

# Rheinland-Pfalz



**Mitteilungen  
aus der Forstlichen Versuchsanstalt  
Rheinland-Pfalz**

**Nr. 40/97**

**Hans Werner Schröck (Herausgeber)**

**Untersuchungen an Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen  
in Rheinland-Pfalz**

**- Tagungsbericht zum Kolloquium am 04. Juni 1996 in Trippstadt -**



ISSN 0931 - 9662 Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz Nr. 40/97

Alle Rechte, insbesondere das Recht der Vervielfältigung und Verbreitung  
sowie der Übersetzung vorbehalten

Herausgeber: Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz  
Verantwortlich: Der Leiter der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz  
Dokumentation: Mitt. FVA, Trippstadt  
Nr.40/97, 162 S.

Zu beziehen über die Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Schloß, D-67705 Trippstadt

1. The first part of the document discusses the importance of maintaining accurate records of all transactions.

2. It is essential to ensure that all entries are dated and clearly describe the nature of the transaction.

3. The second part of the document outlines the various methods used to collect and analyze data.

4. These methods include direct observation, interviews, and the use of specialized equipment.

# Inhaltsverzeichnis

EISENBEIS, G. UND PAULUS, R.	Bodenbiologische Untersuchungen auf forstlichen Dauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz mit dem Minicontainer- und Köderstreifen-Test.....	1
ROTHE, G.M., NAß, B. ROMMEL, B. UND ZAGLAUER, T.	Untersuchung der Feinwurzeln der bestandesprägenden Bäume auf den Waldökosystem-Dauerbeobachtungs- flächen Merzalben und Neuhäusel in Rheinland-Pfalz im Zeitraum 1993 - 1995 .....	27
SCHMITT, V. UND WILD, A.	Untersuchung der Auswirkungen einer Düngemaßnahme auf physiologische und biochemische Parameter unter- schiedlich geschädigter Fichten an der Umwelt- kontrollstation Idar-Oberstein .....	45
SCHRÖCK, H.W.	Bedeutung von Fruktifikation und Fraßschäden als Auslöser von starken Kronenverlichtungen bei Buchen und Eichen.....	73
JOHN, V.	Aufnahme der epiphytischen Flechtenvegetation an Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen .....	91
ZOLDAN, J.-W.	Erste Ergebnisse zur Entwicklung der krautigen Wald- bodenvegetation in Abhängigkeit von Zäunungs- und Kalkungsmaßnahmen nach zehn Jahren Dauerbeo- bachtung .....	113
Wille, E.	Entwicklung der Luftschadstoffbelastung an ZIMEN- Waldstationen.....	139

The first part of the document discusses the importance of maintaining accurate records. It emphasizes that proper record-keeping is essential for ensuring the integrity and reliability of the data collected. This section also outlines the various methods used to collect and analyze the data, highlighting the challenges faced during the process.

In the second part, the focus is on the results of the study. The data shows a clear trend in the behavior of the system under investigation, which is consistent with the theoretical predictions. The analysis also identifies several key factors that influence the system's performance, providing valuable insights for future research.

The third part of the document provides a detailed discussion of the implications of the findings. It suggests that the results have significant implications for the field of study, particularly in understanding the underlying mechanisms of the system. The authors also discuss the limitations of the current study and propose directions for further investigation.

Finally, the document concludes with a summary of the main findings and a statement of the authors' appreciation for the support provided by the funding agencies. The authors express their hope that the results presented here will contribute to the advancement of knowledge in the field.

The authors would like to thank the following individuals for their assistance and support during the course of this project: [Names of individuals]. The authors also acknowledge the funding provided by the [Funding Agency Name], which made this research possible.

This work was supported by the [Funding Agency Name] under grant number [Grant Number]. The authors are grateful to the anonymous reviewers for their constructive comments and suggestions.

## Vorwort

Voraussetzung für einen wirkungsvollen Schutz unserer Waldökosysteme ist ein umfangreiches Wissen über Reaktionen dieser Systeme auf natürliche und anthropogene Streßfaktoren. Um dieses Wissen zu erarbeiten, wird in Rheinland-Pfalz seit 1983 ein Konzept verfolgt, das aus landesweiten Übersichtserhebungen und Intensivuntersuchungen an Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen besteht (siehe nachstehende Abbildung).

Landesweite Übersichtserhebungen erlauben flächenrepräsentative Aussagen über den aktuellen Zustand der Waldökosysteme des jeweiligen Bezugsgebietes, lokalisieren Schadensschwerpunkte und zeigen aktuelle Entwicklungstendenzen auf; Intensivuntersuchungen an Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen dienen der Klärung von Ursache-Wirkungsbeziehungen und sollen Prognosen der zukünftigen Entwicklung der Waldökosysteme bei unterschiedlichen Belastungsszenarien sowie Hinweise zur Ableitung von Vorsorge- und Restaurationsmaßnahmen ermöglichen.

Hierzu muß auf Intensivuntersuchungsflächen eine kontinuierliche Langzeitbeobachtung der wesentlichsten ökosystemaren Prozesse auf unterschiedlichen Hierarchieebenen erfolgen. Darüber hinaus müssen alle bedeutsamen natürlichen und anthropogenen Umwelteinflüsse kontinuierlich erfaßt werden.

Zur Erreichung dieses Zieles arbeiten in Rheinland-Pfalz an den Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen Wissenschaftler verschiedener Disziplinen zusammen und diskutieren ihre Ergebnisse im Rahmen von Kolloquien. Dieser unmittelbare fachübergreifende Gedankenaustausch verschiedener Spezialisten erleichtert das Erkennen von komplizierten Zusammenhängen und trägt langfristig zum besseren Verständnis der Vorgänge in unseren Waldökosystemen bei.

In der vorliegenden Arbeit referieren die an den Untersuchungen beteiligten Wissenschaftler über den jeweils verfolgten methodischen Ansatz und über aktuelle Ergebnisse ihrer Untersuchungen. Die Vorträge waren Teil eines Kolloquiums am 04. Juni 1996 an der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz.

Allen an den Untersuchungen Beteiligten sage ich für die gute Zusammenarbeit herzlichen Dank.

Hans Werner Schröck

**Umweltmonitoring im Wald  
Rheinland-Pfalz**

**Übersichtserhebungen (Level I)  
(landesweites Raster)**

↓	↓	↓	↓
Waldschadens- erhebung (terrestrisch) (WSE)	Luftbild- waldschadens- erhebung (LWE)	Wald- ernährungs- erhebung	Boden- zustand- erhebung (BZE)
Kronenzustand	Kronenzustand	Nadel/Blatt- spiegelwerte	bodenchemischer Zustand
jährlich	alle 5 Jahre	alle 10 Jahre	alle 10 Jahre

Indikatoren: Kronenzustand  
Aufnahme-  
turnus: jährlich

**Fallstudien (Level II/III)  
(ausgewählte Flächen)**

↓	↓	↓
Dauerbeobachtung Waldökosysteme (Kronenzustand, Bodenzustand, Bodenvegetation, Fauna, etc.)	Dauermessung Umweltbedingungen (Deposition, Im- mission, Witterung, etc.)	Experimente (Düngungsversuche, etc.)

- großräumige Mustererkennung
- Trenderkennung
- Überprüfung der Relevanz der Fallstudien-Befunde

- Erkennung von Ursache-  
Wirkungsbeziehungen
- Ableitung von Gegenmaßnahmen

Konzept zur Überwachung der Waldökosysteme in Rheinland-Pfalz



# Bodenbiologische Untersuchungen auf forstlichen Dauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz mit dem Minicontainer- und Köderstreifen-Test

Eisenbeis, G. und Paulus, R.<sup>1 2</sup>

**Keywords:** Soil, biological activity, minicontainer-test, bait-lamina-test, decomposition, spruce forest, monitoring sites

## Summary

Title of the paper: Investigations on biological activity in soils on permanent observation plots in Rheinland-Pfalz using minicontainer- and bait-lamina-tests.

The soil biological activity of three spruce stands was compared. The sites (Wallmerod, Idar-Oberstein and Hermeskeil) are included in the forest monitoring programme of the Forest Research Centre Rheinland-Pfalz (Trippstadt, Germany). Three tests have been performed: 1) and 2) measuring the decomposition of spruce needles and of cellulose disks using the minicontainer-test (the exposure time was nearly 6 months) and 3) measuring the feeding activity of soil-living animals using the bait-lamina-test. Decomposition rates differed significantly (t-test): 1,1 %/week in Wallmerod (site with no signs of forest decline and a high base saturation in bed rocks), 0,3 %/week in Hermeskeil (site with some signs of strong forest decline and extremely low base saturation in bed rocks) and 0,4 %/week in Idar-Oberstein (site with intermediate soil conditions). Additionally some differences have been detected in the time course of C/N ratios of the tested litter. The mass loss of cellulose disks differed also significantly at the end of exposure with the highest decrease at the Wallmerod site. The bait-lamina-test revealed the lowest activity in Hermeskeil (0-3 %) in comparison to Idar-Oberstein and Wallmerod (5-15 %). It is discussed that all the differences between sites reflect some differences in the biological activity of soils. Therefore further investigations should focus both on soil microflora and soil fauna as to the litter quality as well. Furthermore, it is assumed that the soil organisms at the Hermeskeil site are dominated by soil fungi and a reduced soil mesofauna, whereas the Wallmerod site is characterized by a higher activity both of bacteria and of soil macrofauna presumably.

**Schlüsselwörter:** Boden, Biologische Aktivität, Minicontainer-Test, Köderstreifen-Test, Streuabbau, Fichte, Dauerbeobachtungsflächen

## Zusammenfassung

Auf drei ausgewählten Dauerbeobachtungsflächen der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz mit Fichtenbestockung (Wallmerod, Idar-Oberstein und Hermeskeil) wurden Messungen der biologischen Aktivität der Böden mit dem Minicontainer-Test, dem Cellulose-Test und dem Köderstreifen-Test durchgeführt. Die Versuchsdauer betrug ca. 6 Monate. Die Ergebnisse des Minicontainer-Tests zeigen für Wallmerod die höchste Nadelabbauraten mit 1,1 %/Woche (Standort mit gutem Wuchszustand der Bäume und hoher Basenversorgung im Untergrund), für Hermeskeil 0,3 %/Woche (Standort mit starken Baumschäden und extrem niedriger Basenversorgung im Untergrund) und für Idar-Oberstein 0,4 %/Woche (Standort mit intermediärem Verhalten). Hochgerechnet

---

<sup>1</sup> Wir danken der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz in Trippstadt für die Förderung des Projekts und Herrn FD Dr. J. Block für die gute Zusammenarbeit.

<sup>2</sup> Die Arbeit enthält Teile der Dissertation (in Vorber.) von R. Paulus.

entsprechen diesen Werten Jahresabbauraten von ca. 57 %, 21 % und 16 %. Die ermittelten Abbauraten unterscheiden sich signifikant (t-Test). Ferner ergaben sich Unterschiede zwischen den Standorten im C/N-Verhältnis der Teststreu. Beim Cellulose-Test ergab sich für den Standort Wallmerod ebenfalls die stärkste Abnahme. Der Köderstreifen-Test lieferte für Hermeskeil stets die geringste Fraßaktivität (0-3 %) im Vergleich zu Idar-Oberstein und Wallmerod (5-15 %). Es wird diskutiert, daß die Unterschiede zwischen den Standorten auf einer unterschiedlichen biologischen Aktivität der Böden beruhen. Weitere Untersuchungen sollten auch die Bodenmikroflora und Bodenfauna berücksichtigen. Es wird angenommen, daß der Boden am Standort Hermeskeil vorwiegend von Pilzen und einer verarmten Mesofauna besiedelt wird, während das Bodenleben am Standort Wallmerod durch eine höhere bakterielle Aktivität und eine etwas stärker entwickelte Bodenmakrofauna geprägt ist.

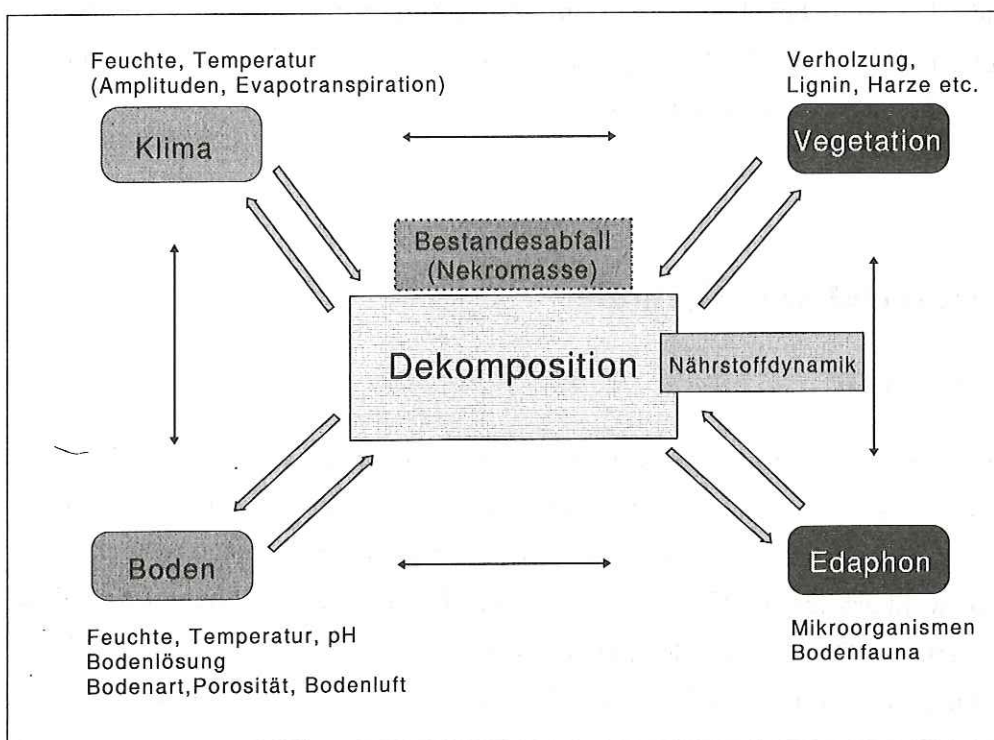
## 1. Einführung

Der Boden wird von Ökologen als zentrale Schaltstelle für die Stoffflüsse terrestrischer Ökosysteme bewertet. Eine wichtige Aufgabe für alle Böden besteht in der Dekomposition (Zersetzung) des Bestandesabfalls, wobei durch die Prozesse der Mineralisierung und Humifizierung pflanzenrelevante Nährstoffe und Kohlenstoff in die allgemeinen Kreisläufe zurückgeführt oder in der Bodenmatrix festgelegt werden. Wie die nachfolgende Abbildung zeigt, unterliegt die Dekomposition dem Einfluß abiotischer und biotischer Faktoren wie Klima, Boden, Vegetation und Edaphon (Mikroflora und Bodenfauna). Hinzu kommen spezifische anthropogene Einflüsse, die modulierend auf die genannten Faktoren einwirken. Da sich die Standorte hinsichtlich dieses Faktorengefüges wesentlich unterscheiden können, sind Konsequenzen für den Dekompositionsverlauf und die Umsetzung der Streu zu erwarten. Wichtige Kenngrößen in diesem Zusammenhang sind verschiedene Formen von Streuumsatzraten (Streuturnoverrate, Dekompositionsrate), die als Maß für den Abbau zu gelten haben und denen der Rang ökosystemarer Kenngrößen zukommt. Während sich die Streuturnoverrate aus dem Verhältnis des jährlichen Streueintrags und der dem Boden aufliegenden durchschnittlichen Streumasse ('standing crop') errechnet, wird die Dekompositionsrate durch direkte Messung des Streuabbaues ermittelt. Dies geschieht mit Hilfe der sog. Litterbag-Versuche, die auch als Netzbeutel- oder Streudosenversuche bekannt geworden sind. Eine neu entwickelte Variante dieser Methode ist das Minicontainer-System, das hauptsächlich für vergleichende Messungen des Dekompositionsverlaufs in Böden entwickelt wurde (EISENBEIS 1993, 1994, EISENBEIS et al. 1995).

SWIFT et al. (1978, S. 9) konnten zeigen, daß sich die Streuumsatzraten in den 6 Großökosystemen der Erde - Tundra, Borealer Wald, Gemäßigter Wald, Gemäßigtes Grünland, Savanne und Tropischer Wald - um Größenordnungen unterscheiden. Sie stellen grobe Richtwerte dar, an denen sich die in den verschiedenen Teilökosystemen erhobenen Raten orientieren lassen.

Neuere Untersuchungen zum Streuabbau zeigen, daß von den Standortseigenschaften die mittlere Jahrestemperatur und die aktuelle Evaporation als maßgebliche Größe für den Streu-

abbau zu gelten haben und auch die Qualität der Streu eine wichtige Rolle spielt (BERG & STAAF 1980a,b, BERG et al. 1993, JOHANSSON et al. 1995). Grundsätzlich geht man davon aus, daß sich Bodenfauna und -mikroflora interaktiv am Dekompositionsgeschehen beteiligen, wobei die Fauna die Rolle der Steuergröße übernimmt (BECK 1989, 1993). Darüber hinaus beeinflusst die Fauna durch Bioturbation maßgeblich den Aufbau des Humuskörpers. Versauerte Mesofaunaböden werden diesbezüglich als inaktiv bezeichnet, während schwach saure bis leicht basische Makrofaunaböden durch eine hohe Biomixis gekennzeichnet sind. Im ersteren Falle bleibt die Streu weitgehend unzersetzt an der Bodenoberfläche liegen (Böden mit L-Of-Oh-Profil) mit den Humusformen Rohhumus und Moder, im letzteren Fall entsteht ein tiefgründiger Ah-Boden mit der Humusform Mull (SCHAEFER 1986).



**Abb. 1: Die Dekomposition als Schaltstelle wichtiger Bodenfunktionen**

Die Leistungen des Edaphon lassen sich allgemein als 'biologische Aktivität' von Böden charakterisieren (EISENBEIS 1993, 1994). Auch die Dekompositionsrate ist ein Maß für die biologische Aktivität, da sie die Leistungen von Bodenfauna und Mikroorganismen widerspiegelt. Streuabbauversuche waren und sind deshalb fester Bestandteil von Ökosystemuntersuchungen in Mitteleuropa (z.B. Solling (ELLENBERG et al. 1986), Göttinger Kalkbuchenwald (SCHAEFER 1986, JÖRGENSEN 1987), Ettlinger Moderbuchenwald (BECK 1989), Süddeutsche Waldökosysteme (FUNKE 1986, HERLITZIUS 1983), Ballungsraumnahe Waldökosysteme (WEIGMANN et al. 1989)), wobei zumeist die relativ großdimensionierten Netzbeutel oder Streuab-

baucontainer verwendet wurden (KRATZ 1991). Nachdem es gelungen war, die Wirkung der forstlichen Bodenkalkung auf den Streuabbau mit Hilfe des Minicontainer-Systems zu messen (DOGAN 1994, Diplomarbeit; LENZ 1994, Diplomarbeit und EISENBEIS et al. im Druck), lag es nahe, dieses System auch für das biologische Monitoring forstlicher Dauerbeobachtungsflächen einzusetzen. Hierzu wurden mit Unterstützung von Dr. J. Block von der FVA Rheinland-Pfalz drei Fichtenstandorte ausgewählt, die sich in ihren bodenchemischen Kennwerten (Nährstoffbilanz) und im Waldzustand deutlich unterscheiden. Als weitere Prüfgröße für die biologische Aktivität der Böden sollte die von Bodentieren geleistete Fraßaktivität dienen, für die der Köderstreifen-Test nach VON TÖRNE (1990a,b) entwickelt wurde. Dieser erlaubt ein Screening der von Tieren beeinflussten biologischen Aktivität in Böden und eignet sich ebenfalls für vergleichende Untersuchungen.

Der Pilotstudie lag die Arbeitshypothese zugrunde, daß immissionsbelastete und an basischen Kationen verarmte forstliche Böden eine signifikant niedrigere Dekompositionsrate und eine reduzierte Fraßaktivität der Bodenfauna aufweisen.

## **2. Material und Methode**

### **2.1 Standorte**

Die Untersuchung wurde auf drei submontanen Standorten mit Fichtenbestockung bei Hermeskeil (Hunsrück), Idar-Oberstein (Hunsrück) und Wallmerod (Westerwald) durchgeführt. Es handelt sich um Dauerbeobachtungsflächen der forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz. Die Auswahl erfolgte im Hinblick auf die signifikant unterschiedliche Ca- und Mg-Versorgung, da sich die Bandbreiten der pH Messungen nur geringfügig unterscheiden. Tab. 1 faßt einige Daten aus den Datenblättern der FVA über die genannten Standorte zusammen.

Bei der Festlegung der Beprobungspunkte wurde versucht, den größtmöglichen Abstand zwischen den einzelnen Bäumen innerhalb der Versuchsflächen einzuhalten, um mögliche Effekte durch ablaufendes Stammwasser auszuschließen (FRITSCH 1992). An jedem Standort wurden zwei Beprobungsareale für den Minicontainer-Test (I und II) im Abstand von 10-15 m ausgewählt. Das Beprobungsfeld für den Köderstreifen-Test lag jeweils dazwischen.

### 2.1.1 Hermeskeil

Der Standort Hermeskeil befindet sich im Forstrevier Thiergarten inmitten eines geschlossenen Waldgebietes in Hunsrückkammlage im Quellgebiet der „Großen Prims“, ca. 8 km nordöstlich von Hermeskeil (TK 25: 6308; RW: 2574,1; HW: 5507,2). Das Gebiet liegt in einer Höhe von 630 m über NN und neigt sich 3 % in nordwestliche Richtung. Geologisches Ausgangssubstrat ist Hermeskeilsandstein mit Decklehm, der Bodentyp ist eine mittelgründige, schwach pseudovergleyte Braunerde. Gemessen an den Bodenverhältnissen, ist ein außergewöhnlich mächtiger A-Horizont ausgebildet. Es handelt sich um einen geschlossenen Fichtenbestand (ca. 60 Jahre). Die potentielle Waldgesellschaft ist ein Hainsimsen-Buchenwald. Der Zustand der Baumkronen wird teilweise als stark geschädigt eingestuft.

#### Humusprofilansprache:

Horizonte:	L:	< 0,5 cm
	Of:	2,6 cm
	Oh:	2,5 cm
	(A):	17,1 cm

wöhnlich mächtiger A-Horizont ausgebildet. Es handelt sich um einen geschlossenen Fichtenbestand (ca. 60 Jahre). Die potentielle Waldgesellschaft ist ein Hainsimsen-Buchenwald. Der Zustand der Baumkronen wird teilweise als stark geschädigt eingestuft.

### 2.2.2 Idar-Oberstein

Der Standort Idar-Oberstein befindet sich im Forstrevier Leisel fernab von größeren Emissionsquellen in einem geschlossenen Waldgebiet in Hunsrückkammlage, ca. 10 km nordwestlich von der Stadt Idar-Oberstein (TK 25: 6209; Rechtswert: 2586,0; Hochwert: 5512,4). Das Gebiet liegt in einer Höhe von 660 m über NN und neigt sich 15 % in südöstliche Richtung. Geologisches Ausgangssubstrat ist Taunusquarzit mit Decklehm, der Bodentyp ist eine mäßig podsolige Braunerde. Es handelt sich um einen geschlossenen Fichtenbestand (ca. 120 Jahre). Die potentielle Waldgesellschaft ist ein Hainsimsen-Buchenwald mit Drahtschmiele. An den Baumkronen dieses Standorts sind nur leichte Schäden sichtbar.

#### Humusprofilansprache:

Horizonte:	L:	1,6 cm
	Of:	3,9 cm
	Oh:	4,6 cm
	(A):	7,7 cm

### 2.1.3 Wallmerod

Der Standort Wallmerod liegt im Forstrevier Höhn in einem kleineren Waldgebiet im Westerwald fernab von größeren Emissionsquellen, ca. 4 km nordwestlich der Kleinstadt Rennerod (TK 25: 5314; Rechtswert: 3430,5; Hochwert: 5610,7). Das Gebiet liegt in einer Höhe von 485 m über NN und neigt sich 3 % in nordwestliche Richtung. Bodenausgangssubstrat ist Basaltverwitterungslehm, der Bodentyp ist ein schwach podsoliger Pseudogley. Es handelt sich um einen geschlossenen Fichtenbestand (ca. 80 Jahre). Die potentielle

#### Humusprofilansprache:

Horizonte:	L:	1,2 cm
	Of:	1,5 cm
	Oh:	3,0 cm
	A:	5,0 cm

Westerwald fernab von größeren Emissionsquellen, ca. 4 km nordwestlich der Kleinstadt Rennerod (TK 25: 5314; Rechtswert: 3430,5; Hochwert: 5610,7). Das Gebiet liegt in einer Höhe von 485 m über NN und neigt sich 3 % in nordwestliche Richtung. Boden-

Waldgesellschaft ist ein Hainsimsen-Buchenwald mit Dornfarn. Die Bäume befinden sich im besten Wuchszustand.

<b>Standort</b> Humusform (mittlere Mächtigkeit)	<b>pH</b> (KCl)	<b>Nährstoffversorgung</b>	<b>Stoffvorräte Humusaufgabe</b> Ca kg/ha	<b>Stoffvorräte Humusaufgabe</b> Mg kg/ha	<b>Stoffvorräte im Boden 0-5 cm 30-60 cm</b> Ca kg/ha / Ca-sättigung %	<b>Stoffvorräte im Boden 0-5 cm 30-60 cm</b> Mg kg/ha / Mg-sättigung %	<b>Wasser-versorgung</b>
<b>Hermeskeil</b> feinhumusreicher Moder (5,5 ± 1,4 cm)	2,76 - 3,21	oligo- bis mesotroph	102,8	66,3	16,2 / 1,9 44,7 / 1,8	6,0 / 1,1 8,0 / 0,5	sehr frisch
<b>Idar-Oberstein</b> rohhumusartiger Moder (10,3 ± 2,0 cm)	2,25 - 2,50	meso- bis oligotroph	279	67,3	38,1 / 4,1 14,0 / 1,2	6,5 / 1,2 2,8 / 0,4	frisch
<b>Wallmerod</b> feinhumusarmer bis feinhumusreicher Moder (7,8 ± 2,8 cm)	2,65 - 2,95	mesotroph	341,1	150,8	105,2 / 6,9 5588,6 / 50,6	13,0 / 1,4 2087,7 / 31,1	sehr frisch

Tab. 1: Zusammenfassung einiger Kenndaten der Untersuchungsstandorte (FVA Rheinland-Pfalz)

## 2.2 Klima

Die Klimadaten stammen von den Wetterstationen Deuselbach im Hunsrück und Bad Marienberg im Westerwald. Sie wurden dem monatlichen Bericht des Deutschen Wetterdienstes entnommen.

Station	Bad Marienberg		Deuselbach	
	mittl. Temp. [°C]	Niederschlag [mm]	mittl. Temp. [°C]	Niederschlag [mm]
September	11,4	132	12,3	63
Oktober	6,9	85	8,5	61
November	6,8	106	7,9	45
Dezember	2,2	143	3,7	74
Januar	-1,3	195	0,8	204
Februar	2,8	115	4,1	92
März	1,3	128	2,6	107
April	7	83	7,8	62

Tab. 2: Klimadaten  
(Wetterstation Deuselbach  
480 m NN; Wetterstation Bad  
Marienberg 547 m NN)

## 2.3 Der Minicontainer-Test

Das Minicontainer-System wird ausführlich beschrieben bei EISENBEIS (1993) und EISENBEIS et al. (1995). Im folgenden werden die Komponenten und die Einsatzmöglichkeiten kurz vorgestellt. Die Einbringung der Teststäbe in den Boden kann horizontal oder vertikal erfolgen, als Stabvarianten gibt es Langstäbe mit 12 und Kurzstäbe mit 6 Bohrungen.

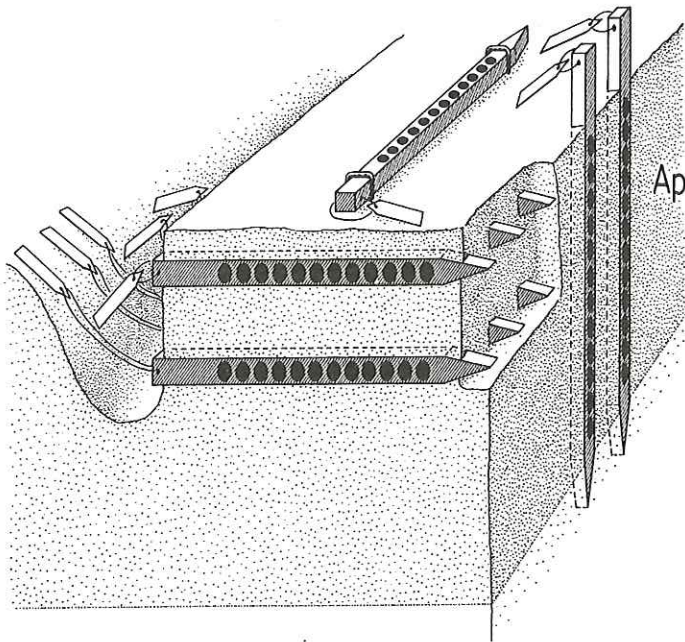
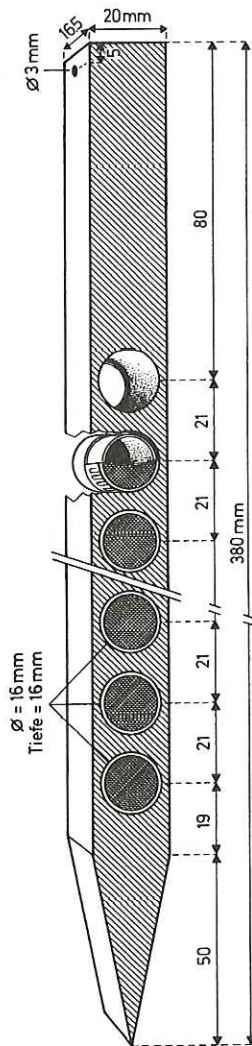


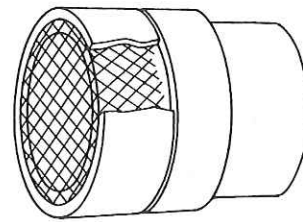
Abb. 2: Einsatzmöglichkeiten für das Minicontainer-System (aus EISENBEIS 1994 und EISENBEIS et al. 1995)

### 2.3.1 Die Minicontainer

Die für die Untersuchung verwendeten Minicontainer (1. Generation) wurden aus Polyethylenvials gefertigt (Minivials 2001; Fa. Zinsser), die auf eine Länge von 16 mm gekürzt wurden. Auch der Schraubdeckel wurde aufgesägt, so daß er als Haltering fungieren konnte. Mittlerweile sind in PE-Kunststoff gespritzte Minicontainer verfügbar (2. Generation), was die Vorbereitung stark vereinfacht (Abb. 3). Die Container haben ein Volumen von ca. 2,1 ml und die beiden Öffnungen bilden eine Fläche von ca. 2,7 cm<sup>2</sup>, über welche die Bodenorganismen Zugang zu den Proben haben. Für den Versuch wurde Gaze mit einer Maschenweite von 500 µm passend ausgestanzt. Dies erlaubt den Zugang von Mikroorganismen und kleineren Tieren (Mesofauna).



**Abb. 4: Konstruktion eines Minicontainer-Stabes (EISENBEIS, 1993)**



**Abb. 3: Minicontainer der 2. Generation aus Polyethylen; die linke Öffnung ist mit Gaze abgedeckt (nach EISENBEIS et al. 1995)**

### 2.3.2 Die Minicontainerstäbe

Um die Minicontainer im Boden zu exponieren, verwendeten wir Stäbe aus PVC (Abb. 4). Jeder Stab wurde mit 12 (Streu) oder mit 6 (Cellulose) Probebehältern bestückt. Pro Fläche und Standort wurden im Abstand von ca. 15 cm jeweils 5 Stäbe mit Nadelstreu und 5 Stäbe mit Cellulose horizontal zwischen Streuschicht und A-Horizont positioniert. Die Container wurden waagrecht zum Boden orientiert, um das Einschweben von Mineralteilchen so gering wie möglich zu halten. Insgesamt kamen 60 Stäbe mit 540 Minicontainern zum Einsatz. Die Stäbe wurden am Ende mit Klebeetiketten mit der jeweiligen Standort- und Probennummer markiert.



### 2.3.3 Die Testsubstrate

Die zur Befüllung der Minicontainer verwendeten Fichtennadeln wurden als ca. einjährige Streu an den zu untersuchenden Standorten eingesammelt. Das autochthone Material wurde 24 h bei 105 °C im Trockenschrank getrocknet. Ergänzend wurde Cellulose in Form ausgestanzter Filterpapierscheiben in einer Größe von 3 x 5 mm mit einem Celluloseanteil von 100 % als Substrat für die Minicontainer verwendet, um vor allem die mikrobielle Aktivität zu erfassen. Die Cellulosestücke wurden ebenfalls 24 h bei 105 °C im Trockenschrank getrocknet.

Die einzelnen Proben wurden auf einer Laborwaage (Sartorius Research R 200 D; Standardabweichung  $\leq \pm 0,02/0,1$  mg; max. Linearitätsabweichung  $\leq \pm 0,03/0,2$  mg) eingewogen. Die befüllten Stäbe wurden am 23.09.1994 in Wallmerod bzw. am 30.09.1994 in Hermeskeil und Idar-Oberstein ausgebracht. Die Beprobungsintervalle lagen, abhängig von den winterlichen Bedingungen, zwischen 4 und 8 Wochen. Dabei wurden pro Standort und Fläche jeweils 2 Stäbe entnommen. Die Proben wurden zur Austreibung der Fauna, zur Masseverlustbestimmung sowie zur C/N Analyse verwendet. Die letzte Probe wurde am 17.04.1995 in Wallmerod bzw. am 24.04.1995 in Hermeskeil und Idar-Oberstein eingeholt, so daß sich die Versuchsdauer auf ca. 6 Monate belief.

Nach dem Einsammeln und Austreiben der Proben wurde der Wiederfund sorgfältig aus den Containern entnommen, von eingedrungenen Mineralteilchen (Sand etc.) und eingewachsenen Wurzeln befreit, 24 h im Trockenschrank bei 105 °C getrocknet und wieder bei Raumtemperatur gewogen. Die so erhaltenen Daten bildeten die Grundlage für die Berechnung der Dekompositionsrate. Ergänzend wurde das C/N Verhältnis der Streuproben bestimmt. Dazu wurde die Reststreu aus den Minicontainern von jedem Standort und Fläche zu einer Probenahme zusammengefaßt und in einer Mühle homogenisiert. Für die Elementaranalyse wurde ein Aliquot ( $\approx 30$  mg) abgewogen. Die Elementaranalyse (Doppelproben) wurde mittels eines 'Perkin-Elmer 240 Elemental Analyzers' im Institut für Organische Chemie der Universität Mainz durchgeführt.

### 2.3.4 Berechnung der Dekompositionsrate

Die Regressionsberechnung zur Ermittlung der Dekompositionsrate  $k_r$  basiert auf der Annahme einer abnehmenden Mengenrate (absolute Abbaurrate) und einer konstanten Mengenan-teilsrate des Abbaus (relative Abbaurrate). Grundlage ist die Formel:

$$m_t = m_0 \cdot e^{-k_r \cdot t} \quad \text{oder} \quad \ln m_t = \ln m_0 - k_r \cdot t$$

$m_t$  : Streumasse (Nekromasse) zum Zeitpunkt  $t$

$m_0$  : Ausgangsstreumasse (-nekromasse) (= 100 %)

$k_r$  : relative Abbaurrate

die auf JENNY et al. (1949) und OLSON (1963) zurückgeht. Eine Übersicht zur Auswertung von Dekompositionsstudien geben WIEDER & LANG (1982).

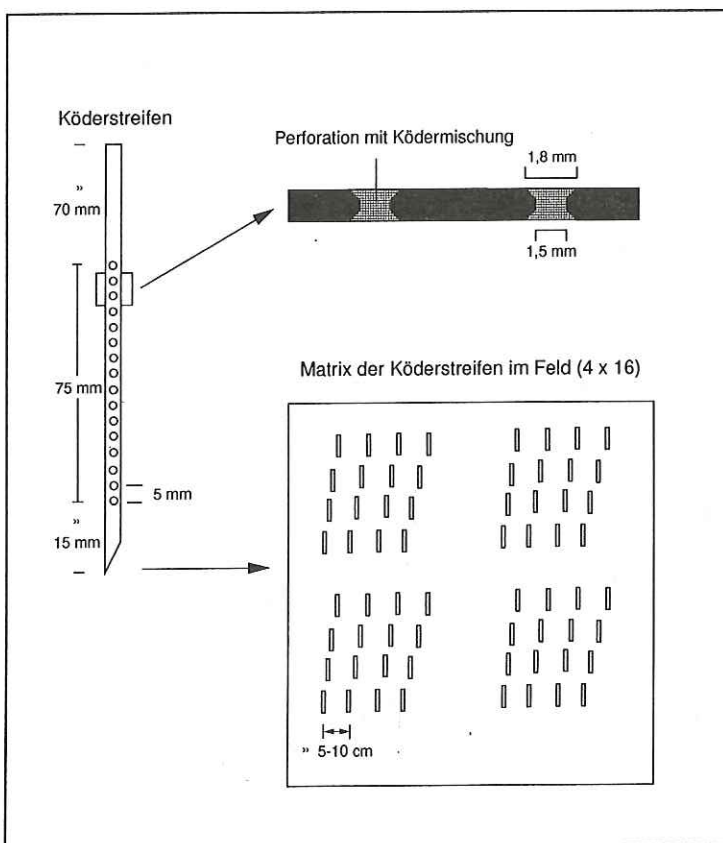
Die Annahme für ein einfaches exponentiales Modell gemäß der gezeigten Formel gilt jedoch nur für begrenzte (funktionale) Abschnitte des Dekompositionsverlaufes. Grundsätzlich verlangsamt sich die Abbaurrate mit fortschreitender Dekomposition, da sich die chemische Zusammensetzung des Streumaterials ändert. So nimmt gewöhnlich der relative Anteil des Lignins zu, wodurch die Abbaurrate in der Endphase des Abbaues abnimmt. Die Analyse von Abbauvorgängen hat meist ein abgestuftes Abbauverhalten gezeigt, d.h., daß sich etwa 3 Phasen mit unterschiedlicher Abbaurrate erkennen lassen. Da für die vorliegende Untersuchung gealterte (einjährige) Streu von der Bodenoberfläche verwendet wurde, entfällt von vornherein eine ausgeprägte Leachingphase. Versuchsaufbau, Probenvolumen und zeitlicher Ansatz waren so bemessen, daß lediglich die Gesamtabbaurrate für den Vergleichszeitraum von 24 Wochen berechnet werden konnte. Für weiterführende kinetische Abbaustudien sind ausgedehntere Expositionszeiten bei deutlich höherer Probenzahl notwendig.

Für die Regressionsanalyse stand das Statistikprogramm *StatSoft Statistica für Windows* zur Verfügung. Zur Prüfung der Regressionsfunktion wurde der F-Test verwendet (BACKHAUS et al., 1994). Der Vergleich der Regressionsgeraden der einzelnen Varianten erfolgte mit dem t-Test (SACHS, 1992). Zusätzlich wurde eine mehrfaktorielle Varianzanalyse (ANOVA) der Wiederfundwerte durchgeführt. Die ANOVA sucht nach statistisch signifikanten Unterschieden zwischen den Mittelwerten, indem sie die Varianzen der Mittelwerte vergleicht. Abschließend folgte ein multipler Vergleich der Mittelwerte nach TUKEY, um die Ergebnisse der Varianzanalyse zu überprüfen.

## 2.4 Der Köderstreifen-Test

Der Köderstreifen-Test nach VON TÖRNE (1990a,b) ermittelt die tierische Fraßaktivität in Böden, ist aber in seiner Form relativ unspezifisch. Er dient der schnellen Gewinnung einer großen Zahl biometrisch auswertbarer Daten mit experimentell abschätzbaren Fehlerquoten. Das Prinzip besteht darin, daß die Streifen (Abb. 5) perforiert sind und mit einer Ködermischung aus mikrogranularer Cellulose, Agarpulver, Bentonit und feingemahlener Weizenkleie (65:15:10:10) befüllt werden. Sie werden dann getrocknet und etwaige Risse werden nochmals nachgefüllt.

Jeder Streifen enthält 16 beidseitig konisch gefräste Bohrungen. Die fertigen Streifen werden im Boden bzw. in der Auflagegeschicht vertikal so exponiert, daß das oberste Loch gerade mit der Oberfläche der Streuschicht oder mit dem Mineralboden (0-Ebene) abschließt. Die besondere Form der Perforation (Abb. 5) verhindert weitgehend ein Herausfallen des bindigen Materials. Pro Standort werden für jede Beprobung 64 Stäbchen in vier Teilgruppen innerhalb eines Versuchsquadrates (Abb. 5) oder entlang eines wenige Meter betragenden Transektes eingesetzt. Die Meßtiefe beträgt 75 mm.



Ausbringdatum für den ersten Versuch war der 23.9.94 in Wallmerod und der 30.09.94 in Idar-Oberstein und Hermeskeil, beim zweiten Versuch war es der 4.4.95 in Idar-Oberstein und Hermeskeil und der 10.4.95 in Wallmerod. Die Verweildauer betrug jeweils 14 Tage. Die Auswertung der Köderstreifen erfolgte auf einem Leuchttisch im Labor. Zur statistischen Auswertung stand ein spezielles Programm (*Profat*) zur Verfügung, für die grafische Umsetzung eignet sich am besten *Excel (Microsoft)*.

Abb. 5: Bau eines Köderstreifens und Muster der Ausbringung im Feld

### 3. Ergebnisse

#### 3.1 Streuabbau (Masseschwund)

Die mittlere Abnahme der Nadelstreu in den Minicontainern erfolgte auf den drei Standorten nach dem in Abb. 6 gezeigten Verlauf. Während der ersten 4-6 Wochen kam es zu einer vergleichsweise schnellen Abnahme bis auf Werte zwischen 90 und 95 % mit zunächst

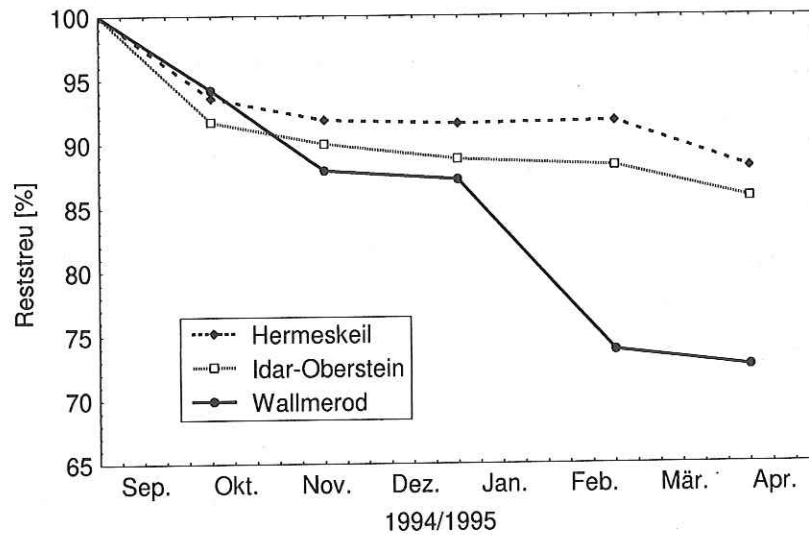


Abb. 6: Verlauf der Streuabnahme auf allen Standorten (Mittelwerte der Wiederfunde aller Proben; Teilserien I + II zusammengefaßt)

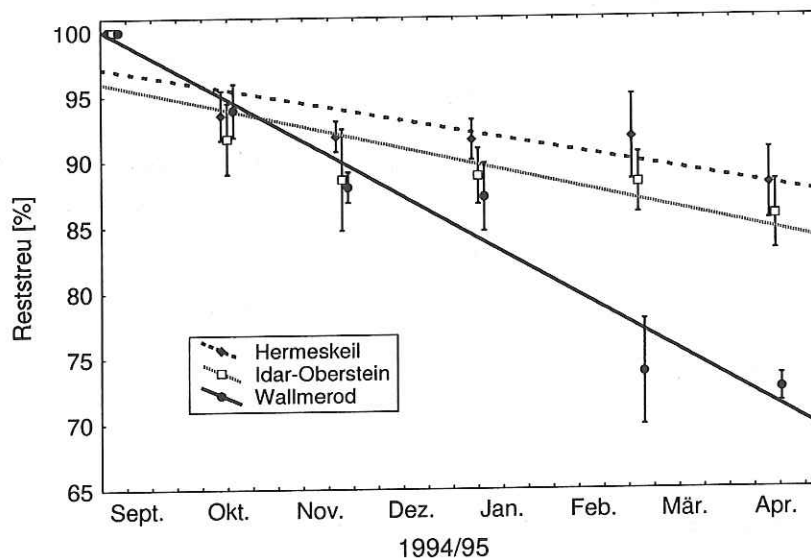


Abb. 7: Verlauf der Streuabnahme auf allen Standorten (Mittelwerte der Wiederfunde aller Proben; Teilserie I II zusammengefaßt)

geringen Unterschieden zwischen den Standorten. Anschließend folgte eine langsamere Plateauphase für alle Standorte, wobei sich der Abbau in Wallmerod bereits von der Hermeskeil-Kurve absetzte. Beim vorletzten Meßpunkt Mitte Februar ergibt sich eine deutliche Differenz zwischen Hermeskeil und Hunsrück einerseits und Wallmerod andererseits. Anschließend verlangsamt sich der Abbau in Wallmerod wieder etwas, doch bleibt die Distanz zu den beiden ersten Standorten weitgehend erhalten. Auch in Hermeskeil und Idar-Oberstein kommt es ab Mitte Februar zu einer Beschleunigung des Abbaues, die wahrscheinlich die frühjahrsbedingte Temperatursteigerung widerspiegelt. Abb. 7 zeigt das Ergebnis der Regressionsberechnung

Standort	$\ln m_0$	$m_0$ (%)	$k_r$	Korrelationskoeffizient	$t_{(50)}$ in Wo.	Abbau (%/Woche)
Wallmerod (I)	4,604	99,88	-0,0114	0,967	61	1,14
Wallmerod (II)	4,608	100,08	-0,0116	0,982	60	1,16
Idar-Oberstein (I)	4,566	96,16	-0,0040	0,867	173	0,40
Idar-Oberstein (II)	4,566	96,16	-0,0045	0,882	154	0,45
Hermeskeil (I)	4,575	97,03	-0,0031	0,845	223	0,31
Hermeskeil (II)	4,576	97,13	-0,0035	0,876	198	0,35

Tab. 3: Daten der Regressionsberechnung zum Streuabbau für die beiden Teilsereien an den drei Fichtenstandorten

Faktoren	df	MQ	$r^2$ [%]	F	p
Standort	2	1,157	5,91	120,305	****
Fläche (Teilsereien)	1	0,001	0,00	0,060	0,8066
Zeit	5	5,955	76,00	619,164	****
Standort x Fläche	2	0,003	0,02	0,363	0,6955
Standort x Zeit	10	0,310	7,91	32,206	****
Fläche x Zeit	5	0,030	0,39	3,158	**
Standort x Fläche x Zeit	10	0,002	0,06	0,242	0,9918
Summe $r^2$			90,28		

Tab. 4: Daten der faktoriellen Varianzanalyse (ANOVA) für den Streuabbau an den drei Fichtenstandorten

df = Freiheitsgrade, MQ = mittlere Quadrate,  $r^2$  = Aufklärungsrate der Varianzen

nung über alle Serien, Tab. 3 faßt die Berechnungen für die jeweiligen Teilsereien zusammen. Es zeigt sich, daß die Abbauraten für die Teilsereien eng beieinander liegen und die Unterschiede hauptsächlich zwischen den Standorten auftreten.

Die Regressionsgeraden der einzelnen Standorte und Flächen wurden ferner mit dem t-Test gegeneinander verglichen. Dabei zeigen die beiden Flächen innerhalb des einzelnen Untersu-

chungsgebietes keine signifikanten Unterschiede, hingegen unterscheiden sich die Regressionsgeraden der einzelnen Standorte signifikant. Für den Abbau der Fichtenstreu wurde eine Varianzanalyse durchgeführt (Tab. 4). Dafür wurden die Einzelwerte des Abbaus in %/Woche umgerechnet und logarithmiert. Demnach sind 90,3 % der Varianzen durch die verglichenen Faktoren zu erklären. Der durchgeführte Tukey-Test ergab schon nach 5 Wochen signifikante Unterschiede zwischen Hermeskeil und Idar-Oberstein bzw. Idar-Oberstein und Wallmerod. Nach 16 Wochen können alle Standorte gegeneinander signifikant unterschieden werden.

### 3.2 Celluloseabbau

Wie in Abb. 8 zu sehen ist, wurde die Cellulose in den ersten 5 Wochen auf allen Standorten zwischen 4 und 6 % abgebaut. Danach kam es zu einem Abbaustillstand (Winterphase). Von der 10. Woche an trennt sich die Wallmerod-Kurve von den beiden übrigen ab. Bei Versuchsende beträgt der Unterschied rund 4 %.

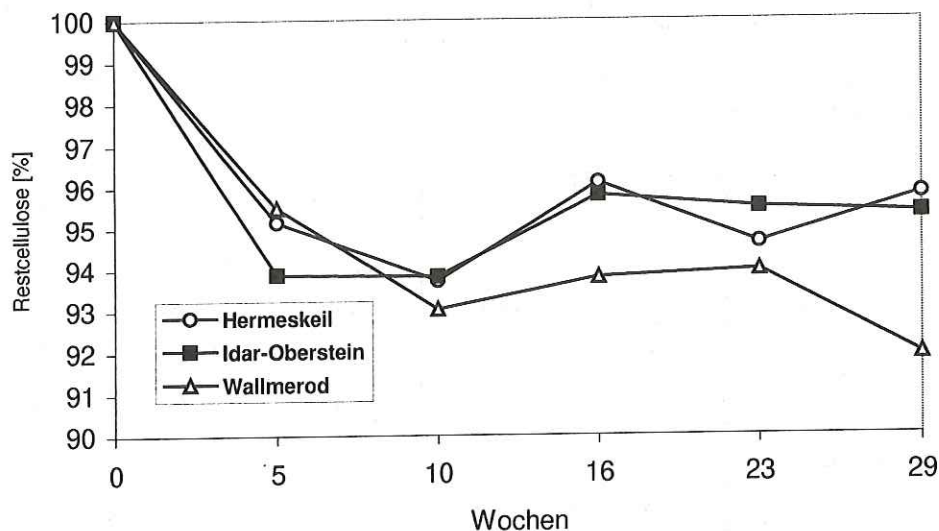


Abb. 8: Abbau der Cellulose auf den drei Fichtenstandorten (Mittelwerte über alle Serien)

### 3.3 Kohlen- und Stickstoffbilanz

Die Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte sowie die C/N-Verhältnisse der Streu in den Minicontainern sind in Abb. 9 dargestellt. Man erkennt für den Standort Idar-Oberstein einen leichten Anstieg des N-Gehaltes (ca. 0,3 %). Dieser Anstieg ist für Wallmerod noch stärker (ca. 0,4 %), während er bei Hermeskeil kaum zu beobachten ist. Da der Kohlenstoffgehalt mehr oder weniger konstant bleibt, werden die Veränderungen im C/N-Verhältnis hauptsächlich durch den Stickstoff bestimmt.

### 3.4 Köderstreifen-Test

Das Aktivitätsprofil zeigt in Form einer horizontalen Balkengrafik (Abb. 10) den prozentualen Anteil der in den einzelnen Schichten gefressenen Köder. Tab. 8 faßt die Gesamtaktivitäten für die Standorte zusammen. Für die Beprobung im Herbst ergibt sich eine klare Abstufung der Aktivität zwischen den Standorten. Auf dem Standort Hermeskeil zeigt sich für nur 2 Profiltiefen eine minimale Aktivität, die Gesamtaktivität liegt mit 0,2 % fast bei 0. Für den Standort Idar-Oberstein ergibt sich eine deutlich höhere Aktivität mit einer ausgeglicheneren Profilcharakteristik, allerdings bleibt die Gesamtaktivität mit 6,6 % noch vergleichsweise niedrig. Eine nochmalig höhere Aktivität konnte für den Standort Wallmerod festgestellt werden mit einer hyperbelförmigen Profilcharakteristik. Ein etwas verändertes Bild zeigt sich für die Beprobung im Frühjahr. Hier ergab sich für den Standort Hermeskeil eine mäßige Anhebung der Fraßaktivität auf durchschnittlich 2,6 %, gefolgt von Idar-Oberstein mit 14,9 % und Wallmerod mit 4,8 %.

Der durchgeführte U-Test ergab für den Vergleich der Standorte gegeneinander signifikante Unterschiede (Ausnahme: Wallmerod geg. Hermeskeil Versuch April 1995). Der Vergleich der beiden im September und April durchgeführten Testreihen zeigt, daß die mit Abstand niedrigste Fraßaktivität in Hermeskeil ermittelt wurde. Im 1. Test war die höchste Aktivität in Wallmerod, beim 2. Test in Idar-Oberstein ermittelt worden. Ferner erkennt man in den Fraßprofilen, daß sich die Hauptaktivität in Wallmerod auf die obersten 35 mm beschränkt, während in Idar-Oberstein noch in tieferen Schichten eine relativ hohe Aktivität zu erkennen ist.

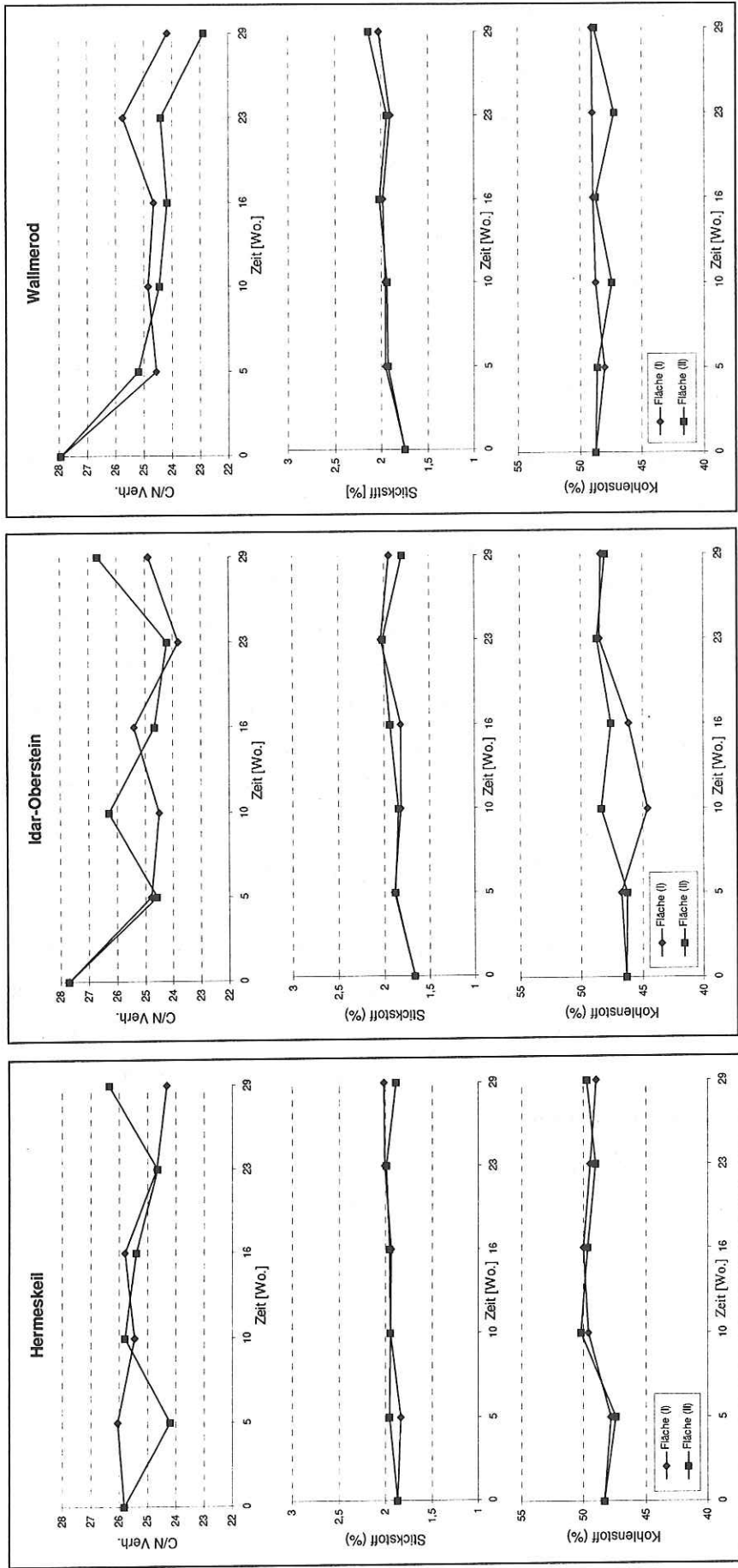


Abb. 9: C/N-Verhältnis, Gehalt an N und C in (%) der Minicontainerstreu auf den untersuchten Standorten



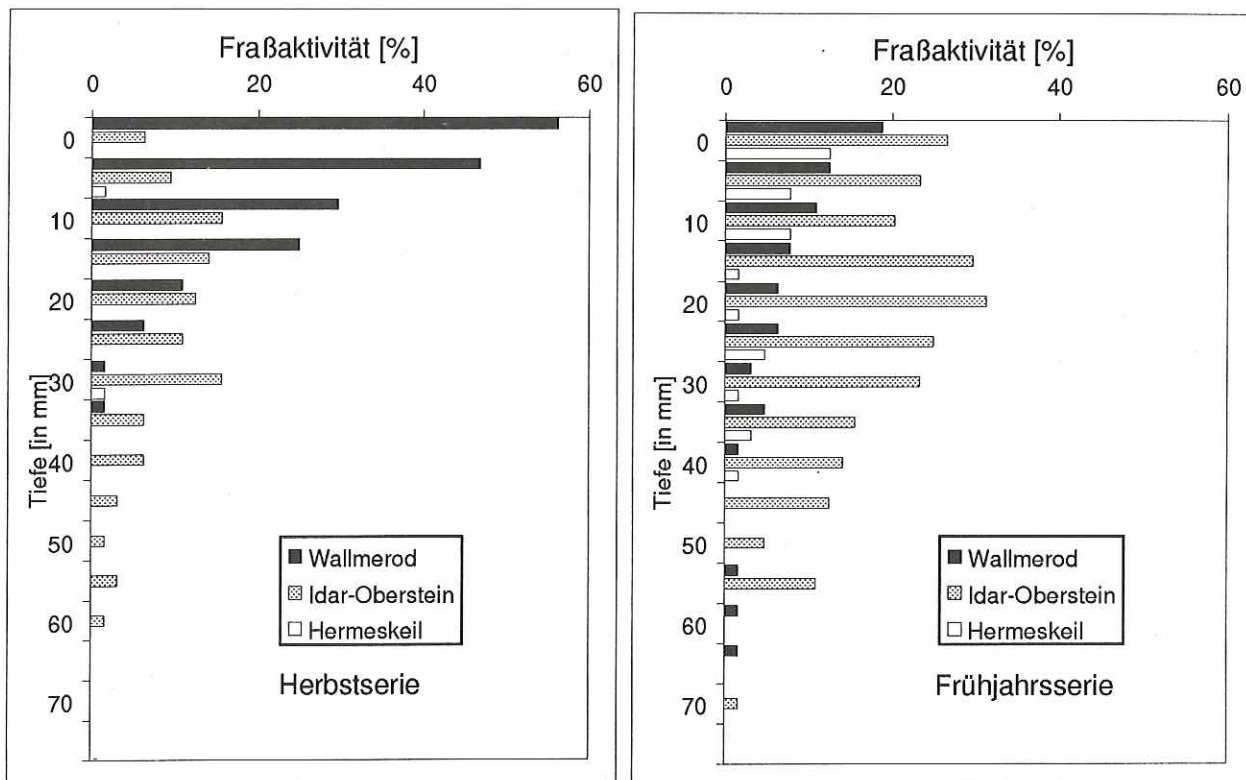


Abb. 10: Aktivitätsprofile der Köderstreifenbeprobung im Herbst 1994 und im Frühjahr 1995

Versuch	September 1994			April 1995		
	Wallmerod	Hermeskeil	Idar-Oberstein	Wallmerod	Hermeskeil	Idar-Oberstein
gesamte Fraßaktivität	11,13	0,2	6,64	4,79	2,64	14,94
Standardabweichung	1,51	0,14	1,5	1,43	0,64	1,86
Standort geg. Standort alpha	Wal. geg. Herm. 0,00000	Wal. geg. Idar. 0,00709	Herm. geg. Idar. 0,00060	Wal. geg. Herm. 0,92407	Wal. geg. Idar. 0,00000	Herm. geg. Idar. 0,00000

Tab. 8: Vergleich der Mittelwerte und Standardabweichung der Fraßaktivität an den Standorten für die beiden Testserien

## 4. Diskussion

### 4.1 Abbauversuche

#### 4.1.1 Streuabbau mit dem Minicontainer-Test

Laub- bzw. Nadelstreu unterliegt je nach Baumart bekanntermaßen einem unterschiedlichen Abbauverhalten, wobei die Sklerotisierung (Weich- und Hartlaub) und die chemische Zusammensetzung (Mineralgehalt, Anteil schwer zersetzbarer organischer Verbindungen wie Lignin) eine wichtige Rolle spielen (BERG & STAAF 1980b, RUTIGLIANO et al. 1996). Auch das Klima (Bodentemperatur, -feuchte) ist von großer Bedeutung für die Geschwindigkeit der Zersetzung (BERG et al. 1993, JOHANSSON et al. 1995), während Unterschiede im Alter von Beständen eine geringere Rolle zu spielen scheinen (BERG & STAAF 1980a). Bodenorganismen zeigen darüber hinaus wechselnde Präferenzen für die Laubarten, wobei die Akzeptanz zwischen frischem und vorzersettem Laub wechseln kann. Große Bedeutung kommt dem Gehalt an Nährelementen (Mg, K, Ca, N, P, S) zu, indem die Attraktivität der Blattsubstanz für die Mikroorganismen und Tiere beeinflusst wird. Dabei werden **Ca**, **N**, **P** und **S** proportional mit dem Masseschwund freigesetzt, während **Mg** und **K** stark während der von den Niederschlägen beeinflussten Leaching-Phase abnehmen (BERG & STAAF 1980b).

In bisherigen Studien zum Abbau von Laub- oder Nadelstreu in Wäldern wurde meist autochthones Blattmaterial auf den zu untersuchenden Standorten oder auch Testmaterial wie Zellulose verwendet. Eine Ausnahme bildet die Untersuchung von HERLITZIUS & HERLITZIUS (1977), die den Laubabbau aus Kalk- und Sauerhumuswäldern miteinander verglichen und auch experimentell beeinflusstes Laub (Schatten- und Sonnenblätter) in mehreren Kreuzexperimenten verwendeten. Hierbei wurde das dünnblättrige Schattenlaub schneller als das besonnte Laub abgebaut. Der Abbau der Streu läßt sich nach GISI et al. (1990) in vier Phasen einteilen, die fließend ineinander übergehen: 1. Absterbephase, 2. Auswaschphase, 3. Zerkleinerungsphase und 4. mikrobielle Phase. Meist wird in Dekompositionsstudien nur zwischen einer schnellen Anfangsphase (Leaching) und einer nachfolgenden langsameren Dekompositionsphase unterschieden, wobei letztere primär als Resultat biologischer Aktivität betrachtet wird (SEASTEDT et al. 1983). Diese zweite Phase ist die für vergleichende Untersuchungen interessantere, sie ist im wesentlichen ein Resultat des Zersetzungsprozesses. Der Grund für einen vergleichsweise reduzierten Leachingeffekt in dem vorliegenden Versuch hängt mit der Verwendung bereits überwinterter Streu zusammen, bei welcher der Hauptanteil der löslichen Verbindungen schon ausgewaschen wurde. LENZ (1994) und DOGAN (1994) stellten für einjährige Nadelstreu ebenfalls so gut wie kein Leaching fest. PAULUS (1993) erzielte bei Verwendung frischer Kiefernstreu einen Massenverlust von rund 20 % mit einer Rate von 3,1 %/Woche während der ersten Expositionswochen, während die Rate im weiteren Verlauf

nur noch 0,9 %/Woche betrug. Da es im vorliegenden Versuch darauf ankam, Differenzen für den Gesamtverlauf der Exposition zu ermitteln, wurde nur eine einstufige Kinetik berechnet. Die höchste Abbaurate mit 1,1 %/Woche wurde in Wallmerod ermittelt, der Abbau verläuft hier rund dreimal schneller als in Hermeskeil, wo die Abnahme nur 0,3 %/Woche beträgt. Idar-Oberstein verhält sich mit 0,4 %/Woche ähnlich. Bemerkenswert ist, daß dieses Ergebnis ohne größere Abweichungen in beiden Teilerien (I und II) erzielt wurde. Als Hauptgrund für diese Unterschiede kommt der unterschiedliche Bodenzustand in Frage. Wallmerod ist ein Standort mit guter Basenversorgung (s.a. Tab. 1), Idar-Oberstein und besonders Hermeskeil sind extrem verarmte Standorte. Dies hat Konsequenzen für die Zusammensetzung des Edaphon. Für Wallmerod ist ein deutlich höherer Bakterienanteil zu erwarten und die Fauna sollte stärker von der Bodenmakrofauna geprägt sein, wenngleich in unserem Versuch die Makrofauna durch die Wahl der 500µm-Gaze weitgehend ausgeschlossen wurde. Leider standen uns keine mikrobiellen und weitere faunistische Daten zur Verfügung, um die genannten Unterschiede zu verdeutlichen. Ein kleiner Hinweis läßt sich jedoch aus der Minicontainerbesiedlung herauslesen. Für Wallmerod ergibt sich erwartungsgemäß die geringste Mesofaunabesiedlung, in Idar-Oberstein ist sie fast dreifach höher. Dies wird durch die Ergebnisse von FRITSCH (1994) gestützt, der ebenfalls einen Fichtenwald bei Idar-Oberstein untersuchte und hohe Mesofaunadichten bei fast vollkommen reduzierter Makrofauna feststellte. Die geringe Mesofaunadichte in den Minicontainern aus Hermeskeil hängt wahrscheinlich mit der schon extremen Schädigung dieses Standorts zusammen. Die Vision eines 'no-fauna-Bodens', wie sie von FRITSCH (1994) geäußert wurde, könnte auf diesem Standort schon bald zur Realität werden. Hauptgrund für den erhöhten Abbau auf dem Standort Wallmerod dürfte demzufolge die bessere mikrobielle und faunistische Ausstattung dieses Standorts sein, die insgesamt eine erhöhte biologische Aktivität bewirkt. Vermutlich wäre bei Verwendung einer größeren Versuchsgaze (2 mm) ein noch stärkerer Unterschied zwischen den Abbaukurven entstanden. Betrachtet man den Mittelteil der in Abb. 6 gezeigten Dekompositionskurven, so spiegelt sich darin die verringerte biologische Aktivität der Wintermonate von November bis Januar wider. Erst mit der einsetzenden Erwärmung im Frühjahr setzt sich der Abbau beschleunigt fort und die Unterschiede zwischen den Standorten werden deutlicher. Ein Grund für das frühzeitige Abknicken der Wallmerod-Kurve in Abb. 6 liegt wahrscheinlich in der geringeren Höhenlage von 485 m über NN gegenüber 630 und 660 m der beiden Hunsrückstandorte.

#### **4.1.2 Celluloseabbau mit dem Minicontainer-Test**

Die Mikroorganismen spielen eine zentrale Rolle im Abbaugeschehen des organischen Materials eines Standortes. Cellulolytische Mikroorganismen nehmen im Kohlenstoffzyklus eine besondere Stellung ein, da 15 - 40 % der Trockenmasse von Pflanzenrückständen aus Cellulose bestehen. In feuchten, schwach sauren Böden werden Pilze als Hauptträger dieser Abbau-

leistung angesehen. Die Frage, ob Cellulasen sich im Boden akkumulieren und so unabhängig von der Aktivität der Mikroorganismen wirken, läßt sich aus bisherigen Untersuchungen nicht klar beantworten. So wurde der Abbau von Cellulose, Cellophan und Carboxymethylcellulose in Toluol-behandelten Böden nachgewiesen. Andere Autoren dagegen fanden unter gleichen Bedingungen keine cellulolytische Aktivität (KISS et al. 1975).

Der von UNGER (1960) entwickelte und vielfach modifizierte Cellulose-Test soll als indirektes Maß der mikrobiologischen Aktivität dienen (DUNGER & FIEDLER, 1989; LUTHARDT, 1991; BEYER, 1992; BEYER et al., 1992). Dabei wird Cellulose entweder in Netzbeutel mit definierter Maschenweite gefüllt oder als Streifen frei exponiert. Da sich eine Standardisierung bisher jedoch noch nicht durchgesetzt hat, sind die Ergebnisse kaum mit anderen Untersuchungen vergleichbar. Der Wert des Tests dürfte vor allem in vergleichenden Beprobungen liegen, um relative Unterschiede zwischen den Standorten sichtbar zu machen.

Die Ergebnisse dieser Untersuchung zeigen, daß sich der Celluloseabbau nach einer schnellen Startphase im Herbst stark verlangsamte und eine Plateauphase erreicht wurde. Dies hängt vermutlich mit der Temperaturabsenkung während der Wintermonate zusammen. Erst am Ende, nach einsetzender Frühjahrserwärmung, setzt sich die Wallmerod-Kurve deutlicher von den beiden Hunsrückstandorten ab. Die cellulolytische Aktivität auf diesem Standort dürfte bei vorsichtiger Interpretation somit höher sein. Wahrscheinlich hat auch die Auswahl des Substrats in Form von Filterpapierstücken einen Einfluß auf die Abbaugeschwindigkeit. Frühere Versuche haben gezeigt, daß sich Cellulosewatte durch die größere Oberfläche besser als Testsubstrat eignet (PAULUS 1995).

## 4.2 Kohlenstoff- und Stickstoffbilanz der Teststreu

Auch in der C/N-Bilanz deuten sich Unterschiede zwischen den Standorten an. Hermeskeil zeigt im C/N-Verhältnis die geringsten Schwankungen, wenngleich geringfügige Änderungen im C- oder N-Gehalt zu Abweichungen nach oben oder unten führen. Eine Tendenz ist nicht erkennbar, der N-Gehalt bleibt relativ stabil. Anders der Standort Idar-Oberstein, wo ein leichter N-Anstieg zu einem Abfall im C/N-Verhältnis führt. Erst gegen Ende des Beobachtungszeitraumes schnellt dieses wieder nach oben, verursacht durch einen geringen Abfall im N-Gehalt. Seine deutlichste Änderung erfährt das C/N-Verhältnis auf dem Standort Wallmerod, wo durchgehend ein Anstieg des N-Gehaltes zu beobachten ist. Hierdurch sinkt das C/N-Verhältnis von 28 gegen 23. Diese Ergebnisse machen Unterschiede in der mikrobiellen Ausstattung der Standorte wahrscheinlich, wenngleich eine Interpretation der Befunde aufgrund der wenigen Daten kaum möglich ist. Die geringen Änderungen bei Hermeskeil sind entweder die Folge einer stark reduzierten mikrobiellen Aktivität oder die Folge einer gestörten Immobilisierungsphase für Stickstoff, die gewöhnlich nach der Leachingphase folgt (SWIFT et al. 1979, TAKEDA 1995). Als Grund für Veränderungen im N-Gehalt werden in der

Literatur verschiedene Ursachen diskutiert. Einerseits findet nach o.g. Autoren eine Anreicherung von N in organischer Bindung statt (Immobilisierung), wozu auch die Inkorporation des N in die Biomasse der Dekomposerorganismen (Mikroorganismen) gehört, zum anderen ist in den oberen Streuschichten ein zusätzlicher N-Eintrag durch N<sub>2</sub>-fixierende Mikroorganismen (Blualgen und Bakterien) oder die Einwaschung N-haltiger Verbindungen aus dem Niederschlagswasser denkbar (JÖRGENSEN, 1987; WEIGMANN et al., 1989; WOLTERS et al., 1989). Ferner kann durch die Einwanderung der Bodenorganismen eine Vergrößerung des N-Pools, etwa durch die Ablagerung stickstoffreicher Faeces, erfolgen. Nach JÖRGENSEN (1987) ist die Bildung von Kotaggregaten ein entscheidender Faktor für das sprunghafte Absinken der C/N-Verhältnisse der Streu. Diese Kotaggregate wiederum können schnellwachsenden Pilzen als Substrat dienen, die auf der Fichtenstreu alleine nicht wachsen können (GISI et al. 1990). Die Ergebnisse lassen auch den Schluß zu, daß auf dem Standort Wallmerod die Stickstoffimmobilisierung durch eine intakte Mikroorganismengemeinschaft erfolgt, während besonders in Hermeskeil das Immobilisierungspotential nicht ausreichend entwickelt ist und der Stickstoffpool nahezu unverändert bleibt bzw. sprunghaften Änderungen unterliegt.

### 4.3 Köderstreifen-Test

Die Köderstreifen-Ergebnisse zeigen signifikante Unterschiede zwischen einzelnen Standorten, allerdings fällt die Herbst- und Frühjahrsbeprobung unterschiedlich aus. Im Herbst ergibt sich für Wallmerod die höchste Gesamtaktivität (11,1 %) mit Spitzenwerten gegen 60 % und mit einer hyperbelartigen Abnahme in der Tiefe. Ähnliche Kurvenbilder ergaben sich für den Lennebergwald bei Mainz (PAULUS 1993) und für gekalkte Waldflächen im Pfälzer Wald und im Hunsrück (DOGAN, 1994, LENZ 1994, EISENBEIS et al., im Druck). Das Herbstprofil für Idar-Oberstein (Gesamtaktivität 6,6 %) gleicht hingegen dem unregelmäßigen Profilverlauf, wie er von LENZ (1994) für eine ungekalkte Kontrollfläche bei Idar-Oberstein mit Aktivitäten um 10 % beschrieben wurde. In Hermeskeil schließlich tendierte die Gesamtaktivität gegen 0; nur in zwei Profiltiefen (bei 5 und 30 mm) waren noch Teilaktivitäten um 2 % erkennbar. Ein etwas verändertes Bild der Freßaktivität ergab sich für die Frühjahrsbeprobung. Insgesamt wurden nur noch Spitzenwerte gegen 30 % erreicht und alle Standorte zeigten einen näherungsweise hyperbelförmigen Verlauf. Unerwartet hoch fiel die Aktivität für Hermeskeil mit 2,6 % Gesamtaktivität aus, und Wallmerod blieb mit 4,8 % deutlich unter der Gesamtaktivität von 14,9 % für Idar-Oberstein. Hieraus wird deutlich, daß der Köderstreifen-Test nicht immer konstante Ergebnisse liefert, sondern kurzfristige Aktivitätsschwankungen möglich sind. Zwar liefert die Beprobung in Hermeskeil in beiden Serien die niedrigste Aktivität, doch bezüglich der Daten von Wallmerod und Idar-Oberstein kommt es zu einer unerwarteten Inversion der Aktivitäten. Dies hängt möglicherweise damit zusammen, daß man von einer Sukzession der Aktivitäten ausgehen muß, worin sich vermutlich die Zu- oder Abnahme der Aktivität von

Populationen oder Gilden widerspiegelt (pers. Mitt. KISS, XII Int. Coll. Soil Zoology Dublin 1996). Der Test liefert letztlich nur eine Momentaufnahme der Aktivität, weshalb häufige Wiederholungen wünschenswert sind. So ist es in dem konkreten Fall denkbar, daß es infolge früherer Erwärmung in Wallmerod zu einer Verschiebung zwischen den Standorten kam. Nahezu reproduzierbare Ergebnisse lieferte der Test auf einer ungekalkten Kontrollfläche und je 5 Kalkungspartzellen eines Kiefern/Buchenwaldes bei Hochspeyer (DOGAN 1994) und eines Fichtenwaldes bei Idar-Oberstein (LENZ 1994) für eine Frühjahrs- und Herbstbeobachtung. Dies unterstreicht die Stärke des Köderstreifen-Tests vor allem für Innerstandortvergleiche und weniger für Interstandortvergleiche.

Auf die prinzipielle Bedeutung günstiger hygrothermischer Bedingungen für die Durchführung von Ködertests wird von mehreren Autoren hingewiesen (VON TÖRNE (1990 a, HOFFMANN et al. 1991, KOEHLER 1993, LARINK 1993). Ferner deuten zahlreiche Befunde darauf hin, daß eine intakte Makrofauna einschließlich der Regenwürmer für hohe Fraßaktivitäten Voraussetzung ist (KOEHLER 1993, LARINK 1993, HEIBER et al., in Vorb.).

## 5. Literatur

- BACKHAUS, K., ERICHSON, B., PLINKE, W. & R. WEIBER (1994): Multivariate Analysemethoden: eine anwendungsorientierte Einführung. - 7. Auflage, Springer, New York, 595 S.
- BECK, L. (1989): Lebensraum Buchenwaldboden 1: Bodenfauna und Streuabbau - eine Übersicht. - Verh. Ges. Ökol. 17, 47-54.
- BECK, L. (1993): Zur Bedeutung der Bodentiere für den Stoffkreislauf in Wäldern. - BIUZ 23, Nr. 5, 286-294.
- BERG, B., BERG, M.P., BOTTNER, P., BOX, E., BREYMEYER, A., CALVO DE ANTA, R., COUTEAUX, M., ESCUDERO, A., GALLARDO, A., KRATZ, W., MADEIRA, M., MÄLKÖNEN, E., MCCLAUGHERTY, C., MEENTEMEYER, V., MUNOZ, F., PIUSSI, P., REMACLE, J. & A. VIRZO DE SANTO (1993): Litter mass loss rates in pine forests of Europe and Eastern United States: some relationships with climate and litter quality. - Biogeochemistry 20, 127-159.
- BERG, B. & H. STAAF (1980a): Decomposition rate and chemical changes of scots pine needle litter. I. Influence of stand age. - In: Persson, T. (ed.): Structure and Function of Northern Coniferous Forests - An Ecosystem Study. - Ecol. Bull. (Stockholm) 32, 363-372.
- BERG, B. & H. STAAF (1980b): Decomposition rate and chemical changes of scots pine needle litter. II. Influence of chemical composition. - In: Persson, T. (ed.): Structure and Function of Northern Coniferous Forests - An Ecosystem Study. - Ecol. Bull. (Stockholm) 32, 373-390.
- BEYER, L. (1992): Cellulolytic activity of Luvisols and Podsoles under forest and arable land using the "Cellulose-Test" according to Unger. - Pedobiologia 36, 137-145.
- BEYER, L., BLUME, H.P., FRIEDRICH, F. & J. VOGT (1992): Der durchschnittliche, langfristige Abbau vergrabener Zellulose in typischen Acker- und Waldböden der Norddeutschen Tiefebene. - Pedobiologia 36, 11 - 20.

- DOGAN, H. (1994): Auswirkungen von Kalkungsmaßnahmen auf die Biologische Aktivität des Bodens eines Kiefern-Buchen-Standortes im Pfälzer Wald. Untersuchungen mit Hilfe des Minicontainer-Tests und des Bait-Lamina-Tests. - Diplomarbeit am Institut für Zoologie, Mainz.
- DUNGER, W. & H.J. FIEDLER (1989): Methoden der Bodenbiologie. - 1. Auflage, Gustav Fischer Verlag.
- EISENBEIS, G. (1993): Zersetzung im Boden. - In: EHRENSBERGER R. (1993): Bodenmesofauna und Naturschutz. - Inf. Natursch. Landschaftspfl. **6**, 53-76; Wardenburg 1993.
- EISENBEIS, G. (1994): Die Biologische Aktivität von Böden aus zoologischer Sicht. - Braunschw. naturkd. Schr. **4**, 653-658.
- EISENBEIS, G., DOGAN, H., HEIBER, T., KERBER, A., LENZ, R. & R. PAULUS (1995): Das Minicontainer-System - ein bodenökologisches Werkzeug für Forschung und Praxis. - Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. **76**, 585-588.
- EISENBEIS, G., LENZ, R., DOGAN, H. & G. SCHÜLER (im Druck): Zur biologischen Aktivität von Nadelwaldböden: Messung der tierischen Fraßaktivität mit dem Köderstreifen-Test sowie Bestimmung von Streuabbauraten mit dem Minicontainer-Test. - Verh. Ges. Ökol. (Dresden).
- ELLENBERG, H., MAYER, R. & J. SCHAUERMANN (ed.) (1986): Ökosystemforschung Ergebnisse des Sollingprojekts 1966-1986. - E.Ulmer.
- FRITSCH, N. (1992): Collembolen im Stammablaufbereich von Buchen - Untersuchungsfläche Bliesmengen-Bolchen/Bliesgau. - Faun.-florist. Notizen a. d. Saarland **24**, 225-248.
- FRITSCH, N. (1994): Auswirkungen der Waldkalkung auf die Bodenmesofauna. - Dissertation am Fachbereich Biologie, Mainz.
- FUNKE, W. (1986): Tiergesellschaften im Ökosystem „Fichtenforst“ (Protozoa, Metazoa - Invertebrata) - Indikatoren von Veränderungen in Waldökosystemen. - KfK-PEF **9**, 1-150.
- GISI, U., SCHENKER, R., SCHULIN, R., STADELMANN, F.X. & H. STICHER (1990): Bodenökologie. - Georg Thieme Verlag, Stuttgart, New York.
- HEIBER, T., LENZ, R. & G. EISENBEIS (in prep.): Zur Evaluation des Köderstreifen-Tests - Mikrokosmosversuche. - Pedobiologia.
- HERLITZIUS H. (1983): Biological decomposition efficiency in different woodland soils. - *Oecologia* (Berlin) **57**, 78-97.
- HERLITZIUS, R. & H. HERLITZIUS (1977): Streuabbau in Laubwäldern. - *Oecologia* (Berlin) **30**, 147-171.
- HOFFMANN, H., KRATZ, W. & J. NEINASS (1991): Der Ködermembrantest - eine einfache Methode zur Bestimmung der tierischen Freßaktivität. - Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. **66**, 507-510.
- JENNY, H., GESSEL, S. P. & F.T. BINGHAM (1949): Comparative study of decomposition rates of organic matter in temperate and tropical regions. - *Soil Science* **68**, 419-432.
- JÖRGENSEN, R.G. (1987): Flüsse, Umsatz und Haushalt der postmortalen organischen Substanz und ihrer Stoffgruppen in Streudecke und Bodenkörper eines Buchenwald-Ökosystems auf Kalkgestein. - Gött. Bodenkundl. Ber. **91**, 1-409.

- JOHANSSON, M.B., BERG, B. & V. MEENTEMEYER (1995): Litter mass loss rates in late stages of decomposition in a climatic transect of pine forests: long term decomposition in a scots pine forest. - *Can. J. Bot.* **73**, 1509-1521.
- KISS, S., DRAGON-BULARDA, M. & D. RADULESCU (1975): Biological significance of enzymes accumulated in soil. - *Advances in Agronomy* **27**, 25-87.
- KOEHLER, H.H. (1993): Erfahrungen mit den Köderstreifen-Test nach TÖRNE. - *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges.* **69**, 143-146.
- KRATZ, W. (1991): Streuabbaucontainer - ein Instrument der modernen Bodenbiologie. - *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges.* **66**, 547-549.
- LARINK, O. (1993): Ist der Köderstreifentest ein Maß für bodenzoologische Aktivität? - *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges.* **69**, 139-142.
- LENZ, R. (1994): Untersuchungen zur Auswirkung von Kompensationskalkung auf die Biologische Aktivität eines Fichtenwaldbodens im Hunsrück mit Hilfe des Bait-Lamina-Tests und des Minicontainer-Tests. - Diplomarbeit am Institut für Zoologie, Mainz.
- LUTHARDT, V. (1991): Vergleich der biotischen Aktivität in extensiv und intensiv genutzten Niedermoorböden. - *Pedobiologia* **35**, 199-206.
- OLSON, J.S. (1963): Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. - *Ecology* **44**, 322-331.
- PAULUS, R. (1993): Vergleichende Untersuchung der biologischen Aktivität Mainzer Böden mit Hilfe neu entwickelter Testverfahren: Bait Lamina und Minicontainertest. - Diplomarbeit am Institut für Zoologie, Universität Mainz.
- PAULUS, R. (1995): Pilotstudie über die Anwendung der Minicontainer-Methode innerhalb des ökologischen Wirkungskatasters Baden-Württemberg (LfU-Karlsruhe) auf einem Autobahnstandort (LfU-Projekt Nr. 08 Autobahn Bruchsal), Karlsruhe.
- RUTIGLIANO, F.A., DESANTO, A.V., BERG, B., ALFANI, A. & A. FIORETTO (1996): Lignin decomposition in decaying leaves of *Fagus sylvatica* L. and needles of *Abies alba* Mill. - *Soil Biol. Biochem.* **28**, 101-106.
- SACHS, L. (1992): *Angewandte Statistik: Anwendung statistischer Methoden.* - 7. völlig neu bearb. Aufl., Springer, Berlin.
- SCHAEFER, M. (1986): Ökosystemforschung in Wäldern: Zur Funktion der Tiere. - *Georgia Augusta (Göttingen)* **44**, 29-38.
- SEASTEDT, T.R., CROSSLEY, D.A., MEENTEMEYER, V. & J.B. WAIDE (1983): A two-year study of leaf litter decomposition as related to macroclimatic factors and microarthropod abundance in the southern Appalachians. - *Holarctic Ecology* **6**, 11-16.
- SWIFT, M.J., HEAL, O.W. & J.M. ANDERSON (1978): *Decomposition in Terrestrial Ecosystems.* - *Studies in Ecology* **5**, 1-372, Univ. California Press, Berkeley and Los Angeles.
- TAKEDA, H. (1995): A 5 year study of litter decomposition processes in a *Chamaecyparis obtusa* Endl. forest. - *Ecol. Res.* **10**, 95-104.
- TÖRNE, E.V. (1990a): Assessing feeding activities of soil-living animals . I. Bait-Lamina-test. - *Pedobiologia* **34**, 89-101.



TÖRNE, E.V. (1990b): Schätzungen von Freßaktivitäten bodenlebender Tiere. II. Mini-Köder-Tests. - *Pedobiologia* **34**, 269-279.

UNGER, H. (1960): Der Zellulosetest, eine Methode zur Ermittlung der zellulolytischen Aktivität des Bodens in Feldversuchen. - *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **91**, 44-52.

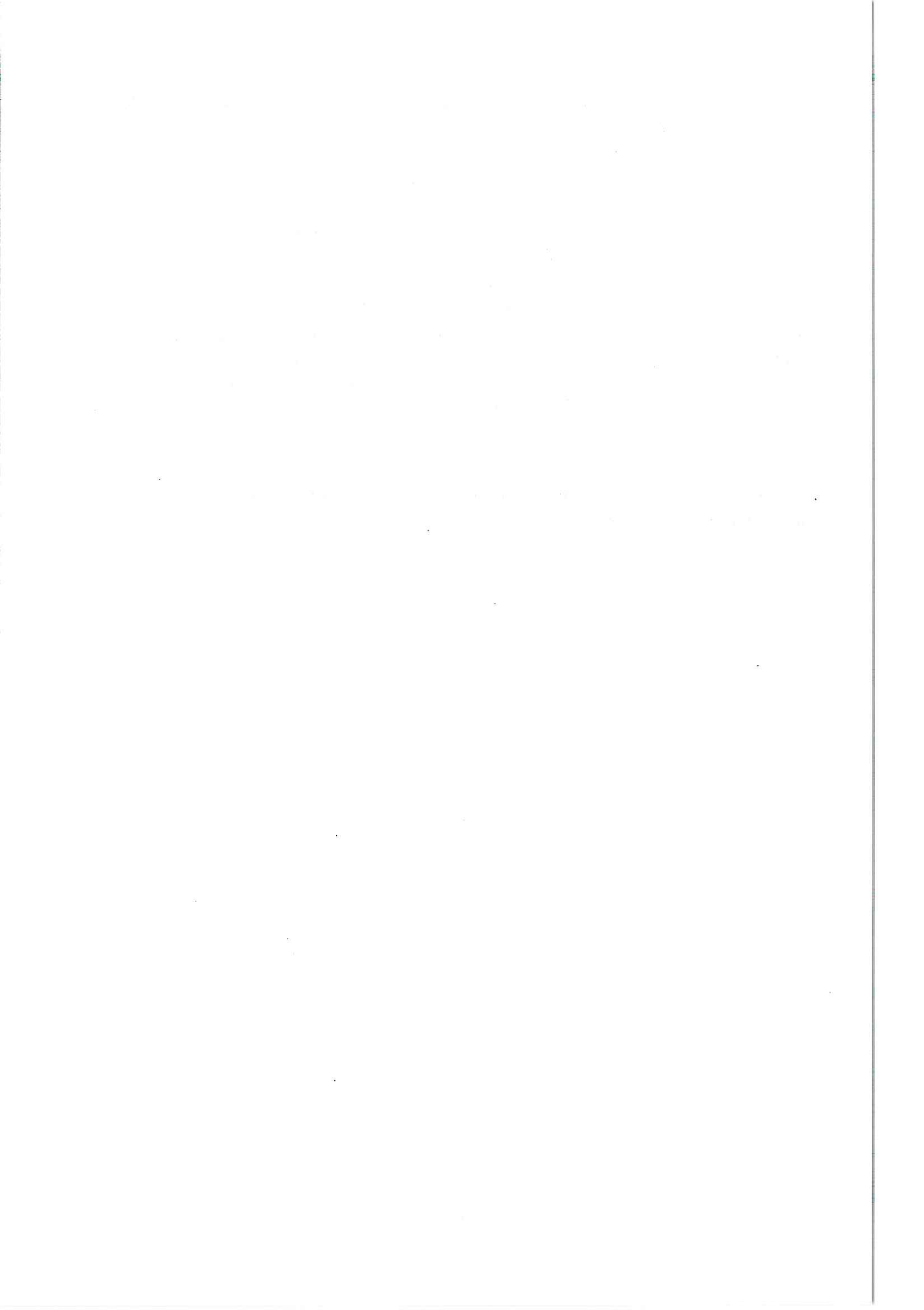
WEIGMANN, G., KRATZ, W., HECK, M., JAEGER-VOLMER, J., KIELHORN, U., KRONSHAGE, J. & U. RINK (1989): Teilprojekt 1.5: Bodenbiologische Dynamik immissionsbelasteter Forsten. In: Abschlußbericht FE-Vorhaben "Ballungsraumnahe Waldökosysteme" /Berlin.

WIEDER, R.K. & G.E. LANG (1982): A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. - *Ecology* **63**, 1636-1642.

WOLTERS, V., SPRENGEL, T., VANSELOW, M. & S. SCHEU (1989): Bodentiere als Steuergrößen für die Zusammensetzung und Leistungsfähigkeit der Zersetzergemeinschaft von Waldökosystemen - Perspektiven für einen integrierten Forschungsansatz. - *Ber. Forschungsz. Waldökosysteme*, Reihe A 49: 153-157, Göttingen.

*Anschrift der Verfasser:*

Prof. Dr. Gerhard Eisenbeis und Roland Paulus, Institut für Zoologie der Johannes Gutenberg-Universität, D-55099 Mainz



# Untersuchung der Feinwurzeln der bestandesprägenden Bäume auf den Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen Merzalben und Neuhäusel im Zeitraum 1993 - 1995

Rothe, G.M., Naß, B., Rommel, M. und Zaglauer, T.

**Keywords:** fine roots, physiology, growth, sessile oak, beech, liming, permanent observation plots

## Summary

Title of the paper: Investigations on fine roots of dominant trees at the environmental monitoring stations Merzalben and Neuhäusel during the period 1993 - 1995.

Effects of liming on the physiology and growth of fine roots in a mixed stand of sessile oak (*Quercus petraea*) and beech (*Fagus sylvatica*) were investigated at „Merzalben“, a stand within the forest area of the „Pfälzerwald“ (Palatinate Forest) in south-western Germany.

Between three and six years after liming (1993 to 1995) liming had no influence on the amount of vital fine roots (diam.  $\leq 2$  mm) and vital finest roots (diam.  $\leq 1$  mm) up to a soil depth of 30 cm. However, six years after liming, the amount of sub-vital finest roots in the uppermost soil horizon (0-5 cm) was about 35 % lower than it was at the control plot.

In the uppermost soil horizon liming caused in vital finest roots an increase in „free“ K, Mg and Ca-contents and an increase in malic acid and citric acid. Liming also triggered in the same sort of roots a slight but significant increase in glucose.

Effects of nutrient supply as caused by differently sized pumice layers of fine roots were investigated in a beech (*Fagus sylvatica*) stand at Neuhäusel, a stand within the „Westerwald“ in western Germany. No differences in fine and finest root quantities were observed on a plot with a low layer of pumice in comparison to a plot with a higher layer of pumice.

The amount of „free“ cations were higher in vital finest roots from the plot with a lower layer of pumice than on the one with a higher level of pumice. This was also true with respect to the quantities of malic acid and citric acid.

The total amount of fine roots at the plots in „Merzalben“ doubled those at the plots in „Neuhäusel“.

**Schlüsselwörter:** Feinwurzel, Vitalität, Wachstum, Buche, Eiche, Kalkung, Dauerbeobachtungsflächen

## Zusammenfassung

Die Wirkung einer Kalkung (Anfang 1989) auf die Wurzeln eines Stieleichen/Buchen-Mischbestandes wurde im Pfälzerwald am Standort Merzalben näher untersucht.

Die Mengen vitaler Fein- ( $d \leq 2$  mm) und Feinstwurzeln ( $d \leq 1$  mm) waren in den Jahren 1993 - 1995 auf der ungekalkten Vergleichsfläche und der gekalkten Fläche bis in eine Tiefe von 30 cm gleich. Dagegen war in 0 - 5

cm Bodentiefe die Menge der subvitalen Feinstwurzeln sechs Jahre nach der Kalkung signifikant geringer (- 35 %) als auf der ungekalkten Fläche.

In den vitalen Feinstwurzeln führte die Kalkung zu einer Erhöhung der Menge „freier“ basischer Kationen (K, Mg, Ca). Diese Veränderung war von einer Erhöhung der Konzentrationen von Äpfelsäure und Citronensäure begleitet, sodaß das Ionenäquivalent-Verhältnis von (K, Mg, Ca)/(Citronensäure, Äpfelsäure) konstant blieb (15 : 1). Die Konzentrationen der übrigen basischen Kationen und Säuren wurden durch die Kalkung nicht verändert.

Von den untersuchten Zuckern war die Glucose nach Kalkung in vitalen Feinstwurzeln des obersten Bodenhorizonts (0 - 5 cm) leicht aber signifikant erhöht.

Am Standort Neuhäusel wurden auf einer Fläche mit geringer Bimsauflage und einer mit größerer Bimsauflage die Wurzeln eines Buchenaltbestandes untersucht. Bezüglich der Fein- und Feinstwurzelmengen konnten keine Unterschiede festgestellt werden.

Die Menge der „freien“ basischen Kationen war in den vitalen Feinstwurzeln der Fläche mit geringer Bimsauflage höher als in Feinstwurzeln der Fläche mit mächtiger Bimsauflage. Dies traf auch auf die Konzentrationen von Äpfelsäure und Citronensäure zu.

Die Gesamtfeinwurzelmengen waren auf den beiden Flächen in Merzalben ca. doppelt so groß wie auf den beiden Flächen in Neuhäusel.

## 1. Einführung

Natürlicher Wandel und anthropogene Beeinflussung bestimmen derzeit das Verhalten europäischer Waldökosysteme. Eine Differenzierung beider Einflußgrößen ist nur über langfristige Beobachtungszeiträume möglich. Deshalb wurden in Rheinland-Pfalz durch die Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz mehrere Wald-Dauerbeobachtungsflächen eingerichtet, auf denen vegetations- und bodenkundliche Erhebungen durchgeführt werden.

In jedem Wald bilden die Bäume mit dem Boden ein vernetztes System, wobei die Wurzeln die Schnittstelle zwischen den beiden Kompartimenten darstellen. Wurzeluntersuchungen sind deshalb unumgänglich, wenn es darum geht, natürliche und anthropogene Einflußgrößen auf Waldökosysteme zu differenzieren.

Im folgenden berichten wir über die Ergebnisse unserer Untersuchungen an den Fein- und Feinstwurzeln der Bäume auf den Dauerbeobachtungsflächen in Merzalben und Neuhäusel, die wir in den Jahren 1993-95 durchgeführt haben.

## 2. Zielsetzung

Die Untersuchungen hatten zum Ziel, die Menge der Fein- und Feinstwurzeln über mehrere Jahre auf einer reinen Buchenfläche (Neuhäusel) und einer Eichen-Buchen-Mischfläche (Merzalben) zu bestimmen. Darüber hinaus sollte der Einfluß der Nährstoffversorgung (Neuhäusel) auf die Feinwurzelmasse, sowie der Einfluß einer Kalkung (Merzalben) auf die Feinwurzelmasse, ihren endogenen Gehalt an Zuckern und organischen Säuren untersucht werden.

### 3. Material und Methoden

#### 3.1 Charakterisierung der Dauerbeobachtungsflächen

Standort (Wuchsgebiet)	Bestockung [Alter, 1995], Kreisfläche/ha, (Boden)
1. Merzalben, unbehandelt (Pfälzerwald)	Traubeneiche [167-194jährig], 26,4 m <sup>2</sup> mit Buchen [etwa 93jährig], 8,25 m <sup>2</sup> , im Unterstand, auf Mittlerem Buntsandstein Karstalschichten (bodensaurer, sehr nährstoffarmer Standort)
2. Merzalben, gekalkt	6 t fein gem. Dolomit / ha; Anfang 1989, ansonsten wie 1.
3. Neuhäusel (Westerwald)	Buchenreinbestand [etwa 103jährig], 30,5 m <sup>2</sup> , mit nur geringer Bimsauflage auf Emsquarzit (nährstoffarmer Standort)
4. Neuhäusel	Buchenreinbestand [etwa 103jährig], 29,9 m <sup>2</sup> auf starker Bimsauflage über Emsquarzit (nährstoffreiche Variante)

#### 3.2 Bestimmung von Wurzeldichten

Die Probennahme erfolgte mit einem Bohrstock, dessen innerer Durchmesser 8 bzw. 9.1 cm betrug. Die Anzahl der Beprobungen und die maximale Beprobungstiefe waren folgende:

1993: Merzalben ungekalkt und gekalkt: je 25 Beprobungen bis 80 cm Tiefe.

Die Wurzelproben wurden aus folgenden Tiefenstufen gewonnen: 1,5-3,5 cm; 6,5-8,5 cm; 13-17 cm; 23-27 cm; 33-37 cm; 43-47 cm; 53-57 cm; 63-67 cm; 73-77 cm.

1994: Merzalben ungekalkt und gekalkt: je 25 Beprobungen, davon 9 bis 80 cm Tiefe und 16 bis 20 cm Tiefe.

Neuhäusel Bims gering und Bims mächtig: je 25 Beprobungen, davon 9 bis 80 cm Tiefe und 16 bis 20 cm Tiefe.

1995: Merzalben ungekalkt und gekalkt: je 25 Beprobungen bis 30 cm Tiefe.

Neuhäusel Bims gering und Bims mächtig; je 25 Beprobungen bis 30 cm Tiefe.

Die Wurzelproben wurden jeweils aus folgenden Tiefenstufen gewonnen: 0-5 cm; 5-10 cm; 10-20 cm und 20-30 cm.

Die Wurzeln wurden 1994/95 mit einer Vibrations-Naß-Siebmaschine der Fa. Fritsch, Idar-Oberstein, mit Wasser über mehreren, übereinander angeordneten Sieben ausgewaschen. 1993 erfolgte das Waschen der Wurzeln von Hand auf einer Waschrinne mit einem Pinsel. Anschließend erfolgte die Klassifikation nach Wurzeldurchmessern (Köstler, 1968):

Mittlerer Durchmesser (mm)	Wurzelklasse
≤ 1	Feinstwurzeln
≤ 2	Feinwurzeln
2 - 5	Schwachwurzeln
≥ 5	Grobwurzeln

Tab. 1: Wurzel-Klassifikation nach Durchmessern

Die Fein- und Feinstwurzeln wurden unter der Stereolupe (bei 6 - 50-facher Vergrößerung) noch einmal in zwei Klassen eingeteilt, nämlich in: a) vitale und b) subvitale (vgl. Dähne et al., 1995). Die subvitale Fraktion schließt die toten Wurzeln mit ein.

Vitale Wurzeln unterscheiden sich von subvitalen wie folgt (Vogelei, 1996):

Merkmal	vital	subvital
Turgescenz	hoch	gering
Elastizität	hoch	mittel
Verzweigungsgrad	hoch	mittel bis gering
Mykorrhizierung	sehr hoch (> 80 %)	hoch bis gering (80 - 10 %)
Zustand der Wurzeloberfläche	intakt	z. T. geschädigt
Zustand der Wurzelspitzen	intakt	geringere Schäden
Anteil der abgebrochenen Spitzen (geschätzt)	0 - 10 %	10 - 60 %
Wurzelfarbe	weiß bis hellbraun	mittel- bis dunkelbraun

Tab. 2: Visuelle Unterscheidung von vitalen und subvitalen Feinst- und Feinwurzeln

Unter ungünstigen Umweltbedingungen, vor allem bei längeren Trockenperioden, bilden Mykorrhizen eine Metakutisschicht aus und ähneln in ihrem Aussehen toten Wurzeln (Blasius et al., 1985). Wenn die Bedingungen wieder günstiger werden, können solche subvitalen Wurzeln ihr Wachstum wieder aufnehmen, wobei Metakutis und Hyphenmantel durchbrochen werden (Feil et al., 1988).

Nach der Differenzierung in vitale und subvitale Fein- und Feinstwurzeln erfolgte die Bestimmung der Frisch- und Trockenmassen beider Wurzelklassen durch Wägung. Die Trockenmasse wurde nach Trocknen bei 105 °C (bis zur Gewichtskonstanz) bestimmt.

### **3.3 Bestimmung der Gehalte verschiedener Zucker und organischer Säuren**

Die Gehalte löslicher Kohlenhydrate und organischer Säuren wurden aus der Trockenmasse vitaler Feinstwurzeln ( $d \leq 1$  mm) nach Heißwasserextraktion HPLC-analytisch quantifiziert.

## **4. Ergebnisse**

### **4.1 Wurzelmassen**

#### **4.1.1 Durchwurzelungstiefen auf den Standorten Merzalben und Neuhäusel**

Im Untersuchungsjahr 1994 waren in Merzalben Feinwurzeln ( $d \leq 2$  mm) bis in eine Tiefe von 70 cm anzutreffen. In Neuhäusel reichten die Feinwurzeln bis in eine Tiefe von 60 cm auf der bimsgeringen Fläche und bis in eine Tiefe von 70 cm auf der bismächtigen Fläche (Tab. 3 - 6 im Anhang).

Bis in eine Bodentiefe von 35 cm wurden im Jahr 1994 auf der ungekalkten Fläche in Merzalben 74% und auf der gekalkten Fläche 82% der Feinwurzeln aufgefunden. Auf der bimsgeringen Fläche in Neuhäusel waren es 70%, auf der bismächtigen Fläche 89% (Tab. 3 - 6).

#### **4.1.2 Wurzelmassen der Flächen Merzalben ungekalkt und Merzalben gekalkt**

##### **4.1.2.1 Gesamtwurzelmassen**

Im Jahr 1995 betrug die Gesamtfeinwurzeltrockenmasse (vital und subvital,  $d \leq 2$  mm) bis 30 cm Tiefe auf der ungekalkten Fläche in Merzalben  $10400 \pm 6900$  kg/ha (Tab. 7), auf der gekalkten Fläche in Merzalben war sie mit  $8700 \pm 5200$  kg/ha (= 84%) schwach signifikant ( $\alpha \leq 0,05$ ) geringer (Tab. 8).

Die Gesamtfestwurzeltrockenmasse (vital und subvital,  $d \leq 1$  mm) betrug auf der ungekalkten Fläche  $8900 \pm 5600$  kg/ha (Tab. 8), auf der gekalkten Fläche war sie mit  $7000 \pm 3600$  kg/ha signifikant geringer ( $\alpha \leq 0,01$ ) (Tab. 8).

#### 4.1.2.2 Vitale und subvitale Feinwurzeln

Auf den beiden Flächen in Merzalben wurden im Jahr 1995 in 0-30 cm etwa 65% als vitale und etwa 35% als subvitale Feinwurzeln ( $d \leq 2$  mm) klassifiziert (Tab. 7 u. 8).

Die Mengen der vitalen Feinwurzeln auf der ungekalkten Fläche ( $7000 \pm 4300$  kg/ha) waren signifikant größer ( $\alpha \leq 0,01$ ) als die Mengen der vitalen Feinwurzeln auf der gekalkten Fläche ( $5600 \pm 3400$  kg/ha).

#### 4.1.2.3 Vitale und subvitale Feinstwurzeln

Auf die Fraktion der Feinstwurzeln ( $d \leq 1$ mm) entfielen 1995 in 0-30 cm Tiefe auf beiden Flächen in Merzalben ebenfalls etwa 65% vitale und 35% subvitale Wurzeln (Tab. 7 u. 8). Die Menge der vitalen Feinstwurzeln auf der ungekalkten Fläche ( $5800 \pm 3400$  kg/ha) war signifikant größer als die Menge der vitalen Feinstwurzeln auf der gekalkten Fläche ( $4500 \pm 2300$  kg/ha;  $\alpha \leq 0,01$ ). Ebenso war die Menge der subvitalen Feinstwurzeln auf der ungekalkten Fläche größer ( $3100 \pm 2200$ ) als auf der gekalkten Fläche ( $2500 \pm 1300$ ) ( $\alpha \leq 0,05$ ).

### 4.1.3 Wurzelmassen der Flächen Neuhäusel bimsgering und Neuhäusel bims-mächtig

#### 4.1.3.1 Gesamtwurzelmassen

Die Gesamtfeinwurzelmasse (vital und subvital,  $d \leq 2$ mm) bis 30 cm Bodentiefe war 1995 auf der Fläche mit geringer Bimsauflage in Neuhäusel ( $5800 \pm 4400$  kg/ha) (Tab. 9) größer als auf der Fläche mit mächtiger Bimsauflage ( $4500 \pm 4000$  kg/ha) ( $\alpha \leq 0,01$ ) (Tab. 10).

Im gleichen Jahr war auch die Gesamtfeinstwurzelmasse (vital und subvital,  $d \leq 1$ mm) auf der bimsgeringen Fläche mit  $4300 \pm 3000$  kg/ha (Tab 9) größer als auf der bimsmächtigen Fläche mit  $3500 \pm 2700$  kg/ha ( $\alpha \leq 0,05$ ) (Tab. 10).

#### 4.1.3.2 Vitale und subvitale Feinwurzeln

Auf der Fläche mit geringer Bimsauflage entfielen im Jahr 1995 in 0-30 cm Tiefe auf die Fraktion der Feinwurzeln ( $d \leq 2$  mm) etwa 79% vitale und 21% subvitale Wurzeln (Tab. 9). Auf der Fläche mit mächtiger Bimsauflage lag der Anteil der vitalen Feinwurzeln bei 71% und der Anteil der subvitalen Feinwurzeln bei 29% (Tab. 10).

Die Mengen der vitalen Feinwurzeln waren auf der bimsgeringen Fläche mit  $4600 \pm 3400$  kg/ha hochsignifikant ( $\alpha \leq 0,001$ ) größer als auf der bimsmächtigen Fläche mit  $3200 \pm 3000$  kg/ha.



#### 4.1.3.3 Vitale und subvitale Feinstwurzeln

Auf die Fraktion der Feinstwurzeln ( $d \leq 1$  mm) entfielen im Jahr 1995 auf der Fläche mit geringer Bimsauflage sowie auf der Fläche mit mächtiger Bimsauflage jeweils 79% vitale und 21% subvitale Wurzeln (Tab. 9 und 10). Auf der bimsgeringen Fläche waren die Mengen der vitalen Feinstwurzeln ( $3400 \pm 2300$  kg/ha) signifikant größer ( $\alpha \leq 0,01$ ) als auf der bismächtigen Fläche.

#### 4.1.4 Vergleich der Wurzelerhebungen aus den Jahren 1993/94/95

Auf der ungekalkten Fläche in Merzalben waren die Mengen der vitalen Feinwurzeln ( $d \leq 2$  mm) bis in eine Bodentiefe von 30 bzw. 35 cm (siehe dazu Punkt 4.2.1) in den Jahren 1993/94/95 annähernd gleich groß. Dagegen waren die Mengen der subvitalen Feinwurzeln im Jahre 1994 in 0 - 5 cm Bodentiefe signifikant geringer ( $\alpha \leq 0,01$ ) als 1995 (1994:  $337 \pm 284$  kg/ha (39 %); 1995:  $861 \pm 760$  kg/ha (100 %)).

Die Mengen vitaler Feinstwurzeln ( $d \leq 1$  mm) bis zu einer Bodentiefe von 30 bzw. 35 cm waren auf der ungekalkten Fläche in Merzalben in den Jahren 1993/94/95 gleich groß. Die Menge der subvitalen Feinstwurzeln war dagegen in 0 - 5 cm Bodentiefe im Jahre 1994 signifikant geringer ( $\alpha \leq 0,01$ ) als 1995 (1994:  $253 \pm 199$  kg/ha (32 %); 1995:  $788 \pm 683$  kg/ha (100 %)). Ansonsten waren keine tiefenstufenabhängigen Unterschiede zu beobachten.

Auf der gekalkten Fläche in Merzalben waren in den Jahren 1993 - 95 bis in 30 bzw. 35 cm Bodentiefe sowohl die vitalen Feinwurzelmenen als auch die vitalen Feinstwurzelmenen gleich groß.

Die Menge der subvitalen Feinstwurzeln war zwar, ebenso wie auf der ungekalkten Fläche, in 0 - 5 cm Bodentiefe im Jahr 1994 deutlich geringer als im Jahr 1995 (-60 %), jedoch ließ sich dieser Unterschied wegen der großen Streuung der Werte nicht statistisch absichern.

Auf dem Standort in Neuhäusel mit der bimsgeringen Auflage waren in 0 - 5 cm Bodentiefe die Mengen an vitalen Feinwurzeln ( $d \leq 2$  mm) im Jahr 1994 geringer (- 29 %) ( $\alpha \leq 0,05$ ) als 1995. Auch die Menge an vitalen Feinstwurzeln ( $d \leq 1$  mm) war 1994 signifikant geringer ( $\alpha \leq 0,01$ ) als 1995 (- 36 %).

Die Menge subvitaler Feinwurzeln war, ebenso wie die der subvitalen Feinstwurzeln, auf diesem Standort 1994 und 1995 gleich groß.

Auf der bismächtigen Fläche in Neuhäusel waren, in 0 - 5 cm Bodentiefe, 1994 die Mengen vitaler Feinwurzeln kleiner (- 28 %) als 1995; dies traf auch auf die Mengen der subvitalen Feinwurzeln zu (- 25 %). Diese Unterschiede waren aber nicht signifikant. Ebenso war die Menge der vitalen Feinstwurzeln auf der bismächtigen Fläche in Neuhäusel 1994 in 0 - 5 cm Bodentiefe nicht signifikant kleiner (- 23 %) als 1995. Die subvitalen Feinstwurzelmenen unterschieden sich bis in 30 cm Tiefe in den Jahren 1994/95 ebenfalls nicht signifikant voneinander.

## **4.2 Zuckerkonzentrationen in lebenden Feinstwurzeln am Standort Merzalben**

Am Standort Merzalben wurden in lebenden Feinstwurzeln (Mykorrhizen) ( $d \leq 1$  mm) folgende lösliche Kohlenhydrate quantifiziert: Fructose, Glucose, Inosit und Trehalose. Fructose, Glucose und Inosit werden den Wurzelzellen zugeschrieben; bei der Trehalose handelt es sich um ein pilzspezifisches Kohlenhydrat. Die höchsten Konzentrationen (ca. 1 mg/gTM) wurden für Fructose und Glucose ermittelt, die Konzentrationen an Inosit waren im Spätsommer 1994 1/3 so groß wie die von Fructose und Glucose, die Trehalosekonzentrationen etwa 1/10 so groß.

Im obersten Bodenhorizont (0 - 5 cm) waren die Glucose-Konzentrationen in vitalen Mykorrhizen der gekalkten Fläche ( $1.36 \pm 0.55$  mg/gTM) größer ( $\alpha \leq 0.01$ ) als in Wurzeln der ungekalkten Fläche ( $0.98 \pm 0.39$  mg/gTM) ( $\cong 140/100$ ). In Mykorrhizen der Bodentiefe 5 - 10 cm waren diese Unterschiede nicht zu beobachten.

In einer Bodentiefe von 5 - 10 cm waren die Inosit-Konzentrationen in Mykorrhizen der gekalkten Fläche ( $0.12 \pm 0.06$  mg/gTM) nur halbsogroß wie in Mykorrhizen der ungekalkten Fläche ( $0.27 \pm 0.11$  mg/gTM) ( $\alpha \leq 0.001$ ).

## **4.3 Konzentrationen organischer Säuren in vitalen Feinstwurzeln am Standort Merzalben**

In vitalen Feinstwurzeln (Mykorrhizen) wurden im Spätsommer 1994 die organischen Säuren Äpfelsäure, Citronensäure, Essigsäure und Milchsäure quantifiziert. Die höchsten Äpfelsäure- und Citronensäure-Konzentrationen wurden in Mykorrhizen der Bodentiefe 0 - 5 cm beobachtet; dagegen waren die Essigsäure- und Milchsäure-Konzentrationen in Mykorrhizen der Bodentiefe 0 - 5 cm ebenso groß, wie in solchen der Tiefenstufe 5 - 10 cm (Tab. 11).

Im obersten Bodenhorizont (0 - 5 cm) führte die Kalkung in vitalen Mykorrhizen zu einer signifikanten Erhöhung der Äpfelsäure- und Citronensäure-Konzentration (169/100 bzw. 175/100) ( $\alpha \leq 0.001$ ) (Tab. 11). In 5 - 10 cm Bodentiefe war nur die Äpfelsäure-Konzentration nach Kalkung signifikant ( $\alpha \leq 0,01$ ) erhöht.

Die Essigsäure- und Milchsäure-Konzentrationen waren zum Untersuchungszeitpunkt in Mykorrhizen der Tiefenstufe 0 - 5 cm und 5 - 10 cm gleich groß (Tab. 11).

#### **4.4 Konzentrationen "freier" Kationen in vitalen Feinstwurzeln am Standort Merzalben**

In vitalen Feinstwurzeln (Mykorrhizen) wurden im Spätsommer 1995 die Mengen an "freien" basischen Kationen bestimmt. Die endogenen Kalium-Konzentrationen waren am größten (ca. 40  $\mu\text{mol IÄ/gTM}$ ) (IÄ=Ionenäquivalent) (Tab. 12). Die freien Ca- und Mg-Konzentrationen waren nur etwa 1/4 so hoch wie die freien Kalium-Konzentrationen (Tab. 12).

Auf der ungekalkten Fläche waren die Ca- und Mg-Gehalte der vitalen Feinstwurzeln in allen untersuchten Bodentiefen von 0 - 30 cm gleich groß (Tab. 12). Die K-Konzentrationen zeigen dagegen bis in eine Bodentiefe von 30 cm zunehmende Tendenz (Tab. 12).

Kalkung führte nur in Mykorrhizen des obersten Bodenhorizonts (0 - 5 cm) zu einem Anstieg der Ca- (151/100), Mg- (232/100) und K-Konzentrationen (191/100). In Mykorrhizen der darunterliegenden Tiefenstufen ergaben sich keine Veränderungen.

#### **4.5 Vergleich der Konzentrationen organischer Säuren und basischer Kationen am Standort Merzalben**

Auf der ungekalkten Fläche in Merzalben betrug die Summe der basischen Kationen ( $\Sigma$  K, Ca, Mg) in vitalen Mykorrhizen im obersten Bodenhorizont (0 - 5 cm) 53  $\mu\text{mol IÄ/gTM}$  (Tab. 12); die Summe der organischen Säuren Äpfelsäure und Citronensäure ergab sich zu 3,83  $\mu\text{mol IÄ/gTM}$  (Tab. 11), was einem Verhältnis von 14:1 entspricht.

Nach Kalkung erhöhte sich die Summe der basischen Kationen auf 101  $\mu\text{mol IÄ/gTM}$  (Tab. 12) und die der Äpfelsäure und Citronensäure auf 6,51  $\mu\text{mol IÄ/gTM}$  (Tab. 11), was einem Verhältnis von 16:1 entspricht.

Äpfelsäure und Citronensäure waren auf der ungekalkten Fläche in Mykorrhizen des obersten Bodenhorizonts (0 - 5 cm) am höchsten konzentriert; in 5 - 10 cm waren ihre Konzentrationen nur halbsogroß. Dies traf für die K-, Ca- und Mg-Konzentrationen nicht zu; sie waren in Mykorrhizen beider Bodentiefen gleich konzentriert. Demnach hing die Konzentration beider Säuren nicht nur vom endogenen Gehalt der Mykorrhizen an basischen Kationen ab, sondern auch von einem über den Bodenhorizont bestimmten Faktor.

## 4.6 Vergleich der Konzentrationen organischer Säuren und basischer Kationen am Standort Neuhäusel

Auf der Fläche mit geringer Bimsauflage betrug die Summe der basischen Kationen ( $\Sigma$  K, Ca, Mg) in vitalen Mykorrhizen im obersten Bodenhorizont (0-5 cm) 73  $\mu\text{mol IÄ/g TM}$ ; die Summe der organischen Säuren Äpfelsäure und Citronensäure betrug 2,7  $\mu\text{mol IÄ/g TM}$ . (Das Verhältnis beider betrug somit 27:1).

Auf der Fläche mit mächtiger Bimsauflage betrug die Summe der basischen Kationen in vitalen Mykorrhizen (0-5 cm) 51  $\mu\text{mol IÄ/g TM}$ , die Summe der organischen Säuren Citronensäure und Äpfelsäure betrug 1,6  $\mu\text{mol IÄ/g TM}$  (Verhältnis 32:1).

## 5. Diskussion

### 5.1 Wurzelmassen

Sowohl die Ergebnisse des Jahres 1995 als auch der Vergleich mit denen der Jahre 1993 und 1994 zeigen, daß die Summen der Feinst- ( $d \leq 1$  mm) und Feinwurzelmassen ( $d \leq 2$  mm) an den beiden Standorten Merzalben und Neuhäusel stark voneinander abweichen. Hierfür dürften vor allem die unterschiedlichen Bodenbedingungen verantwortlich sein.

Am Standort Merzalben liegt eine saure Braunerde mit relativ hohem Sandanteil vor. Die daraus resultierende Nährstoffarmut und das lockere Bodengefüge dürften die primäre Ursache für die etwa doppelt so große Wurzelmasse (bis 30 cm Tiefe) im Vergleich zu den nährstoffreichen Flächen in Neuhäusel sein. Allerdings können Altersunterschiede der Bäume und unterschiedliche Bestandesdichten auf beiden Flächen als Ursachen nicht ausgeschlossen werden.

Die Kalkung führte 1995 (in Merzalben) zu einer signifikanten Verminderung der vitalen Feinwurzeln im Bodenraum von 0 - 30 cm. Die subvitalen Feinstwurzeln gingen auf schwach signifikantem Niveau zurück. Ebenso nahmen unter Kalkung die vitalen Feinstwurzelmengen signifikant sowie die subvitalen Feinstwurzelmengen schwach signifikant ab. Auf der Fläche in Neuhäusel war die vitale Feinwurzelmasse bis in 30 cm Bodentiefe auf der bimsgeringen Fläche hochsignifikant größer als auf der bismächtigen Fläche. Dagegen waren die Mengen der subvitalen Feinwurzeln in diesem Bodenraum gleich groß. Ebenso verhielt es sich mit den vitalen und subvitalen Feinstwurzeln.

In den einzelnen Bodentiefen 0 - 5 cm und 5 - 10 cm führte die Kalkung in Merzalben zu keiner statistisch absicherbaren Veränderung der Mengen vitaler Fein- und Feinstwurzeln; dagegen war die Menge der subvitalen Fein- und Feinstwurzeln nach Kalkung 1995 in 0 - 5 cm Bodentiefe auf schwach signifikantem Niveau um ca. 30 % geringer. Die Kalkung bewirkte

somit vor allem einen Rückgang der subvitalen Fein- und Feinstwurzeln in 0 - 5 cm Bodentiefe. Die Menge der subvitalen Feinstwurzeln in der Tiefenstufe 0 - 5 cm nahm um 35 % ab ( $\alpha \leq 0.05$ ).

Somit wurde der Anteil der lebenden Feinstwurzeln an der Gesamtwurzelmasse durch die Kalkung erhöht. Oder anders ausgedrückt, die Absterberate der Wasser und Nährsalze aufnehmenden Wurzeln ging unter Kalkung zurück.

Ähnliche Ergebnisse sind auch von Untersuchungen eines Buchenaltbestandes im Solling bekannt (Rapp, 1991). Dort lagen vier bzw. fünf Jahre nach einer Kalkung (30 t Dolomit/ha) die Feinwurzelmassen ( $d \leq 2$  mm) bis in 40 cm Tiefe ca. 10 % unter den Mengen der Kontrollfläche, wobei deutliche Unterschiede im Bereich von 0 - 10 cm anzutreffen waren. Untersuchungen an Fichten im Höglwald ergaben dagegen, daß nach Kalkung mit feingemahlenem Dolomit (4 t/ha) die Masse der vitalen Feinstwurzeln ( $d \leq 1$  mm) in der Humusaufgabe erheblich zunahm (Nowotny, 1992; Nowotny et al., 1996). Auch bei Kiefern nahmen die Feinwurzelmassen ( $d \leq 2$  mm) in den oberen Bodenhorizonten unter Kalkung (3 t/ha bzw. 15 t/ha Dolomit sowie 3 t/ha Dolomit-Suspension) zu (Schüler und Zwick, 1992). Allerdings können die Befunde bei Nadelbäumen nicht verallgemeinert werden, da z.B. die Feinstwurzelmassen ( $d \leq 1$  mm) von adulten Fichten am Standort Hils von einer Kalkung mit 2 t/ha Dolomit gefolgt von 1 t/ha Kalimagnesia unbeeinflusst blieben (Rothe und Vogelei, 1991). Entscheidend für die Wirkung einer Dolomit-Kalkung ist, neben der Mg-Versorgung, vor allem die Aufwandsmenge, von der die Beeinflussung des Boden-pH-Wertes sowie die Stickstoffverfügbarkeit abhängen (Nowotny et al., 1996), weshalb Kalkwirkungen auf verschiedenen Standorten nicht unmittelbar miteinander vergleichbar sind.

Allerdings scheint eine gute Nährstoffversorgung generell zu einer Verminderung der lebenden Fein- und Feinstwurzelmassen zu führen, denn in Neuhäusel waren die Mengen dieser beiden Wurzelfractionen auf der bimsächtigen Fläche in 0 - 30 cm Bodentiefe hochsignifikant bzw. signifikant geringer als auf der bimsgeringen Fläche (-30 % bzw. -26 %). Dagegen gab es keine Unterschiede bei den Mengen der subvitalen Fein- und Feinstwurzeln auf diesen beiden Flächen.

## **5.2 Physiologische Wirkungen der Kalkung in Merzalben**

Fünf Jahre nach der Kalkung (1994) mit 6 t/ha feingemahlenem Dolomit ergaben sich auf der Fläche in Merzalben für den Eichen-Buchen-Mischbestand (Eiche,  $\approx 180$ jährig; Buche  $\approx 90$ jährig, 1994) folgende physiologische Veränderungen im Bereich der vitalen Feinstwurzeln im Bodenhorizont 0 - 5 cm:

Die Glucose-Konzentrationen waren leicht, aber signifikant erhöht (140/100).

Die Konzentrationen „freier“ basischer Kationen K (191/100), Mg (232/100) und Ca (151/100) waren erheblich größer und schließlich waren auch die Konzentrationen der organi-

schen Säuren Äpfelsäure (169/100) und Citronensäure (174/100) signifikant erhöht. Andere Zucker, Kationen und organischen Säuren zeigten keine Veränderungen.

Diese Konzentrationsänderungen werden wie folgt interpretiert:

Die Kalkung führte zu einer erhöhten Aufnahme basischer Kationen. Dadurch ging die Absterberate der Wurzeln zurück, was zu einer Erhöhung der freien Glucose-Konzentrationen in den Feinstwurzeln führte. Die Aufnahme basischer Kationen in die Wurzelzellen veränderte das Kationen/Anionen-Verhältnis. Um dieses wieder herzustellen, wurden verstärkt Äpfelsäure und Citronensäure gebildet, und zwar solange, bis das ursprüngliche Verhältnis ( $K + Mg + Ca$ ) / (Äpfelsäure + Citronensäure) ( $I\ddot{A}/I\ddot{A}$ ) von ca. 15 : 1 wieder hergestellt war. Das Verhältnis ( $I\ddot{A}/I\ddot{A}$ ) aller Kationen zu allen organischen Anionen betrug ca. 6 : 1, d. h. a) die Gesamtmenge aller Kationen ist wesentlich größer als die Summe der organischen Anionen und b) für den Ladungsausgleich wurden von einer Vielzahl von organischen Säuren nur zwei verwendet, nämlich Citronensäure und Äpfelsäure.

## 6. Literatur

BLASIUS, D.; KOTTKE, I. UND OBERWINKLER, F. (1985): Zur Bewertung der Güte von Fichtenwurzeln geschädigter Bestände. Forstw. Cbl. **104**, 318-325.

DÄHNE, J.; KLINGELHÖFER, D.; OTT, M. AND ROTHE, G.M. (1995): Liming induced stimulation of the amino acid metabolism of mycorrhizal roots of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.). *Plant and Soil* **173**, 67-77.

FEIL, W. (1989): Morphologische und anatomische Untersuchungen zur Reaktion von *Picea abies* [L.] Karst. auf natürlichen und experimentellen Trockenstreß. Dissertation, Universität Tübingen

KÖSTLER, J.N.; BRÜCKNER, E. UND BIBELRIETHER, H. (1968): Die Wurzeln der Bäume. Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin.

NOWOTNY, I. (1992): Einfluß von Bodenversauerung und kompensatorischer Kalkung auf den Kohlenhydrat-Stoffwechsel mykorrhizierter Fichten (*Picea abies* [L.] Karst.). Dissertation, Universität Mainz

NOWOTNY, I., DÄHNE, J., KLINGELHÖFER, D. UND ROTHE, G.M. (1996): The effect of artificial soil acidification and liming on growth and nutrient status of mycorrhizal roots of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.). *Plant and Soil*, im Druck.

RAPP, C. (1991): Untersuchungen zum Einfluß von Kalkung und Ammoniumsulfat-Düngung auf Feinwurzeln und Ektomykorrhizen eines Buchenaltbestandes im Solling. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 72

ROTHER, G.M. UND VOGELI, A. (1991): Biomasse, Stärke- und Saccharosegehalte von Fichtenfeinstwurzeln (*Picea abies* [L.] Karst.) in Abhängigkeit von Standort und Jahreszeit - Höglwald und Hils im Vergleich. Forstw. Forschungen, H. 39, 49-60.

SCHÜLER, G. UND ZWICK, N. (1992): Die Beeinflussung von Feinwurzelmasse und -vitalität eines Kiefernbestandes (*Pinus sylvestris* L.) mit unterständiger Buche (*Fagus sylvatica* L.) durch pflanzenverfügbare Elemente, sowie Veränderungen nach unterschiedlichen Kalkungsmaßnahmen. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz Nr. 21/1992, 69-98.

VOGELEI, A. (1996): Vergleichende enzymatische Untersuchungen zum Kohlenhydratstoffwechsel der Feinstwurzeln von Fichten (*Picea abies* [L.] Karst.) an zwei unterschiedlich stark säurebelasteten Standorten im Hils und Höglwald. Dissertation, Universität Mainz.

*Anschrift der Verfasser:*

Prof. Dr. G.M. Rothe, Naß, B., Rommel, M. und Zaglauer, T., Institut für Allgemeine Botanik  
Johannes Gutenberg-Universität, D-55099 Mainz

## 7. Anhang

**Tab. 3: Wurzelrockenmassen auf Rheinland-Pfälzischen Dauerbeobachtungsflächen, I Merzalben, ungekalkt (1994)**

Horizonte (cm)	Trockenmasse (kg/ha)					
	Feinwurzeln		Feinstwurzeln		Schwachwurzeln	Grobwurzeln
	vitale	subvitale	vitale	subvitale		
0-5	1583 ± 737	337 ± 284	1452 ± 565	253 ± 199	288 ± 582	76 ± 213
5-10	1894 ± 1717	686 ± 423	1592 ± 1495	565 ± 337	279 ± 395	64 ± 315
10-13*	909	386	740	298	237	44
13-17	905 ± 629	481 ± 273	698 ± 435	344 ± 167	410 ± 401	66 ± 245
17-25*	1305	883	1019	668	832	608
25-35	999 ± 502	1005 ± 729	798 ± 331	812 ± 558	1052 ± 1054	1355 ± 1494
35-45*	686	686	525	549	848	2067
45-55	372 ± 375	368 ± 278	253 ± 159	286 ± 175	641 ± 687	2779 ± 6028
55-65*	312	362	201	294	523	1391
65-75	252 ± 297	358 ± 269	149 ± 195	302 ± 258	406 ± 647	0
Σ	9217	5552	7428	4371	5516	8450
Σ (0-35) % von Σ	7595 82 %	3778 68 %	6300 85 %	2940 67 %	3098 56 %	2213 26 %

Feinwurzeln ( $d \leq 2$  mm), Feinstwurzeln ( $d \leq 1$  mm), Schwachwurzeln ( $d = 2-5$  mm), Grobwurzeln ( $d \geq 5$  mm), \* interpolierte Werte

**Tab. 4: Wurzelrockenmassen auf Rheinland-Pfälzischen Dauerbeobachtungsflächen, II Merzalben, gekalkt (1994)**

Horizonte (cm)	Trockenmasse (kg/ha)					
	Feinwurzeln		Feinstwurzeln		Schwachwurzeln	Grobwurzeln
	vitale	subvitale	vitale	subvitale		
0-5	1759 ± 1082	531 ± 721	1520 ± 785	219 ± 135	205 ± 287	76 ± 232
5-10	1170 ± 586	600 ± 328	993 ± 430	491 ± 238	328 ± 394	225 ± 790
10-13*	604	74	503	334	211	84
13-17	676 ± 466	604 ± 358	545	497 ± 309	300 ± 356	42 ± 121
17-25*	1039	869	818	694	660	2761
25-35	903 ± 450	660 ± 475	680 ± 273	493 ± 224	899 ± 566	6800 ± 11052
35-45*	748	628	525	477	885	4426
45-55	591 ± 800	595 ± 315	370 ± 551	462 ± 203	871 ± 606	2053 ± 3481
55-65*	483	623	336	400	639	1027
65-75	376 ± 229	648 ± 603	302 ± 125	336 ± 225	406 ± 592	0
Σ	8349	6171	6592	4403	5404	17494
Σ (0-35) % von Σ	6151 74 %	3338 54 %	5059 77 %	2728 62 %	2603 48 %	9988 57 %

Feinwurzeln ( $d \leq 2$  mm), Feinstwurzeln ( $d \leq 1$  mm), Schwachwurzeln ( $d = 2-5$  mm), Grobwurzeln ( $d \geq 5$  mm), \* interpolierte Werte



**Tab. 5: Wurzel-trockenmassen auf Rheinland-Pfälzischen Dauerbeobachtungsflächen, III Neuhäusel, Bimsschicht gering (1994)**

Horizonte (cm)	Trockenmasse (kg/ha)					
	Feinwurzeln		Feinstwurzeln		Schwachwurzeln	Grobwurzeln
	vitale	subvitale	vitale	subvitale		
0-5	1139 ± 888	394 ± 337	853 ± 582	275 ± 238	366 ± 480	730 ± 1803
5-10	1168 ± 1001	400 ± 367	768 ± 572	277 ± 199	700 ± 809	641 ± 1461
10-13*	503	189	314	121	370	601
13-17	406 ± 293	183 ± 131	221 ± 134	103 ± 50	428 ± 565	1092 ± 1561
17-25*	589	270	342	141	939	1979
25-35	451 ± 503	215 ± 160	298 ± 226	92 ± 34	1283 ± 2076	2218 ± 3283
35-45*	298	162	197	74	736	1148
45-55	144 ± 226	106 ± 144	94 ± 132	54 ± 40	189 ± 242	78 ± 235
55-65*	74	54	48	28	95	40
65-75	0	0	0	0	0	0
Σ	4772	1973	3135	1165	5106	8527
Σ (0-35) von Σ %	4256 89 %	1651 84 %	2796 89 %	1009 87 %	4086 80 %	7261 85 %

Feinwurzeln ( $d \leq 2$  mm), Feinstwurzeln ( $d \leq 1$  mm), Schwachwurzeln ( $d = 2-5$  mm), Grobwurzeln ( $d \geq 5$  mm), \* interpolierte Werte

**Tab. 6: Wurzel-trockenmassen auf Rheinland-Pfälzischen Dauerbeobachtungsflächen, IV Neuhäusel, Bimsschicht mächtig (1994)**

Horizonte (cm)	Trockenmasse (kg/ha)					
	Feinwurzeln		Feinstwurzeln		Schwachwurzeln	Grobwurzeln
	vitale	subvitale	vitale	subvitale		
0-5	891 ± 574	388 ± 339	786 ± 445	283 ± 238	113 ± 175	165 ± 405
5-10	786 ± 458	384 ± 212	639 ± 327	281 ± 119	432 ± 623	161 ± 460
10-13*	351	193	263	135	217	481
13-17	306 ± 304	209 ± 140	189 ± 125	137 ± 61	233 ± 313	1152 ± 2120
17-25*	462	334	267	199	605	1981
25-35	390 ± 463	310 ± 157	193 ± 127	153 ± 72	929 ± 863	2073 ± 3018
35-45*	334	220	155	117	599	1964
45-55	275 ± 350	130 ± 116	115 ± 114	82 ± 54	269 ± 684	1852 ± 5554
55-65*	337	138	155	80	581	2672
65-75	400 ± 408	146 ± 193	195 ± 187	78 ± 96	893 ± 1332	3489 ± 7172
Σ	4531	2452	2957	1545	4871	15990
Σ (0-35) von Σ %	3186 70 %	1818 74 %	2337 79 %	1188 77 %	2529 52 %	6013 38 %

Feinwurzeln ( $d \leq 2$  mm), Feinstwurzeln ( $d \leq 1$  mm), Schwachwurzeln ( $d = 2-5$  mm), Grobwurzeln ( $d \geq 5$  mm), \* interpolierte Werte

**Tab. 7: Wurzel trockenmassen [kg/ha] auf Rheinland-Pfälzischen Dauerbeobachtungsflächen. Merzalben, ungekalkt; Erhebungsjahr 1995**

Horizont [cm]	Feinwurzeln		Feinstwurzeln	
	vitale	subvitale	vitale	subvitale
0 - 5	1930 ± 1143	861 ± 760	1747 ± 985	788 ± 683
5 - 10	1521 ± 872	738 ± 445	1258 ± 648	648 ± 348
10 - 20	2160 ± 1261	1114 ± 714	1766 ± 964	984 ± 617
20 - 30	1285 ± 1021	780 ± 663	1020 ± 806	675 ± 561
Σ 0 - 30	6996 ± 4298	3494 ± 2582	5792 ± 3403	3095 ± 2210
%	66	34	65	35
Σ	10400 ± 6900		8900 ± 5600	

Feinwurzeln:  $d \leq 2\text{mm}$ ; Feinstwurzeln:  $d \leq 1\text{mm}$ .

**Tab. 8: Wurzel trockenmassen [kg/ha] auf Rheinland-Pfälzischen Dauerbeobachtungsflächen. Merzalben, gekalkt; Erhebungsjahr 1995**

Horizont [cm]	Feinwurzeln		Feinstwurzeln	
	vitale	subvitale	vitale	subvitale
0 - 5	1714 ± 1054	595 ± 608	1536 ± 897	495 ± 522
5 - 10	1338 ± 845	591 ± 291	1026 ± 434	496 ± 213
10 - 20	1514 ± 806	1137 ± 520	1242 ± 600	903 ± 333
20 - 30	1048 ± 714	732 ± 386	713 ± 425	587 ± 249
Σ 0 - 30	5614 ± 3419	3057 ± 1806	4517 ± 2356	2481 ± 1317
%	64	36	64	36
Σ	8700 ± 5200		7000 ± 3600	

Feinwurzeln:  $d \leq 2\text{mm}$ ; Feinstwurzeln:  $d \leq 1\text{mm}$ .

**Tab. 9: Wurzel trockenmassen [kg/ha] auf Rheinland-Pfälzischen Dauerbeobachtungsflächen. Neuhäusel, bimsgering; Erhebungsjahr 1995**

Horizont [cm]	Feinwurzeln		Feinstwurzeln	
	vitale	subvitale	vitale	subvitale
0 - 5	1607 ± 792	298 ± 290	1285 ± 493	257 ± 234
5 - 10	1140 ± 903	344 ± 326	838 ± 637	279 ± 194
10 - 20	1112 ± 933	205 ± 182	796 ± 661	255 ± 196
20 - 30	773 ± 781	847 ± 798	525 ± 513	139 ± 93
Σ 0 - 30	4632 ± 3409	1082 ± 993	3444 ± 2303	930 ± 717
%	79	21	79	21
Σ	5800 ± 4400		4300 ± 3000	

Feinwurzeln:  $d \leq 2\text{mm}$ ; Feinstwurzeln:  $d \leq 1\text{mm}$ .

**Tab. 10: Wurzelrockenmassen [kg/ha] auf Rheinland-Pfälzischen Dauerbeobachtungsflächen. Neuhäusel, bimsmächtig; Erhebungsjahr 1995**

Horizont [cm]	Feinwurzeln		Feinstwurzeln	
	vitale	subvitale	vitale	subvitale
0 - 5	1224 ± 1192	392 ± 355	995 ± 802	332 ± 282
5 - 10	716 ± 425	333 ± 273	505 ± 224	260 ± 175
10 - 20	715 ± 474	394 ± 225	552 ± 284	289 ± 126
20 - 30	569 ± 905	149 ± 154	401 ± 731	107 ± 70
Σ 0 - 30	3224 ± 2997	1269 ± 1008	2454 ± 2041	988 ± 654
%	71	29	71	29
Σ	4500 ± 4000		3500 ± 2700	

Feinwurzeln:  $d \leq 2\text{mm}$ ; Feinstwurzeln:  $d \leq 1\text{mm}$ .

**Tab. 11: Konzentrationen organischer Säuren (mg/g TM) in vitalen Feinstwurzeln ( $d \leq 1\text{ mm}$ ) der ungekalkten und gekalkten Fläche in Merzalben (Spätsommer 1994)**

Säure	0 - 5 cm Bodentiefe		5 - 10 cm Bodentiefe	
	ungekalkt	gekalkt	ungekalkt	gekalkt
Äpfelsäure	0.783 ± 0.259 (2.92 ± 0.97)	1.322 ± 0.423 (4.93 ± 1.58)	0.468 ± 0.312 (1.75 ± 1.16)	0.745 ± 0.444 (2.78 ± 1.66)
Citronensäure	0.522 ± 0.214 (0.91 ± 0.37)	0.911 ± 0.439 (1.58 ± 0.76)	0.229 ± 0.155 (0.40 ± 0.27)	0.535 ± 0.303 (0.61 ± 0.53)
Essigsäure	0.790 ± 0.220 (13.16 ± 3.66)	0.743 ± 0.324 (12.37 ± 5.40)	0.717 ± 0.376 (11.94 ± 6.26)	0.784 ± 0.274 (13.06 ± 4.56)
Milchsäure	0.185 ± 0.143 (2.05 ± 1.59)	0.129 ± 0.052 (1.43 ± 0.58)	0.156 ± 0.125 (1.73 ± 1.39)	0.129 ± 0.051 (1.42 ± 0.57)

In Klammern sind die Konzentrationen in  $\mu\text{mol IÄ/g TM}$  angegeben.  
± : Standardabweichung

**Tab. 12: Kationengehalte ( $\mu\text{mol IÄ/g TM}$ ) in vitalen Feinstwurzeln der Flächen in Merzalben (Spätsommer 1995)**

Boden- horizont (cm)	Ca		Mg		K	
	ungekalkt	gekalkt	ungekalkt	gekalkt	ungekalkt	gekalkt
0 - 5	10.02 $\pm 0.87$	15.12 $\pm 3.85$	9.37 $\pm 1.68$	21.7 $\pm 3.64$	33.55 $\pm 4.34$	64.17 $\pm 13.49$
5 - 10	9.34 $\pm 0.79$	9.34 $\pm 2.01$	11.02 $\pm 2.68$	12.68 $\pm 3.46$	39.77 $\pm 10.20$	39.46 $\pm 14.95$
10 - 20	10.88 $\pm 3.10$	7.86 $\pm 2.41$	11.72 $\pm 3.7$	11.15 $\pm 2.87$	48.93 $\pm 17.53$	30.49 $\pm 9.9$
20 - 30	7.83 $\pm 3.04$	11.38 $\pm 6.25$	10.22 $\pm 5.5$	15.84 $\pm 6.28$	54.06 $\pm 21.07$	53.22 $\pm 26.5$

$\pm$  : Standardabweichung

# Untersuchung der Auswirkungen einer Düngemaßnahme auf physiologische und biochemische Parameter unterschiedlich geschädigter Fichten an der Umweltkontrollstation Idar-Oberstein

V. Schmitt und A. Wild

**Keywords:** picea abies, liming, vitality, nutrient status, biochemical indicator, permanent observation plots

## Summary

Title of the paper: Effects of a lime application on physiological and biochemical characteristics of spruce trees differing in defoliation status at the environmental monitoring station Idar-Oberstein.

The effects of a fertilization with magnesium-lime (dolomitic rock powder) on the vitality of 120-years-old Norway spruce (*Picea abies*) trees growing on quartzite were studied during the course of 8 years (1988-1995). Besides nutrient status, several biochemical indicators for cellular stress and damage, as the contents of chlorophyll, ascorbic acid, free proline and the activity of the enzyme phosphoenolpyruvate carboxylase were assessed in previous year's needles of undamaged and damaged, as well as unfertilized and fertilized trees. Two years after the fertilization measure a significant increase in the magnesium content in needles of the fertilized trees was noticed. However, biochemical stress indicators as well as the visible state of damage (needle loss) do not show striking symptoms of an increasing vitality of the fertilized trees until 1995 (six years after fertilization).

**Schlüsselwörter:** Fichte, Kalkung, Vitalität, Ernährungsstatus, Biochemie, Dauerbeobachtungsflächen

## Zusammenfassung

Im Zeitraum von 1988 bis 1995 wurden an der Umweltkontrollstation (UKS) Idar-Oberstein an ungedüngten und gedüngten Fichten verschiedenen Schädigungsgrades Untersuchungen zum Ernährungsstatus und zur Nadelbiochemie durchgeführt. Die Düngemaßnahme führte insbesondere seit dem Jahr 1991 zu einer deutlichen Verbesserung der Mg-Nadelspiegelwerte der gedüngten Bäume. Diese sollten insbesondere bei den geschädigten und gedüngten Bäumen zu einer Vitalitätssteigerung führen. Bislang lassen sowohl okulare, als auch biochemische Parameter noch keine Vitalitätssteigerung über das Ausgangsniveau vor der Düngemaßnahme hinaus erkennen.

## 1. Einleitung

Neben der direkten Schädigung der oberirdischen Organe durch gasförmige Luftschadstoffe spielt der Eintrag von Säuren in Waldböden eine zentrale Rolle bei der Entstehung sowohl der „klassischen“ wie der „neuartigen“ Waldschäden. Dabei übersteigen alleine die Säuredepositionen aus anthropogenen Quellen die Pufferraten der Waldböden um ein Vielfaches (ULRICH 1991). Die Folgen der Versauerung der Waldböden sind Verluste an basischen Kationen (insbesondere Ca, Mg und K) durch verstärkte Auswaschung, Freisetzung von Aluminium- und Schwermetallionen sowie ein Überangebot von Stickstoffverbindungen wie Nitrat und Ammonium. Neben direkten Säureschäden im Wurzelbereich sind daher Nährelementmängel, Nährelementungleichgewichte (insbesondere bezogen auf Stickstoff) sowie Aluminium- und Schwermetalltoxizität die Folge.

Eine wirksame Maßnahme gegen die fortschreitende Versauerung der Waldböden stellt die Kompensationskalkung dar (ULRICH 1986). An Standorten, an denen boden- oder immissionsbedingt ein zusätzlicher Nährstoffmangel herrscht, kann die Nährstoffversorgung durch eine gezielte Kompensationsdüngung ergänzt werden. Dabei wird Gesteinsmehlen eine harmonische Düngewirkung bezüglich der Elemente Calcium, Magnesium und Kalium zugesprochen (HILDEBRAND 1989). Kalkungs- bzw. Düngemaßnahmen sollen mittelfristig zu einer Verbesserung der Vitalität von Waldbeständen beitragen, oder doch zumindest einen weiteren Vitalitätsrückgang aufhalten. Sie stellen jedoch keine Alternative zu den erforderlichen Maßnahmen der Luftreinhaltung dar.

Im Jahr 1989 wurde von der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz auf der Versuchsfäche Idar-Oberstein im Hunsrück eine restabilisierende Düngemaßnahme mit dolomitischem Kalk an einem auf einem basenarmen Bodensubstrat stockenden Fichten-Altbestand durchgeführt. Im Rahmen dieses Versuches sollte geklärt werden, ob durch diese Düngemaßnahme die Vitalität des Bestandes verbessert werden kann. Hierzu wurden auf der gedüngten Fläche und der Kontrollfläche jeweils ungeschädigte und geschädigte Fichten ausgewählt. Die Entwicklung des Vitalitätszustandes der Untersuchungsbäume sollte dabei nicht allein durch die okulare Schadansprache bewertet werden. Die Aufgabenstellung des vorliegenden Forschungsvorhabens war es zu prüfen, ob Prozesse der Vitalitätsänderung mit Hilfe verschiedener biochemischer Parameter an Fichtennadeln erfaßt und verfolgt werden können (WILD & SCHMITT 1995). Die hierzu ausgewählten Parameter (Gehalte an Chlorophyll, an Komponenten der Photosynthesemembran von Chloroplasten, Streßmetaboliten und Mineralstoffen, sowie Aktivität von Streßenzymen) ließen bei zurückliegenden bzw. gleichzeitig ablaufenden Untersuchungen an Fichten verschiedener Freilandstandorte eine Differenzierung zwischen Bäumen unterschiedlichen Schädigungsgrades zu (WILD et al. 1990; 1996a).

Als objektives Kriterium für den Erfolg der Düngemaßnahme wurde der Mineralstoffstatus der Nadeln (insb. der Mg- und Ca-Status) gewertet. Da bei älteren Bäumen mit einer längeren Reaktionszeit auf die Düngemaßnahme gerechnet werden mußte, war das Vorhaben als Langzeitstudie angelegt. Um die Untersuchungsbäume während des langen Beobachtungszeitraums möglichst zu schonen, wurden Beprobungshäufigkeit und -intensität bewußt niedrig gehalten. Im Rahmen des Statuskolloquiums wird ein Überblick über die Ergebnisse des gesamten Untersuchungszeitraums von 1988 bis 1995 gegeben.

## **2. Material und Methoden**

### **2.1 Standort**

Der Standort Idar-Oberstein befindet sich in der Abteilung 119 des Forstamtes Idar-Oberstein, Forstrevier Leisel, in einer Höhe von 620-665 m über NN im Wuchsgebiet Hunsrück, Wuchsbezirk Hoch- und Idarwald. Das geologische Ausgangssubstrat bildet ein Quarzit mit einer Decklehmauflage. Als Bodentyp herrscht eine schwach podsolige Braunerde vor. Die Humusform ist ein rohhumusartiger Moder mit einem durchschnittlichen pH-Wert von 2,7. In den tieferen Bodenschichten (B-Horizont) sind pH-Werte von 3,2 bis 4,5 zu finden. Bezüglich der Versorgung mit Nährstoffen ist der Standort als oligo- bis mesotroph zu bezeichnen. Aufgrund der hohen Niederschlagsmengen ist der Standort relativ frisch.

Klima- und Immissionsdaten am Standort werden von der unmittelbar benachbarten ZIMEN-Meßstation Leisel registriert. Der Standort Leisel, der in einem sog. Reinluftgebiet liegt, weist eine deutliche Belastung mit dem Luftschadstoff Ozon auf. In den Sommermonaten werden häufig Halbstundenmaximalwerte von  $200 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  Ozon erreicht. Dagegen spielen die Luftschadstoffe  $\text{SO}_2$  und  $\text{NO}_x$  an diesem Standort keine Rolle. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt ca.  $7^\circ\text{C}$  und der mittlere Niederschlag ca. 1100 mm pro Jahr.

### **2.2 Düngemaßnahme**

Ein Teil der Versuchsfläche wurde im Februar 1989 von Hand mit  $6 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$  dolomitischem Kalk der Herkunft Wellen mit der Körnung 0-2 mm gekalkt. Nach einer Analyse vom 01.07.1982 setzt sich grob vermahlener Rohdolomitsand dieser Herkunft wie folgt zusammen: 51,80 %  $\text{CaCO}_3$ , 42,50 %  $\text{MgCO}_3$ , 3,40 %  $\text{SiO}_2$ , 1,15  $\text{Al}_2\text{O}_3$ , 0,75 %  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ . Ein Detailplan der Untersuchungsfläche mit der Lage der Untersuchungsbäume findet sich unter Abbildung 1.

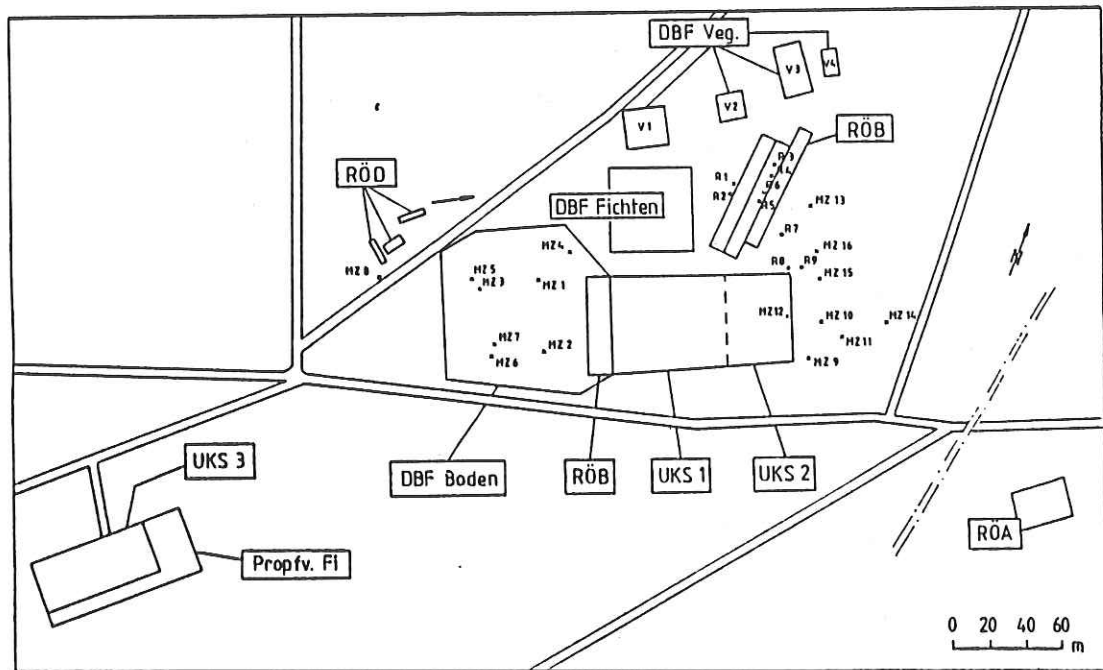


Abb. 1: Karte der Umweltkontrollstation Idar-Oberstein und Lage der untersuchten Bäume.

### 2.3 Untersuchungsbäume

Auf dem Standort stockt ein ca. 120-jähriger Fichtenbestand auf einem ca. 8° geneigten Südosthang. Als Untersuchungsbäume wurden auf der ungedüngten bzw. gedüngten Teilfläche je 4 weitgehend ungeschädigte und geschädigte Fichten ausgewählt. Die 16 Bäume verteilten sich auf folgende vier Varianten:

MZ 1 - MZ 4: Ungedüngte und ungeschädigte Bäume (Kürzel: D-U)

MZ 5 - MZ 8: Ungedüngte und geschädigte Bäume (Kürzel: D-G)

MZ 9 - MZ 12: Gedüngte und ungeschädigte Bäume (Kürzel: D+U)

MZ 13- MZ 16: Gedüngte und geschädigte Bäume (Kürzel: D+G)

### 2.4 Probennahme

Die Probennahme wurde von 1988 bis 1993 an jeweils zwei Terminen pro Jahr, 1994 und 1995 an je einem Termin pro Jahr zu folgenden Zeitpunkten durchgeführt:

1988: 25.05. / 08.11.

1992: 29.07. / 04.11.

1989: 29.05. / 26.10.

1993: 28.07. / 03.11.

1990: 24.07. / 06.11.

1994: 28.09.

1991: 29.07. / 28.10.

1995: 10.10.



An den einzelnen Ernteterminen wurden durch Baumsteiger je ein Ast aus dem 7. - 9. Wirtel eines Baumes entnommen. Von den Probeästen wurden die vorjährigen Jahrestriebe abgeschnitten und durch Eintauchen in flüssigen Stickstoff entnadelt. 1988 bis 1993 wurden gleiche Volumenanteile der Nadeln der vier Bäume einer Variante zu einer Mischprobe vereinigt und gründlich durchmischt. 1994 und 1995 wurden die Untersuchungsbäume einzelbaumweise beprobt. Die Nadeln wurden tiefgefroren in Polyvials abgefüllt, in das Labor transferiert und bis zur Analyse bei -80 °C aufbewahrt.

## 2.5 Methoden

Alle Untersuchungen wurden an Nadeln des vorjährigen (zweiten) Nadeljahrgangs durchgeführt.

Für die Bestimmung der Mineralstoffgehalte wurden die Nadeln gewaschen, getrocknet und zermahlen. Das Nadelpulver wurde mit 65 %iger Salpetersäure aufgeschlossen. Die Bestimmung der Mineralstoffe Ca, Mg, Mn und K (ab 1989 bis 1993) sowie Fe und Zn (ab 1991 bis 1993) wurden mit Hilfe eines Atomabsorptions-Spektrometers (AAS) durchgeführt. 1994 und 1995 wurden diese Elemente sowie zusätzlich die Elemente B, P und S mittels eines ICP-Emissionsspektrometers quantifiziert. Die Bestimmung des N-Gehaltes (ab 1991 bis 1995) wurde mit Hilfe eines CHN-Analyzers durchgeführt.

Als ausgewählte biochemische Parameter wurden im Rahmen des Statuskolloquiums der Gesamt-Chlorophyllgehalt, der Gesamt-Ascorbatgehalt, der Gehalt an freiem Prolin und die PEPC-Aktivität präsentiert.

Der Gesamt-Chlorophyllgehalt (Chlorophyll a+b) wurde nach Extraktion mit Dimethylsulfoxid (DMSO) spektrophotometrisch nach der Methode von HISCOX & ISRAELSTAM (1979) bestimmt. Die Bestimmung des Gesamt-Ascorbatgehaltes (Ascorbat + Dehydroascorbat) erfolgte über HPLC (SCHMIEDEN & WILD 1994). Der Gehalt an der freien Aminosäure Prolin wurde kolorimetrisch aus einem sulfosalicylsauren Nadelhomogenat nach der Methode von BATES et al. (1973) bestimmt. Die Bestimmung der Aktivität der Phosphoenolpyruvat-Carboxylase (PEPC) erfolgte spektrophotometrisch über einen gekoppelten optischen Test nach WARBURG (TIETZ & WILD 1991).

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Auswirkungen der Düngemaßnahme auf den Mineralstoffgehalt

Im folgenden wird exemplarisch auf die Analysenergebnisse der Mineralstoffe Mg, Ca und K eingegangen.

Die Magnesium-Gehalte der vier Baumkollektive lagen zum 2. Erntetermin 1989 zwischen 300 und 340  $\mu\text{g}\cdot\text{gTG}^{-1}$  im 2. Nadeljahrgang. Nach EVERS (1994) ist für den zweiten Nadeljahrgang der Fichte mit einem leichten Mangel bei Mg-Gehalten  $< 490 \mu\text{g}\cdot\text{gTG}^{-1}$  und einem starken Mangel mit einsetzender Nadelchlorose bei Mg-Gehalten  $< 370 \mu\text{g}\cdot\text{gTG}^{-1}$  zu rechnen. Somit war die Mg-Versorgung der Untersuchungsbäume vor und wenige Monate nach der Düngemaßnahme als mangelhaft einzustufen. Eine Auswirkung der Düngung auf den Mg-Gehalt der Nadeln zeichnete sich ab 1991 ab und kam ab 1993 schließlich voll zur Geltung (Abbildung 2). Diese Befunde decken sich mit einem seit 1990 erhöhten Austrag von  $\text{Mg}^{2+}$ -Ionen auf der gedüngten Parzelle im Vergleich zur ungedüngten Parzelle (BLOCK 1995). Die Steigerung der Mg-Gehalte der beiden gedüngten Varianten hielt bis zum Ende des Untersuchungszeitraums 1995 an. Während die gedüngten Bäume ab 1991 ausreichende Mg-Nadelspiegelwerte aufweisen, ist die Mg-Versorgung der Bäume der Variante D-U im gesamten Untersuchungszeitraum schwach, die der Variante D-G mangelhaft. Neben dem Düngeeffekt zeichnet sich weiterhin eine bessere Mg-Versorgung der ungeschädigten Bäume gegenüber den geschädigten Bäumen ab.

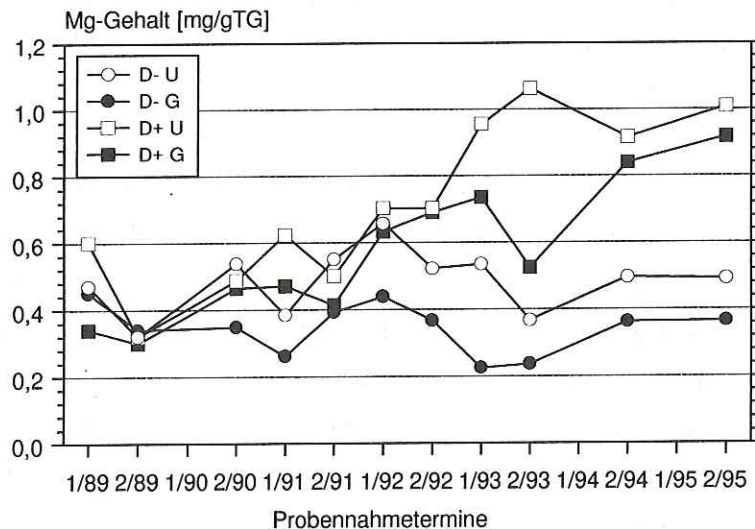
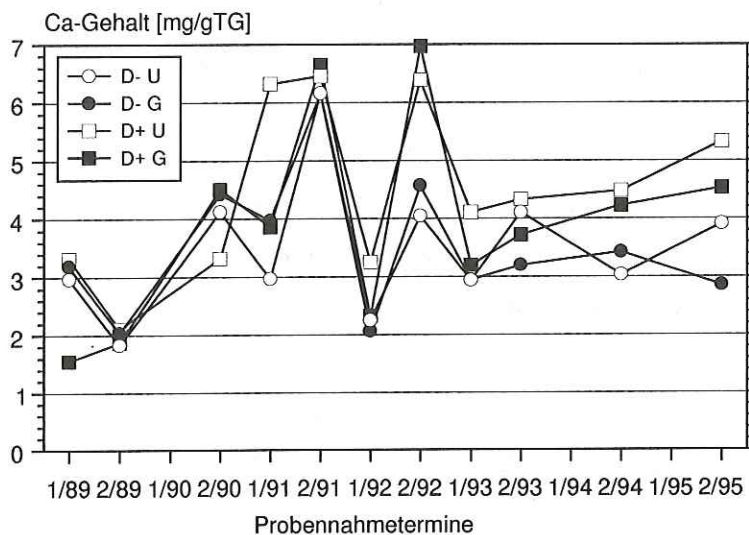


Abb. 2: Entwicklung der Mg-Gehalte der vier Fichtenkollektive von 1989 bis 1995.

Die Calcium-Gehalte lagen beim 1. Probennahmetermin 1989 bei den vier Baumkollektiven zwischen 1,55 und 3,32  $\text{mg}\cdot\text{gTG}^{-1}$ , beim 2. Probennahmetermin 1989 zwischen 1,83 und 2,11  $\text{mg}\cdot\text{gTG}^{-1}$ . Allgemein werden bei der Fichte Ca-Nadelspiegelwerte  $< 3 \text{mg}\cdot\text{gTG}^{-1}$  als „Man-

gel“ interpretiert. Die physiologische Bedeutung dieses Grenzwertes ist jedoch fraglich, da der größte Anteil des Ca-Gesamtgehaltes der Nadeln - gerade bei Fichten auf Kalkstandorten - als physiologisch inaktives Calciumoxalat vorliegt (FINK 1992). Ob niedrige Ca-Nadelspiegelwerte von zellphysiologischer Bedeutung sind, erscheint daher zweifelhaft. TÜRK et al. (1993) vermuten keine positive Wirkung auf die Nadelphysiologie bei einer Erhöhung der Ca-Nadelspiegelwerte über ein Niveau von ca.  $1 \text{ mg} \cdot \text{gTG}^{-1}$  hinaus. HILDEBRAND & SCHÖPFER (1993) interpretieren niedrige Ca-Nadelspiegelwerte denn auch eher als ein Symptom für eine ungenügende Basensättigung (d.h. der Anteil von Na, K, Ca und Mg an der Äquivalentsumme der austauschbaren Kationen) im Boden. Ab dem Untersuchungsjahr 1992 war, neben starken Schwankungen im absoluten Gehalt, eine deutliche Erhöhung der Ca-Nadelspiegelwerte der gedüngten Bäume zu beobachten (Abbildung 3). Die Verbesserung des Ca-Status der gedüngten Bäume hielt bis zum Untersuchungsende im Jahr 1995 an. Bezüglich des Schädigungsgrades ließ sich kein Zusammenhang mit den Ca-Gehalten erkennen.



**Abb. 3:** Entwicklung der Ca-Gehalte der vier Fichtenkollektive von 1989 bis 1995.

Nach den bodenchemischen Befunden von BLOCK (1993) und WERNER (zitiert in WERNER 1995) sind die verfügbaren Kalium-Vorräte des Standorts Idar-Oberstein als gering einzustufen. Die K-Nadelspiegelwerte der Untersuchungsbäume lagen am 2. Probennahmetermin 1989 bei drei der vier Baumkollektive zwischen  $4,36$  und  $4,63 \text{ mg} \cdot \text{gTG}^{-1}$ ; Baumkollektiv D+U besaß mit  $5,43 \text{ mg} \cdot \text{gTG}^{-1}$  etwas höhere K-Gehalte. Die Größenordnung der K-Nadelspiegelwerte ist somit trotz der geringen K-Verfügbarkeit des Bodens als ausreichend zu bezeichnen. Mit K-Mangel muß ab Gehalten  $< 3 \text{ mg} \cdot \text{gTG}^{-1}$  gerechnet werden (BUCHNER 1985). Im Untersuchungszeitraum konnte kein deutlicher Trend bei den K-Gehalten gefunden werden (Abbildung 4). Eine Verringerung der K-Nadelspiegelwerte infolge der Düngemaßnahme war allenfalls im Vergleich der geschädigten Bäume zu beobachten. Dieser oftmals unerwünschte Nebeneffekt einer Kalkung bzw. Düngung mit dolomitischem Gesteinsmehl

wurde mehrfach beschrieben (ALDINGER 1987, SCHÜLER 1991) und wird auf einen Ca/K-Aufnahmeantagonismus zurückgeführt .

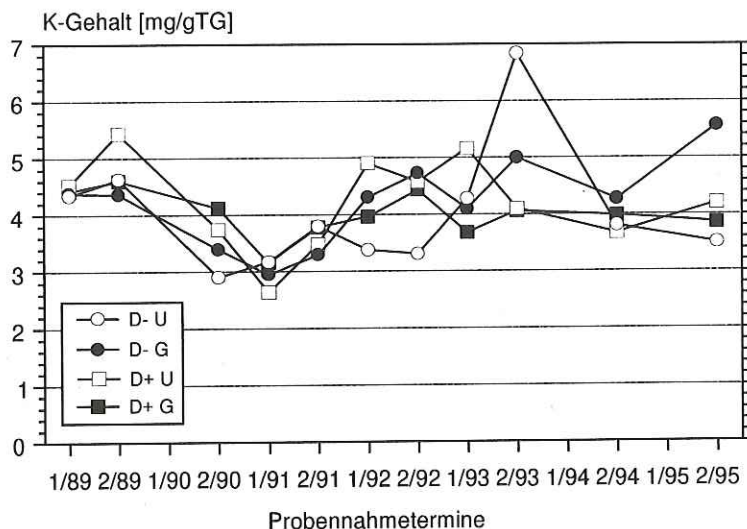


Abb. 4: Entwicklung der K-Gehalte der vier Fichtenkollektive von 1989 bis 1995.

Die folgende Tabelle 1 faßt die Mittelwerte der Mineralstoffgehalte, Tabelle 2 die Ergebnisse der zweifaktoriellen Varianzanalyse über diese Mineralstoffgehalte in Abhängigkeit von den beiden unabhängigen Faktoren Düngung und Schädigung in den beiden letzten Untersuchungsjahren 1994 und 1995 zusammen.

	Untersuchungsjahr 1994				Untersuchungsjahr 1995			
	D-U	D-G	D+U	D+G	D-U	D-G	D+U	D+G
B	18,66	18,99	9,63	16,22	18,98	20,77	11,29	13,05
Ca	3,033	3,423	4,477	4,220	3,910	2,854	5,326	4,523
Fe	98,28	132,72	110,87	124,16	134,63	132,82	90,65	111,13
K	3,803	4,267	3,671	3,985	3,500	5,558	4,197	3,858
Mg	0,496	0,362	0,915	0,839	0,492	0,365	1,008	0,917
Mn	1,624	1,645	1,289	1,314	2,116	1,472	1,401	1,292
N	12,10	11,60	11,99	12,61	11,80	12,34	13,75	14,86
P	0,792	0,760	0,788	0,791	0,824	1,057	0,911	0,867
S	0,839	0,788	0,806	0,865	0,799	0,900	0,871	0,835
Zn	18,96	19,79	28,60	23,03	24,01	22,22	38,49	27,99

Tab. 1: Mittelwerte der Nährstoffgehalte der vier Fichtenkollektive in den Jahren 1994 und 1995. Ca, K, Mg, Mn, N, P, S: [mg/gTG]; B, Fe, Zn: [µg/gTG]

In diesen beiden letzten Untersuchungsjahren ergab sich ein höchst signifikanter Effekt der Düngung auf den Mg-Gehalt der Nadeln. 5½ bzw. 6½ Jahre nach der Düngemaßnahme besaßen die gedüngten Bäume ca. doppelt so hohe Mg-Gehalte wie die ungedüngten Bäume. Der Schädigungsgrad der Bäume übte dagegen keinen statistisch abgesicherten Einfluß auf den Mg-Gehalt aus. Auch bei den Ca-Gehalten ergab sich in beiden Untersuchungsjahren ein, wenn auch deutlich schwächerer, signifikanter Einfluß der Düngung, während der Schädigungsgrad der Bäume den Ca-Gehalt nicht signifikant beeinflusst war.

Die N-Gehalte der Untersuchungsbäume waren im Untersuchungsjahr 1995, nicht jedoch in 1994 bei den Bäumen der gedüngten Varianten signifikant gegenüber denen der ungedüngten Varianten erhöht. BLOCK (1995) fand am Standort Idar-Oberstein eine tendenzielle Verringerung der Nitratausträge mit dem Sickerwasser auf der gedüngten Parzelle. Im Zusammenhang mit den leicht erhöhten N-Gehalten der Nadeln der gedüngten Bäume könnte dies auf eine verstärkte N-Aufnahme der gedüngten Bäume infolge der Verbesserung der Mg-Versorgung interpretiert werden. Über eine Steigerung des N-Gehaltes von Fichtennadeln im Anschluß an eine Düngung mit dolomitischem Gesteinsmehl berichtet SCHÜLER (1991). Ein Einfluß des Schädigungsgrades auf den N-Gehalt ließ sich nicht feststellen.

Die K-Gehalte waren vor allem im Untersuchungsjahr 1995 in der Variante D-G gegenüber den übrigen Varianten erhöht. Da auch die Bäume der Variante D+U im Mittel gegenüber D-U leicht erhöhte K-Gehalte aufweisen, ergibt sich insgesamt in 1995 eine signifikante Interaktion der Faktoren Düngung x Schädigungsgrad, während die beiden Faktoren alleine keinen signifikanten Einfluß auf den K-Gehalt ausüben.

Die Zn-Gehalte in den Nadeln der ungedüngten Bäume bewegten sich zumeist um oder unter  $20 \mu\text{g}\cdot\text{gTG}^{-1}$ . Nach ZÖTTL & HÜTTL (1985) setzt der Zn-Mangelbereich bei der Fichte unterhalb eines Schwellenwertes von ca.  $30 \mu\text{g}\cdot\text{gTG}^{-1}$  ein; andere Autoren setzen die Mangelgrenze jedoch mit  $10 - 15 \mu\text{g}\cdot\text{gTG}^{-1}$  weitaus tiefer an (vgl. ALDINGER 1987). Infolge der Düngemaßnahme waren ab 1991/92 die Zn-Nadelspiegelwerte in der gedüngten Variante gegenüber der ungedüngten Variante und bei den ungeschädigten Bäumen gegenüber den geschädigten Bäumen tendenziell erhöht. Insbesondere die Bäume der Variante D+U wiesen ab 1992 Zn-Nadelspiegelwerte um oder über  $30 \mu\text{g}\cdot\text{gTG}^{-1}$  auf; sie besaßen somit als einzige Variante eine sicherlich ausreichende Zn-Versorgung. Dieser Düngeeffekt war jedoch ebensowenig wie der Einfluß des Schädigungsgrades statistisch abzusichern

Die P-Gehalte bewegen sich, jeweils im Mittel der vier Varianten, zwischen  $0,76$  und  $0,79 \text{mg}\cdot\text{gTG}^{-1}$  im Jahr 1994 und  $0,82$  und  $1,06 \text{mg}\cdot\text{gTG}^{-1}$  im Jahr 1995. P-Gehalte  $< 0,9 \text{mg}\cdot\text{gTG}^{-1}$  im 3. Nadeljahrgang sind bei der Fichte als gering, P-Gehalte  $< 0,7 \text{mg}\cdot\text{gTG}^{-1}$  als sehr gering

zu bewerten (WILD et al. 1996a). Variantenspezifische Effekte bei der Höhe der P-Gehalte der Untersuchungsbäume des Standorts Idar-Oberstein waren in beiden Jahren nicht zu ermitteln.

Auch die S-Gehalte der Nadeln nahmen vom Untersuchungsjahr 1994 (0,79 bis 0,87 mg·gTG<sup>-1</sup> im Mittel der vier Varianten) zum Untersuchungsjahr 1995 (0,8 bis 0,9 mg·gTG<sup>-1</sup> im Mittel der vier Varianten) leicht zu. Die S-Gehalte der Nadeln lagen damit deutlich unter den von BLOCK (1993) im Jahr 1988 ermittelten Gehalten von 1,2 mg·gTG<sup>-1</sup> im 1. und 3. Nadeljahrgang. Die von 1988 nach 1994/95 gesunkenen S-Gehalte korrespondieren mit den in diesem Zeitraum deutlich zurückgegangenen Eintrag von SO<sub>2</sub> bzw. Sulfat. Ein deutlicher Rückgang der S-Gehalte von Coniferennadeln wurde mehrfach in den Inventuren verschiedener Bundesländer beschrieben (BLOCK et al. 1991, SPELSBERG & GÖNNER 1992, HILDEBRAND & SCHÖPFER 1993). Ursächlich hierfür dürften einerseits Maßnahmen zur Rauchgasentschwefelung und andererseits die Häufung milder Winter in den letzten Jahren sein. Während in den zurückliegenden Jahrzehnten der Blick eher auf zu hohen S-Gehalten der Blätter bzw. Nadeln von Waldbäumen lag, wird daher neuerdings die Möglichkeit einer zunehmend angespannten S-Versorgung bis hin zu S-Mangel diskutiert (ENDE & HÜTTL 1993). Zwischen den S-Gehalten der Bäume der Dünge- und Schädigungsvarianten am Standort Idar-Oberstein bestanden keine signifikanten Unterschiede.

	Untersuchungsjahr 1994			Untersuchungsjahr 1995		
	Düngung (D)	Schädigung (S)	D x S	Düngung (D)	Schädigung (S)	D x S
B	*	n.s.	n.s.	***	n.s.	n.s.
Ca	*	n.s.	n.s.	*	n.s.	n.s.
Fe	n.s.	**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
K	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	*
Mg	***	n.s.	n.s.	***	n.s.	n.s.
Mn	n.s.	n.s.	n.s.	*	n.s.	n.s.
N	n.s.	n.s.	n.s.	***	n.s.	n.s.
P	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
S	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Zn	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

Tab. 2: Zweifaktorielle Varianzanalyse der Mineralstoffgehalte der Fichten in den Jahren 1994 und 1995.

Die Bor-Gehalte bewegen sich im Mittel der Varianten in beiden Jahren zwischen 9,6 und 20,8 µg·gTG<sup>-1</sup>. Da es zu B-Gehalten in Coniferen nur wenig Vergleichsdaten gibt, sind diese Werte nur schwer einzustufen. Die Mangelgrenze wird von ZÖTTL (1990) für die Fichte mit Gehalten von 8 - 10 µg·gTG<sup>-1</sup> im diesjährigen Nadeljahrgang angegeben. Es zeichnet sich ein ausgesprochener und varianzanalytisch signifikanter Düngeeffekt mit erniedrigten B-Gehalten

in den gedüngten Bäumen ab. Ein Einfluß des Schädigungsgrades der Bäume auf den B-Gehalt ist dagegen nicht festzustellen.

### **3.2 Auswirkungen der Düngemaßnahme auf die okularen Schadmerkmale der Untersuchungsbäume**

Im folgenden wird der Schädigungsgrad der Untersuchungsbäume anhand der okularen Schadmerkmale prozentualer Nadelverlust und prozentuale Nadelvergilbung dargestellt. Diese Daten beruhen auf Ansprachen durch Mitarbeiter der FVA Rheinland-Pfalz in den Jahren 1988, 1990, 1991, 1992, 1993, 1994 (nur gedüngte Bäume) und 1996.

In Abbildung 5 sind die arithmetischen Mittelwerte des prozentualen Nadelverlustes aller vier Untersuchungsbäume einer Variante im Zeitraum von 1988 bis 1996 dargestellt. Im gesamten Untersuchungszeitraum wiesen die Bäume der Variante D-G im Mittel die höchsten Nadelverluste auf, während die der Variante D+G durch stets einen etwas geringeren Nadelverlust gekennzeichnet waren. Innerhalb der Variante D-G waren die Bäume MZ 5 und MZ 8 durch zumeist deutlich höhere Nadelverluste gegenüber MZ 6 und MZ 7 gekennzeichnet; die Bäume der Variante D+G waren dagegen bezüglich des Nadelverlustes etwas homogener. Die beiden ungeschädigten Varianten waren im Mittel durch recht ähnliche Nadelverlustprozente gekennzeichnet. Von 1990 bis 1994 wiesen die Bäume der Variante D+U im Mittel gegenüber D-U geringfügig höhere Nadelverluste auf.

Während sich bei den beiden geschädigten Varianten das absolute Ausmaß des Nadelverlustes in 1996 gegenüber der Ausgangssituation 1988 praktisch nicht verändert hat, ist bei den beiden ungeschädigten Varianten im gleichen Zeitraum eine tendenzielle mittlere Verringerung der Benadelung um ca. 5 % festzustellen. Eine Verbesserung des Benadelungsgrades bei der Variante D+G relativ zur Variante D-G infolge der Düngemaßnahme ist nicht zu beobachten.

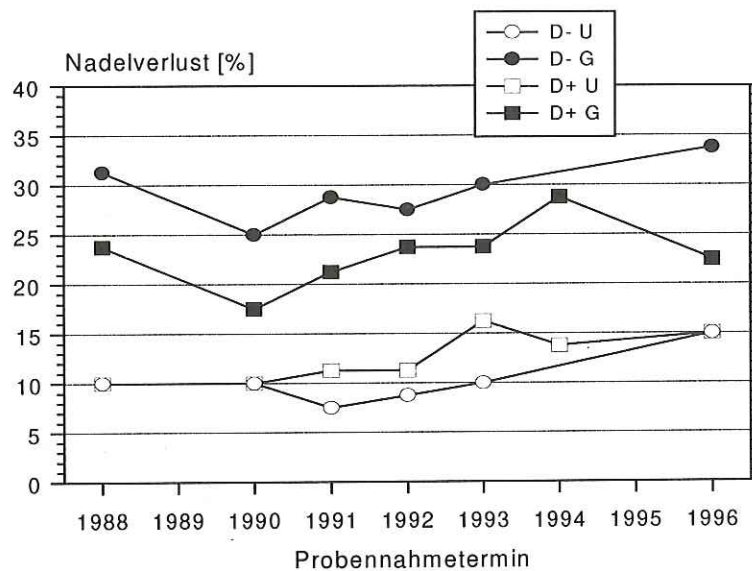


Abb. 5: Entwicklung des durchschnittlichen Nadelverlustes der vier Fichtenkollektive von 1988 bis 1995.

Die Bäume der vier untersuchten Varianten wiesen im Untersuchungszeitraum nur einen geringen Prozentsatz von vergilbten Nadeln an der verbliebenen Nadelmasse auf. Der Verlauf der Nadelvergilbung folgt bei allen vier Varianten einem ähnlichen Muster, was sich in einem annähernd parallelen Verlauf der vier Linienzüge manifestiert (Abbildung 6). Nach einem Maximum des Vergilbungsgrades im Jahr 1992 folgt ein Minimum im Jahr 1993. Der hohe mittlere Vergilbungsgrad der Variante D+G im Jahr 1994 beruht im wesentlichen auf dem Baum MZ 13, bei dem in diesem Jahr ein Vergilbungsgrad von 40 % (nach 0 % im Vorjahr) bonitiert wurde; dieser Wert ist möglicherweise zu hoch angesetzt. Zyklen von Vergilbungs- und Wiederergrünungsschüben in Fichtenbeständen wurden häufiger beschrieben und werden im Zusammenhang mit Niederschlagsdefiziten in warm-trockenen Sommern und einer daraus resultierenden verringerten Mg-Aufnahme diskutiert (Literaturübersicht bei MAKKONEN-SPIECKER & EVERS 1993).

Die prozentuale Nadelvergilbung lag bei den beiden geschädigten Varianten im Mittel immer höher oder zumindest gleich hoch wie bei den ungeschädigten Varianten. Dabei besaßen die Bäume der Variante D+G - im Gegensatz zu den Verhältnissen beim Nadelverlust - 1988 im Mittel höhere Vergilbungsprozente als die Variante D-G. Seit 1992 lag jedoch das Ausmaß der Nadelvergilbung der Variante D+G unterhalb der Variante D-G. Im Rückgang der Nadelvergilbung scheint sich ein positiver Effekt der Düngemaßnahme abzuzeichnen.



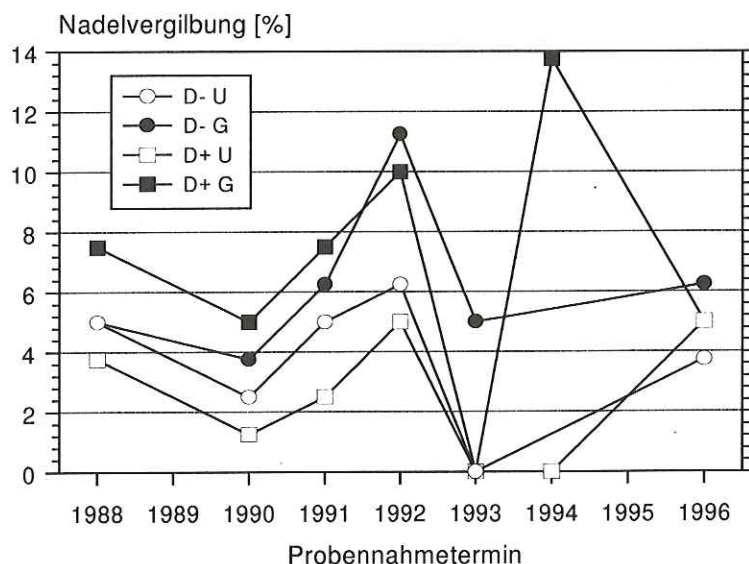


Abb. 6: Entwicklung der durchschnittlichen Nadelvergilbung der vier Fichtenkollektive von 1988 bis 1995.

### 3.3 Auswirkungen der Düngemaßnahme auf ausgewählte biochemische Vitalitätsweiser (Schadindikatoren)

#### 3.3.1 Gehalte an Gesamt-Chlorophyll

##### Bioindikative Eigenschaften des Chlorophyll-Gehaltes

Eine sichtbare Vergilbung von Blattorganen geht mit einem Chlorophyllverlust sowie einer Schädigung der Thylakoidmembranen der Mesophyllchloroplasten einher. Der Chlorophyllgehalt kann jedoch bereits vor dem Auftreten einer visuell sichtbaren Vergilbung erniedrigt sein. Parallel zum Rückgang des Chlorophyllgehaltes kommt es zu einer Verringerung der Konzentration verschiedener Redoxkomponenten (WILD et al. 1988), des peripheren Antennenkomplexes von Photosystem II (SIEFERMANN-HARMS 1996) sowie einer Beeinträchtigung der Photosyntheserate (BENNER et al. 1988, WILD et al. 1996b) und der photosynthetischen Elektronentransportkette (DIETZ et al. 1988, WILD et al. 1993). Der Chlorophyllverlust läßt sich daher als Indikator für eine allgemeine Schädigung des Photosyntheseapparates betrachten.

Eine Abnahme des Chlorophyllgehaltes von Fichtennadeln infolge einer Begasung mit Luftschadstoffen ( $O_3$ ,  $SO_2$ ,  $NO_2$ ) wurde mehrfach beschrieben (BENDER et al. 1986, JURAT et al. 1986, HAVRANEK et al. 1990, WILD & SCHMITT 1992, SIEFERMANN-HARMS 1992, LUCAS et al. 1993, SCHITTENHELM et al. 1993). Chlorotische Coniferen weisen zumeist eine Mangelversorgung mit verschiedenen Nährstoffen auf. Neben dem für die Typ I-Schäden der Fichte ursächlichen Mg-Mangel können auch andere Nährstoffe (z.B. N, K, Mn, Fe) auf sehr sauren oder alkalischen Böden Vergilbungen hervorrufen. Oftmals korrespondiert

der Mangel an einem bestimmten Nährstoff mit einem mehr oder weniger charakteristischen Verfärbungsmuster (Farbeindruck, Nadelalter, Nadeltopographie).

Die saisonale Veränderung des Chlorophyllgehaltes von Fichtennadeln war Gegenstand zahlreicher Untersuchungen. In ungeschädigten Fichten folgt der Chlorophyllgehalt einem charakteristischen Jahresgang mit niedrigen Konzentrationen im Frühjahr, die zum Sommer hin ansteigen. Bei stärker geschädigten Fichten mit ausgeprägten Vergilbungssymptomen verläuft der Jahresgang des Chlorophyllgehalts abgeschwächt, da er von dem vergilbungsbedingten Pigmentverlust überlagert wird (SIEFERMANN-HARMS 1995). Dies führt dazu, daß in geschädigten Fichten eine permanente Abnahme des Chlorophyllgehaltes über das Jahr hinweg stattfindet (WILD et al. 1993).

Untersuchungen von SIEFERMANN-HARMS et al. (1993) haben aufgezeigt, daß Fichtennadeln bei einem Chlorophyllgehalt unterhalb  $2,5 \text{ mg} \cdot \text{gTG}^{-1}$  leichte, unterhalb  $2 \text{ mg} \cdot \text{gTG}^{-1}$  deutliche visuelle Vergilbungen mit Funktionsminderungen des Photosyntheseapparates aufweisen. Chlorophyllgehalte oberhalb  $2,5 \text{ mg} \cdot \text{gTG}^{-1}$  während einer Probennahme im Sommer bzw. Herbst wurden daher als Normgehalte für ungeschädigte vorjährige Fichtennadeln gewertet.

Im Rahmen des Düngeversuchs Idar-Oberstein wurde bei Mg-defizienten Fichten als Folge der Düngemaßnahme eine den Anstieg der Mg-Nadelspiegelwerte begleitende Steigerung der Chlorophyllgehalte erwartet.

### **Meßreihe der Chlorophyll-Gehalte am Standort Idar-Oberstein**

Die Entwicklung der Chlorophyllgehalte der vier Untersuchungsvarianten im Zeitraum von 1988 bis 1995, unterbrochen von einer Meßlücke im Jahr 1989, ist in der Abbildung 7 veranschaulicht. Die Meßreihe setzt mit niedrigen Chlorophyllgehalten um oder unter  $2 \text{ mg} \cdot \text{gTG}^{-1}$  am Probennahmetermin 1/1988 ein. Diese niedrigen Werte sind z.T. auf den frühen Probennahmetermin im Mai zurückzuführen, bei dem der Chlorophyllgehalt zumeist sein Jahresminimum aufweist. Die Werte schwanken in der Folgezeit bis 1991 um Werte zwischen  $2,5$  und  $3 \text{ mg} \cdot \text{gTG}^{-1}$ . Diese Werte sind charakteristisch für die Nadeln ungeschädigter Bäume. Die Chlorophyllgehalte spiegeln somit das relativ geringe Ausmaß der Nadelvergilbung bei den Untersuchungsbäumen wider. 1992 erfolgte dann ein drastischer Rückgang der Chlorophyllgehalte aller vier Untersuchungsvarianten auf  $1,5 - 2 \text{ mg} \cdot \text{gTG}^{-1}$  am 1. Probennahmetermin 1992 und um  $2 \text{ mg} \cdot \text{gTG}^{-1}$  am 2. Probennahmetermin. Dieser Rückgang der Chlorophyllgehalte korrespondiert mit einem relativen Maximum des Vergilbungsgrades im gleichen Jahr. Möglicherweise ist das Minimum des Chlorophyllgehaltes eine Folge des Trockenstresses während des vorhergehenden Jahres. Seit diesem Zeitpunkt erfolgte eine deutliche Steigerung der Chlorophyllgehalte auf wiederum  $2,5 - 3 \text{ mg} \cdot \text{gTG}^{-1}$  im Jahr 1995. Eine deutliche Dif-

ferenzierung der Chlorophyllgehalte der Untersuchungsbäume zwischen den Faktoren Düngemaßnahme und Schädigungsgrad war im Untersuchungszeitraum nicht zu beobachten. Von 1992 bis 1994 wurden zumeist bei der Variante D-G die niedrigsten Chlorophyllgehalte gemessen; 1995 wiesen die Bäume dieser Variante im Mittel jedoch relativ hohe Chlorophyllgehalte auf.

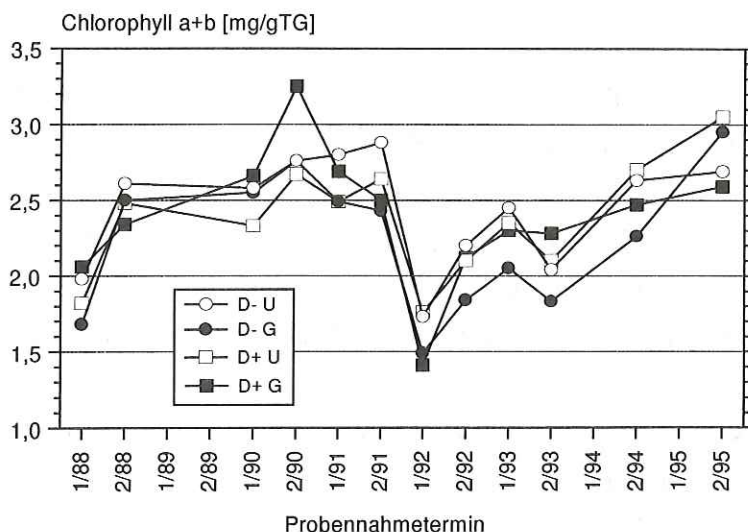


Abb. 7: Entwicklung der Chlorophyll-Gehalte der vier Fichtenkollektive von 1988 bis 1995 (1988 - 1993: Mischprobenwerte; 1994 - 1995: Arithmetische Mittelwerte).

### 3.3.2 Gehalt an Gesamt-Ascorbat

#### Bioindikative Eigenschaften des Ascorbat-Gehaltes

Ascorbat (Vitamin C) ist eine im Pflanzenreich ubiquitär verbreitete Schutzsubstanz, welche in praktisch allen Kompartimenten pflanzlicher Zellen vorkommen kann. So konnte es im Cytosol, der Vakuole und im apoplastischen Bereich nachgewiesen werden. In relativ hoher Konzentration findet es sich im Chloroplasten (HALLIWELL 1981, FOYER et al. 1994). Eine große Bedeutung besitzt Ascorbat aufgrund seiner radikalfangenden Eigenschaften. Es ist an der Entgiftung aller reaktiven Sauerstoffspezies beteiligt, die in der Pflanze entweder direkt durch biochemische Reaktionen (Superoxiddismutase-Reaktion, Mehler-Reaktion) oder durch Einfluß von Stressoren (Ozon, Stickoxide) gebildet werden (HALLIWELL 1987, LARSON 1988).

Eine Erhöhung des Ascorbatgehaltes von Coniferennadeln wurden im Rahmen mehrerer Begasungsversuche mit Ozon, SO<sub>2</sub> oder Schadgasgemischen beschrieben (MEHLHORN et al. 1986, BERMADINGER et al. 1990, WILD & SCHMITT 1992, LUCAS et al. 1993, SCHITTENHELM et al. 1993). Einige natürliche Stressoren, wie hohe Lichtintensitäten (ESTER-

BAUER et al. 1980, MANDERSCHIED & JÄGER 1990, SCHITTENHELM et al. 1993) und niedrige Temperaturen (SCHITTENHELM et al. 1993), bewirken eine Erhöhung des Ascorbatgehaltes. Dagegen kann es bei Trockenstreß zu einer Verringerung des Ascorbatgehaltes kommen (SCHITTENHELM et al. 1993). In Abhängigkeit vom Schädigungsgrad des Baumes nach visuellen Kriterien wird häufig eine Zunahme des Ascorbatgehaltes in Nadeln geschädigter Fichten beschrieben (OSSWALD et al. 1987, SCHMIEDEN & WILD 1994).

Neben einem diurnalen Rhythmus mit einem Maximum in den Mittagsstunden unterliegt der Ascorbatgehalt in ungeschädigten Fichten einem Jahresgang mit höheren Werten im Winter und Frühjahr und niedrigeren Werten während des Sommers (ESTERBAUER et al. 1980, MANDERSCHIED & JÄGER 1990, OSSWALD et al. 1990, SCHMIEDEN & WILD 1994). In geschädigten Fichten nivelliert sich dieser Jahresgang, da ein Rückgang des Ascorbatgehaltes während des Sommers nicht eintritt (SCHMIEDEN & WILD 1994).

Die Kennwerte des Ascorbatgehaltes von Fichtennadeln wurden von Freilanderhebungen an verschiedenen, unterschiedlich geschädigten Fichtenbeständen abgeleitet (SCHMIEDEN & WILD 1994). Danach besitzen vorjährige Nadeln ungeschädigter Fichten bei Probennahmen im Sommer und Herbst Ascorbatgehalte  $< 4 \text{ mg} \cdot \text{gTG}^{-1}$ . Erhöhte Ascorbatgehalte  $\geq 4 \text{ mg} \cdot \text{gTG}^{-1}$  werden bei Bäumen mit leichten Schadsymptomen, Ascorbatgehalte  $\geq 5 \text{ mg} \cdot \text{gTG}^{-1}$  bei Bäumen mit starkem Nadelverlust und zumeist erniedrigtem Chlorophyllgehalt gemessen.

Im Rahmen des Düngeversuchs Idar-Oberstein wurde bei Mg-defizienten Fichten als Folge der Düngemaßnahme eine den Anstieg der Mg-Nadelspiegelwerte begleitende Verringerung der Ascorbatgehalte erwartet.

### **Meßreihe der Ascorbat-Gehalte am Standort Idar-Oberstein**

Der Gehalt an Gesamt-Ascorbat (Ascorbat + Dehydroascorbat) wurde am Standort Idar-Oberstein von 1988 bis 1995 gemessen, wobei die Meßreihe im Jahr 1990 unterbrochen ist. Relativ niedrige Ascorbatgehalte wurden im Jahr 1991 gemessen. Da Trockenheit zu einer Erniedrigung der Ascorbatgehalte führen kann (SCHITTENHELM et al. 1993) beruhen die niedrigen Werte möglicherweise auf dem zeitweiligen Trockenstreß in diesem Jahr. Das Maximum des Ascorbatgehaltes wurde im Untersuchungszeitraum am Probennahmetermin 2/1992 erreicht; im gleichen Jahr durchlief der Chlorophyllgehalt ein Minimum. An diesem Probennahmetermin wurde in der Mischprobe der Variante D-G mit  $6,28 \text{ mg} \cdot \text{gTG}^{-1}$  der höchste Ascorbatgehalt bei einer Probe des Standorts Idar-Oberstein gemessen. Nach 1992 erfolgte - parallel zu dem Anstieg der Chlorophyllgehalte - ein deutliches Absinken der Ascorbatgehalte. Über den größten Teil des Untersuchungszeitraums wurden die höchsten Ascorbatgehalte in der

Variante D-G gefunden. 1995 erfolgte jedoch bei dieser Variante eine auffällige Verringerung der Ascorbatgehalte gegenüber dem Vorjahr, so daß mit einem Mittelwert von  $2,37 \text{ mg} \cdot \text{gTG}^{-1}$  nun die niedrigsten Ascorbatgehalte einer Variante im gesamten Untersuchungszeitraum gemessen wurden.

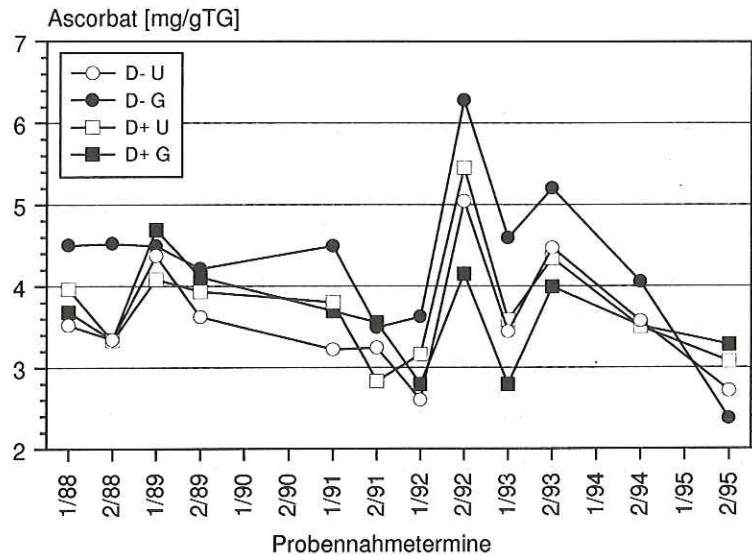


Abb. 8: Entwicklung der Ascorbat-Gehalte der vier Fichtenkollektive von 1988 bis 1995 (1988 - 1993: Mischprobenwerte; 1994 - 1995: Arithmetische Mittelwerte).

### 3.3.3 Aktivität der Phosphoenolpyruvat-Carboxylase (PEPC)

#### Bioindikative Eigenschaften der PEPC-Aktivität

Die Phosphoenolpyruvat-Carboxylase (PEPC, EC 4.1.1.31) katalysiert die irreversible  $\beta$ -Carboxylierung von Phosphoenolpyruvat (PEP) zu Oxalacetat und Phosphat nach folgender Reaktionsgleichung:  $\text{PEP} + \text{HCO}_3^- \rightarrow \text{Oxalacetat} + \text{Phosphat}$ . Dieses Enzym, das ubiquitär im Pflanzenreich und in Prokaryoten vorkommt (LATZKO & KELLY 1983), ist hauptsächlich im Cytosol lokalisiert. In  $\text{C}_3$ -Pflanzen wie der Fichte besitzt die PEPC hauptsächlich anaplerotische Aufgaben, die im Auffüllen des Citratcyclus mit  $\text{C}_3$ -Intermediaten, die während des Stoffwechsels ständig abfließen, besteht (LATZKO & KELLY 1983, MELZER & O'LEARY 1987). Die PEPC erfüllt somit eine wichtige Funktion an der Schnittstelle zwischen Kohlenstoff- und Stickstoffmetabolismus.

In Düngeversuchen mit unterschiedlicher Stickstoff-Versorgung konnte sowohl in den Wurzeln, als auch in den Nadeln von Fichten ein Aktivitätsanstieg der PEPC bei erhöhtem N-Angebot nachgewiesen werden (SCHAEFFER et al. 1995). Diskutiert wird dies im Zuge eines Auffüllens des Citratcyclus bei verstärktem Entzug von 2-Oxoglutarat. Diese anaplerotische Funktion der PEPC stellt die Verbindung zur Aminosäuresynthese her und erklärt die Erhö-

hung der N-Assimilation. Auch der starke Abfall des Stärkegehaltes in den Nadeln bei erhöhtem N-Angebot deutet auf ein Umschalten von Photoassimilattransport in Richtung Assimilatbereitstellung für die Aminosäuresynthese hin (SCHAEFFER et al. 1995). Infolge von verschiedenen kontrollierten Begasungsversuchen mit Kombinationen von Luftschadstoffen ( $O_3$ ,  $SO_2$  und  $NO_2$ ) wurde eine dosisabhängige Steigerung der PEPC-Aktivität ermittelt (HOHLFELD et al. 1991, WILD & SCHMITT 1992). Auch im Rahmen des Open-Top-Kammer-Versuchs Edelmannshof konnte eine Steigerung der PEPC-Aktivität in den mit Standortluft begasten Kammern gefunden werden (WILD & TIETZ 1991).

Bei Freilandhebungen wurden in Nadeln von leicht geschädigten und deutlich geschädigten Fichten abgestufte und signifikant höhere PEPC-Aktivitäten im Vergleich zu Nadeln gesunder Bäume gemessen (TIETZ & WILD 1991, WILD et al. 1995). Somit könnte die PEPC-Aktivität als ein biochemischer Indikator zur Charakterisierung des Schadausmaßes für Fichten gelten. Es zeigt sich ein Ansteigen der PEPC-Aktivität in Fichtennadeln, die äußerlich noch keine eindeutige Schädigung aufweisen (WILD & SCHMITT 1995).

In Untersuchungen zum Jahresgang der PEPC-Aktivität an geschädigten und ungeschädigten Freilandfichten konnte ein Ansteigen der Aktivität bis zum Sommer festgestellt werden, so daß im August ein Aktivitätsmaximum zu beobachten war. TIETZ (1990) konnte bei geschädigten Fichten starke Schwankungen der PEPC-Aktivität im Jahresgang zeigen, während in Nadeln ungeschädigter Fichten keine deutlichen Schwankungen zu finden waren. Die Messung der PEPC-Aktivität von Fichten verschiedener Schadstufen im Tagesgang ließ dagegen keine systematischen Schwankungen erkennen.

Die bei TIETZ & WILD (1991) publizierten Meßergebnisse wurden als Grundlage zur Ermittlung von Kennwerten der PEPC-Aktivitäten in Fichtennadeln genommen. Danach lassen sich in den Nadeln ungeschädigter Fichten PEPC-Aktivitäten (bezogen auf Trockengewicht) unter  $30 \mu\text{mol}\cdot\text{gTG}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$  messen. Stark geschädigte Fichten, wie z.B. das geschädigte Kollektiv des PEF-Forschungsstandorts Freudenstadt, weisen deutlich erhöhte PEPC-Aktivitäten von 60 - 80  $\mu\text{mol}\cdot\text{gTG}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$  auf. Mit PEPC-Aktivitäten von ca. 40  $\mu\text{mol}\cdot\text{gTG}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$  nehmen die Bäume des „ungeschädigten“ Kollektivs dieses Standorts eine intermediäre Position ein (WILD et al. 1995).

Im Rahmen des Düngeversuchs Idar-Oberstein wurden erhöhte PEPC-Aktivitäten in den Nadeln geschädigter Fichten erwartet. Eine Steigerung der PEPC-Aktivität wäre jedoch als Folge eines erhöhten N-Angebots infolge einer verstärkten Nitrifikation auf der gedüngten Teilfläche denkbar gewesen.

## Meßreihe der PEPC-Aktivität am Standort Idar-Oberstein

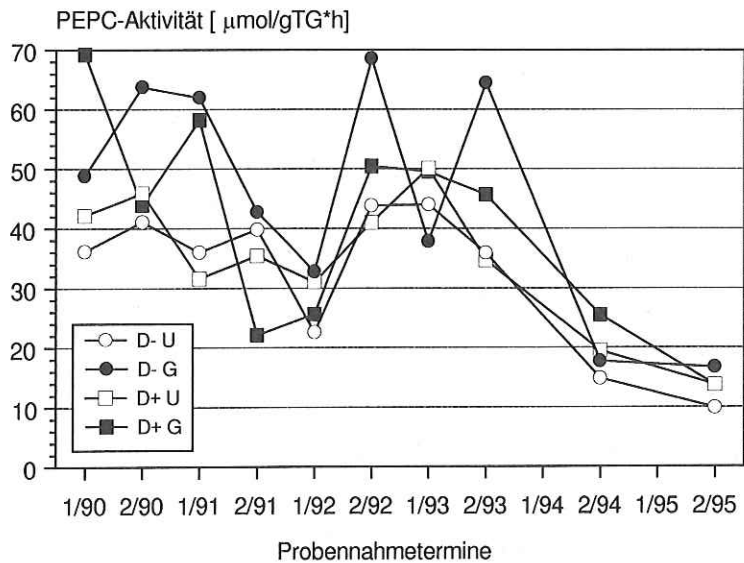


Abb. 9: Entwicklung der PEPC-Aktivitäten der vier Fichtenkollektive von 1988 bis 1995 (1988 - 1993: Mischprobenwerte; 1994 - 1995: Arithmetische Mittelwerte).

Die Aktivität der PEPC wurde an den Bäumen des Standorts Idar-Oberstein im Zeitraum von 1990 bis 1995 gemessen. Abbildung 9 zeigt die auf Trockengewicht bezogene Aktivität. Die Meßreihe setzte 1990 mit relativ hohen PEPC-Aktivitäten aller Varianten ein. Im Verlauf des Untersuchungszeitraums wies die Variante D-U - wie bei den Parametern Chlorophyll- und Ascorbatgehalt - zumeist die ungünstigsten (hier: die höchsten) Meßwerte auf. Hohe Aktivitäten ( $> 60 \mu\text{mol} \cdot \text{gTG}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ ) wurden bei dieser Variante an den Ernteterminen 2/1990, 1/1991, 2/1992 und 2/1993 gemessen; bei Variante D+G nur am Probennahmetermin 1/1990. Ähnlich wie bei den zuvor besprochenen Parametern erfolgte 1994 und 1995 eine drastische Verbesserung (hier: Verringerung) der Werte des Untersuchungsparameters gegenüber dem Niveau der Vorjahre, sowie eine Tendenz zu einer Nivellierung der Unterschiede zwischen den Varianten. Die mittleren PEPC-Aktivitäten sanken in diesen beiden letzten Untersuchungsjahren auf Werte  $< 30 \mu\text{mol} \cdot \text{gTG}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ , wie sie im Allgemeinen typisch für ungeschädigte Fichten sind.

### 3.3.4 Gehalt an freiem Prolin

#### Bioindikative Eigenschaften des Gehaltes an freiem Prolin

Eine Akkumulation der freien Aminosäure Prolin in der Pflanze sind infolge der Einwirkung unterschiedlichster Stressoren, wie Trockenheit, Salzstreß, Temperaturschwankungen und Nährstoffmangel sowie im Zuge der Seneszenz, nachzuweisen. In Fichtennadeln führt ein experimentell erzeugter Trockenstreß meist zu einem drastischen Anstieg des Prolingehaltes, der in unterschiedlichem Ausmaß auch für längere Zeit nach der Wiederbewässerung persistiert (FEILER et al. 1989, MICHAEL et al. 1989). Weiterhin konnte mehrfach eine Akkumulation

von freiem Prolin in Coniferennadeln infolge einer Belastung mit Luftschadstoffen nachgewiesen werden. BENDER et al. (1986) und KLUMPP et al. (1989) fanden eine Akkumulation von freiem Prolin infolge einer O<sub>3</sub>- und SO<sub>2</sub>-Begasung, wobei jeweils die Kombinationswirkung beider Schadgase besonders ausgeprägt war. Bei der Fichte reagiert der vorjährige Nadeljahrgang besonders sensitiv auf eine Belastung mit Schadgasen (KLUMPP et al. 1989). FEILER et al. (1989) beschrieben besonders hohe Prolinanreicherungen in Fichtennadeln, wenn eine SO<sub>2</sub>-Begasung dem Trockenstreß vorausging. Beim Vergleich symptomfreier und geschädigter Fichten im Freiland konnte häufig eine Akkumulation von freiem Prolin in den Nadeln geschädigter Bäume nachgewiesen werden (BODE et al. 1985, LALK et al. 1992, GODBOLD et al. 1993, WILD et al. 1995).

Der Jahresverlauf des Gehaltes an freiem Prolin ist gekennzeichnet durch ein Maximum in den Monaten April und Mai, also vor und während der Phase des Neuaustriebes. Ansonsten fanden sich keine großen Schwankungen im Laufe des Jahres (TESCHE 1987, LALK et al. 1992). Die Angaben zu einem eventuellen diurnalen Rhythmus des Prolingehaltes in Coniferennadeln sind widersprüchlich. Während TESCHE (1987) einen ausgeprägten Tagesgang des Prolins in Fichten- und Kiefernnadeln mit einem Minimum am späten Nachmittag beschrieb, beobachteten LALK et al. (1992) keine systematischen Schwankungen des Prolingehaltes.

Nach den Befunden von KLUMPP et al. (1989) wiesen in einem Begasungsversuch die unbelasteten Kontrollbäume Prolingehalte  $< 0,5 \mu\text{mol}\cdot\text{gTG}^{-1}$  auf. Als Schwellenwert für eine deutliche Akkumulation von freiem Prolin wird daher ein Gehalt von  $0,5 \mu\text{mol}\cdot\text{gTG}^{-1}$  angenommen. Bei deutlich geschädigten Fichten kann dieser Wert stark überschritten werden. So wurden in den Nadeln der stark geschädigten Fichten des PEF-Forschungsstandorts Freudenstadt in den Sommermonaten extrem hohe Prolinkonzentrationen von ca. 5 - 15  $\mu\text{mol}\cdot\text{gTG}^{-1}$  gemessen (WILD et al. 1995).

Im Rahmen des Düngeversuchs Idar-Oberstein wurde erwartet, daß es besonders in Trockenjahren zu einer deutlichen Akkumulation von Prolin in geschädigten Bäumen kommt. Ursachen für einen systemischen Trockenstreß könnten eine reduzierte bzw. wenig vitale Feinwurzelmasse sowie eine erhöhte cuticuläre (Schädigung der epicuticularen Wachsschichten) und stomatäre Transpiration (Schädigung der Stomaapparate) sein. Längerfristig könnte sich als Folge der Düngemaßnahme der Wasserstatus der gedüngten Bäume infolge einer stärkeren Durchwurzelung des Bodens verbessern.



## Meßreihe der Gehalte an freiem Prolin am Standort Idar-Oberstein

Die folgende Abbildung gibt den Verlauf des Gehaltes an freiem Prolin von 1988 bis 1995 wieder. Die Meßreihe zu den Prolingehalten der Untersuchungsbäume in Leisel setzt mit sehr hohen Prolingehalten zwischen 1 und 5  $\mu\text{mol}\cdot\text{gTG}^{-1}$  am Probennahmetermin 1/1988 ein. Diese hohen Werte sind vermutlich durch den Zeitpunkt des Erntetermins bedingt. Um den Zeitpunkt des Neuaustriebs weist der Prolingehalt bei Nadeln verschiedener Fichten und Kiefernarten ein Maximum auf. Da zu diesem Zeitpunkt kein Zusammenhang zwischen dem Prolingehalt und Witterungseinflüssen bzw. dem Wasserstatus der Bäume besteht, vermutet TESCHE (1987) eine endogene Regulation des Prolingehaltes im Zusammenhang mit der beginnenden Wachstumsphase des Neuaustriebs. Aufgrund der hohen Dynamik des Stoffwechsels wurde der 1. Probennahmetermin eines Untersuchungsjahres seit 1990 auf den Monat Juli verschoben.

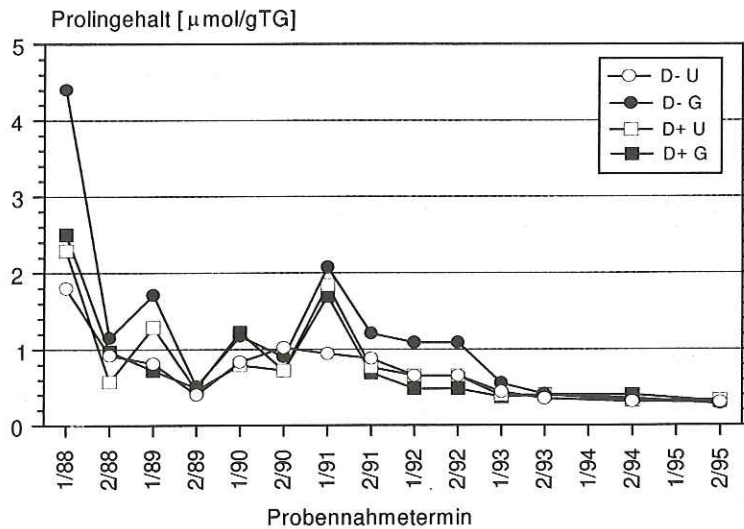


Abb. 10: Entwicklung der Prolin-Gehalte der vier Fichtenkollektive von 1988 bis 1995 (1988 - 1993: Mischprobenwerte; 1994 - 1995: Arithmetische Mittelwerte).

In den folgenden Jahren war ein erneutes Maximum des Prolingehaltes zum Probennahmetermin 1/1991 festzustellen. Mit Ausnahme der Variante D- U erreichte der Prolingehalt der drei übrigen Varianten Werte um 2  $\mu\text{mol}\cdot\text{gTG}^{-1}$ , die zu dieser Jahreszeit als Symptom eines starken Trockenstressses gedeutet werden müssen. Das Jahr 1991 war ein extremes Trockenjahr mit deutlich erniedrigten Niederschlagsmengen und sehr niedrigen Bodenwasserpotentialen (SCHRÖCK 1994, BLOCK 1995). Von 1988 bis 1993 wurden die höchsten Prolingehalte zumeist in den Bäumen der Variante D-G gemessen. In 1994 und 1995 nivellierten sich dagegen, ähnlich wie bei den übrigen besprochenen biochemischen Parametern, die Unterschiede zwischen den vier Varianten. Gleichzeitig sanken die Prolingehalte auf ein relativ niedriges Niveau ab. Auch dieses korrespondiert mit dem Verhalten der meisten übrigen biochemischen Parameter.

### 3.3.5 Ergebnisse der einzelbaumweisen Messungen in den Jahren 1994 und 1995

In Tabelle 3 sind die Mittelwerte der vier Varianten für die hier besprochenen biochemischen Schadindikatoren in den beiden letzten Untersuchungsjahren 1994 und 1995 - also 5½ bzw. 6½ Jahre nach der Düngemaßnahme - zusammengestellt. Verglichen mit den in 3.3.1 bis 3.3.4 zusammengestellten Kennwerten, sind die Größenordnungen der biochemischen Schadindikatoren überwiegend als charakteristisch für relativ ungeschädigte Fichten einzustufen. Bei allen hier dargestellten biochemischen Schadindikatoren konnte in den beiden letzten Jahren eine Tendenz zu günstigen Werten bei gleichzeitiger Nivellierung vorher bestehender Unterschiede zwischen den Varianten festgestellt werden. Die Ursachen dieser Vitalitätssteigerung aller Varianten sind nicht klar; möglicherweise war der Witterungsverlauf der letzten Jahre förderlich für den Gesundheitszustand der Bäume. Ob die Verbesserung der biochemischen Schadindikatoren mit einer Verbesserung des okularen Zustandes der Untersuchungsbäume in den kommenden Jahren einhergeht, bleibt abzuwarten.

	D-U	D-G	D+U	D+G
Chlorophyll 1994	2,63	2,26	2,70	2,47
Chlorophyll 1995	2,69	2,95	3,05	2,59
Ascorbat 1994	3,57	4,05	3,50	3,51
Ascorbat 1995	2,71	2,37	3,07	3,27
PEPC / TG 1994	14,82	17,68	19,47	25,46
PEPC / TG 1995	9,89	16,69	13,76	13,71
Prolin 1994	0,31	0,35	0,32	0,40
Prolin 1995	0,30	0,28	0,33	0,31

Tab. 3: Mittelwerte verschiedener biochemischer Schadindikatoren der vier Fichtenkollektive in den Jahren 1994 und 1995.  
Chlorophyll, Ascorbat: [mg/gTG]; PEPC-Aktivität [ $\mu\text{mol/gTG h}$ ]; Prolin [ $\mu\text{mol/gTG}$ ]

Tabelle 4 veranschaulicht die Ergebnisse der zweifaktoriellen Varianzanalyse über diese Parameter in Abhängigkeit von den beiden unabhängigen Faktoren Düngung und Schädigung. In beiden Untersuchungsjahren konnte kein signifikanter Einfluß der Faktoren Düngung und Schädigungsgrad auf die Untersuchungsbäume festgestellt werden. Lediglich der Gehalt an freiem Prolin war bei den geschädigten Bäumen im Jahr 1994 signifikant gegenüber den ungeschädigten Bäumen erhöht. Auf biochemischer Ebene konnte somit - im Gegensatz zu den Befunden zum Ernährungsstatus der Bäume - kein Effekt der Mg-betonten Düngung festgestellt werden. Auch bestand keine Korrelation zwischen einem biochemischen Schadindikator und den Mg-Nadelspiegelwerten der Einzelbäume. Dies traf auch für den am unmittelbarsten mit dem Mg-Gehalt der Nadeln verknüpften biochemischen Parameter, den Chlorophyllgehalt der

Nadeln, zu. Daraus kann der Schluß gezogen werden, daß die nach den gängigen ernährungskundlichen Erfahrungswerten mangelhaften Mg-Gehalte der ungedüngten Bäume noch zu keiner Limitierung oder Auslenkung der Stoffwechselprozesse der Nadeln des zweiten Nadeljahrgangs führten. Dementsprechend blieb die Steigerung des Mg-Angebots bislang ohne Folgen für die Nadelbiochemie und den Nadelverlust der Bäume. Der leichte Rückgang der Nadelvergilbung der gedüngten und geschädigten Bäume relativ zu den ungedüngten und geschädigten Bäumen betraf wohl eher die älteren Nadeljahrgänge.

Element/Jahr	Düngung	Schädigung	Düngung x Schädigung
Chlorophyll 1994	n.s.	n.s.	n.s.
Chlorophyll 1995	n.s.	n.s.	n.s.
Ascorbat 1994	n.s.	n.s.	n.s.
Ascorbat 1995	n.s.	n.s.	n.s.
PEPC / TG 1994	n.s.	n.s.	n.s.
PEPC / TG 1995	n.s.	n.s.	n.s.
Prolin 1994	n.s.	*	n.s.
Prolin 1995	n.s.	n.s.	n.s.

Tab. 4: Zweifaktorielle Varianzanalyse der biochemischen Indikatoren der Untersuchungsbäume in den Jahren 1994 und 1995.

#### 4. Literatur

ALDINGER, E. (1987): Elementgehalte im Boden und in Nadeln verschieden stark geschädigter Fichten-Tannen-Bestände auf Praxiskalkungsflächen im Buntsandstein-Schwarzwald. Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen **19**, Freiburg im Breisgau 1987.

BATES, L.S.; WALDREN, K.P.; TEARE, I.D. (1973): Rapid determination of free proline for water-stress studies. *Plant and Soil* **39**, 205-207.

BENDER, J.; JÄGER, H.-J.; SEUFERT, G.; ARNDT, U. (1986): Untersuchungen zur Einzel- und Kombinationswirkung von SO<sub>2</sub> und O<sub>3</sub> auf den Stoffwechsel von Waldbäumen in Open-top-Kammern. *Angewandte Botanik* **60**, 461-479.

BENNER, P.; SABEL, P.; WILD, A. (1988): Photosynthesis and transpiration of healthy and diseased spruce trees in the course of three vegetation periods. *Trees* **2**, 223-232.

BERMADINGER, E.; GUTTENBERGER, H.; GRILL, D. (1990): Physiology of young Norway spruce. *Environmental Pollution* **6**, 319-330.

BLOCK, J. (1993): Verteilung und Verlagerung von Radiocäsium in zwei Waldökosystemen in Rheinland-Pfalz insbesondere nach Kalk- und Kaliumdüngungen. *Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz*, Nr. 24/93, Trippstadt 1993.

- BLOCK, J. (1995): Stoffbilanzen ungekalkter und gekalkter Teilareale der Waldökosysteme an den Umweltkontrollstationen Merzalben und Idar-Oberstein. In: Untersuchungen an Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 32/95, 54-65. Trippstadt 1995.
- BLOCK, J.; BOPP, O.; GATTI, M.; HEIDINGSFELD, N.; ZOTH, R. (1991): Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 17/91. Trippstadt 1991.
- BODE, J.; KÜHN, H.-P.; WILD, A. (1985): Die Akkumulation von Prolin in Nadeln geschädigter Fichten (*Picea abies* [L.] Karst.). Forstwissenschaftliches Centralblatt **104**, 353-360.
- BUCHNER, A. (1985): Nadelverfärbungen, die auf Nährstoffmangel beruhen. Forst- und Holzwirt **10**, 279-285.
- DIETZ, B.; MOORS, I.; FLAMMERSFELD, U.; RÜHLE, W.; WILD, A. (1988): Investigation on the photosynthetic membranes of spruce needles in relation to the occurrence of novel forest decline. I. The photosynthetic electron transport. Zeitschrift für Naturforschung c **43**, 581-588.
- ENDE, H.-P.; HÜTTL, R.F. (1993): Zur S-Versorgung vergilbter Buchen und Fichten im Südschwarzwald. Forstwissenschaftliches Centralblatt **112**, 40-45.
- ESTERBAUER, H.; GRILL, D.; WELT, R. (1980): Der jahreszeitliche Rhythmus des Ascorbinsäuresystems in Nadeln von *Picea abies*. Zeitschrift für Pflanzenphysiologie **98**, 393-402.
- EVERS, F.H. (1994): Magnesiummangel, eine verbreitete Erscheinung in Waldbeständen - Symptome und analytische Schwellenwerte. Mitt. Ver. Forstl. Standortkunde u. Forstpflanzenzüchtung **37**, 7-16.
- FEILER, S.; TESCHE, M.; MICHAEL, G.; RANFT, H.; BELLMANN, C. (1989): Physiologische Reaktionen der Fichte (*Picea abies*) auf komplexen SO<sub>2</sub> und Trockenstreß. Teil 3. Reaktionen schwefeldioxid-belasteter Fichten auf nachfolgende Trockenheit. European Journal of Forest Pathology **19**, 414-422.
- FINK, S. (1992): The micromorphological distribution of bound calcium in needles of Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst.]. New Phytologist **119**, 33-40.
- FOYER, C.H.; DESCOURVIERES, P.; KUNERT, K.J. (1994): Protection against oxygen radicals: an important defence mechanism studied in transgenic plants. Plant, Cell Environ. **17**, 507-523.
- GODBOLD, D.L.; FEIG, R.; CREMER-HERMS, A.; HÜTTERMANN, A. (1993): Determination of stress bioindicators in three Norway spruce stands in Northern Germany. Water, Air and Soil Pollution **66**, 231-237.
- HALLIWELL, B. (1981): Chloroplast metabolism - The structure and function of chloroplasts in green leaf cells. Clarendon Press, Oxford (1981).
- HALLIWELL, B. (1987): Oxidative damage, lipid peroxidation and antioxidant protection in chloroplasts. Chem. Phys. Lipids **44**, 327-340.
- HAVRANEK, W.M.; PFEIFHOFER, H.; GRILL, D. (1990): Pigmentgehalte und Gaswechsel von Tief- und Hochlagenfichten nach chronischer Ozonbelastung. Forstwissenschaftliches Centralblatt **109**, 200-209.
- HILDEBRAND, E.E. (1989): Die ökochemische Wirkung von Forstdüngungen, dargestellt durch den Lösungstransport im fließenden Makroporenwasser. Österr. Forstztg. **3**, 78-81.

- HILDEBRAND, E.E.; SCHÖPFER, W. (1993): Ergebnisse der Belastungsinventur Baden-Württemberg 1988. Ernährung und Belastung von Fichte und Tanne. Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg **172**, Freiburg im Breisgau 1993.
- HISCOX, I.D.; ISRAELSTAM, G.F. (1979): A method for the extraction of chlorophyll from leaf tissue without maceration. Canadian Journal of Botany **57**, 1332-1334.
- HOHLFELD, H.; LÜTZ, C.; STRACK, D. (1991): Phosphoenolpyruvate carboxylase activity in Norway spruce needles: effects of air pollutants under controlled conditions. Zeitschrift für Naturforschung c **46**, 502-505.
- JURAT, R.; SCHAUB, H.; STIENEN, H.; BAUCH, J. (1986): Einfluß von Schwefeldioxid auf Fichten (*Picea abies* [L.] Karst.) in verschiedenen Bodensubstraten. Forstwissenschaftliches Centralblatt **105**, 105-115.
- KLUMPP, G.; GUDERIAN, R.; KÜPPERS, K. (1989): Peroxidase- und Superoxiddismutase-Aktivität sowie Prolingehalte von Fichtennadeln nach Belastung mit O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub> und NO<sub>2</sub>. European Journal of Forest Pathology **19**, 84-97.
- LALK I.; NAUMANN, R.; LUDEWIG, M.; FENNER, R.; DÖRFFLING, K. (1992): Streßphysiologische Untersuchungen an Freilandfichten des Standortes „Postturm“. In: MICHAELIS, W.; BAUCH, J.: Luftverunreinigungen und Waldschäden am Standort „Postturm“ Forstamt Farchau / Ratzeburg. GKSS-Bericht Nr. 92/E/100, 63-118. Geesthacht (1992).
- LARSON, R.A. (1988). The antioxidants of higher plants. Phytochemistry **27**, 969-978.
- LATZKO, E.; KELLY, G.J. (1983): The many-faceted function of phosphoenolpyruvate carboxylase in C<sub>3</sub> plants. Physiologie. Vegetale **21**, 805-815.
- LUCAS, P.W.; RANTANEN, L.; MEHLHORN, H. (1993): Needle chlorosis in Sitka spruce following a three-year exposure to low concentrations of ozone: changes in mineral content, pigmentation and ascorbic acid. New Phytologist **124**, 265-275.
- MAKKONEN-SPIECKER, K.; EVERS, F.-H. (1993): Untersuchungen zur Reaktionsweise junger Klonfichten (*Picea abies* (L.) Karst.) auf Trockenstreß und Magnesiummangel. KfK-PEF Bericht 114. Karlsruhe 1993.
- MANDERSCHIED, R.; JÄGER, H.-J. (1990): Comparative investigations on antioxidative components in needles of spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) kept in open-top chambers with charcoal-filtered and non-filtered air. Angewandte Botanik **64**, 489-502.
- MEHLHORN, H.; SEUFERT, G.; SCHMITT, A.; KUNERT, K.J. (1986): Effect of SO<sub>2</sub> and O<sub>3</sub> on production of antioxidants in conifers. Plant Physiology **82**, 336-338.
- MELZER, E.; O'LEARY, M.H. (1987): Anaplerotic CO<sub>2</sub> fixation by phosphoenolpyruvate carboxylase in C<sub>3</sub> plants. Plant Physiology **84**, 58-60.
- MICHAEL, G.; TESCHE, M.; FEILER, S.; RANFT, H.; BELLMANN, C. (1989): Physiologische Reaktionen der Fichte (*Picea abies*) auf komplexen SO<sub>2</sub>- und Trockenstreß. Teil 2: Reaktion trockenbelasteter Fichten auf nachfolgende Schwefeldioxid-Einwirkung. European Journal of Forest Pathology **19**, 293-304.
- OSSWALD, W.F.; EINISCH, H.W.; ELSTNER, E.F. (1986): Einfluß von Mineralstoffernährung, Ozon und saurem Nebel auf den Gehalt der fungitoxischen Substanz p-Hydroxyacetophenon in Fichtennadeln (*Picea abies* [L.] Karst.). Forstwissenschaftliches Centralblatt **105**, 261-264.

OSSWALD, W.F.; SENGER, H.; ELSTNER, E.F. (1987): Ascorbic acid and glutathione contents of spruce needles from different locations in Bavaria. *Zeitschrift für Naturforschung c* **42**, 879-884.

SCHAEFFER, C.; WALLEND, T.; WINGLER, A.; EINIG, W.; HAMPP, R. (1995): Einfluß der Nährstoffversorgung auf Sink/Source-Beziehungen bei Fichten. In: HORSCH, E.; BITTLINGMAIER, L.; FILBY, W.G.; FUND, N.; GROSS, S.; KÄNDLER, G.: 11. Statuskolloquium des PEF vom 14. bis 16. März 1995 im Forschungszentrum Karlsruhe. FZKA-PEF-Bericht **130**, 163-173. Kernforschungszentrum Karlsruhe, Karlsruhe (1995).

SCHITTENHELM, J.; WESTPHAL, S.; TODER, S.; WAGNER, E. (1993): Das antioxidative System der Fichte: Einfluß von verschiedenen Streßfaktoren. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* **112**, 240-250.

SCHMIEDEN, U.; WILD, A. (1994): Changes in levels of  $\alpha$ -tocopherol and ascorbate in spruce needles at three low mountain sites exposed to  $Mg^{2+}$ -deficiency and ozone. *Zeitschrift für Naturforschung c* **49**, 171-180.

SCHRÖCK, H.W. (1994): Kronenzustand auf Dauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz - Entwicklung und Einflußfaktoren. *Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz*, Nr. 28/94. Trippstadt 1994.

SCHÜLER, G. (1991): Der Einsatz von Gesteinsmehlen zum Schutze säurebelasteter Waldökosysteme im rheinland-pfälzischen Forstamt Linz. In: SCHÜLER, G.; BUTZ-BRAUN, R.; SCHÖNE, D. (Hg.): *Versuche zum Bodenschutz und zur Düngung von Waldbeständen*. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 18/91, 5-75. Trippstadt 1991.

SIEFERMANN-HARMS, D. (1995): Untersuchungen zum Vergilbungsvorgang von Fichten am Standort Freudenstadt-Schöllkopf: Pigmentgehaltsänderungen, Lichtbedarf der Vergilbung und Vorgänge im Chlorophyll-Protein-Komplex LHCII. In: BITTLINGMAIER, L.; REINHARDT, W.; SIEFERMANN-HARMS, D.: *Waldschäden im Schwarzwald. Ergebnisse einer interdisziplinären Freilandstudie zur montanen Vergilbung am Standort Freudenstadt/Schöllkopf*, 334-358 Ecomed-Verlag, Landsberg (1995).

SIEFERMANN-HARMS, D. (1996): Destabilization of the antenna complex LHC II during needle yellowing of a Mg-deficient spruce tree exposed to ozone pollution - comparison with other types of yellowing. *Journal of Plant Physiology* **148**, 195-202.

SPELSBERG, G.; GÖNNER, H. (1992): Stickstoff- und Schwefelbelastung in Fichtennadeln. *Allg. Forst-Ztschr.* **47**, 198-200.

TESCHE, M. (1987): Prolin in Bäumen. Teil 1: Prolin in gesunden Bäumen. *Flora* **179**, 335-343.

TIETZ, S.; WILD, A. (1991): Investigations on the phosphoenolpyruvate carboxylase activity of spruce needles relative to the occurrence of novel forest decline. *Journal of Plant Physiology* **137**, 327-331.

TÜRK, S.; GÜLPEN, M.; FINK, S. (1993): Aufnahme, Transport und Verbleib von Calcium und Magnesium in Fichten (*Picea abies* [L.] Karst.) und Kiefern (*Pinus sylvestris* L.) bei unterschiedlicher Ernährung und Schadstoffbelastung. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* **112**, 191-208.

ULRICH, B. (1986): Die Rolle der Bodenversauerung beim Waldsterben: Langfristige Konsequenzen und forstliche Möglichkeiten. Forstwissenschaftliches Centralblatt **105**, 421-435.

ULRICH, B. (1991): Folgerungen aus 10 Jahren Waldökosystem- und Waldschadensforschung. Forst und Holz **46**, 3-12.

WERNER, W. (1995): Auswirkungen von Dolomit-Kalkung und Kalium-Düngung auf die Nitratausnützung, das Wachstum und die Vitalität der Krautschicht des Waldökosystems an der Umweltkontrollstation Idar-Oberstein. In: Untersuchungen an Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz Nr. 32/95, 106-130. Trippstadt 1995.

WILD, A.; FLAMMERSFELD, U.; MOORS, I.; DIETZ, B.; RÜHLE, W. (1988): Investigation on the photosynthetic membranes of spruce needles in relation to the occurrence of novel forest decline. II. The content of Q<sub>B</sub>-protein, cytochrome f, and P-700. Zeitschrift für Naturforschung c **43**, 589-595.

WILD, A.; FORSCHNER, W.; SCHMITT, V. (1990): Physiologische und biochemische Untersuchungen an immissionsbelasteten Fichten. Forschungsendbericht zum Vorhaben Waldschäden/Luftverunreinigungen im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin. Mainz (1990).

WILD, A.; SABEL, P.; WILD-PETERS, L.; SCHMIEDEN, U. (1996b): Photosynthesis and transpiration in damaged and undamaged spruce trees. Zeitschrift für Naturforschung c **51**, 200-210.

WILD, A.; SCHMITT, V. (1992): Biochemische und feinstrukturelle Untersuchungen an Blättern von Buchen und Fichten im Rahmen der Projekte "Begasungsversuch Kettwig 1990" und "Open-Top-Kammer-Versuch Eggegebirge" der Landesanstalt für Immissionsschutz (LIS). Forschungsberichte zum Forschungsprogramm des Landes Nordrhein-Westfalen "Luftverunreinigungen und Waldschäden" **24**. Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes NRW, Düsseldorf 1992.

WILD, A.; SCHMITT, V. (1995): Diagnosis of damage to Norway spruce (*Picea abies*) through biochemical criteria. Physiologia Plantarum **93**, 375-382.

WILD, A.; SCHMITT, V.; EIS, U.; STROBEL, P.; WILKSCH, W.; WOHLFAHRT, S. (1996a): Okulare und biochemische Schadensdiagnose bei Fichten und Weißtannen. Ein Vergleich beider Diagnoseverfahren an Dauerbeobachtungsflächen in Baden-Württemberg. KfK-PEF Berichte **149**. Karlsruhe 1996.

WILD, A.; STROBEL, P.; FLAMMERSFELD, U. (1993): Studies of components of the thylakoid membrane of undamaged and damaged spruce trees at different mountain sites. Zeitschrift für Naturforschung c **48**, 911-922.

WILD, A.; TITZ-SIEMER, S.; RICHTER, C.; SCHMITT, V.; STROBEL, P. (1995): Physiologische, biochemische und cytomorphologische Untersuchungen an immisionsgeschädigten Fichten im Zusammenhang mit den neuartigen Waldschäden an einem Standort im Nordschwarzwald (Staatwald Freudenstadt). In: BITTLINGMAIER, L.; REINHARDT, W.; SIEFERMANN-HARMS, D.: Waldschäden im Schwarzwald Ergebnisse einer interdisziplinären Freilandstudie zur montanen Vergilbung am Standort Freudenstadt/Schöllkopf, 204-255. Ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg, 1995.

ZÖTTL, H.W. (1990): Ernährung und Düngung der Fichte. Forstwissenschaftl. Centralblatt **109**, 130-137.

ZÖTTL, H.W.; HÜTTL, R. (1985): Schadsymptome und Ernährungszustand von Fichtenbeständen im südwestdeutschen Alpenvorland. Allgemeine Forst-Zeitschrift **40**, 197-199.

*Anschrift der Verfasser:*

Prof. Dr. Aloysius Wild, Dr. Volker Schmitt, Institut für Allgemeine Botanik,  
Johannes Gutenberg-Universität Mainz, Saarstraße 21, D-55099 Mainz



# Bedeutung von Fruktifikation und Fraßschäden als Auslöser von starken Kronenverlichtungen bei Buchen und Eichen

Hans Werner Schröck

**Keywords:** Forest damages, defoliation, beech, oak, fructification, insect damages, permanent observation plots, drought

## Summary

Title of the paper: Significance of fructification and insect injuries as triggers for strong defoliation in beech and oak

While it is no longer questionable that atmospheric pollutants cause forest damages, the significance of biotic and abiotic factors as triggers for defoliation cannot be discerned always clearly.

The cases studied here demonstrate that an important role to be triggering damage factors must be attributed to drought and connected with this additional moments like elevated ozone levels, shortages in nutrient supply, flower production and fructification as well as an increase of thermophilic pest insects (*e.g. Agrillus biguttatus*).

Fructification in beech and insect injuries in oak (oak leaf roller and related species) cannot explain the differences in the defoliation of the trees exclusively. Considering the different evolution of the tree species, it is concluded that the drastic increase of defoliation in beech and oak cannot be explained by drought alone.

At last it must be stated that it is a complex of causes where several factors must coincide to bring about more severe damages.

**Schlüsselwörter:** Waldschäden, Kronenverlichtung, Buche, Eiche, Fruktifikation, Fraßschäden, Dauerbeobachtungsflächen, Trockenheit

## Zusammenfassung

Während Luftschadstoffe als Verursacher von Waldschäden außer Frage stehen, ist die Bedeutung biotischer und abiotischer Faktoren als Auslöser von Kronenverlichtungen nicht immer klar zu erkennen.

Anhand der untersuchten Fallbeispiele wird deutlich, daß Trockenheit und hiermit verbundene zusätzlichen Belastungen wie erhöhter Ozonwerte, Nährstoffengpässe, Blüten- und Fruchtbildung sowie die Zunahme von wärme-liebenden Schadinsekten (z.B. Prachtkäfer) als auslösenden Schadfaktoren eine bedeutende Rolle zukommt.

Fruktifikation bei der Buche und Insektenfraß (Eichenwicklerschadgesellschaft) bei der Eiche können allein nicht die Unterschiede in der Kronenverlichtung der Bäume erklären. Die unterschiedliche Entwicklung der verschiedenen Baumarten läßt ebenfalls den Schluß zu, daß der drastische Anstieg der Kronenverlichtung bei Buche und Eiche nicht durch Trockenheit allein erklärt werden kann.

Letztendlich handelt es sich um einen Ursachenkomplex, bei dem für das Auftreten von stärkeren Schäden mehrere Faktoren zusammentreffen müssen.

## 1. Einleitung und Methodik

Zur Beurteilung der Vitalität von Waldökosystemen ist eine kontinuierliche Langzeitbeobachtung wesentlicher ökosystemarer Kenngrößen notwendig. Eine dieser Kenngrößen ist die Kronenverlichtung, die seit 1983/84 an Dauerbeobachtungsflächen der vier Hauptbaumarten Fichte, Buche, Kiefer und Eiche erfaßt wird (SCHRÖCK 1994). Zunehmende Kronenverlichtung zeigt dabei eine Reaktion auf zunehmende Belastung des Baumes an; das Merkmal an sich ist jedoch unspezifisch, d.h. kann auf verschiedenen sich z.T. überlagernden oder/und gegenseitig verstärkenden Faktoren beruhen. Während Luftschadstoffe als Verursacher von Waldschäden außer Frage stehen, ist die Bedeutung biotischer Faktoren wie Fruktifikation und Insektenfraß als Auslöser von Kronenverlichtungen nicht immer eindeutig zu erkennen.

Das Schwergewicht der Untersuchungen liegt auf der Einzelfläche, da nur hier die von außen einwirkenden Faktoren als identisch angesehen werden können. Hier ermöglicht die Analyse der Entwicklung von Einzelbäumen eine weitgehende Differenzierung der Daten. Sowohl der Vergleich der Entwicklung der verschiedenen Flächen einer Baumart als auch der Vergleich der Entwicklung der verschiedenen Baumarten ermöglichen dagegen Rückschlüsse auf unterschiedliche Ursachen der Entwicklung. Voraussetzung ist die Erfassung möglichst zahlreicher Einflussfaktoren, um langfristig die Trennung zwischen natürlichen und anthropogenen Einflüssen zu ermöglichen.

Im Folgenden wird zunächst die Entwicklung der Kronenverlichtung der vier Baumarten dargestellt, danach die Veränderungen der Einzelflächen am Beispiel der Baumarten Buche und Eiche nach Fruktifikation bzw. Insektenfraß sowie Trockenheit verglichen und schließlich die Entwicklung von Einzelbäumen je einer Eichen- und Buchenfläche analysiert.

Eine eingehende Beschreibung der in die Untersuchungen einbezogenen Flächen, der dort erhobenen Kennwerte und der Erhebungsmodalitäten findet sich in SCHRÖCK 1994.

## 2. Ergebnisse

In der Entwicklung der durchschnittlichen Kronenverlichtung aller auf den Dauerbeobachtungsflächen erfaßten Bäume sind bis 1989 - abgesehen von der Baumart Kiefer zu Beginn der Untersuchungen<sup>1</sup> - keine große Veränderungen erkennbar (Abb. 1). Mit Beginn der 90er Jahre wird jedoch die sehr unterschiedliche Entwicklung von Laub- und Nadelhölzern deutlich. Auffallend sind besonders die in Einzeljahren erfolgten schubweisen Erhöhungen der Kronenverlichtung bei Buche und Eiche, den wichtigsten Laubbaumarten unserer Wälder. Diese unterschiedliche Entwicklung ermöglicht eine differenzierende Analyse der Einflußfaktoren auf den Kronenzustand. Hierbei stellen sich folgende Fragen: Warum hat sich die Kronenverlichtung der Laubhölzer völlig anders entwickelt als die Kronenverlichtung der Nadelhölzer? Findet diese Entwicklung auf allen Standorten gleichzeitig statt? Wie verhalten sich die Einzelbäume an einem Standort? Welche Faktoren beeinflussen den Kronenzustand?

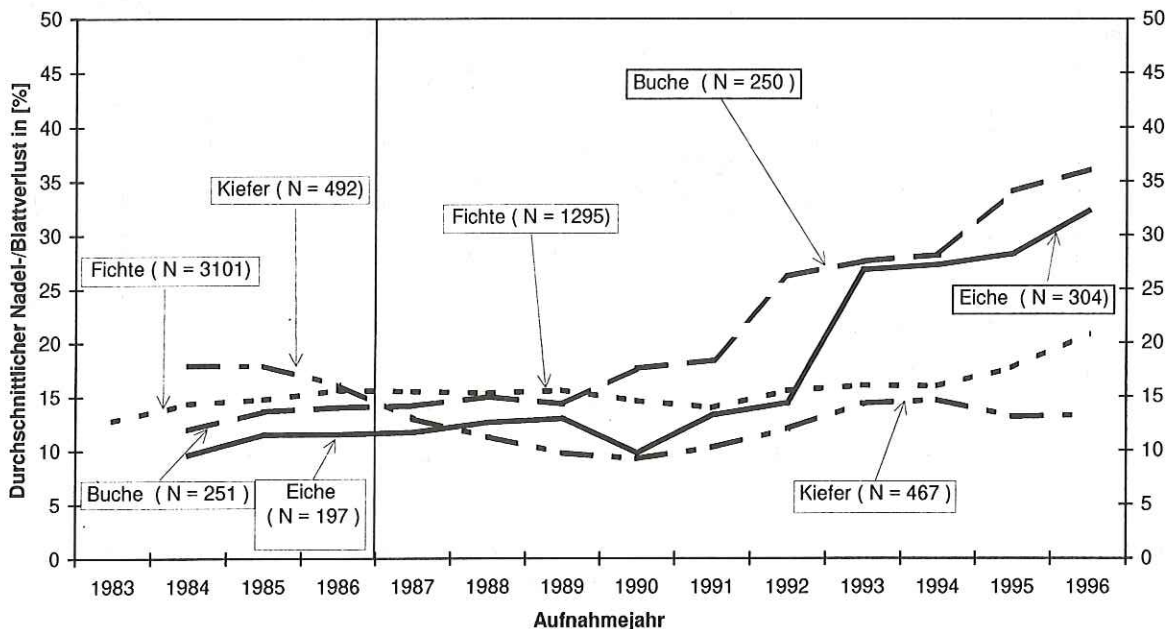


Abb. 1: Entwicklung des durchschnittlichen Nadel-/Blattverlustes der vier Baumarten in Prozent (Rückrechnung auf der Basis der 1996 lebenden oder aktuell abgestorbenen Bäume); N = Anzahl der Bäume

<sup>1</sup> Aufgrund methodischer Probleme wurde die Baumart Kiefer in den ersten beiden Jahren, im Vergleich zu den nachfolgenden Jahren, zu hoch eingewertet (SCHRÖCK, 1994).

## 2.1 Einfluß der Fruktifikation auf den Kronenzustand der Buchen

Die Entwicklung der Kronenverlichtung kann auf den insgesamt 11 Buchenbeobachtungsflächen im Beobachtungszeitraum als weitgehend gleichgerichtet bezeichnet werden (Abb. 2). Bis 1989 ist ein relativ niedriges Schadniveau, seit 1990 und verstärkt ab 1992 ein deutlicher Anstieg der Kronenverlichtung, einhergehend mit einer stärkeren Differenzierung zwischen den Flächen, erkennbar. Die zeitgleiche Entwicklung auf den Einzelflächen deutet auf großräumig wirkende gleiche Auslösefaktoren, die Differenzierung zwischen den Einzelflächen deutet auf zusätzliche, die Kronenverlichtung verstärkende Faktoren hin.

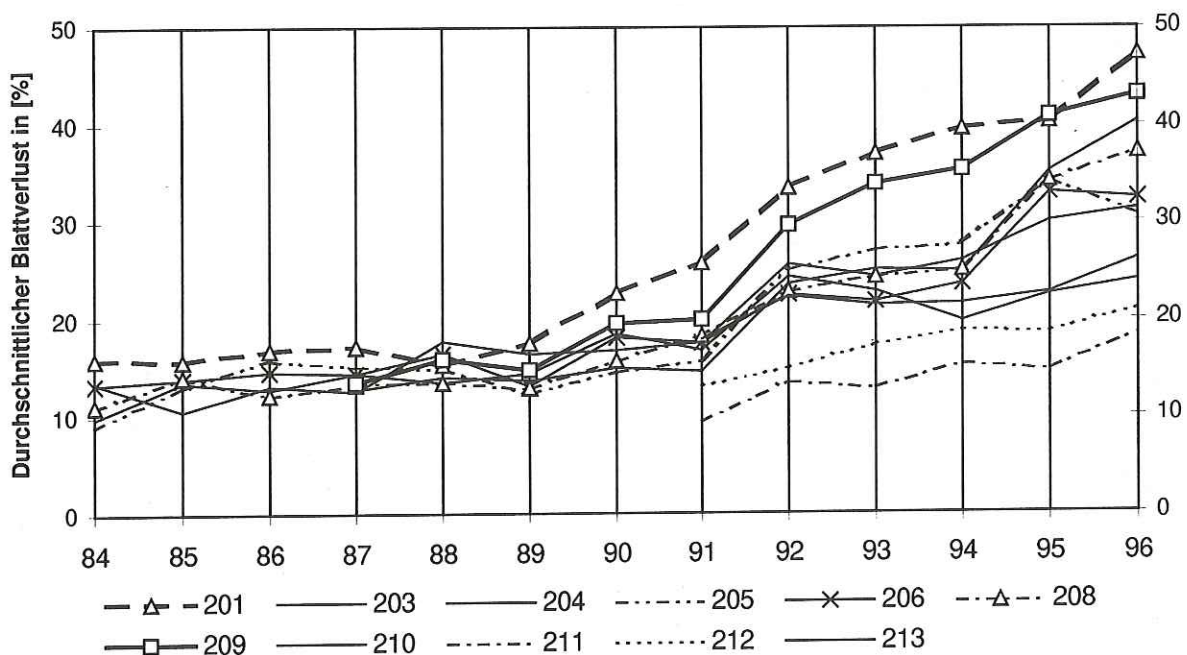
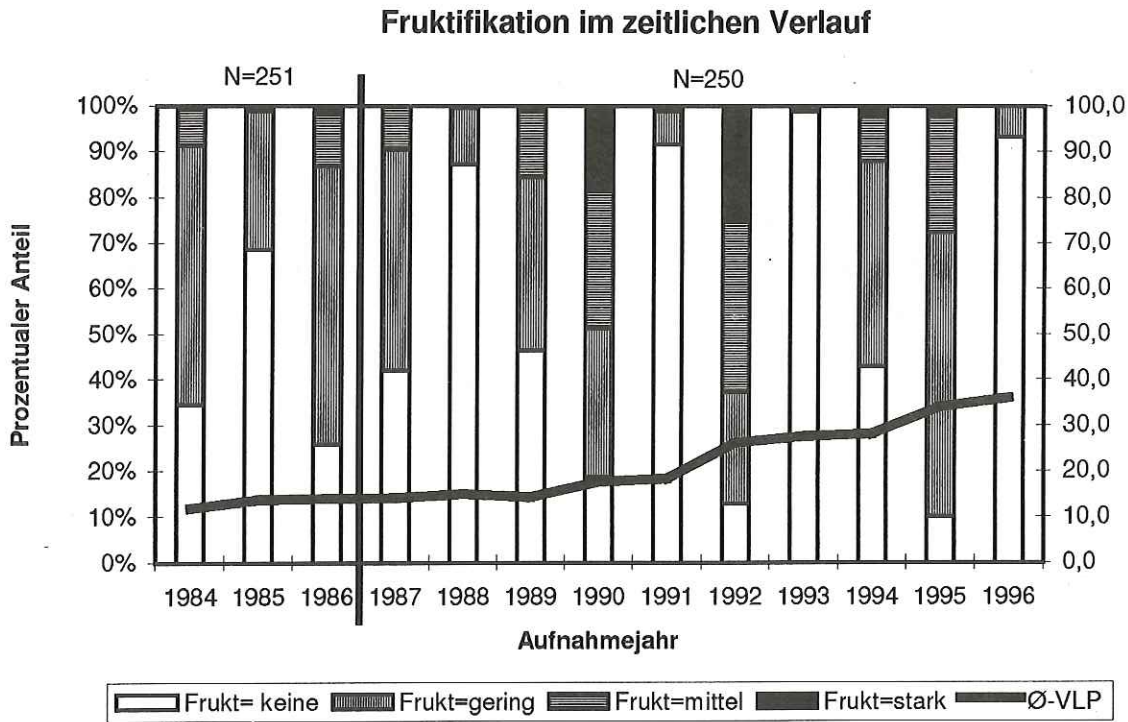


Abb. 2: Entwicklung des durchschnittlichen Blattverlustes auf Buchenbeobachtungsflächen (Rückrechnung auf der Basis der 1996 lebenden oder aktuell abgestorbenen Bäume)

Als auslösender Faktor der schubweisen Erhöhung der Kronenverlichtung aller langfristig, d.h. seit 1984 bzw. 1987 beobachteten Buchen in den Jahren 1990, 1992 und 1995 wurde in erster Linie starke Fruchtbildung in Kombination mit warm-trockener Witterung und hohen Ozonkonzentrationen in diesen Jahren vermutet (SCHRÖCK 1994, 1995a, 1995b). Diese Annahme beruhte auf der Beobachtung, daß sehr starke Fruchtbildung im Untersuchungszeitraum vor allem in den Jahren 1990 und 1992 auftritt und mit den Jahren mit einem deutlichen Anstieg der Kronenverlichtung zusammenfällt (Abb. 3).

Auffällig ist, daß sich die Buchen seit 1990 von den Auswirkungen stärkerer Fruchtbildung in den nachfolgenden Jahren, im Gegensatz zu der Entwicklung Anfang der achtziger Jahre, kaum noch erholen.

Betrachtet man jedoch die Kronenverlichtung unterschiedlich stark fruktifizierender Buchenkollektive in Einzeljahren, zeigt sich zwar eine Tendenz zu zunehmender Verlichtung bei stärkerer Fruchtbildung (Tab.1), der Zusammenhang muß jedoch mit Korrelationskoeffizienten (Rangkorrelationskoeffizient nach SPEARMAN) von 0,35 (1986), 0,46 (1990) und 0,56 (1992) als nicht sehr eng bezeichnet werden. Auch die Einbeziehung des Gesamtzeitraumes 1990 bis 1996 brachte keine Hinweise auf engere Zusammenhänge.



**Abb. 3:** Verteilung des Aufnahmekollektives von 8 Buchendauerbeobachtungsflächen auf vier Intensitätsstufen der Fruktifikation und Entwicklung der durchschnittlichen Kronenverlichtung (VLP) im Untersuchungszeitraum.

Fruktifikation	Anzahl Bäume																				
	0	5	10	15	20	25	30	35	40	45	50	55	60	65	70	75	80	85	90	95	100
1992																					
Stark					1	4	10	19	14	5	4	3	1	1		1					
Mittel			1	8	21	25	25	5	4	2	3										
Gering		1	4	14	22	11	5	2		1			1								
Keine		1	4	9	9	4	3	1		1											
VLP	0	5	10	15	20	25	30	35	40	45	50	55	60	65	70	75	80	85	90	95	100

**Tab.1:** Anzahl von Buchen mit unterschiedlicher Fruktifikationsintensität und deren Verteilung auf unterschiedliche Kronenverlichtungsstufen (VLP) am Beispiel des Jahres 1992. (Kollektiv: 8 langfristig beobachtete Untersuchungsflächen)

Am Beispiel der 1996 mit durchschnittlich 47% Blattverlust am stärksten verlichteten Buchenfläche 201, FA Idar-Oberstein soll im Folgenden die Entwicklung und Differenzierung von Einzelbäumen betrachtet werden. Der heute im Mittel ca. 140-jährige Bestand I. Bonität (Bestockungsgrad 0.7) stockt 410 Meter über NN auf einer ziemlich frischen, mittelgründigen Braunerde aus Quarzit-Blockschutt über Tonschiefer. Die Basensättigung liegt unter 10 %, die Blattspiegelwerte sind durch eine geringe Magnesiumversorgung (ca. 600 ppm) gekennzeichnet.

Die Schwankungsbreite in der Kronenverlichtung der Einzelbäume entwickelte sich von 5-30% im Jahre 1984 auf 20-75% im Jahre 1996, was letztendlich auf eine drastische Niveaushiftung der Kronenverlichtung des Gesamtbestandes hindeutet (Abb. 4). Bei der Mehrzahl der 1984 bis 1996 jährlich erfassten Bäume geht starke Fruktifikation mit einer deutlichen Erhöhung der Kronenverlichtung einher. Allerdings wird dieser allgemeine Trend nicht von allen Einzelindividuen nachgezeichnet. Zwischen den Einzelbäumen können erhebliche Unterschiede sowohl bezüglich der Höhe als auch hinsichtlich des Zeitpunktes der Veränderung der Kronenverlichtung bestehen.

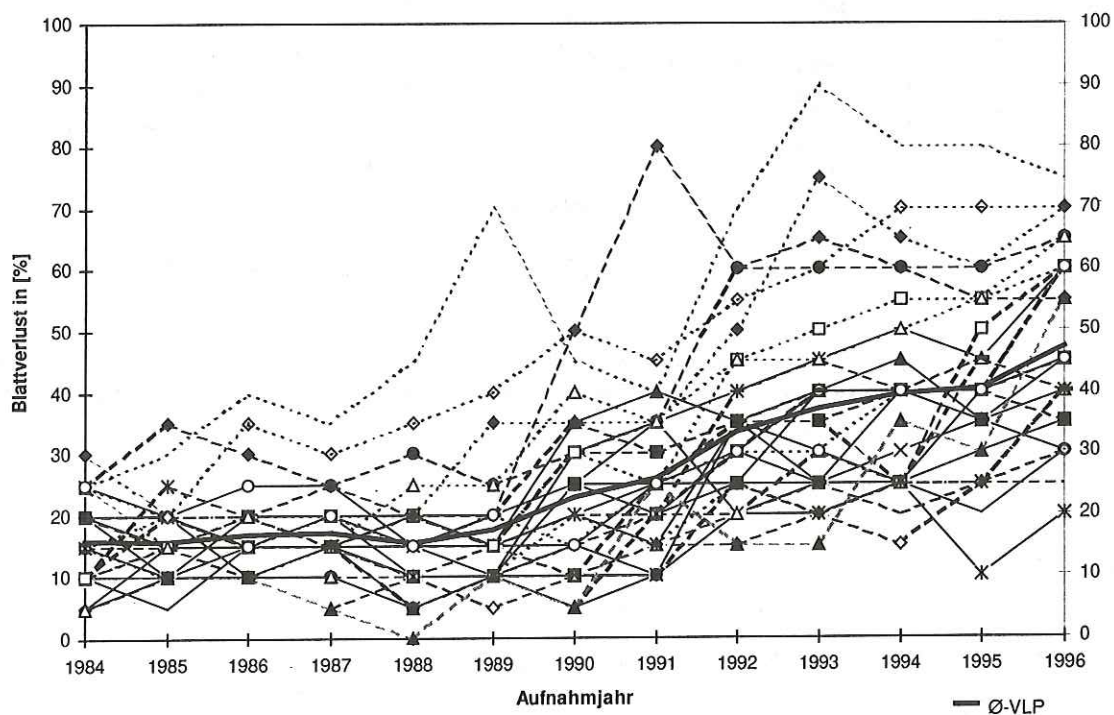
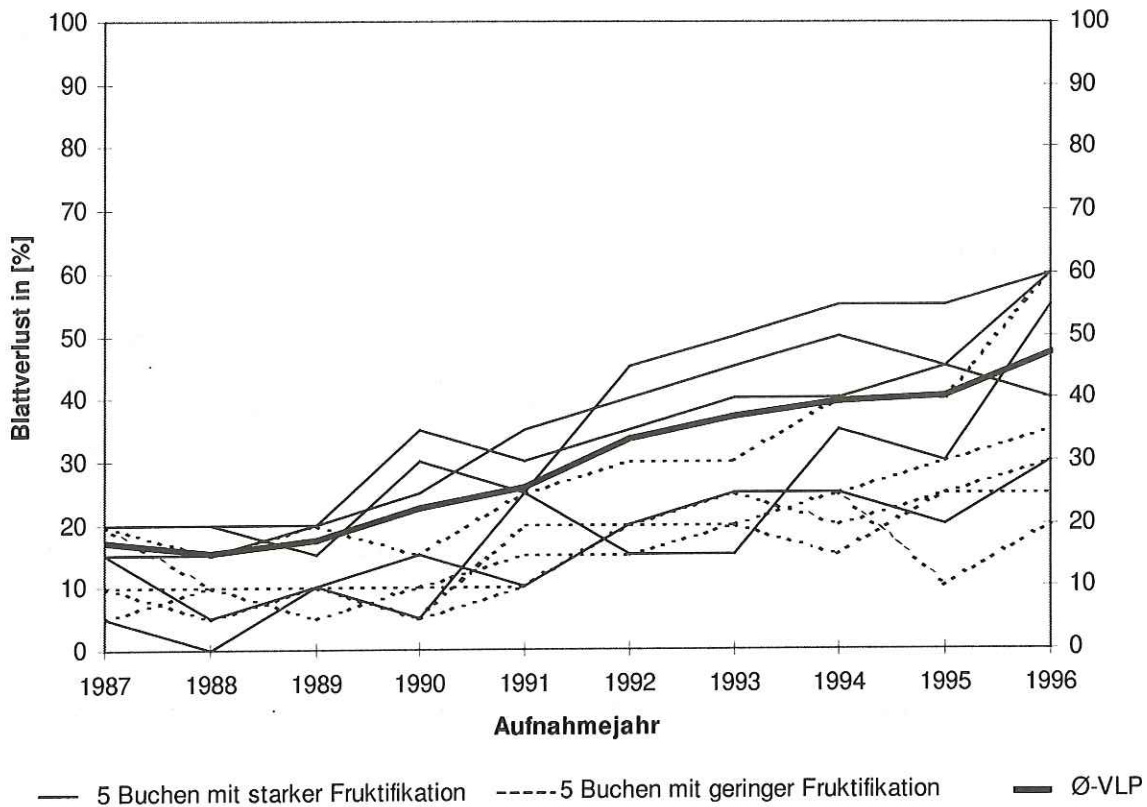


Abb. 4: Entwicklung der Kronenverlichtung von 32 Einzelbäumen der Buchenfläche 201, FA Idar-Oberstein seit 1984.

Die in Abb.5 dargestellte Entwicklung der Kronenverlichtung von jeweils fünf in den Jahren 1987 bis 1996 am häufigsten und stärksten bzw. am seltensten und geringsten fruktifizierenden Buchen zeigt, daß sehr verschiedene Reaktionen der Buchen möglich sind. Zu beobachten ist, daß auch gering fruktifizierende Buchen eine deutlich ansteigende Kronenverlichtung und

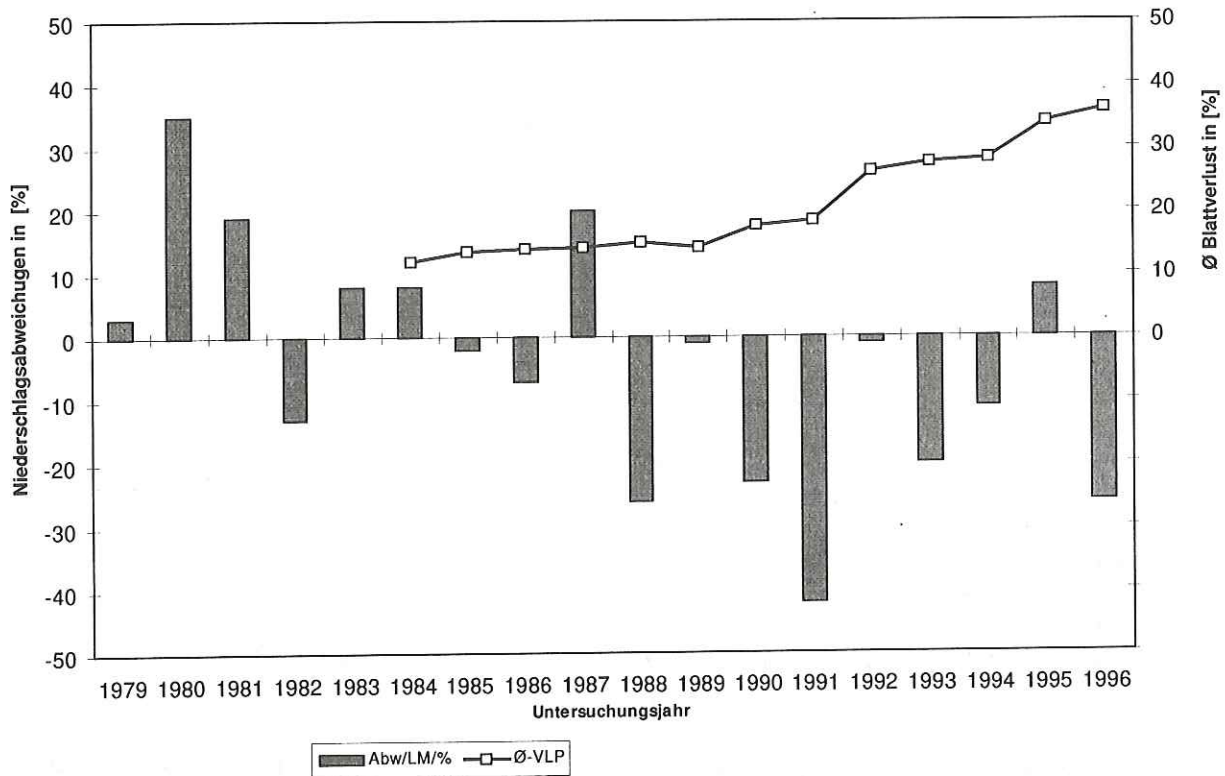
stark fruktifizierende Buchen in Einzelfällen auch eine vergleichsweise geringe Zunahme der Kronenverlichtung aufweisen. Die einzelnen Bäume besitzen offenbar eine unterschiedliche Konstitution und reagieren aus diesem Grunde auf natürliche Belastungen wie die Fruktifikation und die hiermit verbundenen erheblichen Reservestoffverluste (BOSSHARD 1984) auch unterschiedlich.



**Abb. 5:** Entwicklung der Kronenverlichtung 1987 - 1996 der jeweils am stärksten bzw. am schwächsten fruktifizierenden Buchen auf der Fläche 201 und des durchschnittlichen Blattverlustes (VLP) der Gesamtfläche.

### Zusammenfassende Bewertung:

Die Ergebnisse lassen vermuten, daß Fruktifikation nicht als alleiniger Faktor Kronenverlichtungsschübe ausgelöst hat. So ist auffällig, daß der Anstieg der Kronenverlichtung seit 1990 mit trockenen Vegetationsperioden zusammenfällt (Abb. 6).



**Abb. 6:** Entwicklung von Vegetationszeitniederschlag (Abweichung vom langjährigen Flächenmittel Rheinland-Pfalz/Saarland der Monate April bis August) und durchschnittlichem Blattverlustprozent seit 1984 in Beobachtung stehender Buchen auf 8 Dauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz.

Seit 1988 ist ein gehäuftes Auftreten von Vegetationsperioden mit im Vergleich zum langjährigen Mittel deutlich reduzierten Niederschlägen zu verzeichnen, wobei insbesondere das Jahr 1991 mit lediglich 60% des langjährigen Mittels auffällt. Wesentlich ist hierbei, daß trockene Vegetationsperioden mit mehreren zusätzlichen Belastungen korreliert sind:

- Trockenheit ist meist mit erhöhter Sonnenscheindauer und damit auch mit hohen Ozonbelastungen verbunden (WILLE 1997). Diese verändern die Prädisposition von Bäumen, was sich in einer gesteigerten Sensitivität gegenüber abiotischen Faktoren wie z.B. Frost und Trockenheit auswirkt (SCHMIEDEN 1996).
- Sommertrockenheit kann zu Nährstoffengpässen führen. So vermutet RASPE et al. (1996), daß unter Fichte auf Standorten mit angespannter Mg-Versorgung und Flachwurzelligkeit



der Bestände eine witterungsbedingt reduzierte Mg-Nachlieferung aus der Streuzersetzung zu akuten Mangelsymptomen führen kann. BÜTTNER et al. (1993) führen warm-trockene Witterungsperioden als mitentscheidend für das Eintreten und die Intensität der Vergilbung von Buchenblättern infolge „oxidativen Streßes“ an.

- Warm trockene Perioden im Juni/Juli sind die Voraussetzung zur Anlage von Blütenknospen (Blühinduktion). Diese sind mit erheblichen Reservestoffverlusten verbunden (BOSSHARD 1984).
- Lichtstellungen in zuvor geschlossenen Beständen führen zu zusätzlicher Belastung durch die notwendige Umstellung von „Schatt- auf Lichtbaumhabitus“. So weisen auf den Untersuchungsflächen die Bestände mit den größten, durch die Frühjahrsstürme 1990 verursachten, Lücken im Bestandesschluß erwachsener Buchen auch die gravierendsten Kronenschäden auf.
- Die Erhöhung der Temperatur führt zu einer deutlichen Zunahme von rinden- und holzbrütenden Käfern (SCHÖNHERR et al. 1983).

Dies verdeutlicht, daß monokausale Betrachtungen bei komplexen Systemen wie Waldökosystemen nicht angebracht sind.

## 2.2 Einfluß von Insektenfraß auf den Kronenzustand der Eichen

Während bis 1991 keine wesentliche Differenzierung der Flächen hinsichtlich ihrer Kronenverlichtung erkennbar ist, wird mit Beginn des Jahres 1992 und vor allem von 1992 auf 1993, nicht nur ein deutlicher Anstieg im Niveau der Schäden, sondern auch eine Differenzierung der Flächen hinsichtlich der Höhe der Kronenverlichtung deutlich (Abb.7).

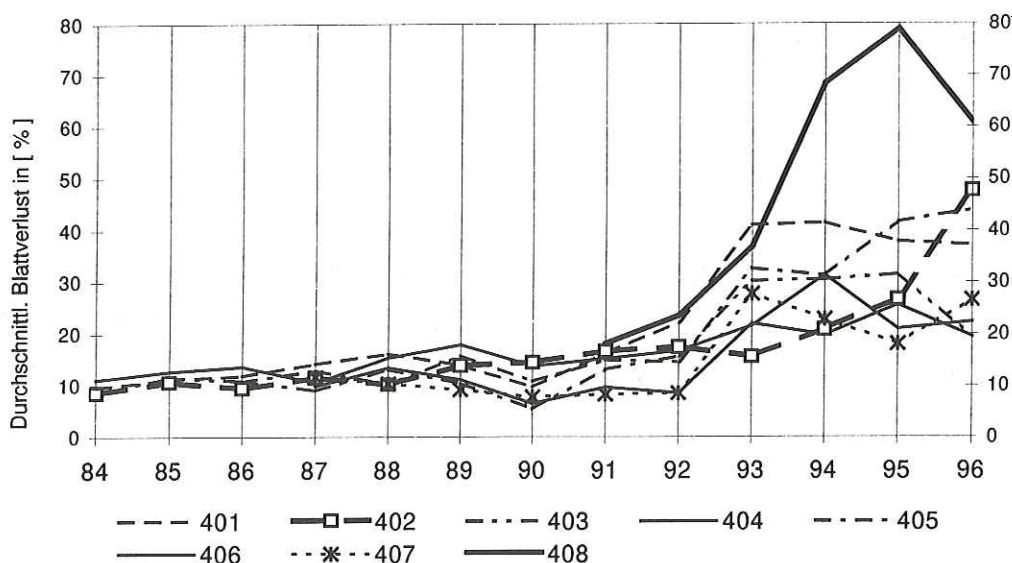


Abb. 7: Entwicklung des durchschnittlichen Blattverlustes auf 8 Eichenbeobachtungsflächen (Rückrechnung auf der Basis der 1996 lebenden oder aktuell abgestorbenen Bäume)

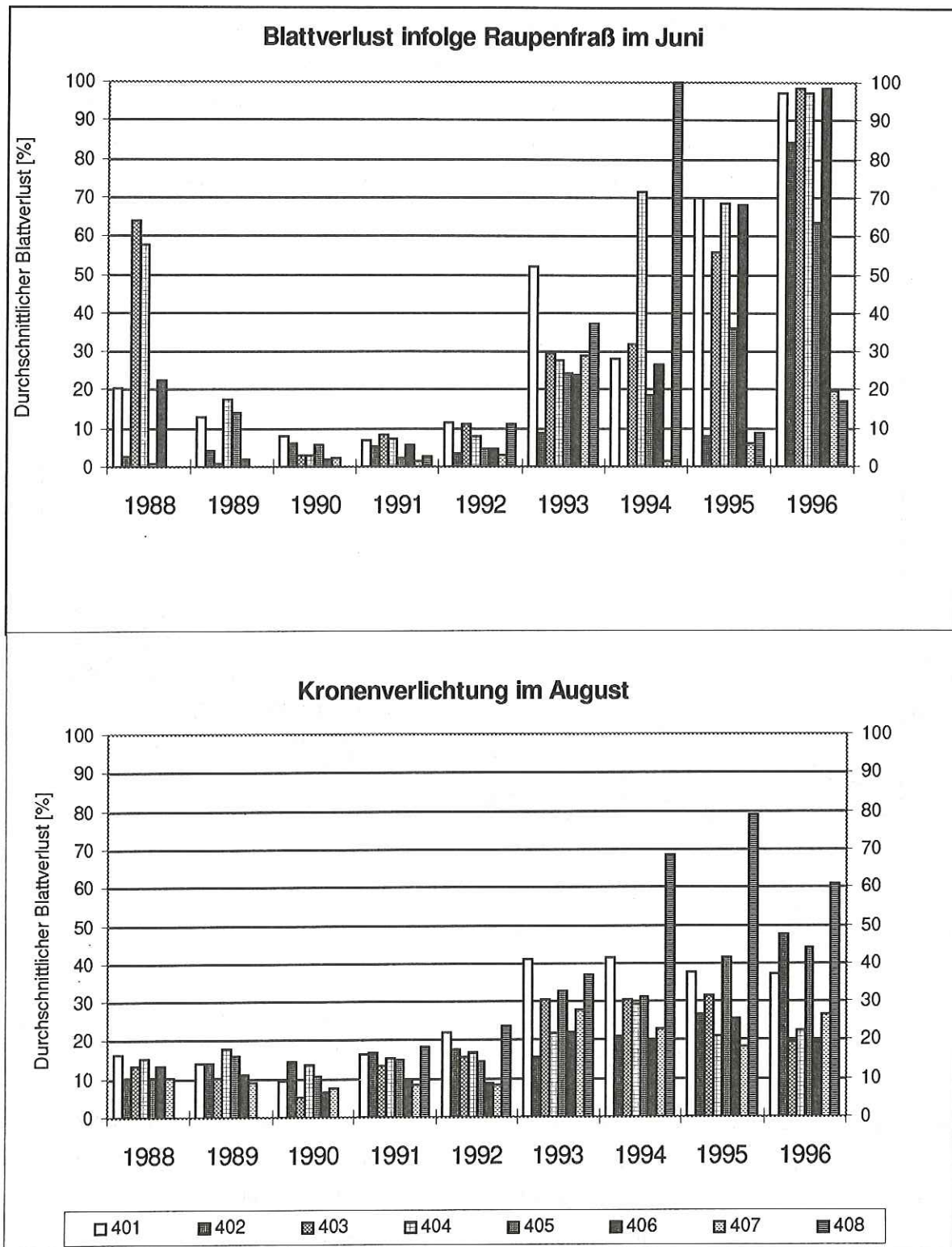
Als ein möglicher natürlicher Streßfaktor wird bei der Eiche periodisch meist mehrjährig auftretender Fraß durch Schmetterlingsraupen (überwiegend Eichenwickler- und Frostspannerarten) vermutet (z.B. HARTMANN (1996), SCHRÖCK (1994), SCHWENKE, X. (1987)). Zur Quantifizierung dieses Einflusses werden auf den Untersuchungsflächen der Blattverlust durch Raupenfraß vor Neuaustrieb im Juni, der Blattverlust im August zum Zeitpunkt der Waldschadenserhebung und die zu diesem Zeitpunkt noch sichtbaren Fraßschäden erfaßt. Die Gegenüberstellung der Entwicklung des durchschnittlichen Blattverlustprozentes im August und des Blattverlustes infolge Insektenfraß im Juni, läßt einen Zusammenhang zwischen der Entwicklung der Kronenverlichtung und den Insektenschäden vermuten. So steigt mit Beginn der Gradation im Jahre 1993 (in diesem Jahr wurden die Fraßschäden aufgrund bereits beginnendem Neuaustriebes während der Aufnahme vermutlich unterschätzt) die Kronenverlichtung deutlich an (Abb.8).

Dieser Anstieg der Kronenverlichtung wurde u.a. auf die Auswirkungen des Trockenjahres 1991 in Kombination mit Blattverlusten infolge Insektenfraß 1993 zurückgeführt (SCHRÖCK 1994). Allerdings zeigen weitergehende Analysen der Auswirkung der Fraßperiode 1993 bis 1995 auf den Kronenzustand 1995, daß diese Auswirkungen nicht so deutlich sind, wie ursprünglich angenommen (SCHRÖCK 1996).

Auf die Ursachen der Entwicklung der Fläche 408 (Schwammspinnerfraß), Forstamt Schaidt, wurde an anderer Stelle ausführlich eingegangen (BLOCK et. al. 1995). Im folgenden werden nur die Flächen 401-407 (Eichenwickler-Schadgesellschaft) betrachtet.

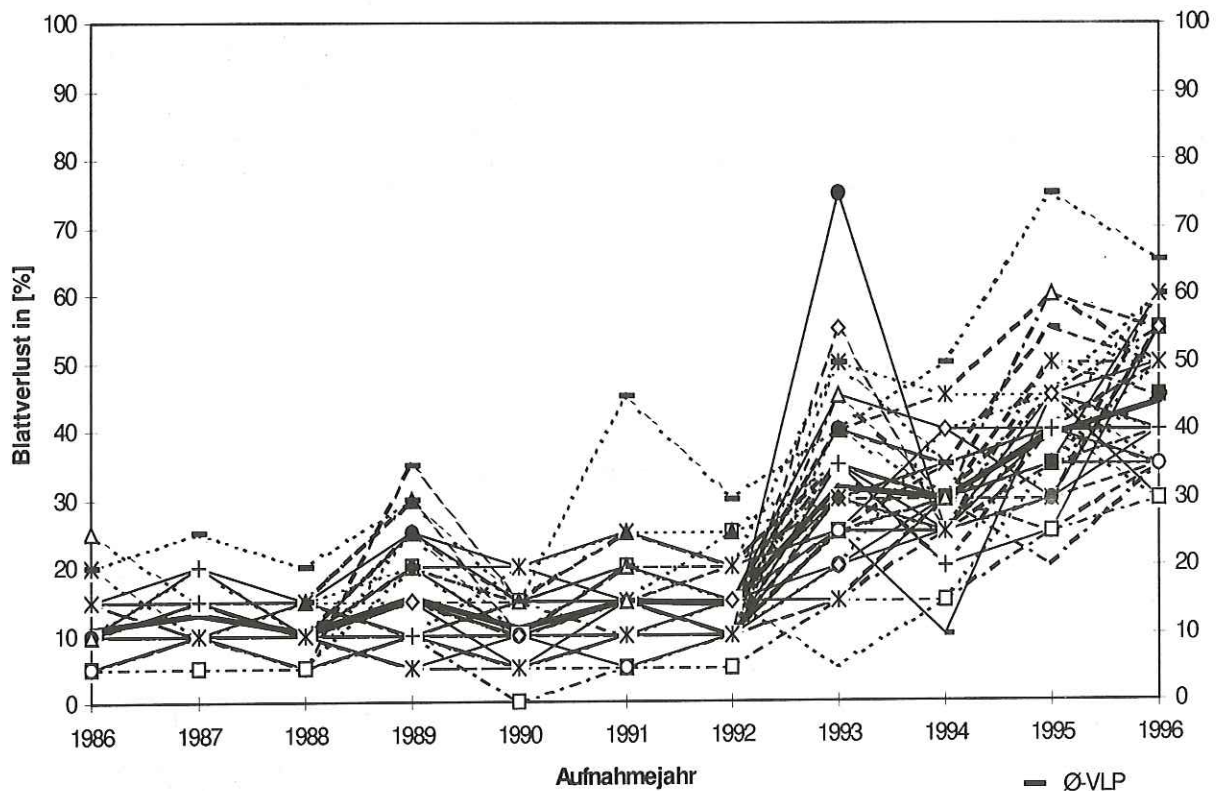
Vor allem die Ergebnisse aus dem Jahre 1996 weisen darauf hin, daß die sehr uneinheitliche Entwicklung der Versuchsflächen nur teilweise mit Insektenfraßschäden in Verbindung gebracht werden können. So zeigt lediglich die Fläche 402, FA Saar-Hochwald, eine deutliche Zunahme der Kronenverlichtung nach starkem Lichtfraß und anschließendem Mehltaubefall. Ansonsten ist bei Kahlfraß sowohl ein deutlicher Rückgang in der Kronenverlichtung (Fläche 403, FA Treis-Brodenbach) als auch eine geringfügige Zunahme der Verlichtung (Fläche 404, FA Wittlich) zu verzeichnen.

Am Beispiel der Fläche 405, Forstamt Merzalben erfolgt eine erste Analyse der Einzelbaumentwicklung. Der 1997 194-jährige Traubeneichenbestand II.5 Bonität (Bestockungsgrad 1.0) mit Buchenunterstand stockt 550 Meter über NN auf einer ziemlich frischen, tief bis sehr tiefgründigen Braunerde aus Mittlerem Buntsandstein. Die Basensättigung im Ober- und Unterboden liegt unter 10%.



**Abb. 8:** Durchschnittlicher Blattverlust infolge Insektenfraß im Juni und durchschnittliche Kronenverlichtung im August zum Zeitpunkt der Waldschadenserhebung auf 8 Eichenversuchsflächen 1988 bis 1996. Flächen 401-407 Eichenwickler-Schadgesellschaft, Fläche 408 Schwammspinnerfraß.

Die Entwicklung der Einzelbäume auf der 1996 mit einem durchschnittlichen Verlustprozent von 44% stark verlichteten Versuchsfläche zeigt, daß einerseits der allgemeine Trend zur Erhöhung des durchschnittlichen Verlustprozentes von den Einzelindividuen größtenteils gut sichtbar nachgezeichnet wird, andererseits zwischen den Einzelbäumen erhebliche Unterschiede sowohl bezüglich der Höhe als auch z.T. hinsichtlich des Zeitpunktes der Zunahme der Kronenverlichtung zu verzeichnen sind (Abb.9).



**Abb. 9:** Entwicklung der Kronenverlichtung von Einzelbäumen der Eichenfläche 405, FA Merzalben seit 1986, dicke Linie = durchschnittlicher Verlustprozent).

Die Werte der Einzelbäume variieren hierbei zwischen 5 und 25% Blattverlust 1986/87 und zwischen 30 und 65% 1996. Der Bestand liegt demnach 1996 hinsichtlich der Kronenverlichtung der Einzelbäume auf einem deutlich höheren Schadniveau als 1984. Gleichzeitig mit dieser Niveaushiftung geht die Spreitung der Verlichtung der Einzelbäume einher. Auffällig ist, daß das durchschnittliche Verlustprozent der Fläche von 1993 auf 1994 stabil bleibt, während die Kronenverlichtung der Einzelbäume erheblichen Schwankungen und z.T. gegenläufigen Entwicklungen auf der gleichen Fläche unterliegt.

Während der zeitliche Zusammenhang zwischen dem Auftreten von Raupenfraß und der Zunahme der Kronenverlichtung auf dem Bestandesniveau (Abb.8) auf einen ursächlichen Zusammenhang hindeuten, ist bei den Einzelbäumen kein wesentlicher Zusammenhang zwischen Fraßschäden und Kronenverlichtung zu erkennen. Sowohl die alleinige Betrachtung des

Jahres 1996 (Korrelationskoeffizient (PEARSON): 0,1) als auch die Aufsummierung der Fraßschäden von 1993 bis 1996 (Korrelationskoeffizient (PEARSON): 0,3) deuten darauf hin, daß der Zustand der Eichenkronen im Jahre 1996 in diesem Fallbeispiel von anderen Faktoren überlagert wird (Tab. 3 und 4). So zeigen Eichen mit geringer Fraßbelastung eine ähnliche Kronenverlichtung wie Eichen mit mehrmaligem starken Fraß auf.

Fraß																					N		
100																					0		
95																					2		
90																					5		
85																					2		
80																					2		
75																					8		
70																					5		
65																					2		
60																					4		
55																					4		
50																					2		
45																					5		
40																					3		
35																					1		
30																					1		
25																					1		
20																					0		
15																					0		
10																					1		
5																					0		
0																					0		
VLP	0	5	10	15	20	25	30	35	40	45	50	55	60	65	70	75	80	85	90	95	100		
N	0	0	0	0	0	0	3	11	13	3	8	5	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	Σ 48

Tab. 3: Anzahl Eichen mit unterschiedlicher Fraßbelastung 1996 (Prozentanteil der durch Raupenfraß verlorengegangenen Blattmasse) und deren Verteilung auf unterschiedliche Kronenverlichtungsstufen (VLP) des Jahres 1996; Versuchsfläche 405 FA Merzalben.



Auch die Entwicklung der Kronenverlichtung der 1993 - 1996 jeweils am höchsten und am geringsten fraßgeschädigten Eichen läßt keinen wesentlichen Einfluß der Fraßschäden im Untersuchungszeitraum auf den Kronenzustand erkennen (Abb.10). Eine Vorstellung über jährlich schwankende Blattverlustprozente vermittelt Baum Nr. 2: diese Eiche wies 1992: 10%, 1993: 75%, 1994: 25% Blattverlust auf. Diese drastische Schwankung ist darauf zurückzuführen, daß der Baum 1993 deutliche Fraßschäden im Juni aufwies, diese jedoch bis August (Sommeraufnahme), dies zeigt der hohe Anteil von Blättern mit deutlichen Fraßspuren, nicht regeneriert wurden. D. h. Veränderungen am Einzelbaum können durchaus durch die Erfassung von zusätzlichen Parametern plausibel erklärt werden.

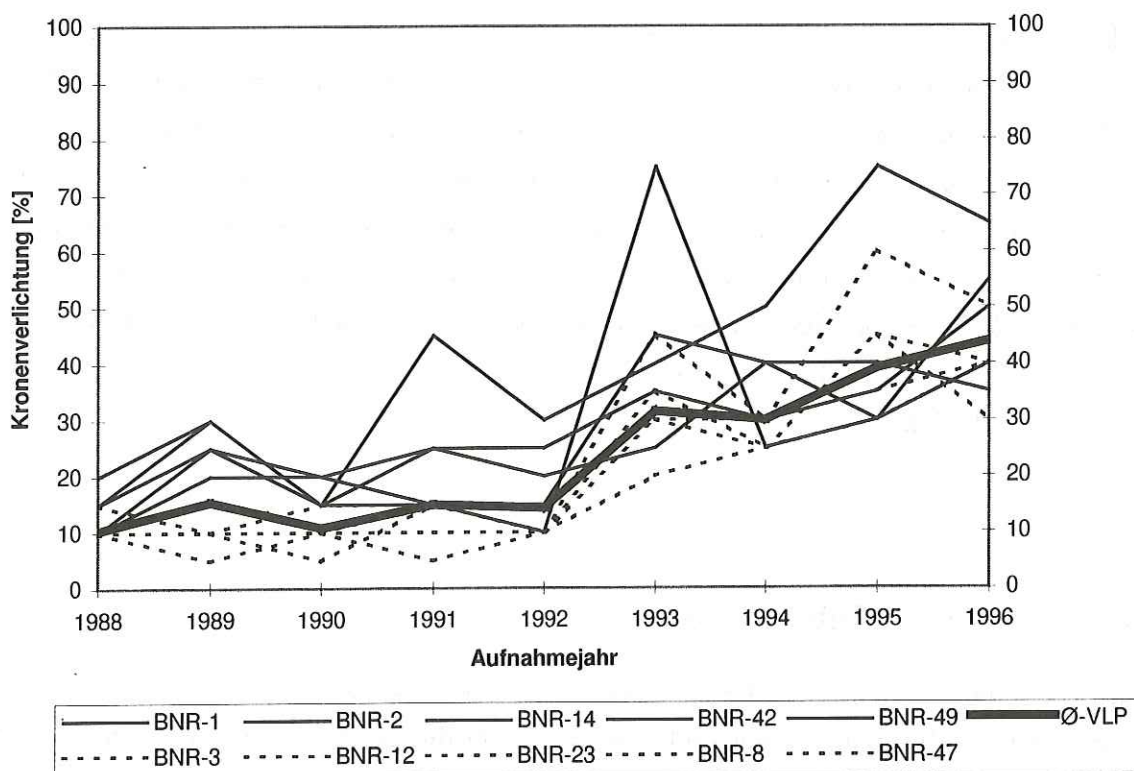


Abb. 10: Entwicklung der Kronenverlichtung 1988 - 1996 der im Zeitraum 1993 - 1996 jeweils stärksten (-) bzw. geringsten (- - -) fraßgeschädigten Eichen auf der Fläche 405.

## Zusammenfassende Bewertung

Die Ergebnisse verdeutlichen, daß entgegen früheren Vermutungen der Einfluß von Insektenfraß (Eichenwicklerschadgesellschaft) bei der Eiche den Kronenzustand der (überlebenden) Bäume nicht dominiert hat. Allerdings war nach 1993 im Gesamtbestand (ca. 15 ha) in dem die Dauerbeobachtungsfläche liegt ein vermehrtes Auftreten von abgängigen Eichen zu beobachten. Auch auf der Versuchsfläche selbst (0,25ha) sind seit deren Anlage 1986 erstmals 1995 zwei von 53 Eichen abgestorben. Ein Baum wies in den Jahren vor dem Absterben starke Insektenfraßschäden, der andere nur leichte Fraßschäden, jedoch zusätzlich deutliche Vergilbung der Blätter auf, was auf Ernährungsstörungen hindeutet. Eine Stammanalyse der abgestorbenen Eichen ergab, daß beide Bäume letztendlich durch Prachtkäferfraß abgestorben sind. Dies deutet darauf hin, daß Insektenfraß als zusätzlicher Streßfaktor möglicherweise durch Trockenheit und den damit verbundenen zusätzlichen Belastungsfaktoren (siehe 2.1) geschädigte Bäume so sehr schwächen kann, daß diese nachfolgenden Prachtkäferbefall nicht mehr abwehren können. Dies bedeutet, daß in Perioden warm-trockener Witterung und (möglicherweise hierdurch verursachter) starker Kronenverlichtungen durch die verbesserte Lebenssituation der Prachtkäfer mit gehäuften Abgängen von Eichen gerechnet werden muß. Dies alles verdeutlicht, daß es sich um einen Ursachenkomplex handelt, bei dem für das Auftreten von stärkeren Schäden mehrere Faktoren zusammentreffen müssen (siehe auch: FALCK (1918), HARTMANN (1996)).

## 4. Schlußfolgerungen

Entgegen früheren Vermutungen sind Fruktifikation bei der Buche und Insektenfraß (Eichenwicklerschadgesellschaft) bei der Eiche oftmals nicht die allein ausschlaggebenden Einflußfaktoren, die den Kronenzustand der Bäume dominieren.

Die bisherigen Ergebnisse deuten darauf hin, daß es sich um einen Faktorenkomplex handelt, wobei ungünstigen Witterungsbedingungen (Trockenstreß) als auslösendem Schadfaktor eine bedeutende Rolle zukommt. Ein Indiz dafür, daß der drastische Anstieg der Kronenschäden jedoch nicht durch Trockenheit allein erklärt werden kann, ist die Tatsache, daß sich der Kronenzustand der außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes angebauten Fichten auf den Dauerbeobachtungsflächen im gleichen Zeitraum kaum verändert hat<sup>2</sup>. Mit Trockenheit einhergehend bzw. verbunden sind jedoch zusätzliche Belastungen wie erhöhte Ozonwerte, Nährstoffengpässe, Blüten- und Fruchtbildung sowie Zunahme von wärmeliebenden Insekten (Prachtkäfer). Die Bedeutung der natürlichen Belastungen durch Fruchtbildung bei Buche (Reservestoffverbrauch) und mehrjähriger Insektenfraß bei Eiche als verstärkende Schadfaktoren

---

<sup>2</sup> Der Anstieg des durchschnittlichen Verlustprozentes 1996 war in erster Linie durch vermehrtes Auftreten aktuell abgestorbener Borkenkäferfichten auf einer Versuchsfläche bestimmt.



ren scheint nicht so groß zu sein, wie bisher angenommen. Dennoch darf deren Einfluß im Schadenskomplex nicht unterschätzt werden. Die vorgestellten Ergebnisse fügen sich somit in das Resümee von SCHMIEDEN (1996), die nach Auswertung von über 200 Forschungsvorhaben mit pflanzenphysiologisch-biochemischer Fragestellung zu dem Ergebnis kam, daß „...Luftschadstoffe als verursachende Faktoren die Entstehung von Waldschäden erklären können,....Auslöser der Schäden (jedoch) vielfach klimatischer oder biotischer Natur sind“.

Deutlich wird auch, daß von Einzelflächen (Fallbeispielen) nicht ohne weiteres auf das Verhalten der Gesamtpopulation oder auf das der Einzelindividuen geschlossen werden kann. Hierfür sind die Differenzierungen zwischen den Flächen und innerhalb der Fläche insbesondere bei der Eiche zu groß. Als Begründung werden hierfür vielfach genetische Unterschiede zwischen den Bäumen angenommen (DEGEN 1996).

Die weitere Entwicklung der Kronenschäden bei Buche und Eiche ist nur schwer vorherzusehen. Mit der Einschränkung ihrer Blattmenge (Transpiration) streben die Bäume einem neuen Gleichgewichtszustand zu. Dieser Zustand kann über längere Zeit stabil sein, die Bäume können sich unter günstigen Bedingungen vermutlich auch wieder erholen. Wesentlich ist, daß die Fähigkeit der Bäume, weitere Belastungen abzuwehren, in dieser Situation jedoch deutlich eingeschränkt ist.

All dies zeigt, daß nur durch langfristige Untersuchungen die Kenntnisse über die Dynamik dieser Systeme und deren Reaktion auf Umweltbedingungen erweitert, sowie Kausalzusammenhänge zwischen Veränderungen und den auf das System einwirkenden Faktoren erkannt werden können. Ohne solche langfristigen und detaillierten Untersuchungen bewegt man sich oft im Bereich der Spekulation. In diesem Sinne sind in den nächsten Jahren noch wesentliche Erkenntnisse aus den Untersuchungen dieser Dauerbeobachtungsflächen zu erwarten.

## 5. Literatur:

BLOCK, J.; DELB, H.; HARTMANN, G.; SEEMANN, D.; SCHRÖCK, H.W. (1995): Schwere Folgeschäden nach Kahlfraß durch Schwammspinner (*Lymantria dispar*) im Bienwald (Rheinland-Pfalz). *Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald* **50** (Nr. 23), 1278-1281.

BOSSHARD, H.H. (1984): *Holzkunde Band 2*. Birkhäuser Verlag, Basel Boston Stuttgart

BÜTTNER, G.; HARTMANN, G.; THOMAS, F.M. (1993): Vorzeitige Vergilbung und Nährstoffgehalte des Buchenlaubes in Südniedersachsen. *Forst und Holz* **48** (Nr. 22), 627-630.

DEGEN, B. (1996): Ökologische Genetik in: Auswertung der Waldschadensforschungsergebnisse (1982-1992) zur Aufklärung komplexer Ursache-Wirkungsbeziehungen mit Hilfe systemanalytischer Methoden. Umweltbundesamt Mai 1996, 409-480.

FALCK, R. (1918): Eichenerkrankung in der Oberförsterei Lödderitz und in Westfalen. *Forst- und Jagdwesen* **50**, 123-132.

HARTMANN, G.; BLANK, R., (1992): Winterfrost, Kahlfraß und Prachtkäferbefall als Faktoren im Ursachenkomplex des Eichensterbens in Norddeutschland. Forst und Holz 47 (Nr. 15), 443-452.

HARTMANN, G. (1996): Ursachenanalyse des Eichensterbens in Deutschland - Versuch einer Synthese bisheriger Befunde. In: Eichensterben in Deutschland. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Heft 318, 125-151.

RASPE, S.; LORENZ, K.; FEGER, K.H.; ZIMMERMANN, L.; ARMBRUSTER, M.; ZÖTTEL, H.W. (1996): Bodenmikrobiologische und ernährungskundliche Charakterisierung des Abbaus von Nadel- und Feinwurzelstreu der Fichte. In: Berichte Umweltforschung Baden-Württemberg 12. Statuskolloquium des PEF, 1-14.

SCHÖNHERR, J.; KRAUTWURST, K.; RÖSSLER, W. (1983): Schadinsekten in Buchenaltholzbeständen. Allgemeine Forstzeitschrift 38 (Nr. 50), 1361-1364.

SCHMIEDEN, U. (1996): Forstpflanzenphysiologie; in: Auswertung der Waldschadensforschungsergebnisse (1982-1992) zur Aufklärung komplexer Ursache-Wirkungsbeziehungen mit Hilfe systemanalytischer Methoden. Umweltbundesamt Mai 1996, 15-146.

SCHRÖCK, H.W., (1994): Kronenzustand auf Dauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz - Entwicklung und Einflußfaktoren-. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt in Rheinland-Pfalz 28/1994, 229 S.

SCHRÖCK, H.W. (1995 a): Zusammenwirken natürlicher und anthropogener Streßfaktoren. Allgemeine Forstzeitschrift 50 (Nr. 2), 91-94.

SCHRÖCK, H.W. (1995 b): Untersuchungen auf Kronenzustands-Dauerbeobachtungsflächen; in: Untersuchungen an Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz (Autorenkollektiv). Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz Nr. 32/1995, 1-11.

SCHRÖCK, H.W. (1996): Zusammenhang zwischen insektenfraßbedingten Blattverlusten und dem Kronenzustand von Eichenbeständen. In: Eichensterben in Deutschland. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Heft 318, 48-60.

SCHWENKE, X., (1987): Die Forstschädlinge Europas, Band 3, 467 S.

WILLE, E. (1997): Entwicklung der Luftschadstoffbelastung an ZIMEN-Waldstationen; in: SCHRÖCK, H. W. (Hrsg.): Untersuchungen an Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz Nr. 40/1997, 137-159.

*Anschrift des Verfassers:*

Hans Werner Schröck, Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Hauptstr. 16,  
D-67705 Trippstadt

# Aufnahme der epiphytischen Flechtenvegetation an Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz

Volker John

**Keywords:** lichen vegetation, Rheinland-Pfalz, permanent observation plots, air pollutants, forest stands

## Summary

Title of the paper: Assessment of epiphytic lichen vegetation on permanent observation plots of forest ecosystems in Rheinland-Palatinate. The lichen vegetation at 50 permanent observation plots was assessed in 1985/86 and 1994/95, at 30 of them in both periods. 64 species could be found. The spectrum extends from exceedingly toxic-tolerant species to a series of „red-list-lichens“. At 30% of in 1994/95 assessed plots a regeneration of the lichen vegetation was observed. This may be the effect of a reduction in SO<sub>2</sub>-immission.

**Schlüsselwörter:** Flechtenvegetation, Rheinland-Pfalz, Dauerbeobachtung, Immissionseinfluß, Waldbestände

## Zusammenfassung

An 50 Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz wurde eine Erhebung der Flechtenvegetation durchgeführt. 32 Flächen wurden 1986/87 erstmals kartiert, davon 30 erneut 1994/95. 18 Flächen wurden im Zeitraum 1994/95 erstmals bezüglich ihrer Flechtenvorkommen aufgenommen.

Flechten haben sich zur Bioindikation lufthygienischer Verhältnisse bewährt. Doch beziehen sich die meisten Untersuchungen auf urbane Systeme. Die Auswirkungen von Luftschadstoffen auf die Flechten in industriiefernen Lagen, insbesondere in Waldgebieten, wurde bisher sehr selten untersucht. Die durchgeführte Studie ist ein Ansatz, die ökologische und physiologische Aussagefähigkeit der Flechten im Zusammenhang mit anderen Erscheinungsbildern in forstlich genutzten Flächen zu prüfen.

Insgesamt konnten 64 epiphytische Flechtenarten registriert werden. Das Spektrum reicht von äußerst toxis-toleranten Vertretern bis zu einer Reihe von Rote-Listen-Arten. Die ökologische Standortsamplitude vieler Flechtenarten ist recht gut bekannt, so daß beim Auftreten bestimmter Arten Rückschlüsse auf die jeweilige Luftqualität möglich sind. Weiterhin können abgestorbene Thallusteile (Nekrosen) oder dichte Algenüberzüge Hinweise auf bestimmte Schadstoffbelastungen geben.

An den Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen überwiegen Flechtenarten mit geringen bis sehr geringen Reaktions- und Nährstoffzahlen und hoher Toxizität. Flechtenarten, die auf Eutrophierung hinweisen, fehlen. Die „Luftgütewerte“ sind überwiegend gering, was im wesentlichen auf die ungünstigen Borkeneigenschaften der Probestämme (Fichten, Kiefern, Buchen, Eichen) zurückzuführen sein dürfte. Doch deuten einige Befunde auch auf Immissionseinwirkungen hin.

An zwei Flächen könnte ein auffälliges Auftreten von Grünalgen, bei gleichzeitigem Auftreten von Nekrosen und geringer Artenvielfalt, auf einen erhöhten Eintrag an Ammonium-Stickstoff zurückzuführen sein.

An vier Flächen treffen beobachtete Nekrosen an Blattflechten in höheren Lagen bei gleichzeitiger Artenvielfalt mit dem Vorkommen seltener und empfindlicher Arten zusammen. Dies läßt möglicherweise auf eine übermäßige Einwirkung von Ozon schließen.

In mehreren Flächen wurden an Blattflechten deutliche Nekrosen festgestellt, wobei die Deckung relativ hoch war, doch die Vielfalt an Arten gering. Dies könnte auf erhöhte SO<sub>2</sub>-Werte hinweisen.

Wesentlich ist, daß auf 30% der 1994/95 untersuchten Flächen eine Neu- bzw. Wiederbesiedlung durch Flechten zu beobachten ist. Dies kann als Folge der zurückgegangenen Schwefeldioxid-Immissionen, wie sie überregional seit etwa einem Jahrzehnt beobachtet werden, angesehen werden.

Die Flechtenaufnahmen an den Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen sollten in einem etwa 10 jährigen Turnus fortgesetzt werden, um langfristige Veränderungen infolge sich ändernder Umweltbedingungen verfolgen zu können.

## 1. Einleitung und Zielsetzung

Die Erhebung der epiphytischen Flechtenvegetation an den Dauerbeobachtungsflächen ist einbezogen in ein integriertes Beobachtungs- und Meßprogramm, mit dem vor allem Veränderungen in Struktur und Funktionsfähigkeit von Waldökosystemen unter dem Einfluß sich verändernder Umweltbedingungen erfaßt werden sollen (BLOCK 1995). Die Erhebung der Flechten ergänzt hierbei die Dauerbeobachtung anderer biotischer Ökosystemglieder (Wald-bäume, Bodenvegetation, Fauna). Sie soll insbesondere die Reaktion der Flechten auf Veränderungen der Luftschadstoffbelastung aufzeigen und zur Unterstützung der Interpretation der physikalisch-chemischen Messungen herangezogen werden.

Gleichzeitig soll erstmals ein umfangreicheres Arteninventar von forstlich genutzten Flächen in Rheinland-Pfalz erstellt werden. Dies ist von besonderem Interesse, da im Rahmen flechtenkundlicher Kartierungen zur Immissionswirkung Waldflächen bisher kaum berücksichtigt wurden. Die Erfassung der Flechtenflora war lange Zeit auf entweder besonders flechtenreiche Standorte oder auf urbane Gebiete beschränkt. Aus dem Bestandesinnern von Wäldern liegen dagegen kaum Daten vor. Vom floristischen Standpunkt kann die Kartierung der Flechten in den Dauerbeobachtungsflächen daher unsere Kenntnis der Häufigkeiten und Gesamtverbreitung vertiefen.

Die Flechten sind nicht mit Organen versehen, wie sie höhere Pflanzen mit den Spaltöffnungen besitzen, um den Gas- und Stoffaustausch zu regulieren. Deshalb sind sie stets den wechselnden Umwelteinflüssen ausgesetzt und reagieren aufgrund ihres besonderen Aufbaus aus Algen und Pilzen besonders sensibel auf den Eintrag von Schadstoffen. Flechten eignen sich daher in besonderem Maße zur Ermittlung und Beurteilung phytotoxischer Wirkungen von Immissionen. Sie integrieren die Gesamtwirkung aller Luftschadstoffe unter Berücksichtigung parallel hierzu einwirkender Klimafaktoren (vgl. VDI-Richtlinie 3799, Blatt 1). Die Schädigungen durch Umwelteinflüsse zeigen sich im anatomischen, morphologischen und physiologischen Verhalten der Flechten. Nekrosen und in gravierenden Fällen vollständiges Absterben

der Flechten sind die Folgen. Über eine wiederholte Kartierung der Flechtenvegetation kann eine mögliche Tendenz in Richtung einer Verbesserung oder Verschlechterung der lufthygienischen Situation belegt werden. Beispielsweise ist in vielen Städten infolge der Reduzierung der SO<sub>2</sub>-Immissionen eine Wiederbesiedlung an bis dahin flechtenfreien Bäumen beobachtet worden (HAFELLNER & GRILL 1981, JOHN 1989, KANDLER & POELT 1984, RABE & WIEGEL 1985, ROSE & HAWKSWORTH 1981).

Das Vorkommen epiphytischer Flechten ist nicht nur durch Umwelteinflüsse (Luftschadstoffe, Klima), sondern insbesondere auch durch die Beschaffenheit der Borke verschiedener Baumarten und die Lichtverhältnisse am Wuchsort bestimmt. Nur aus dem Auftreten, nicht aus dem Fehlen bestimmter Arten können daher Rückschlüsse auf die Luftqualität gezogen werden.

Die untersuchten Dauerbeobachtungsflächen unterscheiden sich in den Randbedingungen (vertretene Baumarten, Kronenschlußgrad, Unter- und Zwischenstand, Lichtverhältnisse im unteren Stammraum) beträchtlich. Ein Vergleich der Flächen im Hinblick auf ihre aus der Flechtenbesiedlung abzuleitene Luftgüte ist daher nur mit sehr großen Einschränkungen möglich. Im Vordergrund bleibt daher die Beobachtung der Entwicklung der Flechtenvegetation im Laufe der Jahre auf der Einzelfläche.

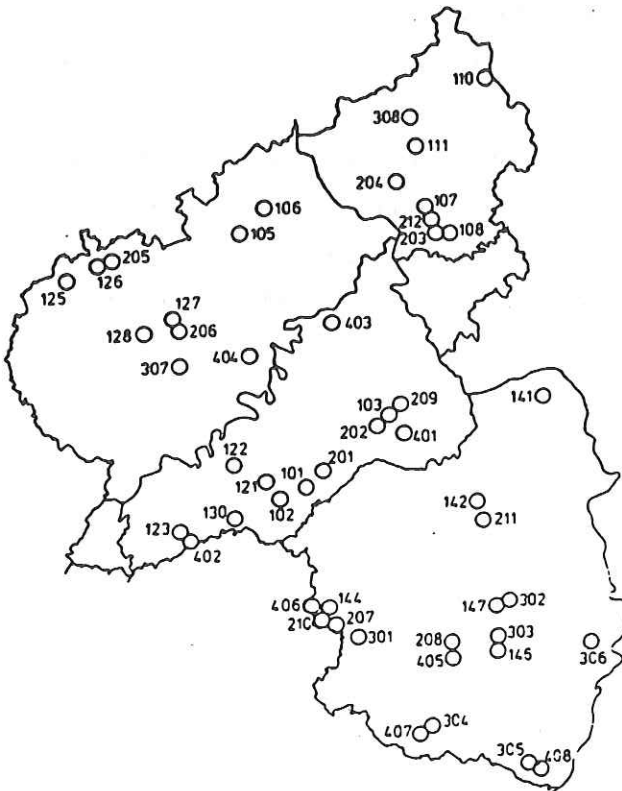
Da Flechten ein geringes Wachstum besitzen und daher nur langsam reagieren können, lassen sich bei der vergleichsweise geringen Zeitspanne zwischen Erst- und Wiederholungsaufnahme nur vorläufige Trends in der Entwicklung der Flechtenvegetation ableiten.

Vorrangiges Ziel dieser Studie ist die Bewertung der Einzelfläche, ein Vergleich der Flächen untereinander ist primär nicht angestrebt.

## 2. Material und Methode

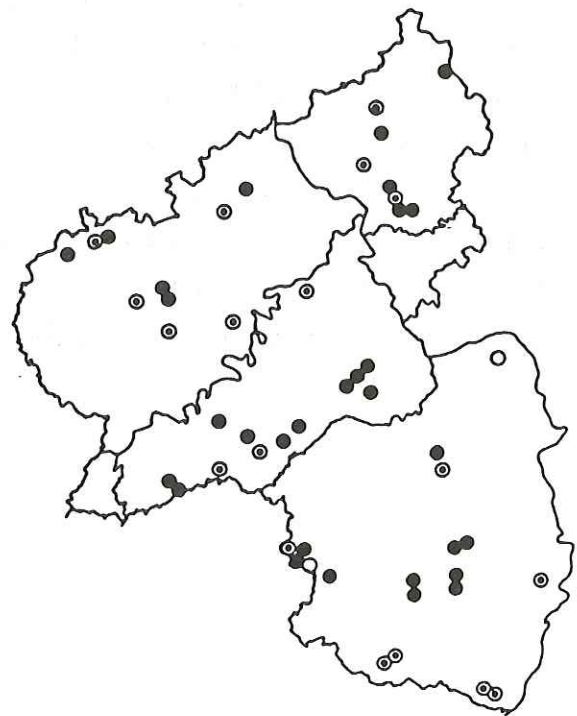
Die Flechtenerhebungen erfolgten an 50 Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz (22 Fichten-, 8 Kiefern-, 12 Buchen- und 8 Eichen-Dauerbeobachtungsflächen).

An 30 dieser Flächen wurde 1986/87 eine erste Kartierung und 1994/95 eine Wiederholungskartierung durchgeführt. 2 Flächen wurden nach der Erhebung 1986/87 wegen Sturmwurf aufgegeben; in 18 Flächen wurde 1994/95 erstmals eine Erhebung der Flechten durchgeführt (Abb. 1 und Abb. 2).



**Abb. 1: Lage und Bezeichnung der untersuchten Flächen.**

Flächen 101-147 = Fichtenbeobachtungsflächen,  
 Flächen 201-212 = Buchenbeobachtungsflächen,  
 Flächen 301-308 = Kiefernbeobachtungsflächen,  
 Flächen 401-408 = Eichenbeobachtungsflächen.



**Abb. 2: Übersicht über die Zeiträume der Kartierungen**

- = Kartierung 1986/87 und 1994/95
- = Kartierung 1986/87
- ⊙ = Kartierung 1994/95

Kartierungsmethoden, wie sie in urbanen Systemen angewandt werden, führen bei der Erfassung der Flechtenvegetation in Waldflächen in der Regel nicht zum Ziel. Auch die Methode, wie sie KNABE (1981) für die Erfassung von Waldflächen vorgeschlagen hat, ließ im Hinblick auf die Zielsetzung des Projekts keine befriedigenden Ergebnisse erwarten.

Zunächst wurde die Flechtenvegetation innerhalb der Kernfläche (50 m x 50 m) der Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen erfaßt. Waren die Kernflächen arm an Flechten, wurde ergänzend die Flechtenbesiedlung des umliegenden Baumbestandes und benachbarter Standorte, auch mit anderer Baumartenzusammensetzung, aufgenommen. Die Ergebnisse wurden beschrieben und an drei Bäumen pro Fläche eine Dokumentation mit Hilfe einer 30x30 cm großen Folie vorgenommen. Dieses Verfahren hat sich jedoch als zu aufwendig erwiesen, so daß bei der zweiten Erhebung, um die Reproduzierbarkeit künftiger Wiederholungskartierung zu gewährleisten, in Anlehnung an VDI 3977 Blatt 1 in jeder Fläche 6 Bäume ausgewählt, an deren Stamm in einer Höhe von mindestens 100 cm über dem Erdboden eine Aufnahme der Frequenz der Flechten durchgeführt wurde. Hierzu wurde ein Flechtenzählrahmen bestehend aus einem Gitter von insgesamt 20 cm Breite und 50 cm Höhe, somit 10 Feldern der Größe 10 cm x 10 cm, verwendet.

Als Frequenz einer Flechtenart an einem Standort wird die über die Anzahl der Probebäume gemittelte Anzahl der Felder, in denen die jeweilige Art vorkommt, bezeichnet.

Der Aufhängepunkt des Zählrahmens ist durch zwei Aluminiumnägel in der oberen und unteren Mitte des Rahmens fest markiert, so daß bei einer Folgerhebung identische Areale an den jeweiligen Probebäumen aufgenommen werden können.

Als Probebäume wurden zunächst charakteristische Bäume der Hauptbaumart der Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen ausgewählt (Fichten, Kiefern, Buchen, Eichen). Da dies mit Ausnahme der Eichen in unseren Breiten Baumarten mit ungünstigen Borkeneigenschaften für die Flechtenbesiedlung sind, wurden, soweit vorhanden, zusätzliche Probebäume von Baumarten mit günstigeren Borkeneigenschaften in die Erhebung einbezogen. Dies läßt eine umfassendere Charakterisierung der Flechtenbesiedlung und eine treffsichere Beurteilung der Luftqualität am Aufnahmepunkt zu, verringert allerdings die Vergleichbarkeit zwischen den einzelnen Flächen.

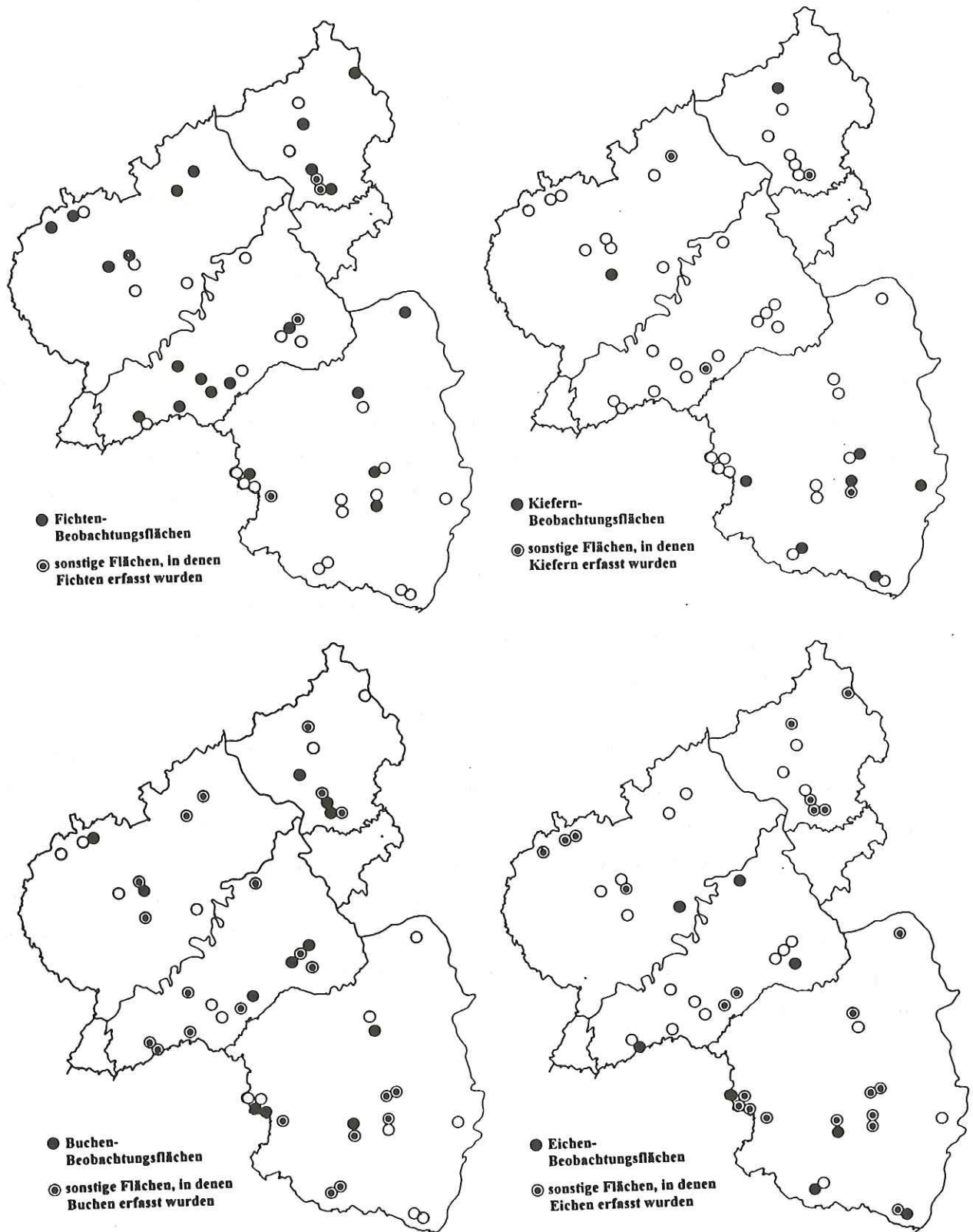


Abb. 3: Lage der Flächen mit den berücksichtigten Baumarten



### 3. Ergebnisse

#### 3.1 Das Artenspektrum

An den Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen wurden 64 verschiedene Flechtenarten angetroffen (Tab. 1).

Bei den Hauptbaumarten zeigte sich, daß Kiefern mit nur 12 Arten am ärmsten mit Flechten besiedelt sind, gefolgt von Fichten mit 20 Flechtenarten und Buchen mit 28 Arten. Am artenreichsten erwiesen sich die Eichen mit 45 Arten. Die Gesamtartenzahl der Flechten in den einzelnen Flächen bewegt sich zwischen 1 Art und 24 Arten.

Die Wuchsformen der Flechten sind kein taxonomisches oder systematisches Merkmal, doch reagieren die Strauchflechten in der Regel empfindlicher gegenüber Luftverschmutzungen als die Krustenflechten. Zu den Strauchflechten in den untersuchten Flächen gehört das „Eichenmoos“ (*Evernia prunastri*), das „Baummoos“ (*Pseudevernia furfuracea*), die „Haarflechte“ (*Bryoria fuscescens*) und die „Bandflechte“ (*Ramalina pollinaria*). Eine Gruppe innerhalb der Strauchflechten bilden die Becherflechten. Sie sind im Gebiet mit 7 Arten aus der Gattung *Cladonia* vertreten.

Bezüglich ihrer Empfindlichkeit gegenüber Immissionen nehmen die Blatt- oder Laubflechten eine Zwischenstellung zwischen den Strauch- und den Krustenflechten ein. Das Spektrum reicht von sehr empfindlichen bis zu resistenten Arten. Zu den selteneren Blattflechten in den untersuchten Flächen zählen *Vulpicida pinastri* (Fuchstot-Flechte) und *Parmeliopsis hyperopta*, neben *Hypogymnia farinacea* und *Cetraria chlorophylla*.

Die Krustenflechten sind mit ihrer gesamten Unterseite fest mit dem Substrat verbunden, wodurch die Oberfläche gegenüber Strauch- und Blattflechten geringer, und damit auch die Aufnahmemöglichkeit von Schadstoffen niedriger ist. Zu den selteneren in den Flächen nachgewiesenen Arten gehören die *Arthonia*-Arten, die Arten der Gattung *Calicum*, *Chrysothrix candelaris*, die *Lecanactis*- und die *Pyrenula* - Arten.

Bemerkenswert sind drei Arten unter den registrierten Krustenflechten, die derzeit in Ausweitung ihres Areals sowie ihres mengenmäßigen Anteils begriffen sind: *Ropalospora viridis*, *Hypocenomyce caradocensis* und *Mycoblastus fucatus*.

*Athelia arachnoidea* ist ein Pilz (Deuteromycet), der Krustenflechten, vorwiegend *Lecanora conizaeoides*, und Grünalgen befällt und als rundliche spinnwebige Flecken die Stämme meist glattrindiger Bäume wie Buchen und Hainbuchen überzieht. Es ist auffällig, daß der Pilz noch vor rund 15 Jahren auf glatte und weniger saure Borken begrenzt zu sein schien, mittlerweile häufiger auf grobrissigen und sehr sauren Borken von Eichen und Kiefern zu beobachten ist.

Die Flächen mit der höchsten Artenzahl und den geringsten Thallusschädigungen liegen im Pfälzerwald. Zwar sind die Artenzahlen in einigen Flächen im Hunsrück sowie in der Eifel ebenfalls recht hoch, doch sind dort viele Flechtenthalli geschädigt.

Ogleich das reine Vorkommen einiger Flechtenarten an sich schon Rückschlüsse auf bestimmte klimatische Faktoren und den Ausschluß besonders hoher Immissionsbelastungen zuläßt, ergibt sich die Möglichkeit einer Aussage zur immissionsökologischen Situation erst aus der jeweiligen Artenzusammensetzung am Standort, der Häufigkeiten der betreffenden Arten, eventuell vorhandener Schadbilder am Thallus und der Interpretation der Zeigerwerte der einzelnen Arten.

- Arthonia radiata* (Pers.) Ach.  
*A. spadicea* Leighton  
*Bryoria fuscescens* (Gyelnik) Brodo & D. Hawksw.  
*Buellia griseovirens* (Turner & Borrer ex Sm.) Almb.  
*Calicium glaucellum* Ach.  
*C. salicunum* Pers.  
*Cetraria chlorophylla* (Willd.) Vainio  
*Chaenotheca chrysocephala* (Turner ex Ach.) Th. Fr.  
*C. ferruginea* (Turner & Borrer) Migula  
*Chrysothrix candelaris* (L.) Laundon  
*Cladonia coniocraea* auct.  
*C. digitata* (L.) Hoffm.  
*C. fimbriata* (L.) Fr.  
*C. macilenta* Hoffm.  
*C. polydactyla* (Flörke) Sprengel  
*C. squamosa* (Scop.) Hoffm.  
*Evernia prunastri* (L.) Ach.  
*Flavoparmelia caperata* (L.) Hale  
*Fuscidea cyathoides* (Ach.) V. Wirth & Vezda  
*Graphis scripta* (L.) Ach.  
*Hypocenomyce caradocensis* (Leighton ex Nyl.) P. James & G. Schneider  
*H. scalaris* (Ach. ex Lilj.) Choisy  
*Hypogymnia farinacea* Zopf  
*H. physodes* (L.) Nyl.  
*H. tubulosa* (Schaerer) Havaas  
*Imshaugia aleurites* (Ach.) S. F. Meyer  
*Lecanactis abietina* (Ach.) Koerber  
*Lecanora carpinea* (L.) Vainio  
*L. chlarotera* Nyl.  
*L. conizaeoides* Nyl. ex Crombie  
*L. expallens* Ach.  
*L. pulicaris* (Pers.) Ach.  
*L. symmicta* (Ach.) Ach.  
*Lecidella elaeochroma* (Ach.) Choisy  
*Lepraria incana* (L.) Ach.  
*Melanelia glabratula* (Lamy) Essl.  
*Mycoblastus fucatus* (Stirton) Zahlbr.  
*Ochrolechia androgyna* (Hoffm.) Arnold  
*Opegrapha vermicellifera* (Kunze) Laundon  
*Parmelia saxatilis* (L.) Ach.  
*P. sulcata* Taylor  
*Parmeliopsis ambigua* (Wulfen) Nyl.  
*P. hyperopta* (Ach.) Arnold  
*Pertusaria albescens* (Hudson) Choisy & Werner  
*P. amara* (Ach.) Nyl.  
*P. coccodes* (Ach.) Nyl.  
*P. flavida* (DC.) Laundon  
*P. hemisphaerica* (Flörke) Erichsen  
*P. leioplaca* DC.  
*P. pertusa* (Weigel) Tuck.  
*Phlyctis argena* (Sprengel) Flotow  
*Platismatia glauca* (L.) W. Culb. & C. Culb.  
*Pseudevernia furfuracea* (L.) Zopf  
*Pseudosagedia aenea* (Wallr.) Hafellner & Kalb  
*Pyrenula nitida* (Weigel) Ach.  
*P. nitidella* (Flörke ex Schaerer) Müll. Arg.  
*Ramalina pollinaria* (Westr.) Ach.  
*Ropalospora viridis* Tonsberg  
*Saccomorpha icmalea* (Ach.) Clauz. & Roux  
*Scoliciosporum chlorococcum* (Graewe ex Stenh.) Vezda  
*Trapeliopsis flexuosa* (Fr.) Coppins & P. James  
*T. granulosa* (Hoffm.) Lumbsch  
*T. pseudogranulosa* Coppins & P. James  
*Vulpicida pinastri* (Scop.) Mattson & Lai

Tab. 1: Artenliste

## Rote - Listen - Arten

Die nachfolgenden Angaben zur Gefährdung beziehen sich auf WIRTH et al. (1996). Die Gefährdungsursachen sind zudem bei JOHN (1986 a) und WIRTH (1984) diskutiert. Insgesamt wurden in den Beobachtungsflächen 19 Arten der Roten-Liste festgestellt. Acht Arten sind in ganz Deutschland und drei in Rheinland-Pfalz stark gefährdet (Gefährdungskategorie 2). 10 Arten sind in ganz Deutschland und 16 Arten in Rheinland-Pfalz gefährdet (Gefährdungskategorie 3). Die betreffenden Flächen mit den jeweiligen Arten sind in Tabelle 2 zusammengestellt.

Flechtenart	Vorkommen in Fläche Nr.	Gefährdung <sup>1</sup> in der BRD	Gefährdung in Rheinl.-Pf.
<i>Arthonia spadicea</i>	208	3	3
<i>Bryoria fuscescens</i>	101	2	3
<i>Calicium glaucellum</i>	208, 303	3	3
<i>Calicium salicinum</i>	208, 303, 408	2	3
<i>Cetraria pinastri</i>	125	3	2
<i>Chaenotheca chrysocephala</i>	101	3	3
<i>Flavoparmelia caperata</i>	408	2	3
<i>Hypogymnia farinacea</i>	101, 103, 121, 144, 146, 201, 303, 402, 405, 407	3	3
<i>Fuscidea cyathoides</i>	205	3	3
<i>Lecanactis abietina</i>	408	2	2
<i>Ochrolechia androgyna</i>	125, 146, 205, 303, 401, 405	3	3
<i>Opegrapha vermicellifera</i>	408	3	3
<i>Parmeliopsis hyperopta</i>	205	*	3
<i>Pertusaria coccodes</i>	407	3	3
<i>Pertusaria flavida</i>	208, 405	2	3
<i>Pertusaria hemisphaerica</i>	147, 208, 209, 407, 408	2	3
<i>Pertusaria leioplaca</i>	408	3	3
<i>Pyrenula nitida</i>	408	2	3
<i>Pyrenula nitidella</i>	408	2	2

Tab. 2: Vorkommen von Rote-Liste-Arten auf den einzelnen Flächen

<sup>1</sup> Gefährdungskategorie: 2 = „stark gefährdet“; 3 = „gefährdet“ (Rote Liste der gefährdeten Tier- und Pflanzenarten)

## 3.2 Zeigerwerte

Die Zeigerwerte für Flechten wurden erstmals von WIRTH (1991) zusammengestellt. Es werden Werte angegeben für die Lichtzahl (L), Temperaturzahl (T), Kontinentalitätszahl (K), Feuchtezahl (F), Reaktionszahl (R), Nährstoffzahl (N) und Toxizität (To). Alle Faktoren werden nach einer 9-stufigen Skala von 1 bis 9 bewertet. Für eine Auswahl von Flechtenarten, die nach der VDI-Richtlinie in die Berechnung der Luftgütwerte eingehen, sind in Tabelle 3 die Reaktionszahlen (R), Nährstoffzahlen (N), Toxizität (To) und Feuchtezahlen (F) zusammengestellt.

Die Reaktionszahlen kennzeichnen die pH-Verhältnisse der Flechtenwuchsorte. Die Werte können zwischen 1 für extrem saure Standorte mit einem pH unter 3,4 und 9 für basische Standorte mit einem pH-Wert über 7 liegen.

Die Nährstoffzahlen ersetzen für die Bewertung der Flechten die bei höheren Pflanzen üblichen Stickstoffzahlen, wobei die Versorgung mit Mineralsalzen, die Imprägnierung mit nährstoffreichem Staub und die Düngung durch Tiere berücksichtigt werden. Die Werte liegen zwischen 1 für mineralarme Standorte und sehr geringer Eutrophierungstoleranz der Flechten und 9 ausgeprägt nährstoffreiche Standorte mit extrem düngungstoleranten Flechten.

Die Toxizität soll einer groben Orientierung zur großflächig wirkenden Luftbelastung dienen. Als Maß für die Empfindlichkeit der Flechten gegenüber der Gesamtheit der Luftschadstoffe liegen die Werte zwischen 1 mit sehr geringer Toxizität für Flechten, die extrem empfindlich auf Luftverunreinigungen reagieren, und 9 für Arten mit sehr hoher Toxizität gegenüber Umweltbelastungen.

Die Feuchtezahlen orientieren sich hauptsächlich an den Niederschlagsverhältnissen und dem Großklima der Verbreitungsareale der betreffenden Flechten. Die Werte liegen zwischen 1 für Flechten, die auf trockenste Bereiche beschränkt sind, und 9 für Flechten, in niederschlagsreichen Gebieten mit sehr humiden Standorten.

	R	N	To	F
Amandinea punctata	5	5	9	3
Anaptychia ciliaris	7	5	2	5
Bryoria fuscescens	3	2	4	6
Candelaria concolor	6	5	4	3
Candelariella reflexa	5	5	4	5
Candelariella xanthostigma	5	4	6	3
Cetraria chlorophylla	3	2	5	6
Evernia prunastri	4	3	6	3
Flavoparmelia caperata	4	3	3	4
Hypocenomyce scalaris	2	2	8	3
Hypogymnia farinacea	3	2	6	6
Hypogymnia physodes	3	2	8	8
Hypogymnia tubulosa	3	3	6	6
Lecanora allophana	6	4	3	3
Lecanora argentata	5	3	4	4
Lecanora carpinea	5	3	5	3
Lecanora chlorotera	6	4	6	3
Lecanora conizaeoides	2	1	9	2
Lecanora expallens	4	4	9	3
Lecanora hageni	8	6	8	3
Lecanora pulicaris	2	3	6	3
Lecanora saligna	4	4	6	3
Lecidella elaeochroma	5	4	6	3
Lepraria incana	3	3	9	3
Melanelia exasperatula	5	4	6	3
Melanelia glabra	6	5	1	7
Melanelia glabratula	3	3	6	4
Melanelia subargentifera	7	6	3	5
Ochrolechia microstictoides	2	2	4	6
Ochrolechia turneri	4	4	4	3

	R	N	To	F
Parmelia saxatilis	3	2	7	5
Parmelia sulcata	5	4	8	3
Parmelina pastillifera	5	4	3	7
Parmelina tiliacea	5	4	5	3
Parmeliopsis ambigua	2	2	7	5
Pertusaria albescens	6	4	4	3
Pertusaria amara	3	2	5	4
Pertusaria coccodes	5	3	4	4
Pertusaria flavida	4	3	4	4
Pertusaria pertusa	5	3	4	5
Phaeophyscia orbicularis	7	7	7	4
Phlyctis argena	4	3	6	3
Physcia adscendens	7	6	8	3
Physcia aipolia	7	6	4	3
Physcia stellaris	6	5	4	3
Physcia tenella	6	6	8	3
Physconia distorta	7	6	3	3
Physconia enteroxantha	6	5	3	5
Physconia grisea	7	7	7	2
Physconia perisidiosa	6	4	4	5
Platismatia glauca	2	2	5	5
Pseudevernia furfuracea	2	1	7	3
Punctelia subrudecta	4	3	6	3
Ramalina farinacea	5	3	6	4
Ramalina fastigiata	6	5	2	6
Ramalina fraxinea	6	5	2	6
Ramalina pollinaria	4	4	4	5
Xanthoria candelaria	6	7	5	3
Xanthoria parietina	7	6	7	3
Xanthoria polycarpa	6	6	7	3

**Tab. 3: Zusammenstellung einiger Zeigerwerte für die Flechtenarten der VDI-Richtlinie, nach WIRTH (1991)**

Auf der Grundlage der Zeigerwerte aus WIRTH (1991) wurden die mittleren Zeigerwerte für die Flächen berechnet. Dazu wurden die jeweiligen Zeigerwerte der einzelnen Flechten mit deren Frequenz an den Standorten gewichtet. Die mittleren Werte, die sich für die Reaktionszahlen (R), Nährstoffzahlen (N), Toxizität (To) und Feuchtezahlen (F) für die Flächen ergaben, sind in Abb. 4 dargestellt.

Bis auf die Feuchtezahlen sind die mittleren Werte für die übrigen Faktoren in allen Flächen recht einheitlich. So liegen die Werte für die Toxizität in allen Flächen mit Werten zwischen 6,3 und 9,0 ziemlich hoch. Das bedeutet, daß der Anteil toxischer Arten in allen Flächen deutlich überwiegt gegenüber empfindlicheren Arten. Deutliche Unterschiede in den Fichten-, Buchen-, Kiefern- und Eichenflächen sind nicht nachweisbar.

Die Reaktionszahlen liegen ebenfalls einheitlich zwischen Werten von 2,0 und 3,3. Das bedeutet, daß Flechtenarten, die niedrige pH-Werte bevorzugen, überwiegen. Für diesen Faktor liegen die Werte in den Fichten-, Buchen- und Kiefernflächen bei Werten bis höchstens 2,9. Lediglich in den 8 untersuchten Eichenflächen lagen in 6 der Flächen die Werte geringfügig höher zwischen 3,0 und 3,3.

Die Nährstoffzahlen liegen in allen Flächen noch unter den Werten für die Reaktionszahlen. Diese niedrigen Werte zwischen 1,0 und 2,9 zeigen an, daß die Flechten vorwiegend an Bäumen mit mineralarmer Borke siedeln und kaum mit Eutrophierung, Düngung und Staubimprägnierung zu rechnen ist. So fehlen auch die Vertreter der hohen Stickstoffversorgung anzeigenden Flechten vollkommen in der Liste der beobachteten Arten.

Die mittleren Feuchtezahlen variieren beträchtlich mit Werten zwischen 2 und 7,1. Beziehungen zwischen den Feuchtezahlen und den anderen Faktoren sind nicht zu erkennen. Die einzelnen Flechtenarten mit höheren Feuchtezahlen finden sich in der Schneifel, dem Hunsrück und im Pfälzerwald, ohne daß sich die Begünstigung des Standorts durch erhöhte Niederschläge auf eine Veränderung auch der anderen Faktoren auswirkt.

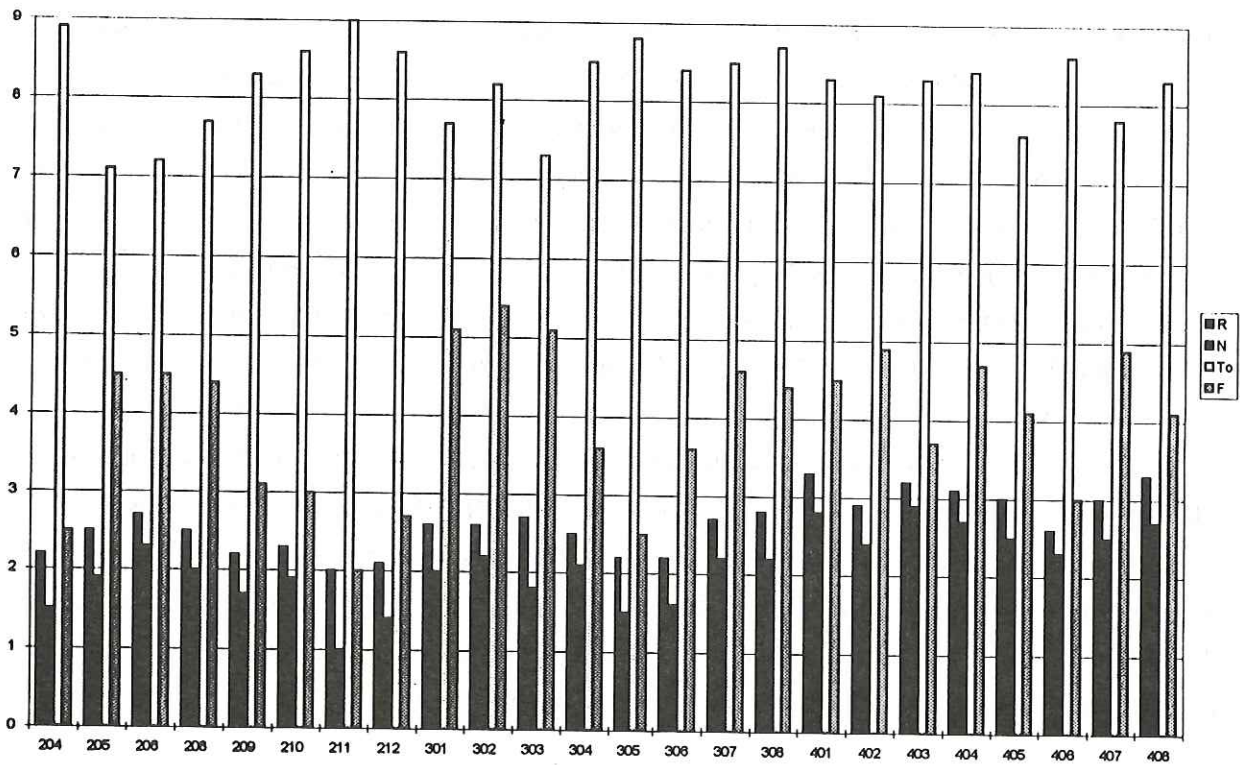
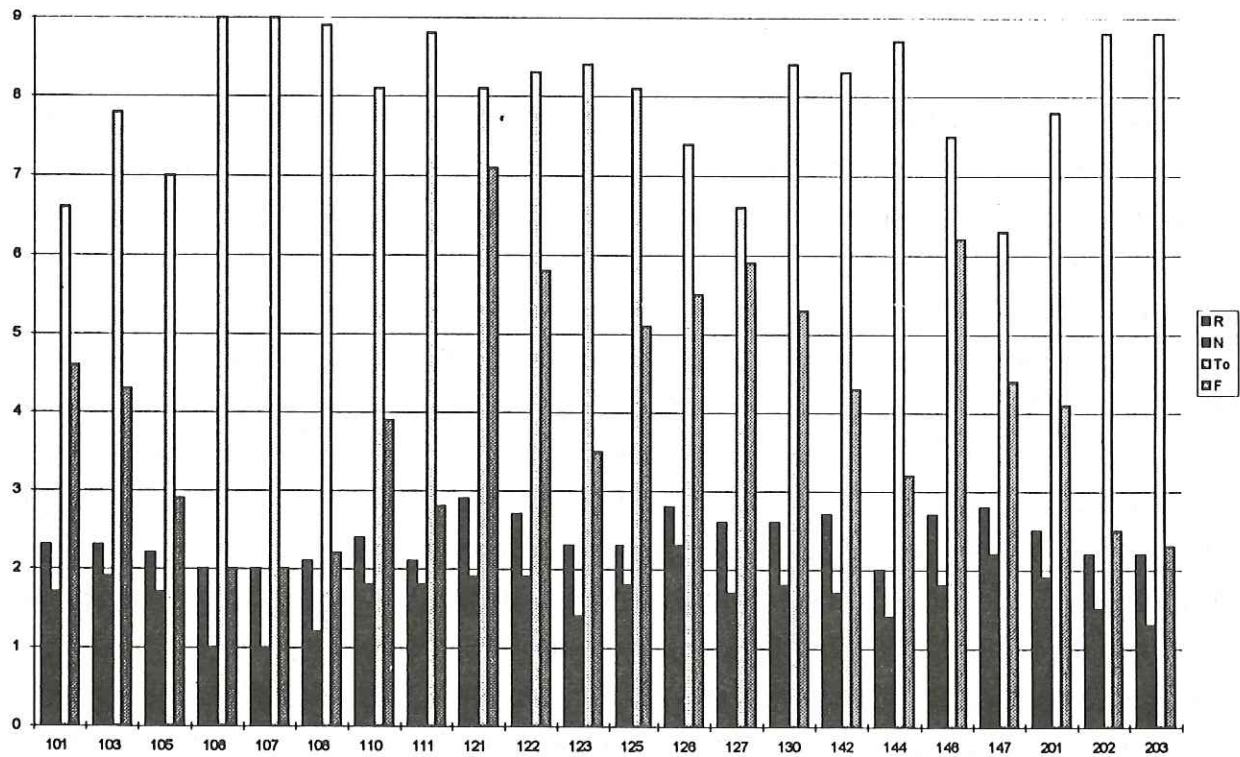


Abb. 4: Mittlere Zeigerwerte in den Flächen. R: Reaktionszahlen, N: Nährstoffzahlen, T: Toxizitätszahlen, F: Feuchtezahlen

### 3.3 Luftgütewerte

Bei der Flechtenkartierung zur Ermittlung und Beurteilung von Immissionswirkungen werden sogenannte „Luftgütewerte“ berechnet (VDI-Richtlinie 3799, Blatt 1). Der Luftgütewert errechnet sich als Mittelwert aller Frequenzsummen der Arten in der Fläche. Dabei geht nach der VDI-Richtlinie nur eine bestimmte Auswahl von Arten - bzw. Artengruppen in die Berechnung ein.

Allerdings wurde dieses Verfahren für die Anwendung außerhalb von Waldflächen entwickelt. Das ergibt sich schon aus der Forderung der freien Exposition, der Vermeidung von zu starker Beschattung und vor allem aus der Auswahl der zu untersuchenden Baumarten (keine Fichten, Kiefern, Buchen). Da in den hier untersuchten, geschlossenen Waldbeständen wegen der Beschattung des Stammraumes und den ungünstigen Borkeneigenschaften der Hauptbaumarten erhebliche, nicht durch Luftschadstoffe bedingte, Einschränkungen in der Flechtenbesiedlung zu erwarten sind, lassen sich für die Dauerbeobachtungsflächen hergeleitete Luftgütewerte nur sehr eingeschränkt interpretieren und vor allem nicht mit dem Schema der VDI-Richtlinie bewerten. Dennoch wurden Luftgütewerte berechnet, um Hinweise auf Besonderheiten an einzelnen Flächen (auffällig niedrige oder hohe Luftgütewerte) zu erhalten (Abb. 5). Zudem können bei Zeitvergleichen identischer Aufnahmekollektive Veränderungen in den Luftgütewerten Veränderungen in der Luftqualität des jeweiligen Standortes anzeigen. Hinweise auf die Luftgüte an den jeweiligen Standorten können auch aus dem Vorkommen der Hornblatflechte *Hypogymnia physodes* abgeleitet werden. Diese mittelempfindliche Flechte wird beim aktiven Biomonitoring in Expositionsversuchen verwendet. In der VDI-Richtlinie 3799 Blatt 2 wird als Mindestanforderung eine Luftgüte angestrebt, die dieser Flechte ausreichende Existenzbedingungen ermöglicht. Abbildung 6 zeigt die mittleren Frequenzsummen von *Hypogymnia physodes* an den einzelnen Dauerbeobachtungsflächen. An 11 der 50 Flächen wurde diese Flechte nicht, an weiteren 9 nur mit sehr geringer Frequenz angetroffen. An den Flächen 128 in der Eifel und 102 im Hunsrück könnte das Fehlen von *Hypogymnia physodes* über die ausschließliche Aufnahme von Fichten in diesen Flächen zu erklären sein. Demgegenüber fehlt diese Art an den Flächen 107 und 108 im Westerwald, 141 im Mainzer Becken sowie 207 und 406 im Saar-Nahe-Berg- und Hügelland auch an den dort aufgenommenen Eichen. Daher lassen sich an letzteren Flächen Luftschadstoffeinwirkungen als Ausschlußgrund vermuten, zumal diese Standorte vergleichsweise nahe an Industrieräumen (Rheinschiene, Saarländischer Industrieraum) liegen.



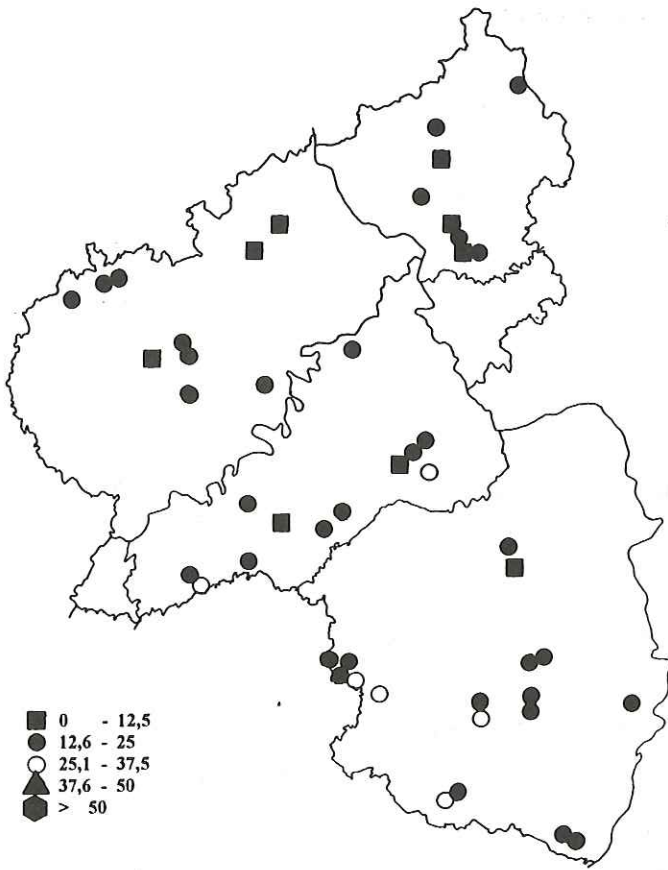
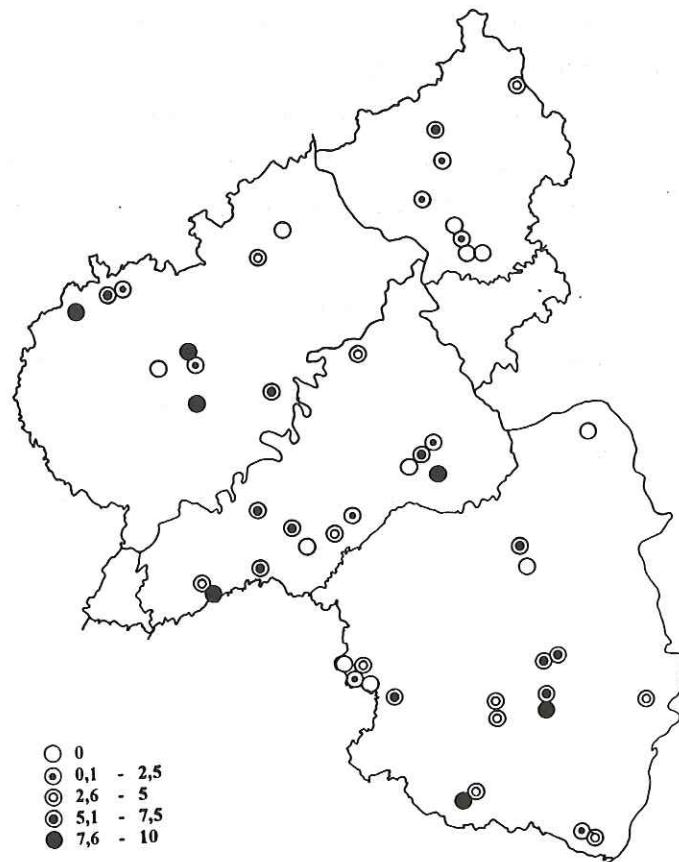


Abb. 5: Luftgütwerte nach VDI (nur Arten nach VDI)

Abb. 6: Mittlere Frequenzsummen von *Hypogymnia physodes*



#### 4. Hinweise auf einzelne Belastungsfaktoren

Aus den Zeigerwerten der an den einzelnen Flächen angetroffenen Arten, ihren Frequenzen, der Artenvielfalt bzw. -armut am jeweiligen Standort vor dem Hintergrund der ökologischen Ansprüche und der Empfindlichkeit der einzelnen Arten gegenüber Luftschadstoffen, dem Vorkommen von Rote-Liste-Arten, der Veränderung der Artenzusammensetzung und der Mengenverhältnisse lassen sich Hinweise auf die an den jeweiligen Standorten wirkenden Belastungsfaktoren ableiten.

##### **Schwefeldioxid**

Die Wirkung von SO<sub>2</sub> auf Flechten zeigt sich äußerlich durch das Auftreten von Nekrosen. Die physiologischen Wirkungen wurden in zahlreichen Begasungsversuchen im Labor und durch Freilandbeobachtungen untersucht (RICHARDSON 1992). Als Hinweis auf mögliche SO<sub>2</sub>-Belastungen wird die unterschiedliche Empfindlichkeit verschiedener Flechtenarten gegenüber SO<sub>2</sub> angesehen.

Kurzzeitig einwirkende extrem hohe Dosen von Schwefeldioxid wirken wesentlich nachhaltiger schädigend auf Flechten, als über längere Zeiträume einwirkende geringere Konzentrationen. Viele Flechten sterben nach längerer Einwirkungszeit von hohen SO<sub>2</sub>-Konzentrationen vollständig ab, so daß das Artenspektrum verarmt. Solche Beobachtungen lassen sich seit über 100 Jahren nachvollziehen. So gibt das Auftreten von Nekrosen im Flechtenthallus bei gleichzeitig geringer Artenzahl erste Hinweise auf hohe SO<sub>2</sub>-Belastungen.

Hinweise auf eine (fehlende) Einwirkung von Schwefeldioxid können gegebenenfalls aus der Anzahl der Arten mit mindestens mittleren Reaktionszahlen (zwischen 4 und 6) von den einzelnen Flächen abgeleitet werden (vgl. Abb. 7). An der Mehrzahl der Flächen fehlen diese Flechten völlig oder kommen nur mit sehr wenigen Arten vor. Dies gilt auch für Flächen, an denen Eichen bonitiert wurden. Flechtenarten mit Reaktionszahlen  $\geq 7$  konnten an den Dauerbeobachtungsflächen nicht nachgewiesen werden. Schwefeldioxidbelastungen scheinen demnach an der Mehrzahl der Flächen noch wirksam zu sein. Zu beachten ist allerdings, daß Flechten nur langsam wachsen und sich die Verbesserung der SO<sub>2</sub>-Belastungssituation nur sehr langsam in der Etablierung einer artenreicheren Flechtenflora niederschlägt.

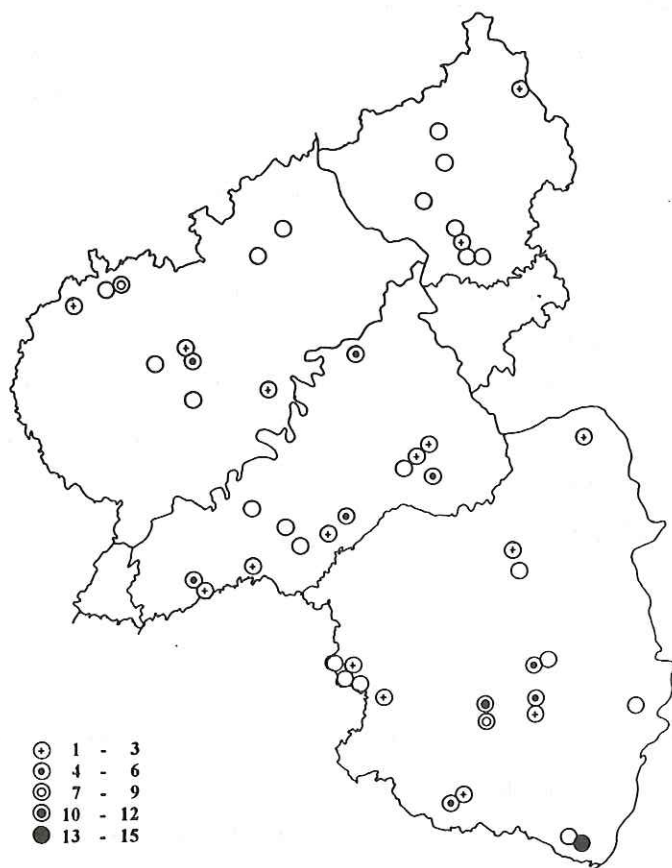


Abb. 7: Zahl der Flechtenarten mit Reaktionszahlen von 4 bis 6

### Ozon

Untersuchungen über die Wirkung von Ozon auf Flechten sind derzeit noch spärlich. Die ersten Erfahrungen stützen sich vorwiegend auf Beobachtungen und Begasungsversuche in den USA (JOHN 1986 b). Freilanduntersuchungen aus neuerer Zeit zeigen allerdings, daß die Ergebnisse aus Laborexperimenten nicht ohne weiteres auf natürliche Gegebenheiten übertragen werden können (RUOSS & VONARBURG 1995). Das massenhafte Auftreten nekrotischer Blattflechten in exponierten höheren Lagen bei gleichzeitiger hoher Artenvielfalt und dem Vorkommen seltener Arten in größerer Zahl könnte im Untersuchungsgebiet mit der Wirkung von Ozon in Verbindung stehen.

Hiervon betroffen sind die Flächen Prüm (205), Entenpfuhl (401), Prüm (125) und Merzalben (405). Diese Flächen sind auch nach den Luftschadstoffmessungen hoch mit Ozon belastet (vgl. WILLE 1997). Allerdings gilt dies auch für andere Flächen, an denen derartige Schadenssymptome nicht festgestellt wurden.

### Stickstoff

Die Wirkung des Eintrages von Stickstoffverbindungen auf die Vegetation ist abhängig von der Form der chemischen Bindung des Stickstoffs. Geringere Dosen von Nitratstickstoff können auf einige Flechtensippen durchaus positiv als Dünger wirken. Doch fehlen Flechtenarten,

die eine Eutrophierung durch Stickstoff anzeigen, in den untersuchten Flächen vollständig, so die Gattungen *Xanthoria*, *Physcia* und *Physconia*. Auch die nitrophytischen Vertreter aus anderen Gattungen konnten nicht nachgewiesen werden. Auch eine Überdüngung durch Tiere mußte ebenfalls nicht vermerkt werden.

Anders könnte sich die Situation bezüglich Ammonium-Stickstoff darstellen. Ammonium-Stickstoff fördert die Entwicklung von epiphytischen Grünalgen. Massenentfaltungen von Grünalgen wurden an den Flächen 106 (Adenau) und 144 (Waldmohr) beobachtet. Gleichzeitig mit dem Massenvorkommen von Grünalgen zeigen viele Flechten bei einer ohnehin geringen Artenvielfalt in diesen Flächen Nekrosen auf. Während bei der Fläche 106 keine Hinweise auf eine außergewöhnliche  $\text{NH}_4$ -Belastung vorliegen, befindet sich die Fläche 144 in einem nur sehr kleinen Waldgebiet inmitten eines landwirtschaftlich genutzten Areals, so daß hier erhöhte  $\text{NH}_4$ -Einwirkungen durchaus plausibel erscheinen und auch durch Depositionsmessungen bestätigt wurden (BLOCK 1990).

### **Klimafaktoren**

Das besondere Stadtklima mit höheren Temperaturen, längerer Trockenheit und spezifischen Windverhältnissen wurde von einigen Wissenschaftlern für den Rückgang der Flechten in stadtnahen Gegenden verantwortlich gemacht (RYDZAK 1959; NATHO 1964). Diese Trockenheits-Hypothese hat heute nur noch wenige Anhänger, während großräumig wirkende Klimafaktoren eine entscheidende Rolle spielen (JOHN 1989, JOHN & GUTMANN 1985).

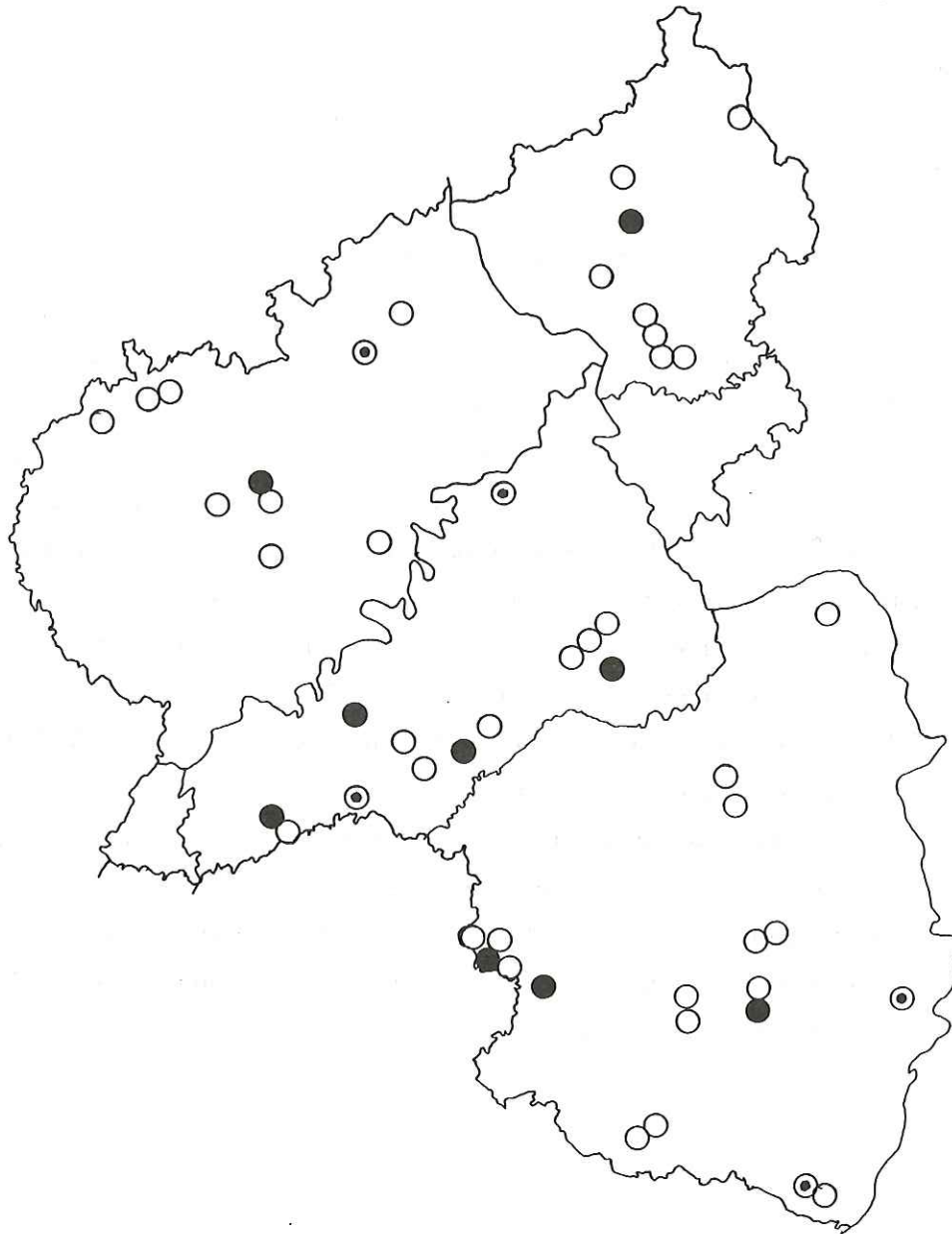
Auf den untersuchten Flächen könnte die Artenarmut in der Fläche 141 (Ober-Olm) nahe Mainz auf das Zusammentreffen ungünstiger klimatischer Voraussetzungen und der gleichzeitigen Einwirkung von Luftschadstoffen zurückzuführen sein.

Ähnliches gilt für die Fichtenfläche 111 (Höhn), wo vermutlich neben ungünstigen Phorophyten (Trägerpflanzen) und der Immissionsbelastung nachteilige klimatische Faktoren eine entscheidende Rolle für die Artenarmut spielen. Diese Beobachtungen werden im Westerwald an vielen weiteren Standorten bestätigt (vgl. JOHN 1990).

Insbesondere im Wald spielt neben dem Faktor Feuchtigkeit der Lichtfaktor eine bedeutende Rolle für das Wachstum der Flechten. Dies kann, neben dem Vorkommen nur weniger Baumarten die entscheidende Ursache für Unterschiede im Flechtenvorkommen auf benachbarten Flächen darstellen.

## 5. Veränderungen in der Flechtenvegetation

Wesentliches Ziel dieser Langzeituntersuchung in Waldökosystemen ist das Erkennen von Veränderungen der Flechtenvegetation im Zeitverlauf. Leider mussten aufgrund von Sturmwürfen einigen Flächen als Untersuchungsstandorte zur Waldökosystem-Dauerbeobachtung aufgegeben werden. Um die Zahl der Flechten-Wiederholungsuntersuchungen möglichst groß zu halten, wurden in 8 der 1986/87 kartierten, zwischenzeitlich aufgegebenen Flächen dennoch erneut Aufnahmen zu Flechtenvegetation durchgeführt. So liegen für 30 bereits 1986/87 untersuchten Standorten Wiederholungsaufnahmen vor. Auch wenn die bei den beiden Terminen angewendeten Methoden nicht völlig vergleichbar sind, zeigen erste Auswertungen dieser Wiederholungsaufnahmen, daß auf 9 der 30 erneut aufgenommenen Flächen eine deutliche Neu- bzw. Wiederbesiedelung stattgefunden hat, dh. hier handelt es sich um Flächen, deren Flechtenbesiedlung sich belegbar verbessert hat (Abb. 8). Auch aus den erstmals erfassten Flächen läßt das Vorkommen von Initialphasen von Flechten den Rückschluss auf eine Neu-bzw. Wiederbesiedelung zu. Hier konnten auf 5 von 18 neu kartierten Flächen Initialphasen von Flechten gefunden werden (Abb. 8). Dies ist umso beachtenswerter, da ein Zeitraum von 7 bis 8 Jahren bei dem langsamen Wachstum der Flechten für Veränderungen als Reaktion auf veränderte Umweltbedingungen vergleichsweise kurz ist. Diese Veränderungen dürften vorwiegend auf zurückgehende Immissionswerte von  $\text{SO}_2$  zurückgeführt werden können. Sollte sich diese Entwicklung stabilisieren oder gar weiter fortsetzen, was bei der nächsten Wiederholungsaufnahme in etwa 10 Jahren festgestellt werden kann, wäre dies ein weiterer Beleg für den erkennbaren Erfolg von Umweltschutzmaßnahmen auf die Entwicklung von sensiblen Arten im Waldökosystem.



**Abb. 8:** Lage der Flächen, in denen eine deutliche Neu- bzw- Wiederbesiedlung zu beobachten ist;  
 ○ = keine Verbesserung; ● = Neu - bzw. Wiederbesiedelung nach Wiederholungsaufnahme; ⊙ = Initialphasen von Flechten

## 6. Literatur

- BLOCK, J. (1990): Ergebnisse der Stoffdepositionsmessungen in rheinland-pfälzischen Waldgebieten 1984-1989. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz Nr.14/1990, 45 Seiten und Anhang.
- BLOCK, J. (1995): Konzept der Waldökosystem-Dauerbeobachtung in Rheinland-Pfalz; in: Untersuchungen an Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz (Autorenkollektiv). Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz Nr. 32/1995, 1-11.
- HAFELLNER, J. & GRILL, D. (1981): Der Einfluß der Stilllegung einer Zellstofffabrik auf die Vegetation der Umgebung. *Phyton (Austria)* **21**, 25-38.
- HERZIG, R., LIEBENDÖRFER L. & URECH, M. (1985): Flechten als Bioindikatoren der Luftverschmutzung in der Schweiz: Methoden - Evaluation und Eichung mit wichtigen Luftschadstoffen. - VDI-Bericht **609**, 619-639.
- HERZIG, R. & URECH, M. (1991): Flechten als Bioindikatoren. Integriertes biologisches Meßsystem der Luftverschmutzung für das Schweizer Mittelland. - *Bibliotheca Lichenologica* **43**, 1-283.
- JOHN, V. (1986 a): Verbreitungstypen von Flechten im Saarland. *Abh. Delattinis* **15**, 1-170, Saarbrücken.
- JOHN, V. (1986 b): Tote Bäume und lebende Flechten - ein Phänomen der neuartigen Waldschäden. *Allgemeine Forstzeitschrift* **41**, 15-18.
- JOHN, V. & GUTMANN, F. (1985): Notiz zu Klima, Luftverschmutzung und Flechten in Frankenthal. *Pfälzer Heimat* **36**, 169-171.
- JOHN, V. (1989): Flechten in Homburg als Anzeiger der Umweltqualität. - Hrsg.: Stadt Homburg/Saar, 1-47.
- JOHN, V. (1990): Atlas der Flechten in Rheinland-Pfalz. - *Beitr. Landespf. Rheinland-Pfalz* **13**, 276 + 274 S., Oppenheim.
- KANDLER, O. & POELT, J. (1984): Wiederbesiedlung der Innenstadt von München durch Flechten. - *Naturwiss. Rundschau* **37**, 90-95.
- LIEBENDÖRFER, L., HERZIG, R., URECH, M. & AMMANN, K. (1988): Evaluation und Kalibrierung der Schweizer Flechten-Indikationsmethode mit wichtigen Luftschadstoffen.- *Staub - Reinhaltung der Luft* **48**, 233-238.
- MENNICKEN, M. (1992): Erfassung und Bewertung der epiphytischen Flechten in Trier. - Unveröff. Dipl. Arbeit, Geobotanik, Univ. Trier. 1-114.
- MENNICKEN, M. & JOHN, V. (1993): Flechtenkartierung zum Planfeststellungsverfahren Müllheizkraftwerk Karlsruhe. - Unveröff. Gutachten für Fa. UMEG, Karlsruhe, 1-55.
- NATHO, G. (1964): Die Verbreitung der epixylen Flechten und Algen im Demokratischen Berlin. - *Wiss. Z. Humboldt-Univ., Berlin, Math. Nat. R.* **13**, 53-75.
- RABE, R. & WIEGEL, H. (1985): Wiederbesiedlung des Ruhrgebietes durch Flechten zeigt Verbesserung der Luft an. - *Staub-Reinhaltung der Luft* **45**, 124-126.

RICHARDSON, D. H. S. (1992): Pollution monitoring with lichens. - Naturalists Handbook **19**, Richmond, Slough.

ROSE, C. I. & HAWKSWORTH, D. L. (1981): Lichen recolonization in London's cleaner air. - Nature **289**, 289-292.

RUOSS, E. & VONARBURG, C. (1995): Lichen diversity and ozone impact in rural areas of Central Switzerland. - Crypt. Bot. **5**, 252-263.

RYDZAK, J. (1959): The influence of small towns on the lichen vegetation. Part. I - VII. -Ann- Univ. Marie Curie - Sklod. Sect. C **13**, 275-323.

WIRTH, V. (1984): Rote Liste der Flechten (lichenisierte Askomyzeten).- Naturschutz Aktuell Nr. 1, 4. Aufl., Greven, 152-162.

WIRTH, V. (1991): Zeigerwerte von Flechten. - Studia Geobotanica **18**, 215-237.

WIRTH, V., SCHÖLLER, H., SCHOLZ, P., ERNST, G., FEUERER, T., GNÜCHTEL, A., HAUCK, M., JACOBSEN, P., JOHN, V. & LITTERSKI, B. (1996): Rote Liste der Flechten (Lichenes) der Bundesrepublik Deutschland. - Schr.-R. f. Vegetationskde. **28**, 307-368.

### **Danksagung**

Es ist mir ein besonderes Anliegen, den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der FVA, Trippstadt für die gute Zusammenarbeit und Unterstützung meinen Dank auszusprechen. Besonders danke ich den Herren Dr. Block und Hans Werner Schröck für kritische Durchsicht und nützliche Hinweise zum Text.

### *Anschrift des Verfassers:*

Dr. Volker John, Pflanzmuseum für Naturkunde, Hermann-Schäfer-Straße 17,  
D-67098 Bad Dürkheim



# - Vegetationsveränderungen in der Krautschicht von Wäldern - Zwischenergebnisse nach zwei bzw. drei Wiederholungskartie- rungen in zwei ausgewählten Dauerbeobachtungsflächen

J.-W. Zoldan

**Keywords:** permanent plots, herblayer, beech forest, spruce forest, disturbed places, Rheinland-Pfalz

## Summary

Title of the paper: Vegetation changes in the herb layer of forests - intermediate results of two respectively three repeated mapping of two selected permanent observation plots.

The results of the investigations of permanent plots (ZOLDAN, 1995) dealing with changes in propagation behaviour of selected plant species of the herb layer of a beech- and a spruceforest are described. After an observation period of about 8 years (beechforest) respectively 9 years (spruceforest) some trends in vegetation-development can be recognized. While the abundances of all species present at the beginning of the examination have been nearly constant at all experimental treatments, the dominances are varying considerably during that time. This may be caused by weather conditions. Significant changes in species combinations could only be observed in the spruceforest-variants with limestone application. Just in those permanent plots species as *Epilobium angustifolium*, *Senecio sylvaticus*, *Taraxacum officinale*, *Stellaria media* and some other species from „disturbed places“ were able to establish themselves since 1991. Although the limestone application dates back more than 8 years, this tendency continues up to this day. This development is confined to the plots with acid soils. In better buffered or alkaline soils those effects could not be observed until today.

**Schlüsselwörter:** Dauerbeobachtung, Vegetation, Krautschicht, Veränderungen, Störungszeiger, Rheinland-Pfalz, Buchenwald, Fichtenwald

## Zusammenfassung

Für die von ZOLDAN (1995) beschriebenen Dauerflächenuntersuchungen werden die Ergebnisse des Ausbreitungsverhaltens ausgewählter Arten der Krautschicht in je einem Buchen- und einem Fichtenbestand dargestellt. Nach einer Beobachtungsdauer von 8 Jahren (Buchenfläche) bzw. 9 Jahren (Fichtenfläche) lassen sich zumindest einige Trends der Vegetationsentwicklung erkennen. Während die Abundanzen der zu Untersuchungsbeginn vorhandenen Arten in allen Versuchsvarianten eine recht hohe Konstanz zeigen, schwanken die Dominanzen dieser Arten in den verschiedenen Aufnahmejahren möglicherweise witterungsbedingt stärker. Deutliche Verschiebungen im Artenspektrum ließen sich bisher nur in den gekalkten Varianten der Fichtenfläche beobachten. Hier konnten sich ab 1991 Arten wie *Epilobium angustifolium*, *senecio sylvaticus*, *Taraxacum officinale*, *Stellaria media* und einige andere „Störungszeiger“ etablieren. Diese Tendenz setzt sich bis heute fort, obwohl die Kalkung bereits 8 Jahre zurückliegt. Diese Entwicklung tritt aber nur in Flächen mit sehr basenarmen Böden auf. In solchen mit höherer Kationenaustauschkapazität ließ sich ein solcher „Kalkungseffekt“ bisher nicht beobachten.

## 1. Methodische Grundlagen

Nachdem die angewendete Untersuchungsmethode sowie erste Zwischenergebnisse bereits ausführlich dargestellt wurden (ZOLDAN 1995), soll hier eine erste Interpretation einiger Untersuchungsergebnisse nach zwei bzw. drei Wiederholungskartierungen in zwei ausgewählten Dauerbeobachtungsflächen versucht werden. Dies erscheint möglich, nachdem die meisten vor Ort erstellten Vegetationskarten dank der Mithilfe durch die Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz nunmehr in digitalisierter Form vorliegen. Die Geländeaufnahmen, die die Verteilung der verschiedenen Waldbodenpflanzen annähernd flächengetreu dokumentieren, lassen sich nunmehr als definierte Flächengrößen bzw. Deckungs-Prozente der verschiedenen Pflanzenarten in den Dauerbeobachtungs-Parzellen der Versuchsvarianten für Rechenoperationen nutzen.

## 2. Untersuchungsflächen

Für die folgenden Betrachtungen sollen die bisherigen Ergebnisse eines Buchenbestandes im Forstamt Schneifel (Buchenfläche 205), ehemals FA Prüm-Nord, sowie eines Fichtenbestandes im Forstamt Idar-Oberstein (Fichtenfläche 101) herangezogen werden.

Der heute ca. 140-jährige Buchenbestand I.6 Bonität (Bestockungsgrad 0.7) stockt 580 Meter über NN auf einer sehr frischen, tiefgründigen Braunerde. Das Grundgestein ist eine Lößdecke über Bims (über Tonschiefer). Die mittleren Jahresniederschläge betragen 1050, die mittleren Vegetationszeitniederschläge (Mai-September) 420 mm; die mittlere Jahrestemperatur liegt bei 6, die Vegetationszeittemperatur bei 13°C. Der Oberboden befindet sich im Fe-Al-Pufferbereich bei einer Basensättigung von < 7 %. Die Humusform ist ein F-Mull, teilweise ein mullartiger Moder.

Der 120-jährige Fichtenbestand II.7 Bonität (Bestockungsgrad 0.8) stockt 660m über NN auf einer ziemlich frischen Braunerde. Das Grundgestein ist Taunusquarzit mit Decklehm. Die mittleren Jahresniederschläge betragen 1000, die mittleren Vegetationszeitniederschläge (Mai-September) 380mm; die mittlere Jahrestemperatur liegt bei 7, die Vegetationszeittemperatur bei 13°C. Der Oberboden befindet sich im Fe-Al-Pufferbereich bei einer Basensättigung von < 4 %. Die Humusform ist ein rohhumusartiger Moder mit einer Mächtigkeit von ca. 10 cm.

Die Teilflächen (im folgenden als "Varianten" bezeichnen) unterlagen folgenden Versuchsbedingungen:

Variante 0: ungezäunt - ohne Kalkung (Kontrolle)

Variante 1: gezäunt - ohne Kalkung

Variante 2: ungezäunt - mit Kalkung

Variante 3: gezäunt - mit Kalkung

Im Jahr 1987 wurden die Teilflächen für die Varianten 0 und 1 angelegt und erstmals kartiert. Im Folgejahr wurden, zur langfristigen Beobachtung der Auswirkungen praxisüblicher Kompensationskalkungen, zusätzlich zwei weitere Teilflächen für die Varianten 2 und 3 eingerichtet und ebenfalls kartiert. Im Winter 1988/89 wurde eine Kalkung entsprechend 3000 kg Dolomit je ha vorgenommen. Jede Teilfläche besteht aus 15 Dauerquadraten, im folgenden als "Parzellen" bezeichnet, mit je 4m<sup>2</sup> Flächeninhalt.

Für die Buchenfläche 205 stehen die Kartierergebnisse der Vegetationsperioden 1987 (Varianten 0 und 1), 1988 (Varianten 2 und 3) sowie 1991 und 1995 (alle Varianten) für eine vorläufige Interpretation zur Verfügung. Für die Fichtenfläche 101 liegen hierfür die Ergebnisse der Vegetationsperioden 1987 (Varianten 0 und 1), 1988 (Varianten 2 und 3) sowie 1991, 1994 und 1996 (alle Varianten) vor.

### 3. Ergebnisse

Die Entwicklung der krautigen Waldboden-Vegetation wird zum einen an Beispielen der jeweils dominierenden Pflanzenarten und zum anderen an solchen Arten aufgezeigt, die deutlich erkennbare Änderungstendenzen in ihrem Auftreten bzw. ihrer Verteilung erkennen lassen.

Für die Buchenparzellen wird das Ausbreitungsverhalten folgender Arten dargestellt:

*Milium effusum* (Wald-Fluttergras)

*Dryopteris filix-mas* (Gem. Wurmfarne)

*Athyrium filix-femina* (Frauenfarne)

*Oxalis acetosella* (Wald-Sauerklee)

*Luzula luzuloides* (Weiße Hainsimse)

Für die Fichtenparzellen wurden entsprechend die folgenden Arten ausgewählt:

*Deschampsia* (= *Avenella*) *flexuosa* (Drahtschmiele)

*Vaccinium myrtillus* (Heidelbeere)

*Epilobium angustifolium* (schmalblättriges Weidenröschen)

*Senecio sylvaticus* (Wald-Greiskraut)

*Taraxacum officinale* (Gem. Löwenzahn)

### **3.1 Buchenfläche 205 (Forstamt Schneifel)**

#### **3.1.1 Artenkombination und Zeigerwerte**

Die Artenkombination zu Beginn der Dauerflächenbeobachtung weist den Standort des Buchenbestandes als frisch, mäßig bodensauer und mäßig bis mittel stickstoffversorgt aus (Tab. 1). Die Zeigerwerte der damals vorhandenen Pflanzenarten zeigen zwar eine weite Spanne gegenüber den Standortfaktoren Wasser-, Basen- und Stickstoffversorgung (Abb. 1 u. Vegetationstabelle), doch liegen die mittleren Zeigerwerte in der Nähe des Wertes 5, deuten also auf einen für Buchenwälder recht günstigen Bereich. Bezüglich der Basenversorgung weisen mehr als ein Fünftel der Arten mit Zeigerwerten über 5 auf mittlere Bedingungen, während dies bei den Stickstoffzeigern sogar für mehr als ein Drittel der angetroffenen Arten gilt. (Die Gehölzarten, die sowohl in der Baum- als auch in der Feldschicht auftraten, wurden jeweils nur einmal gewichtet).

(Waldmeister-Buchenwald, montane Ausbildung)

Zeigerwerte nach ELLENBERG

Baumschicht	Deckung	F	R	N
<i>Fagus sylvatica</i>	5	5	X	X
<i>Acer pseudoplatanus</i>	1	6	X	7
<b>Feldschicht:</b>				
<i>Dryopteris filix-mas</i>	2	5	5	6
<i>Sambucus racemosa</i> (juv.)	r	5	5	8
<i>Oxalis acetosella</i>	+	5	4	6
<i>Festuca altissima</i>	+	5	4	6
<i>Athyrium filix-femina</i>	1	7	X	6
<i>Rubus idaeus</i>	r	X	X	6
<i>Acer pseudoplatanus</i> (Keiml. u. juv.)	+	6	X	7
<i>Galeopsis tetrahit</i>	r	6	X	6
<i>Moehringia trinervia</i>	+	5	6	7
<i>Viola reichenbachiana</i>	r	5	7	6
<i>Melica uniflora</i>	r	5	6	6
<i>Dentaria bulbifera</i>	+	5	7	6
<i>Galium odoratum</i>	r	5	6	5
<i>Lamiastrum galeobdolon</i>	+	5	7	5
<i>Carex sylvatica</i>	r	5	6	5
<i>Milium effusum</i>	2	5	5	5
<i>Carex remota</i>	+	8	X	X
<i>Agrostis stolonifera</i>	r	X	X	5
<i>Polygonatum verticillatum</i>	+	5	4	5
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	+	6	4	5
<i>Fagus sylvatica</i> (Keiml. u. juv.)	1	5	X	X
<i>Anemone nemorosa</i>	+	5	X	X
<i>Poa nemoralis</i>	r	5	5	4
<i>Luzula luzuloides</i>	+	5	3	4
<i>Dryopteris carthusiana</i>	+	X	4	3
<i>Deschampsia cespitosa</i>	+	7	X	3
<i>Sorbus aucuparia</i> (Keiml. u. juv.)	r	X	4	X
<i>Picea abies</i> (Keiml.)	r	X	X	X
<i>Cytisus scoparius</i> (juv.)	r	4	3	4
<i>Galium hircynicum</i>	r	5	2	3

Tab. 1: Artenkombination und deren Zeigerwerte nach ELLENBERG der ersten Vegetationsaufnahme; Fläche 205, FA Schneifel; F = Feuchtezahl, R = Reaktionszahl, N = Stickstoffzahl

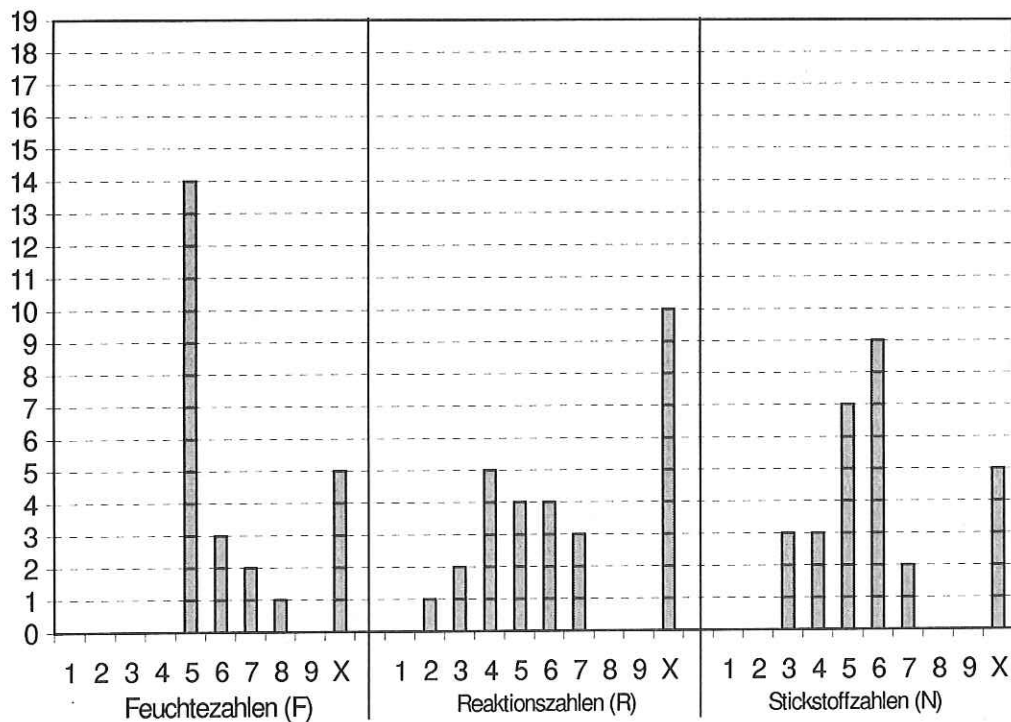


Abb. 1: Zeigerwertspektren der Artenkombination zu Beginn der Dauerflächenbeobachtung

mittlere F-Zahlen (Gesamtfläche vor der Kalkung 5,20)				Artenzahlen/ davon Arten mit F-Zeigerwert			
	1987/88	1991	1995		1987/88	1991	1995
Variante 0	5,56	5,47	5,42	Variante 0	20/16	22/17	15/12
Variante 1	5,47	5,21	5,22	Variante 1	20/15	15/14	20/18
Variante 2	5,91	5,75	5,75	Variante 2	12/10	14/11	8/8
Variante 3	5,43	5,62	5,33	Variante 3	7/7	8/8	10/9
mittlere R-Zahlen (Gesamtfläche vor der Kalkung 4,65)				Artenzahlen/ davon Arten mit R-Zeigerwert			
	1987/88	1991	1995		1987/88	1991	1995
Variante 0	5,00	5,15	5,00	Variante 0	20/12	22/13	15/9
Variante 1	5,00	4,64	5,40	Variante 1	20/13	15/11	20/16
Variante 2	4,50	4,57	5,00	Variante 2	12/8	14/7	8/5
Variante 3	4,25	4,60	4,86	Variante 3	7/4	8/5	10/7
mittlere N-Zahlen (Gesamtfläche vor der Kalkung 4,96)				Artenzahlen/ davon Arten mit N-Zeigerwert			
	1987/88	1991	1995		1987/88	1991	1995
Variante 0	5,56	5,47	5,23	Variante 0	20/16	22/17	15/13
Variante 1	5,25	5,23	5,41	Variante 1	20/16	15/13	20/17
Variante 2	5,09	5,25	5,25	Variante 2	12/11	14/12	8/8
Variante 3	5,67	5,71	5,44	Variante 3	7/6	8/7	10/9

Tab. 2: Entwicklung der mittleren Zeigerwerte und Artenzahlen

Tab. 2 zeigt die mittleren F-, R- und N-Zeigerwerte für die verschiedenen Varianten über den bisherigen Versuchszeitraum. Dabei wird deutlich, daß die mittleren F- und N-Zahlen in allen Varianten dieser Versuchsfläche relativ konstant bleiben. Die Abweichungen der mittleren Feuchtezahlen erreichen nur Werte zwischen 0,14 und 0,29, die der mittleren Stickstoffzahlen zwischen 0,16 und 0,33. Einzig bei den mittleren Reaktionszahlen treten etwas stärkere Veränderungen mit Werten von 0,15 bis 0,76 auf. Ein Zusammenhang mit der Aufkalkung läßt sich aber hiermit nicht nachweisen, zumal die stärkste Veränderung in der ungekalkten Variante 1 eintrat.

### 3.2.1 Verhalten der ausgewählten Einzelarten

*Milium effusum* (Abb.2 und 3) ist neben *Dryopteris filix-mas* die dominante Art dieser Dauerbeobachtungsfläche. Sie war zu Beginn der Untersuchungen bereits in 54 von 60 Parzellen vorhanden und konnte sich während des Beobachtungszeitraumes in zwei weiteren Parzellen etablieren. Auffällig sind die Deckungszunahmen in der Variante 0 (Kontrolle) von 12% auf 30%, in der gekalkten, ungezäunten Variante 2 von 2% auf 12% und der gekalkten, gezäunten Variante 3 sogar von 4% auf 40%. In der Variante 1 änderte sich der Deckungsgrad dagegen nicht. Ursache für die Zunahme in Variante 0 dürfte die Verbesserung der Lichtbedingungen durch eine seit dem Sturm "Wiebke" im Winter 1990 angrenzende Windwurffläche sein, wogegen die Ausbreitung in den gekalkten Varianten durchaus als Kalkungseffekt erklärbar erscheint.

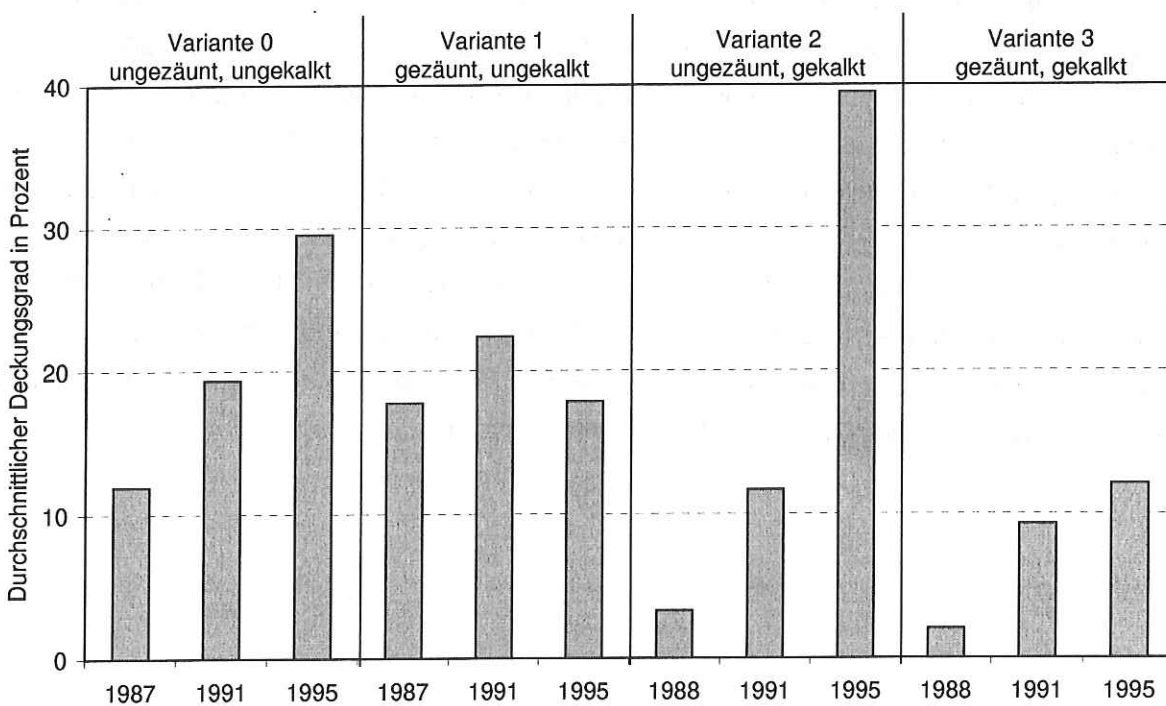


Abb. 2: Deckungsprozente von *Milium effusum* für jede Variante und alle Aufnahmejahre

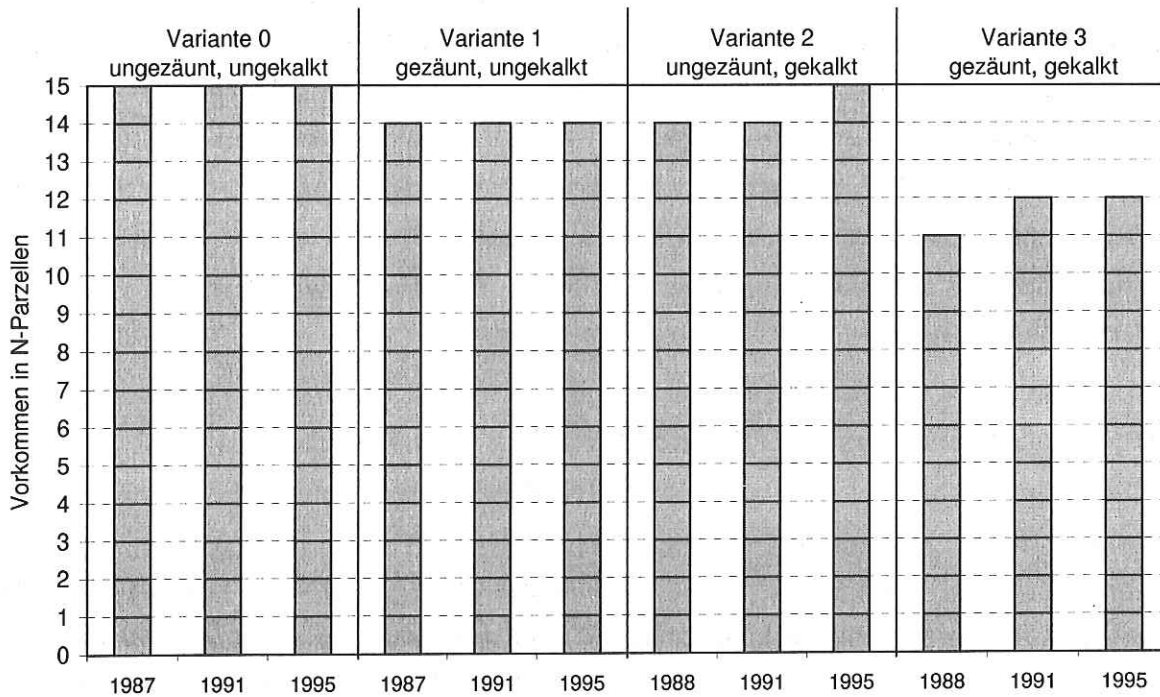


Abb. 3: Anzahl der Parzellen mit Präsenz von *Miliun effusum* für jede Variante und alle Aufnahmejahre

*Dryopteris filix-mas* (Abb.4 und 5) ist die aspektbestimmende Art dieses Buchenbestandes. Ähnlich wie *Miliun effusum* erfährt auch diese Pflanzenart offenbar durch eine Kalkung eine deutliche Förderung. In beiden gekalkten Varianten vergrößerte sie im Verlauf von 8 Jahren ihren Deckungsanteil von 2% auf 12% bzw. von 3% auf 15%, wobei die Flächenausbreitung hier erst nach 1991 also mehr als 3 Jahre nach der erfolgten Kalkung einsetzte. Während der Bestand in der Variante 1 bei geringen Schwankungen relativ konstant blieb, war in Variante 0 ein Rückgang von 14% auf 8% Deckung zu beobachten. Hier dürfte ebenfalls die Nachbarschaft zur Windwurffläche Ursache sein. Möglicherweise ist der beobachtete Effekt auf eine durch höhere Einstrahlung bedingte Abnahme der Luftfeuchtigkeit zurückzuführen, die für das Gedeihen der großblättrigen Farnpflanzen notwendig ist.



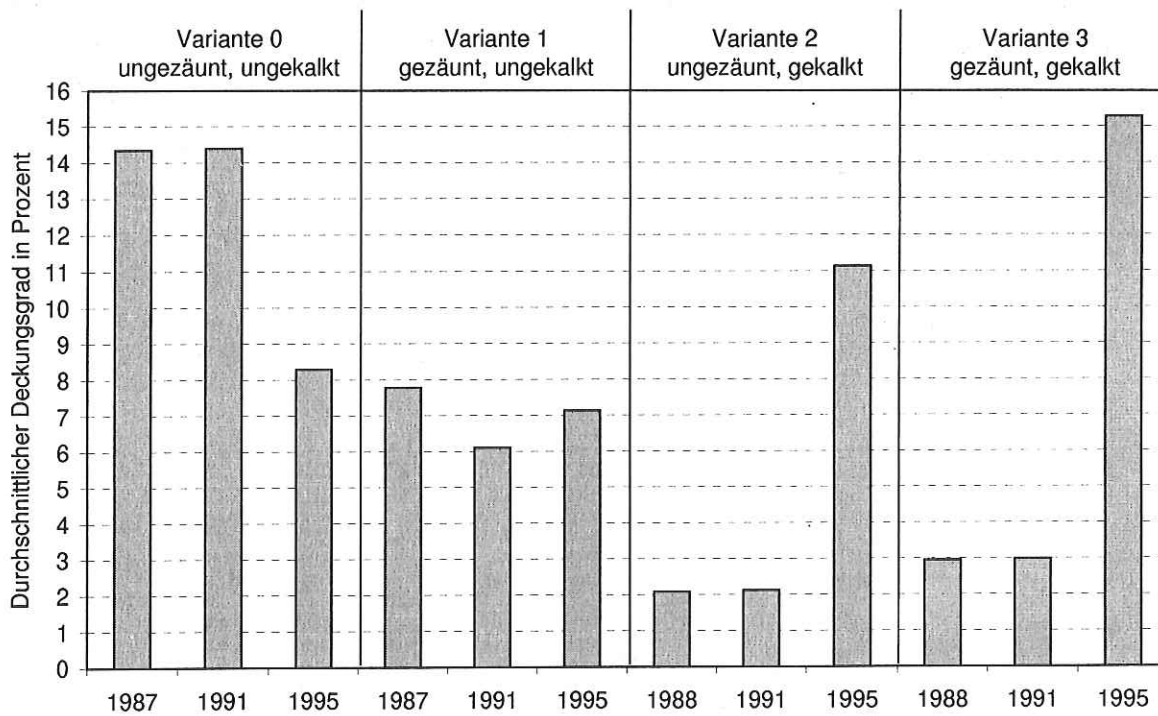


Abb. 4: Deckungsprozente von *Dryopteris filix-mas* für jede Variante und alle Aufnahmejahre

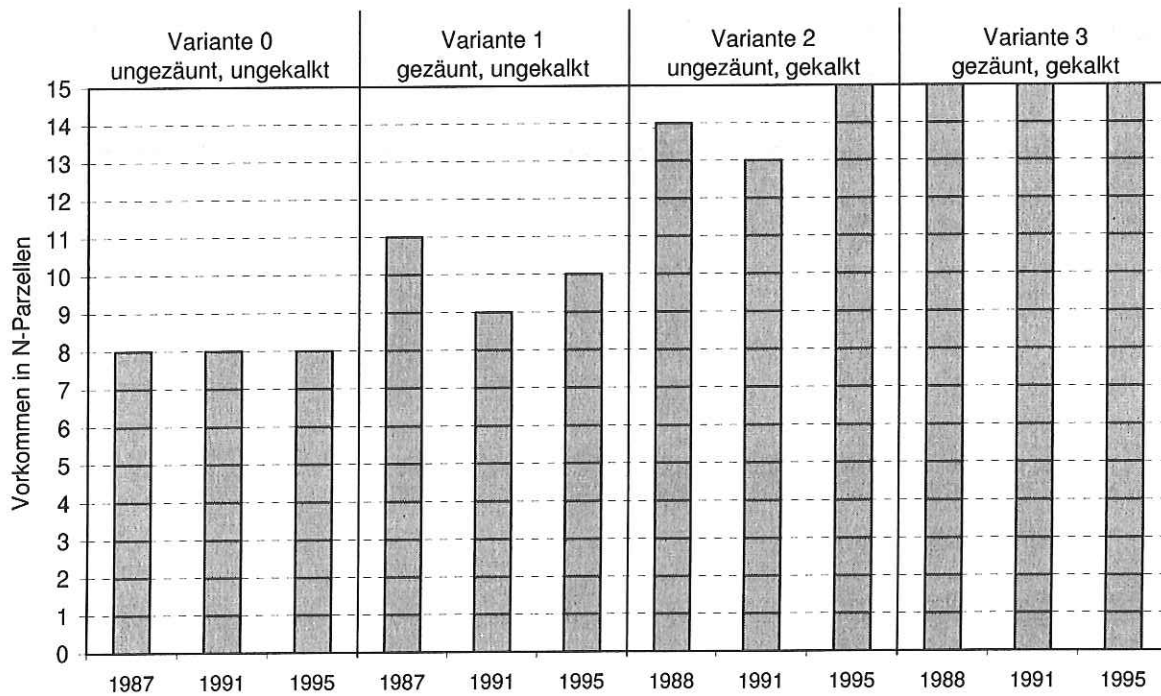


Abb. 5: Anzahl der Parzellen mit Präsenz von *Dryopteris filix-mas* für jede Variante und alle Aufnahmejahre

*Athyrium filix-femina* (Abb.6 und 7) war als dritthäufigste Art dieser Untersuchungsfläche zu Beobachtungsbeginn in 31 der 60 Parzellen vertreten. Allerdings erreichte sie zu keinem Zeitpunkt die Bedeckungsanteile des Wurmfarne. Im Gegensatz zu letztgenannter Art gelang ihr nur in der Variante 1 eine nennenswerte Flächenausbreitung von 2,6% auf 4,2%. Eine Förderung durch eine Kalkung ist bisher kaum erkennbar. In den Kontroll-Parzellen (Variante 0) blieb der besiedelte Flächenanteil in etwa konstant.

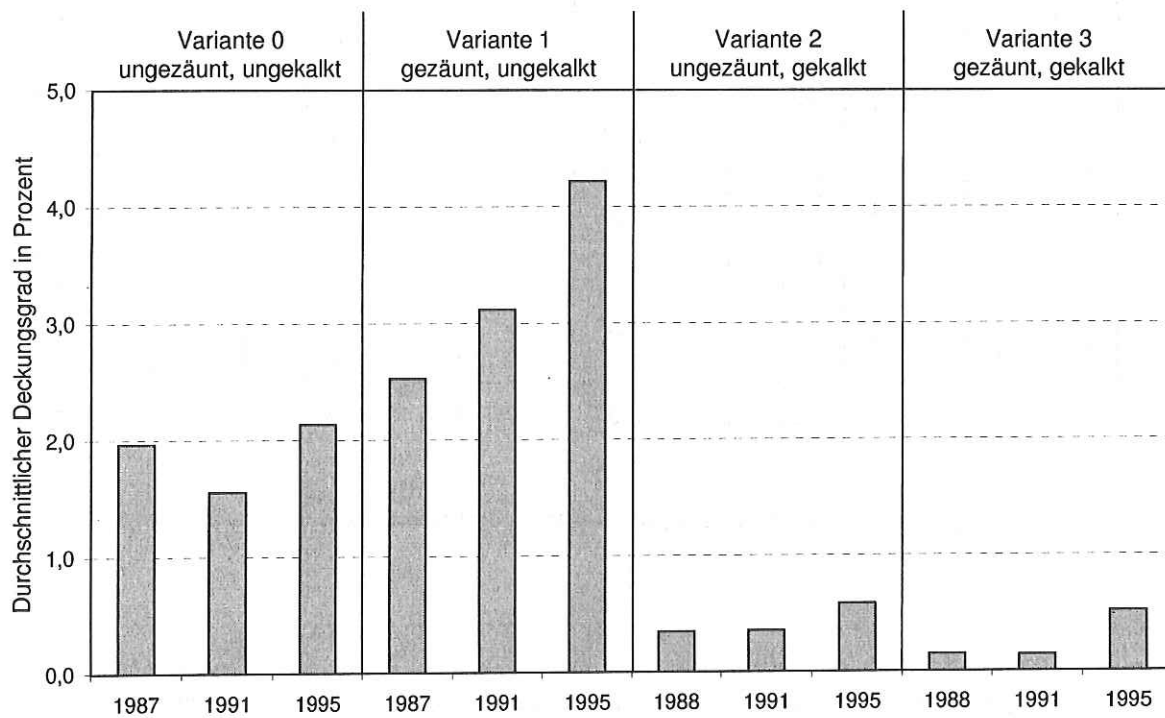


Abb. 6: Deckungsprozente von *Athyrium filix-femina* für jede Variante und alle Aufnahmejahre

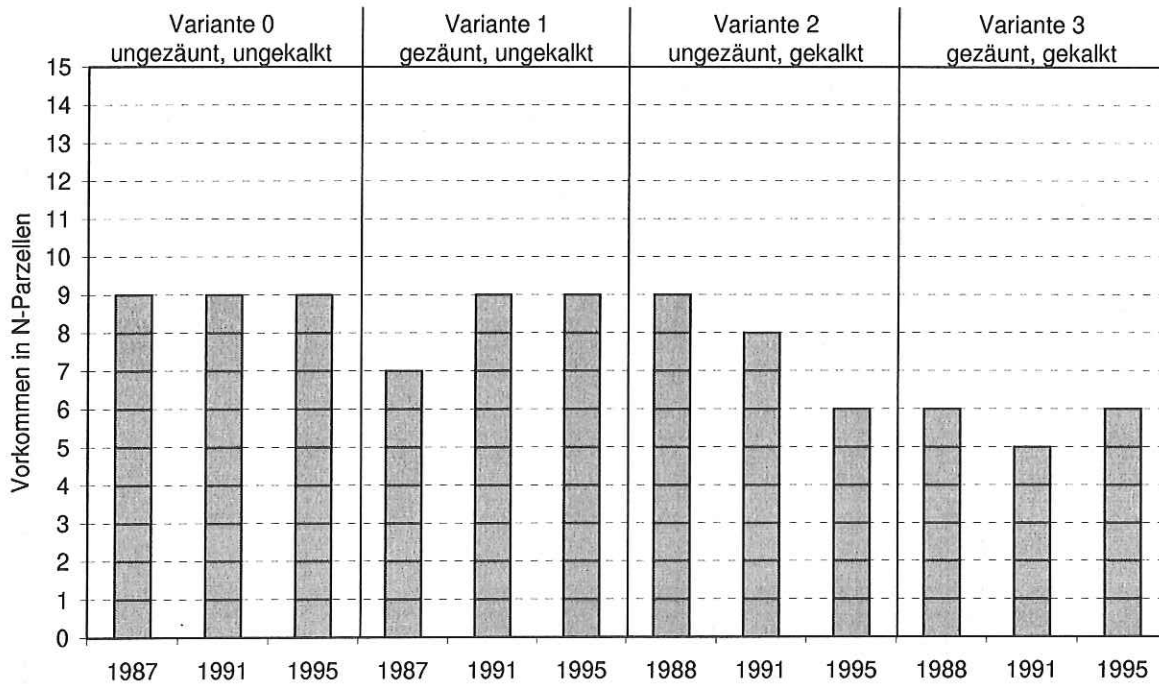


Abb. 7: Anzahl der Parzellen für Präsenz von *Athyrium filix-femina* für jede Variante und alle Aufnahmejahre

*Oxalis acetosella* (Abb.8 und 9) war zu Versuchsbeginn in 16 von 60 Parzellen präsent. Nach einer zunächst deutlichen Zunahme bis zum Jahr 1991 in den ungekalkten Varianten 0 und 1 setzte sich dieser Trend nur in der ungezäunten Variante 0 bis ins Jahr 1995 fort. In der gezäunten Variante 1 nahm sowohl der Deckungsgrad als auch die Zahl der besiedelten Parzellen im gleichen Zeitraum deutlich ab. In der ungezäunten und gekalkten Variante 2 konnte die Art bisher nicht beobachtet werden. In Variante 3 war während des Beobachtungszeitraumes von 8 Jahren weder eine Veränderung der Gesamtdeckung noch der besiedelten Parzellenzahl zu erkennen. Durch das gegenläufige Ausbreitungsverhalten des Sauerklee in den ungekalkten Varianten änderte sich die Anzahl der insgesamt besiedelten Parzellen nicht. Obwohl der Sauerklee als extrem schattenertragend gilt, hat er möglicherweise durch die im Frühjahr 1990 entstandene und den Parzellen der Variante 0 benachbarte Windwurffläche und den dadurch bedingten höheren Lichtgenuß eine Förderung erfahren. Eine Ursache für den Rückgang in den Parzellen der Variante 1 ist hingegen nicht erkennbar.

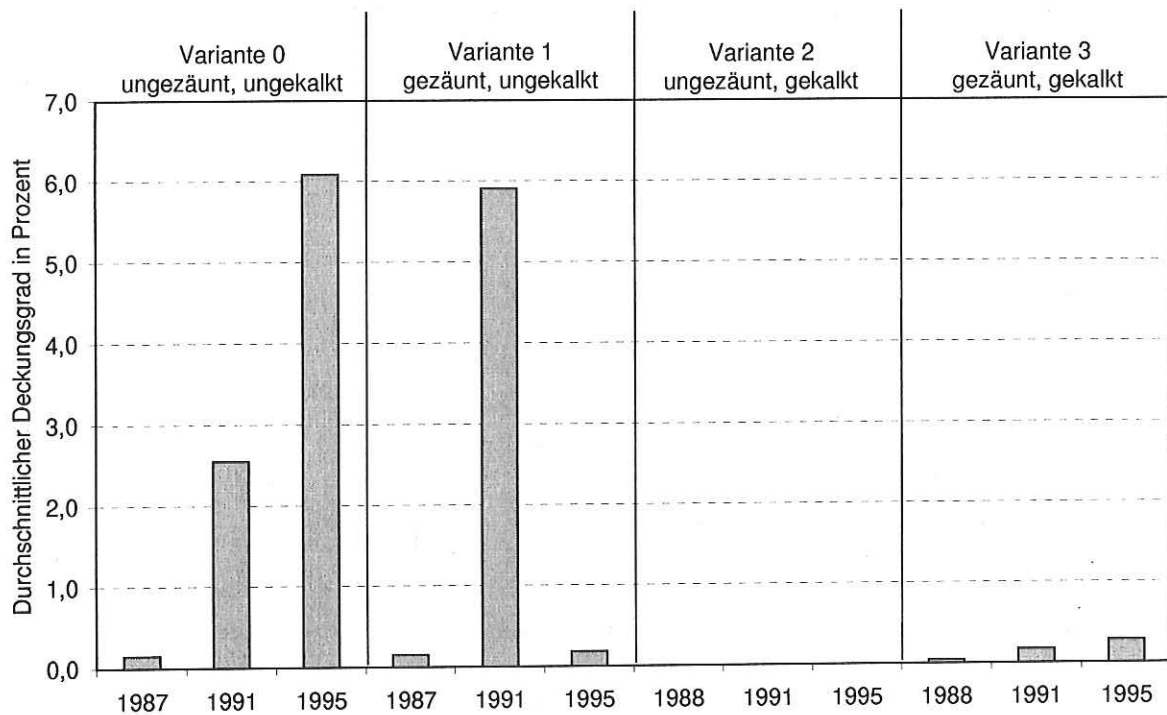


Abb. 8: Deckungsprozent von *Oxalis acetosella* für jede Variante und alle Aufnahmejahre

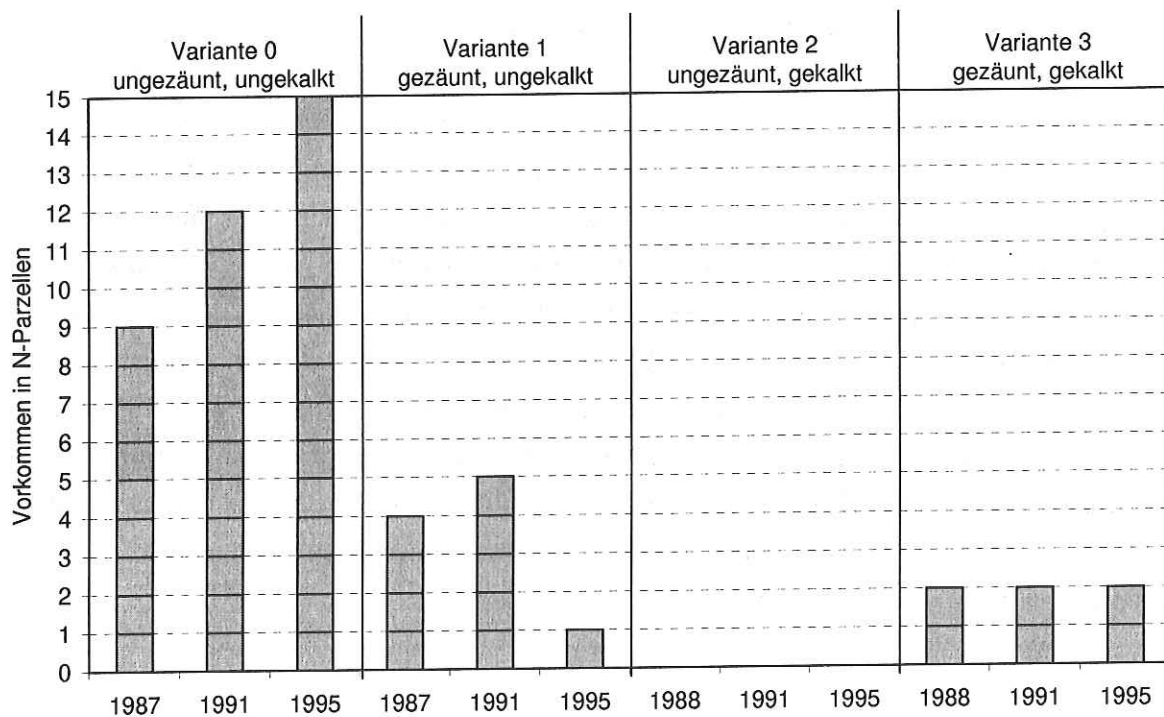


Abb. 9: Anzahl der Parzellen mit Präsenz von *Oxalis acetosella* für jede Variante und alle Aufnahmejahre

*Luzula luzuloides* (Abb.10 und 11) war zu Beginn des Untersuchungszeitraums ebenfalls in 15 von 60 Parzellen vorhanden. Insgesamt wurden in allen Varianten aber nur geringe Deckungsgrade von weniger als einem Prozent erreicht. Obwohl die Art ab der ersten Wiederholungskartierung in der Variante 2 ausfiel, kann nicht davon ausgegangen werden, daß die hier erfolgte Kalkungsmaßnahme die Ursache dafür sein könnte. In der ebenfalls gekalkten Variante 3 war nämlich kein Rückgang im Deckungsprozent und in der Anzahl besiedelter Parzellen festzustellen. Innerhalb von 8 Jahren konnte von dieser Art nur eine zusätzlich Parzelle besiedelt werden, so daß für die Weiße Hainsimse bisher weder eine Ausbreitung noch ein Rückgang erkennbar war.

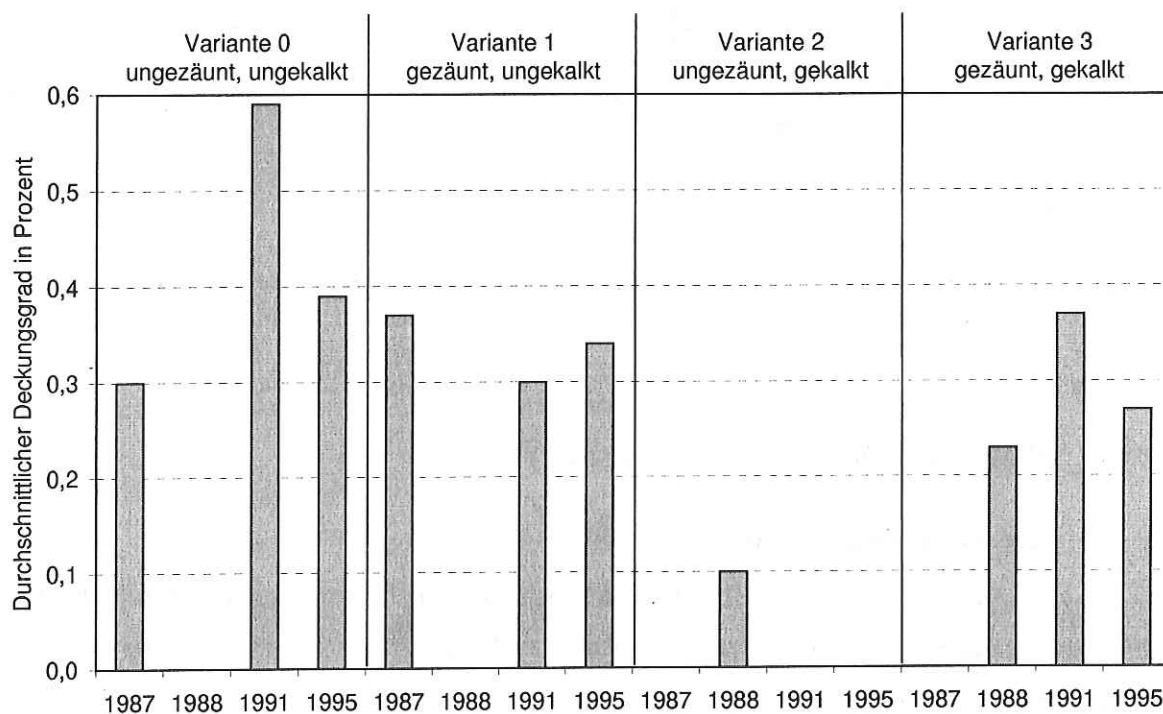


Abb. 10: Deckungsprozente von *Luzula luzuloides* für jede Variante und alle Aufnahmejahre

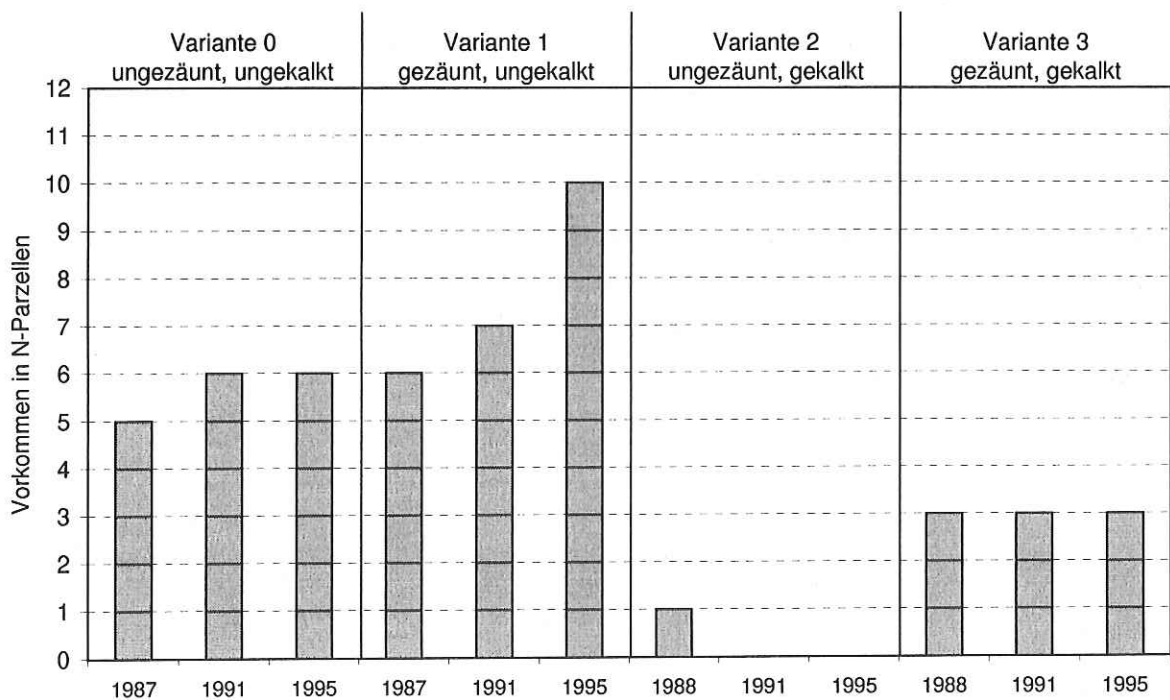


Abb. 11: Anzahl der Parzellen mit Präsenz von *Luzula luzuloides* für jede Variante und alle Aufnahmejahre

## 3.2 Fichtenfläche 101 (FA Idar-Oberstein)

### 3.2.1 Artenkombination und Zeigerwerte

Die Artenzusammensetzung zu Beginn der Dauerbeobachtung kennzeichnet den Standort dieses Fichtenbestandes als mäßig frisch, bodensauer und mit relativ ungünstiger Stickstoffversorgung. Neben gegenüber der Bodenfeuchte indifferenten Arten dominieren - mit Ausnahme des Frauenfarns - Arten mit der Feuchtezahl 5, also Arten mäßig frischer Standorte. Die Reaktionszahlen aller bewerteten Arten - mit Ausnahme des schmalblättrigen Weidenröschens, das als Störungszeiger gilt - weisen sie als Säurezeiger aus. Das sind hier 9 von 13 vorkommenden Arten. Eine ähnliche Bewertung ergibt sich auch für die Stickstoffversorgung dieser Versuchsfläche. Neben 4 anspruchsvolleren Arten, die allerdings nur in äußerst geringen Individuenzahlen vorhanden sind, wird der Hauptanteil der Bodenvegetation von ausgesprochenen Magerkeitszeigern gebildet. Dies sind hier 7 von 11 bewerteten Arten.

(Fichtenbestand, potentiell Hainsimsen-Buchenwald)

Zeigerwerte nach ELLENBERG

Baum- / Feldschicht:	Deckung	F	R	N
<i>Picea abies</i>	4	X	X	X
<b>Feldschicht:</b>				
<i>Deschampsia (Avenella) flexuosa</i>	2	X	2	3
<i>Galium harcynicum</i>	+	5	2	3
<i>Vaccinium myrtillus</i>	+	X	2	3
<i>Luzula luzuloides</i>	r	5	3	4
<i>Carex pilulifera</i>	r	5	3	3
<i>Dryopteris carthusiana</i>	+	X	4	3
<i>Agrostis tenuis</i>	r	X	4	4
<i>Sorbus aucuparia</i>	1	X	4	X
<i>Oxalis acetosella</i>	r	5	4	6
<i>Athyrium filix-femina</i>	r	7	X	6
<i>Rubus idaeus</i>	r	X	X	6
<i>Epilobium angustifolium</i>	r	5	5	8
<i>Picea abies</i> (Keiml. u. juv.)	1	X	X	X

Tab. 3: Artenkombination und deren Zeigerwerte nach ELLENBERG der ersten Vegetationsaufnahme; Fläche 101, FA Idar-Oberstein

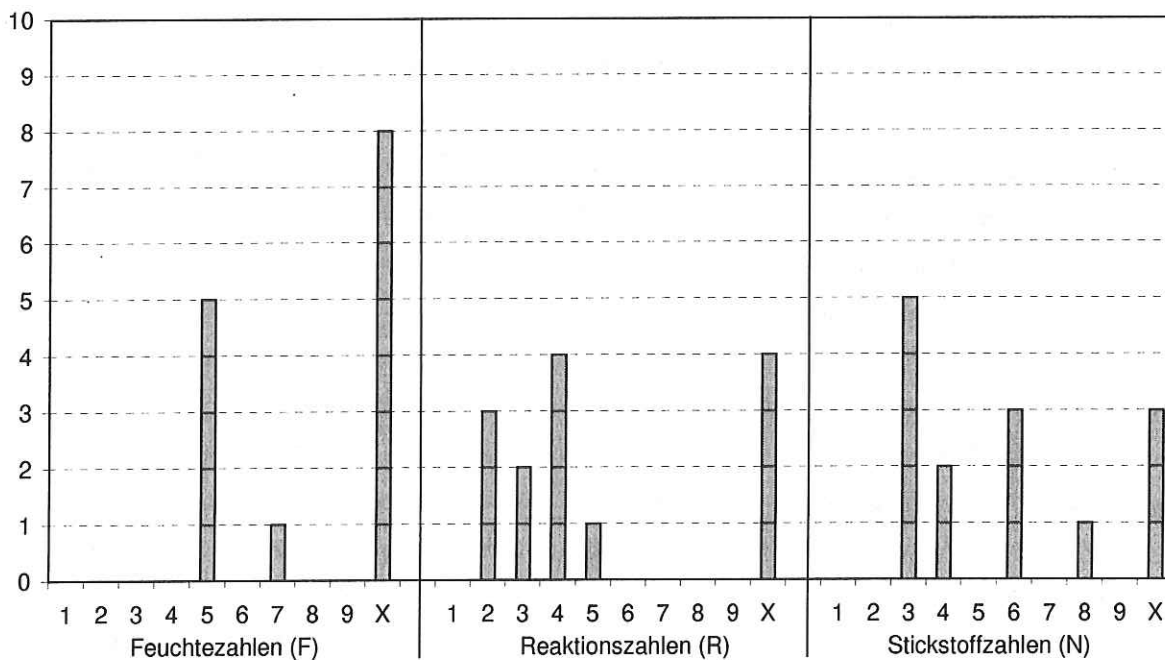


Abb. 12: Zeigerwertspektren der Artenkombination zu Versuchsbeginn

mittlere F-Zahlen (Gesamtfläche vor der Kalkung 5,33)					Artenzahlen/ davon Arten mit F-Zeigerwert				
	1987/88	1991	1994	1996		1987/88	1991	1994	1996
Variante 0	5,00	X	5,00	5,00	Variante 0	6/3	2/0	3/1	5/2
Variante 1	5,00	X	X	X	Variante 1	6/2	3/0	3/0	3/0
Variante 2	5,00	5,00	4,78	4,89	Variante 2	5/1	6/3	15/9	14/9
Variante 3	5,00	5,00	4,88	5,00	Variante 3	6/2	8/4	13/8	16/11
mittlere R-Zahlen (Gesamtfläche vor der Kalkung 3,30)					Artenzahlen/ davon Arten mit R-Zeigerwert				
	1987/88	1991	1994	1996		1987/88	1991	1994	1996
Variante 0	2,83	3,00	2,67	3,00	Variante 0	6/6	2/2	3/3	5/5
Variante 1	3,17	3,33	3,33	3,33	Variante 1	6/6	3/3	3/3	3/3
Variante 2	2,80	2,80	4,58	4,46	Variante 2	5/5	6/5	15/12	14/11
Variante 3	3,40	3,43	4,45	4,42	Variante 3	6/6	8/7	13/11	16/12
mittlere N-Zahlen (Gesamtfläche vor der Kalkung 4,45)					Artenzahlen/ davon Arten mit N-Zeigerwert				
	1987/88	1991	1994	1996		1987/88	1991	1994	1996
Variante 0	3,60	3,00	3,00	4,25	Variante 0	6/5	2/1	3/2	5/4
Variante 1	4,00	3,00	3,00	3,00	Variante 1	6/5	3/2	3/2	3/2
Variante 2	3,00	4,60	5,93	5,73	Variante 2	5/4	6/5	15/14	14/13
Variante 3	3,00	4,71	6,00	5,67	Variante 3	6/5	8/7	13/12	16/15

Tab. 4: Entwicklung der mittleren Zeigerwerte und Artenzahlen

Tabelle 4 stellt die mittleren Zeigerwert-Berechnungen für die F-, R- und N-Werte dar. Die Aussagekraft ist hier im Gegensatz zur oben betrachteten Buchenfläche, zumindest für die ungekalkten Varianten, gering. Dies liegt an den geringen Artenzahlen, die diese Teilflächen besiedeln. Bei nur geringen Artenzahlen mit Zeigerqualität, können wenige neuhinzukommende, stark abweichend bewertete Pflanzen den berechneten Mittelwert erheblich abändern, was leicht zu falschen Schlußfolgerungen führt. (s. mittlere N-Zahl der Variante 0 im Untersuchungsjahr 1996). Aus diesen Gründen wird für diese Variante auf eine Bewertung der Mittelwerte verzichtet.

Anders sind die Mittelwertveränderungen in den gekalkten Varianten zu bewerten, da sie hier aus einer erheblichen Zunahme der Artenzahlen resultieren. Während sich die mittleren F-Zahlen trotz Vervielfachung der Pflanzenarten nur um einen Maximalwert von 0,22 verschieben und somit keine Veränderungen der Bedingungen erkennen lassen, sind die Entwicklungen bei den R- und vor allem den N-Zahlen als sehr deutlich einzustufen. Für die Reaktionszahlen ergeben sich in der Variante 2 von 1988 bis 1996 Anstiege um den Wert 1,66 und in der Variante 3 von 1,02. Dies bedeutet, daß erwartungsgemäß bezüglich der Basenversorgung anspruchsvollere Arten hinzugekommen sind. Noch gravierender ist die Entwicklung der mittleren N-Zahlen. In Variante 2 verschieben sich die Werte im betrachteten Zeitraum von jeweils 3,00 auf 5,73 und in Variante 3 auf 5,67, wobei sich der Wert im Untersuchungsjahr 1994 sogar auf 6,00 verdoppelt hatte. Die neu hinzu gekommenen Arten waren also zumeist



ausgesprochene Nitrophyten. Interessant ist nun, ob und wie lange diese Entwicklung anhalten wird.

### 3.2.2 Verhalten der ausgewählten Einzelarten

*Deschampsia flexuosa* (Abb.13 und 14) ist die aspektbestimmende Art der Krautschicht in diesem Fichtenbestand. Ab 1987/88 wurde sie in 48 von 60 Parzellen beobachtet. Sie war während des gesamten Beobachtungszeitraumes in allen Varianten mit über 10% Flächendeckung vertreten. Die Art zeigte in allen Teilflächen bis zum Untersuchungsjahr 1994 erkennbare Ausbreitungstendenzen. Der in den letzten beiden Jahren aufgetretene Rückgang in den ungezäunten Parzellen ist auf die Wühlätigkeit von Schwarzwild zurückzuführen. Ob die starke Deckungszunahme von 28% auf 48% in der Variante 3 eine Folgeerscheinung der Kalkung ist, kann noch nicht entschieden werden, da auch in der Variante 0, zumindest bis 1994, eine Deckungszunahme um 14% beobachtet werden konnte.

Inwieweit geänderte Lichtbedingungen für die Ausbreitung der Drahtschmiele in diesem Bestand verantwortlich sind, kann erst nach Auswertung der Lichtmessungen abgeschätzt werden.

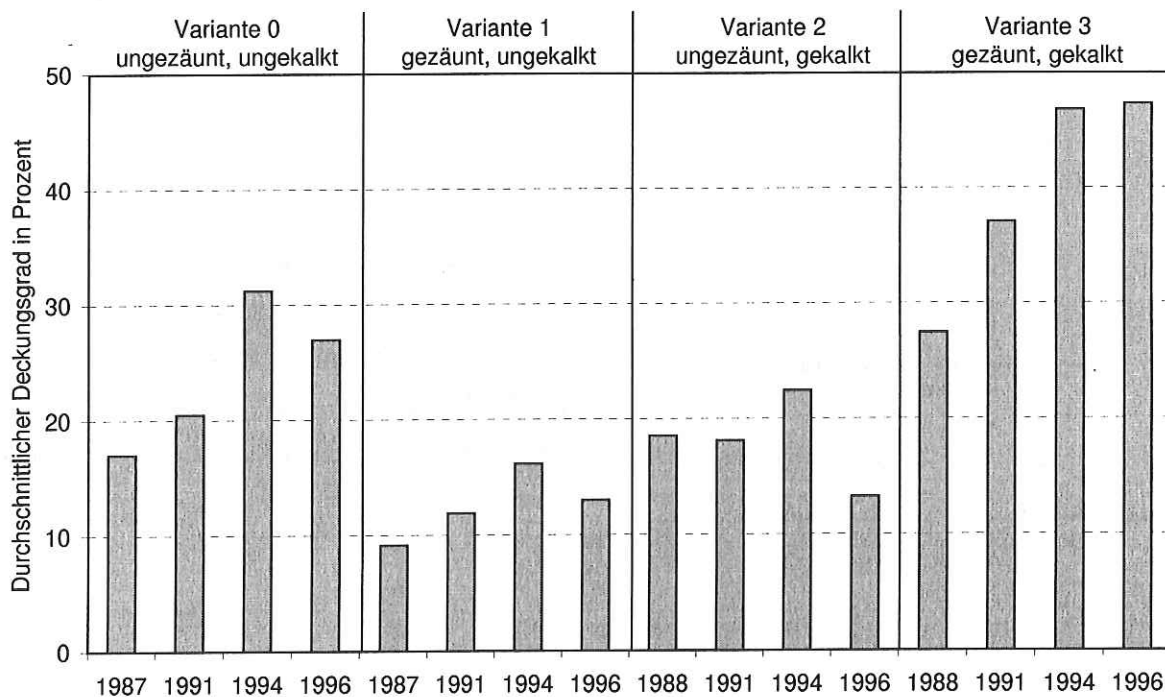


Abb. 13: Deckungsprozente von *Deschampsia flexuosa* für jede Variante und alle Aufnahmejahre

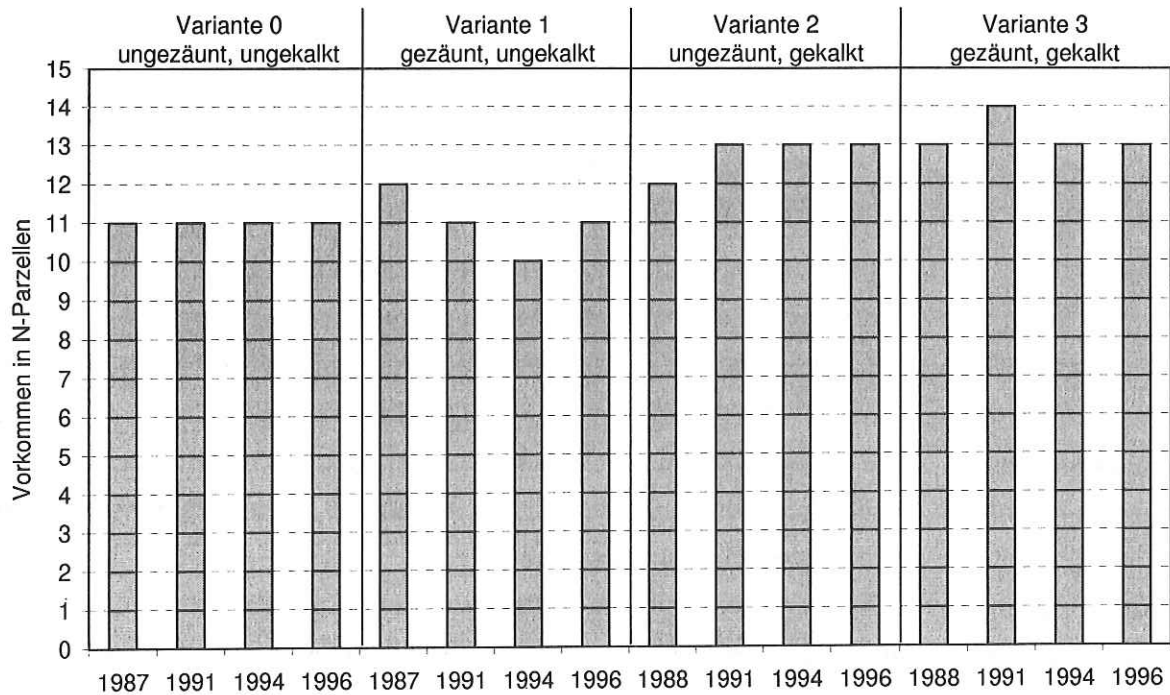


Abb. 14: Anzahl der Parzellen mit Präsenz von *Deschampsia flexuosa* für jede Variante und alle Aufnahmejahre

*Vaccinium myrtillus* (Abb.15 und 16), ebenfalls eine Kennart bodensaurer Wälder, war gegenüber der Drahtschmiele wesentlich spärlicher verbreitet. Zu Beobachtungsbeginn besiedelte sie lediglich 9 der 60 Parzellen. Die Gesamtdeckung der Art nahm bezogen auf alle Varianten während des Beobachtungszeitraumes deutlich ab. Gleichzeitig verminderte sich in den ungekalkten Varianten auch die Zahl der besiedelten Parzellen. Während sie in der Variante 2 konstant blieb, trat die Art in Variante 3 im gleichen Zeitraum in 2 zusätzlichen Dauerquadraten auf. Insgesamt erlaubt das spärliche Auftreten der Heidelbeere hier aber keine klare Interpretation.

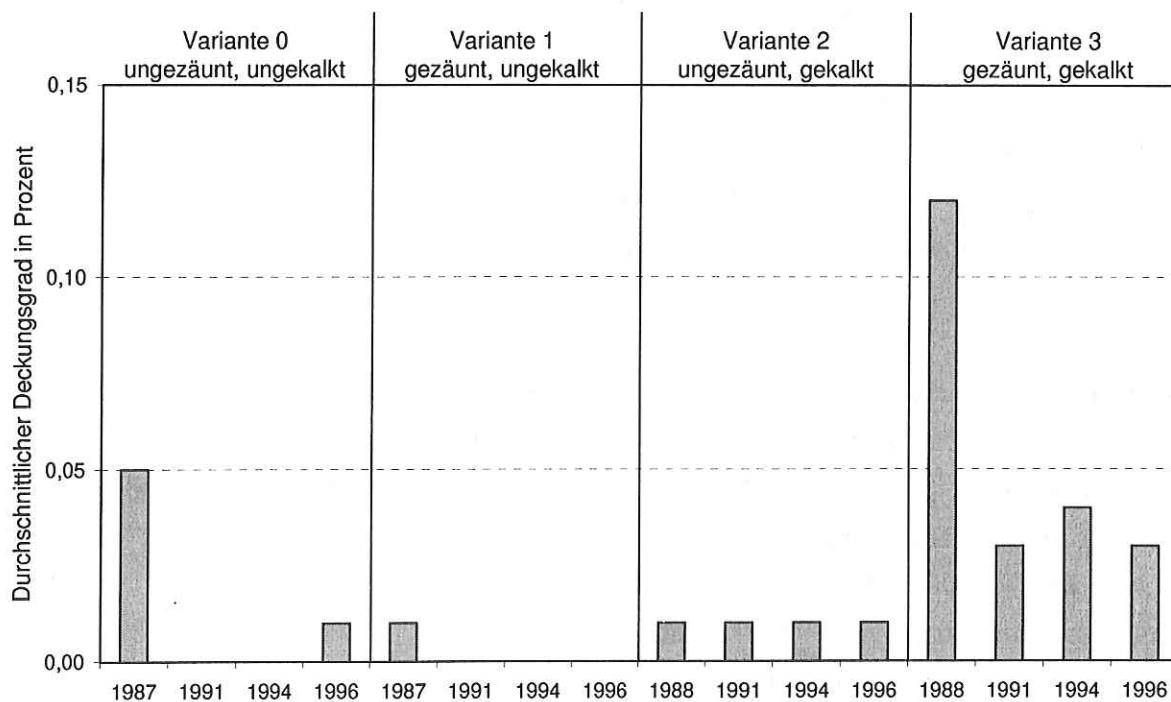


Abb. 15: Deckungsprozente von *Vaccinium myrtillus* für jede Variante und alle Aufnahmejahre

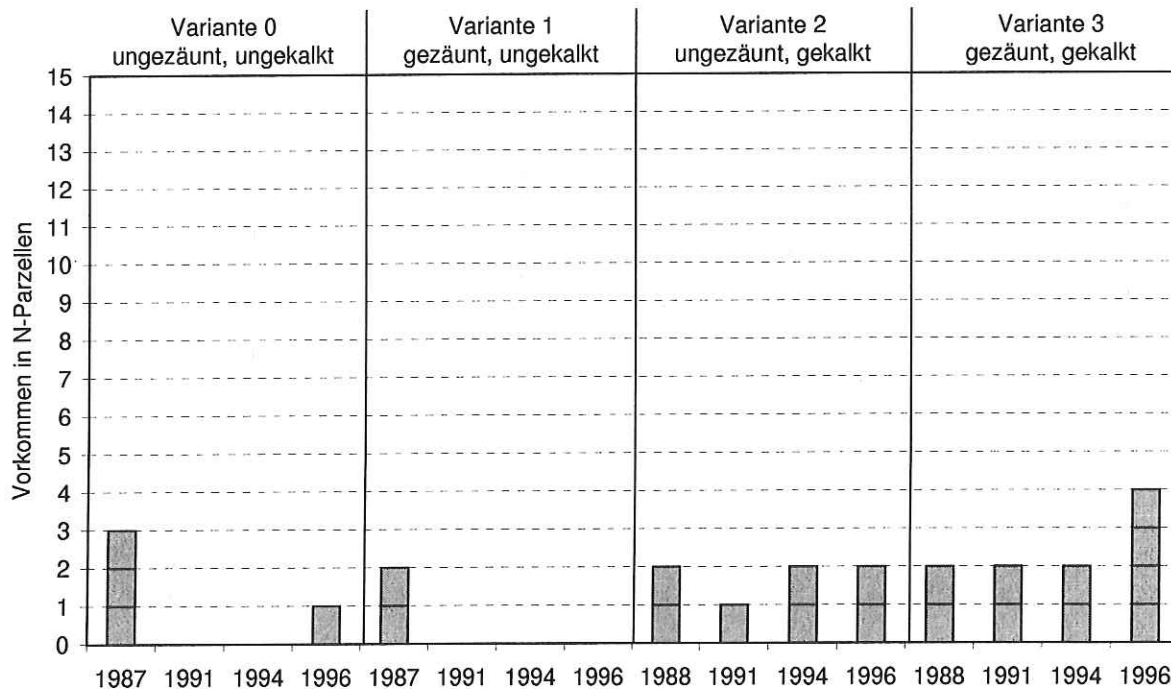


Abb. 16: Anzahl der Parzellen mit Präsenz von *Vaccinium myrtillus* für jede Variante und alle Aufnahmejahre

Die folgenden drei Pflanzenarten zeigen stellvertretend für eine Gruppe weiterer Arten eine deutlich positive Reaktion auf die erfolgte Kalkung.

*Epilobium angustifolium* (Abb.17 und 18) und *Senecio sylvaticus* gelten als typische Vertreter der Schlagfluren und sind selten in ungestörten, geschlossenen Waldbeständen anzutreffen. Durch die Kalkung und vor allem die daraus resultierende verstärkte Mineralisationstätigkeit der Bodenorganismen werden für diese anspruchsvolleren Arten Entwicklungsmöglichkeiten geboten. Als anemochore Arten (Windverbreitung) sind die entsprechenden Diasporen gut verbreitbar und fast allgegenwärtig. Obwohl das schmalblättrige Weidenröschen bereits zu Versuchsbeginn in einer Parzelle der Variante 1 beobachtet werden konnte, setzte eine stärkere Besiedlung erst nach der Kalkung und nur in den entsprechenden Varianten ein. Während das erste Vorkommen in Variante 1 bereits bei der ersten Wiederholungskartierung 1991 erloschen war, trat die Art ab dem gleichen Zeitpunkt in 2 Parzellen der Variante 3 neu auf. 1994 erschien das Weidenröschen auf drei Parzellen der Variante 2 und auf sechs der Variante 3. Allerdings konnte diese Art 1996 nur noch auf fünf Parzellen der Variante 3 beobachtet werden. Das Vorkommen in der Variante 2 ist vermutlich aufgrund von Wildverbiss erloschen.

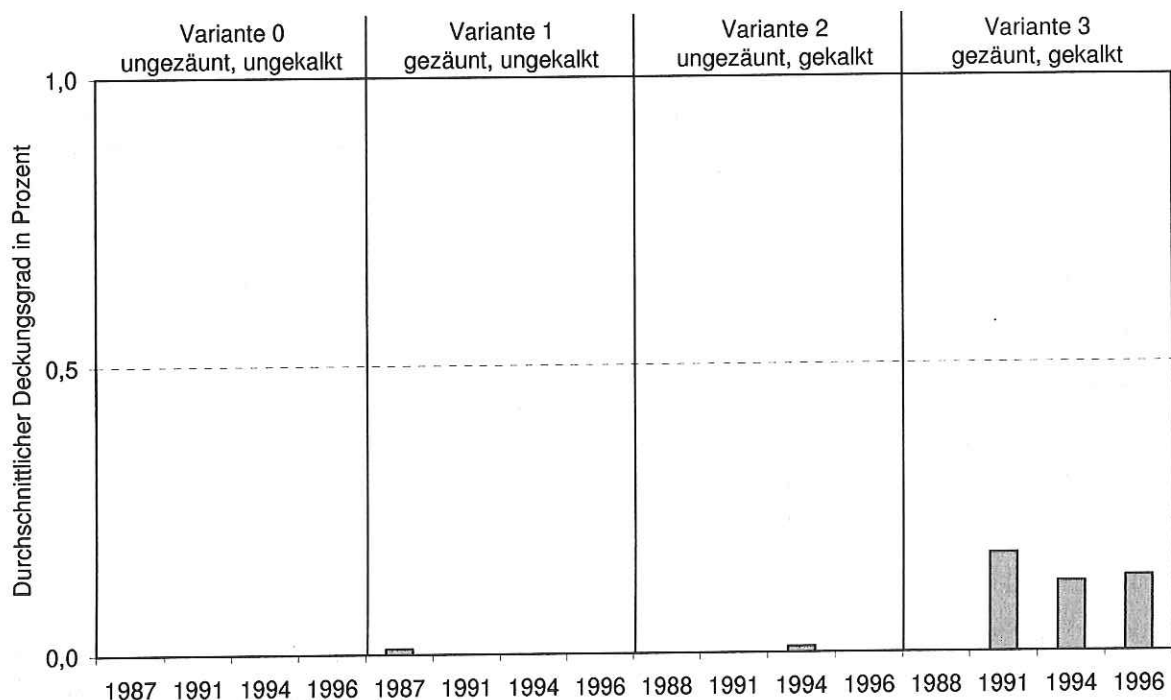
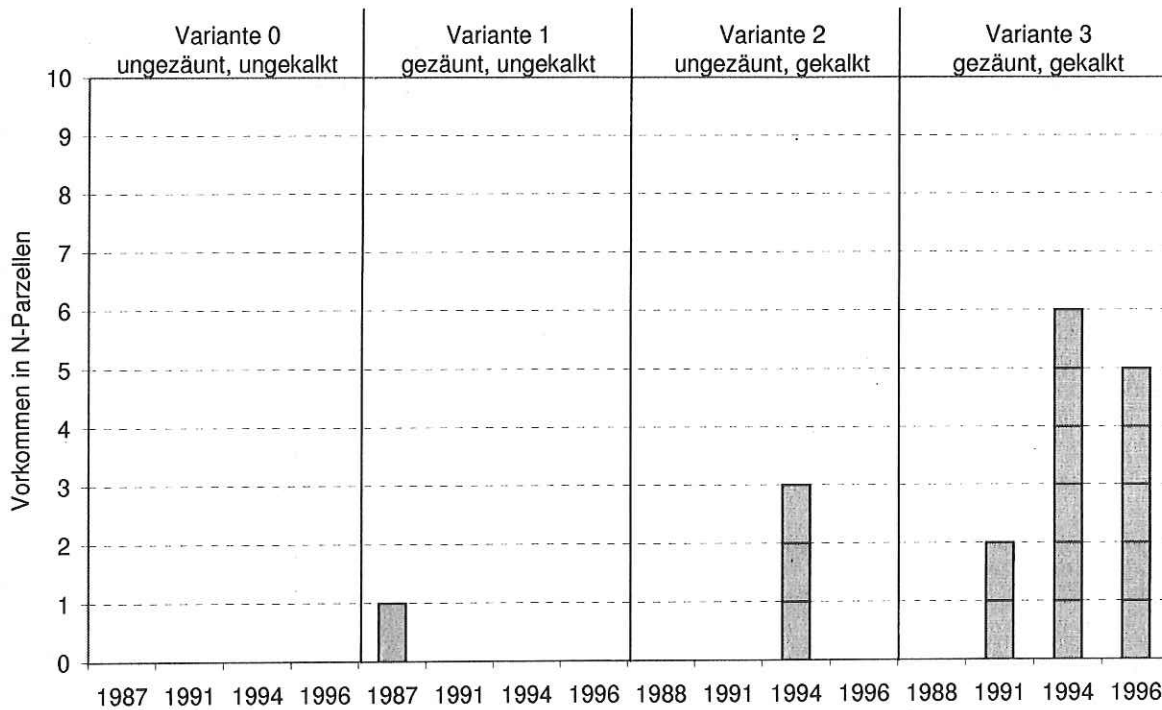


Abb. 17: Deckungsprozente von *Epilobium angustifolium* für jede Variante und alle Aufnahmejahre



**Abb. 18:** Anzahl der Parzellen mit Präsenz von *Epilobium angustifolium* für jede Variante und alle Aufnahmejahre

*Senecio sylvaticus* (Abb.19 und 20) konnte erstmalig 1991 in zwei Parzellen der Variante 3 beobachtet werden. 1994 trat diese Art bereits in sieben Parzellen der Variante 2 auf, 1996 sogar in zehn Parzellen. Zu diesem letzten Zeitpunkt beherbergten zugleich auch sechs Parzellen der Variante 3 das Waldgreiskraut. Daneben wurde es zu diesem Zeitpunkt auch in zwei Parzellen der Variante 0 gefunden. Möglicherweise wird es sich zukünftig auch außerhalb der gekalkten Teilflächen zumindest für kürzere Zeitabschnitte ausbreiten, da es auch blühte und fruchtete.

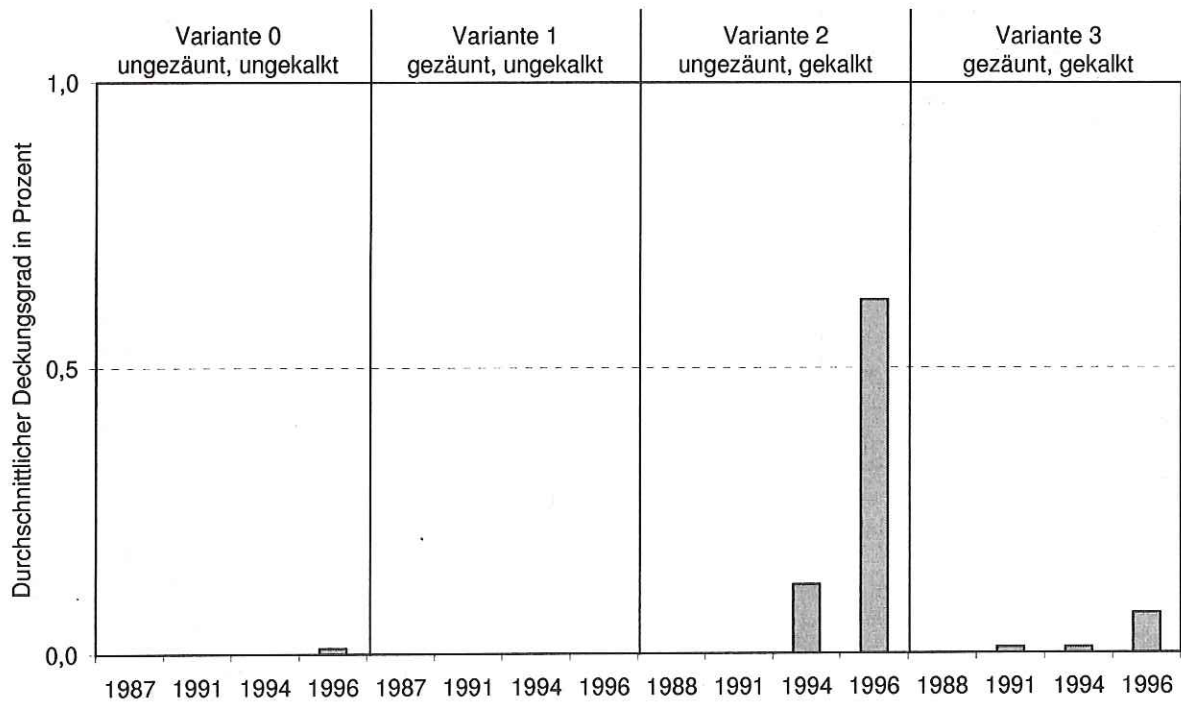


Abb. 19: Deckungsprozent von *Senecio sylvaticus* für jede Variante und alle Aufnahmejahre

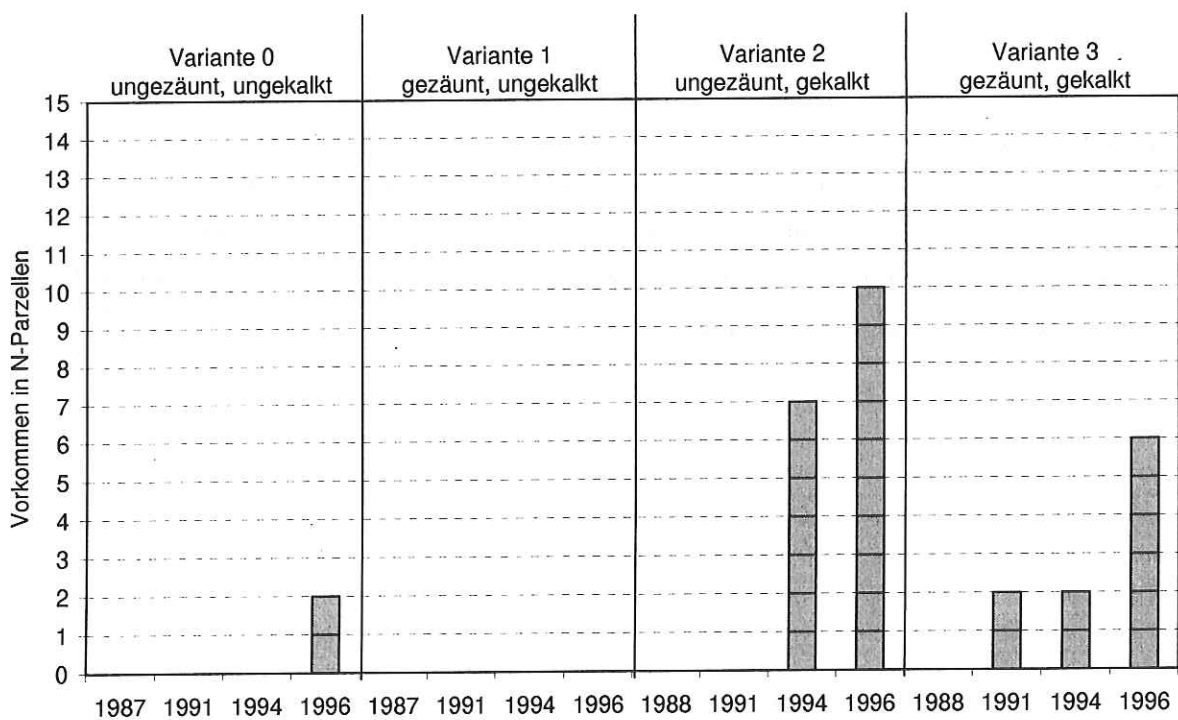


Abb. 20: Anzahl der Parzellen mit Präsenz von *Senecio sylvaticus* für jede Variante und alle Aufnahmejahre

*Taraxacum officinale* (Abb.21 und 22) gilt ebenfalls als Pionierpflanze, allerdings ist sie als "Ruderalart" weiter verbreitet als die eben betrachteten. Der Löwenzahn wurde erstmals 1991 in einer Parzelle der Variante 2 gefunden und breitete sich dort bis 1994 auf vier und bis 1996 auf sieben Parzellen aus. 1994 besiedelte er außerdem fünf und 1996 bereits acht Parzellen der Variante 3. Die Art konnte bisher noch nicht in den ungekalkten Varianten beobachtet werden.

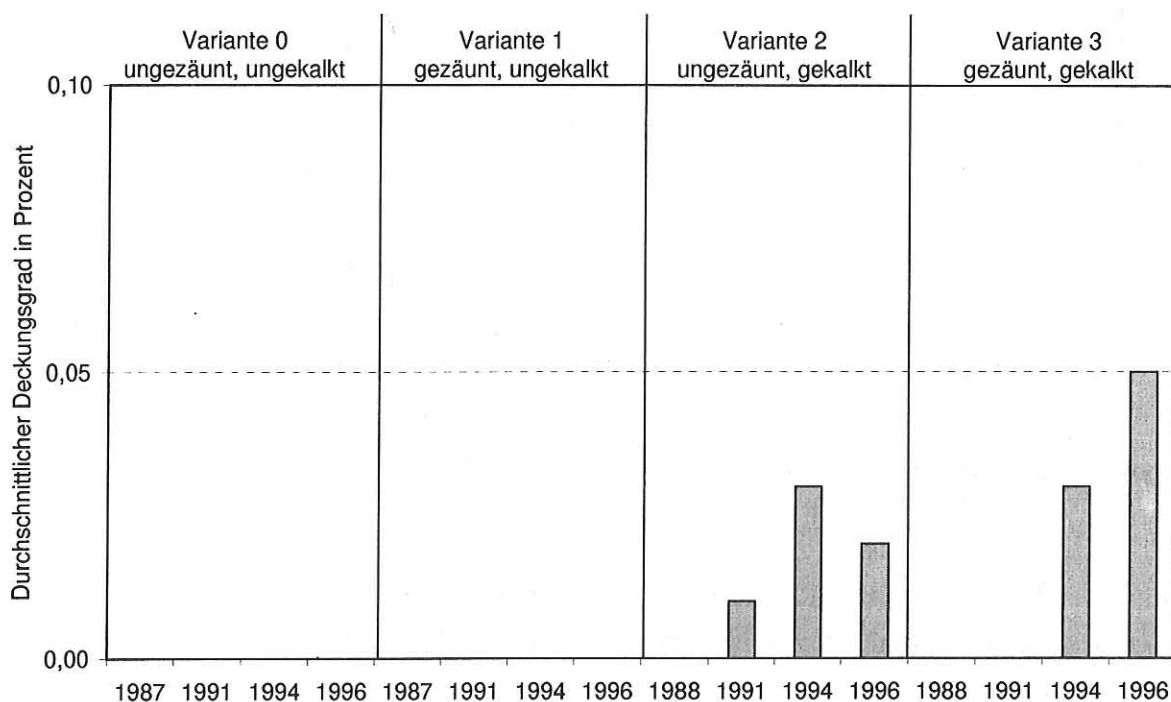


Abb. 21: Deckungsprozent von *Taraxacum officinale* für jede Variante und alle Aufnahmejahre

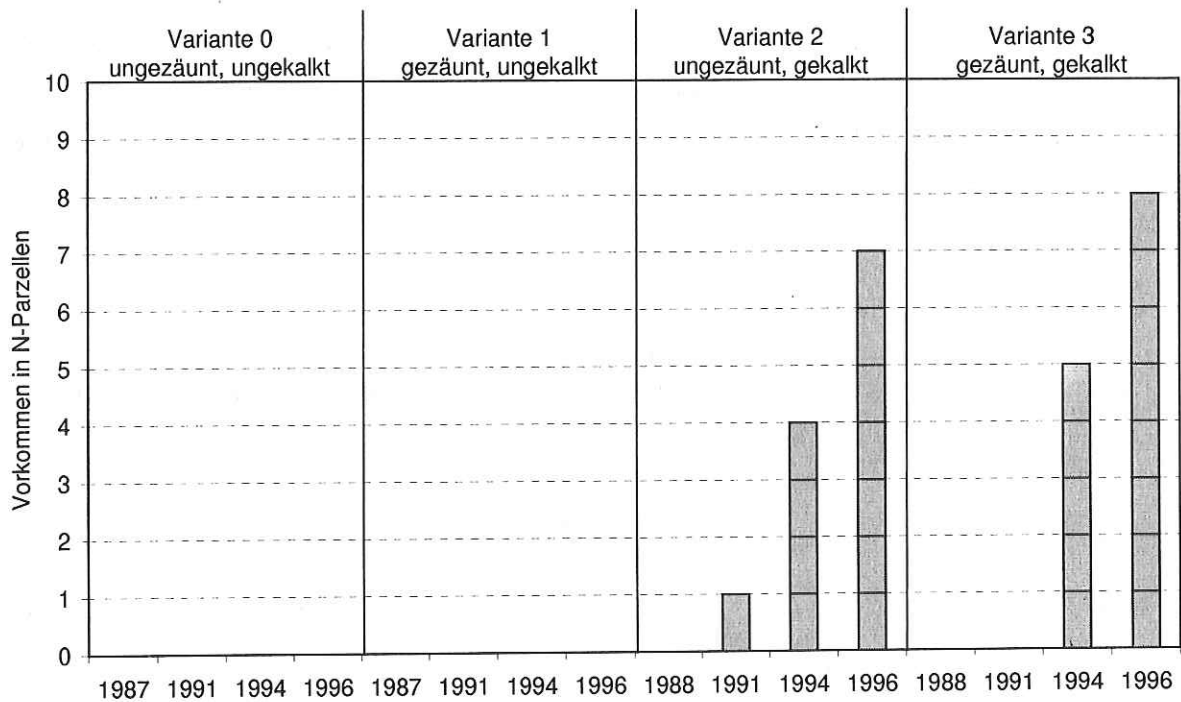


Abb. 22: Anzahl der Parzellen mit Präsenz von *Taraxacum officinale* für jede Variante und alle Aufnahmejahre

Ähnlich wie der Löwenzahn verhalten sich auch die in den Varianten 2 und 3 erstmals im Jahr 1994 beobachteten Arten *Hieracium murorum* (Waldhabichtskraut), *Sonchus oleraceus* (Kohl-Gänsedistel) und *Stellaria media* (Vogelmiere).

#### 4. Schlußfolgerungen

Die unterschiedlichen Versuchsbedingungen in den verschiedenen Varianten scheinen auf den von vornherein basen- und nährstoffärmeren Böden stärkere Veränderungen in der Artenzusammensetzung der Krautschicht zu bewirken als auf den besser versorgten. Zumindest hat die Kalkung in der relativ besser versorgten Buchenfläche bisher noch nicht zur Ansiedlung von "Störungszeigern" geführt. Die dort von Anfang an beobachteten Arten scheinen genügend konkurrenzkräftig zu sein, um die Etablierung derartiger Arten zu erschweren. Wie bereits WERNER (1995) für diese waldfremden Arten beschreibt, kamen sie mit Ausnahme von *Senecio sylvaticus* und *Hieracium murorum* unter den herrschenden Lichtverhältnissen im geschlossenen Fichtenbestand weder zur Blüte noch zur Samenreife. Als Ursache für die dennoch zu beobachtende Zunahme entsprechender Individuenzahlen nimmt er als Folge der Dolomit-Kalkung günstigere Keimbedingungen für die in der Samenbank ruhenden oder neu herangetragenen Diasporen an.



Welche Auswirkungen die Zäunung auf die Entwicklung der Feldschicht hat, läßt sich z.Z. noch nicht abschließend beurteilen. In einigen ungezäunten Parzellen der Fichtenfläche waren aber erhebliche Beschädigungen durch Wühltätigkeit von Wildschweinen zu erkennen. Die Zerstörung der Humusdecke bzw. die Freilegung des Mineralbodens verändert die Keimungsbedingungen für herangetragene Samen. Ein Effekt war bisher auf die Vegetation aber noch nicht zu beobachten. Ein positiver Zäunungseffekt durch Verhinderung des Wildverbisses wird möglicherweise erst bei der Auswertung des Höhenzuwachses des Gehölzjungwuchses erkennbar. Die entsprechenden Auswertungen sind aber noch nicht abgeschlossen.

## 5. Literatur:

BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie - 3. Aufl., Berlin

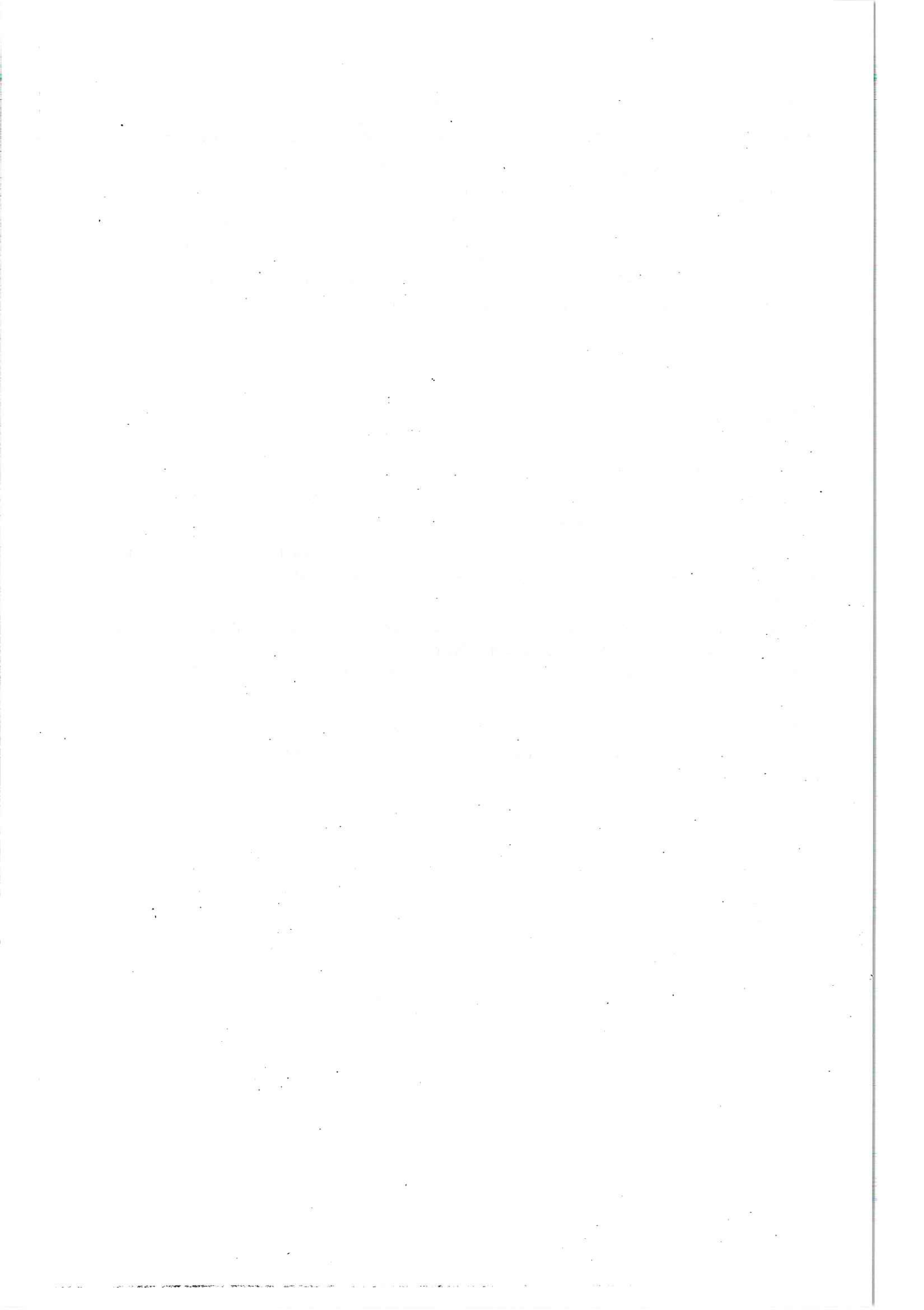
ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W., PAULISSEN, D. (1994): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobot. 18, 2. Aufl.; Göttingen

WERNER, W. (1995): Auswirkungen der Waldkalkung auf die Krautschicht eines Fichtenforstes - Eine Fallstudie aus dem Hunsrück. Verh. d. Ges. f. Ökologie, Bd. 24, 343-353; Freising-Weißenstephan

ZOLDAN, J-W. (1995): Untersuchungen zur Bestandesstruktur und -Dynamik der krautigen Waldbodenvegetation auf Dauerbeobachtungsflächen in Abhängigkeit von Zäunungs- und Kalkungsmaßnahmen. Mitt. a. d. Forstl. Vers. Anst. Rheinland-Pfalz. Nr. 32/1995, 25-38.

### *Anschrift des Verfassers:*

Dr. J.-W. Zoldan, Universität Trier, Fachbereich VI, Geobotanik, Postfach 3825,  
D-54228 Trier



# Entwicklung der Luftschadstoffbelastung an ZIMEN-Waldstationen

Eike Wille

**Keywords:** atmospheric pollutant measurements, ozone, sulfur dioxide, nitrogen oxides, Rhineland-Palatinate, forest

## Summary

The results of the measurements of atmospheric pollutants in forested areas in Rhineland-Palatinate which have been performed since 1984 indicate that exclusively ozone must be attached importance to exhibit a direct pollutant effect on forest trees. On the other hand, sulfur and nitrogen components predominantly act indirectly by changes in the soil mechanism.

For realizing the EU guideline on ozone, further research is required in the investigation of the origin of ozone precursors. In this respect the presented „Windrosen“ evaluations on ozone, mass and concentration fluxes give a first approach to solve the problem.

**Schlüsselwörter:** Luftschadstoffmessung, Ozon, SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, Rheinland-Pfalz, Wald

## Zusammenfassung und Ausblick

Die vorgelegten Auswertungen zu den einzelnen Schadstoffkomponenten zeigen, daß allein Ozon eine direkte Schädigung auf Waldbäume beizumessen ist. Die Schwefel- und Stickstoffverbindungen wirken dagegen überwiegend indirekt über Veränderungen im Bodenchemismus. Europaweite Auswertungen für das Jahr 1995 (15) lassen erkennen, daß die in rheinland-pfälzischen Waldregionen gefundenen Überschreitungen der Zielwerte 65 µg.m<sup>-3</sup> für stündliche bzw. tägliche Ozonbelastungen im ähnlichen Umfang auch an vergleichbaren Stationen in Deutschland und Europa gefunden werden. Übereinstimmend mit den europäischen Auswertungen von Ozon-Kennwerten aus den Jahren vor 1995 lassen sich eindeutige Trends der Ozonbelastung nicht erkennen. Bei Überschreitung der Ozon-Belastungszielwerte sehen EU- und bundesdeutsche Gesetzesbestimmungen vor, daß neben Minderungsmaßnahmen der Emissionen von Vorläufersubstanzen auch erweiterte Meßstrategien und neue Aufgabenstellungen in Angriff zu nehmen sind.

Verstärkt müssen Fragen der Repräsentativität der an Einzelstationen erzielten Belastungsergebnisse für landes- und europaweite Aussagen beantwortet werden. Die dynamische Entstehungsweise von Ozon aus den Vorläufersubstanzen (flüchtige organische Verbindungen und Stickoxide) erfordern eine systematisch geordnete Meßnetzstruktur, wenn Herkunftsbeziehungen - wie dies die EU-Ozonrichtlinie verlangt - zu den Vorläufersubstanzen aufgestellt werden sollen. Die hier vorgestellten Windrosen-Auswertungen zu Ozon-, Massen- und Konzentrationsflüssen können nur ein erster Ansatz zu dieser Problemstellung sein.

Einer ständigen Überprüfung bedarf die Meßkomponentenauswahl im Hinblick auf ihre Angemessenheit, spezielle forstliche wie auch allgemein umweltschützerische Fragestellungen zu beantworten.

Spezielle Beachtung ist der Frage beizumessen, ob flüchtige organische Kohlenwasserstoffe - summarisch oder einzelkomponentenselektiert - in den Waldmeßstationen mitgemessen werden sollen.

Die eher indirekte Wirkung der Mehrzahl der gemessenen Luftkomponenten über ihre trockene, feuchte oder nasse Deposition in den Bodenbereich stellt neue Fragen zur Meßkomponentenauswahl, insbesondere weil das Interesse zunehmend mehr auf wachstumsfördernde, als auf toxische Wirkeffekte ausgerichtet ist. Der Stickstoffeintrag in Waldökosysteme stellt eine solche Fragestellung dar. Die Anpassung an neue Meßaufgaben sollte nur sehr behutsam erfolgen.

Die besonders wertvoll anzusehenden Trendaussagen zur Schadstoffentwicklung sind nur dann aufrecht zu erhalten, wenn ein Stetigkeitsgebot hinsichtlich Meßstandorten und Meßkomponenten befolgt wird.

Die Neueinführung neuer Meßmethoden in Waldmeßstationen muß davon abhängig gemacht werden, daß geeignete Meßgeräte für den vollautomatischen Meßbetrieb in ZIMEN-Stationen auf den Markt kommen.

Die zunehmende Integration der ZIMEN-Waldmeßstationen in europaweite Meßnetze ist aus unserer Sicht positiv zu bewerten, da damit eine einheitliche und koordinierte Vorgehensweise von Umweltschutzmaßnahmen in den maßgeblichen regionalen und landesübergreifenden Räumen ermöglicht wird.

## 1. Allgemeines

Die fortlaufende Messung von Luftschadstoffen in rheinland-pfälzischen Waldgebieten gehören seit 1984 zu den Aufgaben des Zentralen Immissionsmeßnetzes ZIMEN.

Es besteht zur Zeit aus 32 Luftmeßstationen, darunter 6 speziellen Waldmeßstationen (siehe Abb. 1). Die Meßdaten und Informationen über den meßtechnischen Zustand der ZIMEN-Meßsysteme werden automatisch über Fernsprechnetze der Telekom zur Meßnetzzentrale im Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht (LfUG) übertragen. Hier werden die Meßergebnisse zur allgemeinen Beurteilung der Luftqualität ausgewertet.

Die Ergebnisse werden in ZIMEN-Monatsberichten dargestellt und der interessierten Öffentlichkeit, zum Teil in speziellen Waldschadensberichten (1), zur Verfügung gestellt.

In zunehmendem Umfang entstehen nationale und europäische Informationsverpflichtungen:

- Im Zusammenhang mit der Gründung einer europäischen Umweltagentur und der vorgesehenen Errichtung eines europäischen Umweltinformationsnetzes werden Umweltdaten über das Umweltbundesamt (UBA) an die EU-Kommission übermittelt.
- Umweltdaten werden an die deutsch-französisch-schweizerische Regierungskommission zur Auswertung auf flächenhafte Immissionsbelastungen im Hoch- und Oberrheingraben übergeben.
- Ozon-Ergebnisse werden im Rahmen des Ozongesetzes aus dem Jahr 1995 länderübergreifend ausgetauscht.

Zunehmende nationale und europäische Datenaustausch-Verpflichtungen im Umweltbereich erfordern eine leistungsfähige Daten-Erfassung und -Verarbeitung. Der seit Einrichtung des ZIMEN im Jahr 1977 bestehende Zentralrechner wurde Ende Mai 1996 durch ein leistungsfähigeres Rechnersystem ersetzt. Damit werden auch externe Zugriffe auf den Datenbestand des ZIMEN auf telemetrischem Weg möglich sein. Auch der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz in Trippstadt soll eine solche direkte Zugriffsmöglichkeit eröffnet werden.

Die hier vorgestellten Ergebnisse basieren auf den erweiterten Auswertemöglichkeiten des neuen Rechnersystems.

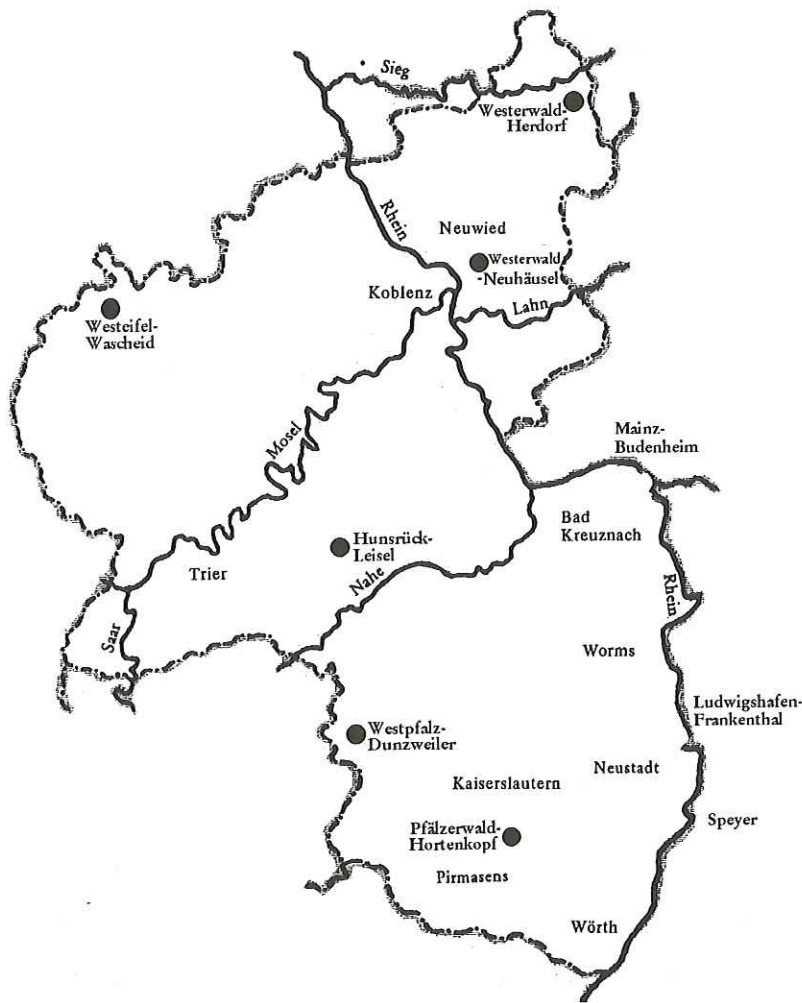


Abb. 1: Lage der rheinland-pfälzischen Waldmeßstationen innerhalb des ZIMEN Rheinland-Pfalz

## 2. Meßstationen in Waldgebieten

Zu den bestehenden Waldmeßstationen ist im Jahr 1994 eine weitere in Neuhäusel/Westerwald hinzugekommen (s. folgende Tabelle). Aufgrund ihrer frei anströmbaren Höhenlage sind diese Waldmeßstationen zur Erfassung der regionalen Hintergrundbelastung geeignet.

Stat. Nr.	Stationsname Mittelgebirgsbereich	Standort/ Forstrevier	Gauß-Krüger-Koordinaten	Höhe Über NN (m)	Inbetriebnahme
4/1	Westpfalz	Dunzweiler	259388/547707	455	1984
5/1	Hunsrück	Leisel	258620/551238	650	1984
6/1	Westeifel	Wascheid	252718/557010	680	1984
7/1	Westerwald	Herdorf	342760/562620	480	1984
7/5	Westerwald	Neuhäusel	340998/558838	540	1994
10/1	Pfälzerwald	Hortenkopf/Weissenberg	341470/545989	606	1986

Es werden die Konzentrationen folgender Luftschadstoffe fortlaufend gemessen:

- Schwefeldioxid (SO<sub>2</sub>)
- Stickstoffmonoxid (NO<sub>x</sub>)
- Stickstoffdioxid (NO<sub>2</sub>)
- Schwebstaub und
- Ozon (O<sub>3</sub>)

Ferner sind diese Stationen mit meteorologischen Meßeinrichtungen zur Erfassung von

- Windrichtung und
- Windgeschwindigkeit (in der Regel in 10 m über Grund),
- Lufttemperatur,
- relative Luftfeuchte,
- Luftdruck (teilweise),
- Globalstrahlung und
- Niederschlag

ausgerüstet.

Die Waldstationen gleichen im technischen Aufbau, in den Meßeinrichtungen und in der Meßdatenverarbeitung den Stationen in den Stadtgebieten entsprechend den Regeln der 4. Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum BImSchG und ihren Richtlinien (2), (3). Ferner werden die im ZIMEN verwendeten Kalibrierverfahren und Wartungseinrichtungen mitgenutzt. Dadurch ist die Vergleichbarkeit der Meßergebnisse in den unterschiedlichen Meßgebieten gewährleistet.

### **3. Meßergebnisse in Waldgebieten**

Zur Ermittlung der langjährigen Entwicklung der Luftverunreinigungen in den einzelnen Gebieten eignen sich Jahresmittelwerte.

Die Trendverläufe in Waldgebieten sind in bezug auf die in Stadtgebieten gefundenen Konzentrationsverläufe zu diskutieren, um Emittenteneinflüsse der Stadt auf die Waldregionen nachweisen zu können.

Vergleiche der Luftschadstoffkenndaten mit Vegetations-Grenz- und -Richtwerten ergeben Aussagen über den aktuellen Stand der möglichen Gefährdung der Wald-Ökosysteme.

In der vergangenen Berichterstattung (1) ist der Verlauf bis 1992 dargestellt worden. Die Aktualisierung beschränkt sich im wesentlichen auf die 4-Jahres-Periode 1992 bis 1995.

### 3.1 Die langfristige SO<sub>2</sub>-Entwicklung

Der starke Abfall der SO<sub>2</sub>-Jahresmittel (s. Abb. 2) in den Untersuchungsgebieten Ludwigshafen/Frankenthal und Mainz/Budenheim im Jahr 1988 auf das 20 µg.m<sup>-3</sup>-Niveau und die kurzzeitige Erhöhung Anfang 1991 ist bereits kommentiert worden (1). In der Folgezeit bis Ende 1995 haben sich die gleitenden Jahresmittel im Trend erniedrigt; sie nähern sich dem 10 µg.m<sup>-3</sup>-Niveau.

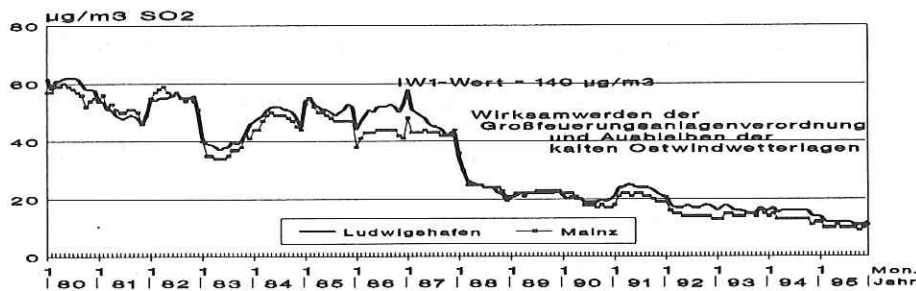


Abb. 2: In Monatsschritten gleitende Jahresmittelwerte von SO<sub>2</sub> an den ZIMEN-Meßstationen in Ludwigshafen/Frankenthal und Mainz/Budenheim

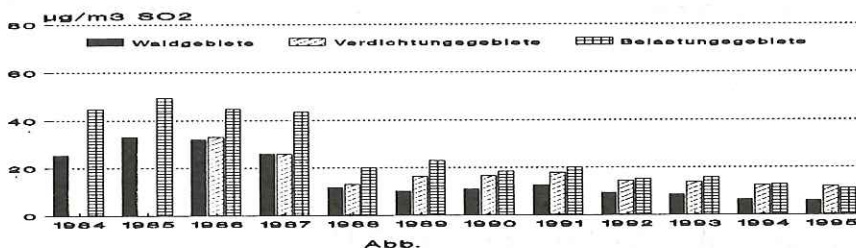


Abb. 3: SO<sub>2</sub> - Jahresmittelwerte von SO<sub>2</sub> in Stadt- und Waldbereichen von Rheinland-Pfalz

Die Waldstationen folgen diesem Trend auf noch niedrigerem Konzentrationsniveau mit Jahresmitteln unter 10 µg.m<sup>-3</sup> (s. Abb. 3).

Zugleich ist zu erkennen, daß die anfänglich in Belastungs- und Verdichtungsgebieten unterschiedlichen Jahresmittelwerte sich im Verlauf der Jahre bis 1995 nivelliert haben. Ein spezifisch höherer Eintrag von SO<sub>2</sub> aus ehemaligen Belastungsgebieten (nach heutiger Terminologie „Untersuchungsgebieten“) ist in bezug auf sonstige Verdichtungsgebiete nicht mehr zu erkennen.

### 3.1.1 Bewertung der SO<sub>2</sub>-Einwirkung

Der aufgrund experimenteller Befunde von der UNECE aufgestellte Grenzwert von 30 µg.m<sup>-3</sup> im Jahresmittel, der zur Bewertung der Direkteinwirkung von SO<sub>2</sub> auf Waldökosysteme heranzuziehen ist, wird bei weitem nicht mehr erreicht.

Die daraus zu ziehende Schlußfolgerung, daß die jetzigen SO<sub>2</sub>-Immissionen keine unmittelbare Schadwirkungen hervorrufen, wird allerdings von wissenschaftlicher Seite bestritten (4a). Danach sind SO<sub>2</sub>-Immissionsgrenzwerte zwischen 5,7 und 14,3 µg/m<sup>3</sup> einzuhalten, um langfristig chronische Immissionsschäden zu vermeiden. Wie aus Abb. 3 zu erkennen ist, waren die SO<sub>2</sub>-Immissionsbelastungen in der Vergangenheit durchaus in dieser Größenordnung; inzwischen werden jedoch SO<sub>2</sub>-Immissionswerte erreicht, die am unteren Rand dieses Gefährdungsbereichs liegen. Aus dieser Sicht ist es eher unwahrscheinlich, daß die jetzigen SO<sub>2</sub>-Immissionen Neuschäden verursachen, bzw. bereits eingetretene Immissionsschäden noch verschlimmern. Ob die jetzige SO<sub>2</sub>-Belastung dagegen zuläßt, daß eine Besserung eintritt, muß als eine offene Frage behandelt werden.

Davon unberührt bleiben Bewertungen, die sich auf SO<sub>2</sub>-Umwandlungsprodukte wie Schwefelsäure und Sulfate als Teil des sauren Niederschlags beziehen. Saure Niederschläge werden nach neuestem Stand der EU-Richtlinie über die Beurteilung und Kontrolle der Luftqualität (5) als Meßkomponente ausgeklammert; der EU-Rat vertritt jedoch die Ansicht, daß eine eigenständige Richtlinie für die gezielte Strategie zur Bekämpfung der Übersäuerung ausgearbeitet werden muß.

### 3.2 Meßergebnisse des Stickstoffdioxid (NO<sub>2</sub>)

In Abb. 4 sind die gleitenden Jahresmittel in den Belastungs-(Untersuchungs-)Gebieten Ludwigshafen und Mainz aufgetragen. Die teilweise dramatischen Erhöhungen bis fast zum Erreichen des IW1 von 80 µg.m<sup>-3</sup> in den Jahren 1983/84 und langes Verharren auf einem Sockel von 70 µg.m<sup>-3</sup> in den Jahren 1988 bis 1991 sind bereits kommentiert worden (1).

Danach ist bis 1995 eine ständige Abnahme auf ein Niveau knapp über 40 µg.m<sup>-3</sup> zu erkennen. In Waldgebieten ist NO<sub>2</sub> zu ca. 40 % der in Verdichtungs-(Ballungs-)Gebieten gefundenen Jahresmittel vertreten (s. Abb. 5). In Waldgebieten ist keine Abnahme der NO<sub>2</sub>-Belastung zu erkennen.



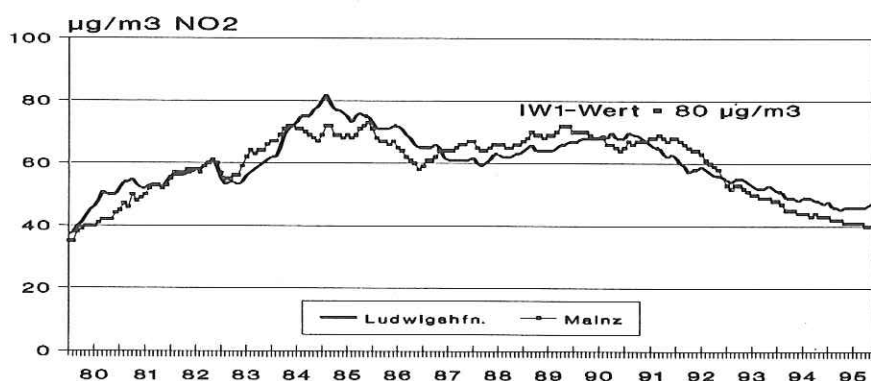


Abb. 4: Gleitende Jahresmittelwerte von NO<sub>2</sub> an ZIMEN-Meßstationen in Ludwigshafen und Mainz

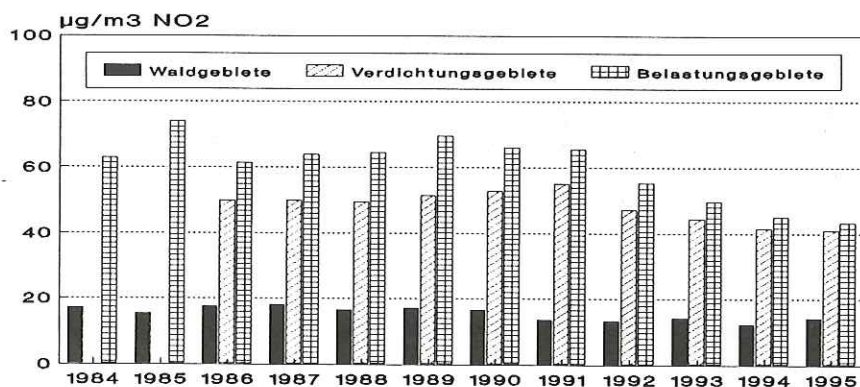


Abb. 5: Jahresmittelwerte von NO<sub>2</sub> in Stadt- und Waldbereichen von Rheinland-Pfalz

Etwa 15 µg.m<sup>-3</sup> sind als NO<sub>2</sub>-Belastung im Waldgebiet im Jahresmittel anzusetzen. Infolge des stärkeren NO<sub>2</sub>-Abbaus bei Lichteinstrahlung werden während des Sommerhalbjahres niedrigere NO<sub>2</sub>-Konzentrationen im Mittel bei etwa 10 µg.m<sup>-3</sup> angetroffen

### 3.2.1 Bewertung der NO<sub>2</sub>-Einwirkung

Der zur Beurteilung der Langzeit-Direkteinwirkung heranzuziehende UNECE-Wert von 30 µg.m<sup>-3</sup> wird in Waldgebieten nicht erreicht; eine unmittelbar negative Beeinflussung der Waldvegetation ist nicht zu erwarten.

Die eigentliche Gefahr geht von indirekten Wirkungen des NO<sub>2</sub> aus:

- als Katalysator bei der Bildung von Ozon,

- als Säurebildner mit Bodenbelastungen durch Nitrat und Salpetersäure,
- als Luftschadstoff über photolytische Bildung von NO<sub>2</sub>-Folgeprodukten (Photooxidantien) mit hohem Toxizitätspotential

### 3.3 Die langfristige Schwebstaubentwicklung

Die Schwebstaubentwicklung der letzten 11 Jahre ist anhand der Jahresmittelwerte von Stadt- und Waldgebieten wie folgt zu beurteilen (s. Abb. 6).

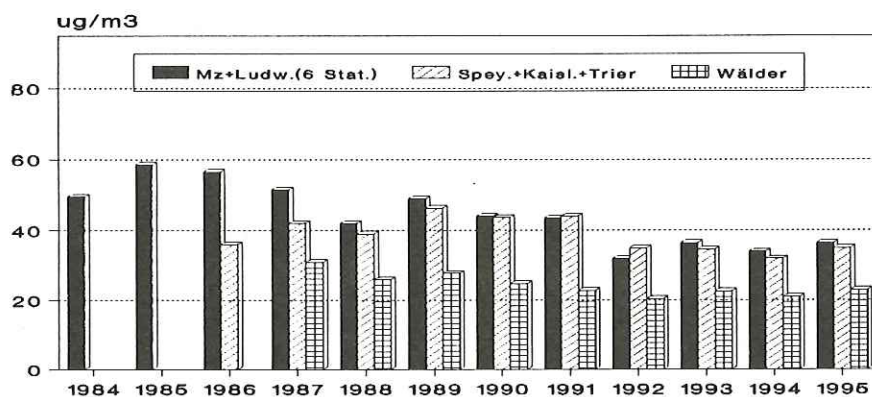


Abb. 6: Jahresmittelwerte von Schwebstaub in Stadt- und Waldgebieten von Rheinland-Pfalz

In industriell geprägten Untersuchungsgebieten (Mainz und Ludwigshafen) ist in der Periode von 1984 bis 1995 insgesamt eine fallende Tendenz zu erkennen; ab 1992 zeichnet sich auf einem unter 40  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  abgefallenen Niveau keine klare Tendenz zu noch niedrigeren Werten ab. In weniger industriell geprägten Städten wie Speyer, Kaiserslautern und Trier ist noch Ende der 80er Jahre eine gegenüber den Städten Mainz und Ludwigshafen verminderte Schwebstaubbelastung zu erkennen. Die Unterschiede der Schwebstaubbelastungen zwischen den beiden Stadtregionalkategorien schwinden in der Folgezeit (etwa ab 1990) bis auf einen kleinen Schwankungsbereich. Die Schwebstaubbelastung liegt z. Z. bei etwa  $35\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ .

Die Staubbeltung in Waldgebieten folgt der in Stadtbereichen festzustellenden Tendenz; die 1987 bei  $30\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  liegende Belastung hat sich inzwischen auf ein  $20\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ -Niveau eingependelt. Die für 1995 erkennbare leichte Erhöhung auf ca.  $23\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  ist auf den trockenen,

sonnigen Verlauf des zweiten Halbjahres 1995 zurückzuführen; sie kann noch nicht als Tendenzumkehr gedeutet werden.

Die Schwebstaubbelastungen der Waldgebiete liegen etwa bei 60 % von denen in den Stadtgebieten.

### **3.3.1 Bewertung der Schwebstaub-Meßergebnisse**

Schwebstaubmeßergebnisse sind für das Forstwesen nur in soweit von Interesse, wie damit Aussagen zu bestimmten Inhaltsstoffen wie Kationsäuren, Schwermetallen und einigen toxischen organisch-chemischen Bestandteilen, so z. B. Dioxinen, gemacht werden können.

Da Inhaltsbestimmungen an Schwebstäuben im Routinefalle der ZIMEN-Messungen nicht ausgeführt werden, können die Bewertungen der Schwebstaubinhaltsstoffe nur qualitativer Natur sein.

Der Rückgang der Schwebstaubbelastungen in Stadtgebieten ist (nach unseren vorläufigen Erkenntnissen) auf eine Verminderung der Grobstaubanteile  $> 10 \mu\text{m}$  zurückzuführen. Da die Ferntransportfähigkeit allein den kleineren Schwebstaubanteilen zugesprochen werden kann, muß damit gerechnet werden, daß sich die Schwebstaubverfrachtung in Waldgebiete aus Industrie- und Verkehrsballungsgebieten nicht wesentlich vermindert hat, insbesondere weil die höhere Belastung von Feinstaubanteilen mit toxischen Stoffen bekannt ist

Nach wie vor besteht ein wissenschaftliches Interesse an der Fragestellung, ob den Schwebstaubinhaltsstoffen ein Schadpotential zuzumessen ist, s. z. B. (6). Eine eigentliche toxische Wirkung von Schwermetallen wird selbst bei extrem atmogener und pedogener Belastung verneint (7). Nach jüngst publizierten Vorstellungen besteht die Schadwirkung von Schwermetallen auf einem synergetischen Effekt zu anderen Oxidationsschäden auslösenden Substanzen (wie z. B. Ozon) (8). Nicht auszuschließen ist, daß die Schwebstaub-Inhaltsstoffe ihre Wirkung als Wachstumsbeschleuniger entfalten. In diesem Fall wären die Schwermetalle in die Gruppe der durch Ammonium und Nitrat-Salze ausgelösten Effekte einzuordnen.

### 3.4 Trendaussagen aufgrund der Meßergebnisse des Ozons

Die Entwicklung der Ozonbelastung in Wald- und Stadtgebieten von Rheinland-Pfalz ist anhand der Jahresmittelwerte in Abb. 7 dargestellt. Das Maximum der Ozonbelastung in den Jahren 1989/90 und das Stagnieren der Ozonbelastung bis etwa 1992 ist in der vorgehenden Berichterstattung (1) bereits kommentiert worden.

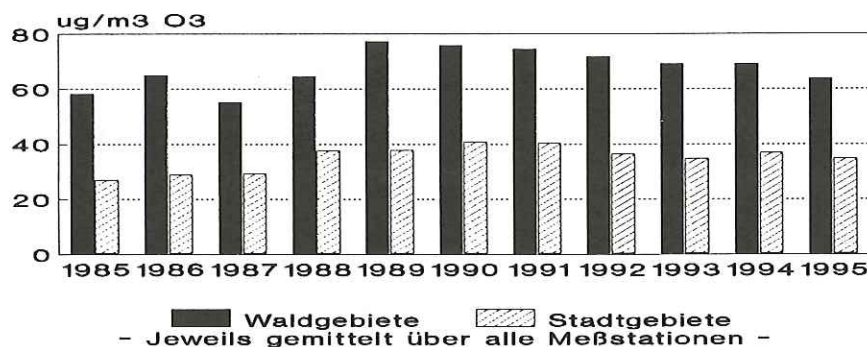


Abb. 7: Jahresmittelwerte von Ozon in Wald- und Stadtgebieten von Rheinland-Pfalz

Ob eine in der Gesamtschau der Folgejahre 1992 bis 1995 herauszulesende Abschwächung der Ozonbelastungen wirklich zutreffend ist, wird sich erst erweisen, wenn die im Jahre 1995 relativ niedrig ausgefallene Ozonbelastung als Ausnahmeerscheinung oder in der Tendenz der Jahre nach 1995 liegend eingestuft ist. Langfristige Untersuchungen des Fraunhofer Instituts für Atmosphärische Umweltforschung zeigen einen europaweiten Anstieg von bodennahem Ozon um rund 10 % innerhalb der Zeit von 1984 bis 1994. Untersuchungen zu Ozon-Trends in Bayern zeigen für Stationen in Höhenlagen oder an verkehrsfernen Lagen in der Periode 1978 bis 1985 eine Zunahme der Ozonkonzentration; danach ist der Trend zu noch höheren Konzentrationen offensichtlich gebrochen (9). An rheinland-pfälzischen Waldstationen ist eine ähnliche Trendumkehr zu niedrigeren Werten in den Jahren ab 1992 ersichtlich.

#### 3.4.1 Beurteilungskriterien für Ozonmeßergebnisse

Die für den Schutz der Vegetation maßgeblichen Schwellenwerte der EU-Ozonrichtlinie (10), die nach neuesten Versionen der EU-Luftqualitätsrichtlinie (5) als langfristig einzuhaltende Zielwerte definiert werden, lauten:

65  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  als Mittelwert über 24 Stunden

200  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  als Mittelwert über 1 Stunde.

Die EU-Richtlinie fordert keine direkt beschränkenden Maßnahmen. Die Richtlinie verpflichtet die EU-Kommission jedoch zur Vorlage eines Zustandsberichtes vier Jahre nach Anwendbarkeit der Richtlinie, auf dessen Grundlage bei Überschreitung der Zielwerte europaweite Maßnahmen einzuleiten sind. In Deutschland sind diese Vegetationsschwellenwerte mit der am 27. Mai 1994 geänderten 22. BImSchV in deutsches Recht umgesetzt worden.

Die Ozonbelastungssituation ist bis zum Jahr 1994 im Waldzustandsbericht 1994 für Rheinland-Pfalz angesprochen worden (11).

Die hier dargestellten Ozondatauswertungen umfassen die Jahre 1992 bis 1995.

### 3.4.2 Bewertungen anhand des $65 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ -Tagesmittelwertes

Die Schwellenüberschreitungen des  $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ -Tagesmittelwertes der 6 Waldstationen sind in den Abb. 8 bis 12 dargestellt. Zu Vergleichszwecken sind die entsprechenden Schwellenüberschreitungen an den zwei Stadtstationen Wörth und Ludwigshafen hinzugefügt (Abb. 14 und 15).

Die höchste Anzahl der Überschreitungen ist mit  $> 160 < 200$  an den Meßstationen Pfälzer Wald - Hortenkopf und Westeifel - Wascheid anzutreffen. Die Anzahl ist über die 4 Jahre fast gleichbleibend hoch; lediglich im Jahr 1995 ist eine leichte Absenkung zu erkennen.

An der Meßstation Hunsrück - Leisel beträgt die Anzahl der Überschreitungen im Jahr 1992 über 200; eine Absenkung auf eine Anzahl von 150 im Jahr 1995 ist zu erkennen. An sonstigen Waldmeßstationen wird nur an der Station Westerwald - Herdorf die Anzahl von 150 im Jahr 1992 überschritten, an sonstigen Waldmeßstationen liegen die Überschreitungen unter 150.

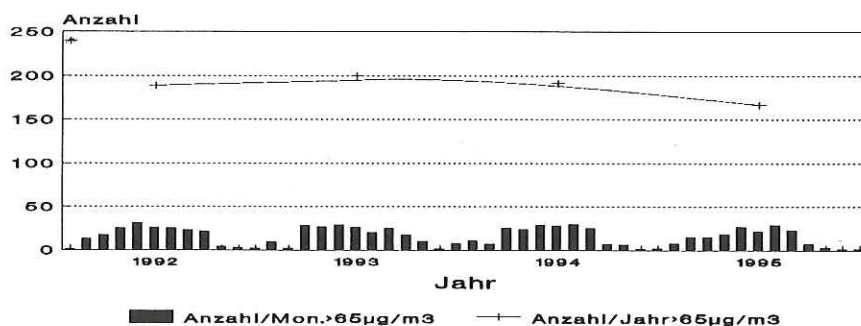


Abb 8: Anzahl der Überschreitungen des  $65 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ -Ozon-Tagesmittels an der ZIMEN-Station Pfälzerwald - Hortenkopf

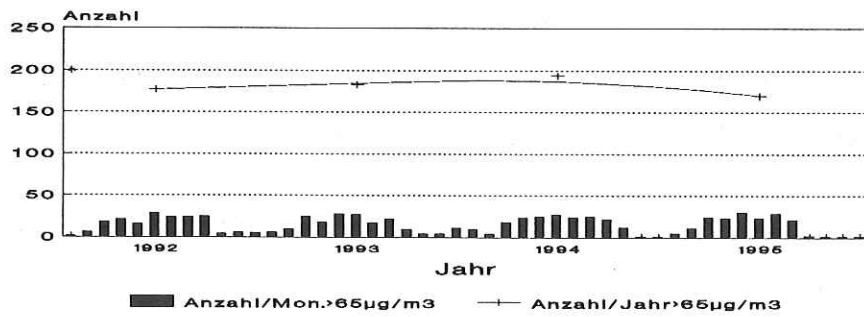


Abb 9: Anzahl der Überschreitungen des 65 µg.m<sup>-3</sup>-Ozon-Tagesmittels an der ZIMEN-Station Westeifel Wascheid

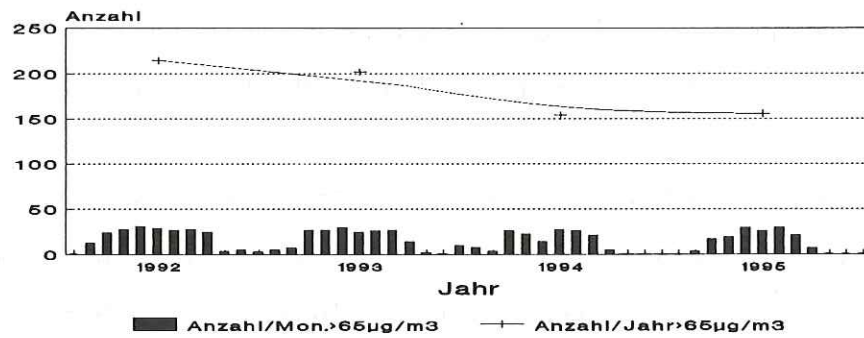


Abb 10: Anzahl der Überschreitungen des 65 µg.m<sup>-3</sup>-Ozon-Tagesmittels an der ZIMEN-Station Hunsrück-Leisel

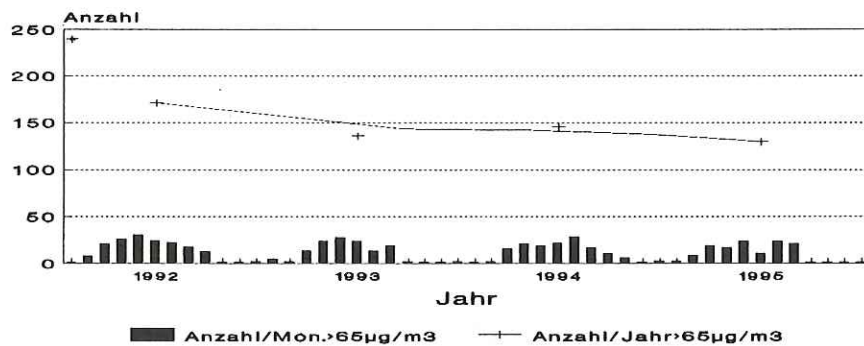


Abb 11: Anzahl der Überschreitungen des 65 µg.m<sup>-3</sup>-Ozon-Tagesmittels an der ZIMEN-Station Westerwald-Herdorf

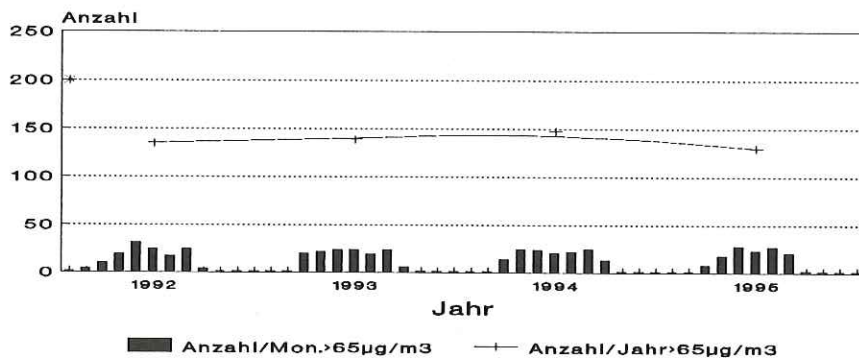


Abb 12: Anzahl der Überschreitungen des  $65\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ -Ozon-Tagesmittels an der ZIMEN-Station Westpfalz-Dunzweiler

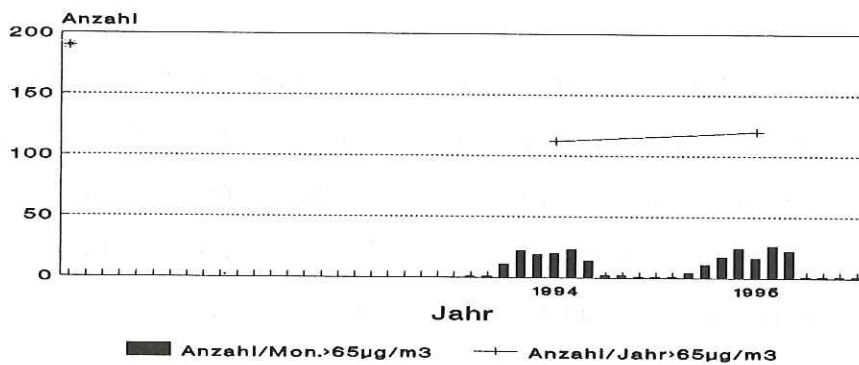


Abb 13: Anzahl der Überschreitungen des  $65\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ -Ozon-Tagesmittels an der ZIMEN-Station Westerwald-Neuhäusel

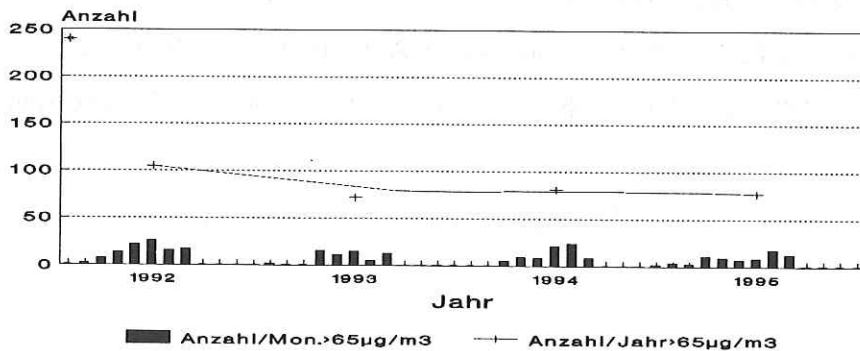
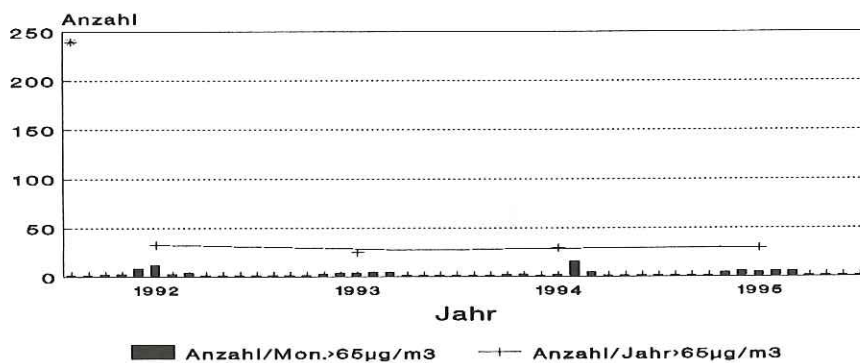


Abb 14: Anzahl der Überschreitungen des  $65\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ -Ozon-Tagesmittels an der ZIMEN-Station Wörth



**Abb 15:** Anzahl der Überschreitungen des  $65 \mu\text{g.m}^{-3}$ -Ozon-Tagesmittels an der ZIMEN-Station Ludwigshafen

Die Anzahl der Überschreitungen an den beiden Stadtstationen ist demgegenüber noch niedriger.

In Wörth sind 80 bis 100, in Ludwigshafen sind weniger als 40 Schwellenüberschreitungen anzutreffen. Die größere Anzahl der  $65 \mu\text{g.m}^{-3}$ -Überschreitungen ist bei Waldstationen auf einer höheren Beteiligung von Monaten außerhalb der eigentlichen Ozonbelastungszeit vom 01.04. bis 31.08. eines jeden Jahres zurückzuführen; daneben ist an höher belasteten Meßstationen ein höherer Ausschöpfungsgrad von Tagen innerhalb eines Monats mit Überschreitungen der  $65 \mu\text{g.m}^{-3}$ -Schwelle zu erkennen.

### 3.4.3 Bewertungen anhand von Überschreitungen des $200 \mu\text{g.m}^{-3}$ -Stundenmittels

Die Zahl der Überschreitungen der  $200 \mu\text{g.m}^{-3}$ -1-h-Schwelle - als zweites Beurteilungskriterium für Vegetationsschädigung durch Ozon - an den 6 Waldstationen und an den beiden Stadtstationen Wörth und Ludwigshafen sind in den Abb. 16 bis 23 dargestellt. Aus Vergleichsgründen ist die  $180 \mu\text{g.m}^{-3}$ -1-h-Schwelle, die als Warnkriterium für gesundheitliche Bewertungen in der EU-Ozonrichtlinie eingesetzt wird, mit in die Auswertungen einbezogen worden. Wie zu erkennen ist, besteht bei allen Stationen eine gute Korrespondenz der 180- und  $200 \mu\text{g.m}^{-3}$ -Schwelle.



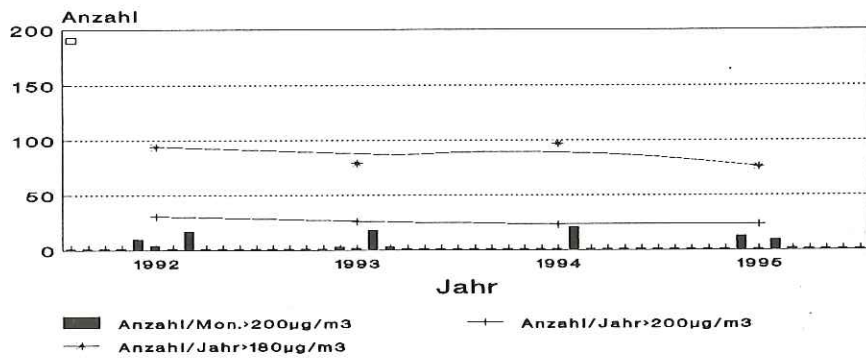


Abb. 16: Anzahl der Überschreitungen des 200 µg.m<sup>3</sup>-Ozon-Stundenmittels an der ZIMEN-Station Pfälzerwald – Hortenkopf

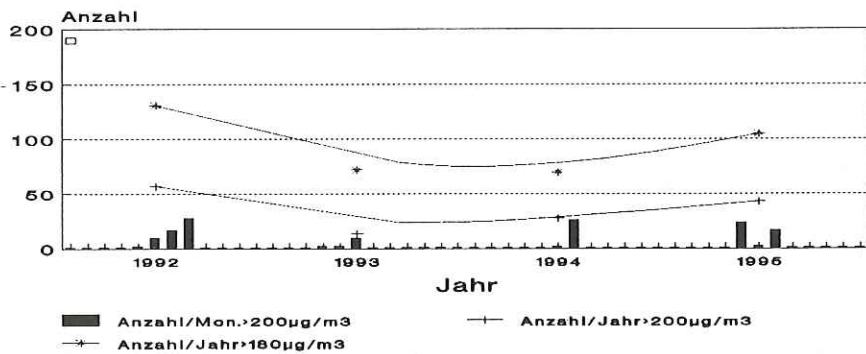


Abb. 17: Anzahl der Überschreitungen des 200 µg.m<sup>3</sup>-Ozon-Stundenmittels an der ZIMEN-Station Westeifel – Wascheid

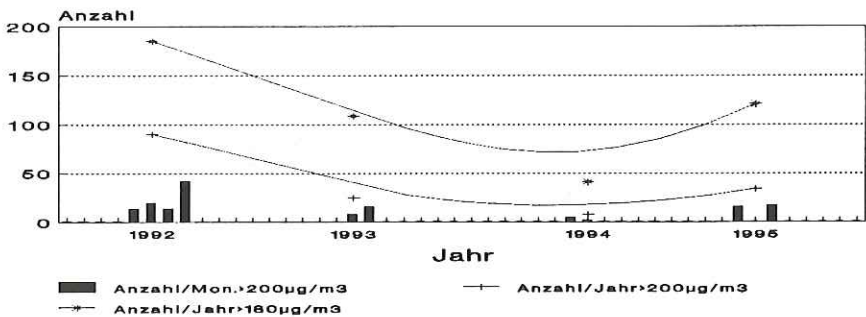


Abb. 18: Anzahl der Überschreitungen des 200 µg.m<sup>3</sup>-Ozon-Stundenmittels an der ZIMEN-Station Hunsrück – Leisel

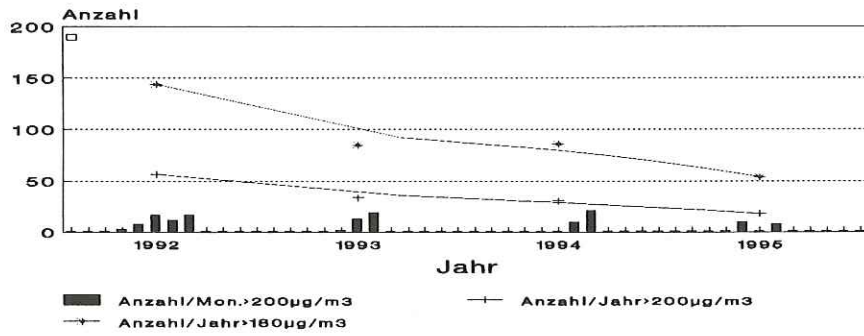


Abb. 19: Anzahl der Überschreitungen des 200 µg.m<sup>-3</sup>-Ozon-Stundenmittels an der ZIMEN-Station Herdorf

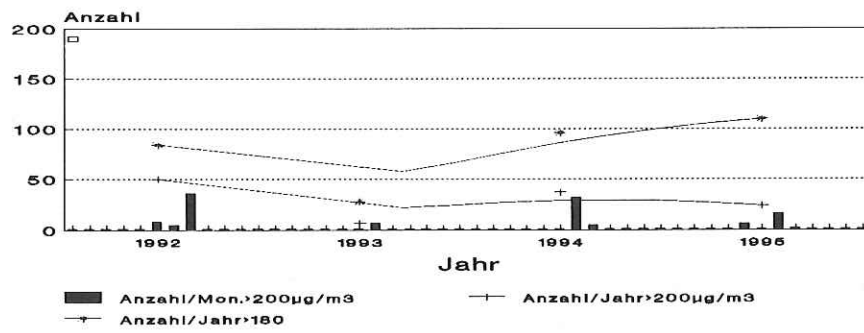


Abb. 20: Anzahl der Überschreitungen des 200 µg.m<sup>-3</sup>-Ozon-Stundenmittels an der ZIMEN-Station Westpfalz-Dunzweiler

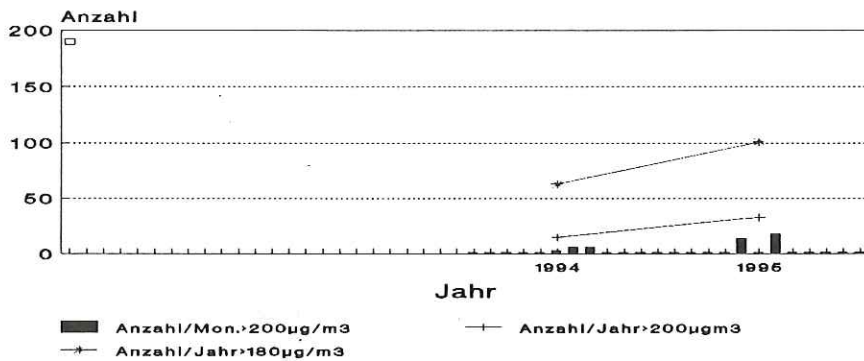


Abb. 21: Anzahl der Überschreitungen des 200 µg.m<sup>-3</sup>-Ozon-Stundenmittels an der ZIMEN-Station Westerwald-Neuhäusel

Die Anzahl der Jahresüberschreitungen der 200er Schwelle liegt im allgemeinen unter 50. Eine Ausnahme davon ist im Jahr 1992 festzustellen: Alle Waldstationen ,mit Ausnahme der Meßstation Pfälzer Wald - Hortenkopf (Abb. 16), weisen 50 oder mehr Überschreitungsfälle auf. Spitzenreiter ist in diesem Jahr die Station Hunsrück - Leisel (s. Abb. 18) mit rund 90 Überschreitungen. Die bereits durch ihre hohe Anzahl der Überschreitungen der  $65 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  - Schwelle aufgefallene Meßstation Pfälzer Wald - Hortenkopf rangiert dagegen im Unterfeld mit nur ca. 30 Überschreitungen.

Die mit in die Betrachtung einbezogenen Stadtstationen verhalten sich untereinander nicht gleichartig:

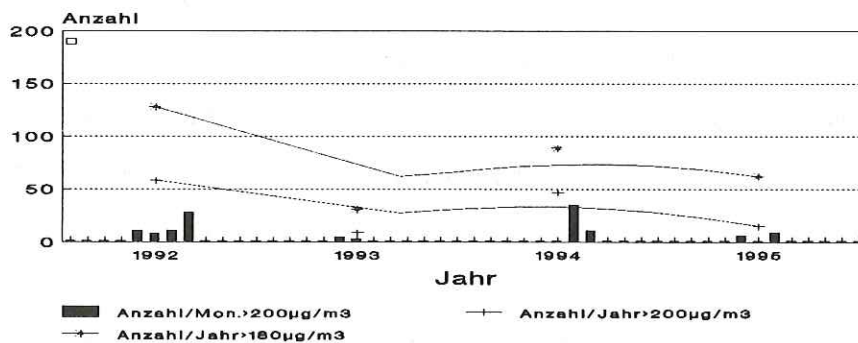


Abb. 22: Anzahl der Überschreitungen des  $200 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ -Ozon-Stundenmittels an der ZIMEN-Station Würth

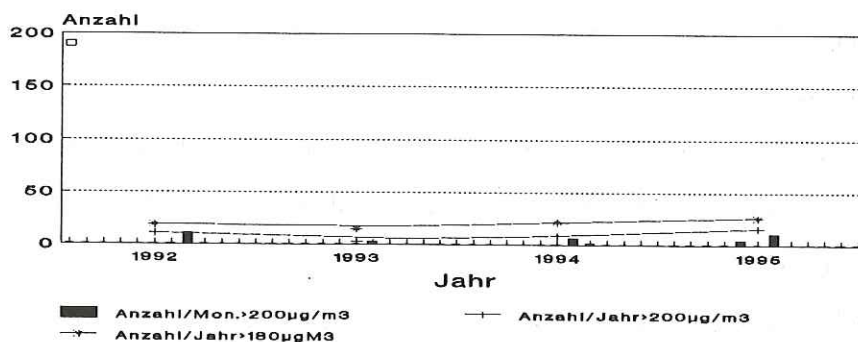


Abb. 23: Anzahl der Überschreitungen des  $200 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ -Ozon-Stundenmittels an der ZIMEN-Station Ludwigshafen-Mundenheim

Die Station Würth (s. Abb. 22) zeigt übereinstimmend mit den meisten Waldstationen 1992 mehr als 50, die Station Ludwigshafen (s. Abb. 23) nur ca. 10 Überschreitungsfälle auf. Dar-

über hinaus ist der Verlauf der Überschreitungen im Verlauf der Jahre 1992 bis 1995 an den beiden Stadtstationen stark unterschiedlich:

Gleichbleibend sehr niedrig ist die Zahl der Überschreitungen an der Station Ludwigshafen. Eine starke Fluktuation ist dagegen an der Station Wörth zu verzeichnen: Die eher großstadt-typischen 10 Überschreitungsfälle in den Jahren 1992 und 1995 werden mit ca. 50 Überschreitungen in den Jahren 1992 und 1994 erheblich überschritten.

Die Station Wörth ist dadurch in Erscheinung getreten, daß hier im Jahr 1994 der bundesweit höchste Halbstundenwert gemessen wurde. Sie zeigt in ihrer erheblichen Varianz der jahresbezogenen Überschreitungshäufigkeit der  $200 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ -Schwelle ein für typische Stadtstationen abweichendes Verhalten.

Ein ebenso starkes Fluktuationsverhalten weist die Waldmeßstation Hunsrück - Leisel (s. Abb. 18) auf. Noch im Jahr 1992 Spitzenreiter unter den rheinland-pfälzischen Waldmeßstationen, tritt diese 1994, d. h. im Jahr hoher Überschreitungen an der Station Wörth, mit minimalen Überschreitungen hervor. Auch die Anzahl der Überschreitungen der  $180 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ -Schwelle ist 1994 extrem niedrig; die Besonderheit dieser Situation wird noch durch einen Vergleich mit der UBA-Station Deuselbach verstärkt (s. Abschnitt 3.4.4).

Wie ein Blick auf die weiteren Waldmeßstationen zu diesem Phänomen zeigt, sind folgende Charakteristiken zu erkennen:

- Die Meßstation Westerwald - Herdorf (Abb. 19) zeigt über die Jahre 1992 bis 1995 abfallende Tendenz.
- Die Meßstation Westeifel - Wascheid (Abb. 17) weist ein Minimum im Jahr 1993 auf; danach ist eine ansteigende Tendenz festzustellen. Die Überschreitungshäufigkeit liegt mit 30 bis über 50 Fällen relativ hoch.
- Die Meßstation Westpfalz - Dunzweiler (Abb. 20) besitzt eine ähnliche Charakteristik wie Westeifel - Wascheid; die für 1994/95 ansteigende Tendenz wird allerdings nur von der  $180 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ -Schwelle vollzogen.
- Die Meßstation Westerwald - Neuhäusel (Abb. 21), von der erst seit 1994 Meßwerte vorliegen, zeigt eine ansteigende Tendenz sowohl in der Anzahl der Überschreitung der 200er als auch der 180er-Schwelle.

Die Tendenzaussagen zur Anzahl der Überschreitungen der 200er-Schwelle gründen sich auf relativ wenige Einzelergebnisse, so daß solche Aussagen nur mit relativ geringer Sicherheit getroffen werden können.

Trotz dieser Einschränkung ist festzuhalten, daß in der Mehrzahl der Fälle eine eher ansteigende Tendenz der Überschreitungshäufigkeit der Ozon-Spitzenbelastung in den letzten beiden Jahren 1994 und 1995 zu verzeichnen ist.

#### 3.4.4 Bewertung anhand von Winddaten

Ozon-Konzentrations- und Massenflüsse in Abhängigkeit von Windrichtungen an exemplarisch herausgegriffenen Fällen, wie diese hier im Zusammenhang mit der Waldstation Leisel und der Station Wörth vorgestellt werden, zeigen eine Gebundenheit von hohen bzw. niedrigen Ozonbelastungen an bestimmte Windrichtungen. So ist die auffallend geringe Anzahl von Überschreitungen der 200  $\mu\text{g.m}^{-3}$ -Schwelle im Jahre 1994 bei der Station Leisel (s. Abb. 18) darauf zurückzuführen, daß die in der Periode April bis August hauptsächlich aus West und Westsüdwest zufließenden Ozonmengen nur wenige hohe Ozonspitzenwerte  $> 180 \mu\text{g.m}^{-3}$  aufweisen (s. Abb. 24 und 25).

Der in den sonstigen Jahren 1992, 1993 und 1995 stärker ausgeprägte Ozon-Zufluß aus Ost-südost ist dagegen mit einer größeren Anzahl von Ozonwerten  $> 180 \mu\text{g.m}^{-3}$  verbunden. Die starken Schwankungen der Anzahl jährlicher Überschreitungen der 200  $\mu\text{g.m}^{-3}$ -Schwelle an der Station Leisel sind bei den entsprechenden Überschreitungen des 65  $\mu\text{g.m}^{-3}$ -Tagesmittelwertes nicht zu beobachten (s. Abb. 10). Die Auffälligkeiten der Station Leisel beschränken sich somit auf das Verhalten bezüglich der Ozon-Belastungsspitzen.

Bemerkenswert ist, daß die in Nachbarschaft befindliche lediglich durch einen Bergrücken getrennte UBA-Station Deuselbach 1994 dazu ein abweichendes Verhalten zeigt:

Bei der Anzahl der Überschreitungen der 180  $\mu\text{g.m}^{-3}$ -Schwelle werden in Deuselbach 153, in Leisel nur 2 Fälle registriert <sup>(12)</sup>.

<sup>12</sup> UBA-Bericht, Ozonsituation 1994 in der Bundesrepublik Deutschland, Berlin, Oktober 1996, hier insbes. Seite 25.

Die im Bericht angesprochene Station Idar-Oberstein ist mit der obigen Station Leisel identisch. Eine unmittelbare Vergleichbarkeit der Kenndaten des UBA-Berichtes zu den hier vorgestellten Auswertungen ist wegen unterschiedlicher Auswertevorgaben

- UBA: 20°C u. UV-Kalibrierung
- Zimen: 0°C u. KJ Kalibrierung (bis 24.7.95)

nicht gegeben.

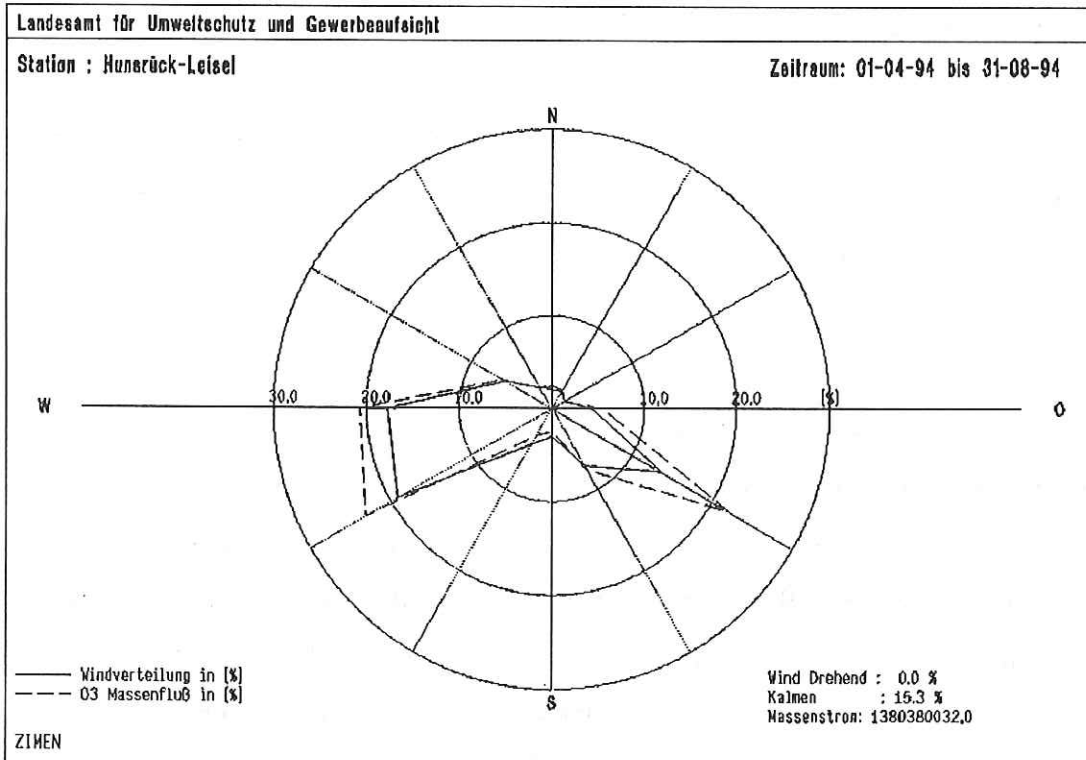


Abb. 24: Windrose des Ozon-Massenflusses an der ZIMEN-Meßstation Hunsrück - Leisel

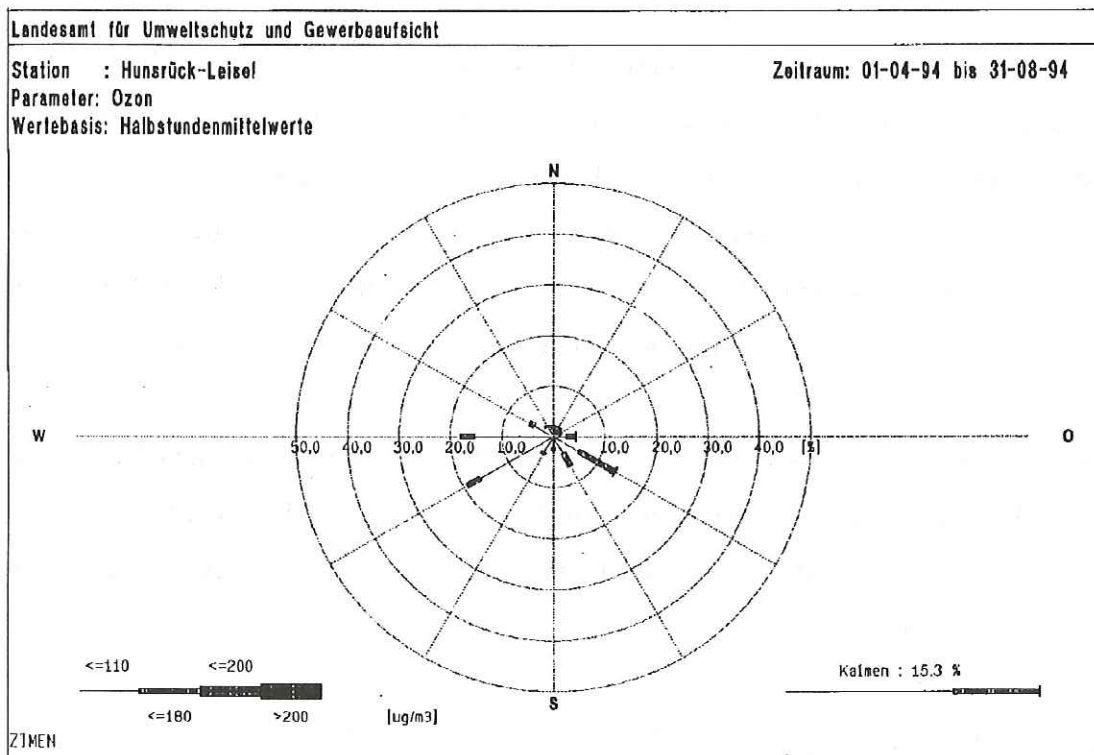


Abb. 25: Nach Schwellenwerten der Ozon-Konzentration differenzierte Windrose an der ZIMEN-Meßstation Hunsrück - Leisel

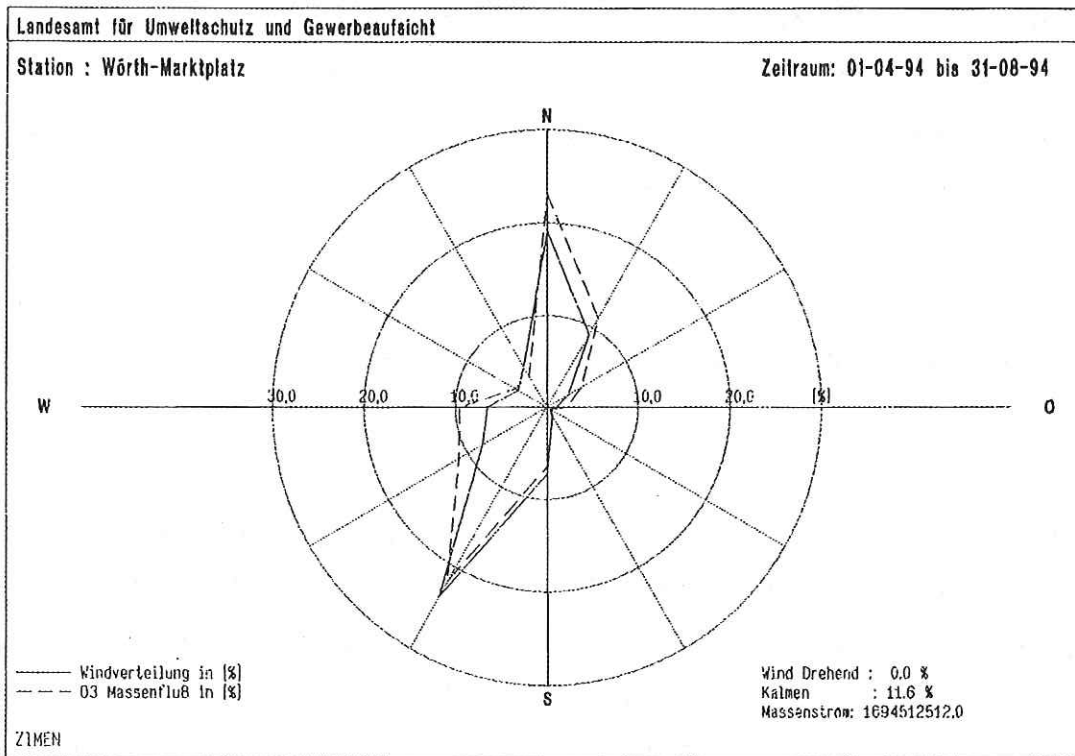


Abb. 26: Windrose des Ozon-Massenflusses an der ZIMEN-Meßstation Wörth

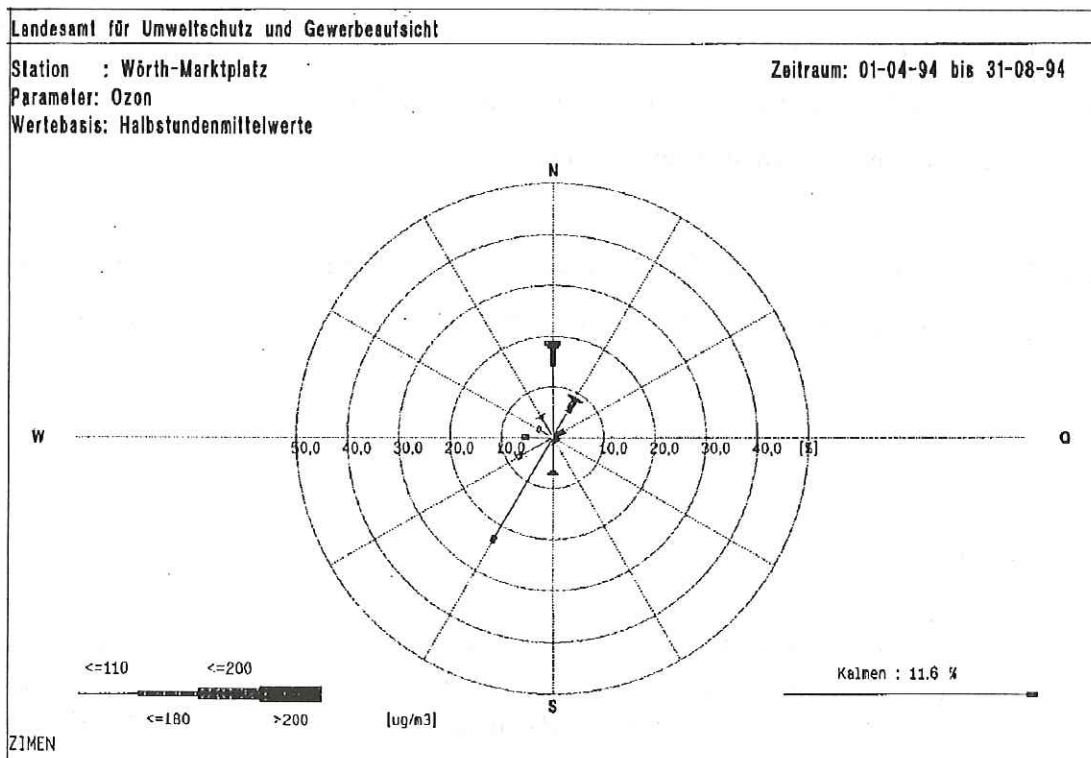


Abb. 27: Nach Schwellenwerten der Ozon-Konzentration differenzierte Windrose an der ZIMEN-Meßstation Wörth

Auch die Station Wörth weist im Jahr 1994 hohe Belastungsspitzen auf. Bei im wesentlichen orographisch auf die Richtungen N, NNO und SSW beschränkten Ozon-Massenflüssen sind lediglich in den beiden nördlichen Zufließbereichen über die  $180 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ -Schwelle hinausgehende Ozonwerte zu erkennen (s. Abb. 26. und 27).

Die trotz räumlicher Nähe zuweilen große Verschiedenartigkeit der Ozonbelastungen von Meßstationen und die Kopplung von Ozonbelastungsspitzen an bestimmte Windrichtungen sind bekannte Phänomene (13), (14).

Die erkennbaren Abhängigkeiten der Ozonergebnisse von orographischen Bedingungen und daneben auch von meteorologischen Faktoren (13) schränkt die Aussagesicherheit zur Belastungssituation in soweit ein, wie mehr als lokale, d. h. regionale Belastungen festgestellt werden sollen. Großräumige Belastungsbeurteilungen gewinnen aber zunehmend an Gewicht. So legt die EU-Ozonrichtlinie (10) im Falle von Überschreitungen der Ozon-Zielwerte - wie dies vorstehend dargelegt wurde - fest, daß die räumliche Repräsentanz der Meßstellen in einem weiteren Umfeld zu sichern ist (z. B. durch hinweisgebende Meßreihen oder die evtl. Errichtung von zusätzlichen Meßstellen).

Zudem besteht die Verpflichtung, das Verständnis und die Beschreibung von Bildung und Verbleib des Ozons und seiner Vorläuferstoffe zu verbessern. Solche Aktivitäten werden im nationalen und europäischen Rahmen vorangetrieben.

In dem inzwischen vorliegenden Bericht des Topic Centre on Air Quality zur Ozonsituation 1995 in Europa (15) werden erste Schlußfolgerungen über das weitere Vorgehen gezogen.

#### **4. Literatur**

- (1) BORCHERT, H. (1992): Der Eintrag von Luftschadstoffen in die Waldgebiete von Rheinland-Pfalz. Beiträge der Fachtagung 8. Dez. 1992 Waldschäden, Boden- und Wasserversauerung durch Luftschadstoffe in Rheinland-Pfalz, , MU und MLWF von Rheinland-Pfalz, 5-22.
- (2) ANONYMUS (1975): Vierte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz - 4. BImSchVwV vom 8. April 1975. Gemeinsames Ministerialblatt des BMI, Nr. 14 (1975), S. 358.



- (3) ANONYMUS (1983): Richtlinien über die Wahl der Standorte und die Bauausführung automatischer Meßstationen in telemetrischen Immissionsmeßnetzen. In: Bundeseinheitliche Praxis bei der Überwachung der Emissionen und Immissionen, - RdSchr. d. BMI vom 2. Februar 1983, Gemeinsames Ministerialblatt Nr. 4 (1983), S. 78.
- (4) ANONYMUS (1988): Richtlinien über die Festlegung von Referenzverfahren, die Auswahl von Äquivalenzmeßverfahren und die Anwendung von Kalibrierverfahren. In: Bundeseinheitliche Praxis bei der Überwachung der Immissionen, - RdSchr. d. BMU vom 9. Februar 1988 - Gemeinsames Ministerialblatt Nr. 11(1988) S. 191.
- (4a) SLOVIK, S., HUBER, U., KAISER, W.M., KINDERMANN, G., KÖRNE, CH. (1992): Quantifizierung der physiologischen Kausalkette von SO<sub>2</sub>-Immissionschäden. Allgemeine Forstzeitung 47, 913-920.
- (5) ANONYMUS (1996): Luftqualitäts-Richtlinie 96/C59/02 vom 28.02.1996, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft 39, S. 24.
- (6) PETERS, K. (1995): Methoden zur Bestimmung der trockenen Deposition auf Pflanzenoberflächen, UWSF-Z Umweltchem. Ökofox 7 (6), 337-352.
- (7) TRÜBY, P. (1994): Zum Schwermetallhaushalt von Waldbäumen, Freiburger Bodenkundl. Abh., Heft 33 (Habilitationsschrift).
- (8) ANONYMUS (1996): Waldschäden durch Schwermetalle, Erhöhter Gehalt an Phytochelatinen in Zellen als Ursache? FAZ vom 22.05.96, S. N1 mit Verweis auf eine in „Nature“, Bd. 381, S. 64 erschienene Arbeit.
- (9) RICHTER, K., RÜCKDESCHEL, W. (1996): Bodennahes Ozon: Trends in Bayern, UWSF-Z Umweltchem Ökotox. 8 (2), 65-72.
- (10) ANONYMUS (1992): EU-Richtlinie 92/72/EWG vom 21. September 1992.
- (11) ANONYMUS (1994): Ministerium für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten, 6. Oktober 1994, Kapitel 5. Ozonbelastungen des Waldes.
- (12) SPICHTINGER, N., WINTERHALTER, M., FABIAN, P. (1996): Ozon und Großwetterlagen, Analysis for the Munich Metropolitan Area, ESPR-Environ Sci & Pollut. Res. 3 (3), 145-152.
- (13) WAGNER, P., AHRENS, D. (1993): Ozon- und Stickstoffbelastungen in der Ortenau und den angrenzenden Schwarzwaldtälern, LfUG Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- (14) ANONYMUS (1996): European Topic Centre on Air Quality Exceedance of Ozon Threshold Values in the European Community in 1995, Sept. 1996.

*Anschrift der Verfasser:*

Dr. Eike Wille, Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht, Amtsgerichtsplatz 1,  
55276 Oppenheim

**Bisher sind folgende Mitteilungen aus der *Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz* erschienen:**

1/1987	Jahresbericht 1984-1986 ISSN 0931-9662	
2/1987	BLOCK, STELZER: Radioökologische Untersuchungen in Waldbeständen ISSN 0931-9662	DM 12,--
3/1987	BLOCK, FRAUDE, HEIDINGSFELD: Sondermeßprogramm Wald (SMW) ISSN 0931-9662	DM 12,--
4/1987	BEUTEL, BLOCK: Terrestrische Feldgehölzschadenserhebung (TFGE 1986) ISSN 0931-9662	DM 12,--
5/1988	Die Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz im Dienste von Wald und Forstwirtschaft - Reden anlässlich der Übergabe des Schlosses Trippstadt als Dienstsitz am 10.04.1987 - ISSN 0931-9662	DM 12,--
6/1988	Jahresbericht 1987 ISSN 0931-9662	
7/1988	BEUTEL, BLOCK: Terrestrische Parkgehölzschadenserhebung (TPGE 1987) ISSN 0931-9662	DM 12,--
8/1988	GERECKE: Zum Wachstumsgang von Buchen in der Nordpfalz ISSN 0931-9662	DM 25,--
9/1989	Jahresbericht 1988 ISSN 0936-6067	
10/1989	HEIDINGSFELD: Verfahren zur luftbildgestützten Intensiv-Waldschadenserhebung in Rheinland-Pfalz ISSN 0931-9662	DM 25,--
11/1989	BLOCK, DEINET, HEUPEL, ROEDER, WUNN: Empirische, betriebswirtschaftliche und mathematische Untersuchungen zur Wipfelköpfung der Fichte ISSN 0931-9662	DM 12,--
12/1990	Jahresbericht 1989 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
13/1990	SCHÜLER Der kombinierte Durchforstungs- und Düngungsversuch Kastellaun - angelegt 1959 - heute noch aktuell ? ISSN 0931-9662	DM 12,--
14/1990	BLOCK: Ergebnisse der Stoffdepositionsmessungen in rheinland-pfälzischen Waldgebieten 1984 - 1989 ISSN 0931-9662	DM 12,--
15/1991	Jahresbericht 1990 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	

16/1991	BLOCK, BOCKHOLT, BORCHERT, FINGERHUT, HEIDINGSFELD, SCHRÖCK: Immissions-, Wirkungs- und Zustandsuntersuchungen in Waldgebieten von Rheinland-Pfalz - Sondermeßprogramm Wald, Ergebnisse 1983-1989 ISSN 0931-9662	DM 12,--
17/1991	BLOCK, BOPP, GATTI, HEIDINGSFELD, ZOTH: Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz ISSN 0931-9662	DM 12,--
18/1991	SCHÜLER, BUTZ-BRAUN, SCHÖNE: Versuche zum Bodenschutz und zur Düngung von Waldbeständen ISSN 0931-9662	DM 12,--
19/1991	AUTORENKOLLEKTIV: Untersuchungen zum Zusammenhang zwischen Sturm- und Immissionsschäden im Vorderen Hunsrück - "SIMS" - ISSN 0931-9662	DM 12,--
20/1992	Jahresbericht 1991 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
21/1992	AUTORENKOLLEKTIV: Der vergleichende Kompensationsversuch mit verschiedenen Puffersubstanzen zur Minderung der Auswirkungen von Luftschadstoffeinträgen in Waldökosystemen - Zwischenergebnisse aus den Versuchsjahren 1988 - 1991 - ISSN 0931-9662	DM 12,--
22/1993	Jahresbericht 1992 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
23/1993	HEIDINGSFELD Neue Konzepte zum Luftbildeinsatz für großräumig permanente Waldzustandserhebungen und zur bestandesbezogenen Kartierung flächenhafter Waldschäden ISSN 0931-9662	DM 18,--
24/1993	BLOCK: Verteilung und Verlagerung von Radiocäsium in zwei Waldökosystemen in Rheinland-Pfalz insbesondere nach Kalk- und Kaliumdüngungen ISSN 0931-9662	DM 12,--
25/1994	WIERLING: Zur Ausweisung von Wasserschutzgebieten und den Konsequenzen für die Forstwirtschaft am Beispiel des Pfälzerwaldes ISSN 0931-9662	DM 12,--
26/1994	Jahresbericht 1993 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
27/1994	OESTEN, ROEDER: Zur Wertschätzung der Infrastrukturleistungen des Pfälzerwaldes ISSN 0931-9662	DM 12,--
28/1994	SCHRÖCK: Kronenzustand auf Dauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz - Entwicklung und Einflußfaktoren - ISSN 0931-9662	DM 12,--

**vergriffen**

29/1994	FISCHER: Untersuchung der Qualitätseigenschaften, insbesondere der Festigkeit von Douglasien-Schnittholz ( <i>Pseudotsuga Menziesii</i> (Mirb.)Franco), erzeugt aus nicht-wertgeästeten Stämmen ISSN 0931-9662	DM 12,--
30/1994	SCHÜLER: Ergebnisse forstmeteorologischer Messungen für den Zeitraum 1988 bis 1992 ISSN 0931-9662	DM 12,--
31/1995	Jahresbericht 1994 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
32/1995	Autorenkollektiv Untersuchungen an Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz ISSN 0931-9662	DM 12,--
33/1995	EISENBARTH Schnittholzeigenschaften bei Lebendlagerung von Rotbuche ( <i>Fagus sylvatica</i> L.) aus Wintersturmwurf 1990 in Abhängigkeit von Lagerart und Lagerdauer ISSN 0931-9662	DM 12,--
34/1995	AUTORENKOLLEKTIV Genetik und Waldbau unter besonderer Berücksichtigung der heimischen Eichenarten ISSN 0931-9662	DM 15,--
35/1995	BLOCK, BOPP, BUTZ-BRAUN, WUNN Sensitivität rheinland-pfälzischer Waldböden gegenüber Bodendegradation durch Luftschadstoffbelastung ISSN 0931-9662	DM 15,--
36/1996	Jahresbericht 1995 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
37/1996	HUNKE Differenzierte Absatzgestaltung im Forstbetrieb - Ein Beitrag zu Strategie und Steuerung der Rundholzvermarktung ISSN 0931-9662	DM 20,--
38/1996	AUTORENKOLLEKTIV Naturwaldreservate in Rheinland-Pfalz: Erste Ergebnisse aus dem Naturwaldreservat Rotenberghang im Forstamt Landstuhl ISSN 0931-9662	DM 25,--
39/1997	Jahresbericht 1996 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
40/1997	HANS WERNER SCHRÖCK (HERAUSGEBER) Untersuchungen an Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz - Tagungsbericht zum Kolloquium am 04. Juni 1996 in Trippstadt - ISSN 0931-9662	DM 15,--