	446,6%	627,1%
	2	377,1%	504,6%	808,8%
Mangan	1	5,5%	5,9%	6,9%
	2	5,7%	7,3%	8,7%

1 = gedüngt

2 = ungedüngt

*) = gewichteter Mittelwert aller Nadeljahrgänge (4 Mischproben/Baum, n = 12)

3.12. Zur Anreicherung von Nitrat in Nadeln und Blättern nach Ozonbegasung

Wie in Kapitel 3.11 beschrieben, konnte bei allen Versuchen nach kombinierter Einwirkung von Ozon und Saurem Regen/Regen eine erhebliche Nitrat- und Ammoniumauswaschung festgestellt werden, die dosisabhängig ist. Dies wirft die Frage auf, woher das Nitrat kommt. In einer Serie von Begasungsversuchen sollte daher geprüft werden, ob Ozon zu einer Nitratanreicherung in Nadeln bzw. Blättern führen kann, so daß die Ergebnisse der Auswaschungsversuche erklärbar werden.

Hierzu werden Fichten (*Picea abies* [karst.] L.), Buchen (*Fagus sylvatica* L.) und Eichen (*Quercus robur* L.) über einen definierten Zeitraum in van Haut-Kammern mit Ozon begast (Konzentration 0, 100, 300, 600 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$) (vgl. Kapitel 3.2). Hierbei wurde die Luft, abhängig vom Experiment, teils speziell über NO_x -absorbierendes Filtermaterial (Purafill) in Kombination mit Aktivkohle, teils aber auch nur über Aktivkohle, geleitet, und neben Ozon die Stickoxidkonzentration kontinuierlich bestimmt (vgl. [31]). Die Nitratkonzentration der Nadeln bzw. Blätter wurde mit aufsteigender Dosis entnommen und nach dem Verfahren von REUSMANN [34] bestimmt. Eine genaue Beschreibung der Versuchsmethodik findet sich bei KRAUSE [31].

Die Nitratanreicherung in Buchenblättern ist in Abb. 3.12/1 wiedergegeben. Bereits nach einem Tag war bei allen Varianten eine signifikante Erhöhung des Nitratgehaltes in den Blättern zu beobachten, die mit zunehmender Einwirkzeit ebenfalls, besonders bei der 600- $\mu\text{g-m}^{-3}$ -Variante, ansteigt. Zwischen den Gruppen 100 und 300 $\mu\text{g m}^{-3}$ O_3 lassen sich keine signifikanten Unterschiede feststellen. Vergleichbare Ergebnisse zeigen sich nach Ozonbegasung von Stieleichen, wie aus Abb. 3.12/2 hervorgeht. Bereits nach der zweiten Probenahme (144 h nach Versuchsbeginn) war die Nitratanreicherung in den Blättern signifikant erhöht und nahm, wie bei den anderen untersuchten Pflanzenarten stetig, zu. Auch bei Stieleichen konnte somit kein signifikanter Unterschied in der Nitratanreicherung zwischen den Behandlungsstufen 100 und 300 $\mu\text{g m}^{-3}$ O_3 festgestellt werden.

Da NO in der Luft in Gegenwart von Ozon zu NO_2 und N_2O_3 oder N_2O_5 oxidiert wird, könnte es nach Hydrolyse und Dissoziation auf der Nadeloberfläche zur Anreicherung von NO_3^- bei entsprechender kutikulärer Aufnahme kommen, ohne direkten, ozonabhängigen physiologischen Wirkungsschritt. Es wurde daher in einem weiteren Versuch dem Aktivkohlefilter ein Filter aus Purafill vorgeschaltet, das NO_x weitestgehend zu eliminieren vermag. Die Ozon- und NO_x -Konzentrationen in den Kammern sind in Tabelle 3.12/1 wiedergegeben. Danach wird NO_x zu mehr als 95% aus der Kammerluft durch die Filterkombination Purafill/Aktivkohle entfernt, während die Effizienz der normalerweise verwendeten Aktivkohlefilter bei 60% liegt.

Die Nitratanreicherung in Fichtennadeln der Jahrgänge 1985/1986 ist in Abb. 3.12/3 für beide Nadeljahrgänge zusammengefaßt, da sich zu keinem Untersuchungszeitpunkt signifikante Gehaltsunterschiede der Nadeljahrgänge 1985 bzw. 1986 ergeben haben. Die Nitratgehalte der Kontrolle liegen bei 30 $\mu\text{g g}^{-1}$ Frischgewicht [FG] während der 29tägigen Untersuchungsperiode. Unterschiede zwischen den Filtertypen ließen sich nicht ermitteln. Die mit Ozon begasteten Bäume zeigten hingegen einen zeitab-

hängigen und hoch signifikanten ($p = 0,001$) Anstieg des Nitratgehaltes in den Nadeln zu allen Untersuchungszeitpunkten im Vergleich zur Kontrolle. Zu Versuchsende lagen die höchsten Gehalte bei $102,0 \pm 23,7$ und $137,4 \pm 40,5 \mu\text{g NO}_3^- \text{ g}^{-1}$ FG für das kombinierte Filter bzw. Aktivkohlefilter, wobei die relativ kleinen Differenzen im Nitratgehalt nicht den großen Unterschieden im NO_x -Gehalt der Kammerluft zwischen beiden Filtervarianten entsprechen. Wie schon bei den Laubgehölzen beobachtet, war die NO_3^- -Anreicherung im Pflanzenmaterial schnell, und bereits nach 2 Tagen unabhängig vom Filter, nachweisbar. Gleichwohl, ergibt sich aus Abb. 3.12/3, daß die Nitratgehalte der allein mit Aktivkohle gefilterten Bäume insgesamt, wenn auch nicht signifikant unterschiedlich, höher liegen.

Während dieses Experimentes kam es zum Neuaustrieb des Nadeljahrgangs 1987, der zu Versuchsende nach 29 Tagen ebenfalls beprobt wurde. Im Vergleich zur Kontrolle stieg der NO_3^- -Gehalt der jüngsten Nadeln unabhängig von der Art der Luftfilterung um 50%, nämlich von $18,2 \pm 2,7$ und $15,5 \pm 3,2$ auf $33,9 \pm 7,1$ und $32,9 \pm 9,9 \mu\text{g g}^{-1}$ FG in den Begasungskammern mit kombinierter bzw. einfacher Filterung ($p = 0,01$). Keine signifikanten Unterschiede im Nitratgehalt ergeben sich zwischen den Filtertypen. Da die Nitratanreicherung der Nadeln offenbar nicht von der NO_x -Konzentration der Kammerluft abhängt, ist zu schließen, daß die Nitratanreicherung in den oberirdischen Pflanzenorganen ein ozonspezifischer Prozeß ist.

Zwischen der ozoninduzierten Nitratanreicherung und der NitratAuswaschung, die etwa bei 13 bis 45 $\mu\text{g N g}^{-1}$ Trockensubstanz [TS] über eine 7-Tages-Periode, nach 2 Nebelereignissen, liegt, ergibt sich eine gute Übereinstimmung bei gleichem Zeitintervall, wenn man unterstellt, daß der angereicherte Nitrat-Pool mehr oder weniger vollständig ausgewaschen wird. Da die Nitratanreicherung in nahezu allen Untersuchungen eine Sättigung nach 15 bis 20 Tagen erreicht, wenn die Pflanzen alleine mit Ozon behandelt worden sind, muß unterstellt werden, daß entweder die Nitratreduktase-Aktivität inhibiert wird, wie dies prinzipiell von TINGEY et al. [35] gezeigt wurde, oder daß die Stickstoffaufnahme der Wurzeln reduziert wird. Dieser Prozeß müßte über den zytoplasmatischen NO_3^- -Pool direkt beeinflußt werden, da der NitratAuswaschung eine schnelle sich wiederholende ozonabhängige Nitratanreicherung gegenübersteht.

Zusammenfassung

Wie die unter 3.11 beschriebenen Versuche gezeigt haben, führt die kombinierte Einwirkung von Ozon und Saurem Regen/Nebel zu einem durch Ozon gesteigerten Efflux verschiedener Kat- und Anionen aus den oberirdischen Pflanzenorganen. Neben Magnesium, Kalzium und Zink kommt es auch zu einer starken Auswaschung von Nitrat. In verschiedenen, unter kontrollierten Bedingungen durchgeführten Begasungsexperimenten mit Fichten, Buchen und Eichen konnte nachgewiesen werden, daß Ozon (100, 200 und 300 $\mu\text{g m}^{-3}$) zu einer Anreicherung von Nitrat in Nadeln und Blättern führt. Die Nitratanreicherung ist bereits nach ca. 48 h, im Vergleich zur Kontrolle selbst, bei Konzentrationen von 100 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ bei allen geprüften Pflanzenarten nachweisbar. Sie verhält sich konzentrationsabhängig und wird durch den NO_x -Gehalt der Kammerluft nicht signifikant beeinflußt.

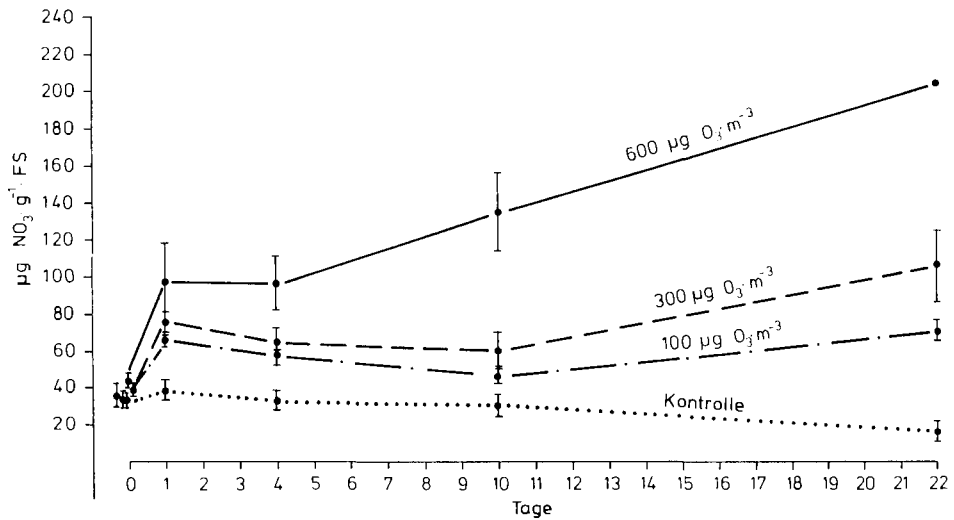


Abb. 3.12/1: Nitratanreicherung in Blättern von Buchen nach Begasung mit 100, 300 und 600 µg O₃ m⁻³ über 22 Tage

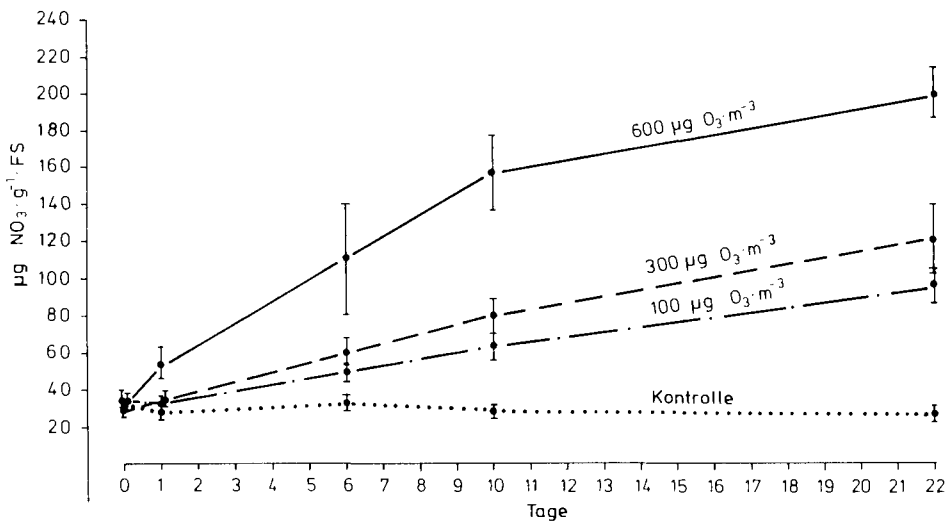


Abb. 3.12/2: Nitratanreicherung in Blättern von Stieleichen nach Begasung mit 100, 300 und 600 µg O₃ m⁻³ über 22 Tage

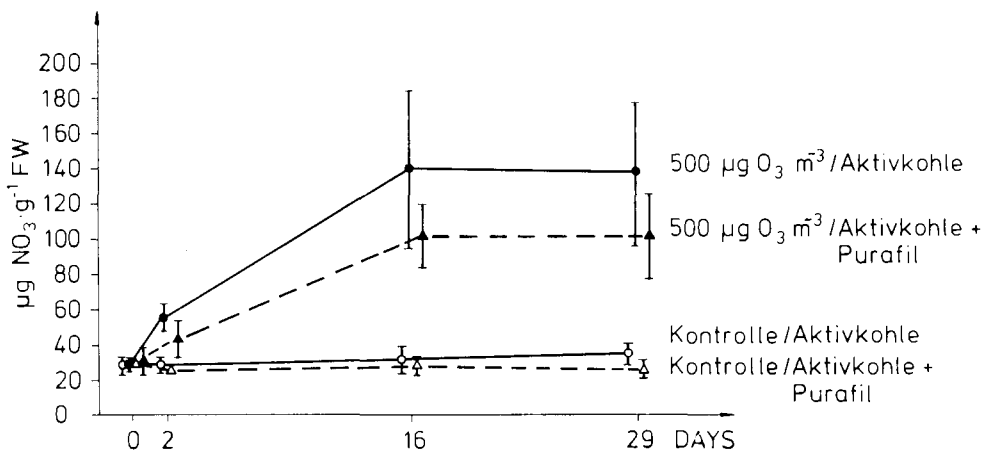


Abb. 3.12/3: Nitratanreicherung in Fichtennadeln nach Begasung mit Ozon (500 µg m⁻³) über 29 Tage in Abhängigkeit von der durch die angewandte Filtertechnik vorgegebenen Zusammensetzung der Kammerluft

Tabellenanhang

Tabelle 3.12/1:

Expositionsbedingungen für NO_x und Ozon [$\mu\text{g m}^{-3}$] als Mittelwert des Untersuchungszeitraumes während des Begasungsexperimentes mit Fichten innerhalb und außerhalb der Kammern. Maximum-/Minimum-Werte sind als Halbstunden-Mittelwerte angegeben

	Außenluft- konzentration	Purafill/Aktivkohle gefilterte Begasungskammer		Aktivkohle gefilterte Begasungskammer	
		Behandlung		Behandlung	
		Kontrolle	500 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$	Kontrolle	500 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$
NO _x [$\mu\text{g m}^{-3}$] (06. Jan. – 03. Febr. 1987)					
Mittelwert	166 ± 111	5 ± 2	4 ± 2	78 ± 55	82 ± 56
Maximum	498	7	6	335	333
Minimum	8	0	0	4	3
O ₃ [$\mu\text{g m}^{-3}$] (15. Jan. – 03. Febr. 1987)					
Mittelwert	6 ± 3	0	521 ± 26	0	482 ± 73
Maximum	60	–	585	0	556
Minimum	0	–	479	–	282

3.13. Literatur zu 3

- [1] PRINZ, B., G. H. M. KRAUSE und H. STRATMANN: Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland. LIS-Berichte Nr. 28 (1982).
- [2] KRAUSE, G. H. M., K.-D. Jung und B. PRINZ: Neuere Untersuchungen zur Aufklärung immissionsbedingter Waldschäden. VDI-Berichte 500, (1983), S. 257-266.
- [3] PRINZ, B., G. H. M. KRAUSE und K.-D. JUNG: Development and Causes of novel forest decline in Germany. Nato ASI Series, G16 (1987), S. 1-24.
- [4] PRINZ, B.: Major hypotheses and factors: Cause of forest damage in Europe. *Environment*, 29 (1988), S. 10-37.
- [5] VAN HAUT, H.: Testkammerverfahren zum Nachweis phytotoxischer Immissionskomponenten. *Environ. Pollut.*, 3 (1972), S. 123-132.
- [6] VAN HAUT, H., B. PRINZ und F.E. HÖCKEL: Ermittlung der relativen Phytotoxizität von Luftverunreinigungen im LIS-Kurzzeitstest – verschiedene organische Komponenten und Ammoniak. Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes NRW, 49 (1979), S. 29-65.
- [7] VDI-Richtlinie Nr. 2468, Blatt 1 (Mai 1978): Messung gasförmiger Immissionen. Messen der Ozon- und Peroxid-Konzentration. Manuelles photometrisches Verfahren. Kaliumjodid-Methode (Basisverfahren). In: VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft, VDI-Verlag, Düsseldorf.
- [8] SCHULZE, E. D., A. E. HARTMANN, O. L. LANGE und H. WALZ: A portable steady state porometer for measuring the carbon dioxide and water vapour exchange of leaves under natural conditions. *Oecologia*, 53 (1982), S. 141-145.
- [9] LANGE, O. L., E. KILIAN, A. MEYER und J. D. TENHUNEN: Measurement of lichen photosynthesis in the field with a portable steady-state CO₂-porometer. *Lichenologist*, 16 (1) (1984), S. 1-9.
- [10] SCHÖNBECK, H.: Eine Methode zur Erfassung der biologischen Wirkungen von Luftverunreinigungen durch transplantierte Flechten. *Staub-Reinhalt. Luft*, 29 (1969), S. 14-18.
- [11] JACOBSON, J. S. und A. C. HILL: Recognition of air pollution injury to vegetation: a pictorial atlas. Air pollution control association, Pittsburgh, PA, 1970.
- [12] ARNDT, U., W. NOBEL und B. SCHWEIZER: Bioindikatoren – Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart 1987.
- [13] GSF: Die Rolle von Photooxidantien und anderer Spurensbstanzten in der Atmosphäre in Zusammenhang mit den neuartigen Waldschäden im Alpenraum. Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung München, GSF-Bericht 26/87, 78 S.
- [14] COWLING, D. W. und M. J. KOZIOL: Mineral nutrition and plant response to air pollutants. In: Unsworth, M. H. und D. P. Ormrod (Hrsg.): Effects of gaseous air pollution in agriculture and horticulture. Butterworth Scientific, London, 1982, S. 349-375.
- [15] PFEFFER, H. U.: Immissionsmessungen an den Waldmeßstationen des Landes Nordrhein-Westfalen. In: Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes NRW (Hrsg.): Statuskolloquium Luftverunreinigungen und Waldschäden. 29. – 30. 10. 1986, S. 128-133.
- [16] KRAUSE, G. H. M.: Aufbau und Funktion einer Bestäubungsapparatur für biologische Experimente. *Staub-Reinhalt. Luft* 37 (1977), S. 234-237.
- [17] KRAUSE, G. H. M.: Immissionswirkungen auf Pflanzen – ein USA-Reisebericht. LIS-Berichte Nr. 23, 74 S.
- [18] FBW, Forschungsbeirat: Waldschäden/Luftverunreinigungen der Bundesregierung und der Länder. 2. Bericht, Mai 1986 (herausgegeben von: Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH, Postfach 36 40, 7500 Karlsruhe).
- [19] KRAUSE, G. H. M. und B. PRINZ: Zur Wirkung von Ozon und Saurem Nebel auf phänomenologische und physiologische Parameter an Nadel- und Laubgehölzen im kombinierten Begasungsexperiment. *Spezielle Berichte der Kernforschungsanlage Jülich* 369 (1986), S. 208-221.
- [20] KLAPP, E.: Lehrbuch des Acker- und Pflanzenbaues. 6. Auflage, P. Parey Verlag, Berlin, Hamburg, 1967.
- [21] LEHNINGER, A. L.: Lehrbuch der Biochemie. Verlag Chemie, Weinheim, 1975.
- [22] GUDERIAN, R.: Air Pollution. Springer Verlag, Berlin, Ecological Studies No. 22, 1977.
- [23] KRAUSE, G. H. M., B. PRINZ und K.-D. JUNG: Forest effects in West Germany. In: Davis, D. D. und L. Dochinger (Hrsg.): Air pollution and the productivity of forests. Proc. of Symposium Izaak Walton League, Washington, 04. – 05. 10. 1983, S. 297-332.
- [24] STRASBURGER, E.: Lehrbuch der Botanik. 3. Auflage, Fischer-Verlag, Stuttgart 1986.

- [25] RICHTER, J.:
Die Ergebnisse der Waldschadenserhebung 1987.
In: Der Minister für Umwelt, Raumordnung und
Landwirtschaft des Landes NRW (Hrsg.).
Forschungsberichte zum Forschungsprogramm des
Landes Nordrhein-Westfalen „Luftverunreinigungen
und Waldschäden“ Nr. 1, Tagungsbericht zum Work-
shop vom 10.-12. November 1987, LIS, Essen.
- [26] KEITEL, A. und U. ARNDT:
Ozoninduzierte Turgeszenzverluste bei Tabak
(*Nicotiana tabacum* var. Bell W3) – ein Hinweis
auf schnelle Permeabilitätsveränderungen der
Zellmembranen.
Angew. Botanik 57 (1983), S. 193-198.
- [27] NOBEL, P.S. und C. T. WANG:
Ozone increases the permeability of isolated pea
chloroplasts.
Arch. Biochem. Biophys.
- [28] ARENS, K.:
Die kutikuläre Exkretion des Laubblattes.
Jb. Wiss. Bot. 80 (1934), S. 248-300.
- [29] TUCKEY, H. B. Jr. und J. A. ROMBERGER:
The nature of substances leached from foliage.
Plant Physiol. 34 (1959), suppl. '59.
- [30] NIHLGARD, B.:
Precipitation, its chemical composition and effect on
soil water in a beech and spruce forest in south
Sweden.
Oikos 21 (1970), S. 208-217.
- [31] KRAUSE, G. H. M.:
Ozone induced nitrate formation in needles and
leaves of *Picea abies*, *Fagus sylvatica* and *Quercus*
robur.
Environ. Pollut. 52 (1988), S. 117-130.
- [32] TUCKEY, H. B. Jr.:
The leaching of substances from plants.
Am. Rev. Plant Physiol. 21 (1970), S. 305-329.
- [33] MENGEL, K.:
Institut für Pflanzenernährung,
Justus-Liebig-Universität Gießen,
pers. Mitteilungen.
- [34] REUSMANN, G.:
Ein automatisches Verfahren zur quantitativen
Bestimmung geringer Nitratgehalte in Pflanzen-
material.
Jahresbericht der Landesanstalt für Immissions-
schutz des Landes NRW, Essen 1987.
Aus der Tätigkeit der LIS 1987,
S. 53-56.
- [35] TINGEY, D. T., R. C. FITES und C. WICKLIFF:
Ozone alteration of nitrate reductions in soy bean.
Plant Physiol. 29 (1973), S. 33-38.
- [36] GUDERIAN, R., D. T. TINGEY und R. RABE:
Effects of photochemical oxidants on plants. In:
Guderian, R. (Hrsg.): Air Pollution by photochemical
oxidants. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New
York, S. 129-333.

4. Zur Langzeitwirkung von Schwefeldioxid, Äthylen und Ozon einzeln und in Kombination auf Forstpflanzen – erste Ergebnisse

Neben den in den Kapiteln 1 bis 3 dargestellten Untersuchungen sind an der Außenstation Kettwig der Landesanstalt für Immissionsschutz unter freilandnahen Bedingungen verschiedene Begasungsversuche mit Schwefeldioxid, Äthylen, Stickstoffdioxid und Ozon durchgeführt worden. Ziel dieser Langzeituntersuchungen war es, zu klären, welche phytotoxische Wirkung den einzelnen Komponenten allein bzw. auch in ihrer Kombination zuzuschreiben ist, um eine Abschätzung der Relevanz im Hinblick auf eine Ursachenbeteiligung an den neuartigen Waldschäden vornehmen zu können. Die Kombinationswirkungen verschiedener einzeln und alternierend auftretender Luftschadstoffe in möglichst realistischer Konzentration auf Fichten (*Picea abies*) sollte in einem anderen Versuchsansatz mit Hilfe von Open-Top-Kammern im Waldschadensgebiet Velmerstot, Eggegebirge untersucht werden. Über die angewendete Methodik und erste Versuchsergebnisse ist bereits an anderer Stelle berichtet worden [1, 2].

4.1. Zur Wirkung von Schwefeldioxid und Äthylen allein und in Kombination auf *Picea omorica*, *Pinus montana nana* und *Picea pungens glauca*

Es liegen wenig Informationen darüber vor, wie Äthylen – das in recht hohen Konzentrationen in bestimmten Ballungszonen, so beispielsweise im Raum Köln [3, 4] vorkommt – das Wachstum von Bäumen zu beeinflussen vermag. In diesem Zusammenhang erschien es zudem von Bedeutung, ob ggf. auftretende Wirkungen durch das ubiquitär anwesende Schwefeldioxid modifiziert werden können, wie dies beispielsweise sehr eindrucksvoll an gärtnerischen Kulturen nachgewiesen werden konnte [5].

Der Versuch wurde an der Außenstelle Kettwig der LIS, in den von GUDERIAN [6] beschriebenen Begasungshäusern, in der Zeit vom 20. 11. 1979 bis 03. 08. 1981 durchgeführt.

Material und Methode

Je vier von insgesamt 16 Begasungshäusern wurden über 18 Monate kontinuierlich mit Schwefeldioxid, Äthylen bzw. Schwefeldioxid + Äthylen versorgt, während zwei weitere Häuser nur aktivkohlegefilterte Außenluft erhielten und als Kontrollhäuser dienten. Die Begasungsmethodik erfolgte nach in der LIS entwickelten Standardverfahren, vergleichbar mit der in [5] beschriebenen Methodik. Die Begasungskonzentration wurde kontinuierlich registriert, im Fall von Äthylen mit einem geeichten Flammenionisationsdetektor (Siemens U 100) und von Schwefeldioxid mit Hilfe von Wösthoff-Geräten. Die tatsächliche Begasungskonzentration betrug im Mittel von je vier Häusern gleicher Variante über den gesamten Untersuchungszeitraum:

SO ₂	:	145,0 ± 20,0 µg m ⁻³	Soll: 140 µg m ⁻³
C ₂ H ₄	:	24,3 ± 4,3 µg m ⁻³	Soll: 30 µg m ⁻³
SO ₂ + C ₂ H ₄	:	145,0 ± 20,0 µg m ⁻³ (SO ₂) + 36,9 ± 6,4 µg m ⁻³ (C ₂ H ₄).	

Die Schwefeldioxid- bzw. Äthylenkonzentration in den Kontrollhäusern lag unter 10 respektive 3 µg m⁻³. Während die Konzentration von Schwefeldioxid über den langen Untersuchungszeitraum von 18 Monaten sehr gleichmäßig war, traten bei Äthylen größere Schwankungen auf. Parallel zu den Kammermessungen wurde auch Äthylen in der Außenluft bestimmt. Die mittlere Konzentration über die Meßperiode betrug 7,3 ± 3,7 µg C₂H₄ m⁻³, wobei die höchsten Wochenmittelwerte, die zwischen 12 – 13 µg m⁻³ lagen, im Herbst und Frühjahr gemessen wurden.

Als Pflanzen dienten jeweils 7jährige, 4fach verschulte Blaufichten, Serbische Fichten und kleine Bergkiefern (Hanses Koering, Münster). Jeweils 4 Pflanzen einer Art, also jeweils 12 Pflanzen, wurden in einem Begasungshaus untergebracht, so daß sich pro Variante und Art insgesamt 16 Pflanzen in der Untersuchung befanden. Die Bäume wurden in 30er Riviera Rechtecktöpfen mit halbautomatischer Bewässerung gehalten und stockten in ED 73 (vgl. Tabelle 3.2/1). Jeweils einmal im Frühjahr wurden die Bäume mit HAKAPHOS (3 g/l) gedüngt. Am 25. 03., 01. 04. und 08. 04. 1980 erfolgten Spritzungen mit Metastox bzw. Uden gegen beginnenden Wollausbefall. Prophylaktisch wurde am 04. 05. 1981 mit MANEP gegen beginnenden Pilzbefall gespritzt.

Als Wirkungskriterien wurden zu Versuchsende bei allen Bäumen verwendet: Nadellänge bei Kiefer (1), Gipfeltrieblänge bei Fichten (2), Seitentrieblänge (3), Anzahl der Seitentriebe (4), Nadelfläche (5), Nadelfrischgewicht (6), Nadelrockengewicht (7), Anzahl der Nadeljahrgänge (8), Schwefelbestimmung im Nadelmaterial (9). Die Nadelfläche wurde näherungsweise mit Hilfe eines Licor-Blattflächenmeßgerätes bestimmt, die Schwefelgehalte nach der in Kapitel 2.1.1 beschriebenen Methodik durchgeführt.

Alle zwei Monate wurde darüber hinaus der allgemeine Vitalitätszustand der Bäume bonitiert.

Die statistischen Auswertungen erfolgten mit Hilfe von SPSS auf der Großrechenanlage der LIS.

Ergebnisse

Serbische Fichte (*Picea omorica*)

In Tabelle 4.1/1 sind die Ergebnisse der verschiedenen Wirkungsparameter in % zur Kontrolle wiedergegeben. Während im ersten Jahr der Begasung 1980 kein Einfluß der drei Behandlungen auf das Gipfeltriebwachstum nachweisbar war, zeigte sich im Folgejahr bei der kombinierten Behandlung eine signifikante Abnahme der Wuchsleistung gegenüber der Kontrolle von 40%. Hierbei handelt es sich offenbar um eine synergistische Wirkung beider Komponenten, da zwar ein gewisser Abfall in der Wuchsleistung der Einzelkomponenten feststellbar ist, dieser aber deutlich unter dem der kombinierten Behandlung bleibt. Kein Einfluß der verschiedenen Behandlungen konnte auf das Seitentriebwachstum festgestellt werden. Andererseits nimmt die Nadelfläche der Nadeln in

den Jahrgängen 1980 und 1981 zwar bei allen drei Behandlungsarten im Vergleich zur Kontrolle signifikant ab, eine Wechselwirkung ließ sich jedoch nicht nachweisen. Gleiches gilt für das Nadelfrisch- und Trockengewicht. Die relative Wuchsminderung der genannten Parameter lag zwischen 20 und 40%. Kein Einfluß konnte bei der Anzahl der Nadeljahrgänge, dem Trockengewicht des Astmaterials, der Anzahl der Nadeln auf 5 cm Astlänge, sowie der Anzahl der gebildeten Seitentriebe nachgewiesen werden. Erwartungsgemäß ist der Schwefelgehalt in den Nadeln der mit Schwefeldioxid begasten Bäume signifikant gegenüber der Kontrolle und den mit Äthylen begasten Pflanzen erhöht; interessant ist jedoch, daß die höchsten Schwefelanreicherungen in den Bäumen nachgewiesen wurden, die zusätzlich mit Äthylen begast worden waren. Die ermittelten Differenzen ließen sich aber statistisch nicht sichern.

Bergkiefer (*Pinus montana nana*)

Trotz eines weitgehend gleichen Habitus und nahezu gleichen Ausgangsgewichten der Pflanzen vor Versuchsbeginn zeigen die Ergebnisse der Wachstumsparameter im Vergleich zu den anderen untersuchten Baumarten die größten Schwankungen, so daß selbst bei recht großen Unterschieden zur Kontrolle diese statistisch nicht zu sichern waren (Tabelle 4.1/2). Auffallend ist die Wirkung von Schwefeldioxid auf Nadel trocken- und Frischgewicht der beiden jüngsten Jahrgänge, das in beiden Fällen zwischen 40 und 50% signifikant gemindert war. Ein Einfluß von Äthylen allein oder in Kombination konnte nur bei dem Parameter „Anzahl der Nadeln auf 5 cm Astlänge“ für den ältesten untersuchten Nadeljahrgang (NJ) festgestellt werden. Hier scheint, abgesehen von der Schwefeldioxid-Wirkung, Äthylen den Nadelfall der ältesten Nadeljahrgänge aufgrund vorzeitiger Seneszenz zu forcieren [vgl. auch 5]. Eine synergistische Wirkung beider Luftverunreinigungs-komponenten war jedoch auch in diesem Fall nicht nachweisbar. Wie schon zuvor bei den Serbischen Fichten, zeigten die mit der Schadstoffkombination behandelten Bergkiefern eine deutlich höhere Schwefelakkumulation als diejenigen Pflanzen, die alleine mit Schwefeldioxid begast worden waren. Im Vergleich zu Serbischen Fichten war die Anreicherung aber insgesamt niedriger, wie sich überhaupt diese Pflanzenart als insgesamt widerstandsfähiger gegenüber den untersuchten Luftschadstoffen erwies.

Blaufichte (*Picea pungens glauca*)

Im Vergleich zu *Picea omorica* reagiert *Picea pungens glauca* bezüglich Nadel trocken- und Frischgewicht auf

die 18monatige Begasung mit Schwefeldioxid sehr ähnlich, nicht jedoch bezüglich Äthylen, das keine Veränderung bewirkt hat.

Die kombinierte Wirkung führt zur gleichen relativen Reduktion der genannten Parameter wie Schwefeldioxid alleine, eine Kombinationswirkung von Schwefeldioxid und Äthylen ist aber auszuschließen (Tabelle 4.1/3). Auch die Anzahl der Nadeln je 5 cm Astlänge ist bei den Jahrgängen '80 und '81 für Schwefeldioxid signifikant erniedrigt, während dies wie schon bei *Pinus montana nana*, bei Äthylen nur beim ältesten Nadeljahrgang festzustellen ist. Bei diesem Parameter zeigt sich zudem eine statistisch signifikante synergistische Wirkung (Tabelle 4.1/3). Keine einheitliche Reaktion konnte bei den anderen Parametern, wie Gipfeltrieblänge, Seitentrieblänge, Nadelfläche oder Anzahl der Seitentriebe festgestellt werden. Durchgängig bei allen Baumarten ist aber, daß Äthylen offenbar die Schwefeldioxidaufnahme fördert, da auch bei dieser Baumart nach kombinierter Einwirkung höhere Schwefelgehalte in den Nadeln aller Jahrgänge ermittelt werden konnten, als nach der Begasung mit Schwefeldioxid alleine.

Zusammenfassung

Die unter 4.1 beschriebene Untersuchung zeigte, daß die kombinierte Einwirkung von Äthylen und Schwefeldioxid in einer Konzentration von $140 \mu\text{g SO}_2 \text{ m}^{-3}$ und $30 \mu\text{g C}_2\text{H}_4 \text{ m}^{-3}$ nach 18monatiger kontinuierlicher Begasung bei Serbischer Fichte zu einer signifikanten Abnahme der Wuchsleistung um 40% gegenüber der Kontrolle führte. Zwar konnte auch nach Begasung mit den Einzelkomponenten ein gewisser Abfall der Wuchsleistung festgestellt werden, dieser war aber ungleich geringer als nach der kombinierten Begasung, so daß man von einer synergistischen Wirkung sprechen kann. Die anderen untersuchten Pflanzenarten Bergkiefer und Blaufichte erwiesen sich als vergleichsweise resistenter.

Bemerkenswert war ferner, daß Äthylen nach kombinierter Begasung mit Schwefeldioxid die Schwefelanreicherung in den Nadeln zu fördern vermochte. Dieses Phänomen konnte auch bei allen drei Baumarten beobachtet werden.

Wie schon aus den Begasungsexperimenten mit Äthylen und Ozon geschlossen werden konnte, bewirken Äthylen und Schwefeldioxid an den untersuchten Koniferen keine Symptome, die mit den neuartigen Waldschäden vergleichbar wären.

Tabellenanhang

Tabelle 4.1/1:

Relative Veränderung verschiedener Vitalitätsparameter bei Serbischer Fichte (*Picea omorica*) nach 18monatiger Begasung mit Schwefeldioxid und Äthylen, allein und in Kombination

Wirkungskriterium	Relative Veränderung in Prozent zur Kontrolle		
	SO ₂	C ₂ H ₄	SO ₂ + C ₂ H ₄
Gipfeltrieblänge 1981	- 26	- 15	- 40*
Gipfeltrieblänge 1980	- 27	+ 4	+ 2
Seitentrieblänge 1981	- 8	- 19	- 2
Seitentrieblänge 1980	+ 9	+ 6	+ 14
Nadelfläche 1981	- 25*	- 36*	- 24*
Nadelfläche 1980	- 24*	- 15*	- 23*
Nadelfläche 1979	- 4	- 8	- 3
Nadelfrischgewicht FG 1981	- 36*	- 36*	- 29*
Nadelfrischgewicht FG 1980	- 39*	- 16*	- 34*
Nadelfrischgewicht FG 1979	- 15	- 16	- 12
Nadeltrockengewicht TG 1981	- 36*	- 40*	- 38*
Nadeltrockengewicht TG 1980	- 27*	- 35*	- 35*
Nadeltrockengewicht TG 1979	- 37*	- 10	- 20
Anzahl der Nadeljahrgänge	- 18	- 24	- 6
Trockengewicht TG Astmaterial 1981	- 4	- 2	+ 3
Trockengewicht TG Astmaterial 1980	- 15	- 20	- 2
Anzahl der Nadeln 1981 (auf 5 cm Astlänge)	- 34	- 35	- 17
Anzahl der Nadeln 1980 (auf 5 cm Astlänge)	- 33	- 28	- 10
Anzahl der Nadeln 1979 (auf 5 cm Astlänge)	- 38	- 28	- 14
Anzahl der Seitentriebe 1981	- 22	- 30	- 12
Anzahl der Seitentriebe 1980	- 5	+ 5	- 5
Schwefel mg/g TS, 81er Nadeln	+ 215*	- 11	+ 251*
Schwefel mg/g TS, 80er Nadeln	+ 181*	- 4	+ 219*
Schwefel mg/g TS, 79er Nadeln	+ 146*	+ 1	+ 182*

* p = 0,05

Tabelle 4.1/2:

Relative Veränderung verschiedener Vitalitätsparameter bei Bergkiefer (*Pinus montana nana*) nach 18monatiger Begasung mit Schwefeldioxid und Äthylen, allein und in Kombination

Wirkungskriterium	Relative Veränderung in Prozent zur Kontrolle		
	SO ₂	C ₂ H ₄	SO ₂ + C ₂ H ₄
Seitentrieblänge 1981	- 11	- 11	- 19
Seitentrieblänge 1980	- 27	+ 13	+ 2
Nadelfläche 1981	- 3	+ 12	- 5
Nadelfläche 1980	- 54	+ 21	+ 9
Nadelfläche 1979	- 45	- 29	- 30
Nadelfrischgewicht FG 1981	- 45*	+ 11	- 3
Nadelfrischgewicht FG 1980	- 51*	+ 17	- 10
Nadelfrischgewicht FG 1979	- 15	- 21	- 30
Nadelrockgewicht TG 1981	- 39*	+ 12	- 6
Nadelrockgewicht TG 1980	- 53*	+ 18	+ 2
Nadelrockgewicht TG 1979	- 15	- 27	- 30
Anzahl der Nadeljahrgänge	± 0	± 0	± 0
Trockengewicht TG Astmaterial 1981	- 6	- 6	- 15
Trockengewicht TG Astmaterial 1980	- 25	+ 15	+ 3
Anzahl der Nadeln 1981 (auf 5 cm Astlänge)	- 1	+ 9	- 6
Anzahl der Nadeln 1980 (auf 5 cm Astlänge)	- 58*	+ 26	- 6
Anzahl der Nadeln 1979 (auf 5 cm Astlänge)	- 57*	- 40*	- 44*
Anzahl der Seitentriebe 1981	- 12	- 16	+ 2
Anzahl der Seitentriebe 1980	- 31	- 7	- 5
Schwefel mg/g TS, 81er Nadeln	+ 157*	+ 7	+ 190*
Schwefel mg/g TS, 80er Nadeln	+ 195*	+ 5	+ 221*
Schwefel mg/g TS, 79er Nadeln	+ 184*	+ 11	+ 200*

* p = 0,05

Tabelle 4.1/3:

Relative Veränderung verschiedener Vitalitätsparameter bei Blaufichte (*Picea pungens glanca*) nach 18monatiger Begasung mit Schwefeldioxid und Äthylen, allein und in Kombination

Wirkungskriterium	Relative Veränderung in Prozent zur Kontrolle		
	SO ₂	C ₂ H ₄	SO ₂ + C ₂ H ₄
Gipfeltrieblänge 1981	+ 1	-20	- 5
Gipfeltrieblänge 1980	+ 42*	+ 50*	+ 33
Seitentrieblänge 1981	+ 8	-11	- 15
Seitentrieblänge 1980	- 9	-13	- 18
Nadelfläche 1981	+ 11	+ 3	+ 1
Nadelfläche 1980	+ 27*	- 2	- 29*
Nadelfläche 1979	- 18	-17	- 32*
Nadelfrischgewicht FG 1981	- 40*	-22	- 37*
Nadelfrischgewicht FG 1980	- 29	-34	- 42*
Nadelfrischgewicht FG 1979	- 12	- 8	- 10
Nadelrockengewicht TG 1981	± 0	+ 2	- 4
Nadelrockengewicht TG 1980	- 25*	-11	- 29*
Nadelrockengewicht TG 1979	- 31*	-31	- 41*
Anzahl der Nadeljahrgänge	- 5	-11	- 16*
Trockengewicht TG Astmaterial 1981	- 4	-10	- 2
Trockengewicht TG Astmaterial 1980	- 21	-14	- 23
Anzahl der Nadeln 1981 (auf 5 cm Astlänge)	- 35*	- 5	- 36*
Anzahl der Nadeln 1980 (auf 5 cm Astlänge)	- 22*	- 4	- 46*
Anzahl der Nadeln 1979 (auf 5 cm Astlänge)	- 15	-28*	- 44*
Anzahl der Seitentriebe 1981	+ 2	- 7	- 18
Anzahl der Seitentriebe 1980	- 8	- 7	- 16
Schwefel mg/g TS, 81er Nadeln	+ 197*	+ 15	+ 245*
Schwefel mg/g TS, 80er Nadeln	+ 253*	+ 16	+ 344*
Schwefel mg/g TS, 79er Nadeln	+ 162*	+ 30*	+ 225*

* p = 0,05

4.2. Zur Langzeitwirkung von Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid, und Äthylen auf Fichte (*Picea abies* [L.] Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica*) allein und in Kombination

Nach neueren Untersuchungen, die von GUDERIAN und TINGEY [7] zusammengefaßt worden sind, wird die Wirkung von Stickstoffdioxid in Gegenwart von Schwefeldioxid und Ozon verstärkt. In Ergänzung zu dem unter 4.1 beschriebenen Versuch sollte daher der Frage nach einer möglichen Kombinationswirkung unter Einbeziehung von Stickstoffdioxid nachgegangen werden [vgl. auch 8, 9].

Die Versuche wurden in der Zeit vom 14. 06. 1982 bis 25. 08. 1983 in der Begasungsanlage der LIS in Essen-Kettwig durchgeführt.

Material und Methode

Je zwei von insgesamt 16 Begasungshäusern wurden kontinuierlich über 14 Monate mit Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Äthylen bzw. den entsprechenden Komponentengemischen SO_2/NO_2 , $\text{SO}_2/\text{C}_2\text{H}_4$, $\text{NO}_2/\text{C}_2\text{H}_4$ und $\text{SO}_2/\text{NO}_2/\text{C}_2\text{H}_4$ beschickt. Die jeweiligen Schadgase wurden mit aktivkohlegereinigter Außenluft gemischt, während die Kontrollkammern nur gefilterte Außenluft enthielten. Die Dosierung und Messung der Schadgase Schwefeldioxid und Äthylen erfolgte wie unter Kapitel 4.1 beschrieben. Stickstoffmonoxid wurde in Gasflaschen bezogen, aufoxidiert und nach entsprechender Verdünnung mit gefilterter Außenluft auf die vorgegebene Konzentration der Kammerluft zugemischt. Die Konzentrationsmessungen erfolgten mit Hilfe eines Monitor Labs NO_x -Gasanalysators, Modell 8440, mit eingebautem Eichgasgenerator. In Tabelle 4.2/1 sind die in den jeweiligen Begasungshäusern gemessenen Schadstoffkonzentrationen (Mittelwert über die gesamte Versuchszeit) sowie die prozentuale Standardabweichung einschließlich der Kontrollen wiedergegeben. Die vorgegebenen Konzentrationen betragen allein und in Kombination für Schwefeldioxid 90, Stickstoffdioxid 250 und Äthylen $50 \mu\text{g m}^{-3}$. Ferner sind in Tabelle 4.2/1 die Außenluftkonzentrationen vor und nach dem Aktivkohlefilter angegeben. Es zeigte sich, wie schon unter 4.1 beschrieben, daß Äthylen über das Aktivkohlefilter so gut wie nicht ausgefiltert werden kann. Die in Kapitel 4.1 gemachten Aussagen bezüglich der jahreszeitlichen Schwankungen von Äthylen konnten in diesem Versuch weitgehend – trotz unterschiedlicher Meteorologie – bestätigt werden.

Als Pflanzen wurden 7jährige, vierfach verschulte Fichten (Provenienz 84007 „Hochsauerland“) und etwa gleichalte Buchen verwendet. Jeweils 8 Pflanzen einer Art – also 16 Pflanzen insgesamt – wurden in den Begasungshäusern untergebracht, so daß sich bei zwei Kammerwiederholungen pro Variante und Art 16 Bäume in der Untersuchung befanden. Die Bäume stockten in ED 73 (vgl. Tab. 3.2/1) und wurden in 30er Riviera-Rechtecktöpfen mit halbautomatischer Bewässerung gehalten. Am 04.05.1983 erfolgte eine Düngung mit Polycresal (0,3%). Der Befall der Bäume mit verschiedenen Pathogenen während der Versuchszeit machte verschiedene Pflanzenschutz-Spritzungen erforderlich. Nähere Angaben hierzu finden sich in Tabelle 4.2/2.

Die Vitalitätsuntersuchungen erfolgten jeweils zu Versuchsende und umfaßten die folgenden Parameter:

Fichte: Gipfeltrieblänge [cm], NJ 82, 83
Gesamtbaumgröße [cm]

Anzahl der Seitentriebe am jüngsten Quirl
Mittlere Trieb länge jüngster Quirl [cm]
Summe Seitentrieblänge jüngster Quirl [cm]
Trockensubstanzgewicht Nadeln [g],
NJ 81, 82, 83
Trockengewicht Äste [g] der Jahrgänge 82, 83
Gesamtchlorophyllgehalt [mg g^{-1} FG].

Ferner wurden die Nadeln der Jahrgänge '81, '82, '83 auf ihren Gehalt an Schwefel, Kalzium, Kalium und Magnesium nach der zuvor in Kapitel 2.1.1 beschriebenen Methodik bestimmt.

Die Auswertung der Buchen wurde zeitgleich zu Versuchsende durchgeführt und umfaßte die folgenden Parameter:

Buche: Gesamtzahl der Blätter/Baum zu Versuchsende
Anzahl der abgefallenen Blätter (Herbst '82, '83)
Gesamttrieblänge des Zuwachses 1983 [cm]
Trockengewicht der Blätter/Baum [g].

Ferner wurde der Zeitpunkt des Austriebs im April/Mai 1983 erfaßt, wobei als Kriterium „Austrieb erfolgt“ angenommen wurde, wenn je Baum 50% der Knospen gebrochen und das Blatt vollständig entrollt waren. Zusätzlich wurde der Schwefelgehalt in der Blattmasse bestimmt.

Ergebnisse

Nach ca. 14monatiger Versuchsdauer waren die Fichten in Abhängigkeit von der Behandlung deutlich über ihr verändertes Aussehen zu differenzieren. Die Boniturergebnisse sind in Tabelle 4.2/3 zusammengefaßt. Die NO_2 - und C_2H_4 -Variante unterschieden sich am geringsten von der Kontrolle, gefolgt von den Varianten $\text{NO}_2/\text{C}_2\text{H}_4$, $\text{SO}_2/\text{C}_2\text{H}_4$, SO_2 , SO_2/NO_2 und $\text{SO}_2/\text{NO}_2/\text{C}_2\text{H}_4$, die die stärkste Schädigung aufwiesen. Für Schwefeldioxid waren Nadelspitzenverbräunungen, sowie nach dem Winter 1982 einsetzender Nadelfall charakteristisch, während die Behandlung mit Äthylen oder Stickstoffdioxid zu einer dunkelgrünen Nadelfarbe führte, die den Bäumen im Vergleich zur Kontrolle ein noch durchaus „gesundes“ Aussehen verliehen hätte, wenn nicht die Nadelfarbe stumpf und partiell grau-weißlich eingefärbt gewesen wäre. Bei den Kombinationsvarianten fiel vor allem bei den mit SO_2/NO_2 begasten Fichten eine ausgeprägte Gelbfleckigkeit der älteren Nadeln ins Auge, die auch bei der Dreierkombination dominant war, jedoch in letzterem Fall von starkem Nadelfall nach 5monatiger Begasungszeit begleitet war.

Die Auswertungen der verschiedenen Vitalitätsparameter sind in Tabelle 4.2/4 wiedergegeben. Baumgröße, mittlere Trieb länge am jüngsten Quirl, sowie Nadelrockengewicht und Gesamtchlorophyllgehalt waren Parameter, die zwischen den Varianten auf einem Niveau von $p = 0,05$ signifikant unterschiedlich waren. In Tabelle 4.2/5 sind die erhobenen Vitalitätsparameter, bei denen sich signifikante Unterschiede ergeben haben, in % der Kontrolle aufgeführt. Schwefeldioxid alleine führte nur bei der Nadelrockenmasse der Jahrgänge '82 und '83 zu einer signifikanten Abnahme gegenüber der Kontrolle, während Stickstoffdioxid bei allen gemessenen Parametern eine deutliche Wuchsstimulation bewirkte, die besonders für den Parameter „Gesamtchlorophyll“ auffällig war. Äthylen schien, im Gegensatz zu den in Versuch 4.1 beschriebenen Pflanzen, bei Fichten keine nachhaltigen Wirkungen zu erzeugen, da auch hier, ähnlich wie bei NO_2 , eher eine

Wachstumsstimulation als eine Wuchsminderung ermittelt werden konnte. Gleiches gilt für die Kombinationsbegasung mit NO_2/SO_2 . Wenn auch nicht signifikant unterschiedlich, so sind doch die Nadelrockengewichte bei der kombinierten Begasung mit $\text{SO}_2/\text{C}_2\text{H}_4$ gegenüber der Kontrolle reduziert, während bei $\text{NO}_2/\text{C}_2\text{H}_4$, ähnlich wie auch bei den Einzelkomponenten, eine teilweise signifikante Wuchsstimulation nachweisbar war. Die stärkste Reduzierung der Vitalität wurde nach gleichzeitiger Begasung mit allen drei Komponenten registriert.

Vor allem war das Nadelrockengewicht bei den Jahrgängen '81 und '82 zwischen 20 und 30% gegenüber der Kontrolle vermindert.

In Tabelle 4.2/6 sind die Nährstoffgehalte für Schwefel, Kalzium und Magnesium angegeben. Während für S, Ca und K signifikante variantenabhängige Unterschiede ermittelt werden konnten, war dies für Magnesium nicht der Fall.

Erwartungsgemäß liegen die Schwefelgehalte aller Nadeljahrgänge nach der Begasung mit Schwefeldioxid um das 2-3fache über denen der Kontrolle, wobei die höchste Anreicherung beim Nadeljahrgang '82 registriert wurde, was insofern plausibel ist, als dieser Jahrgang während des Versuches ausgebildet wurde (Tab. 4.2/7). Erstaunlicherweise führte aber auch die kombinierte Begasung mit $\text{NO}_2/\text{C}_2\text{H}_4$ zu einer deutlichen, gegenüber der Kontrolle gesteigerten Schwefelanreicherung. In der Kombination SO_2/NO_2 lag die Anreicherung niedriger als bei der Begasung mit Schwefeldioxid alleine, so daß hier möglicherweise von einem antagonistischen Effekt gesprochen werden kann. Wie schon bei den unter 4.1 beschriebenen Ergebnissen konnte auch in diesem Versuch eine eindeutig signifikante, synergistische Wirkung zwischen Schwefeldioxid und Äthylen im Vergleich zu den Einzelkomponenten beobachtet werden, indem die höchste S-Anreicherung bei allen drei Jahrgängen bei dieser Kombination beobachtet wurde. Im Gegensatz hierzu führte die Begasung mit allen drei Komponenten zu einer S-Anreicherung wie nach Einzelbegasung mit Schwefeldioxid.

Bei den anderen untersuchten Nährstoffen konnte für die Komponenten Kalzium und Kalium kein klares Bild gewonnen werden, wie aus Tabelle 4.2/7 hervorgeht. Wenngleich auch Schwefeldioxid offenbar den Kalziumgehalt zu stimulieren scheint, bzw. auch bestimmte Kombinationen wie $\text{SO}_2/\text{NO}_2/\text{C}_2\text{H}_4$ den Kaliumgehalt in den älteren Nadeln signifikant gegenüber der Kontrolle reduzieren, bleibt es aber sicherlich weiteren Untersuchungen vorbehalten, zu klären, ob diese Feststellungen komponentenabhängige Wechselwirkungen oder vielmehr Artefakte sind.

Buchen

In Tabelle 4.2/8 sind die Boniturergebnisse des parallel durchgeführten Buchenbegasungsversuches zu Versuchsende wiedergegeben. Erwartungsgemäß traten im Frühsommer 1983 nach dem Blattaustrieb bei den mit Schwefeldioxid begasten Pflanzen typische SO_2 -bedingte Schäden in Form dunkelbrauner Interkostalnekrösen auf. Dieses Symptombild wurde mit gewisser Variation auch bei den Varianten SO_2/NO_2 beobachtet, wobei die Interkostalnekrösen auch hell-beige verfärbt sein konnten. Ebenfalls ähnlich stellten sich die nach kombinierter Begasung von $\text{SO}_2/\text{C}_2\text{H}_4$ erzeugten Symptome

dar, jedoch war die Schädigungsintensität gegenüber den zuvor beschriebenen Varianten deutlich geringer. Stickstoffdioxid und Äthylen bewirkten bei einzelner Begasung lediglich unspezifische Reaktionen in Form chlorotischer Aufhellungen der Spitzentriebe oder leichter hell-beiger Interkostalnekrösen im Fall von C_2H_4 . Die Kombination $\text{NO}_2/\text{C}_2\text{H}_4$ zeigte von allen Kombinationen die schwächste Wirkung, wobei gelegentlich rotbraune Punktnekrösen an den Blättern beobachtet wurden. Synergistische Effekte konnten nur bei der Kombination $\text{SO}_2/\text{NO}_2/\text{C}_2\text{H}_4$ beobachtet werden. Bemerkenswert war der um ca. 20% verminderte Wuchs der Pflanzen dieser Kombination im Vergleich zu allen anderen Varianten, ferner die sehr massive Schädigung der Blätter, die größtenteils rotbraune Rand- und/oder Spitzennekrösen aufwiesen, sich nach oben zur Blattachse zusammenrollten und vielfach vorzeitig abfielen.

Der Austrieb der Bäume wurde im Frühjahr 1983 in 3- bis 4tägigem Abstand über 10 Tage beobachtet. Die Ergebnisse dieser Erhebung sind in Tabelle 4.2/9 wiedergegeben. Danach zeigten sich bis auf die Varianten SO_2 keine Abweichungen von der Kontrolle, deren Austrieb bei ca. 50% der begasten Bäume um 10 Tage verzögert war. Kombinationswirkungen ließen sich nicht erkennen, ebenso konnten Folgewirkungen aus der im Jahr zuvor (1982) erfolgten Begasung nicht nachgewiesen werden.

Signifikante Unterschiede zwischen den Varianten traten bei verschiedenen Wachstumsparametern und dem Schwefelgehalt der Blätter auf, wie aus der Tabelle 4.2/10 zu erkennen ist. Keine statistisch zu sichernden Unterschiede ergaben sich für die Parameter „Gesamtzahl der Blätter/Baum“ und „Trockengewicht der Blätter/Baum“. Bei den Parametern „Anzahl der abgefallenen Blätter“ und „Gesamttrieblänge 1983“ führte die Begasung mit C_2H_4 zu einer deutlichen reduzierten Wachstumsleistung, offenbar bedingt durch die signifikante Reduzierung der Blattmasse (Tab. 4.2/11). Ähnliche Beziehungen zwischen diesen beiden Parametern ließen sich auch für die Kombinationen $\text{SO}_2/\text{C}_2\text{H}_4$ und $\text{NO}_2/\text{C}_2\text{H}_4$ ermitteln, wobei allerdings keine signifikanten Unterschiede zwischen den Gruppen C_2H_4 und $\text{SO}_2/\text{C}_2\text{H}_4$ bzw. C_2H_4 und $\text{NO}_2/\text{C}_2\text{H}_4$ auftraten, so daß offenbar Äthylen allein maßgeblich für die beobachtete Wirkung verantwortlich ist. Eine synergistische Wirkung zeigte sich gegenüber den Einzelkomponenten bei der Variante $\text{SO}_2/\text{NO}_2/\text{C}_2\text{H}_4$, bei der die Buchen im Mittel 84% ihrer gesamten Blattmasse verloren hatten (Kontrolle = 24%). Vergleichbare Ergebnisse wurden auch im Spätsommer 1982 beobachtet, wie aus der Abbildung 4.2/1 hervorgeht.

Die Schwefelgehalte im Blattmaterial von Buche sind mit den bei Fichten erzielten Ergebnissen gut vergleichbar. Die höchste Schwefelanreicherung wurde wieder bei der Variante $\text{SO}_2/\text{C}_2\text{H}_4$, gefolgt von der Variante SO_2 gefunden. Die Varianten $\text{SO}_2/\text{NO}_2/\text{C}_2\text{H}_4$ und SO_2/NO_2 unterschieden sich nicht von der Variante SO_2 .

Zusammenfassung

Die kontinuierliche Begasung von Fichten über 14 Monate mit Äthylen, Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid allein und in Kombination zeigte, daß die Begasung mit allen drei Komponenten sowohl bezüglich der Symptomatik als auch bezüglich der Wachstumsleistung zur stärksten Schädigung im Vergleich zu allen anderen Begasungskombinationen führte, die zudem synergistischen Charakter hatte.

Bei den Zweierkombinationen führte die Begasung mit $\text{SO}_2/\text{C}_2\text{H}_4$ ebenfalls zu einer Wachsminderung, während NO_2/SO_2 keine und $\text{NO}_2/\text{C}_2\text{H}_4$ eine das Wachstum stimulierende Wirkung zeigte.

Auch bei den im Vergleich zu Fichten wesentlich empfindlicher reagierenden Buchen ergab sich die stärkste Blattschädigung nach Begasung mit allen drei Immissionskomponenten, die jedoch in abgeschwächter Form auch bereits nach Begasung mit $\text{NO}_2/\text{C}_2\text{H}_4$ bzw. $\text{SO}_2/\text{C}_2\text{H}_4$ und auch SO_2/NO_2 beobachtet worden war. Wie schon bei anderen Versuchen mit Äthylen bewirkte ein gleichzeitiges Angebot von SO_2 und C_2H_4 im Vergleich zu SO_2 alleine, bzw. von SO_2 , C_2H_4 und NO_2 die größte Schwefelanreicherung.

Mit Bezug auf die neuartigen Waldschäden ergeben sich keine Hinweise darauf, daß die in die Begasung einbezogenen Komponenten, bzw. ihre bei Kombination ausgelösten Wirkungen, nach Art und Umfang für eine Ursachenklärung herangezogen werden könnten. Selbst dem in Waldschadensgebieten gemeinsamen Auftreten von SO_2/NO_2 scheint nach den Befunden, die in diesen über 18 Monate währenden Kombinationsversuchen an Fichte und Buche erzielt wurden, keine große Relevanz bezüglich nachhaltiger Veränderungen zuzukommen, zumal wenn man bedenkt, daß die Stoffkonzentrationen der gewählten Kombinationen deutlich höher liegen, als sie in der Regel in den Waldschadensgebieten gemessen werden.

Tabellenanhang

Tabelle 4.2/1:

Begasung in Kettwig 1982/83, Komponenten: SO₂, NO₂, C₂H₄ [$\mu\text{g}/\text{m}^{-3}$], Zeitraum: 14. 06. 1982 – 25. 08. 1983, einschl. absoluter (s) und relativer Standardabweichung (S) der Schadstoffkonzentrationen

HausNr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	A-Kohle	A-Luft
Be- gasung mit	SO ₂	NO ₂	C ₂ H ₄	Kon- trolle	SO ₂ + NO ₂	SO ₂ + C ₂ H ₄	C ₂ H ₄ + NO ₂	SO ₂ + NO ₂ + C ₂ H ₄	SO ₂ + NO ₂	SO ₂ + C ₂ H ₄	C ₂ H ₄ + NO ₂	SO ₂ + NO ₂ + C ₂ H ₄	SO ₂	NO ₂	C ₂ H ₄	Kon- trolle	-	-
NO ₂	59	237	64	15	247	67	247	259	246	60	257	258	64	247	64	17	0	54
s	10,3	30,2	11,5	8,0	24,0	13,6	25,6	30,1	24,5	11,9	26,4	32,1	12,4	28,0	11,3	8,5	0	11,8
S%	17%	13%	18%	53%	10%	20%	10%	12%	10%	20%	10%	12%	19%	11%	18%	49%	0	22%
C ₂ H ₄	5	5	51	5	5	52	55	52	5	52	54	53	6	5	52	6	7	6
s	3,3	2,8	6,5	2,7	2,9	7,0	8,9	5,4	2,4	6,4	6,2	9,1	3,9	3,0	7,9	3,8	3,5	3,2
S%	64%	60%	13%	54%	57%	13%	16%	11%	50%	12%	12%	17%	66%	59%	15%	66%	50%	58%
SO ₂	87	36	34	10	89	89	35	91	96	94	35	90	91	34	30	3	0	26
s	9,3	17,7	16,3	6,9	15,9	14,7	15,9	14,6	19,9	17,1	15,3	15,7	19,0	16,6	16,2	2,8	0	6,0
S%	11%	49%	48%	68%	18%	17%	45%	16%	21%	18%	44%	17%	21%	50%	53%	88%	0	23%

Tabelle 4.2/2:

Spritz- und Düngeplan – Langzeitbegasung Kettwig 82/83 –

Datum	Spritzplan		
	Spritzmittel	Konzentration	Pflanzenart
05. 05. 1982	Unden	0,15 %	Buchen
12. 05. 1982	Folidol-Öl	0,5 %	Fichten
09. 06. 1982	Metasystox	0,15 %	Fichten und Buchen
01. 09. 1982	Metasystox	0,15 %	Fichten und Buchen
11. 05. 1983	Metasystox	0,3 %	Fichten und Buchen
30. 05. 1983	Metasystox	0,3 %	Fichten und Buchen (Freiland K.)
07. 06. 1983	Metasystox	0,3 %	Fichten und Buchen (Freiland K.)
14. 06. 1983	Unden	0,15 %	Fichten und Buchen (Freiland K.)
14. 07. 1983	Unden	0,15 %	Fichten und Buchen

Datum	Düngeplan		
	Düngemittel	Konzentration	Pflanzenart
04. 05. 1983	Polycresal	0,3 %	Fichten und Buchen

Tabelle 4.2/3:

Bonitur von Fichten nach 13monatiger Begasung mit SO₂/NO₂/C₂H₄ allein und in Kombination

Kontrolle: dunkelgrün, ältere NJ leicht aufgehellt	SO ₂ /C ₂ H ₄ :	teilweise Braunverfärbung älterer NJ. Ältere NJ stark chlorotisch, 82er und 83er Nadeln gelbe Spitzen und weißgrün verfärbte Nadelbasis
SO ₂ : alle Pflanzen chlorotisch, Nadelspitzen von NJ 82 gelb; z. T. starke Verbräunung mit Nadelfall bis zu 50%		
NO ₂ : alle Pflanzen dunkelgrün, teilweise stumpf mit grau-grüner Oberfläche	NO ₂ /C ₂ H ₄ :	relativ grün, jedoch schwache Gelbfleckigkeit aller Jahrgänge an den Nadelspitzen
C ₂ H ₄ : alle Pflanzen dunkelgrün, Nadelfarbe stumpf; weißlich-grün verfärbt	NO ₂ /SO ₂ /C ₂ H ₄ :	nahezu alle Bäume (12) zeigen an 40 bis 50% des NJ 82 und 83 Verbräunungen. Ältere Nadeln als NJ 83 chlorotisch, gelbe Nadelspitzen. Insgesamt schlechtester Eindruck von allen Varianten
SO ₂ /NO ₂ : alle Pflanzen chlorotisch, 81er/82er Nadeln häufig gelb-fleckig, teilweise starker Nadelfall, vergleichsweise wie SO ₂ alleine; teilweise Verbräunung		

Tabelle 4.2/4:

Auswertung Fichte über alle Varianten, Einfache Varianzanalyse, Vitalitätsparameter (Variable)

Variable	N	Mittelwert	Mittlere S	Min	Max	Varianz d. Varianten [F-Wert]	Bartlett Box-F
Gipfeltrieblänge [GT]							
NJ 82 [cm]	85	17,9	6,3	7,0	42,0	.1519	.005
NJ 83 [cm]	85	25,6	7,4	10,0	47,0	.2073	.276
Baumgröße [BG] [cm]	85	84,1	14,9	60,0	117,0	.0243*)	.962
GT 82/BG	85	0,21	0,06	0,09	0,36	.5710	.697
GT 83/BG	85	0,30	0,06	0,17	0,48	.3810	.476
Anzahl der Triebe jüngster Quirl	85	10,9	3,9	4,0	23,0	.5523	.182
Mittlere Triebblänge jüngster Quirl [cm]	85	14,6	3,1	8,9	22,9	.0123*)	.695
Triebblänge jüngster Quirl [cm]	85	152,2	48,8	72,0	348,0	.3611	.067
TG*) NJ 81**)	85	2,8	1,1	0,4	6,2	.0130*)	.070
TG NJ 82	85	12,2	5,6	4,0	29,2	.0116*)	.032
TG NJ 83	85	48,6	13,4	24,7	91,4	.0456*)	.159
TGÄ***) 82	85	20,3	9,6	6,3	49,7	.2546	.534
TGÄ 83	85	26,8	9,1	11,8	58,8	.0804	.948
Gesamt Chl	85	1,2	0,4	0,44	2,3	.0000*)	.012

*) p = 0,05

**) TG NJ = Trockengewicht Nadeljahrgang

***) TGÄ = Trockengewicht Astmaterial

Tabelle 4.2/5:

Relative Veränderung der Vitalitätsparameter bezogen auf die Kontrolle [%] in Abhängigkeit von der Behandlung nach 13monatiger Begasung von Fichten mit SO₂, NO₂ und C₂H₄ allein und in Kombination

	Parameter [% zur Kontrolle]							Gesamt Chlorophyll
	GTL**) NJ 82	GTL NJ 83	Baumgröße	Mittlere Triebblänge jüngster Quirl	Trockengewicht			
					NJ 81	NJ 82	J 83	
SO ₂	89	106	106	110	92	79*)	91*)	119
NO ₂	132	129	124*)	126*)	135*)	157*)	126*)	174*)
SO ₂ + NO ₂	96	105	109	107	134	130	109	115
SO ₂ + C ₂ H ₄	114	102	107	96	90	94	98	93
NO ₂ + C ₂ H ₄	107	107	122*)	109	104	136	116	127*)
Alle	98	95	104	90*)	77*)	73*)	94*)	94*)
Kontrolle	16,5 cm	23,2 cm	74,3 cm	13,4 cm	2,6 g	10,1 g	48,6 g	1,0 mg/g FG

*) p = 0,05

**) GTL = Gipfeltrieblänge

Tabelle 4.2/6:

Auswertung Fichte, Nährstoffgehalte, Einfache Varianzanalyse über alle Varianten

Variable [mg/g TS]	N	Mittelwert	Mittlere S	Min	Max	Varianz d. Varianten [F-Wert]	Bartlett Box-F
NJ 83							
Schwefel	84	1,8	0,7	0,7	3,8	.0000*)	.017
Kalzium	85	9,2	1,8	3,7	12,7	.1259	.286
Kalium	85	9,3	1,6	4,2	12,6	.0004*)	.322
Magnesium	85	1,1	0,2	0,65	1,6	.0283	.699
NJ 82							
Schwefel	84	2,0	0,9	0,67	4,6	.0000*)	.000
Kalzium	85	18,3	3,8	9,2	27,5	.0000*)	.879
Kalium	85	5,9	1,3	3,4	9,6	.0185*)	.704
Magnesium	85	1,1	0,3	0,59	2,2	.4525	.006
NJ 81							
Schwefel	83	1,8	0,7	0,6	4,0	.0000*	.076
Kalzium	85	18,2	3,1	12,5	24,5	.0019*)	.893
Kalium	85	5,4	1,0	3,2	7,9	.0042*)	.386
Magnesium	85	0,9	0,3	0,53	3,2	.8699	.000

*) p = 0,05

Tabelle 4.2/7:

Relative Veränderung im Nährstoffgehalt bezogen auf die Kontrolle [%] in Abhängigkeit von der Behandlung nach 13monatiger Begasung von Fichten mit SO₂, NO₂ und C₂H₄, allein und in Kombination

	Schwefelgehalt			Kalziumgehalt			Kaliumgehalt		
	NJ 81	NJ 82	NJ 83	NJ 81	NJ 82	NJ 83	NJ 81	NJ 82	NJ 83
SO ₂	225*)	311*)	282*)	91*)	91	119	123*)	119	122*)
NO ₂	111	134	132	95	91	109	96	107	115
C ₂ H ₄	137	168*)	176*)	93	93	104	110	111	112
SO ₂ + NO ₂	146*)	175*)	212*)	75*)	64*)	96	93	90	96
SO ₂ + C ₂ H ₄	234*)	323*)	302*)	83*)	84	116	118	128*)	119
NO ₂ + C ₂ H ₄	122	134	159*)	95	90	119	110	118	118
Alle	163*)	227*)	228*)	80*)	70*)	109	108	124*)	132
Kontrolle × [mg/g TS]	1,8	1,1	1,0	20,0	18,3	8,4	5,2	5,9	8,3

*) p = 0,05

Für Magnesium haben sich keine signifikanten Unterschiede zwischen den Varianten ergeben.

Tabelle 4.2/8:

Bonitur von Buchen nach 13monatiger Begasung mit SO₂/NO₂/C₂H₄, allein und in Kombination

Kontrolle:	Blätter dunkelgrün, vereinzelt rotbraune Randnekrosen (ca. 5 bis 6 Blätter im oberen Bereich). Vereinzelt Blätter an Spitzentrieben schwach chlorotisch (Nährstoffmangel ?!).	SO ₂ /NO ₂ :	Bei allen Pflanzen rotbraune Randnekrosen, ca. 20% der Blattmasse umfassend. Blätter häufig auch insgesamt grün/braun verfärbt, oder hellbeige Interkostalnekrosen.
SO ₂ :	Blätter im allgemeinen leicht chlorotisch, punktförmige, dunkelbraune Interkostalnekrosen. Blätter vereinzelt an den Spitzentrieben stark chlorotisch.	SO ₂ /C ₂ H ₄ :	Blätter im unteren Bereich hellbeige, punktförmige Rand- und Interkostalnekrosen. Im oberen Bereich rotbraune Rand- und Spitzennekrosen.
NO ₂ :	Blätter alle dunkelgrün, vereinzelt leichte chlorotische Spitzen. Vereinzelt dunkelbraune Interkostalnekrosen.	NO ₂ /C ₂ H ₄ :	Blätter im allgemeinen dunkelgrün; vereinzelt rotbraune Randnekrosen.
C ₂ H ₄ :	Im unteren Bereich der Pflanzen alle Blätter dunkelgrün, vereinzelt im oberen Bereich rotbraune Randnekrosen (wie bei Kontrolle). Vereinzelt auftretende hell-beige Interkostalnekrosen mit dunkelgrünem Blatttrand.	Alle:	Pflanzen deutlich kleiner als übrige Varianten. Blätter im unteren Bereich hell-beige Rand- und Interkostalnekrosen mit dunkelbraun verfärbtem Blatttrand; wie oberer Bereich mit rotbraunem Rand und Spitzennekrosen; z. T. sind Blätter braun-grün verfärbt.

Tabelle 4.2/9:

Entwicklung des Buchenaustriebes in Abhängigkeit von der Behandlung. Anzahl der Pflanzen, bei denen ca. 50% aller Knospen gesprungen und das Blatt zum 26., 29. 04. bzw. 02. 05. 1983 entrollt war

	N	Anzahl der Pflanzen		
		26. 04. 1983	29. 04. 1983	02. 05. 1983
Kontrolle	16	11	2	3
SO ₂	16	7	1	8
NO ₂	16	13	3	–
C ₂ H ₄	16	10	4	2
NO ₂ + SO ₂	16	12	3	1
SO ₂ + C ₂ H ₄	16	10	3	3
NO ₂ + C ₂ H ₄	16	15	1	–
SO ₂ + NO ₂ + C ₂ H ₄	16	10	4	2

Tabelle 4.2/10:

Auswertung Buche über alle Varianten, Vitalitätsparameter und Schwefelgehalt, Einfache Varianzanalyse (SPSS)

Variable	N	Mittelwert	Mittlere S	Min	Max	Varianz d. Varianten [F-Wert]	Bartlett Box-F
Gesamtzahl der Blätter	128	62,0	26,5	8	157	.2822	.571
Anzahl abgefallene Blätter	128	22,9	19,4	0	96	.0000*)	.068
% abgefallene Blätter	128	42,9	33,5	0	100	.0000*)	.387
Trieblänge [cm]	127	111,4	25,9	53	176	.0036*)	.781
Trockengewicht von Blättern [g]	127	19,8	7,5	5,4	46,0	.7555	.560
Schwefelgehalt Blätter [mg g ⁻¹ TS]	122	2,07	0,9	0,9	5,5	.0000*)	.430

*) p = 0,05

Tabelle 4.2/11:

Relative Veränderung der Vitalitätsparameter bezogen auf die Kontrolle [%] in Abhängigkeit von der Behandlung nach 13monatiger Begasung von Buche mit SO₂, NO₂, C₂H₄ allein und in Kombination

	Gesamtzahl der Blätter	Anzahl der abgefallenen Blätter	Trieblänge 1983 [cm]	Trockengewicht Blätter [g]	Schwefelgehalt [mg g ⁻¹ TS]
SO ₂	113	133	89	99	216*)
NO ₂	114	188	94	96	122
C ₂ H ₄	114	283*)	79*)	91	129
SO ₂ + NO ₂	93	233	84	79	205*)
SO ₂ + C ₂ H ₄	100	300*)	83*)	89	240*)
NO ₂ + C ₂ H ₄	95	355*)	77*)	85	129
Alle	80	433*)	77*)	91	179*)
Kontrolle (\bar{x})	60,6 BZ/B	9,1 St/B	130 cm	21,6 g	1,2 mg/g TS

*) p = 0,05

BZ/B = Blattzahl/Baum

4.3. Zur Kombinationswirkung von Ozon und Schwefeldioxid auf *Picea abies* [L.] Karst. und *Fagus sylvatica* – Simulation der Immissionssituation Ruhrgebiet und Velmerstot, Eggegebirge

Eine der zentralen Fragen in der Waldschadensdiskussion war und ist das Auftreten dieses Phänomens in industriefernen Regionen, nicht jedoch in Ballungszonen mit verhältnismäßig stärkerer Schadstoffbelastung. Beide Gebiete sind durch unterschiedliche Immissionstypen gekennzeichnet, wobei beispielsweise für das Ruhrgebiet die höhere Schwefeldioxidbelastung, für das Waldschadensgebiet Eggegebirge eine höhere Ozonbelastung, bezogen auf den Jahresmittelwert, charakteristisch ist. Neben diesen Hauptkomponenten treten noch andere Luftschadstoffe auf, wenngleich auch in wesentlich niedrigerer Konzentration. Hintergrund der nachfolgenden Untersuchung war, in einem freilandnahen Experiment an der Außenstation Kettwig zu prüfen, ob eine Langzeitexposition von Fichten und Buchen zum einen mit Immissionen wie sie im „Ruhrgebiet“ auftreten, zum anderen mit Immissionen wie sie im „Eggegebirge“ nachgewiesen werden, zu unterschiedlichen Pflanzenreaktionen führen und, ob diese nach Art und Umfang mit den Beobachtungen zum Syndrom „neuartige Waldschäden“ in dem so simulierten „Reinluftgebiet“ Eggegebirge übereinstimmen.

Methodik

Die Untersuchungen wurden an der Außenstation Kettwig in der Zeit vom 28. 11. 1983 bis zum 30. 10. 1985, also über ca. 23 Monate durchgeführt. Als Immissionskonstellation wurden für das „Belastungsgebiet“:

100 $\mu\text{g SO}_2 \text{ m}^{-3}$ kontinuierlich über 24 Stunden + 150 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ für 6 h/Tag in der Zeit von 10.30 Uhr bis 16.30 Uhr und für das „Reinluftgebiet“:

150 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ + 60 $\mu\text{g SO}_2 \text{ m}^{-3}$ kontinuierlich über 24 Stunden + 500 $\mu\text{g SO}_2 \text{ m}^{-3}$ alle 14 Tage für 2 Stunden als Spitzenkonzentration (vgl. Tabelle 4.3/2)

gewählt. Die Dosierung und Messung von Schwefeldioxid und Ozon erfolgte nach der zuvor beschriebenen Standardmethodik (vgl. Tabelle 4.3/1).

Neben den jeweiligen Kombinationen wurde auch die Wirkung der Einzelkomponenten in den jeweiligen Konzentrationen untersucht, wobei jeweils ein Begasungshaus eine Variante repräsentierte. Aufgrund eines technischen Defektes in der Lüftungsanlage mußte die Begasung aller Varianten in der Zeit vom 26. 04. bis 20. 07. 1985 ausgesetzt werden. Die Bäume wurden während dieser Zeit im Freiland gehalten und waren im Mittel den in Tabelle 4.3/1 angegebenen Außenluftkonzentrationen ausgesetzt.

Als Pflanzen dienten, wie unter Kapitel 4.2 beschrieben, 7jährige, vierfach verschulte Fichten der Provenienz 84007 „Hochsauerland“ und etwa gleichaltrige, vierfach verschulte Buchen, Herkunft „S.H. Lensahn 810 03“. Jeweils 10 Fichten und 6 Buchen, also insgesamt 16 Pflanzen, wurden in 8 Begasungshäusern untergebracht, wobei 2 Begasungshäuser als Kontrollen dienten. Eine Kammerwiederholung konnte aus technischen Gründen nicht durchgeführt werden.

Die Bäume stockten in ED 73 (vgl. Tabelle 3.2/1) und wurden in 30er Riviera-Rechtecktöpfen mit halbautomatischer Bewässerung gehalten.

Die Wirkungserhebungen erfolgten zu Versuchsende im Oktober 1985 und umfaßten die folgenden Parameter:

Fichte: Gipfeltrieblänge 1984 [cm]
Trockengewicht NJ 1984 [g]
Anzahl der Seitentriebe am Quirl 1985
Länge der Seitentriebe am Quirl 1985 [cm].

Ferner wurden die Nadeln der Jahrgänge 1984 und 1985 auf ihren Kalium-, Magnesium-, Zink-, Stickstoff- und Schwefelgehalt untersucht.

Die Auswertung der Buchen sollte nach den in Kapitel 4.2 beschriebenen Kriterien ebenfalls im Herbst 1985 erfolgen, konnte jedoch nicht durchgeführt werden, da die Pflanzen im Frühjahr 1985, vermutlich aufgrund extremer Witterungsunterschiede und damit einhergehender Kulturfehler, nicht mehr austrieben. Zu dieser Untersuchung liegt daher nur die mit den Fichten zeitgleich durchgeführte Herbstbonitur (September 1984) vor.

Ergebnisse Fichte

Die Ergebnisse der Abschlußbonitur sind in der Tabelle 4.3/2 wiedergegeben. Unabhängig vom einzelnen Immissionstyp fällt die im Vergleich zu den Einzelkomponenten stärkere Schädigung nach kombinierter Einwirkung beider Luftverunreinigungs-komponenten auf. Wesentliche Unterschiede zwischen dem SO_2 - bzw. O_3 -dominanten Immissionstyp ließen sich allerdings nicht feststellen, obwohl die Bäume des Immissionstyps „Reinluftgebiet“ etwas ausgeprägter grün-/gelblich verfärbt waren. Bei den Einzelbegasungen mit Schwefeldioxid oder Ozon waren Art und Umfang der Schädigung erwartungsgemäß dosisabhängig und entsprachen in ihrer Symptomatik dem jeweils bekannten Schädigungsbild (vgl. STRATMANN, VAN HAUT, [11]; JACOBSON et al., [12], [13]).

In Tabelle 4.3/3 sind die Ergebnisse der verschiedenen Wachstumsparameter zusammengestellt. Die Befunde stehen in guter Übereinstimmung mit dem anlässlich der Bonitur gewonnenen Wirkungsbild. Das Nadelrockengewicht der Nadeljahrgänge '85 und '84 beider Kombinationsbegasungen ist signifikant gegenüber der Kontrolle erniedrigt ($p = 0,01$), signifikante Unterschiede zwischen den beiden Immissionstypen „Ruhrgebiet“ und „Reinluftgebiet“ konnten jedoch nicht festgestellt werden, wenngleich auch – der Tendenz nach – die Reduzierung der Nadelrockengewichte beim Typ „Reinluftgebiet“ ausgeprägter war. Mit Bezug auf die Einzelkomponenten zeigte sich nach Ozonbegasung (150 $\mu\text{g m}^{-3}$ kont.) eine etwas stärkere Wirkung als nach der SO_2 -Begasung mit 100 $\mu\text{g m}^{-3}$ kont. Dies gilt für beide Nadeljahrgänge. Während sich nach Begasung mit 60 $\mu\text{g m}^{-3}$ SO_2 kont. und gelegentlichen Spitzenkonzentrationen keine Unterschiede zur Kontrolle ergaben, zeigte sich bei beiden Nadeljahrgängen nach Begasung mit 150 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ für 6 h/Tag eine gewisse, wenn auch gegenüber der Kontrolle nicht signifikante Erniedrigung des Trockensubstanzgewichtes. Die für das Nadelrockengewicht gemachten Aussagen gelten im wesentlichen auch für die Gipfeltrieblänge, die bei beiden Kombinationsbegasungen hoch signifikant gegenüber der Kontrolle erniedrigt waren. Aufgrund der recht großen Streuung konnten allerdings keine

signifikanten Unterschiede in der Wirkung der Einzelkomponenten gegenüber der Kontrolle gemacht werden. Für beide Wachstumsparameter läßt sich sagen, daß eine synergistische Wirkung beider Komponenten unter den gegebenen Versuchsbedingungen nicht feststellbar war. Wirkungsbestimmend war offenbar auch bei der kombinierten Begasung stets die Komponente, die in der höchsten Dosis angeboten wurde, also Schwefeldioxid beim Immissionstyp „Belastungsgebiet“ bzw. Ozon beim Immissionstyp „Reinluftgebiet“. Bei den übrigen Parametern konnte zwar auch eine dosisabhängige Wirkung erzeugt werden, jedoch waren die Ergebnisse aufgrund der recht hohen Streuungen statistisch nicht zu sichern (vgl. Tabelle 4.3/3).

In Tabelle 4.3/4 sind die Nährstoffgehalte in den Fichtennadeln der Jahrgänge '85 und '84 für die einzelnen Varianten wiedergegeben. Während bei den Elementen Magnesium, Kalium und Stickstoff keine Unterschiede in Abhängigkeit von der Behandlung festgestellt werden konnte, zeigten sich erwartungsgemäß bei Schwefel in Abhängigkeit von der Begasungskonzentration entsprechende Anreicherung im Nadelmaterial. Die kombinierte Begasung mit Ozon hatte dabei keinen Einfluß auf die Schwefelanreicherung, wenn man einmal von der signifikanten Erhöhung des S-Gehaltes in den '84er Nadeln des Immissionstypes „Belastungsgebiet“ absieht.

Der wohl auffälligste Einfluß ist bei Zink zu beobachten. Bei nahezu allen Behandlungen und bei beiden Nadeljahrgängen ist der Zinkgehalt gegenüber der Kontrolle bis zu 70% gesenkt. Besonders auffallend ist dies jeweils nach Ozonbegasung, wobei die Gehalte der kombiniert begasten Fichten jedoch meist höher liegen, als die der allein mit O₃-begasten Fichtenvarianten. Es ist allerdings z. Z. nicht erklärbar, wieso der Zinkgehalt unter dem Einfluß von Ozon bzw. Schwefeldioxid so stark abnimmt. In diesem Zusammenhang ist zu bemerken, daß, wie in Kapitel 2 beschrieben, eigentlich alle von uns untersuchten Bestände, die die montane Vergilbung aufweisen, recht niedrige, teilweise im latenten Mangelbereich sich befindende Zinkgehalte aufweisen. Ob aber die oben aufgeführten Befunde hiermit in Zusammenhang stehen, bedarf der weiteren Untersuchung.

Ergebnisse Buche

Die Untersuchungsergebnisse an Buchen decken sich weitgehend mit dem an Fichten beobachteten Schadensausmaß. Die Boniturergebnisse aus dem September 1984 nach ca. 11monatiger Behandlung sind in der nachfolgenden Tabelle 4.3/5 wiedergegeben. Vor allem erwies sich die ozondominante Kombination „Reinluftgebiet“ als besonders schädigend [14]. Bemerkenswert war, daß die Symptomatik primär der normalen Herbstverfärbung entsprach, oder an durch Trockenheit ausgelöste Blattverfärbungen erinnerte. Wie auch schon in den Versuchen festgestellt, die unter kontrollierten Bedingungen durchgeführt worden waren, ist das Symptom einer chronischen Ozonbelastung schlechthin die vorzeitige Seneszenz; dieses Symptom ist wenig spezifisch und kann durch die verschiedensten anderen Streßfaktoren ausgelöst werden, so daß vielfach ein kausaler Schluß zur Einwirkung von Luftverunreinigungen nicht gezogen wird. Bemerkenswert ist auch, daß Schwefeldioxid in niedriger Konzentration eine gewisse, wenn auch unspezifische Wirkungsverstärkung zu bewirken vermag. Deutlich weniger toxisch für Buchen ist die SO₂-dominante Immissionskonstellation und entsprechend den Ergebnissen beim Typ „Reinluftgebiet“ plausibel, daß Ozon auch bei deutlich verminderter Dosis (150 µg O₃ m⁻³/6 h gegenüber 150 µg O₃ m⁻³ kont.) zu einer Wirkungsverstärkung geführt hat.

Zusammenfassung

Nahezu zweijährige Kombinationsbegasungen von Fichten und Buchen mit einem schwefeldioxid- bzw. ozondominanten Schadstoffgemisch aus O₃ und SO₂, wie sie einerseits für ein Ballungsgebiet, andererseits ein Reinluftgebiet charakteristisch sind, haben ergeben, daß das Wachstum der Bäume unter beiden Schadstoffregimen nachhaltig beeinträchtigt wird. Signifikante Wirkungsunterschiede zwischen beiden Immissionstypen konnten bei Fichten nicht festgestellt werden. Buchen reagierten im Gegensatz zu Fichten deutlich empfindlicher auf Ozon als auf Schwefeldioxid, wobei die unter freilandnahen Bedingungen in den Begasungshäusern in Kettwig erzeugte Symptomatik an die im Eggegebirge im Herbst 1983 vorgefundenen Blattschädigung erinnerte.

Tabellenanhang

Tabelle 4.3/1:

Mittlere Schadstoffkonzentration [$\mu\text{g m}^{-3}$] in den jeweiligen Begasungshäusern in Kettwig in der Zeit vom 28. 11. 1983 bis 19. 04. 1985

Variante	Begasungshaus-Nr.	Schwefeldioxid	Ozon
1) Kontrolle			
Außenluft (Mittelwert in der Zeit vom 04. – 08. 1985)		19 ± 15	18 ± 14
Kontrollhäuser	1, 2	1 ± 5	0 ± 2
2) Belastungsgebiet			
a) 100 $\mu\text{g SO}_2 \text{ m}^{-3}$ (kont.)	14	99 ± 9	1 ± 2
b) 150 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ (6 h/Tag)	3	4 ± 5	124 ± 29
Kombination a + b	4	98 ± 9	140 ± 33
3) Reinluftgebiet			
a) 150 $\mu\text{g O}_3 \text{ m}^{-3}$ (kont.)	5	3 ± 5	136 ± 31
b) 60 $\mu\text{g SO}_2 \text{ m}^{-3}$ (kont.)	14	60 ± 7	1 ± 2
(+ 500 $\mu\text{g SO}_2 \text{ m}^{-3}$ alle 14 Tage für 24 Stunden)			
Kombination aus a + b	6	61 ± 8	139 ± 27

Tabelle 4.3/2:

Boniturergebnisse Fichte zum 30. 10. 1985

Kontrolle: Alle Fichten dunkelgrün und ohne weiteren Befund

Belastungsgebiet

- | | |
|---|--|
| 1. 100 µg SO ₂ m ⁻³
(kontinuierlich) | Ältere Nadeln (NJ '83) chlorotisch vergilbt, zum Teil sehr stark. Nadeln des Jahrgangs '84 bei den meisten Bäumen grün-gelb fleckig. NJ '84/85 o.B. |
| 2. 150 µg O ₃ m ⁻³
(6 h/Tag) | Ältere Nadeln (NJ '83) schwach chlorotisch bei einigen Bäumen. Keine anderen Schadsymptome. Übrige Bäume wie Kontrolle. NJ '84/85 o.B. |
| 3. Kombination aus
1 + 3 | Ältere Nadeln (NJ '83) stark chlorotisch, grün-gelbliche Verfärbung, mit partieller Verbräunung. Beginnender Nadelfall. NJ '84 im unteren Kronenbereich fleckig gelb. NJ '85 leicht chlorotisch. |

Reinluftgebiet

- | | |
|--|--|
| 4. 150 µg O ₃ m ⁻³
(kontinuierlich) | Ältere Nadeln (NJ '83) stark vergilbt, vereinzelt schwaches „mottling“. Nadeln des Jahrgangs '84/85 teilweise vergilbt, teilweise starkes mottling im oberen Kronenbereich. Deutlich verringerter Längenzuwachs. |
| 5. 60 µg SO ₂ m ⁻³
(kontinuierlich) +
500 µg SO ₂ m ⁻³ für
4 h alle 14 Tage | Nadeln des NJ '83 schwach chlorotisch, ansonsten o.B. |
| 6. Kombination aus
4 + 5 | Ältere Nadeln stark gelbbraun verfärbt, Nadeln vereinzelt total verbräunt. Mottling; einsetzender Nadelfall.
NJ '84 schwaches „mottling“, chlorotisch aufgehellt.
NJ '85: Nadeln haben Glanz verloren, stumpfes blau-grün. |

Tabelle 4.3/3:

Nadelrockengewicht, Gipfeltrieblänge und andere Wachstumsparameter von Fichten nach ca. 18monatiger Begasung mit Ozon und Schwefeldioxid allein und in Kombination

Variante	Nadelrockengewicht [g]		Gipfeltrieblänge [cm]		Länge der Seitentriebe am '85 Quirl [cm]	Anzahl der Seitentriebe am '85 Quirl [n]
	NJ '85	NJ '84	NJ '85	NJ '84		
Kontrolle (n = 19)	5,2 ± 1,4	2,1 ± 0,6	19,9 ± 3,4	15,2 ± 4,0	63,4 ± 16,2	4,5 ± 1,2
Belastungsgebiet						
1) 100 µg SO ₂ m ⁻³ (kont.) (n = 9)	3,4 ± 1,8	1,4 ± 0,6*	11,1 ± 4,5	10,0 ± 4,2	45,6 ± 11,9	4,3 ± 0,8
2) 150 µg O ₃ m ⁻³ (6 h/Tag) (n = 10)	4,8 ± 1,7	1,6 ± 0,6	20,7 ± 5,8	12,6 ± 6,3	76,3 ± 25,8	4,9 ± 1,2
3) Kombination 1 + 2 (n = 10)	3,1 ± 1,2*	1,2 ± 0,5*	11,2 ± 3,8*	8,8 ± 3,0*	42,5 ± 22,1	5,0 ± 1,5
Reinluftgebiet						
1) 150 µg O ₃ m ⁻³ (kont.) (n = 8)	2,4 ± 0,9*	0,9 ± 0,4*	11,6 ± 4,8	12,0 ± 4,8	51,4 ± 14,9	4,6 ± 0,7
2) 60 µg SO ₂ m ⁻³ (kont.) + 500 µg SO ₂ m ⁻³ alle 14 Tage für 2 Stunden (n = 10)	5,4 ± 1,2	1,9 ± 0,7	16,1 ± 5,2	12,1 ± 2,9	76,3 ± 22,8	5,4 ± 1,5
3) Kombination aus 1 + 2 (n = 8)	2,6 ± 1,4*	1,7 ± 0,6*	10,0 ± 2,5*	10,7 ± 4,2*	53,6 ± 19,7	4,8 ± 0,9

*) p = 0,01

Tabelle 4.3/4:

Nährstoffgehalte in Nadeln von Fichte (NJ '84, '85) nach ca. 18monatiger Begasung mit Ozon und Schwefeldioxid allein und in Kombination

Variante	Magnesium [mg g ⁻¹ TS]		Kalium [mg g ⁻¹ TS]		Stickstoff [mg g ⁻¹ TS]		Schwefel [mg g ⁻¹ TS]		Zink [µg g ⁻¹ TS]	
	'85	'84	'85	'84	'85	'84	'85	'84	'85	'84
Kontrolle (n = 19)	1,0 ± 0,2	0,7 ± 0,1	8,9 ± 1,3	6,4 ± 0,7	15,6 ± 3,1	11,8 ± 1,8	2,3 ± 0,5	1,3 ± 0,2	100 ± 18	74 ± 14
Belastungsgebiet										
1) 100 µg SO ₂ m ⁻³ (kont.) (n = 9)	1,1 ± 0,4	0,8 ± 0,1	10,2 ± 1,8	7,9 ± 1,1	13,1 ± 1,9	11,4 ± 1,4	3,6 ± 0,6*	2,6 ± 0,5	37 ± 7*	34 ± 8*
2) 150 µg O ₃ m ⁻³ (6 h/Tag) (n = 10)	1,1 ± 0,2	0,8 ± 0,1	9,2 ± 1,7	6,6 ± 1,2	16,0 ± 2,1	12,0 ± 1,3	2,3 ± 0,5	1,5 ± 0,3	29 ± 7*	34 ± 10*
Kombination aus 1 + 2 (n = 10)	1,2 ± 0,2	1,2 ± 0,2	10,7 ± 1,3*	8,1 ± 0,7*	13,5 ± 1,3	11,3 ± 1,3	3,9 ± 0,8*	3,3 ± 0,4*	44 ± 16*	56 ± 18
Reinluftgebiet										
1) 150 µg O ₃ m ⁻³ (kont.) (n = 8)	1,2 ± 0,2	0,9 ± 0,2	10,6 ± 1,6	7,1 ± 0,5	14,1 ± 2,3	11,0 ± 1,6	2,5 ± 0,2	1,3 ± 0,2	42 ± 7*	50 ± 6
2) 60 µg SO ₂ m ⁻³ (kont.) + 500 µg SO ₂ m ⁻³ alle 14 Tage für 2 Stunden (n = 10)	1,1 ± 0,2	0,9 ± 0,1	8,4 ± 1	6,9 ± 0,9	16,4 ± 2,0	13,2 ± 0,9	2,9 ± 0,5	2,5 ± 0,4*	29 ± 7*	34 ± 10*
Kombination aus 1 + 2 (n = 8)	1,2 ± 0,2	0,9 ± 0,2	9,1 ± 1,3	6,9 ± 0,9	14,5 ± 2,9	12,6 ± 1,9	3,0 ± 1,0*	2,1 ± 0,2*	49 ± 12*	68 ± 17

*p = 0,01

Tabelle 4.3/5:

Boniturergebnisse Buche zum 30. 09. 1984

Kontrolle: Blätter normal entwickelt, dicht belaubt, schwache Herbstverfärbung	
Belastungsgebiet	
1. 100 µg SO ₂ m ⁻³ (kontinuierlich)	Blätter normal entwickelt, normal belaubt, schwache Herbstverfärbung; vereinzelt schwache chlorotische Aufhellungen der Interkostalfelder
2. 150 µg O ₃ m ⁻³ (6 h/Tag)	Blätter normal entwickelt, im Frühsommer vereinzelt chlorotische Aufhellungen im oberen Kronenbereich. Im Oktober Symptome leicht verstärkt; im Vergleich zur Kontrolle fortgeschrittene Herbstverfärbung
3. Kombination aus 1 + 3	Blätter allgemein gut entwickelt. Blattränder der außen stehenden Blätter häufig mit Randnekrosen, teilweise verbräunt. Im Oktober starke Herbstverfärbung
Reinluftgebiet	
4. 150 µg O ₃ m ⁻³ (kontinuierlich)	Blätter allgemein kleiner entwickelt. Im Frühsommer im oberen Kronenbereich chlorotische Gelbverfärbung. Bereits Anfang August beginnende Herbstfärbung. Im Oktober 30% der Blätter stark chlorotisiert, starker Laubfall
5. 60 µg SO ₂ m ⁻³ (kontinuierlich) + 500 µg SO ₂ m ⁻³ für 2 h alle 14 Tage	Blätter allgemein gut entwickelt, bei einigen Bäumen im Frühsommer leichte chlorotische Vergilbungen. Anfang Oktober leichte Herbstfärbung des Laubes
6. Kombination aus 4 + 5	Nach dem Austrieb entwickeln sich Blätter kleiner und zeigen hellgrüne Verfärbungen, wobei ca. 35% der Blätter aller behandelten Bäume dunkelbraune, kleinere Interkostalnekrosen aufweisen. Im Laufe des Sommers nur stärkere Braunfärbung, teilweise schmutzig gelbe Verfärbung; deutlich reduziertes Triebblängenwachstum. Anfang Oktober nahezu 100% der Blätter völlig nekrotisiert, stärkerer Laubfall

4.4. Literatur zu 4

- [1] KRAUSE, G.H.M. und F.E. HÖCKEL:
Open-Top-Kammer-Anlage Eggegebirge.
Staub.-Reinhalteung der Luft 48 (1988), S. 427-432.
- [2] SCHWELA, D. und G.H.M. KRAUSE:
Chernoff faces, a statistical means for representing
multivariate response parameters of air pollution
induced injury on plants.
To be published in: Proceedings of the 5th Internal
Conference on Plant Physiology, Kyoto, Japan,
Aug. 20-27, 1988.
- [3] Ministerium für Arbeit, Gesundheit und Soziales des
Landes NW (MAGS), Düsseldorf:
Luftreinhalteplan Rheinschiene Süd (Köln)
1977-1981.
Herausgegeben: MAGS 1976.
- [4] Ministerium für Arbeit, Gesundheit und Soziales des
Landes NW (MAGS), Düsseldorf:
Luftreinhalteplan Rheinschiene Süd
– 1. Fortschreibung – 1982-1986.
Herausgegeben: MAGS 1983.
- [5] VAN HAUT, H., B. PRINZ und F.E. HÖCKEL:
Ermittlung der relativen Phytotoxizität von
Luftverunreinigungen im LIS-Kurzzeitest –
verschiedene organische Komponenten und
Ammoniak –.
Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissions-
schutz NRW, Heft 49
(1979), S. 29-65.
- [6] GUDERIAN, R.:
Air Pollution.
Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York, 1977,
Seite 3 ff.
- [7] GUDERIAN, R. und D.T. TINGEY:
Notwendigkeit und Ableitung von Grenzwerten für
Stickstoffoxide.
UBA-Berichte 1/87, 1987.
- [8] EPA:
A Review and Assessment of the Effects of
Pollutant Mixtures on Vegetation –
Research Recommendations.
Environmental Protection Agency,
Doc-EPA-600/3-84-037, 1984.
- [9] KRAUSE, G.H.M.:
Impact of Air Pollutants on Above-Ground Plant
Parts of Forest Trees.
In: Air Pollution and Ecosystems (hrsg. von
P. Mathy). Proc. Internat. Symp. Grenoble, D. Reidel
Publ. Comp. Dordrecht, 1988, S. 168-216.
- [10] Berichte über die Luftqualität in Nordrhein-West-
falen,
TEMES-Jahresbericht 1986.
Hrsg.: Landesanstalt für Immissionsschutz NRW,
Essen 1988, 178 S.
- [11] VAN HAUT, H. und H. STRATMANN:
Farbtafelatlas über Schwefeldioxid-Wirkungen an
Pflanzen.
Verlag W. Girardet, Essen 1970.
- [12] JACOBSON, J.S. und A.C. HILL:
Recognition of air pollution injury to vegetation:
a pictorial atlas.
Air Pollution Control Association,
Verlag Herbick & Held Co.,
Pittsburgh, PA, 1980.
- [13] United States Department of Agriculture (USDA):
Schadensdiagnose an Waldbäumen im Osten der
USA.
Hrsg.: The Pennsylvania State University, College of
Agriculture, Department of Plant Pathology,
University Park, PA, USA, 1985, 122 S.

5. Allgemeine Schlußfolgerungen

Die Waldschadensforschung in der Bundesrepublik Deutschland in ihrer intensiveren Form läuft seit etwa 1982/1983. Seitdem ist eine Fülle interessanter Einzelinformationen erarbeitet worden, wobei jedoch der Durchbruch in der Waldschadenserklärung bis heute ausgeblieben ist. Dies ist zumindest so zu verstehen, daß es keinem Forscher oder keiner Forschergruppe gelungen ist, bislang widerspruchsfrei einen bestimmten Faktor oder eine bestimmte Faktorengruppe als Ursache so unter Beweis zu stellen, daß im Laborexperiment die typischen Symptome der neuartigen Waldschäden mit all ihren Erscheinungsformen nachvollzogen werden konnten. Dies trifft noch nicht einmal für das Schadbild der montanen Vergilbung bei der Fichte, Tanne und anderen Koniferenarten zu, das wohl am charakteristischsten innerhalb des Phänomens der neuartigen Waldschäden einzuschätzen ist. Die Ursache für das Ausbleiben dieser eindeutigen Beweise wird am Ende dieses Kapitels noch zu diskutieren sein. Vorab soll dargestellt werden, welche Schlußfolgerungen aus den nunmehr seit 1982 in der LIS durchgeführten Untersuchungen für die Ursache der neuartigen Waldschäden zu ziehen sind.

Wegen der Bedeutung und wegen der Eindeutigkeit der Erscheinungsform soll im nachfolgenden im wesentlichen das Schadbild der montanen Vergilbung bei der Fichte behandelt werden. Wie der Begriff aussagt, handelt es sich um eine Vergilbung vornehmlich der älteren Nadeljahrgänge, die in aller Regel mit Magnesiummangel, gelegentlich auch mit Mangel anderer Nährstoffe einhergeht. Das zweite Charakteristikum ist, daß – wie ebenfalls aus der Bezeichnung hervorgeht – die Schadensintensität systematisch mit der Höhe über NN zunimmt. Dies trifft praktisch für alle Schadgebiete in der Bundesrepublik zu, wobei jedoch die relative Höhe im Vergleich zu den umgebenden Gebieten offensichtlich von größerer Bedeutung ist als die absolute Höhe über NN. Dies bedeutet, daß z.B. in west- und norddeutschen Mittelgebirgslagen die Schäden bereits über 350 m deutlich ausgeprägt sind, während sie in den Alpen, im Bayerischen Wald und im Schwarzwald erst in größerer Höhe beginnen.

Als weitere Feststellung hat zu gelten, daß nährstoffreiche Böden auf nährstoffreichen Untergrundgesteinen die Schadensausprägung mindern sowie alternativ auf basenarmen und nährstoffarmen Böden, unabhängig von der Höhenverteilung, die Schäden besonders stark ausgeprägt sind. Fest steht auch, daß in den industrialisierten und mit primären Luftschadstoffen relativ hoch belasteten Gebieten, wie z.B. im Ruhrgebiet bzw. am nördlichen Rand des Ruhrgebietes, die Schäden bisher weitgehend ausgeblieben sind, was auch extrem nährstoffarme Standorte, wie z.B. in der Haard, anbetrifft.

Unter Einbeziehung dieser Eigenschaften der neuartigen Waldschäden, die als weitgehend abgesicherte Fakten zu zählen sind, ergeben sich zwangsweise die folgenden wesentlichen Fragestellungen:

1. Wie ist der mit Magnesiummangel verbundene Chlorophyllverlust in seinem zeitlichen Ablauf zu erklären, wobei zu berücksichtigen ist, daß nach der anfänglichen starken Schadenszunahme in den Jahren 1980 bis 1984 in fast allen Gebieten der Bundesrepublik inzwischen auch wieder Erholungstendenzen zu verzeichnen sind?

2. Auf welche Ursachen sind Unterschiede zwischen größeren Gebieten bei ähnlicher klimatischer Situation und ähnlicher Akzeptor-Quellenbeziehung zurückzuführen, wobei Akzeptor-Quellenbeziehung bedeutet, daß der geschädigte Wald ähnliche geographische Relationen zu den großen emittierenden Gebieten oder einzelnen emittierenden Anlagen aufweist wie ungeschädigte Wälder?

3. Wie ist die zu beobachtende Höhenabhängigkeit der Schäden zu interpretieren?

4. Welche Ursachen hat die zu beobachtende Abhängigkeit der Schäden von der Entfernung zu den Quellengebieten? Bezogen auf das Land Nordrhein-Westfalen sind unter den Quellengebieten hier vor allem die emittierenden Gebiete an Rhein und Ruhr zu verstehen.

Je nachdem, wie die Frage 2 zu beantworten ist, ergeben sich noch die beiden folgenden Fragen:

5. Beruht die unterschiedliche Nährstoffausstattung der Böden in unterschiedlich geschädigten Gebieten, die ansonsten klimatisch sowie in der Quellenzuordnung weitgehend vergleichbar sind, auf unterschiedlichen Depositionen, z.B. säurehaltige Luftverunreinigungen, oder lediglich auf den unterschiedlichen Ausgangsgesteinen an diesen Standorten?

6. Hätte sich der vielleicht schon immer vorhanden gewesene Unterschied in den Bodenverhältnissen in der nunmehr vorliegenden Schadensausprägung auch ausgewirkt, wenn der oberirdisch angreifende Immissions-einfluß oder der Klimaeinfluß nicht hinzugekommen wäre?

Eine ganz wichtige Frage wird natürlich außerdem noch sein:

7. Gibt es Wechselwirkungen, d.h. Bezüge zu den einzelnen Schadfaktoren und deren Auswirkungen auf Krone und Wurzelbereich sowie Boden, die vielleicht erst in diesem Gesamtzusammenhang die spezifische Schadensdynamik erklären lassen?

Nach den Untersuchungen in Kapitel 2 besteht gar kein Zweifel, daß im wesentlichen Magnesium, aber auch Kalzium und Schwefel, vereinzelt aber auch Zink in den gelben Nadeln in weit niedrigeren Konzentrationen anzutreffen sind als in den grünen Nadeln. Die charakteristischen Abhängigkeiten des Magnesium- und Kalziumgehaltes von dem Nadelalter läßt sich leicht mit der Mobilität des Magnesiums einerseits sowie der Immobilität des Kalziums andererseits erklären. Dies bedeutet, daß bei Magnesium bei erneutem Jahresaustrieb immer wieder

Magnesium aus den älteren Nadeln abgezogen und zu den jüngsten Nadeln hintransportiert wird, während bei Kalzium lediglich der Speichereffekt aufgrund langjähriger Akkumulation des aufgenommenen Kalziums zum Tragen kommt. Zwei bemerkenswerte Phänomene sind jedoch hierbei hervorzuheben:

1. Es gibt keine absoluten Grenzen, von denen man sagen könnte, daß oberhalb dieser Grenze die Nadeln zwingend grün und unterhalb der Grenze die Nadeln zwingend gelb sind. Zumindest scheint bei Magnesium diese Grenze vom Nadeljahrgang abhängig zu sein. Hierfür sind folgende Gründe denkbar.

Der Magnesiummangel ist nicht Ursache für die Nadelvergilbung bzw. den Chlorophyllverlust, sondern Folge. Dies könnte z.B. so verstanden werden, daß infolge oberirdisch angreifender Luftschadstoffe, aber auch als Einwirkung über das Wurzelsystem, die Chloroplasten primär geschädigt werden und als Folge dieser Chloroplastenschädigung erst Magnesium ausgewaschen wird. Die andere Ursache könnte die sein, daß der Gesamtmagnesiumgehalt keine Aussage erlaubt über chloroplasteninternes und chloroplastenexternes Magnesium, so daß im chloroplasteninternen Magnesium bereits Mangelsymptome aufgetreten sein können, obwohl aufgrund des chloroplastenexternen Magnesiumgehaltes die Nadelanalyse dies noch nicht anzeigt, und umgekehrt.

2. Besonders bemerkenswert ist, daß sowohl bei Magnesium als auch Kalzium die Altersabhängigkeit in den Nadeln verlorengeht. Dies kann in der folgenden Weise interpretiert werden: Der Baum leidet seit Jahren unter Magnesiummangel, und für den internen Transport zwischen den verschiedenen Nadeljahrgängen steht nur ein sehr geringes Reservoir zur Verfügung, das immer wieder zu den jüngsten Nadeln herangebracht wird. Für diese Frage wäre interessant zu wissen, in welchem Zellkompartiment überhaupt das mobile Magnesium gespeichert ist, und ob bei Unterschreiten einer bestimmten Schwelle des chloroplastenextern gebundenen Magnesiums aus den Chloroplasten bzw. aus dem Chlorophyll Magnesium nachgeliefert werden kann, das dann wiederum für den pflanzeninternen Transport zur Verfügung steht. Die mangelnde Differenzierung in Abhängigkeit vom Nadelalter bei Kalzium ist schwieriger zu interpretieren. Es hat den Anschein, als erhielten die Nadeln eine Grundversorgung mit diesem Nährstoff, der bei zunehmendem Nadelalter aus irgendwelchen Gründen nicht weiter aufgestockt werden kann bzw. immer wieder verlorengeht.

Geht man von der Auswaschungshypothese aus, dann wäre die mangelnde Altersdifferenzierung noch am ehesten dadurch zu erklären, daß es Kompartimente in der Zelle gibt, in denen ein Mindestgehalt von Nährstoffen zurückgehalten wird, und daß dieses Reservoir auch bei weiterem Angriff von gasförmigen Immissionen sowie säurehaltigen Depositionen nicht weiter verloren gehen kann. Auch die Beantwortung dieser Frage setzte weit diffizilere Erfassungen des Magnesiums und Kalziums sowie auch anderer Nährstoffe in den einzelnen Zellkompartimenten voraus, als es derzeit der Fall ist. Mit anderen Worten reicht die einfache Unterscheidung des Nährstoffgehaltes in gelben und grünen Nadeln nicht aus, um die wichtige Frage zu klären, was im Zusammenhang mit dem Nährstoffmangel letztlich Folge und Ursache ist.

Geht man andererseits davon aus, daß der Magnesium- und Kalziummangel vorwiegend auf Bodeneinfluß mit und ohne Beeinträchtigung des Wurzelsystems zurückzuführen ist, dann wäre es nicht verständlich, daß die fehlende Altersdifferenzierung, d.h. der gleichbleibend niedrige Magnesium- und Kalziumgehalt ohne Abhängigkeit vom Nadelalter, so charakteristisch ausgeprägt ist. Gegen eine Beeinträchtigung des Wurzelsystems, zumindest in nachhaltiger Form, spricht auch, daß nach zahlreichen diagnostischen Düngungsversuchen geschädigte Fichtenbestände relativ leicht revitalisiert werden konnten, wobei bei ausgeprägtem Magnesiummangel nicht so sehr die Kalziumzufuhr entscheidend ist, wie die Magnesiumzufuhr. Dies bedeutet auch wiederum, daß eine Veränderung der Bodenreaktion, die mit Kalziumdüngung allein leicht zu erreichen ist, noch kein Heilmittel darstellt, sondern daß tatsächlich die Nährstoffe zugeführt werden müssen, die der Nadel vorrangig fehlen. Daß ein Nährstoffverlust, durch Nadelauswaschung verursacht, durch erhöhtes Nährstoffangebot, zumindest zum Teil, über dem Boden kompensiert werden kann, ist wiederum äußerst plausibel.

In mehreren Veröffentlichungen wird festgestellt, daß in vergilbten Nadeln neben einer Deformation der Chloroplasten mit deutlicher Desorganisation der Thylakoidmembranen die Siebzellen im Phloem kollabieren. Dabei scheint insbesondere der Phloemkollaps eine direkte Folge des Magnesiummangels zu sein, wie an Bäumen in Magnesiummangelversuchen nachgewiesen werden konnte. Abgesehen davon, daß bei mäßiger Vergilbung beide Defekte regenerationsfähig bleiben, wenn der Magnesiummangel wieder behoben wird, sagt dieses Phänomen jedoch noch nichts über die eigentliche Ursache des Magnesiummangels aus. Es kann immerhin der interessante Schluß gezogen werden, daß bei Magnesiummangel, wodurch auch immer verursacht, allein aufgrund der Phloembeeinträchtigung der Transport der Assimilate zum Wurzelsystem erschwert bzw. unterbunden wird, so daß dies unmittelbare Folgen auf die Nährstoffaufnahme haben muß.

Schwierig zu interpretieren ist in jedem Fall, daß in den gelben Nadeln im Vergleich zu den grünen Nadeln nicht alle Nährstoffe in ihrem Gehalt herabgesetzt sind. Insbesondere ist bemerkenswert, daß neben den kationischen Nährstoffen auch der Schwefelgehalt, zumindest in den mit schwefeldioxidgeringbelasteten Gebieten wie im Schwarzwald (siehe z. B. Abbildung 2.1.2/12), deutlich herabgesetzt ist. Dies muß zwangsweise bedeuten, daß entweder bei der Auswaschung aus den Nadeln Nährstoffe selektiv verloren gehen oder aber die Nährstoffaufnahme in unterschiedlicher Weise beeinträchtigt wird. Wenn man davon ausgeht, daß zumindest in der Vergangenheit die Hauptsäurezufuhr über den Regenniederschlag in Form von Schwefelsäure erfolgte, ist allerdings überhaupt nicht verständlich, daß bei Bodenversauerung als angenommene Hauptursache gerade in den gelben Nadeln, d.h. zugleich auch an Standorten mit vergilbten Bäumen, die Schwefelaufnahme geringer ist, als an Standorten mit gesunden Bäumen, d.h. grünen Nadeln.

Für den Standort Lammersdorf in der Eifel wurden auch die Nährstoffgehalte in Holz und Rinde, die entweder mit grünen oder gelben Nadeln besetzt waren, sowie in den Wurzeln grüner und vergilbter Bäume bestimmt. Wie Abbildung 2.1.2/19 zeigt, war in der Tat in vergilbten Zweigpartien der Magnesiumgehalt im Astgewebe, ähn-

lich wie in den Nadeln, geringer als in dem Astgewebe grüner Zweigpartien, dies allerdings nur bei 6jährigen Fichten. Bei älteren, etwa 60- bis 70jährigen Fichten (siehe Abbildung 2.1.2/21) war dieser Unterschied zwar noch in den Nadeln, aber nicht im Astgewebe ausgeprägt.

Auch dies ist eine schwierig zu interpretierende Feststellung, da davon auszugehen ist, daß auch zwischen dem Astgewebe und den Nadeln das Magnesium je nach Bedarf hin- und hertransportiert wird. Die Tatsache, daß das nichtmobile Kalzium bei 6jährigen Fichten zwar in den Nadeln Unterschiede aufweist, nicht aber im Astgewebe, führt allerdings zu der Vermutung, daß nicht die Nährstoffversorgung über dem Boden den primären Unterschied darstellt, sondern die Auswaschung aus den Nadeln, wie auch immer verursacht.

Im Unterschied zu anderen Standorten ist am Standort Lammersdorf in der Eifel im übrigen auch der Kaliumgehalt in den Nadeln und im Astgewebe vergilbter Zweigpartien deutlich geringer als in grünen Zweigpartien. Insofern scheint zwischen Magnesium und Kalium eine große Ähnlichkeit zu bestehen. Beim Schwefel ergeben sich im Gegensatz zum Schwarzwald keine wesentlichen Unterschiede zwischen gelben und grünen Nadeln. Die geringen Schwefelgehalte in vergilbten Nadeln scheinen in der Tat ein Phänomen auf Standorten mit sehr geringer Schwefeldioxidbelastung zu sein. Dementsprechend sind auch die Schwefelgehalte am Standort Lammersdorf im Astgewebe vergilbter und grüner Fichten nicht zu unterscheiden. Auffallend ist noch am Standort Lammersdorf der sehr große Unterschied im Mangangehalt, sowohl in den Nadeln als auch im Astgewebe. Neben Magnesiummangel kann somit ggf. noch Manganmangel am Schadbild der Vergilbung beteiligt sein. Allerdings trifft auch dies wieder nur für 6jährige Fichten zu, während bei 60- bis 70jährigen Fichten diese Unterschiede völlig verloren gehen. Dies ist wiederum ein Punkt, der außerordentlich schwierig zu interpretieren ist.

Interessant ist auch die Feststellung, daß sowohl bei erkrankten als vor allem auch bei gesunden Bäumen der Magnesiumgehalt in gleichalten Nadeln sowohl zur Kronenspitze als auch zur Kronenbasis zunimmt. Geht man von den jüngsten Nadeln aus, so ist vor allem die Zunahme zur Kronenspitze, d.h. zu den jüngsten Quirlen, auffallend. Dies steht in weitgehender Übereinstimmung mit der Verteilung der Vergilbung innerhalb der Kronenhierarchie. Aber auch dieses Ergebnis bestätigt noch einmal den engen Zusammenhang zwischen Vergilbung und Magnesiumgehalt, ohne Informationen für die eigentliche Ursachendiskussion zu liefern.

Die Feststellung, daß bei sonst gleichen Verhältnissen die schattierten grünen Nadeln, zumindest der jüngeren Nadeljahrgangsklassen, höhere Magnesiumgehalte aufweisen, als die lichtexponierten gelben Nadeln, könnte so interpretiert werden, daß in der Tat die lichtinduzierte Chlorophyllschädigung vorausgeht und dann erst Magnesiumauswaschung aus den Nadeln stattfindet. Dieser Unterschied wird im übrigen beim 10., nicht aber beim 6. Quirl festgestellt (vgl. Abbildung 2.1.2/121 mit Abbildung 2.1.2/120). Nicht ohne weiteres erklärlich ist allerdings, daß bei den Nadeln der Jahrgangsklasse 6 im 10. Quirl die Relation umgekehrt ist, wobei gerade dieses Phänomen ebenfalls beim Kalzium-, Zink- und Mangan-gehalt sich bestätigt findet. Bei Magnesium könnte man

das gefundene Ergebnis so interpretieren, daß bei lichtexponierten, chloroplastengeschädigten Nadeln der Transport von den älteren zu den jüngeren Nadeln erschwert oder unterbunden wird. Da Kalzium zu den immobilen Nährelementen gehört, hier aber dieselbe Relation auftritt, versagt naturgemäß diese Interpretation.

Im Gegensatz zu den an verschiedensten Orten, insbesondere in Süddeutschland, durchgeführten Düngungsversuchen zur Revitalisierung geschädigter, d.h. vergilbter Fichtenbestände konnte, wie aus Kapitel 2.2 hervorgeht, bei der von der LIS durchgeführten Nadeldüngung keine nachhaltige Verbesserung des Gesundheitszustandes erreicht werden. Dies wird damit erklärt, daß es bei den hohen Niederschlagsmengen in Mittelgebirgslage immer wieder zu Abwaschung der Nährstoffe von den Nadeln kommt, so daß der früher im Gewächshaus beobachtete eindeutige Erfolg einer Nadeldüngung auf den Gesundheitszustand vergilbter Fichten im Freilandversuch nicht bestätigt werden kann. Für die Ursachenanalyse sind hieraus jedoch keine weiteren Schlußfolgerungen zu ziehen.

Bei der Diskussion der Nährstoffgehalte in den Nadeln wurde bereits festgestellt, daß die vom Nadelalter abhängige Differenzierung bei erkrankten, d.h. vergilbten, gegenüber gesunden Bäumen weitgehend verlorengeht. Dies findet sich auch in den Chlorophyllgehalten bestätigt, wie dies die Abbildungen 2.2.2/1a-e bzw. 2.2.2/2a-e und 2.2.2/3a-e belegen. Daß vergilbte Fichten durchschnittlich geringere Chlorophyllgehalte in ihren Nadeln aufweisen, ist selbstverständlich. Weniger selbstverständlich ist jedoch, daß bei gesunden Bäumen der Chlorophyllgehalt mit dem Nadelalter deutlich zunimmt, während er bei vergilbten Fichten vom Nadelalter weitgehend unabhängig ist. Sowohl in den älteren Nadeln, aber insbesondere in den jüngsten Nadeln steigt zudem der Chlorophyllgehalt vom Beginn der Vegetationsperiode bis zum Ende des Jahres hin an.

Verfolgt man den jüngsten Nadeljahrgang, so kommt es insbesondere bei den gesunden Fichten zu Beginn der neuen Vegetationsperiode zu einem Abfall des Chlorophyllgehaltes, wonach erneut eine Chlorophyllzunahme auf insgesamt höherem Niveau im nächstfolgenden Jahr beginnt. Diese Chlorophyllabnahme im jüngsten Nadeljahrgang bei Beginn der neuen Vegetationsperiode bleibt bei den vergilbten Bäumen weitgehend aus. Auch hier findet mit neuer Vegetationsperiode eine weitere Chlorophyllzunahme statt, jedoch in weit schwächerem Maße. Dies belegt noch einmal, daß sich erkrankte Fichten generell durch einen geringen Differenzierungsgrad auszeichnen, der für eine Vielzahl von Parametern zuzutreffen scheint. Erkrankte Fichten befinden sich somit auf einer geringeren Organisationsstufe, gleich größerer Entropie, als gesunde Fichten. Dies könnte als Hinweis gewertet werden, daß eine Konstellation verschiedener, als nachteilig zu bewertender Umweltfaktoren eine tiefgreifende Umstimmung des Baumes bewirkt haben.

Erstaunlicherweise zeigt der Verlauf des Magnesiumgehaltes in den Nadeln innerhalb des Jahres einen etwas anderen Verlauf als der Chlorophyllgehalt. Sowohl bei den vergilbten als auch bei den gesunden Fichten liegt mit Beginn des Vegetationsaustriebes in den jüngsten Nadeln ein deutlicher Magnesiumüberschuß vor, der im übrigen fast gleich groß ist, während der Magnesiumgehalt bei

fortdauernder Chlorophyllneubildung, auf die Nadelmasse bezogen, anschließend deutlich abnimmt. Vor allem bei den vergilbten Bäumen kommt es zu einem weit stärkeren Magnesiumabfall, als es bei den grünen Bäumen der Fall ist. Etwa Ende Januar geht ein charakteristischer Abfall des Magnesiumgehaltes in den Nadeln des letzten und vorletzten Nadeljahrganges dem Abfall des Chlorophyllgehaltes voraus und fällt dann weiterhin bis etwa Ende Juni ab, wonach dann wieder ein leichter Anstieg erfolgt. Der Abfall des Magnesiumgehaltes ab Januar ist besonders stark ausgeprägt bei den vergilbten Bäumen.

Da die Abnahme des Chlorophyllgehaltes bei den vergilbten Bäumen nur verzögert eintritt und in geringerem Maße der Abnahme des Magnesiumgehaltes folgt, scheint die Magnesiumabnahme dem Chlorophyllverlust vorauszu gehen und nicht umgekehrt. Dies wäre somit als Hinweis zu werten, daß mögliche Auswaschverluste primär durch Angriffe von Luftschadstoffen und säurehaltige Depositionen oder aber durch Einflüsse über den Wurzelraum verursacht werden und nicht als alternative Erklärungsmöglichkeit – die Desorganisationen innerhalb der Chloroplasten die Ursache für diese Nährstoffauswaschungen sind. Bemerkenswert ist auch, daß in den vergilbten Bäumen der letztjährige Nadeljahrgang gegenüber den älteren Nadeljahrgängen immer noch bevorzugt mit Magnesium versorgt wird, während bei den grünen Bäumen, unabhängig von dem Zeitpunkt des Nadelaustriebes, eine weitergehende Differenzierung bei insgesamt relativ gutem Versorgungsniveau nicht zu verzeichnen ist. Zu bemerken ist aber auch, daß der hauptsächliche Magnesiumrückgang in den einzelnen Nadeljahrgängen nicht im Sommer, sondern vielmehr mit Beginn des Winters bzw. im zeitigen Frühjahr erfolgt. Dies spricht nicht unbedingt gegen eine Einwirkung der hauptsächlich im Sommer auftretenden Photooxidantien auf die Durchlässigkeit der Zellmembranen als primäre Schadensursache, da dies ohne Zweifel ein langzeitiger Effekt ist, der erst in Kombination mit den hohen Niederschlagsmengen und hoher Nebelhäufigkeit der Winter- und nachfolgenden frühen Frühjahrsmonate wirksam wird.

Der Zinkgehalt in vergilbten und grünen Nadeln zeigt in Abhängigkeit vom Nadelalter und Jahreszeit einen ähnlichen Verlauf wie das nicht chlorophyllgebundene Magnesium (vgl. Abbildung 2.2.2/7a-e mit Abbildung 2.2.2/6a-f). Auch hier scheinen somit neben möglichen Auswaschverlusten Verlagerungen innerhalb der einzelnen Nadeljahrgänge vorzuliegen. Beim Kalziumgehalt ist dies, wegen seiner Imobilität zu erwarten, genau umgekehrt, da innerhalb des Jahres zumindest bis zum Jahresende ein deutlicher und danach abgeschwächter Anstieg erfolgt, wobei jedoch auffallenderweise die Unterschiede zwischen vergilbten und grünen Fichten mit zunehmendem Nadelalter weiter zunehmen. Dies ist zumindest als schwacher Hinweis zu werten, daß Ursache hierfür Auswaschverluste darstellen, wenn man bedenkt, daß mit Nadelaustrieb, sowie weitgehend auch innerhalb der ersten Vegetationsperiode, sowohl bei vergilbten als auch gesunden Fichten der Kalziumgehalt in etwa gleich ist. Dies wäre nicht verständlich, wenn der später sichtbare Kalziummangel in den vergilbten Fichten primär eine Folge der gestörten Nährstoffaufnahme über die Wurzeln wäre.

Ganz auffallend ist der parallele Verlauf der Kalium- und Magnesiumgehalte in den Nadeln in Abhängigkeit von der

Jahreszeit und vom Nadelalter, insbesondere der starke Abfall in dem jüngsten Nadeljahrgang kurz nach Nadelaustrieb. Wie Abbildung 2.2.2/9a-e belegt, tritt mit Aus gang des Winters in den nunmehr fast einjährigen Nadeln erneut ein Abfall ein, der offensichtlich dazu dient, die dann auszutreibenden Nadeln mit einem Überschuß zu versorgen. Im Verlaufe der weiteren Jahre bleibt jedoch der Kaliumspiegel einigermaßen konstant. Vor allem sind wesentliche Unterschiede zwischen vergilbten und grünen Fichten im Gegensatz zum Magnesiumgehalt nicht zu erkennen.

Im Gegensatz zu untersuchten Fichten im Südschwarz wald weisen vergilbte Fichten im Eggegebirge etwas höhere Schwefelgehalte auf als grüne Fichten. Dennoch werden kritische Werte keinesfalls erreicht, so daß Schwefeldioxid zumindest in der klassischen Form der Einwirkung als Ursache der neuartigen Waldschäden auszuschließen ist.

Systematische Freilanduntersuchungen über die Aus waschung von Nährstoffen in vergilbten und kranken Bäumen stehen bisher leider, von wenigen Ausnahmen abgesehen, aus. In der LIS wurde jeweils das Inter zeptionswasser unter einer gelben im Vergleich zu einer grünen Fichte untersucht. Dieser Versuch ergab, daß fast alle Nährstoffe sowie Sulfat und H-Ionen um den Faktor 1,5 bis 2,3 im Interzeptionswasser vergilbter Fichten höhere Konzentrationen aufwiesen als unter grünen Fichten. Dies ist deshalb bemerkenswert, weil zugleich die vergilbte Fichte in den Nadeln geringere Nährstoffgehalte aufweist als in der grünen Fichte. Hiermit wird die Wechselwirkung zwischen kranken Bäumen und erhöhte Auswaschung voll bestätigt.

Bei dem Versuch, bei dem Fichten zunächst 3 Monate mit Ozon begast und anschließend sowohl in Kettwig als auch im Eggegebirge der freien Atmosphäre ausgesetzt wurden, trat entsprechend der Darstellung in Kapitel 2.2.5 das interessante Ergebnis auf, daß einer anfänglichen Stimulation der Nährstoffgehalte in den ozonbegasten Fichten im Vergleich zur Kontrolle mit zunehmender Expo sitionszeit die Nährstoffgehalte in den ozonbegasten Fichten stärker abnahmen als in den Kontrollpflanzen. Dies betrifft zunächst einmal die im Eggegebirge expo nierten Fichten. Bei einem Vergleich der im Eggegebirge exponierten Fichten mit den in Kettwig exponierten Fichten, unabhängig von der Begasung, zeigte sich, daß die Nährstoffgehalte ebenfalls in den Egge-Fichten, vor allem mit Bezug auf Magnesium, weit geringer war als bei den Kettwiger Fichten. Wenn man bedenkt, daß die Be gasungszeit lediglich 3 Monate betrug, während bei den neuartigen Waldschäden ohne Zweifel mit chronischen, über einzelne Vegetationsperioden hinausreichende Ein wirkungen zu rechnen ist, so scheint dieser Versuch eine starke Bestätigung der von der LIS postulierten kombina torischen Einwirkung von Ozon und säurehaltigem Regen und Nebel im Sinne erhöhter Nährstoffauswaschung zu sein.

Die Begasungsversuche mit Ozon, beschrieben in Kapitel 3.3 und 3.4, bestätigen, daß zwar mit einer Konzentration $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zumindest bei der Fichte mit Vergilbungen an den Nadeln zu rechnen ist, daß dieses Schadbild jedoch nicht in Einklang zu bringen ist mit dem normalerweise als neuartige Waldschäden zu bezeichnenden Schadbild, das zudem mit Magnesiummangel verbunden ist.

Zwar trat auch bei diesen Begasungsversuchen eine Verringerung des Magnesium- und Kalziumgehaltes in den Fichtennadeln nach elfwöchiger Begasung in den Stufen Kontrolle, 150 und 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Ozon auf, wobei bei 600 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ein leichter Anstieg des Magnesiumgehaltes zu verzeichnen war. Diese Unterschiede sind jedoch nicht signifikant. Es wäre aber auch hier zu prüfen, ob bei längerer als elfwöchiger Begasung tatsächlich über ozonbedingte Einwirkungen auf das Wurzelsystem, z.B. infolge verminderter Translokation von Kohlehydraten, die Nährstoffaufnahme aus dem Boden systematisch verringert wird. Insbesondere ist in Übereinstimmung mit Kapitel 2.2.5 damit zu rechnen, daß nach Ozoneinwirkung sogar zunächst eine Stimulation der Nährstoffgehalte in den Nadeln eintritt, und ozonbedingter Nährstoffmangel sich erst in der Folgezeit einstellt.

Bei den in Kapitel 3.3 und 3.4 beschriebenen Versuchen zeigt sich wiederum, daß die Hauptschwierigkeiten aller Begasungsversuche darin bestehen, die chronische, d.h. in aller Regel vermutlich mehrjährige Einwirkung von Ozon zu erfassen. Bemerkenswert war immerhin, daß wie bei anderen Pflanzenarten die Symptomausprägung infolge Ozoneinwirkung an belichteten Nadeln schneller erfolgt als an schattierten Nadeln. Dies weist erneut auf die möglicherweise doppelte Rolle des Lichtes hin, das einerseits die Ozonwirkung innerhalb der Pflanzenzelle verstärkt, andererseits aber im Zusammenspiel mit Nährstoffmangel den Chlorophyllabbau begünstigt.

Der Lichteinfluß als koergistischer Faktor der Ozoneinwirkung ist besonders stark auch bei der Begasung von Ahorn und Eiche mit Ozon aufgetreten. Im übrigen ist davon auszugehen, daß bei Laubgehölzen, d.h. neben den hier untersuchten Baumarten Eiche und Ahorn, insbesondere auch bei der Buche, Konzentrationen von 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Ozon nach mehrwöchiger Einwirkung durchaus schon zu Blattschäden führen können. Daher ist, wie bereits in früheren Veröffentlichungen aus der LIS postuliert, die Einwirkung von Ozon auf Laubgehölze, vielleicht aber auch auf die Kiefer, grundsätzlich anders zu sehen wie auf die Fichte und vor allem die Weißtanne. Bemerkenswert ist allerdings, daß zumindest bei dem Ahorn erst Konzentrationen in Höhe von 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Ozon und höher zu einer deutlichen Verminderung der Photosyntheseleistung geführt haben. Damit wäre dieser Effekt als wesentlicher Wirkungsmechanismus der Ozoneinwirkung auszuschließen. Eine hier nicht untersuchte Frage wäre, ob bei mehrmonatiger Einwirkung des Ozons auch bei niedrigeren Konzentrationen die Photosyntheseleistung nachhaltig beeinträchtigt wird.

Die in Kapitel 3.5 beschriebenen Begasungsversuche mit Ozon haben gezeigt, daß die Laubholzarten Eiche und Ahorn bereits bei 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nach 3- bis 5wöchiger Versuchsdauer mit typischer Vergilbung bzw. Interkostalfeldnekrosen reagierten. Dies steht in Übereinstimmung zu Begasungsversuchen mit der Buche und bestätigt noch einmal, daß im Gegensatz zu den Koniferenarten Fichte und Weißtanne Ozon bei den Laubgehölzen im realistischen Konzentrationsbereich durchaus zu direkten Immissionsschäden führen kann.

In Untersuchungen verschiedener Forschergruppen wurde festgestellt, daß insbesondere die Kombination nährstoffarmer Boden und Ozoneinwirkung bei der Fichte zu charakteristischen Nadelvergilbungen führt. Dies konnte von der LIS, entsprechend den Ausführungen in

Kapitel 3.6, nicht bestätigt werden, wobei allerdings das von der LIS verwendete nährstoffarme Substrat, d.h. die sogenannte Nullerde, einen Mangel an sämtlichen Nährstoffen und nicht nur an Magnesium aufwies. Die Kontrolle war in diesem Fall das Substrat ED73. Unter Ozonwirkung trat sogar eine geringfügige Erhöhung des Chlorophyllgehaltes ein. Zu berücksichtigen ist bei diesem Versuch, daß nicht nur mit Ozon begast wurde, sondern daß die Bäume zusätzlich zweimal pro Woche 4 Stunden mit einer auf den pH-Wert von 3,5 eingestellten Lösung benebelt wurden. Wenn auch nach Ende des Versuches bestimmte Unterschiede in den Nährstoffgehalten der Nadeln auftraten, sind diese doch zu gering, um hieraus eindeutige Aussagen für die Ursachenerklärung ableiten zu können. Die zu erwartende Bestätigung der Hypothese, die aufgrund von Freilanduntersuchungen abgeleitet worden war, daß Ozon mit säurehaltigem Nebel insbesondere auf nährstoffarmen Böden zu erhöhten Auswaschungen und damit auch zu Vergilbungen und verminderten Nährstoffgehalten führt, ließ sich innerhalb der hier gewählten 45wöchigen Untersuchungsperiode nicht bestätigen. Damit bleibt eine ganz offensichtliche Diskrepanz zwischen den aus Freilanduntersuchungen abgeleiteten Vermutungen und entsprechenden Bestätigungen im Experiment. Worauf diese Diskrepanz zurückzuführen ist, kann zur Zeit nicht gesagt werden.

Bei dem in Kapitel 3.7 beschriebenen Versuch, bei dem Ozon und unterschiedliche Bodenfeuchte als Einflußfaktoren miteinander kombiniert wurden, zeigte sich, daß fast alle untersuchten Parameter, wie Chlorophyllgehalt, Transpiration und Wasserverbrauch, Assimilation und Respiration infolge Ozoneinfluß bei höherer Bodenfeuchte stärker beeinträchtigt wurden als bei niedriger Bodenfeuchte. Dies ist in Übereinstimmung zu Versuchen mit krautigen Pflanzen zu sehen. Es bedeutet vermutlich nichts anderes, als daß bei hoher Bodenfeuchte die Spaltöffnungen maximal geöffnet und damit Ozon verstärkt aufgenommen wird. Hieraus ist jedoch keine Aussage abzuleiten zu der Frage, ob ein durch Ozoneinwirkung und nachfolgende Nährstoffauswaschung infolge säurehaltigen Regens und Nebels einsetzender Nährstoffmangel ggf. verstärkt wird durch verminderte Nährstoffaufnahme aus dem Boden infolge Trockenheit. Während der Begasungsversuch hier nur über 2 Monate durchgeführt wurde, muß man bei den im Freiland zu beobachtenden Einwirkungen von ein- bis mehrjähriger Schadentwicklung ausgehen. Dies zeigen auch ganz klar die Beobachtungen an den Dauerstationen des Landes Baden-Württemberg, bei denen der Nadelverlust sowohl bei der Weißtanne wie auch bei der Fichte systematisch über 2 bis 3 Jahre zugenommen hat, wonach ein gewisser Stillstand der Schadentwicklung bzw. auch wieder eine Erholung eingetreten ist. Derartig langzeitige Expositionsversuche stehen jedoch noch aus bzw. sind auch außerordentlich schwierig durchzuführen, schon allein deswegen, weil erfahrungsgemäß sich Fichte und Tanne in Begasungskammern kaum über ein Jahr lang halten lassen, ohne daß durch offensichtlich kleinklimatische Einflüsse von der Versuchsbehandlung unabhängige Nadelverluste auftreten.

Es besteht nach mehreren Versuchen in der LIS kein Zweifel, daß Nährstoffarmut im Zusammenhang mit Licht synergistisch im Sinne eines Chlorophyllabbaues wirkt. Dieser Effekt ist allerdings vermutlich nicht komponentenspezifisch, sondern trifft mehr oder weniger für alle Nähr-

stoffe der Pflanze zu. Bemerkenswert war bei den von der LIS durchgeführten und in Kapitel 3.8 beschriebenen Versuchen, daß Ozon mit einer Konzentration von $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ebenfalls noch einmal den Chlorophyllgehalt herabsetzte, wobei dann allerdings der Lichteinfluß weitgehend verlorenging bzw. schwach umgekehrte Tendenz zeigte. Licht und Ozon wirkten in diesem Versuch nacheinander auf die für diesen Versuch verwendeten Fichtenpflanzen ein.

Wie bereits ausgeführt, sind die an Laubgehölzen, insbesondere an der Buche zu beobachtenden Symptome an einigen der geschädigten Waldstandorte noch am ehesten mit unmittelbaren Ozoneinwirkungen zu erklären. Dies bestätigen auch Versuche der LIS, bei denen über 2 Monate Buchen mit Ozon begast wurden und die in Kapitel 3.9 dargestellt sind. Bereits bei einer Konzentration von $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Ozon sowie 3 Wochen Begasungszeit traten stecknadelkopfgroße schokoladenbraune Nekrosen auf, die dem Blatt insgesamt eine bronzefarbene Verfärbung verliehen. Typisch war auch ein wellenartiges Verformen der Blattränder, das dem Blattrand eine Art sägezahnförmiges Aussehen verlieh. Ferner war, wie ebenfalls in der Natur erkennbar, die Vergilbung der Blätter unter Lichteinfluß weit stärker als unter schattierten Bedingungen. Bemerkenswert war aber auch, daß nicht in jedem der insgesamt durchgeführten Ozonbegasungsversuche in gleicher Weise das Schadbild reproduziert werden konnte, so daß gerade bei Ozon eine offensichtlich starke Wechselwirkung zu endogenen und exogenen Wachstums- und Umweltfaktoren besteht.

Leider liegen auf der Seite der Waldschadenserhebung bislang keine differenzierten Untersuchungen über Art und Verbreitung der einzelnen Symptome, vor allem auch unter Einfluß bzw. Ausschluß biotischer Schaderreger, vor. Es hat aber den Anschein, daß gerade bei der Buche, aber auch bei anderen Laubholzarten, die Schadenszunahme in den letzten Jahren insbesondere durch Pilz- und Insektenbefall hervorgerufen wurde. Damit ist leider vernachlässigt worden, sich auch anderen Schadbildern zuzuwenden, die eindeutig nicht auf tierische und pflanzliche Pathogene zurückzuführen sind. Daher läßt sich auch im nachhinein nicht mehr rekonstruieren, ob die Anfang der 80er Jahre überall aufgetretenen erhöhten Ozonbelastungen, vor allem in den höheren Lagen der Mittelgebirge, tatsächlich zu ozontypischen Symptomen geführt haben.

Seit 1982 wurden verschiedene Versuche, die bis zu $2\frac{1}{2}$ Monate andauerten, durchgeführt, um Änderungen in der Auswaschung von Nährstoffen unter Einfluß von Ozon und säurehaltigem Nebel zu überprüfen. Entsprechend Kapitel 3.11 war bei allen Untersuchungen die in der Natur zu beobachtende magnesiumabhängige Nadelvergilbung nicht zu erkennen. Wohl traten, jeweils in Abhängigkeit von der Ozonkonzentration und dem Säuregrad des Nebels, erhöhte Nährstoffauswaschungen auf. Die Frage stellt sich auch hier naturgemäß noch einmal, warum sich trotz aller Bemühungen das Schadbild in der Natur im Labormaßstab nicht reproduzieren läßt. Hierfür scheint zunächst einmal wieder maßgebend zu sein, daß, wie bereits mehrfach ausgeführt, eine $2\frac{1}{2}$ monatige Behandlungszeit nicht die natürlichen Bedingungen bzw. den natürlichen langen Einfluß und die dementsprechend langzeitige Schadensentwicklung reproduzieren kann. Zum anderen zeigt sich auch in der Natur, daß Fichtenpflanzen in den Altersstufen, wie sie in den Experimenten

Verwendung finden, auch unter offenbar ungünstigen Boden- und Immissionsbedingungen kaum Schäden aufweisen.

Zu dem Bild der neuartigen Waldschäden scheint somit zu gehören, daß die im Normalfall vorliegende Disposition der Fichte, auf ungünstige Boden-, Klima- und Immissionsfaktoren weitgehend schadensfrei zu reagieren, offensichtlich mit zunehmendem Alter verlorengeht. Dies ist eine ganz wesentliche Feststellung, die vor allem bei der kritischen Bewertung der bisher versuchten Beweisführung mit zu berücksichtigen ist. Neben den nicht provozierbaren typischen lichtabhängigen Nadelvergilbungen, die zu dem Schadbild der neuartigen Waldschäden gehören, konnte bei den kombinierten Begasungs- und Nebelversuchen vor allem auch kein deutlicher Nährstoffmangel in den Nadeln erzeugt werden. Dies bedeutet wiederum, daß bei den gewählten Versuchsbedingungen unter Berücksichtigung des Pflanzenalters sowie der relativen Kurzzeitigkeit der Versuche die Fichtenpflanze ausreichend elastisch reagiert und in der Lage ist, die durch Auswaschung verlorengegangenen Nährstoffe über erhöhte Aufnahme aus dem Boden zu kompensieren. Allerdings hat es sich zumindest bei einigen Auswaschversuchen auch ergeben, daß in Übereinstimmung zu Freilandergebnissen die ozoninduzierte Auswaschung umso höher ist, je geringer die Vitalität der Bäume und der Nährstoffgehalt des Bodens ist. Diese Art der Rückkopplung scheint somit ein ganz wichtiger Faktor in der Erklärung der Waldschadensursachen zu sein.

In verschiedenen Begasungsversuchen stellten sowohl die LIS als auch andere Forschergruppen in Nadeln und Blättern unter Ozoneinfluß eine erhöhte Nitratanreicherung fest (vgl. Kap. 3.12). Hiergegen wurde u. a. eingewendet, daß dieser Effekt ausschließlich eine Folge der unter Ozoneinfluß erhöhten Umsetzung von Stickstoffmonoxid aus der Begasungsluft zu Stickstoffdioxid und höheren Oxidationsstufen ist. Aus diesem Grunde hat die LIS im weiteren Verlauf die Versuchsmethodik so modifiziert, daß Stickstoffoxide vor Eintritt in den Ozongenerator bzw. in die Begasungskammer mit Purafil-Filtern ausgeschieden werden. In einer weiteren Versuchsmodifikation wurde das Ozon nicht aus dem Sauerstoff der Umgebungsluft, sondern aus reinem, der Gasflasche entnommenen Sauerstoffgas erzeugt. Die Versuche bei Anwendung von Purafil-Filtern brachten zwar eine Erniedrigung des Nitratgehaltes in den Nadeln gegenüber der Anwendung von Aktivkohlefiltern, die Stickstoffoxide ungehindert passieren lassen. In beiden Fällen war der Nitratgehalt jedoch im Vergleich zur Kontrolle deutlich erhöht. Bei den Versuchen mit Ozon aus reinem Sauerstoffgas wurden bislang unterschiedliche Ergebnisse erhalten, so daß die Frage der ozonabhängigen Nitratanreicherung in den Nadeln noch nicht abschließend geklärt ist.

Für die Frage der Ursachen der neuartigen Waldschäden wäre die Nitratanreicherung ohnehin erst relevant, wenn ein mittelbarer oder unmittelbarer Zusammenhang zum Mangel an kationischen Nährstoffen, wie Magnesium, Kalzium und Kalium, in den geschädigten Nadeln hergestellt werden könnte. Dies wäre z. B. vorstellbar, wenn man daran denkt, daß Nitrat nach anthropogener Bildung in der Pflanzenzelle in erhöhtem Maße ausgewaschen wird und aus Gründen der Elektroneutralität kationische Nährstoffe bei der Auswaschung mit sich reißt.

Da Äthylen, als Vertreter der organischen Luftverunreinigungen, in Ballungszonen in großen Mengen emittiert wird und zudem hoch phytotoxisch wirkt, war zu untersuchen, ob dieser Schadstoff im Zusammenspiel mit Schwefeldioxid und Stickstoffdioxid bei der Verursachung der Waldschäden beteiligt sein kann. Als wesentliches, in den Kapiteln 4.1 und 4.2 ausführlich dargestelltes Ergebnis ist festzuhalten, daß eine offensichtliche Kombinationswirkung dieser drei Komponenten auf Fichte, Kiefer und Buche besteht, daß aber andererseits sowohl die Einzelwirkung von Äthylen als auch die Wirkungsverstärkung von Äthylen bei gleichzeitiger Begasung mit Schwefeldioxid und Stickstoffdioxid zu gering sind, als daß diese Komponente als maßgeblicher Ursachenfaktor für die Entstehung der neuartigen Waldschäden in Betracht kommen könnte.

In einem weiteren Versuch, beschrieben im Kapitel 4.3, sollte geprüft werden, ob bei Begasung mit Schwefeldioxid und Ozon in den beiden Versuchsvarianten „Belastungsgebiet“ und „Reinluftgebiet“ unterschiedliche Schadensausprägungen bei Fichte und Buche entstehen. Abgesehen von einer auffälligen Erniedrigung des Zinkgehaltes in den Fichtennadeln unter Ozoneinfluß, waren bei dieser Baumart Wirkungsunterschiede der beiden Immissionstypen nicht zu erkennen. Wohl traten im Vergleich zur Kontrolle verminderte Nadelrockengewichte auf. Hieraus ist zu schließen, daß die zur Zeit auftretenden Luftverunreinigungen durchaus wirkungsbestimmend sind, daß es aber nicht gelingt, in einfacher Weise, d.h. über direkten Einfluß der Luftschadstoffe ohne weitere Zusatzannahmen, die bereits erwähnte Höhenabhängigkeit der Fichtenschäden zu interpretieren. Bezüglich der Ergebnisse an Buchen bestätigte sich zumindest, daß die Buche gegenüber Ozon empfindlicher als die Fichte reagiert und folglich auch die Immissionskonstellation „Reinluftgebiet“ zu einer gegenüber dem „Belastungsgebiet“ vergleichsweise stärkeren Reaktion geführt hat. Wesentlicher Wirkungsausdruck war eine vorzeitige Seneszenz, die sich im vorgezogenen herbstlichen Blattfall manifestierte. Auffallende Übereinstimmungen ergaben sich nach Art und Umfang bezüglich der ozonbedingten Symptome im kontrollierten Experiment und den im Spätsommer 1983 im Eggegebirge beobachteten Buchenschäden.

Kommt man zu den eingangs gestellten Fragen zurück, so sind nach den hier vorliegenden Ergebnissen folgende, zumindest vorläufige Antworten zu finden:

1. Nach den inzwischen vorliegenden Meßreihen der Immissionsbelastung, zumindest für einige wichtige Schadensgebiete, wie im Schwarzwald und im Bayerischen Wald, sind Anfang der 80er Jahre erhöhte Ozonbelastungen aufgetreten, die danach infolge geringerer Sonnenscheindauer in den Sommerhalbjahren etwas zurückgegangen sind. Trotz fehlender Meßreihen in früheren Jahren ist nicht davon auszugehen, daß die Zu- und teilweise Abnahme der Schäden streng synchron zur Ozonbelastung erfolgt ist. Eine derartige zeitliche Parallelität ist aber auch zu keinem anderen Immissionsfaktor, einschließlich der Säureeinträge in den Boden oder der Veränderung des Bodenzustandes selber, festzustellen. Daher bleibt als unausweichliche maßgebliche Einflußgröße für den spezifischen Schadensverlauf von 1980 bis jetzt lediglich das Klima und hier vermutlich insbesondere das Auftreten warmer, trockener und sonnenscheinreicher Sommerperioden Anfang der 80er Jahre. Hierfür gibt

es letzten Endes aber auch nur Evidenzen und keine eindeutigen Beweise, da auch der Klimaeinfluß bisher an keiner Stelle im Labor in der gewünschten Weise reproduziert werden konnte.

2. Es ist tatsächlich ein Phänomen, daß in stark industrialisierten und folglich mit Schwefeldioxid belasteten Gebieten die typischen neuartigen Waldschäden nicht aufgetreten sind, wobei diese Gebiete vornehmlich in der Ebene bzw. in Tallage liegen, und andererseits die neuartigen Waldschäden bekanntermaßen deutlich mit der Höhe zunehmen. Insofern sind die Fragen 2 und 3 gemeinsam dahingehend zu beantworten, daß Ozon und Nebel, eingeschränkt aber auch die Niederschlagsmenge, die vorherrschenden Faktoren sind, die dieser räumlichen Beziehung entsprechen. Wäre der Boden eine vorherrschende Einflußgröße – Bodenversauerung infolge säurehaltiger Niederschläge eingeschlossen – müßte eine weit stärkere Abhängigkeit von den Untergrundgesteinen, darstellbar z.B. über eine geologische Karte für die gesamte Bundesrepublik, bestehen als von der Höhe. Dies ist aber tatsächlich nicht der Fall, so daß der Boden nach wie vor lediglich als überlagernder Faktor anzusehen ist.

Eine andere Frage ist natürlich die, ob auch hinsichtlich der Bodeneigenschaften, wie z.B. Bodenentwicklung, systematische Abhängigkeiten von der Höhe über NN bestehen. Derartige, eigentlich naheliegende Untersuchungen liegen jedoch an keiner Stelle der Bundesrepublik vor. Somit bestehen zumindest z.Z. auch keine Evidenzen für die Annahme, daß die Höhenabhängigkeit der Schäden vornehmlich durch Bodeneinflüsse zu erklären ist. Die gleiche Antwort trifft naturgemäß für die Frage 4 zu.

3. Die Frage 5, ob die als überlagernder Ursachenfaktor einzuschätzende unterschiedliche Nährstoffausstattung der Böden in unterschiedlich geschädigten Gebieten, die ansonsten klimatisch wie auch in der Quellenzuordnung weitgehend vergleichbar sind, auf unterschiedlichen Depositionen oder auf unterschiedlichen Ausgangsgesteinen an diesen Standorten beruht, ist nicht eindeutig zu beantworten. Zu denken ist z.B. an die Standorte Eggegebirge und Rothargebirge, die sich stark in den Schäden unterscheiden, und die sich beide in Mittelgebirgslagen fernab vom Ruhrgebiet als Hauptemittentenquelle befinden.

Die Frage ist somit so zu präzisieren, ob bei den bei von Natur aus schlechten Nährstoffbedingungen im Eggegebirge die Schäden auch aufgetreten wären, wenn bei gleichem Klima und Einfluß gasförmiger Immissionen die ggf. durch säurehaltige Depositionen verursachte Versauerung des Bodens ausgeblieben wäre. Hierbei ist außerdem zu berücksichtigen, daß der Fichtenbestand selber, als auch die in früherer Zeit aufgetretene Verheidung ebenfalls zu einer Versauerung des Standortes beigetragen haben.

Bei der Beantwortung der Frage 5 ist auch zu berücksichtigen, daß echte Langzeitmeßreihen über den Bodenzustand in Nordrhein-Westfalen – wie auch in anderen Ländern – fehlen. Bisher sind lediglich die pH-Werte Anfang der 80er Jahre mit verschiedenen früheren Untersuchungen verglichen worden, wobei feststeht, daß die klimatischen Besonderheiten Anfang der 80er Jahre in jedem Fall mit zur pH-Erniedrigung infolge erhöhter Mineralisierungsraten beigetragen haben. Diese Antwort ist auch als Antwort der Frage 6 zu betrachten.

4. Die Frage 7 ist an verschiedenen Stellen der vorstehenden Schlußfolgerungen abgehandelt worden. Ohne auch hier wieder eindeutige Beweise erbringen zu können, scheinen dennoch die verschiedensten Wechselwirkungen, wie insbesondere erhöhte Nährstoffauswaschung bei herabgesetzter Vitalität und schlechter Nährstoffausstattung des Bodens die Schlüsselerklärung für die zeitliche Dynamik der Waldschäden darzustellen.

Vergleicht man das Phänomen der neuartigen Waldschäden mit früheren klassischen Immissionsproblemen, so war im letzteren Fall immer das Schadbild relativ einfach sowohl qualitativ wie quantitativ in Begasungsexperimenten zu reproduzieren. Dasselbe traf zu, wenn man an die Einwirkung bestimmter Schadstoffe im Boden, wie z.B. bestimmter Schwermetalle, denkt. Diese einfache Beweisführung wird immer dann möglich sein, wenn ein einziger Faktor als vorherrschende Einflußgröße anzusehen ist und weitere Faktoren diese Wirkung nur mehr oder weniger gering modifizieren.

Liegen jedoch mehrere Faktoren vor, die sich gegenseitig bedingen und erst in ihrem gemeinsamen Auftreten ein bestimmtes Schadbild erzeugen, dann ist diese Art der Beweisführung vom Prinzip her nicht mehr möglich. So sind z.B. auch die Erkältungserscheinungen beim Menschen nicht einfach experimentell zu reproduzieren, da die immer latente Infektion durch bestimmte, aber verschiedene Viren mit einer durch Kälteeinwirkung hervorgerufenen Schwächung der Immunabwehr des Körpers zusammentreffen muß. Wenn auch zweifelsfrei feststeht, daß die Erkältungskrankheiten ein erstes Maximum in den klimatischen Übergangsmonaten des Herbstes und ein zweites Maximum im Frühjahr besitzen, ist man keinesfalls in der Lage, diesen Klimaeinfluß etwa durch Vergabe spezifischer Temperatur- und Luftfeuchtigkeitswerte zu reproduzieren. Aber selbst wenn Kälteeinfluß und Virusexposition zutreffen, wird die eine Person von dieser Erkrankung betroffen und die andere nicht. Dies bedeutet auf das hier zur Diskussion stehende Phänomen der neuartigen Waldschäden bezogen, bei dem offensichtlich eine komplexe Konstellation verschiedener Ursachenfaktoren auslösend gewirkt haben, daß auch fortgesetzte experimentelle Bemühungen zur Aufklärung der Waldschadensursachen vermutlich kaum noch zu wesentlich neuen Informationen führen dürften. Denkt man an die veranlaßten Hilfsmaßnahmen, so reicht allerdings die Zahl der Indizien inzwischen aus, um die richtigen Entscheidungen treffen zu können. Diese Maßnahmen sind im einzelnen:

1. Abkehr von Monokulturen bei der Waldbewirtschaftung, insbesondere von Fichtenmonokulturen, da ein und dieselbe Pflanzenart über mehrere Umtriebe zwangsweise ein ganz bestimmtes Nährstoffverhältnis, insbesondere unter dem Gesichtspunkt der Spurennährstoffe, selektiv dem Boden entzieht. So ist in Obstbaukulturen

schon lange das Phänomen der Bodenmüdigkeit bekannt, das verdient, auch in Forstkulturen eingehender untersucht zu werden.

2. Zufuhr jener Nährstoffe zu den Waldböden, die nach Boden- und Nadelanalyse tatsächlich fehlen. Bei allen diagnostischen Düngungsversuchen hat sich ergeben, daß eine reine Kalkung, d.h. Veränderung der Bodenreaktion, nicht zu der gewünschten Revitalisierung führt. Dies ist ein weiterer Beweis dafür, daß das einfache Prinzip der Bodenversauerung nicht der treibende Motor für das Auftreten der neuartigen Waldschäden sein kann. Ferner ist zu bedenken, daß neben den Nährstoffverlusten, die dem Boden durch Auswaschung als Folge der Zufuhr säurehaltiger Depositionen verlorengehen, naturgemäß auch Nährstoffe durch Holz- bzw. Biomasseentzug dem Wald entzogen werden. Dies ist erst recht bei schnellwüchsigen Holzarten mit schnellen Umtriebszeiten, wie z.B. bei der Fichte, der Fall.

3. Wenn auch je nach Forschergruppe den unmittelbaren Einwirkungen von Schadstoffen über dem Kronenbereich oder der mittelbaren Einwirkung durch über Deposition zugeführte Schadstoffe, die dann sekundär über dem Boden wirken, eine größere Bedeutung beigemessen wird, sind sich doch alle oder zumindest die meisten Forschergruppen darin einig, daß die Stickstoffverbindungen in unserer Zeit die eigentliche Herausforderung an den Immissionsschutz darstellen. Daher ist es wichtig, mit Nachdruck die weitere Minderung der Stickstoffoxidemissionen, aber auch die Ammoniakemission aus dem Bereich der Landwirtschaft in Angriff zu nehmen. Da alle sekundär gebildeten Luftverunreinigungen, seien es nun säurehaltige Bestandteile oder Photooxidantien mit Ozon als ihrem wichtigsten Vertreter, erst im Verlaufe des Luftmassentransportes entstehen, ist es genauso selbstverständlich, daß nicht nur in der Bundesrepublik, sondern auch in den angrenzenden Ländern die emissionsmindernden Maßnahmen zielstrebig vorangetrieben werden müssen.

Unabhängig von allen Versuchen der Schadensursachenerklärung sollte aber auch bedacht werden, daß die außerordentlich stark intensivierte Waldschadensforschung in der Bundesrepublik eine Fülle neuer Erkenntnisse über den Baum als auch über den Wald als Ökosystem erbracht hat, die unser Wissen für zukünftige Generationen nachhaltig bereichert hat. Dies wird jedem klar, der von Beginn an die Waldschadensforschung mit verfolgt hat und sich häufiger darüber wundern mußte, daß scheinbar äußerst einfache Fragen aufgrund des bereits vorhandenen Literaturwissens nicht zu beantworten waren. Dieser Aspekt des wertungsfreien Informationsgewinns sollte nicht außer acht gelassen werden, wenn man an den großen Aufwand denkt, der für die Waldschadensforschung bislang investiert worden ist.

Danksagung:

Den Herren Dr. K.D. Jung, Dr.G. Reusmann, Dr.D. Schwela, Dr. J. Specovius und Dr. V. Thiele danken wir für die sachkundige Beratung und Unterstützung bei den zahlreichen Untersuchungen.

Ferner danken wir den Herren Dipl.-Ing. (FH) F.E. Höckel und Dipl.-Ing. (FH) J. Westphalen sowie den Damen U. Augustin, A. Boßhammer und B. Behnke für ihren besonderen Einsatz.

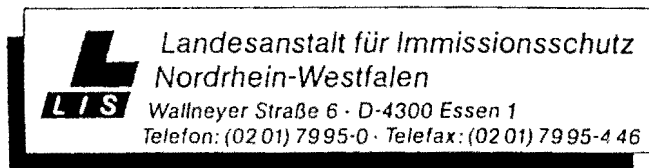
Berichte der

LANDESANSTALT FÜR IMMISSIONSSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN, ESSEN

– LIS-Berichte –

Die LIS-Berichte haben spezielle Themen aus den wissenschaftlichen Untersuchungen der LIS zum Gegenstand. Die in der Regel umfangreichen Texte sind nur in begrenzter Auflage vorrätig. Sie werden – soweit nicht vergriffen – Interessenten auf Anforderung kostenlos zur Verfügung gestellt. Alle LIS-Berichte – auch die vergriffenen – stehen Interessenten in zahlreichen Universitäts- und Hochschulbibliotheken zur Einsichtnahme und Ausleihe zur Verfügung.

Anforderungen sind zu richten an die



Berichte-Nr. 1: (vergriffen)

KRAUTSCHEID, S. und P. NEUTZ:
LIDAR zur Fernüberwachung von Staubemissionen.
– Nachweis der Kalibrierfähigkeit eines LIDAR-Systems –
(1978).

Berichte-Nr. 2: (vergriffen)

BUCK, M.:
Die Bedeutung unterschiedlicher Randbedingungen bei der Messung und Beurteilung der Luftqualität. (1978)

Berichte-Nr. 3: (vergriffen)

SCHEICH, G.:
Entwicklung und Anwendung von Ausbreitungsmodellen und Luftüberwachungsprogramme in den USA. (1979)

Berichte-Nr. 4: (vergriffen)

SPLITTGERBER, H. und K.H. WIETLAKE:
Ermittlung der Luftschalldämmung von Bauelementen für Industriebauten am Bau. (1979).

Berichte-Nr. 5: (vergriffen)

SPLITTGERBER, H.:
Zur Problematik der Meßgrößen und Meßwerte bei Erschütterungsimmissionen. (1979)

Berichte-Nr. 6: (vergriffen)

STRAUCH, H. und K.H. GOLDBERG:
Ermittlung der Dämmwirkung von Dachentlüftern für Werkshallen im Einbauszustand unter Berücksichtigung der baulichen Nebenwege. (1979)

Berichte-Nr. 7: (vergriffen)

KRAUSE, G.M.H., B. PRINZ UND K. ADAMEK:
Untersuchungen zur Anwendbarkeit der Falschfarbentografie für die Aufdeckung und Dokumentation von Immissionswirkungen auf Pflanzen. (1980)

Berichte-Nr. 8: (vergriffen)

WIETLAKE, K.H.:
Erschütterungsminderung durch „Direktabfederung“ von Schabotte-Schmiedehämmern. (1980)

Berichte-Nr. 9: (vergriffen)

STRAUCH, H.:
Methoden zur Aufstellung von Lärminderungsplänen. (1980)

Berichte-Nr. 10: (vergriffen)

HILLEN, R.:
Untersuchung zur flächenbezogenen Geräuschbelastungs-Kennzeichnung
– Ziele, Methodik, Ergebnisse –. (1980)

Berichte-Nr. 11: (vergriffen)

MANNS, H., H. GIES und W. STRAMPLAT:
Erprobung des Staub-Immissionsmeßgerätes FH62I für die kontinuierliche Bestimmung der Schwebstoffkonzentration in Luft. (1980)

Berichte-Nr. 12: (vergriffen)

GIEBEL, J.:
Verhalten und Eigenschaften atmosphärischer Sperrschichten. (1981)

Berichte-Nr. 13:

BRÖKER, G., H. GLIWA und E. MEURISCH:
Abscheidegrade von biologisch- und chemisch-aktiven Aggregaten zur Desodierung osmogener Abluft von Tierkörperbeseitigungsanlagen. (1981)

Berichte-Nr. 14: (vergriffen)

BRANDT, C.J.:
Untersuchungen über Wirkungen von Fluorwasserstoff auf Lolium Multiflorum und andere Nutzpflanzen. (1981)

Berichte-Nr. 15: (vergriffen)

WELZEL, K. und H.D. WINKLER:
Emission und interner Kreislauf von Thallium bei einem Drehrohrofen mit Schwebegaswärmeaustauscher zur Herstellung von Portlandzementklinker unter Einsatz von Purpurerz als Eisenträger. – 1. Bericht – (1981)

Berichte-Nr. 16: (vergriffen)

PRINZ, B. und E. KOCH:
Umweltpolitik und technologische Entwicklung in der VR China. (1984)

Berichte-Nr. 17: (vergriffen)

BRÖKER, G. und H. GLIWA:
Untersuchungen zu den Dioxin-Emissionen aus den kommunalen Hausmüllverbrennungsanlagen in Nordrhein-Westfalen. (1982)

Berichte-Nr. 18:

BUCK, M., H. IXFELD und E. ELLERMANN:
Die Entwicklung der Immissionsbelastung in den letzten 15 Jahren in der Rhein-Ruhr-Region. (1982)

Berichte-Nr. 19: (vergriffen)

PFEFFER, H. U.:
Das Telemetrische Echtzeit-Mehrkomponenten-Erfassungssystem TEMES zur Immissionsüberwachung in Nordrhein-Westfalen. (1982)

Berichte-Nr. 20: (vergriffen)

BACH, R. W.:
Über Schätzfunktionen zur Bestimmung hoher Quantile der Grundgesamtheit luftverunreinigender Schadstoffkonzentrationen aus Stichproben. (1982)

Berichte-Nr. 21: (vergriffen)

STRAUCH, H.:
Hinweise zur Anwendung flächenbezogener Schallleistungspegel. (1982)

Berichte-Nr. 22: (vergriffen)

SPLITTGERBER, H.:
Verfahren zur Auswertung von Erschütterungsmessungen und zur Beurteilung von Erschütterungsimmissionen. (1982)

Berichte-Nr. 23: (vergriffen)

KRAUSE, G. M. H.:
Immissionswirkungen auf Pflanzen – Forschungsschwerpunkte in den Vereinigten Staaten von Amerika. Bericht über eine Reise in die USA und die Teilnahme am 13. Air Pollution Workshop in Ithaca, N. Y., in der Zeit vom 02. 05 – 24. 05. 1981. (1982)

Berichte-Nr. 24: (vergriffen)

KÜLSKE, S.:
Analyse der Periode sehr hoher lokaler Schadstoffbelastungen im Ruhrgebiet vom 15. 01. 1982 bis 20. 01. 1982. (1982)

Berichte-Nr. 25: (vergriffen)

VAN HAUT, H. und G. H. M. KRAUSE:
Wirkungen von Fluorwasserstoff-Immissionen auf die Vegetation. (1982)

Berichte-Nr. 26:

KOCH, E., V. THIELE, J. GIEBEL, H. STRAUCH und P. ALTENBECK:
Empfehlungen für die problemgerechte Erstellung von Immissionsschutzgutachten in Bauleitplanverfahren. (1982)

Berichte-Nr. 27: (vergriffen)

MANNS, H., H. GIES und G. NITZ:
Verbesserung der Zuverlässigkeit und Vergleichbarkeit von Messungen zur Ermittlung aromatischer Kohlenwasserstoffe in der Außenluft. (1982)

Berichte-Nr. 28:

PRINZ, B., G. M. H. KRAUSE und H. STRATMANN:
Vorläufiger Bericht der Landesanstalt für Immissionsschutz über Untersuchungen zur Aufklärung der Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland. (1982)

Berichte-Nr. 29: (vergriffen)

GIEBEL, J.:
Untersuchungen über Zusammenhänge zwischen Sperrschichthöhen und Immissionsbelastung. (1983)

Berichte-Nr. 30:

MANNS, H. und H. GIES:
Ergebnisse der Laborprüfung und Optimierung des meßtechnischen Teiles der Ozon-Meßplätze im Meßnetz LIMES-TEMES. (1983)

Berichte-Nr. 31: (vergriffen)

BEINE, H., R. SCHMIDT UND M. BUCK:
Ein Meßverfahren zur Bestimmung des Schwefelsäure- und Sulfatgehaltes in Luft. (1983)

Berichte-Nr. 32:

BEIER, R. und P. BRUCKMANN:
Messung und Analyse von Kohlenwasserstoff-Profilen im Rhein-Ruhrgebiet. (1983)

Berichte-Nr. 33: (vergriffen)

FRONZ, W.:
Ermittlung von Verkehrsgeräusch-Immissionen – zum tageszeitlichen Verlauf des Geräuschpegels und des Verkehrsaufkommens an Bundes- und Sammelstraßen. (1983)

Berichte-Nr. 34:

BRÖKER, G.:
Zusammenfassende Darstellung der Emissionssituation in Nordrhein-Westfalen und der Bundesrepublik Deutschland für Stickstoffoxide. (1983)

Berichte-Nr. 35:

PIORR, D. und R. HILLEN:
Veränderung akustischer Kenngrößen infolge der nächtlichen Abschaltung von Lichtsignalanlagen. (1983)

Berichte-Nr. 36: (vergriffen)

BUCK, M., H. IXFELD und K. ELLERMANN:
Benzol-Immissionsmessungen im Lande Nordrhein-Westfalen. (1983)

Berichte-Nr. 37:

BACH, R.-W. und H. STRATHMANN:
Untersuchungen zur Bestimmung der Aufnahme- und Abgabe-Rate des IRMA-Gerätes bei verschiedenen Anströmverhältnissen. (1983)

Berichte-Nr. 38: (vergriffen)

WIETLAKE, K. H.:
Beurteilung und Minderung tieffrequenter Geräusche. (1983)

Berichte-Nr. 39: (vergriffen)

STRAUCH, H. und K. SCHWENGER:
Geräusche und Erschütterungen, verursacht durch elektrisch angetriebene Wärmepumpen. (1983)

Berichte-Nr. 40:

BRÖKER, G. und B. SCHILLING:
Schwermetallemissionen bei der Verbrennung kommunaler Klärschlämme. (1983)

Berichte-Nr. 41: (vergriffen)

HILLEN, R.:
Über Möglichkeiten zur Verbesserung der Qualität von Schießgeräuschemessungen im Immissionsbereich. (1983)

Berichte-Nr. 42: (vergriffen)

KLEIN, M.:
Untersuchung zur Schallausbreitung im Freien
– Ziele, Physik der Schallausbreitung, Vorgehensweise, Ergebnisse –. (1983)

Berichte-Nr. 43: (vergriffen)

PFEFFER, H.-U., S. KÜLSKE und R. BEIER:
Jahresbericht 1981 über die Luftqualität an Rhein und Ruhr.
Ergebnisse aus dem telemetrischen Immissionsmeßnetz TEMES in Nordrhein-Westfalen. (1984)

Berichte-Nr. 44:

BUCK, M., H. IXFELD und R. BEIER:
Immissionsbelastung durch Fluor-Verbindungen in der Nachbarschaft der Aluminiumhütte LMG in Essen. (1984)

Berichte-Nr. 45: (vergriffen)

STRAUCH, H. und R. HILLEN:
Geräuschimmissionen in Großstädten; Flächenbezogene Kennzeichnung dieser Geräuschimmissionen. (1984)

Berichte-Nr. 46: (vergriffen)

BUCK, M. und P. BRUCKMANN:
Air quality surveillance in the Federal Republic of Germany. (1984)

Berichte-Nr. 47:

BEIER, R.:
Kohlenwasserstoffbelastung in Ahlen – eine statistische Analyse –. (1984)

Berichte-Nr. 48: (vergriffen)

SCHADE, H.:
Prognose der Schadstoffemissionen aus Verbrennungsanlagen im Belastungsgebiet Rheinschiene-Süd für die Jahre 1985 und 1990. (1984)

Berichte-Nr. 49:

STRATMANN, H.:
Wirkungen von Luftverunreinigungen auf die Vegetation. Bewertung der Luftanalyse auf der Grundlage weiterentwickelter Dosis-Wirkungsbeziehungen für Schwefeldioxid und Ozon zur Ursachenaufklärung der neuartigen Waldschäden. (1984)

Berichte-Nr. 50: (vergriffen)

GOLDBERG, K. H.:
Untersuchungen zu Schießlärminderungen, dargestellt an Fallbeispielen. (1984)

Berichte-Nr. 51: (vergriffen)

HERPERTZ, E., J. ASSMANN, D. KRANE,
E. HARTMANN, B. STECK, E. BREWIG und
J. KROCHMANN:
Messen und Beurteilen von Lichtimmissionen. (1984)

Berichte-Nr. 52: (vergriffen)

PFEFFER, H.-U.:
Qualitätssicherung in automatischen Immissionsmeßnetzen.
Teil 3: Ringversuche der staatlichen Immissions-, Meß- und Erhebungsstellen in der Bundesrepublik Deutschland (STIMES).
Ergebnisse für die Komponenten SO₂, NO_x, O₃ und CO. (1984)

Berichte-Nr. 53: (vergriffen)

BEIER, R.:
Zur Planung und Auswertung von Immissionsmessungen gemäß TA-Luft 1983. (1985)

Berichte-Nr. 54:

BRÖKER, G. und H. GLIWA:
Polychlorierte Dibenzo-Dioxine und -Furane in den Filterstäuben und Schlacken der zwölf Hausmüllverbrennungsanlagen in Nordrhein-Westfalen sowie einiger Sondermüllverbrennungsanlagen. (1985)

Berichte-Nr. 55:

KÜLSKE, S., J. GIEBEL, H.-U. PFEFFER und R. BEIER:
Analyse der Smoglage vom 16. bis 21. Januar 1985 im Rhein-Ruhr-Gebiet.
Teil 1: Text- und Bildband. (1985)
Teil 2: Meßergebnisse. (1985)

Berichte-Nr. 56:

SPLITTGERBER, H., M. KLEIN und P. NEUTZ:
Untersuchungen zur Ermittlung der Wahrnehmungsschwelle bei Einwirkung von Erschütterungen auf den Menschen – Beschreibung der Versuchsanlage –. (1985)

Berichte-Nr. 57: (vergriffen)

PRINZ, B., J. HRADETZKY, H.-U. PFEFFER, H.W. ZÖTTL und H.-K. LICHTENTHALER:
Forschungsergebnisse zur Problematik der neuartigen Waldschäden. (1985)

Berichte-Nr. 58:

GIEBEL, J. und W. STRAMPLAT:
Untersuchung über die Eignung des Korrelationspektrometers Cospec V zur Bestimmung des Transportes von Schwefeldioxid bzw. Stickstoffdioxid. (1986)

Berichte-Nr. 59:

PRINZ, B., D. SCHWELA, E. KOCH, S. GANSER und T. EIKMANN:
Untersuchungen zum Einfluß von Luftverunreinigungen auf die Häufigkeit von Pseudokrupperkrankungen im Stadtgebiet Essen. (1986)

Berichte-Nr. 60:

MANNS, H. und H. GIES:
Ergebnis der Erprobung des automatischen Ozon-Meßgerätes Dasibi, Typ 1008 AH (1986).

Berichte-Nr. 61: (vergriffen)

SPLITTGERBER, H.:
Messung und Beurteilung von Erschütterungsimmissionen – Vergleich verschiedener Verfahren –. (1986).

Berichte-Nr. 62: (vergriffen)

BUCK, M. und P. KIRSCHMER:
Immissionsmessungen polychlorierter Dibenzo-p-Dioxine und Dibenzofurane in Nordrhein-Westfalen. (1986)

Berichte-Nr. 62:

BUCK, M. und P. KIRSCHMER:
Measurements of Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans in Outdoor Air. (Engl. Übersetzung des 1986 erschienenen LIS-Berichtes Nr. 62). (1987)

Berichte-Nr. 63:

GIEBEL, J.:
Untersuchung über die praktische Anwendung eines numerischen Ausbreitungsmodells (K-Modell) für die Praxis der Immissions-Simulation. (1986)

Berichte-Nr. 64:

WINKLER, H. D.:
Thalliumemissionen bei der Zementherstellung – Ursachen und Minderungsmaßnahmen –. (1986)

Berichte-Nr. 65: (vergriffen)

WIETLAKE, K. H.:
Erschütterungseinwirkung durch Exzenter-Schmiedepressen und ihre Minderung durch Direktabfederung. (1986)

Berichte-Nr. 66:

Viertes Symposium über die Technik der Kernreaktorfernüberwachungssysteme am 8. und 9. 10. 1986 in der LIS, Essen. (1986)

Berichte-Nr. 67: (vergriffen)

ASSMANN, J.:
Hinweise zur Prognose von Geräuschemissionen im Rahmen von Genehmigungsverfahren nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz. (1986)

Berichte-Nr. 68: (vergriffen)

MANNS, H. und H. GIES:
Erprobung des Schwebstaubmeßgerätes FH 62 I 3 m³/h für die automatisierte Immissionsmessung. (1986)

Berichte-Nr. 69:

BEINE, H.:
Phosphorsäureester und verwandte Verbindungen – Umweltrelevanz und luftanalytische Bestimmung. (1987)

Berichte-Nr. 70:

BUCK, M. und H.-U. PFEFFER:
Air quality surveillance in the state North-Rhine-Westphalia (Federal Republic of Germany). (1987)

Berichte-Nr. 71:

WEFERS, H. und H. KATZER:
Zusammenstellung von zusätzlichen sicherheitstechnischen Anforderungen an Anlagen zur Lagerung von druckverflüssigtem Ammoniak in Kraftwerken. (1987)

Berichte-Nr. 72: (vergriffen)

BEIER, R., J. KOHLERT und M. BUCK:
Entwicklung der Immissionsbelastung in der Umgebung der Aluminiumhütte im Essener Norden in den Jahren 1984–1986. (1987)

Berichte-Nr. 73:

SCHADE, H.:
Erstellung eines Emissionskatasters und einer Emissionsprognose für Feuerungsanlagen im Sektor Haushalte und Kleinverbraucher des Belastungsgebietes Ruhrgebiet Ost. (1987)

Berichte-Nr. 74:

BEIER, R. und M. BUCK:
Möglichkeit und Grenzen der Nutzung von Luftqualitätsdaten aus diskontinuierlichen Messungen gemäß TA-Luft. (1988)

Berichte-Nr. 75:

KOCH, E. und P. ALTENBECK:
Prinzipien des prophylaktischen Immissionsschutzes. (1988)

Berichte-Nr. 76:

J. GIEBEL:
Eine vereinfachte Methode zur Immissionssimulation. (1988)

Berichte-Nr. 77:

KÜLSKE, S., R. BEIER und H.-U. PFEFFER:
Die Smoglage vom 14. bis 22. Januar 1987 in Nordrhein-Westfalen und ihre Ursachen. (1988)

Berichte-Nr. 78:

GEUEKE, K.-J. und H. NIESENHAUS:
Bestimmung von Benzol in Abgasen. (1988)

Berichte-Nr. 79:

WIETLAKE, K.-H.:
Geräuschkinderung durch Teilkapselung von Schmiedehämmern. (1988)

Berichte-Nr. 80:

KRAUSE, G. H. M. und B. Prinz:
Experimentelle Untersuchungen der LIS zur Aufklärung möglicher Ursachen der neuartigen Waldschäden. (1989)

Berichte-Nr. 81:

GOLDBERG, K. H.:
Untersuchungen zur Geräuschemission und -ausbreitung von Schußsignalen bei Kleinkaliberschießständen. (1988)

Berichte-Nr. 82:

BUCK, M. und K. ELLERMANN:
Die Immissionsbelastung durch Benzol in Nordrhein-Westfalen. (1988)

Berichte-Nr. 83:

WEFERS, H., S. DELLING und T. SCHULZ:
Hinweise zur Erstellung und Prüfung von betrieblichen Alarm- und Gefahrenabwehrplänen nach der Störfall-Verordnung. (1988)

Berichte-Nr. 84:

WEFERS, H., T. SCHULZ und R. JOHN:
Hinweise und Suchstrategien zu den Stoffen der Störfall-Verordnung. (1988)

Berichte-Nr. 85:

KRAUSE, G. H. M.:
Untersuchungen zum Vegetationszustand im Umgebungsbereich der nordrhein-westfälischen Aluminiumhütten mit Hilfe der Falschfarbenfotografie. (1988)

Berichte-Nr. 86:

KATZER, H. und R. JOHN:
Einsatz von Ammoniakwasser in katalytischen DeNO_x-Anlagen – Ergebnisse an einer Versuchsanlage –. (1989)

Berichte-Nr. 87:

KIRSCHMER, P. und A. GERLACH:
Immissionsmessungen von Chlorkohlenwasserstoffen – Probenahme, Analyse, Ergebnisse –. (1989)

Berichte-Nr. 88:

EUTENEUER, U., H. KATZER und H. WEFERS:
Sicherheitstechnische Überprüfung einer verfahrenstechnischen Anlage nach einem modifizierten PAAG-Verfahren am Beispiel eines Flüssiggaslagers. (1989)

Berichte-Nr. 89:

BEIER, R. und A. DOPPELFELD:
Analyse der räumlichen Repräsentativität automatischer Meßnetze der Luftqualität. (1989)

Berichte-Nr. 90:

BEIER, R. und J. KOHLERT:
Pilotstudie zur Überwachung von Tetrachlorethen in der Nachbarschaft von Chemisch-Reinigungsanlagen in NRW. (1989)