

R h e i n l a n d - P f a l z

Ministerium für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten
- Forstliche Versuchsanstalt -

Ministerium für Umwelt
- Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht -

Mitteilungen aus der
Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz
Hauptstr. 16, D-6751 Trippstadt
Tel. 06306/8311

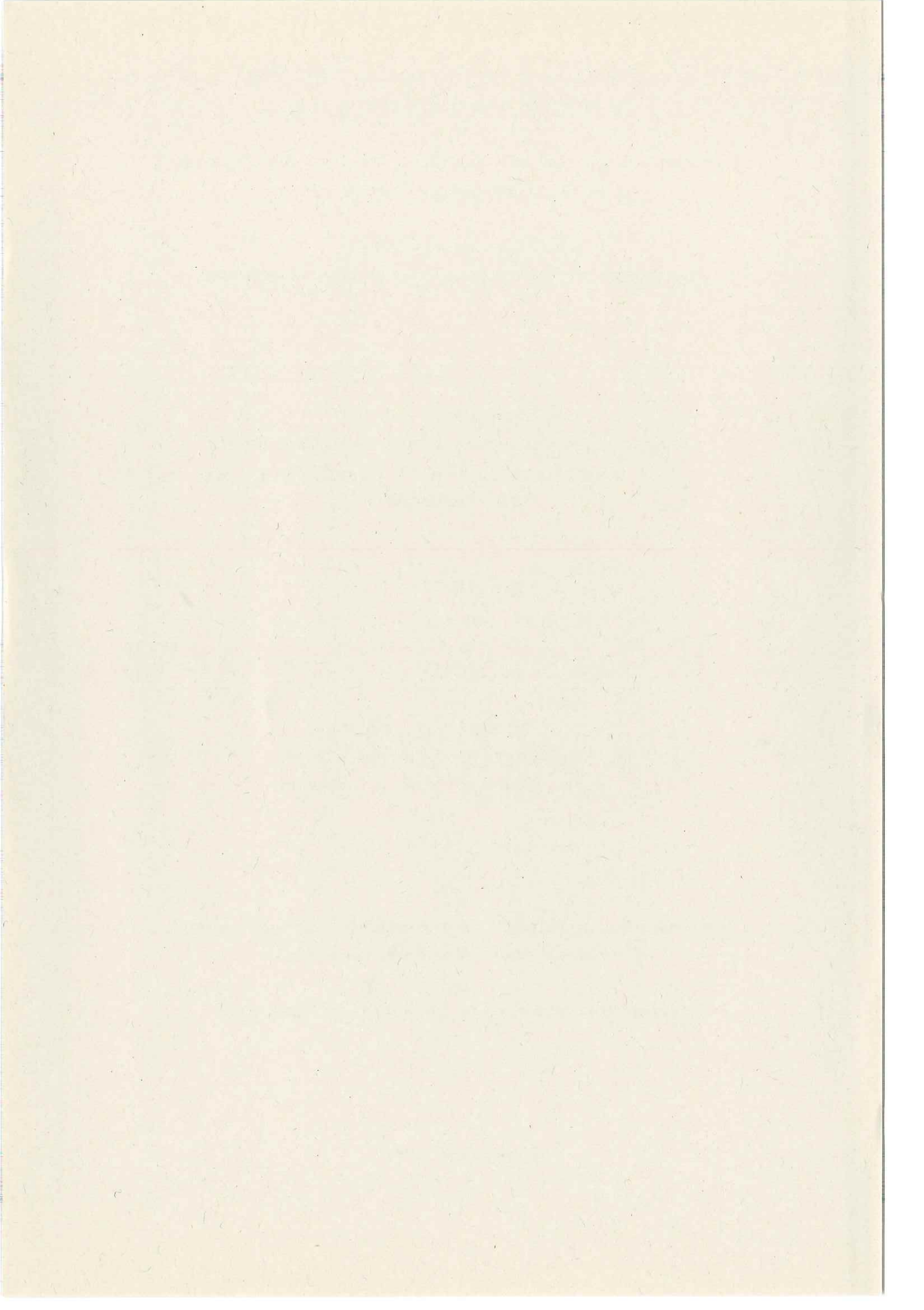
Nr. 16/91

J. Block	B. Bockholt
N. Heidingsfeld	H. Borchert
H.-W. Schröck	M. Fingerhut

**Immissions-, Wirkungs- und Zustandsuntersuchungen
in Waldgebieten von Rheinland-Pfalz**

- Sondermeßprogramm Wald, Ergebnisse 1983-1989 -

ISSN 0931-9662



V O R W O R T

Der Wald in Rheinland-Pfalz ist mit 40 % der Landesfläche ein bestimmender Landschaftsteil. Seine vielfältigen Leistungen sind für uns und unsere Umwelt von existentieller Bedeutung. In den letzten Jahren wurde zunehmend deutlich, daß anthropogene Belastungen, vor allem Luftschadstoffeinträge, die Waldökosysteme erheblich überfordern und gefährden.

Die Ermittlung der sehr komplexen Einwirkungspfade von Luftverunreinigungen auf Waldökosysteme und die Entwicklung von geeigneten Gegenmaßnahmen erfordert eine interdisziplinäre Zusammenarbeit. Dementsprechend ist auch der vorliegende Bericht in enger Kooperation zweier Ministerien und ihrer nachgeordneten Dienststellen entstanden. Durch koordinierte Untersuchungen zum Luftschadstoffgehalt, zu den Schadstoffeinträgen und zum Vitalitätszustand der Waldökosysteme wurde versucht, einen Überblick über die Belastungssituation der Wälder in Rheinland-Pfalz zu gewinnen und einen Beitrag zur Klärung der komplexen Ursache-Wirkungsbeziehungen der Waldkrankung zu leisten.

Dieses Projekt konnte selbstverständlich nicht ohne die verlässliche Mithilfe vieler Kolleginnen und Kollegen in der Forstlichen Versuchsanstalt und dem Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht durchgeführt werden. Besonderer Dank gilt auch den beteiligten Forstämtern, den örtlichen Meßstellenbetreuern und der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer für ihre aktive und stets zuverlässige Mitarbeit an den Untersuchungen.

Wir hoffen, daß dieser Bericht hilft, stabile und vitale Waldökosysteme in Rheinland-Pfalz zu erhalten.

Die Verfasser

I N H A L T S V E R Z E I C H N I S

	Seite
ÜBERSICHT	6
ABSTRACT	7
1 EINLEITUNG	8
2 FORTLAUFENDE MESSUNGEN DER LUFTVERUNREINIGUNGEN IN WALDGEBIETEN	13
2.1 Allgemeines	13
2.2 Standorte der Meßstationen	13
2.3 Meßergebnisse	15
2.4 Literaturhinweise	25
3 STICHPROBENMESSUNGEN VON LUFTVERUNREINIGUNGEN IN WALDGEBIETEN	27
3.1 Allgemeines	27
3.2 Meßmethodik	27
3.3 Lage der Meßpunkte	28
3.4 Meßzeitraum	30
3.5 Meßergebnisse	30
3.6 Modellierung und statistische Analyse	33
3.6.1 Problemstellung und Zielsetzung	33
3.6.2 Vorgehensweise	33
3.6.3 Ergebnisse der Modellierung	34
3.6.4 Räumliche Struktur der Luftschadstoff- konzentrationen	36
3.7 Literaturhinweise	39
4 ERMITTLUNG DER DEPOSITION VON LUFTVERUN- REINIGUNGEN IN WALDÖKOSYSTEMEN	40
4.1 Einleitung	40
4.2 Ergebnisse	41
4.3 Literaturhinweise	49
5 WERTUNG DER ERGEBNISSE DER IMMISSIONS- UND DEPOSITIONSMESSUNGEN IM HINBLICK AUF DIE GEFÄHRDUNG DER WALDÖKOSYSTEME	50
5.1 Wertung der Immissionsmeßergebnisse	51
5.2 Wertung der Depositionsmeßergebnisse	61
5.3 Literaturhinweise	67

6	PERIODISCHE ÜBERWACHUNG DER VITALITÄT VON WALDÖKOSYSTEMEN AUF DAUERBEOBACHTUNGSFLÄCHEN	69
6.1	Einleitung und Zielsetzung	69
6.2	Ergebnisse	69
6.3	Wertung	77
6.4	Literaturhinweise	77
7	GROSSRÄUMIG REPRÄSENTATIVE WALDZUSTANDS- ERHEBUNGEN MIT TERRESTRISCHEN UND LUFTBILD- GESTÜTZTEN METHODEN	79
7.1	Zielsetzung und allgemeine Anforderungen	79
7.2	Entwicklung und Verteilung der Waldschäden im Lande	79
7.3	Optimierung der Methoden zur Waldzustandserhebung	81
7.3.1	Erhebung der Waldschäden mit terrestrischen Methoden	82
7.3.2	Erhebung der Waldschäden mit Color-Infrarot-Luftbildern	84
7.4	Literaturhinweise	87
8	VERGLEICHENDER ÜBERBLICK UND WERTUNG	89
8.1	Literaturhinweise	99
9	KONSEQUENZEN FÜR LUFTREINHALTUNG UND WALDBAU	100
9.1	Empfehlungen für die Luftreinhaltung	100
9.2	Empfehlungen für forstliche Maßnahmen	102
9.3	Literaturhinweise	104
10	ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK	105
10.1	Wichtigste Erkenntnisse	105
10.2	Ausblick	114
11	SUMMARY	116
	VERZEICHNIS DER ABBILDUNGEN, KARTEN UND TABELLEN	124
	BERICHTE UND VERÖFFENTLICHUNGEN AUS DEM SMW	127

ÜBERSICHT

Immissions-, Wirkungs- und Zustandsuntersuchungen in Waldgebieten von Rheinland-Pfalz

Sechsjährige Luftschadstoffmessungen in Waldgebieten zeigen eine Abnahme der Schwefeldioxidkonzentrationen im Winter und eine Zunahme der Ozonkonzentrationen im Sommer. Die absoluten Meßwerte dieser gasförmigen Luftverunreinigungen lassen eher chronische Langzeitwirkungen als akute Schäden erwarten.

Die Einträge von Säuren, Säurebildnern und Stickstoffverbindungen in die Waldökosysteme liegen weit über den ökosystemverträglichen Schwellenwerten. Deshalb ist mit einer fortschreitenden Bodenversauerung, einer Zunahme der Stickstoffsättigung, einer Abnahme der Verfügbarkeit sonstiger Nährstoffe und somit einer grundlegenden Destabilisierung der Ökosysteme zu rechnen. Auf ungünstigen Standorten kann die Versauerung tief in den Unterboden eindringen und das Grund- und Quellwasser gefährden.

Jährliche Vitalitätsansprachen auf Dauerbeobachtungsflächen sowie die großräumig repräsentativen Waldschadenserhebungen belegen, daß die zu Beginn der Untersuchungen befürchtete katastrophale Schadensentwicklung bis hin zum Absterben großer Waldflächen bisher ausgeblieben ist. Allerdings finden sich in den Hunsrück-Hochlagen auch bereits so stark geschädigte Bestände, daß deren waldbauliche Zielsetzung gefährdet und eine grundlegende Sanierung notwendig ist.

Eine erste Multifaktorielle Analyse zeigt ein Zusammenwirken von hohen Säureeinträgen, niedrigen Basengehalten der Böden, hohen Ozonbelastungen und der Bestandesexposition auf das Schadniveau der Bestände. Aus den Untersuchungsergebnissen werden zum Schutz der Waldökosysteme Konsequenzen für Luftreinhaltung und Waldbau abgeleitet.

ABSTRACT

Immission Impacts and Forest Health Status in Woodland Areas of Rheinland-Pfalz

Measurements of air pollution in forest areas over a six years period from 1983 to 1989 have shown a decrease of SO₂-concentration in winter and an increase of O₃-concentration in summer within this period. The concentration level measured gives no evidence to acute damages on the foliage of the trees but may induce chronic long-term effects on the ecosystem.

The deposition rates of acids and of nitrogen surmount by far the critical loads proposed by the ECE to protect forest ecosystems. So, further nutrient losses, increasing nitrogen saturation and nutrient imbalances will occur ending up in a destabilization of the whole ecosystem.

Beyond it, continuing soil acidification and input of excess nitrogen can effect the quality of spring- and groundwater.

Monitoring the vitality of forest stands on permanent observation plots and the large scale representative forest status surveys prove that the disastrous damage scenarios apprehended at the beginning of these investigations did not occur till now. Nevertheless, in the highest Hunsrück mountain ranges there are already stands that have been seriously damaged and require readjustment.

A preliminary multifactorial analysis of the findings shows that high acid input, low base cation saturation of soil, high ozone concentration and exposed location jointly influence the damage level of the stands. From the results obtained consequences for clean-air concepts and for forest management operations to protect forest ecosystems are derived.

1 EINLEITUNG

Angesichts besorgniserregender Meldungen über immissionsbedingte Waldschäden beschloß die Landesregierung Rheinland-Pfalz im Sommer 1982 ein Untersuchungsprojekt mit der Kurzbezeichnung "Sondermeßprogramm Wald" zur Ermittlung der Belastung der rheinland-pfälzischen Waldbestände durch Luftverunreinigungen und deren Auswirkungen auf die Vitalität und Funktionsfähigkeit der Waldökosysteme.

Das Sondermeßprogramm Wald ist ein gemeinsames Projekt des Ministeriums für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten und des Ministeriums für Umwelt und Gesundheit. Die Koordinierung und Ausführung des Projekts wurde der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz (FVA) und dem Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht (LfUG) übertragen.

Im Einzelnen umfaßt das Sondermeßprogramm Wald folgende Untersuchungen:

a) Immissions- und Depositionsmeßprogramme

- Kontinuierliche Erfassung der Luftschadstoffbelastung an 5 Waldmeßstationen des zentralen Immissionsmeßnetzes - ZIMEN -
(Dr. H. Borchert, LfUG)
- Diskontinuierliche Luftschadstoffmessungen an 12 weiteren Meßpunkten in rheinland-pfälzischen Waldgebieten
(Dr. B. Bockholt, LfUG)
- Erfassung des Eintrags von trocken- und naßdeponierten Luftverunreinigungen an je 12 Freiland- und Bestandesmeßstellen
(J. Block, FVA)

b) Wirkungs- und Waldzustandsuntersuchungen

- Periodische Überwachung der Vitalität von Waldökosystemen auf Dauerbeobachtungsflächen
(H.-W. Schröck, FVA)
- Großräumige, repräsentative Überwachung des Kronenzustands von Waldbeständen mit Hilfe von terrestrischen Waldschadenserhebungen und Color-Infrarot-Luftbildinterpretationen (N. Heidingsfeld, FVA)

Das Untersuchungsprojekt wurde ursprünglich mit einer Laufzeit von 8 Jahren bis einschließlich 1989 angelegt. Allerdings wurden durch den Fortschritt der Waldschadensforschung und die Zwischenergebnisse der hiesigen Untersuchungen bereits während der Laufzeit des SMW-Projekts weitere Fragestellungen deutlich, die durch ergänzende oder weiterführende Untersuchungen abgedeckt werden mußten.

Durch die Ergänzung des Sondermeßprogramms Wald durch das Forstliche Ökoprogramm der Landesregierung konnte inzwischen ein umfangreiches Forschungs- und Umweltbeobachtungsnetz für Waldökosysteme in Rheinland-Pfalz aufgebaut werden. In interdisziplinärer Zusammenarbeit verschiedener Landesdienststellen und Universitätsinstitute wird in diesem integrierenden, ökosystemaren Untersuchungskonzept langfristig die Belastung der Waldökosysteme durch natürliche und anthropogene Stressoren sowie die Reaktion der Systeme auf diese Einflüsse verfolgt. Die bereits aufgeführten Untersuchungen im Kernprojekt des Sondermeßprogramms Wald werden zusätzlich um folgende Spezial- (oder Detail) Untersuchungen ergänzt:

1. Forstmeteorologische Messungen an 31 Standorten zur Erfassung der Belastung der Waldökosysteme durch klimatische und witterungsbedingte Streßsituationen (FVA).
2. Erstellung der Wasserhaushalts- und Stoffbilanzen an zwei Standorten zur Ermittlung des Einflusses des Eintrags von Luftverunreinigungen auf den Wasser- und Stoffkreislauf der Ökosysteme und die Nährstoff- und Wasserversorgung der Bäume sowie den Einfluß der Deposition und der Witterung auf die Zusammensetzung der Bodenlösung (FVA, Universität Göttingen, Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer)
3. Ermittlung der raum - zeitlichen Variabilität chemischer und physikalischer Bodenparameter an 11 Bodendauerbeobachtungsflächen (FVA).
4. Langzeitbeobachtung der Entwicklung der Bodenvegetation unter dem Einfluß des Eintrags von Luftverunreinigungen anhand von 12 Bodenvegetations-Dauerbeobachtungsflächen (Universität Trier).
5. Ermittlung der Beteiligung von Nadelpilzen am vorzeitigen Nadelfall durch mykologische Untersuchung des Nadelstreufalls an 6 Standorten (FVA, Universität Kaiserslautern)

6. Langzeitbeobachtung der Flechtenvegetation als Weiser für Umweltbelastungen an 31 Standorten (Pfalzmuseum Bad Dürkheim, FVA).
7. Morphologische, histologische und physiologische Untersuchungen zur Schadensfrüherkennung, Differenzierung gesunder und erkrankter Bäume und zur Ermittlung der physiologischen Ursachen von Vergilbung und vorzeitigem Nadelfall an 3 Standorten (Universität Mainz).
8. Ertragskundliche Untersuchungen zur Ermittlung der Beziehung zwischen Kronenzustand und Zuwachskennwerten an alten Dauerbeobachtungsflächen (FVA).

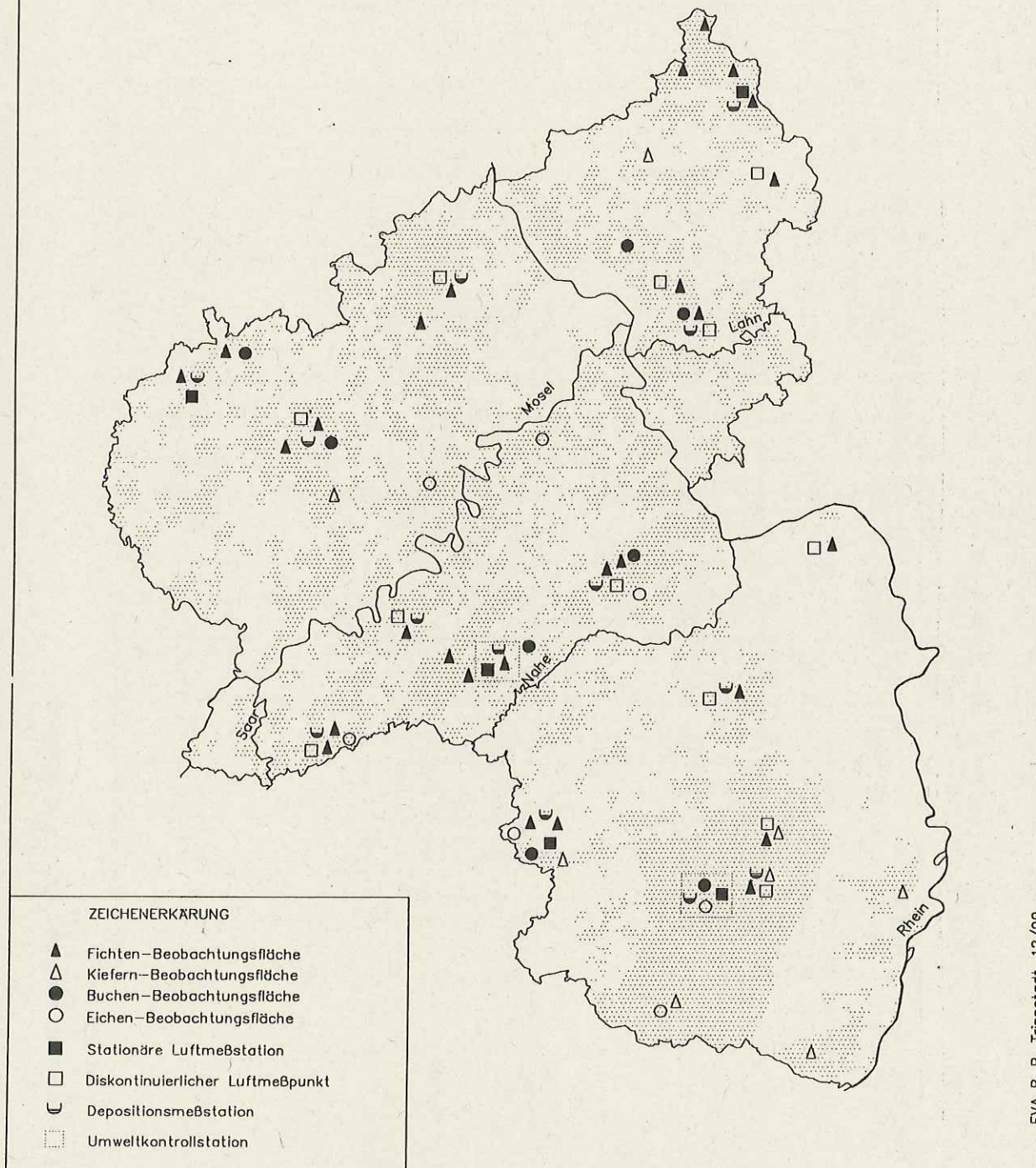
Die Untersuchungen sind in der Regel räumlich konzentriert, wobei die Dauerbeobachtungsflächen als Kernzellen der Untersuchungsstandorte dienen. Die Lage- und Kurzbeschreibung der Versuchsflächen und Meßstellen kann aus der Übersichtskarte (Abb. 1.1) und dem nachstehenden Verzeichnis (Tab.1) entnommen werden.

Während die letztgenannten Untersuchungen meist erst vor wenigen Jahren begonnen wurden, liegen von den Untersuchungen des Kernprojekts des Sondermeßprogramms Wald bereits 6 bis 8-jährige Meß- und Beobachtungsreihen vor. Der vorliegende Bericht versucht in Ergänzung des SMW-Zwischenberichtes 1983 bis 1986 die wesentlichsten Ergebnisse dieser bereits länger andauernden Untersuchung zusammenzufassen und zu werten. Ausführlichere Darstellungen enthalten die am Ende dieses Berichts aufgelisteten Veröffentlichungen aus dem SMW.

Sondermeßprogramm Wald

Abb. 1.1. Beobachtungsflächen und Meßeinrichtungen
in Rheinland-Pfalz

Stand: Dezember 1989



2 FORTLAUFENDE MESSUNGEN DER LUFTVERUNREINIGUNG IN WALDGEBIETEN

2.1 A l l g e m e i n e s

In Waldgebieten von Rheinland-Pfalz wurden fünf Luftmeßstationen eingerichtet, in denen die Luftschadstoffe Schwefeldioxid (SO₂), Stickoxide (NO und NO₂), Ozon (O₃) und Schwebstaub fortlaufend gemessen werden /1/. Um Aussagen über den Antransport dieser Schadstoffe aus waldfernen Emissionsgebieten zu gewinnen, werden an jeder Station auch die Windrichtung, Windgeschwindigkeit, relative Luftfeuchte, Temperatur und Niederschlagshöhe ermittelt.

Die fünf Meßstationen sind an das Zentrale Immissionsmeßnetz - ZIMEN -, mit dem die Luftbelastungen in den Belastungs- und Verdichtungsgebieten des Landes ermittelt werden, angeschlossen /2/. Die Messungen begannen in den Forstamtsbereichen Waldmohr und Idar-Oberstein im Januar 1984, in Prüm-Nord und Kirchen im April 1984 und auf dem Hortenkopf im Pfälzerwald im Februar 1987.

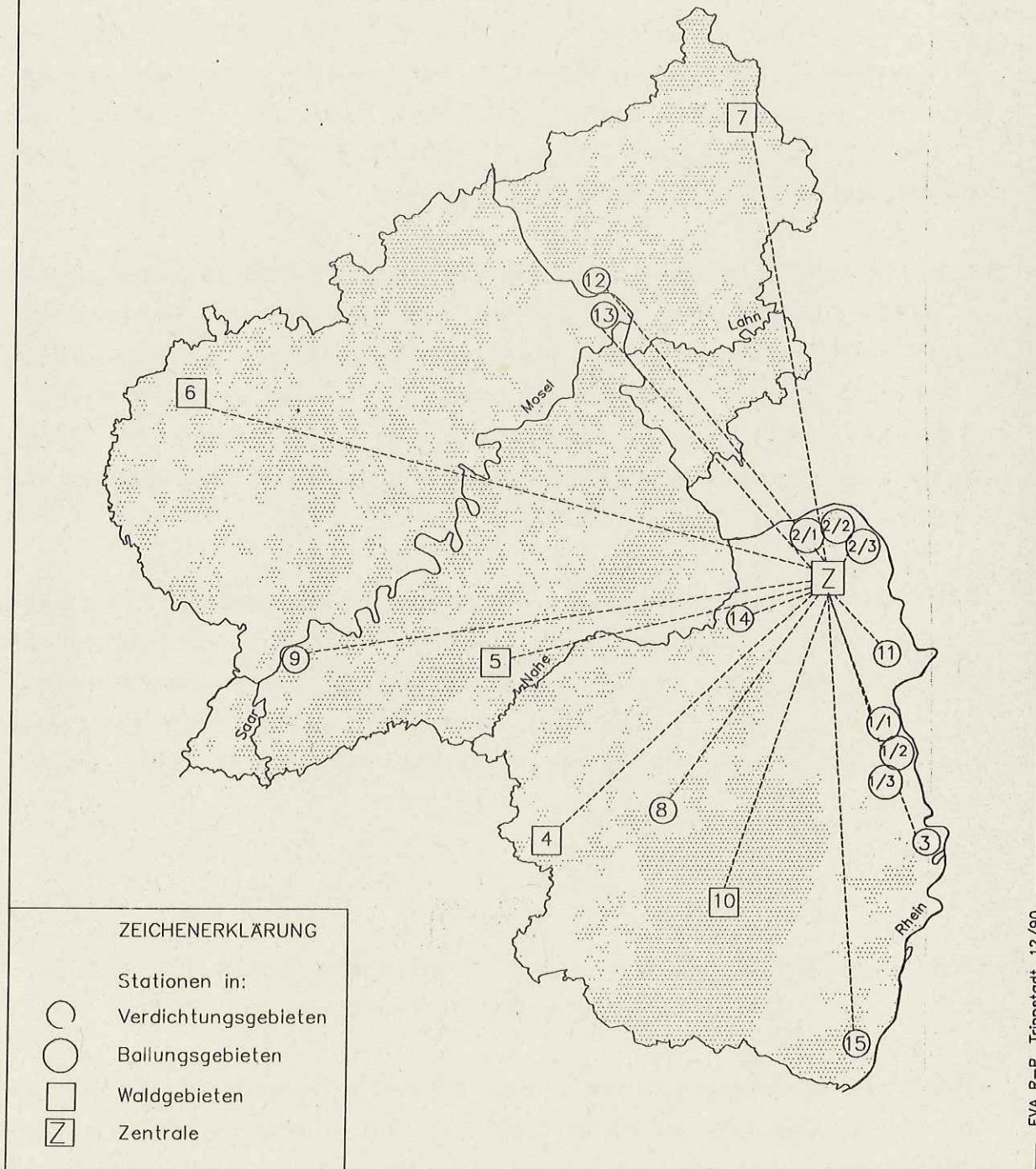
Die Stationen entsprechen im Aufbau, in den Meßeinrichtungen und in der Meßdatenverarbeitung den ZIMEN-Meßstationen in den Stadtgebieten /3, 4/. Dadurch ist der direkte Datenvergleich zwischen Stadt- und Waldgebieten möglich /5/. Die Meßergebnisse werden in den Monatsberichten des ZIMEN veröffentlicht /6/.

2.2 S t a n d o r t e d e r M e ß s t a t i o n e n i n d e n W a l d g e b i e t e n

Die Stationsstandorte befinden sich in bewaldeten Bereichen der Mittelgebirge in Höhenlagen ab 300 m über NN an frei anströmbaren Stellen. Sie sind in Abb. 2.1 mit den Zahlen 4 bis 7 und 10 markiert.

Sondermeßprogramm Wald

Abb. 2.1 Zentrales Immissionsmeßnetz
ZIMEN
für Rheinland-Pfalz



Von der Entfernung zu Industrieräumen her sind die fünf Stationsorte in zwei Gruppen zu unterscheiden: Die Station Waldmohr (4) liegt ca. 20 km nordöstlich des saarländischen Industriereviers, die Station Kirchen (7) ca. 20 km südwestlich des Siegener Industrieraumes. Beide Stationen sind "industriennahe Waldstationen". Die drei Stationen Idar-Oberstein (5) im Hunsrück, Prüm (6) in der Eifel und Merzalben (10) im Pfälzerwald sind demgegenüber "industrieferne Waldstationen".

2.3 M e ß e r g e b n i s s e

Nachfolgend wird die Entwicklung der Luftschadstoffbelastungen über den nunmehr sechsjährigen Meßzeitraum von Januar 1984 bis Dezember 1989 dargestellt. Dabei werden die Jahres- und Monatsmittelwerte diskutiert und mit den in Mainz und Ludwigshafen ermittelten Werten verglichen.

- Schwefeldioxid (SO₂)

Zur Beurteilung der Entwicklung der SO₂-Belastungen in den Waldgebieten seit Beginn des SMW-Projektes ist in Abb. 2.2 der Verlauf der Monatsmittelwerte der Waldstationen denen der Belastungsgebiete Mainz und Ludwigshafen für die vergangenen sechs Jahre gegenübergestellt. Die Monatsmittelwerte in Mainz und Ludwigshafen sind Mittelwerte aus den jeweils drei über die Städte verteilten Meßstationen.

Es überraschte gleich zu Anfang des SMW-Projektes, daß der Konzentrationsverlauf von SO₂ in den Waldgebieten sowohl quantitativ als auch qualitativ nahezu dem in den Belastungsgebieten entsprach.

Nähere Untersuchungen ergaben, daß die erhöhten winterlichen SO₂-Konzentrationen überwiegend durch den Ferntransport von mit SO₂ kontaminierten Luftmassen unterhalb von Inversionsschichten aus Gebieten östlich der alten Bundesrepublik ver-

ursacht wurden /7/. Hierbei wurden die höchsten Werte in der nördlichsten Station des Landes im Forstrevier Kirchen gemessen.

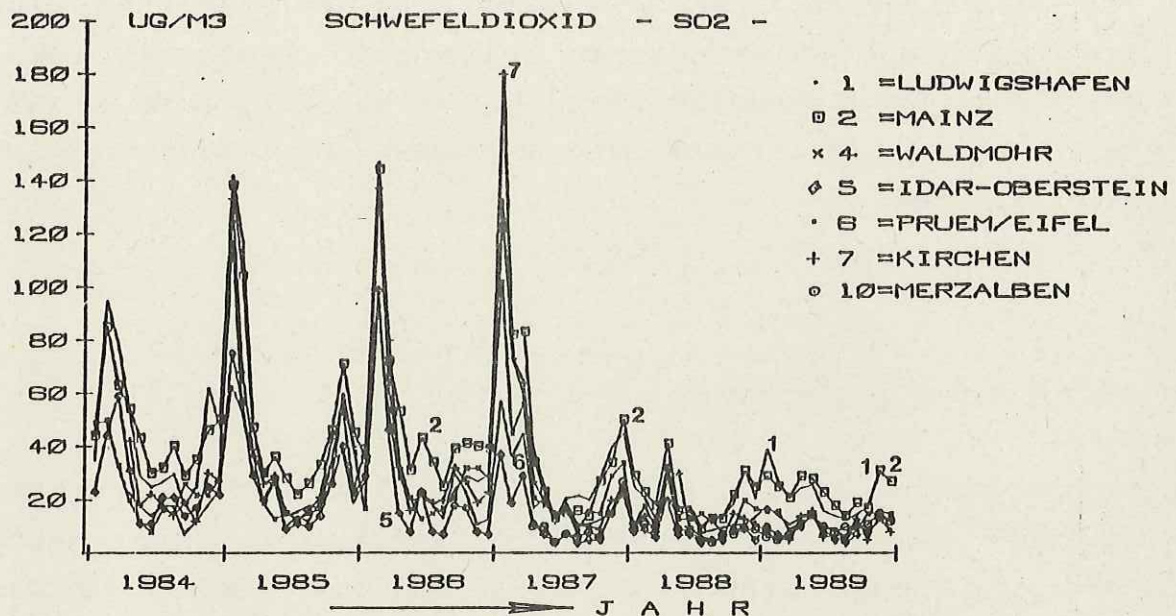


Abb. 2.2: Verlauf der Monatsmittel der SO₂-Konzentrationen an Wald- und Stadtstationen

Als typisches Beispiel für SO₂-Ferntransporte über unser Land ist in Abb. 2.3 der Verlauf der Halbstundenmittelwerte einer landesweiten Belastungsperiode im Januar 1987 dargestellt. Sie begann am 14.01., hatte ihren Höhepunkt am 20.01. und endete mit Auflösung der Inversionswetterlage am 22. Januar 1987.

Der Beginn der Belastungsperiode war, wie bei früheren Ferntransportereignissen, durch ein typisches Frontmaximum gekennzeichnet. Es trat zuerst in der Mittagszeit in der nördlichsten Meßstation des Landes bei Kirchen auf und wurde am späten Nachmittag in Mainz nachgewiesen. Mit weiteren Verzögerungen wurde die Frontwelle der SO₂-Wolke schließlich in der Eifel bei Prüm und in Trier gemessen. In den Abendstunden desselben Tages wurde dieses Maximum im südlichen Teil

von Rheinland-Pfalz (Ludwigshafen, Kaiserslautern, Speyer)
nachgewiesen /7/, /8/.

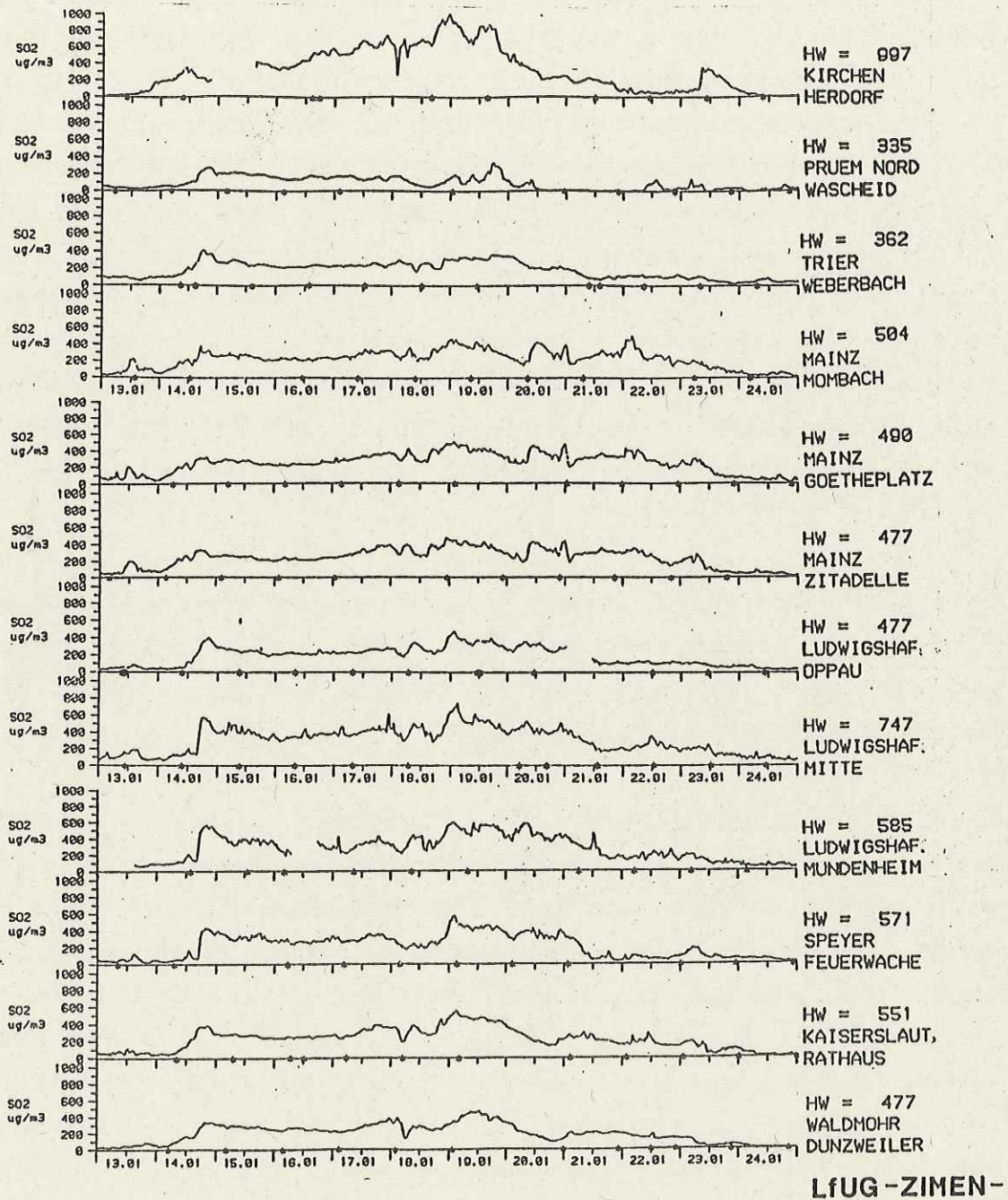


Abb. 2.3: SO₂-Ferntransport im Januar 1987 (Erläuterung siehe Text)

Aus diesen und früheren Ferntransportereignissen bei kalten und trockenen Nordostwindwetterlagen ergeben sich im allgemeinen drei Haupttransportwege für SO₂ über Rheinland-Pfalz.

Sie werden im wesentlichen durch die orographische Struktur des Landes bestimmt. Im "Transportweg Nord" werden die Luftmassen nördlich des Taunus durch das Lahntal bzw. über den Westerwald und das Mittelrheintal in das Moseltal geführt. Der "Transportweg Mitte" wird im wesentlichen durch die Linie Hochtaunus, Soonwald und Hunsrück bestimmt und verläuft südlich dieser Höhenzüge vom Raum Mainz durch das Nahe- und Glantal in Richtung nördliches Saarland. Als weiterer SO₂-Ferntransportweg erweist sich die nördliche oberrheinische Niederung: Ein Teil der von Osten in die Hessische Rheinebene parallel zum Main fließenden Luftmassen wird im Rheintal in süd-südwestliche Richtung abgelenkt und dabei verlangsamt. Über diesen "Transportweg Süd" wird der dem Pfälzerwald vorgelagerte Haardtrand mit ferntransportiertem SO₂ belastet.

Seit Winter 1987/88 traten sowohl in den Waldregionen als auch in den Stadtbereichen keine erhöhten SO₂-Konzentrationen mehr auf. Ursache war das Ausbleiben der winterlichen kalten Nordostwindwetterlagen.

Zum zahlenmäßigen Vergleich der SO₂-Belastungen in den Waldgebieten mit denen in den Städten unseres Landes sind in der nachfolgenden Tabelle (2.1) für den Berichtszeitraum die Jahresmittelwerte aus beiden Gebieten gegenübergestellt. Danach lagen die SO₂-Konzentrationen der Waldstationen in der Größenordnung der Konzentrationen in den mittelgroßen Städten des Landes und bei etwa 70 Prozent der Jahresmittelwerte von Mainz und Ludwigshafen. Das bedeutet, daß die Waldregionen keine Reinluftgebiete sind. Aus der Tabelle ist auch der starke Rückgang der mittleren Jahresbelastung durch Ausbleiben der winterlichen Ferntransporte ersichtlich. Danach ist die SO₂-Belastung seit 1987 an allen Meßstandorten des Landes um mehr als die Hälfte zurückgegangen. Der starke Rückgang der 95 %-Werte ab 1988 zeigt, daß seit dieser Zeit auch die hohen Kurzzeitbelastungen landesweit ausblieben.

**Tabelle 2.1: Vergleich der Schwefeldioxidkonzentrationen (SO₂)
Waldgebiete/Belastungsgebiete (µg/m³)**

Station	Jahresmittelwerte					95 %-Werte der Jahresverteilung				
	85	86	87	88	89	85	86	87	88	89
<u>Waldgebiete</u>										
Idar-Oberstein	28	24	14	8	9	98	105	55	25	32
Prüm/Eifel	29	34	23	12	11	98	145	85	32	32
Merzalben	-	-	-	10	10	-	-	-	32	32
Waldmohr	35	31	32	15	12	139	115	115	46	46
Kirchen	40	39	37	13	9	159	165	155	53	32
<u>Belastungsgebiete</u>										
Mainz-Zitadelle	46	40	47	18	21	169	145	205	60	67
Ludwigshafen-Mundenheim	51	56	42	20	27	155	165	155	67	81
<u>Verdichtungsgebiete</u>										
Speyer	-	33	26	11	19	-	125	85	32	60
Kaiserslautern	-	-	-	14	17	-	-	-	46	46
Irrel	-	-	-	14	20	-	-	-	39	53
Neuwied	-	-	-	-	9	-	-	-	-	32

- Stickoxide (NO und NO₂)

Stickstoffmonoxid (NO) entsteht überwiegend bei Verbrennungsprozessen im hohen Temperaturbereich, so auch in hochverdichtenden Ottomotoren der modernen Kraftfahrzeuge. Es wird durch Oxidation mit Peroxiden, Ozon und Luftsauerstoff in NO₂ umgesetzt.

Die Konzentration des Stickstoffdioxids (NO₂) nimmt bei der Verfrachtung in die Waldregionen durch Verdünnung, Sedimentation über HNO₃-Bildung und durch photochemische Reaktionen (Photolyse) stark ab, so daß im verkehrsfernen Wald wesentlich niedrigere NO₂-Konzentrationen als in den verkehrsreichen Stadtgebieten auftreten. Dieses wird aus Abb. 2.4 ersichtlich, in der der Verlauf der Monatsmittelwerte des NO₂ für die Wald- und Stadtstationen von 1984 bis 1989 dargestellt ist.

Die dort eingetragenen Monatsmittelwerte von Ludwigshafen und Mainz sind arithmetische Mittelwerte über jeweils drei Meßstationen der Stadtgebiete. In den Waldgebieten erkennt man einen jahreszeitlich geprägten Verlauf der Monatsmittelwerte, was ein Hinweis auf den vorgenannten Abbaumechanismus des NO_2 auf seinem Wege in die Waldregionen ist.

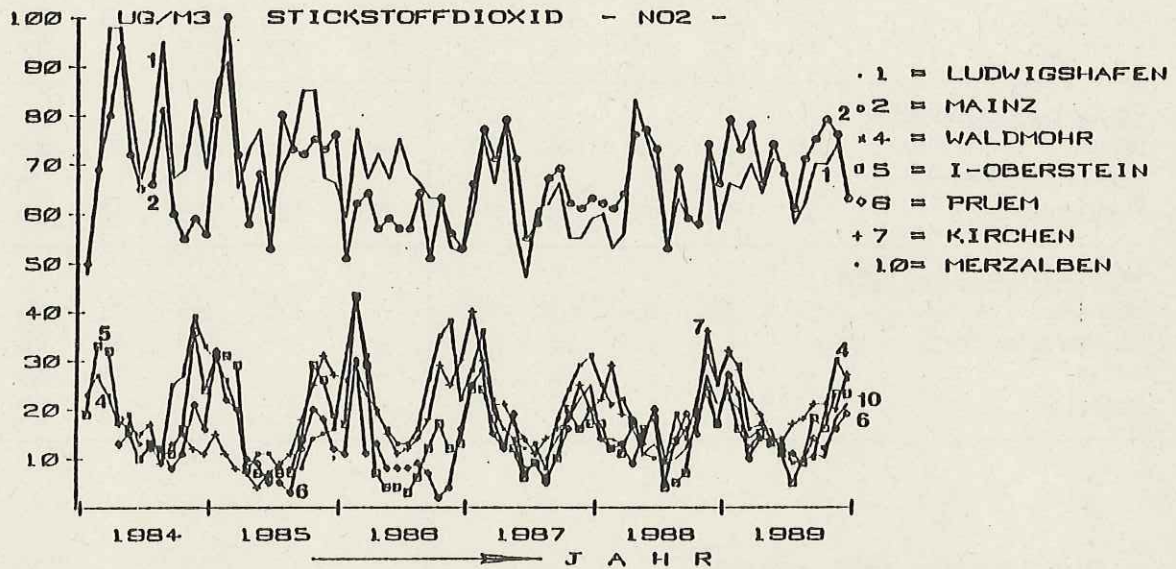


Abb. 2.4: Verlauf der Monatsmittel der NO_2 -Konzentrationen an Wald- und Stadtstationen

Aus den Verlaufskurven von 1984 bis etwa 1986 ist ein leichter Rückgang, seit 1987 eine leichte Zunahme der NO_2 -Konzentrationen insbesondere in den Belastungsgebieten erkennbar.

In Tabelle 2.2 sind für die vergangenen fünf Jahre die Jahresmittelwerte und die 95-Prozentwerte des Jahreskollektivs der Halbstundenmittelwerte der Waldgebiete denen der Stadtgebiete gegenübergestellt. Der Tabelle ist zu entnehmen, daß die NO_2 -Jahresmittelwerte in den Waldregionen über die letzten fünf Jahre hinweg relativ konstant waren. Hierbei lagen die verkehrsfernen Stationen bei Idar-Oberstein und Prüm im langjährigen Mittel bei $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, die verkehrsnäheren Meß-

stationen bei Waldmohr und Kirchen um 20 µg/m³.

Tabelle 2.2: Vergleich der Stickstoffdioxidkonzentrationen (NO₂) Waldgebiete/Belastungsgebiete/Verdichtungsgebiete (µg/m³)

Station	Jahresmittelwerte					95 %-Werte				
	85	86	87	88	89	85	86	87	88	89
<u>Waldgebiete</u>										
Idar-Oberstein	18	14	15	14	15	59	51	39	43	43
Prüm/Eifel	14	11	15	15	15	48	37	45	43	43
Merzalben	-	-	-	15	15	-	-	-	41	41
Waldmohr	15	24	21	18	19	38	61	51	45	51
Kirchen	14	21	21	20	21	48	55	57	57	55
<u>Belastungsgebiete</u>										
Mainz-Zitadelle	78	63	72	75	77	150	115	125	136	156
Ludwigshafen-Mundenheim	76	63	62	67	69	160	125	115	126	136
<u>Verdichtungsgebiete</u>										
Speyer	-	-	50	50	54	-	-	95	96	106
Kaiserslautern	-	-	-	49	51	-	-	-	86	86
Trier	-	-	-	70	54	-	-	-	126	106
Neuwied	-	-	-	-	47	-	-	-	-	96

Ganz allgemein betragen für NO₂ die Jahresmittelwerte in den Waldregionen in den letzten fünf Jahren etwa ein Viertel der Jahresmittelwerte in Mainz und Ludwigshafen.

- Ozon (O₃)

In Abb. 2.5 sind die Monatsmittelwerte der in den Wald- und Belastungsgebieten von Januar 1984 bis Dezember 1989 gemessenen Ozonkonzentrationen vergleichend dargestellt.

Die jahreszeitlichen Schwankungen der Monatsmittelwerte des Ozon entsprechen denen der Sonneneinstrahlung und Temperatur. Die Monatsmittelwerte in den Stadtstationen liegen systematisch unter den Werten der Waldstationen. Die höchsten Monatsmittelwerte werden in den Waldstationen bei Idar-

lenwasserstoffen mit meteorologisch bestimmten Transportvorgängen der mit diesen Stoffen und Ozon belasteten Luftmassen:

Die in den Verkehrs- und Industriegebieten gebildeten Vorläuferstoffe NO_2 und Kohlenwasserstoffe führen auf ihrem Transport in die Land- und Waldregionen durch Sonneneinstrahlung zur Ozonbildung.

In den Stadtbereichen werden die am Tage aufgebauten Ozonkonzentrationen in den Nacht- und Morgenstunden durch anthropogene Luftschadstoffe, insbesondere durch NO aus dem Straßenverkehr abgebaut, während in den von anthropogenen Luftbelastungen relativ freien Waldgebieten das Ozon in Folge seiner relativ langen Lebensdauer (1 - 4 Tage) in unbelasteter Luft auch nachts noch erhalten bleibt und am Folgetag weiter aufgebaut werden kann /9/.

Daraus erklärt sich der Umstand, daß die über das Jahr gemittelten Ozonkonzentrationen in den Waldgebieten fast doppelt so hoch sind wie in den Stadtgebieten (Tab. 2.3).

**Tabelle 2.3: Vergleich der Ozonkonzentrationen (O_3)
Waldgebiete/Stadtgebiete ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)**

Station	Jahresmittelwerte					95 %-Werte				
	85	86	87	88	89	85	86	87	88	89
<u>Waldgebiete</u>										
Idar-Oberstein	69	73	58	68	78	124	158	133	134	155
Prüm/Eifel	66	79	63	62	79	129	143	118	123	171
Merzalben	-	-	-	74	77	-	-	-	155	160
Waldmohr	43	54	50	63	72	114	118	113	144	160
Kirchen	53	54	50	55	80	114	108	103	123	181
<u>Stadtgebiete</u>										
Mainz-Mombach	27	33	32	38	33	86	98	103	118	118
Ludwigshafen-										
Mundenheim	27	25	26	41	33	86	78	93	134	118
Speyer	-	-	30	40	40	-	-	98	118	129
Kaiserslautern	-	-	-	35	44	-	-	-	108	134
Trier	-	-	-	34	39	-	-	-	97	118
Neuwied	-	-	-	-	37	-	-	-	-	123

Als Maß für hohe Kurzzeitbelastungen sind die 95 %-Werte der Jahreskollektive der Halbstundenmittelwerte angegeben. Sie sind ein Maß für die überwiegend am Spätnachmittag auftretenden Höchstwerte der Ozonbelastung. Hier ist der Unterschied zwischen Stadt und Wald relativ gering. Die Höchstwerte der Ozonbelastung liegen in den Waldregionen langfristig ca. 30 Prozent über den Maximalwerten in den Stadtgebieten.

Der langfristige Trend der Ozonkonzentrationen läßt sich aus dem Verlauf der gleitenden Jahresmittelwerte ablesen (Abb. 2.6).

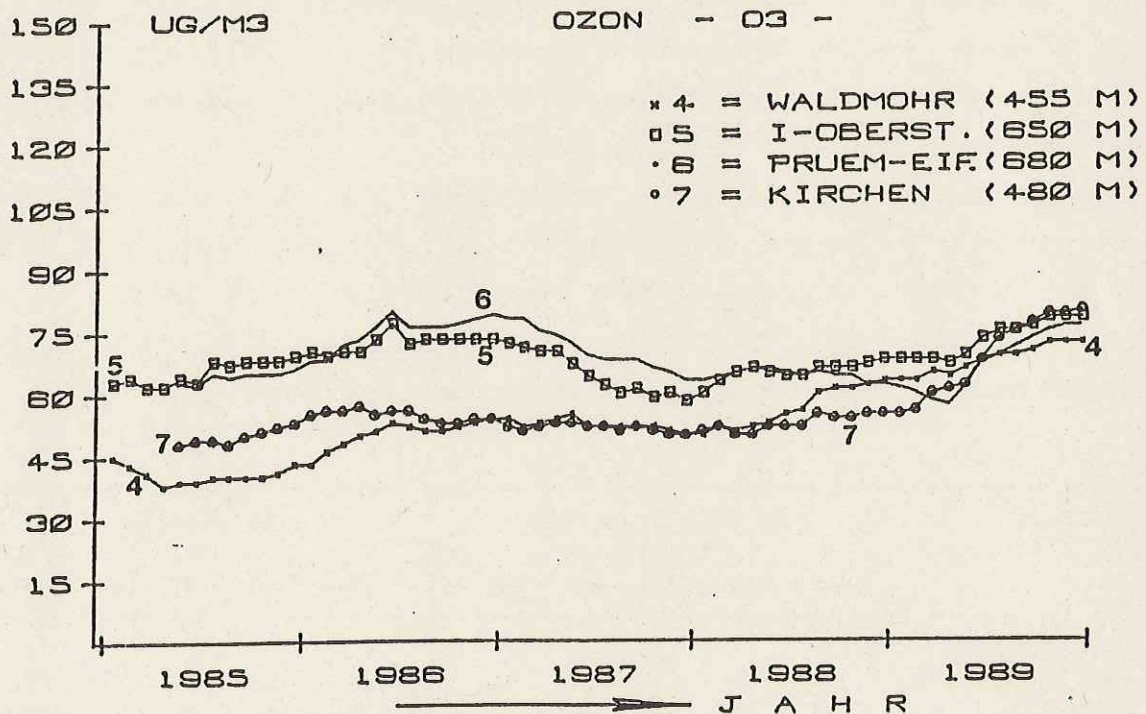


Abb. 2.6: Verlauf der gleitenden Jahresmittel der O₃-Konzentrationen an Waldstationen

Man erkennt hier neben dem durch den Abstand der Stationsstandorte zu anthropogenen Quellen bestimmten Unterschied der Jahresmittelwerte auch den ansteigenden Trend der Ozonbelastung an allen Waldstationen seit 1988.

Diese Entwicklung liegt zum einen an der bereits im Zusammenhang mit der SO₂-Belastung angegebenen Wetterveränderung der letzten drei Jahre (Zunahme der Sonneneinstrahlung und mittleren Jahrestemperatur), zum anderen an der Zunahme der Stickoxidbelastung in den Verkehrs- und Stadtbereichen infolge ansteigender Verkehrsdichte.

2.4 L i t e r a t u r h i n w e i s e

- /1/ BORCHERT, H. (1989):
Fortlaufende Messung von Luftschadstoffen in den Waldgebieten von Rheinland-Pfalz. Allg. Forstz. 44 / ISSN 0936-1294: S. 945 - 948
- /2/ BORCHERT, H. (1989):
Kontinuierliche Überwachung der Luftqualität in Stadt und Land. Beiträge zur Landespflege in Rheinland-Pfalz (Nr. 12): Herausgegeben vom Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, Oppenheim. S. 387 - 404
- /3/ Richtlinien über die Wahl der Standorte und der Bauausführung automatisierter Meßstationen in telemetrischen Immissionsmeßnetzen. RdSchr. d. BMI v. 02.02.1983 - UI 8-556 1324/4, GMBI 1983 (Nr. 4): S. 78 - 81
- /4/ Richtlinien über die Festlegung von Referenzverfahren, die Auswahl von Äquivalenzmeßverfahren und die Anwendung von Kalibrierverfahren. RdSchr. d. BMU vom 09.02.1988 - IGI2-556 134/4, GMBL 1988 (Nr. 11): S. 191 - 195
- /5/ BORCHERT, H. (1989):
Structure, technology and measuring results of an integrated urban and forest air quality monitoring system in Germany. In: A. Bresser and P. Mathy (Editors): Monitoring air pollutions and forest ecosystem research. Report 21 of the Commission of the European Communities, Brüssel, ISBN 2-87263-015-5: S. 114 - 136
- /6/ "Monatsberichte über die Meßergebnisse des Zentralen Immissionsmeßnetzes - ZIMEN - für Rheinland-Pfalz"
Herausgeber: Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht, Abt. 3: Meßinstitut für Immissions-, Arbeits- und Strahlenschutz, Rheinallee 97-101, 6500 Mainz, ISSN 0720-3934 (1984 - 1990)

- /7/ BORCHERT, H. (1987):
Ferntransport von SO₂ über Rheinland-Pfalz. In: H. G. Kämpf (Editor): Aktuelle Probleme und Lösungsbeiträge zum Umweltschutz. Contex-Verlag, 6063 Obertshausen, ISBN 3-924 072-04-3: S. 67 - 57
- /8/ BRUCKMANN, P., BORCHERT, H., KÜLSKE, S., LACOMBÉ, R., LENSCHOW, P., MÜLLER, W., VITZE, W. (1986):
Die Smog-Periode im Januar 1985. In: Staub-Reinhaltung der Luft 46 (Nr. 7/8): S. 334 - 342
- /9/ BORCHERT, H. (1990):
Ozon Episodes 1988/1989 during special meteorological conditions in Rheinland-Pfalz, FRG. In: S. Beilke et al. (Editors): Field measurements and interpretation of species derived from NO_x, NH₃ and VOC emissions in Europe. Air Pollution Research Report 25 of the Commission of the European Communities, Brüssel: pp 48-64
ISBN 2-87263-045

3 STICHPROBENMESSUNGEN VON LUFTVERUNREINIGUNGEN IN WALDGEBIETEN

3.1 A l l g e m e i n e s

Zur räumlichen Verdichtung der Messungen an den Waldmeßstationen, die den zeitlich kontinuierlichen Verlauf der Luftbelastung ermitteln, werden an ausgewählten Meßpunkten in den Mittelgebirgen von Rheinland-Pfalz diskontinuierliche Stichprobenmessungen durchgeführt.

In räumlicher Zuordnung zu den Dauerbeobachtungsflächen (vgl. Kap. 6) wurden in der Eifel, im Hunsrück, Nordpfälzer Bergland, Pfälzerwald, Westerwald und im Rheinhessischen Hügelland 12 Meßpunkte festgelegt. In der Regel werden an diesen Meßpunkten in 14-tägigem Turnus, 26 mal in einem Jahreszyklus, stichprobenartig die Schadstoffkomponenten Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Ozon gemessen. Die diskontinuierlichen Stichprobenerhebungen vermitteln somit Hinweise auf die Luftbelastung in den jeweils zugeordneten Dauerbeobachtungsflächen und zugleich auf die räumliche Struktur der Schadstoffbelastung in den Waldgebieten von Rheinland-Pfalz.

3.2 M e ß m e t h o d i k

Die Stichprobenmessungen erfolgen mit Meßwagen, die mit einer Eigenenergieversorgung, Probennahmesystemen, Analysegeräten, Prüfgasgeneratoren und Prüfgasdruckflaschen ausgerüstet sind.

Als Meßprinzipien kommen folgende hochempfindliche physikochemische Verfahren zum Einsatz:

Schwefeldioxid	Konduktometrie	VDI 2451/5
	UV-Fluoreszenz	Eignungsprüfung UBA, 3/87
Stickoxide	Chemilumineszenz	VDI 2453/6
Ozon	Chemilumineszenz	VDI 2468

Vor Beginn der Messungen werden die Meßgeräte durch Kalibriergase, die entweder im Meßwagen vor Ort erzeugt oder in Gasdruckflaschen mitgeführt werden, kontrolliert. Die diskontinuierliche Einzelerhebung erstreckt sich über jeweils 30 Minuten.

3.3 Lage der Meßpunkte

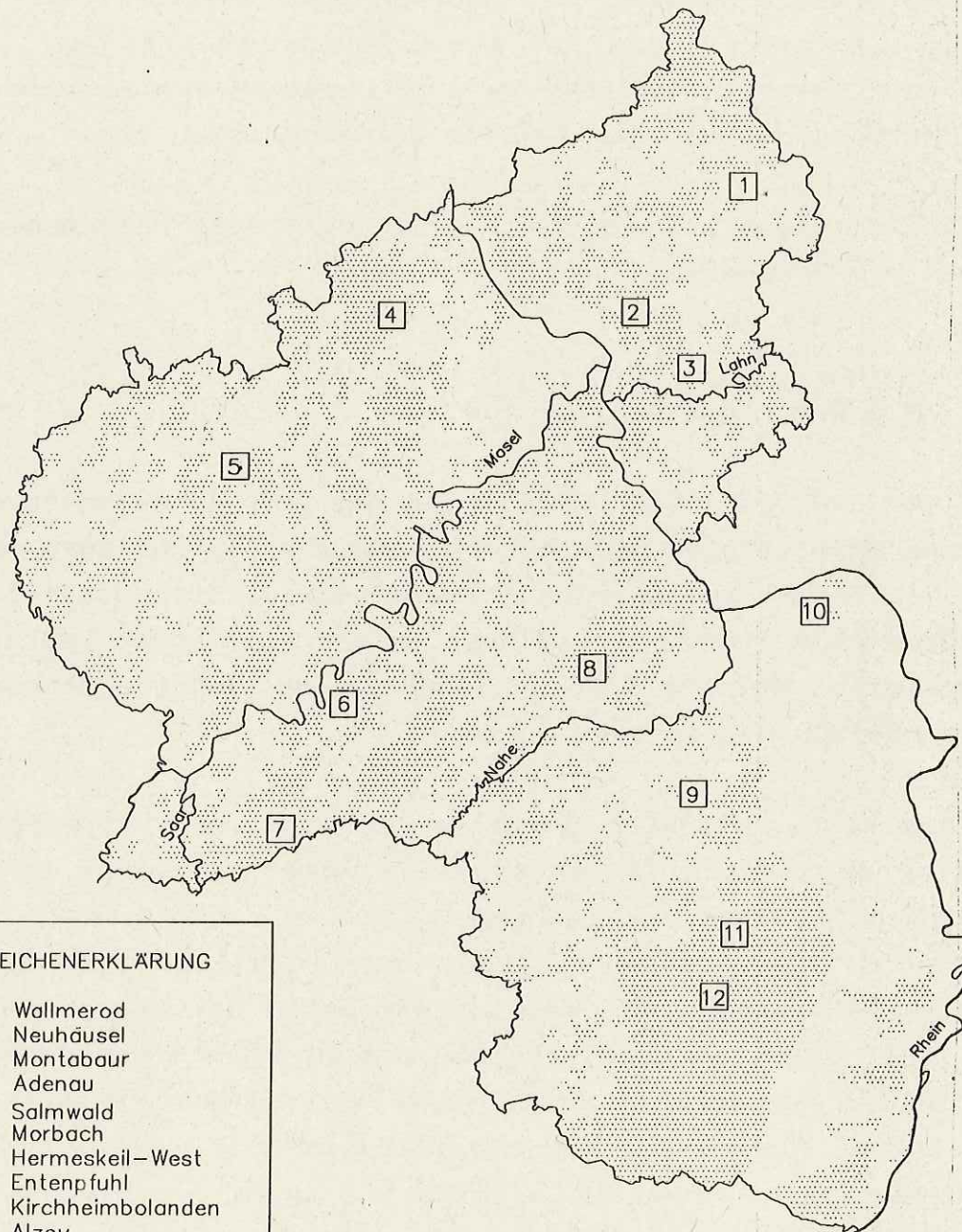
Die geographische Lage der Waldmeßpunkte in Gauß-Krüger-Koordinaten und ihre Höhenlagen sind in Tabelle 3.1 zusammengefaßt. Ihre räumliche Lage ist in Abb. 3.1 dargestellt.

Tab. 3.1: Lage der Meßpunkte und ihre Höhenlagen

Meßpunkt	Landschaftsbereich	Forstamt	Forstrevier	Rechts-/Hochwert	Höhe (m)
1	Westerwald	Wallmerod	Höhn	34300/56110	480
2	Westerwald	Neuhäusel	Hillscheid	34090/55885	490
3	Westerwald	Montabaur	Welschneudorf	34135/55835	460
4	Eifel	Adenau	Langhardt	25780/55885	570
5	Eifel	Salmwald	Salm	25500/55590	660
6	Hunsrück	Morbach	Horath	25730/55220	610
7	Hunsrück	Hermeskeil- West	Klink	25580/54960	560
8	Hunsrück	Entenpfuhl	Entenpfuhl	33984/55300	610
9	Nordpfälzer Bergland	Kirchheim- bolanden	Kriegsfeld	34215/55070	370
10	Rheinhess. Hügelland	Alzey	Ober-Olm	3441055360	230
11	Pfälzerwald	Hardenburg	Weidenthal- West	34280/54790	370
12	Pfälzerwald	Johannis- kreuz	Hofstätten	34160/54610	480

Sondermeßprogramm Wald

Abb. 3.1 Meßpunkte der diskontinuierlichen Luftmessung in Rheinland-Pfalz



3.4 M e ß z e i t r a u m

Die Stichprobenmessungen wurden im April 1983 aufgenommen. Aus meßtechnischen Gründen konnte der Terminplan nicht immer eingehalten werden. Es mußten Unterbrechungen des Meßprogramms und unterschiedliche Meßhäufigkeiten in den verschiedenen Jahreszeiten in Kauf genommen werden, was insbesondere bei den stark jahreszeitlich geprägten Komponenten Schwefeldioxid und Ozon Einfluß auf die mittleren Belastungen haben kann. Sei Beginn des Meßprogramms liegen Meßergebnisse von fünf Meßabschnitten über jeweils 26 Meßperioden vor.

Die Auswertungen stützen sich somit auf 130 Stichprobenerhebungen pro Meßpunkt.

3.5 M e ß e r g e b n i s s e

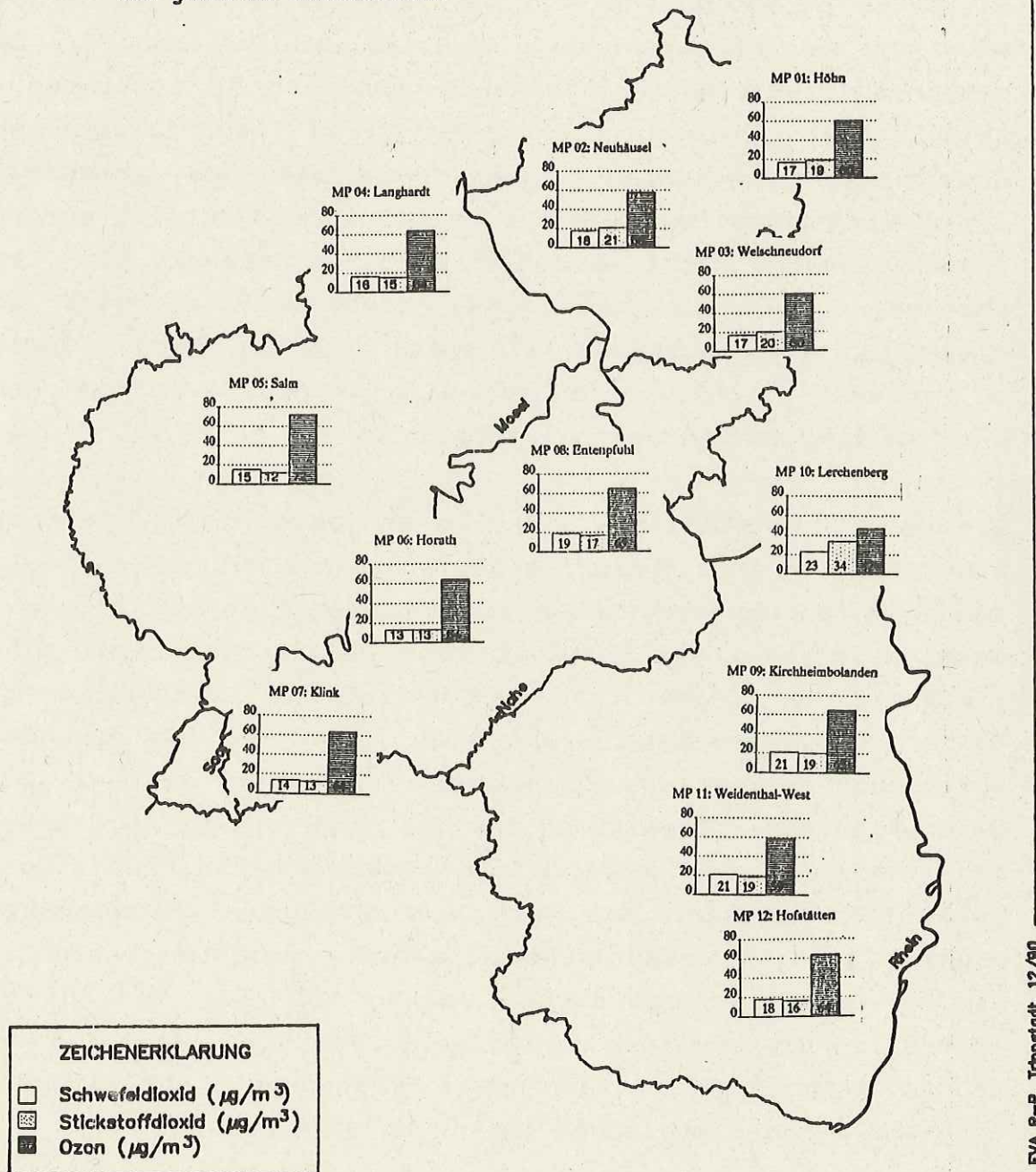
Die über den gesamten Meßzeitraum aus 130 Einzelerhebungen gewonnenen mittleren Belastungen sind als Säulendiagramme in Abb. 3.2 in der Reihenfolge Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Ozon (von links nach rechts) in der räumlichen Zuordnung dargestellt. Weitere Informationen zu den Meßergebnissen in den einzelnen Meßperioden enthält /1/.

Die über alle Meßpunkte und alle Perioden gemittelte **Schwefeldioxidkonzentration** erreicht $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bei einer Schwankungsbreite von 14 bis $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Es konnte eine über den Meßzeitraum rückläufige Belastung festgestellt werden. In den Wintermonaten der Jahre 1983/84 und 1984/85 wurden deutlich höhere Konzentrationen gemessen als in den Folgejahren. Die vor allem auf Ferntransportvorgänge bei Ostwindwetterlagen zurückzuführenden SO_2 -Spitzenkonzentrationen erreichten $336 \mu\text{g}/\text{m}^3$ am Meßpunkt 11 im Winter 1983/84 und 446 bzw. $395 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an den Meßpunkten 9 und 10 im Winter 1984/85. In den folgenden Meßzeiträumen la-

Sondermessprogramm Wald

Abb. 3.2 Mittlere Luftschadstoffbelastungen an den diskontinuierlich angefahrenen Luftmesspunkten über den gesamten Messzeitraum



FVA R-P, Trübstadt, 12/90

gen die ermittelten Maximalwerte infolge des Ausbleibens länger anhaltender austauscharmer Wetterlagen in allen Fällen deutlich unterhalb $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Die über alle Meßpunkte und alle Perioden gemittelte **Stickstoffdioxidkonzentration** erreicht $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Die mittleren Belastungen an den einzelnen Meßpunkten schwanken zwischen 12 und $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Der Meßpunkt 10 - Lerchenberg - mit einer mittleren Belastung von $34 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ist hierbei nicht berücksichtigt. Er ist wegen des deutlichen Naheinflusses des Belastungsgebietes und KFZ-Verkehrs gesondert zu betrachten. Beim Stickstoffdioxid ist kein zeitlicher Trend zu erkennen. Auch ausgeprägte Konzentrationsschwankungen und jahreszeitliche Abhängigkeiten, wie sie beim SO_2 festgestellt wurden, liegen beim NO_2 nicht vor. Abgesehen vom Meßpunkt 10 - Lerchenberg -, der aus o.a. Gründen nicht berücksichtigt ist, liegen mit einer Ausnahme, $105 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Meßabschnitt 1988/89 am Meßpunkt Kirchheimbolanden, alle an den jeweiligen Meßpunkten ermittelten Maximalwerte unter $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Die über alle Meßpunkte und alle Perioden gemittelte **Ozonkonzentration** erreicht $62 \mu\text{g}/\text{m}^3$, wobei die mittleren Konzentrationen an den Meßpunkten Schwankungen zwischen 58 und $69 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aufweisen. Der Meßpunkt 10 - Lerchenberg - mit einer mittleren Belastung von $47 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ist hier wiederum wegen seiner atypischen Lage ausgenommen. Ozon, das als sekundäre Luftverunreinigung aus Stickoxiden und reaktiven Kohlenwasserstoffen unter Einwirkung energiereicher UV-Strahlung entsteht, erreicht in sonnenreichen Sommermonaten häufig Spitzenkonzentrationen, die weit über $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ hinausgehen. Hierauf sind im wesentlichen die stark erhöhten Konzentrationen in den sonnenreichen Jahren 1985/86, 1987/88 und 1988/89 zurückzuführen. Maximalwerte von über $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wurden im Sommer 1988 im Westerwald (Meßpunkte 1 und 2) und im Forstamt Kirchheimbolanden (Meßpunkt 9) gemessen.

3.6 Modellierung und statistische Analyse

3.6.1 Problemstellung und Zielsetzung

Stichprobenmessungen mit einem einzelnen Meßwagen an 12 über das gesamte Land verteilten Meßpunkten können naturgemäß nur eine vergleichsweise geringe Anzahl von Einzelmeßdaten je Meßpunkt liefern und daher nur einen ungenauen Eindruck der tatsächlichen räumlich-/zeitlichen Belastungssituation vermitteln. Zudem sind diese Messungen durch Unterbrechungen der Meßprogramme und die Tatsache, daß sie nur tagsüber und an Werktagen stattfinden können, verzerrt. Insbesondere die Vergleichbarkeit der Meßergebnisse der 12 Meßpunkte untereinander und zu den Feststationen wird hierdurch erheblich beeinträchtigt. Daher wurde versucht, durch statistische Analysen und Modellierungen unter Ausnutzung von Informationen über Luftschadstoffkonzentrationen und verschiedene Klimaparameter an den kontinuierlich arbeitenden Waldmeßstationen sicherere Aussagen über die Belastungssituation an den 12 Meßpunkten zu gewinnen und eine Beschreibung der räumlichen Belastungsstrukturen zu ermöglichen.

Die Modellierung erfolgte im Rahmen einer Projektarbeit an der Universität Kaiserslautern, Institut für Technomathematik /2/ und einer diese Arbeit fortsetzenden Studie an der Forstlichen Versuchsanstalt /3/.

3.6.2 Vorgehensweise

Zur Modellierung der Luftschadstoffbelastung an einem Meßpunkt wurde eine lineare Regression von kontinuierlichen Meßdaten der Waldmeßstationen auf die diskontinuierlichen Messungen von SO_2 , NO_2 und O_3 jeweils eines Meßpunktes durchgeführt. Die entsprechenden Modellparameter wurden mit Hilfe eines Kleinste-Quadrate-Ansatzes geschätzt, nicht signifikant zur Erklärung der Zielvariablen beitragende erklä-

rende Variablen wurden schrittweise eliminiert. Zur Schätzung der mittleren Schadstoffbelastung wurde ein verzerrungsfreier Schätzer mit bekannten Verteilungseigenschaften hergeleitet. Die mittlere Schadstoffbelastung an verschiedenen Meßpunkten, bzw. an jeweils einem Meßpunkt in verschiedenen Zeiträumen, wurde dann mit Hilfe dieses Schätzers verglichen, indem Tests auf Gleichheit von Erwartungswerten durchgeführt wurden.

Da für die Modellanpassung die zu den diskontinuierlichen Messungen zeitgleich stattgefundenen kontinuierlichen Messungen benötigt wurden, konnten für SO₂ und O₃ von den insgesamt 130 Stichprobenerhebungen pro Meßpunkt nur 104, für NO₂ nur 83 Meßdaten herangezogen werden. Zum Vergleich der Schadstoffbelastung in verschiedenen Zeiträumen wurden die Daten in drei, jeweils etwa ein Jahr umfassende Meßperioden aufgeteilt:

Periode I : 4/84 - 3/85

Periode II : 9/86 - 9/87

Periode III: 8/88 - 7/89

3.6.3 Ergebnisse der Modellierung

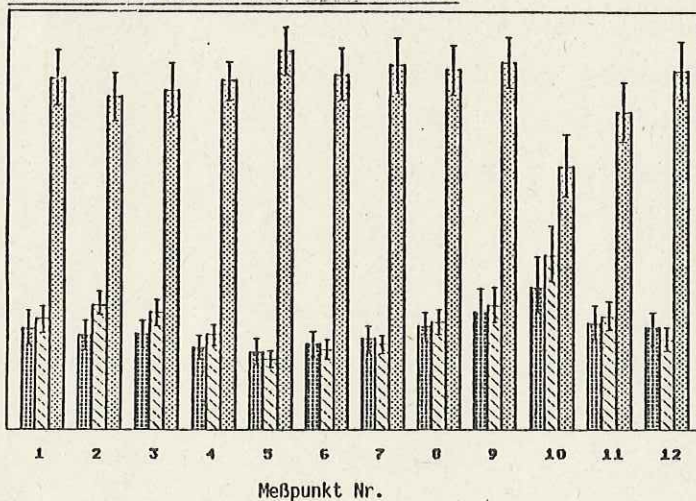
Der gewählte Regressionsansatz vermag das Verhalten der drei Luftschadstoffe an den 12 Meßpunkten unterschiedlich gut zu beschreiben. Während bei SO₂ und NO₂ nur etwa 1/3 der Varianz der Zielvariablen erklärt werden kann, sind dies bei O₃ etwa 2/3. Dementsprechend verringern sich die Vertrauensintervalle für die tatsächlichen mittleren Schadstoffkonzentrationen durch Hinzunahme des Regressionsansatzes bei SO₂ und NO₂ nur geringfügig, bei O₃ sind die Vertrauensintervalle nur noch etwa halb so groß wie ohne Modell.

Die Schätzer der mittleren SO₂- und NO₂-Konzentrationen weichen in der Regel nur wenig von den entsprechenden Stichprobenmitteln ab. Dagegen wird die mittlere O₃-Belastung im Schnitt etwa 3 µg/m³ niedriger geschätzt, als es die Mittel-

werte der diskontinuierlichen Messungen vorgeben – dies ist als eine Folge der Berücksichtigung von niedrigen O₃-Konzentrationen während der Nachtstunden zu sehen.

Beim Vergleich der Luftschadstoffbelastung an den 12 Meßpunkten und den 4 ZIMEN-Stationen im Gesamtzeitraum (Abb. 3.3) hebt sich der Meßpunkt Nr. 10 durch relativ hohe mittlere SO₂- und NO₂-Konzentrationen (26 µg/m³ bzw. 32 µg/m³), verbunden mit einer relativ geringen mittleren O₃-Konzentration von etwa 48 µg/m³ deutlich von allen anderen Meßpunkten ab. Er bleibt wegen seinem atypischen, von Nahemissionen beeinflussten Standort bei den folgenden Ausführungen unberücksichtigt.

Mittlere Schadstoffkonzentrationen an den Meßpunkten im Gesamtzeitraum mit 95%-Konfidenzintervallen



Mittlere Schadstoffkonzentrationen an den Meßstationen im Gesamtzeitraum

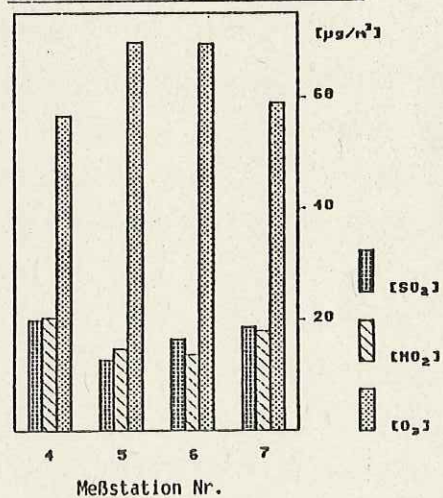


Abb. 3.3: Geschätzte mittlere Schadstoffkonzentrationen mit 95 %-Vertrauensintervallen an den 12 Meßpunkten im Gesamtzeitraum im Vergleich zu den mittleren Schadstoffkonzentrationen der ZIMEN-Waldstationen im gleichen Meßzeitraum

Die mittleren SO₂-Belastungen bei den verbleibenden 11 Meßpunkten liegen zwischen 14 und 21 µg/m³, können aber aufgrund der hohen Schätzungenauigkeit nicht als wesentlich voneinander verschieden erkannt werden. Die NO₂-Belastung bei den Meßpunkten Nr. 5, 6 und 7 erweist sich mit einem arithmetischen Mittel von etwa 14 µg/m³ signifikant niedriger als bei den restlichen Meßpunkten; die Meßpunkte 1, 2, 3, 9 und 11 liegen mit ihrem Mittel von etwa 19 µg/m³ deutlich höher. Die mittleren O₃-Konzentrationen an den 11 Meßpunkten liegen sehr dicht beieinander, lediglich beim Meßpunkt Nr. 5 wird die mittlere O₃-Konzentration mit 68 µg/m³ deutlich höher geschätzt als das Mittel der übrigen Meßpunkte von 63 µg/m³.

3.6.4 Räumliche Struktur der Luftschadstoffkonzentrationen

Eine Übertragung der Belastungsdaten von den einzelnen Meßpunkten auf Landschaftsausschnitte ist zur Zeit nicht möglich, da die Abhängigkeitsstrukturen zu geographischen Gegebenheiten, Schadstoffquellen und anderem nicht ausreichend bekannt sind. Dennoch vermitteln die punktuellen Daten ein erstes, noch sehr grobes Bild der Belastungsstruktur von Waldgebieten in Rheinland-Pfalz.

Vergleicht man die mittleren Konzentrationen aller drei Schadstoffe an den 11 Meßpunkten, so lassen sich die Meßpunkte in zwei Gruppen teilen: die Gruppe 1 wird gebildet durch die Meßpunkte Nr. 4, 5, 6, 7 und 12 (Abb. 3.4) und ist gekennzeichnet durch relativ geringere mittlere SO₂- und NO₂-Konzentrationen, sowie durch relativ höhere O₃-Werte (im Mittel 16/15/65 µg/m³). Die Gruppe 2 umfaßt die Meßpunkte Nr. 1, 2, 3, 8, 9 und 11. Sie ist charakterisiert durch relativ höhere mittlere SO₂- und NO₂-Konzentrationen, sowie durch relativ geringere O₃-Werte (im Mittel 19/21/62 µg/m³).

Die Meßpunkte der Gruppe 1 sind vergleichsweise emittentenerne Waldorte, geprägt von SO₂-Ferntransport und langanhaltenden Ozonbelastungen. In diese Gruppe sind auch die ZIMEN-

Stationen 5 und 6 einzuordnen. Die zur Gruppe 1 zuzuordnenden Meßorte befinden sich in der Eifel, dem westlichen Hunsrück und dem Mittleren Pfälzerwald (Abb. 3.4). Die Meßpunkte der Gruppe 2 werden zwar nicht in hohem Maße unmittelbar von Nahemissionen beeinflusst, liegen aber vergleichsweise emittentennäher. Hier zeigt sich der Einfluß der Industrieräume entlang der Rheinschiene und im Siegerland deutlicher. Zu dieser Gruppe gehören auch die ZIMEN-Stationen 4 und 7. Die Meßorte der Gruppe 2 befinden sich im Westerwald, östlicher Hunsrück, Saar-Nahe-Berg- und Hügelland und im Nördlichen Pfälzerwald.

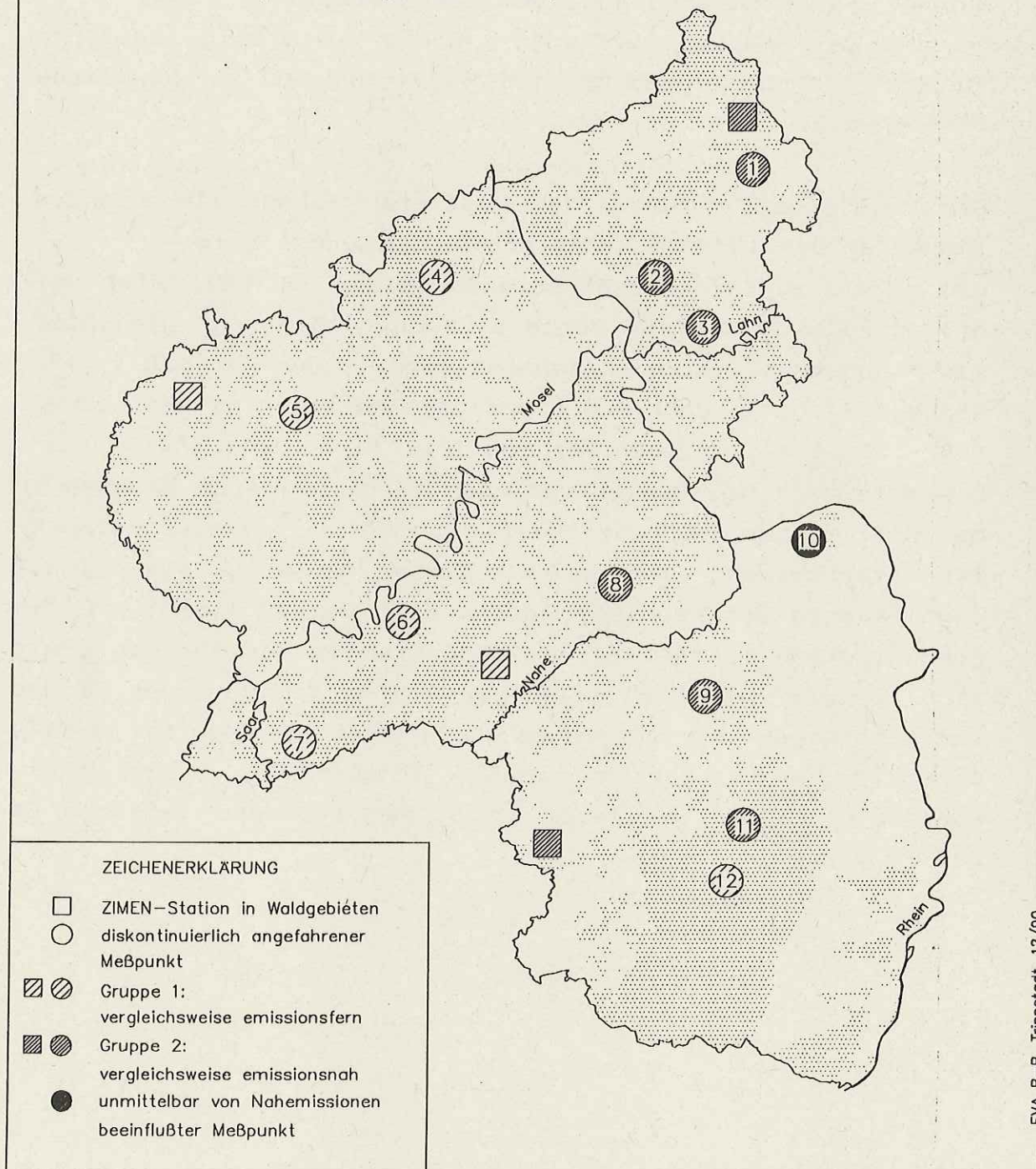
Der zeitliche Vergleich der mittleren Schadstoffkonzentrationen an den 12 Meßpunkten ergibt folgendes Bild:

Die mittleren SO_2 -Konzentrationen an den 12 Meßpunkten verhalten sich im Verlauf der drei Meßperioden sehr gleichförmig - hohen mittleren Konzentrationen in der Periode I (19 - 48 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) folgen deutlich niedrigere Werte in der Periode II (16 - 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) und der Periode III (10 - 19 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Die mittleren NO_2 -Konzentrationen verhalten sich dagegen in den drei Meßperioden uneinheitlich - an den meisten Meßpunkten unterscheiden sich deren Schätzer zu wenig, als daß auf signifikante Unterschiede geschlossen werden kann. Die O_3 -Konzentration ist bei allen Meßpunkten in der Periode I mit 31 - 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ deutlich niedriger als in den Perioden II und III, in denen die mittleren O_3 -Konzentrationen an jeweils einem Meßpunkt wegen der großen Schätzfehler nicht unterscheidbar sind (sie liegen in diesen Perioden zwischen 54 und 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Sondermeßprogramm Wald

Abb. 3.4 Aufteilung der diskontinuierlichen Meßpunkte und der ZIMEN-Waldmeßstationen nach ihrer Zugehörigkeit zu unterschiedlichen Immissionsgruppen (Erläuterungen siehe Text)



3.7 L i t e r a t u r h i n w e i s e

- /1/ BOCKHOLT, B. (1989): Stichprobenmessungen von Immissionen an Waldstandorten. AFZ 44 (Nr. 35 - 36): S. 249 - 951.
- /2/ BYSTRICKY, W. (1990): Modellierung und statistische Analyse von Luftschadstoffdaten aus dem "Sondermeßprogramm Wald" des Landes Rheinland-Pfalz. Projektarbeit an der Universität Kaiserslautern in Zusammenarbeit mit der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz (unveröffentlicht).
- /3/ BYSTRICKY, W. (1990): Modellierung und statistische Analyse von Luftschadstoffkonzentrationen in rheinland-pfälzischen Waldgebieten für die Periode 1984 bis 1989. Projektarbeit im Auftrag der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz (unveröffentlicht).

4 ERMITTLUNG DER DEPOSITION VON LUFTVERUNREINIGUNGEN IN WALDÖKOSYSTEMEN

4.1 Einleitung

Als Teil der Immissionsüberwachung im Wald werden in Rheinland-Pfalz seit Herbst 1983/Frühjahr 1984 zwölf Meßstationen zur Erfassung des Stoffeintrags in Waldökosysteme betrieben. Die Messungen sollen einen Überblick über das Ausmaß und die regionale Verteilung der Stoffdeposition geben und die Abschätzung von Trendentwicklungen ermöglichen. Die Depositionsmeßstationen sind jeweils Waldschadensdauerbeobachtungsflächen zugeordnet (vgl. Kapitel 6). Sie liegen mit Ausnahme der Stationen Kirchheimbolanden und Waldmohr in ausgedehnten Waldgebieten, bevorzugt in den Höhenlagen der Mittelgebirge, in verhältnismäßig exponierter Lage (Abb. 1.1). Jede dieser Meßstationen besteht aus einer Freilandmeßstelle und einer Meßstelle unter einem in unmittelbarer Nähe gelegenen Fichtenbestand. Der Freilandniederschlag und der Kronendurchlaß werden mit Hilfe von ständig offenen Kunststoffsammelgefäßen (System LÖLF) aufgefangen. An 14-Tagesproben wird die Konzentration und der Eintrag der Komponenten H^+ , SO_4-S , NO_3-N , Cl^- , PO_4-P , NH_4-N , K^+ , Na^+ , Ca^{++} , Mg^{++} , Org-N und N_t sowie anhand von Quartalsmischproben die Konzentration und der Eintrag der Komponenten Fe, Mn, Al, Pb, Zn, Cu und Cd ermittelt. Die Analysen werden von der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt in Speyer durchgeführt. Weitere Informationen zur Lage der Meßstationen und über die Meß- und Analyseverfahren enthalten /1/ und /2/.

4.2 Ergebnisse

Die Deposition von Luftverunreinigungen wird in nicht unerheblichem Ausmaß von der Höhe und Verteilung der Niederschläge beeinflusst. Die bislang vorliegenden 6 Meßjahre unterscheiden sich hierin beträchtlich. Verhältnismäßig niederschlagsreich waren die hydrologischen Jahre 1984 (122 % des langjährigen Mittels im Flächendurchschnitt Rheinland-Pfalz/Saarland/3/), 1986 (112 %), 1987 (119 %) und 1988 (111 %), verhältnismäßig niederschlagsarm dagegen die Jahre 1985 (86 %) und 1989 (94 %).

Die mit der Niederschlagshöhe gewogenen Jahresmittel der pH-Werte liegen im Freilandniederschlag der zwölf Meßstationen zwischen 4,1 und 4,8, im Bestandesniederschlag (Kronentraufe, Fichte) zwischen 3,4 und 4,1. Die H^+ -Einträge in den Fichtenbeständen erreichen in einzelnen Jahren Raten von bis zu $2,2 \text{ kmol} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$.

Die Sulfatschwefeleinträge bewegen sich im Freiland im Mittel der sechs Meßjahre zwischen 9 und $12 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ und aufgrund der Filterwirkung der Waldbäume in den Beständen zwischen 24 und 43 kg (Tab. 4.1 und 4.2). Im Landesvergleich hohe Schwefeldepositionsraten von deutlich über 35 kg S/ha im mehrjährigen Durchschnitt wurden an den Stationen Montabaur, Salmwald, Kirchen, Waldmohr, Entenpfuhl, und Hermeskeil-West ermittelt. Die niedrigste Schwefeleintragsrate wird an der sehr niederschlagsarmen Station Kirchheimbolanden verzeichnet.

Die höchsten Schwefeleinträge wurden mit Jahresraten von bis zu 72 kg S/ha im 1. Meßjahr (November 1983 bis Oktober 1984) gemessen (Abb. 4.1). In den folgenden Meßjahren gingen die Einträge an der Mehrzahl der Meßstationen zurück. Jahreseintragsraten über 50 kg S/ha wurden nicht mehr erreicht.

Zum Teil lassen sich die gegenüber dem hydrologischen Jahr 1984 geringeren Schwefeleinträge mit den geringeren Jahresniederschlagssummen der folgenden Meßjahre erklären. In den Jahren 1988 und 1989 kommen depositionsmindernd sicherlich die Auswirkungen der anomalen Winterwitterung und des hiermit verbundenen Ausbleibens von Ferntransportepisoden hinzu. Auch die nationale Emissionsminderung vor allem aus dem Kraftwerksbereich dürfte sich inzwischen in einer Reduktion der Schwefeleinträge niederschlagen.

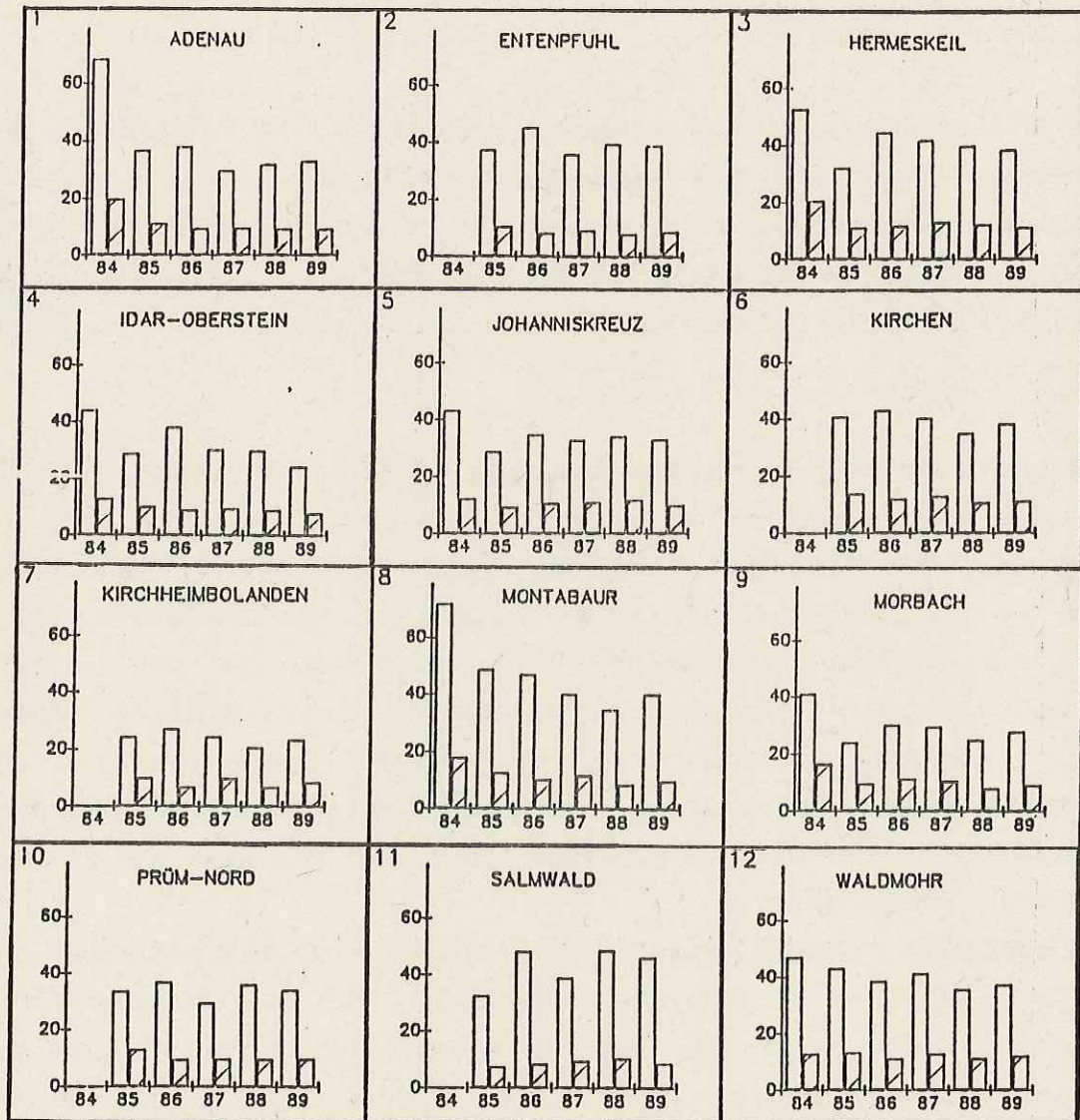


Abb. 4.1: Sulfatschwefeleinträge an 12 Freilandmeßstellen (schraffierte Säulen) und 12 Bestandesmeßstellen (Fichte) im Verlauf von 6 Meßjahren ($\text{kg SO}_4\text{-S} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$)

Die Stickstoffdepositionen in Waldbeständen betragen im Durchschnitt der 6 Meßjahre 11 - 20 kg Nitratstickstoff, 7 - 15 kg Ammoniumstickstoff und 5 - 9 kg organisch gebundener Stickstoff. Die Gesamtstickstoffeinträge liegen somit im Durchschnitt der 6 Meßjahre zwischen 28 und 41 kg N·ha⁻¹·a⁻¹ mit Extremwerten von bis zu 50 kg N. Besonders hohe Stickstoffeinträge mit Raten von deutlich über 30 kg N/ha im mehrjährigen Durchschnitt finden sich an den Stationen Salmwald, Montabaur, Entenpfuhl, Waldmohr und Kirchen.

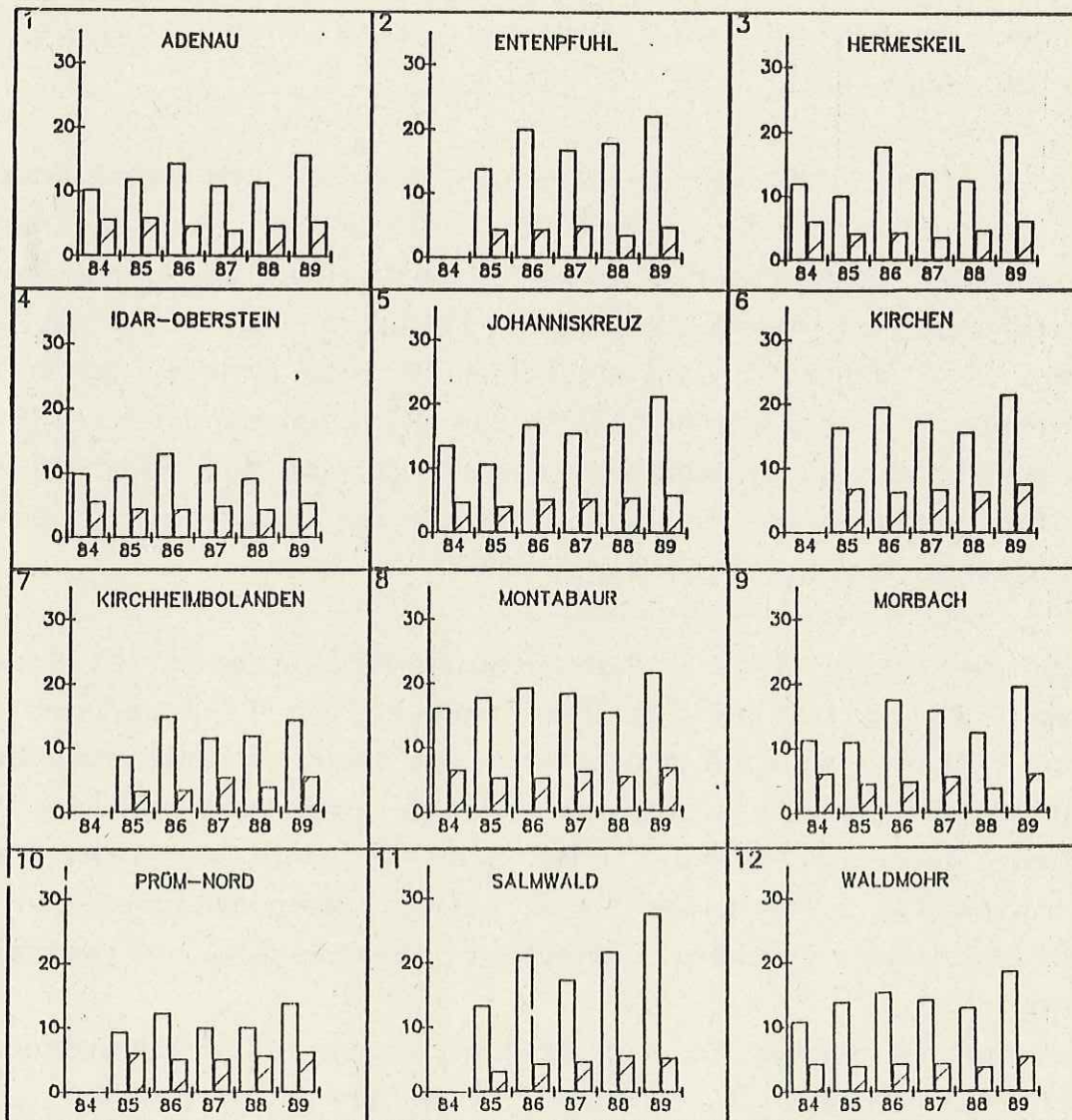


Abb. 4.2: Nitratstickstoffeinträge an 12 Freilandmeßstellen (schraffierte Säulen) und 12 Bestandesmeßstellen (Fichte) im Verlauf von 6 Meßjahren (kg NO₃ - N · ha⁻¹ · a⁻¹)

Während auf den Freiflächen der Ammoniumstickstoff-Eintrag die Deposition von Nitratstickstoff übersteigt, wird in den Fichtenbeständen häufig deutlich mehr Nitrat- als Ammoniumstickstoff eingetragen. Denkbar wäre, daß ein Teil des interzipierten Ammoniumstickstoffs bereits im Kronenraum nitrifiziert bzw. von der Phyllosphärenflora als N-Quelle genutzt wird. Die vor allem aus dem Kraftfahrzeugverkehr (Nitrat) und landwirtschaftlichen Aktivitäten (Ammonium) stammenden Stickstoffverbindungen zeigen im Verlauf der 6 Meßjahre keine merkliche Verringerung der Eintragsraten, sondern an einigen Stationen sogar eine Tendenz zu höheren Werten (Abb. 4.2).

Die Chlorid-, Natrium-, Magnesium-, Kalium- und Kalziumdepositionen stammen überwiegend aus natürlichen Quellen (Meer-salzspray, Bodestaub). Hohe Depositionsraten treten entsprechend vorwiegend an niederschlagsreichen Meßorten auf (Tab. 4.1 und 4.2). Außergewöhnlich hohe, nicht aus Meer-salzspray zu erklärende Chloriddepositionen sind an der Station Waldmohr zu beobachten, die vermutlich aus Chlorwasserstoffemissionen des in Hauptwindrichtung vorgelagerten saar-ländischen Industrieraumes stammen.

Hauptquelle der Eisen- und Aluminiumdepositionen ist Bodestaub. Bei Mangan dürfte die Abwehung von Pflanzenoberflächen (Insertion) eine große Rolle spielen. In emissionsnäheren Waldbereichen kommen sicherlich anthropogene Quellen hinzu. Dementsprechend finden sich im Landesvergleich verhältnismäßig hohe Eisen- und Aluminiumdepositionsraten an den Stationen Kirchen, Montabaur, Hermeskeil und Waldmohr (Tab. 4.3).

Die Manganeinträge in die Waldökosysteme sind außerordentlich unterschiedlich. Die sehr hohen Werte in einigen Waldbeständen zeigen, daß dort zur Zeit die eingetragenen Säuren durch Manganoxide gepuffert werden, während an anderen, stärker versauerten Standorten, Mangan bereits weitgehend aus dem durchwurzelten Boden ausgewaschen worden ist.

Tab. 4.1: Eintrag von Hauptnährstoffen mit dem Freiflächenniederschlag
 Messzeitraum Nov. 1984 bis Oktober 1989 (Basikapazität Nov. 1985 bis Oktober 1989):
 Durchschnittliche Jahresflutraten und 95 % Vertrauensbereich

Station	Nied. mm	Bask kmol/ha	H g/ha	Cl kg/ha	PO ₄ -P g/ha	SO ₄ -S kg/ha	NO ₃ -N kg/ha	ORG.-N kg/ha	NH ₄ -N kg/ha	Nt kg/ha	K kg/ha	Na kg/ha	Ca kg/ha	Mg kg/ha
ADE	871	0.889	385 ± 15	8.2 ± 0.3	131 ± 27	10.0 ± 0.2	5.1 ± 0.1	2.3 ± 0.1	5.8 ± 0.1	13.0 ± 0.2	1.5 ± 0.2	3.8 ± 0.1	4.4 ± 0.2	1.0 ± 0.1
ENT	814	0.869	410 ± 8	6.5 ± 0.2	130 ± 23	9.3 ± 0.1	4.6 ± 0.1	2.0 ± 0.1	4.1 ± 0.1	10.5 ± 0.1	1.7 ± 0.2	2.9 ± 0.1	4.7 ± 0.1	0.8 ± 0.0
HEK	1208	1.198	444 ± 11	9.3 ± 0.3	161 ± 18	11.8 ± 0.2	4.5 ± 0.2	2.5 ± 0.1	5.5 ± 0.3	12.6 ± 0.5	1.7 ± 0.2	4.7 ± 0.1	5.8 ± 0.1	1.2 ± 0.1
IDA	1060	0.949	313 ± 11	7.7 ± 0.2	125 ± 17	9.4 ± 0.3	4.8 ± 0.1	2.1 ± 0.1	5.1 ± 0.1	11.9 ± 0.2	1.7 ± 0.1	3.6 ± 0.1	5.0 ± 0.3	1.2 ± 0.1
JOH	1053	1.087	445 ± 11	7.2 ± 0.2	131 ± 32	10.6 ± 0.1	5.2 ± 0.1	2.4 ± 0.4	5.4 ± 0.1	12.8 ± 0.5	1.5 ± 0.1	3.5 ± 0.1	4.9 ± 0.3	1.1 ± 0.1
KCH	1070	1.095	528 ± 11	11.0 ± 0.3	113 ± 10	12.2 ± 0.2	6.7 ± 0.1	2.2 ± 0.1	6.5 ± 0.2	15.1 ± 0.3	1.5 ± 0.1	5.4 ± 0.2	5.2 ± 0.2	1.3 ± 0.1
KIB	630	0.719	445 ± 9	5.4 ± 0.2	213 ± 25	8.6 ± 0.8	4.3 ± 0.2	2.0 ± 0.3	4.1 ± 0.2	10.4 ± 0.5	2.6 ± 0.2	2.4 ± 0.2	4.6 ± 0.2	1.0 ± 0.1
MON	972	0.920	471 ± 13	8.2 ± 0.3	95 ± 16	10.9 ± 0.2	5.8 ± 0.1	2.0 ± 0.1	5.6 ± 0.1	13.1 ± 0.3	1.1 ± 0.1	4.1 ± 0.2	4.6 ± 0.2	1.3 ± 0.1
MOR	906	0.896	354 ± 7	7.4 ± 0.1	118 ± 11	9.9 ± 0.7	4.9 ± 0.1	2.4 ± 0.1	5.0 ± 0.1	12.3 ± 0.2	1.7 ± 0.1	3.7 ± 0.1	4.7 ± 0.1	1.0 ± 0.0
PRM	1132	0.863	279 ± 8	11.0 ± 0.3	191 ± 30	10.6 ± 0.1	5.7 ± 0.1	2.8 ± 0.2	7.6 ± 0.1	15.9 ± 0.3	1.7 ± 0.1	5.9 ± 0.2	5.7 ± 0.2	1.5 ± 0.1
SAL	979	0.880	277 ± 7	8.0 ± 0.4	152 ± 29	9.1 ± 0.1	4.7 ± 0.1	2.7 ± 0.2	5.6 ± 0.2	12.9 ± 0.3	1.7 ± 0.1	4.1 ± 0.1	4.7 ± 0.2	1.2 ± 0.1
WAL	1013	1.153	523 ± 13	14.1 ± 1.9	131 ± 24	12.2 ± 0.4	4.4 ± 0.1	2.2 ± 0.1	4.5 ± 0.1	11.0 ± 0.2	5.9 ± 1.9	3.5 ± 0.1	5.8 ± 0.4	1.1 ± 0.0

Tab. 4.2: Eintrag von Hauptnährstoffen mit den Bestandesniederschlag
 Meßzeitraum Nov. 1984 bis Oktober 1989 (Basekapazität Nov. 1985 bis Oktober 1989):
 Durchschnittliche Jahresflustraten und 95 % Vertrauensbereich

Station	Nied. mm	Bask kmol/ha	H g/ha	Cl kg/ha	PO ₄ -P g/ha	SO ₄ -S kg/ha	NO ₃ -N kg/ha	ORG.-N kg/ha	NH ₄ -N kg/ha	Nt kg/ha	K kg/ha	Na kg/ha	Ca kg/ha	Mg kg/ha
ADE	577	2.103	1132 ± 36	24.1 ± 0.6	306 ± 23	34.3 ± 0.7	13.1 ± 0.3	5.9 ± 0.2	10.5 ± 0.2	29.4 ± 0.5	18.0 ± 0.5	9.8 ± 0.3	15.2 ± 0.3	2.8 ± 0.1
ENT	465	2.781	1654 ± 39	26.7 ± 0.7	321 ± 13	39.7 ± 0.3	18.2 ± 0.3	5.7 ± 0.1	10.4 ± 0.3	34.3 ± 0.6	20.6 ± 0.7	9.1 ± 0.3	17.8 ± 0.4	2.8 ± 0.1
HEK	836	2.973	1244 ± 46	29.4 ± 0.9	532 ± 35	37.9 ± 1.2	14.1 ± 0.4	6.2 ± 0.2	10.5 ± 0.3	31.9 ± 0.8	26.1 ± 0.7	10.0 ± 0.3	20.4 ± 0.6	3.1 ± 0.1
IDA	654	2.470	1058 ± 42	20.4 ± 0.6	348 ± 67	30.5 ± 0.7	11.1 ± 0.3	5.6 ± 0.2	6.9 ± 0.2	23.5 ± 0.7	17.6 ± 1.0	6.9 ± 0.2	15.4 ± 0.4	3.2 ± 0.1
JOH	762	2.827	1296 ± 32	25.0 ± 0.6	335 ± 67	32.6 ± 0.6	16.1 ± 0.3	6.5 ± 0.2	9.9 ± 0.3	32.6 ± 0.6	17.1 ± 0.4	9.4 ± 0.2	16.8 ± 0.5	3.0 ± 0.1
KCH	656	2.665	1560 ± 44	34.0 ± 1.0	403 ± 16	39.7 ± 0.8	18.2 ± 0.4	5.7 ± 0.2	11.6 ± 0.2	35.5 ± 0.7	15.1 ± 0.4	15.9 ± 0.5	17.0 ± 0.4	4.2 ± 0.1
KIB	346	1.577	600 ± 20	17.4 ± 0.5	409 ± 21	24.3 ± 0.6	12.4 ± 0.4	4.6 ± 0.1	10.6 ± 0.3	27.6 ± 0.8	15.5 ± 0.4	6.1 ± 0.2	12.6 ± 0.3	2.3 ± 0.1
MON	628	2.617	1598 ± 49	25.9 ± 0.7	254 ± 14	42.7 ± 1.0	18.7 ± 0.6	6.3 ± 0.2	12.7 ± 0.3	37.7 ± 0.9	19.4 ± 0.4	10.2 ± 0.4	19.0 ± 0.5	3.9 ± 0.1
MOR	566	2.101	972 ± 21	23.2 ± 0.5	385 ± 68	27.4 ± 0.3	15.1 ± 0.2	6.4 ± 0.6	9.5 ± 0.2	31.2 ± 0.7	18.6 ± 0.6	8.8 ± 0.3	14.6 ± 0.2	2.8 ± 0.1
PRM	871	2.123	966 ± 37	24.5 ± 0.6	391 ± 39	34.2 ± 1.1	11.2 ± 0.3	7.1 ± 0.2	10.0 ± 1.1	28.3 ± 1.2	17.9 ± 0.6	10.3 ± 0.3	18.5 ± 0.8	3.5 ± 0.1
SAL	740	3.036	1403 ± 47	37.7 ± 1.1	314 ± 26	42.8 ± 1.1	20.2 ± 0.6	8.6 ± 0.2	12.2 ± 0.4	41.0 ± 1.0	19.6 ± 0.5	17.7 ± 0.6	24.1 ± 0.8	5.0 ± 0.1
WAL	606	2.376	1178 ± 39	42.1 ± 2.0	565 ± 30	39.3 ± 1.1	14.8 ± 0.5	5.6 ± 0.2	15.3 ± 0.5	35.7 ± 1.0	23.7 ± 1.9	10.1 ± 0.4	18.7 ± 0.5	3.4 ± 0.1

Tab. 4.3: Eintrag von Spuremetallen mit dem Freiland- und Bestandesniederschlag (Fichte)
Messzeitraum Nov. 1984 bis Oktober 1989; Fluoraten in (g·ha⁻¹·a⁻¹) und 95 % Vertrauensbereich

Station	Freiland										Bestand (Fichte)											
	Al	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn	Al	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn	Al	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn	
ADE	268 ± 23	4.5 ± 1.1	51 ± 4	198 ± 17	142 ± 22	69 ± 4	403 ± 71	1018 ± 32	4.6 ± 0.4	51 ± 7	579 ± 24	2831 ± 110	92 ± 4	463 ± 24								
ENT	256 ± 15	2.4 ± 0.5	46 ± 7	226 ± 53	142 ± 36	65 ± 2	281 ± 30	1229 ± 47	4.8 ± 0.3	43 ± 4	732 ± 28	5733 ± 186	114 ± 4	505 ± 17								
HEK	332 ± 32	8.4 ± 1.0	50 ± 7	197 ± 24	102 ± 10	105 ± 6	640 ± 38	1048 ± 67	4.3 ± 0.3	49 ± 8	533 ± 37	1010 ± 67	97 ± 7	644 ± 35								
IDA	227 ± 13	3.5 ± 0.4	58 ± 13	208 ± 57	97 ± 10	64 ± 3	286 ± 22	790 ± 47	4.1 ± 0.3	46 ± 4	418 ± 23	3063 ± 113	73 ± 3	539 ± 134								
JGH	283 ± 37	4.2 ± 0.9	36 ± 2	204 ± 26	106 ± 13	80 ± 3	391 ± 135	1007 ± 52	5.1 ± 0.3	41 ± 3	552 ± 36	2225 ± 131	117 ± 7	526 ± 29								
KCH	366 ± 38	4.8 ± 0.8	66 ± 11	355 ± 38	129 ± 11	104 ± 7	405 ± 43	1310 ± 33	5.1 ± 0.3	60 ± 5	1032 ± 74	3537 ± 208	133 ± 8	587 ± 23								
KIB	194 ± 13	2.6 ± 0.5	37 ± 5	172 ± 41	227 ± 17	51 ± 12	243 ± 46	796 ± 40	2.4 ± 0.1	27 ± 2	528 ± 27	4475 ± 238	52 ± 3	276 ± 15								
MGN	286 ± 24	4.3 ± 0.6	54 ± 7	256 ± 29	85 ± 11	96 ± 5	409 ± 56	1215 ± 98	4.7 ± 0.3	58 ± 5	797 ± 69	1906 ± 82	144 ± 9	630 ± 61								
MOR	259 ± 23	4.4 ± 0.8	43 ± 8	186 ± 31	97 ± 11	75 ± 4	409 ± 95	801 ± 33	4.2 ± 0.3	36 ± 2	498 ± 23	2370 ± 101	84 ± 3	541 ± 25								
PRM	190 ± 12	3.5 ± 0.7	99 ± 12	210 ± 23	74 ± 7	78 ± 4	459 ± 27	546 ± 37	4.1 ± 0.4	99 ± 9	384 ± 35	1757 ± 150	87 ± 7	631 ± 86								
SAL	190 ± 17	6.2 ± 0.9	41 ± 4	202 ± 36	109 ± 13	55 ± 2	508 ± 52	1113 ± 94	5.5 ± 0.4	57 ± 5	698 ± 77	5899 ± 280	116 ± 11	713 ± 50								
WAL	416 ± 20	5.0 ± 0.6	50 ± 9	227 ± 14	233 ± 19	88 ± 5	550 ± 52	1707 ± 159	6.0 ± 0.6	45 ± 3	1000 ± 113	5360 ± 308	149 ± 9	699 ± 55								

Die Deposition der Schwermetalle Zink, Kupfer, Cadmium und Blei in den Waldgebieten ist überwiegend auf anthropogene Quellen zurückzuführen. Im Landesvergleich verhältnismäßig hohe Depositionsraten finden sich wiederum an den Stationen Kirchen, Montabaur, Hermeskeil, Waldmohr und im Bestand noch an der Station Salmwald (Tab. 4.3). Die Stationen Hermeskeil und Waldmohr dürften durch Emissionen aus dem saarländischen Industrieraum beeinflusst werden. Montabaur liegt dem Koblenzer und Neuwieder Industrieraum in Hauptwindrichtung nachgelagert. Die Station Kirchen liegt im Einflußbereich des siegerländer Industrieraumes. Zudem kann an dieser Station die Abwehung von belastetem Material aus alten Bergbauhalden beteiligt sein. Die verhältnismäßig hohen Schwermetalleinträge im Bestand der Meßstation Salmwald dürften auf die besonders effektive Filterwirkung dieses Bestandes aufgrund der häufigen Nebeltage in diesem Gebiet zurückzuführen sein. Auffällig sind besonders hohe Kupferdepositionen sowohl auf der Freifläche als auch im Bestand an der Station Prüm-Nord. Eine Erklärung hierfür konnte bislang nicht gefunden werden.

Die Gesamt-Säureeinträge in die Waldbestände lassen sich aus dem H^+ -Fluß mit dem Waldniederschlag, der Kronenraumpufferung und dem NH_4 -Eintrag überschlägig kalkulieren /2/. Die so berechnete Gesamtsäuredeposition lag an den 12 rheinland-pfälzischen Meßstationen im Mittel der hydrologischen Jahre 1984 bis 1989 zwischen 1,75 und 3,1 $kmol H^+$ -Äquivalente $\cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ (Abb. 4.3).

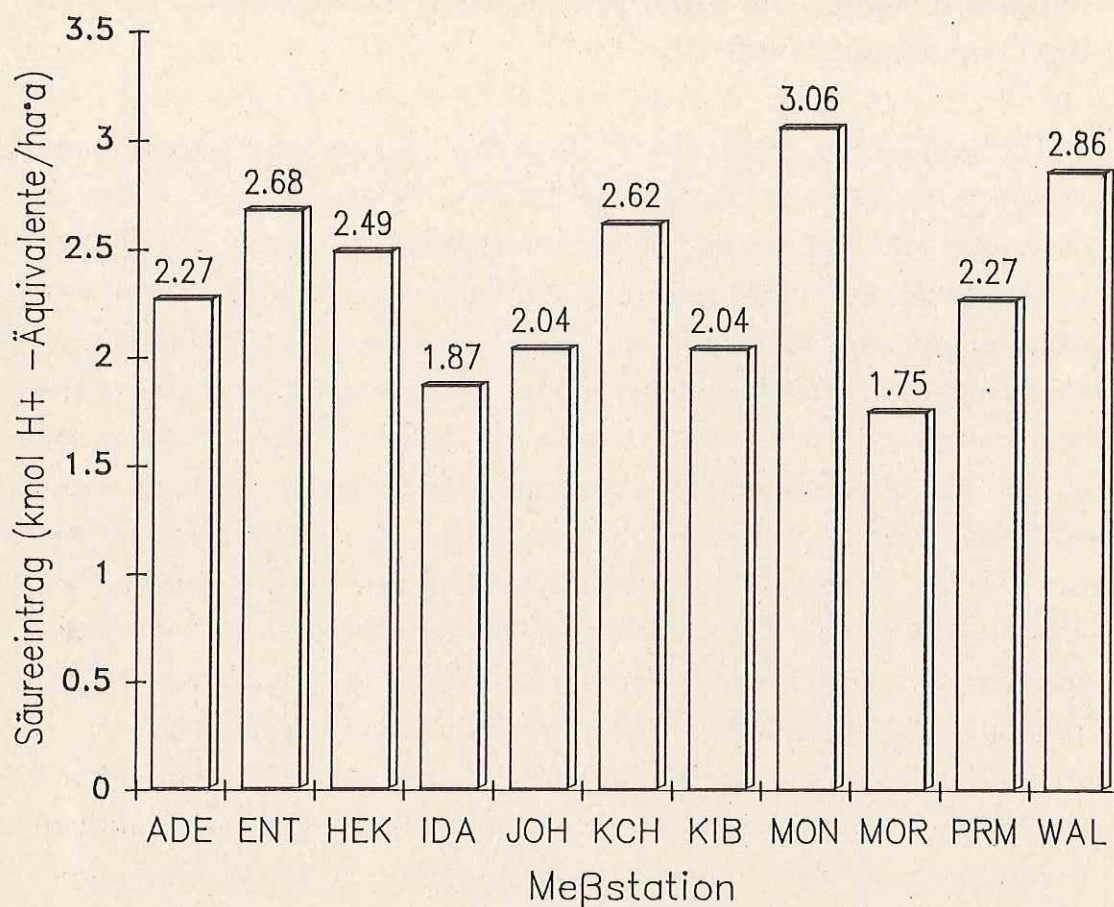


Abb. 4.3: Gesamt-Säureeintrag in den Beständen der 12 Meßorte; November 1984 bis Oktober 1989 (kmol H⁺-Äquivalente·ha⁻¹·a⁻¹)

4.3 Literaturhinweise

- /1/ BLOCK, J.(1983): Pilotprojekt "Saure Niederschläge". Beschreibung der Meßsysteme zur Ermittlung der Stoffdeposition in Waldökosysteme. Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung, NRW. 13 S.
- /2/ BLOCK, J.(1990): Ergebnisse der Stoffdepositionsmessungen in rheinland-pfälzischen Waldgebieten 1984 bis 1989. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz Nr. 14/90
- /3/ Monatsberichte des Deutschen Wetterdienstes 1983 bis 1989

5 WERTUNG DER ERGEBNISSE DER IMMISSIONS- UND DEPOSITIONSMESSUNGEN IM HINBLICK AUF DIE GEFÄHRDUNG DER WALDÖKOSYSTEME

Die Waldschadensforschung der letzten Jahre hat einen wesentlichen Fortschritt im Wissen über die Wirkung von Luftverunreinigungen auf Waldbäume und Waldökosysteme erbracht. Eine eingehende Darstellung und Wertung des derzeitigen Erkenntnisstandes enthält der 3. Bericht des Forschungsbeirates Waldschäden/Luftverunreinigungen des Bundes und der Länder vom November 1989 /1/. Diese Zusammenschau zeigt, daß bei den in den Waldschadensgebieten auftretenden Belastungen akute Schäden durch Direkteinwirkung von SO_2 , NO_2 und O_3 gegenüber chronischen Langzeiteinwirkungen und indirekten Schadeinflüssen zurücktreten. Die degradierende Wirkung langanhaltender Einträge versauernd wirkender Luftverunreinigungen auf die Waldböden ist dagegen vielfach belegt. Von ausschlaggebender Bedeutung sind für die Schadwirkung der Luftverunreinigungen auch die jeweiligen Randbedingungen z.B. Witterungsverlauf, chemischer Bodenzustand, Ernährungszustand der Bäume sowie Wechselwirkungen mit biotischen Schaderregern (vgl. Kapitel 6).

Verschiedene nationale und internationale Institutionen haben sich in den letzten Jahren bemüht, aus dem vorhandenen Wissen über Ursache-Wirkungsbeziehungen Richtwerte (air quality guidelines) für Schadstoffkonzentrationen in der bodennahen Atmosphäre (critical levels) und Schadstoffdepositionen (critical loads) abzuleiten /2, 3, 4, 5/. Die jeweils angegebenen Richt-, Leit- oder Zielwerte sind Orientierungsdaten, die nach dem derzeitigen Wissensstand gewährleisten sollen, daß auch empfindliche Pflanzen und Pflanzengesellschaften vor nachteiligen Effekten geschützt werden. Für Kurzzeitbelastungen gasförmiger Luftschadstoffe konnten aus den vorliegenden experimentellen Ergebnissen bereits recht sichere Richtwerte erarbeitet werden. Für Langzeitbelastungen fehlen dagegen noch wesentliche, wissenschaftliche Grundlagen. Daher haben die diesbezüglichen, bisherigen Kon-

zepte einen vorläufigen Charakter (vgl. /6/). Dies ist bei der nachfolgenden Wertung der Immissions- und Depositionsmeßergebnisse aus Rheinland-Pfalz, die sich vor allem an diesen Richtwerten orientiert, zu berücksichtigen.

5.1 Wertung der Immissionsmeß- ergebnisse

Im ersten Zwischenbericht über das Sondermeßprogramm Wald wurden 1987 die Immissionssituationen in den Waldgebieten von Rheinland-Pfalz für die Jahre 1983 bis 1986 beschrieben und die Meßergebnisse mit den speziell auf den Schutz des Waldes bezogenen Schwellenwerten des "Internationalen Verbandes Forstlicher Forschungsanstalten" (IUFRO) verglichen und bewertet /7, 8/.

Das Sondermeßprogramm Wald wurde in der bisherigen Form bis Ende 1989 fortgeführt. Zur Bewertung der Meßergebnisse für die Gesamtdauer der Untersuchungen von 1985 bis 1989 werden nunmehr neben den o.g. Schwellenwerten der IUFRO auch Zielwerte der Weltgesundheitsorganisation (WHO) und Richtwerte der "United Nations Economic Commission for Europe" (UN-ECE) herangezogen.

Eine Fachkommission der UN-ECE hatte 1988 unter kritischer Sichtung der von den verschiedenen nationalen und internationalen Fachgremien im Verlaufe der letzten Jahre aufgestellten Richt- und Leitwerte Tabellen aufgestellt, aus der nachfolgend einige Richtwerte zur Bewertung der Meßergebnisse herangezogen werden. Diese Richtwerte beziehen sich auf die direkte Wirkung der gasförmigen Schadstoffe SO₂, NO₂, und O₃ auf das Waldökosystem. Sie sagen aus, daß bei Konzentrationen, die diese Richtwerte überschreiten, nach dem gegenwärtigen Stand des Wissens nachteilige Wirkungen auf die Wälder zu erwarten sind. Der Grad der nachteiligen Wirkungen ist von der Häufigkeit dieser Richtwertüberschreitung abhängig.

Wertung der Schwefeldioxidkonzentrationen

Die Wirkung des Schwefeldioxids ist am weitestgehenden untersucht. Es existiert eine Reihe von Richt- und Zielwerten, die sich z.T. beträchtlich unterscheiden /6/.

Speziell auf den Schutz des Waldes bezogene Richtwerte hat der Internationale Verband Forstlicher Versuchsanstalten (IUFRO) erarbeitet /7/.

Als Maß für die Beurteilung von Einwirkungen von SO₂ wurden folgende Richtwerte für zwei unterschiedliche Standortarten festgelegt:

Wälder auf Normalstandorten:	Jahresmittelwert	50 ug/m ³
	97.5 Perzentil/a	100 ug/m ³
Wälder auf Extremstandorten:	Jahresmittelwert	25 ug/m ³
	97.5 Perzentil/a	75 ug/m ³

Gemäß Tabelle 2.1 lagen alle seit 1987 als Maß für die Langzeiteinwirkung ermittelten Jahresmittelwerte an den Waldstationen unter 50 ug/m³, seit Ausbleiben der SO₂-Ferntransporte ab 1988 sogar unterhalb des Richtwertes von 25 ug/m³ für Wälder auf extremen Standorten.

Auch das als Maß für die im Jahr erfolgte Kurzzeitbelastung von der IUFRO vorgeschlagene 97,5-Perzentil der Jahresverteilung wurde nach Ausbleiben der SO₂-Ferntransporte an keiner Station mehr erreicht oder überschritten.

Als weiteres Kriterium zur Beurteilung der Kurzzeiteinwirkungen von SO₂ werden nachfolgend die ebenfalls von der IUFRO-Fachgruppe "Luftreinhaltung" 1979 vorgeschlagenen 24-Stundenmittelwert von 100 ug/m³ an Normalstandorten und von 50 ug/m³ an Extremstandorten herangezogen. Zwölfmalige Überschreitungen sind hierbei im Halbjahr zugelassen (Tab. 5.1).

Bis 1987 traten Überschreitungen des 24-h-Mittelwertes von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im jeweils ersten Halbjahr an allen Meßstationen (außer Idar-Oberstein 1987) mehr als 12mal auf (Tab. 5.1). Das erste Halbjahr beinhaltet die im allgemeinen höchsten SO_2 -Belastungsmonate Januar, Februar und März.

1985 wurde an allen vier Waldmeßstationen in der ersten Jahreshälfte der Tagesmittelwert von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ SO_2 mindestens 37mal überschritten. In den ersten Halbjahren der darauffolgenden Jahre 1986 und 1987 war die Anzahl der Überschreitungen nur wenig geringer.

Legt man die IUFRO-Resolution zugrunde, so war für die Jahre 1985 bis 1987 in den standörtlich ungünstigen Kammlagen der Mittelgebirge eine Gefährdung der Wälder durch SO_2 zu erwarten. Hier sind auch die stärksten Waldschäden festgestellt worden. Ab 1988 ging die Überschreitungshäufigkeit dann an allen Standorten stark zurück.

Die von der UN-ECE 1988 vorgeschlagenen Richtwerte zur Bewertung der Wirkung von SO_2 orientieren sich an experimentell ermittelten Wirkungen auf empfindliche Pflanzen ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Jahresmittelwert) sowie auf empfindliche Kulturpflanzen und Wälder ($30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Jahresmittelwert und $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Tagesmittelwert) /4/.

Seit 1985 lagen die Jahresmittelwerte von SO_2 an fast allen Meßstationen in der Größenordnung von $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oder darunter. Damit sind nach den Kriterien der UN-ECE Schäden in den Wäldern durch direkte **Langzeiteinwirkung** von Schwefeldioxid kaum zu erwarten.

Tab. 5.1: Überschreitungshäufigkeiten von Vorgabewerten (Tagesmittelwerte) der IUFRO für Schwefeldioxid (SO₂)

Station/ Halbjahr	Anzahl der Tage > 50 µg/m ³					Anzahl der Tage > 100 µg/m ³				
	85	86	87	88	89	85	86	87	88	89
Waldmohr¹										
1. Halbjahr	39	13	33	6	3	18	3	20	0	0
2. Halbjahr	25	12	14	3	2	6	0	0	0	0
Jahr	64	25	47	9	5	24	3	20	0	0
Idar-Oberstein¹										
1. Halbjahr	40	42	10	4	2	11	17	7	0	0
2. Halbjahr	16	3	4	1	1	2	0	0	0	0
Jahr	56	45	14	5	3	13	17	7	0	0
Prüm-Nord²										
1. Halbjahr	37	51	28	2	3	11	27	11	0	0
2. Halbjahr	19	5	6	0	0	2	0	0	0	0
Jahr	56	56	34	2	3	13	27	11	0	0
Kirchen²										
1. Halbjahr	45	50	48	13	5	25	32	27	1	0
2. Halbjahr	22	12	5	5	1	12	0	0	1	0
Jahr	67	62	53	18	6	37	32	27	2	0
Merzalben³										
1. Halbjahr			-	8	2			-	1	0
2. Halbjahr			5	1	2			0	0	0
Jahr			5	9	4			0	1	0

1 installiert im Dezember 1983

2 installiert im April 1984

3 installiert im Februar 1987

Der Richtwert der UN-ECE von 70 mg/m³ für die 24-stündige Einwirkung wurde jedoch in den Jahren von 1984 bis 1987 an den Waldstationen recht häufig überschritten (Tab. 5.2)

Tab. 5.2: Überschreitungshäufigkeit von Vorgabewerten (Tagesmittelwerte) der UN-ECE für Schwefeldioxid (SO₂)

Station	Anzahl der Tagesmittelwerte > 70 µg/m ³					
	1984	1985	1986	1987	1988	1989
Waldmohr	18	37	27	30	4	1
Idar-Oberstein	18	37	27	11	1	2
Prüm-Nord	-	26	40	19	0	1
Kirchen	-	45	43	38	8	2
Merzalben	-	-	-	-	5	0

Hieraus geht hervor, daß auch nach den UN-ECE-Kriterien bis 1987 durch **direkte Kurzzeiteinwirkungen** des SO₂ negative Effekte in den Wäldern zu erwarten waren.

Die zeitliche Verteilung der Überschreitungshäufigkeiten dieses Kurzzeitwertes von 70 µg/m³ zeigt jedoch, daß diese Überschreitungen fast nur außerhalb der Vegetationsperiode, also in Zeiten vergleichsweise geringer Sensibilität gegenüber Schadgasen, auftraten (Abb. 5.1).

Seit 1988 erfolgte dann ein starker Rückgang dieser Kurzzeitüberschreitungen infolge des schon öfters zitierten Ausbleibens von östlichen Kaltfronten mit austauscharmen Wetterlagen, die einen Ferntransport von SO₂ aus östlichen Industriegebieten erst ermöglichen /11/.

Aus diesen Befunden kann geschlossen werden, daß die negativen Wirkungen von **direktwirkendem** Schwefeldioxid auf die Wälder in den vergangenen fünf Jahren gering waren und ständig geringer wurden.

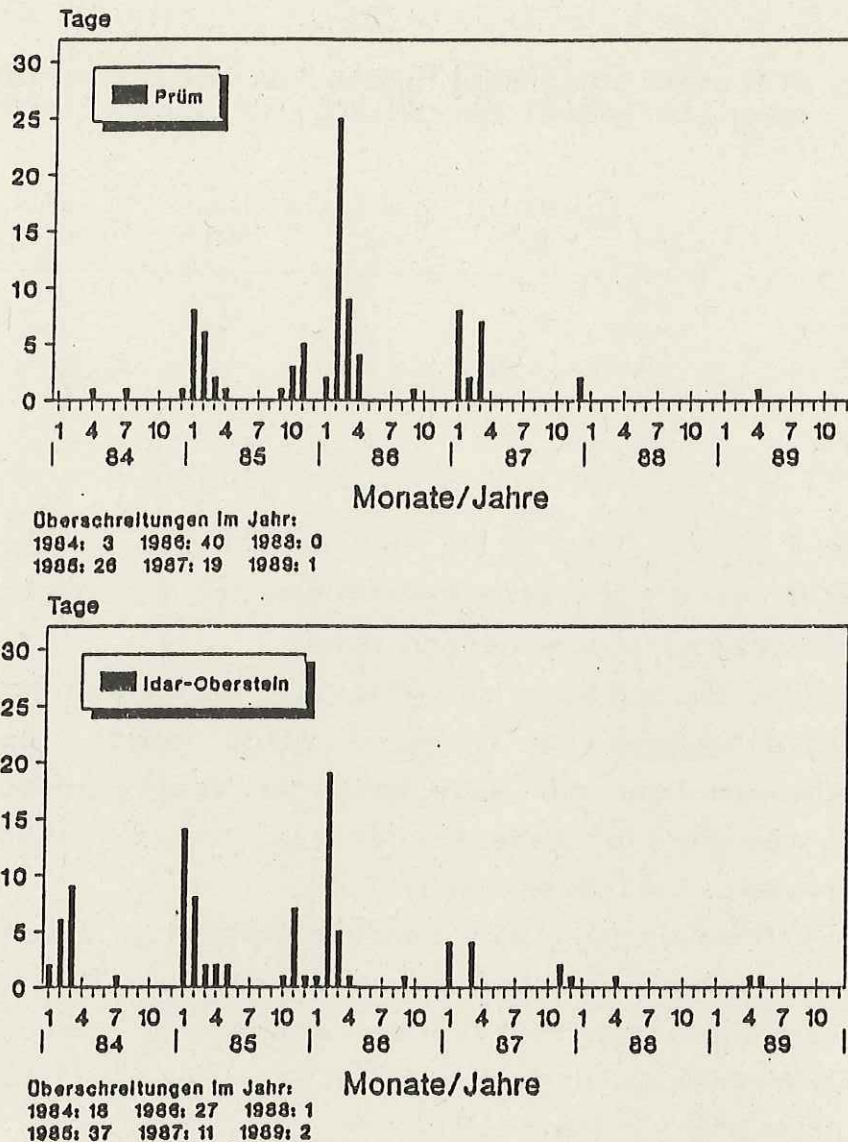


Abb. 5.1: Überschreitungshäufigkeiten von Vorgabewerten (Tagesmittelwerte) der UN-ECE für Schwefeldioxid

Wertung der Stickstoffdioxidkonzentrationen

Über die Direkteinwirkung von gasförmigem Stickstoffdioxid (NO₂) auf Pflanzen ist weit weniger bekannt als über die Wirkung von Schwefeldioxid.

Die Stickstoffdioxidkonzentrationen zeigten in den Waldregionen nur in den Wintermonaten erhöhte Werte. Der von der UN-ECE 1988 vorgeschlagene Richtwert von 60 µg/m³ als Mittelwert über die Vegetationsperiode (Mai bis September) wur-

de an keinem Ort in den Waldgebieten erreicht. Auch der Richtwert von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Mittelwert über das Winterhalbjahr wurde an keinem Meßstandort in den Waldregionen erreicht bzw. überschritten.

Die Jahresmittelwerte von NO_2 lagen in allen Waldgebieten seit 1985 unter $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und damit auch unter dem Wert von $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als von der Weltgesundheitsorganisation (WHO, 1987) und auch von der UN-ECE (1988) angegebenen Ziel- bzw. Richtwert (vgl. Tab. 2.2).

Daraus ist zu folgern, daß durch die direkte Langzeiteinwirkung von gasförmigem NO_2 keine gravierenden Schädigungen in den Wäldern zu erwarten sind.

Auch bei den Kurzzeiteinwirkungen hoher NO_2 -Konzentrationen wurden keine Richt- oder Zielwertüberschreitungen registriert. So lagen die höchsten 95 %-Werte der jährlichen Meßwertverteilungen seit 1985 bei $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und damit um 37 Prozent unter dem entsprechenden Richtwert von $95 \mu\text{g}/\text{m}^3$ der UN-ECE (1988).

Der 4-Stundenmittelwert von $95 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Zielwert der WHO (1987) wurde ebenfalls an keiner Meßstation überschritten. Auch der von der UN-ECE (1988) festgelegte Richtwert von $800 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als 1-Stundenmittelwert wurde seit 1984 an keiner Waldstation erreicht.

Somit kann man aufgrund dieser Messungen davon ausgehen, daß eine unmittelbare negative Beeinflussung der Waldbäume durch gasförmiges NO_2 nicht auftrat.

Wertung der Ozonkonzentrationen

Ozon entsteht als sekundäre Luftverunreinigung aus Stickoxiden und reaktiven Kohlenwasserstoffen unter Einwirkung energiereicher Sonnenstrahlung.

An den Waldstationen in Rheinland-Pfalz wurden bei den kontinuierlichen Messungen der Jahre 1985 bis 1989 Jahresmittelwerte von 43 bis 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ registriert (Tab. 2.3). Auch die Werte der diskontinuierlichen Messungen lagen in diesem Bereich (siehe Kap. 3).

In den letzten Jahren wurde eine Zunahme der mittleren Ozonbelastung an allen Waldstationen registriert (Abb. 2.6). Auch an den Stadtstationen erfolgte ein Anstieg der gleitenden Jahresmittelwerte. Die Ursache hierfür ist in der durch ansteigende Verkehrsdichte bewirkten Zunahme der mittleren NO_2 -Konzentration in den Verkehrs- und Stadtregionen und im gleichzeitigen Anstieg der Sonneneinstrahlung und mittleren Jahrestemperatur zu sehen.

Zur Beurteilung der Langzeiteinwirkung des Ozons auf die terrestrische Vegetation wird der arithmetische Mittelwert über die Vegetationsperiode (Mai bis Oktober) herangezogen, und zwar der "Zielwert" der WHO (1987) von 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und der "Richtwert" der UN-ECE (1988) von 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$:

Die Jahresmittelwerte haben an allen Waldstationen in den Jahren 1988 und 1989 den Wert von 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und damit die Ziel- bzw. Richtwerte der WHO und UN-ECE überschritten (vgl. Tab. 2.3; Ausnahme: Kirchen im Jahr 1988).

Die schädliche Wirkung des Ozons ist nach den Angaben der VDI-Richtlinie 2310, Bl. 6, bei empfindlichen Pflanzen, wie z.B. der gemeinen Kiefer und der Weymouthskiefer, bereits nach 8-stündiger Überschreitung von 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Ozon zu erwarten /2/.

Die WHO (1987) empfiehlt einen Zielwert von 65 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ als 24-Stunden-Mittelwert. Dieser WHO-Zielwert wurde an manchen Stationen an mehr als der Hälfte aller Tage des Jahres überschritten, und zwar mit zunehmender Häufigkeit in den letzten Jahren (Tab. 5.3).

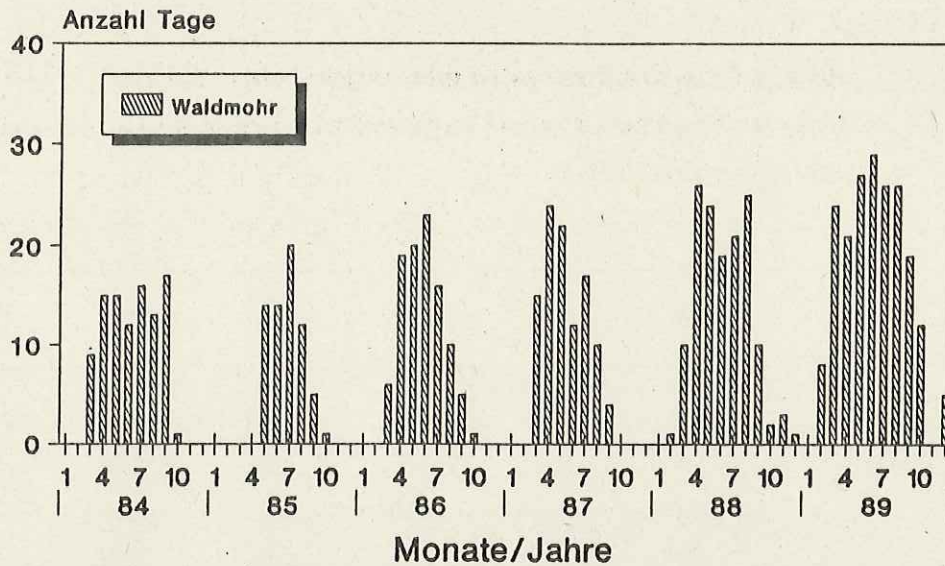
**Tab. 5.3: WHO-Zielwertüberschreitungen von Ozon:
Überschreitung von Tagesmittelwerten > 65 µg/m³
(Mindestzahlen)**

Station	1984	1985	1986	1987	1988	1989
Waldmohr	83	66	100	104	142	197
Idar-Oberstein	146	131	176	132	172	212
Prüm	102*	157	220	151	157	202
Kirchen	62*	86	85	94	95	198
Merzalben	-	-	-	180*	200	196

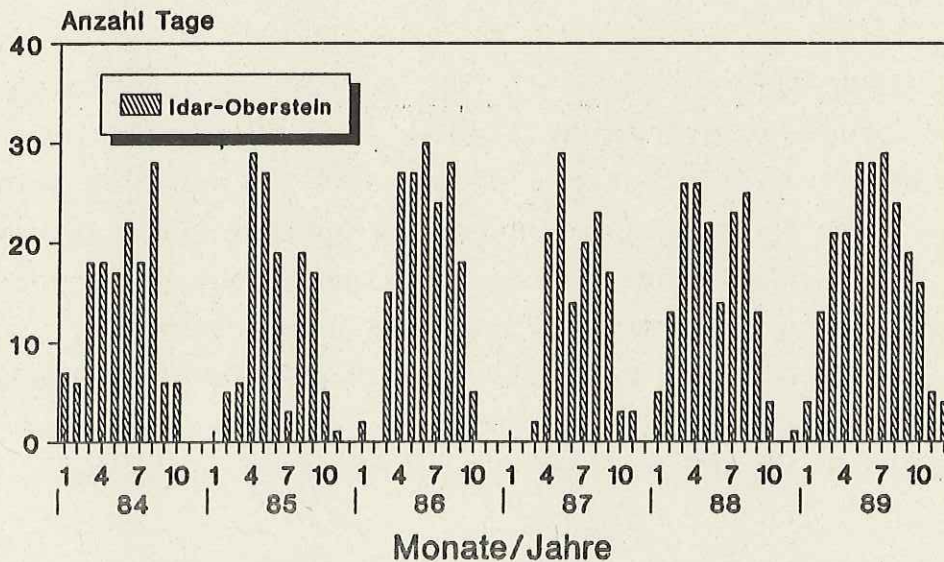
* Meßreihen von Prüm und Kirchen ab 3/84, Merzalben ab 3/87 verfügbar

Nach Monaten aufgeschlüsselt, ist an den Waldstationen, die näher an Besiedlungsräumen liegen (z.B. Waldmohr und Kirchen) eine deutliche Zunahme dieser WHO-Zielwertüberschreitungen in den letzten zwei Jahren zu verzeichnen. An den übrigen, mehr industriefernen und übrigens auch höher über NN gelegenen Stationen im Hunsrück (bei Idar-Oberstein) und in der Eifel (bei Prüm) sind solche, deutlichen WHO-Zielwertüberschreitungen bereits in früheren Jahren und zudem auch außerhalb der Vegetationsperiode (Abb. 5.2) erkennbar.

Da der Tagesmittelwert von 65 µg/m³ in allen Monaten der Vegetationsperiode häufig überschritten wurde, ist auch der 8-Stundenmittelwert von 60 µg/m³ als Richtwert der UN-ECE (1988) mit mindestens der gleichen Häufigkeit überschritten worden. Aufgrund der Tatsache, daß diese Überschreitungen in den Waldregionen während der Vegetationsperiode nahezu täglich auftraten, ist der Schluß erlaubt, daß ein Teil der neuartigen Waldschäden durch die Direkteinwirkung des Ozons verursacht sein kann.



Summe der Überschreitungen im Jahr:
 1984: 83 1986: 100 1988: 142
 1985: 66 1987: 104 1989: 197



Summe der Überschreitungen im Jahr:
 1984: 146 1986: 176 1988: 172
 1985: 131 1987: 132 1989: 212

Abb. 5.2: Überschreitungshäufigkeiten von Zielwerten (Tagesmittelwerte) der WHO für Ozon

Hohe und langanhaltende Ozonkonzentrationen entwickeln sich insbesondere bei langanhaltenden Hochdruckwetterlagen mit leichten Windtriften um östliche Richtungen bei starker und ungestörter Sonneneinstrahlung und damit steigenden Temperaturen.

Mit dieser Wetterlage geht auch ein Anstieg der allgemeinen Trockenheit einher, die ebenfalls einen nachteiligen Einfluß auf die Wälder bewirkt. Solange nicht beide Wirkungen entfaltet werden können, ist eine Quantifizierung der Baumschäden durch Direkteinfluß von Ozon, das stark von den vorgenannten meteorologischen Bedingungen bestimmt wird, nicht möglich.

Aus der Analyse von Meßreihen der Halbstundenmittelwerte von Ozon, Stickoxiden und Kohlenwasserstoffen unter Zuhilfenahme von Modellrechnungen ergibt sich, daß das in den Waldgebieten gemessene Ozon überwiegend anthropogen ist. Als Primärquelle kommt überwiegend der Kraftfahrzeugverkehr in Frage /9, 10/.

5.2 Wertung der Depositionsmeß- ergebnisse

Die nachfolgenden Ausführungen orientieren sich vor allem an dem in /1/ und /5/ zusammengefaßten Kenntnisstand über die Auswirkungen der Deposition von Luftverunreinigungen auf Waldökosysteme. Hiernach kann die Deposition von Luftverunreinigungen in Waldökosysteme Veränderungen des chemischen Milieus, Änderungen der Nährelementvorräte und -gleichgewichte sowie eine Akkumulation von potentiell toxischen Substanzen bewirken. In den verhältnismäßig industriefernen Waldregionen des Landes Rheinland-Pfalz spielt die Deposition von ferntransportierten Schwefel- und Stickstoffverbindungen die größte Rolle. Ein überhöhter Eintrag dieser Stoffe führt zur Versauerung des Mineralbodens, der Oberflächengewässer und des Grundwassers verbunden mit

- abnehmender Basensättigung und geringeren Konzentrationen und Vorräten pflanzenverfügbarer Nährstoffe (z.B. Magnesium, Kalzium, Kalium, Phosphor und Molybdän)
- abnehmenden pH-Werten und sinkender Alkalität

- steigenden Sulfat- und Nitratkonzentrationen
- steigenden Konzentrationen potentiell toxischer Metalle (z.B. Aluminium und Eisen)

Der Eintrag von Säuren und Säurebildnern muß dann als überhöht angesehen werden, wenn die Fähigkeit des Bodens, die Säuren ökosystemunschädlich abzupuffern, übersteuert wird. Die wesentlichsten Mechanismen der Säurepufferung sind die Auflösung von Carbonaten und die Verwitterung primärer Silikate. Allerdings liegt die Mehrzahl der Waldbestände in Rheinland-Pfalz auf kalkfreien Standorten mit geringen Gehalten vorherrschend langsam verwitternder Silikate. Auf solchen Standorten wird das Säurepufferungsvermögen durch die Silikatverwitterung bereits von Säureüberschüssen durch die Biomassenutzung (Holzernte) und durch natürliche Fluktuationen im Stickstoffkreislauf ausgeschöpft. Infolgedessen schlägt die zusätzliche Säurezufuhr aus der Luftschadstoffdeposition unmittelbar in Form einer Veränderung des Säure-Basezustands des Ökosystems durch. Die hiermit einhergehenden Nährstoffverluste können zu Nährstoffmangelsituationen und Nährstoffungleichgewichten führen. Durch die Freisetzung von Aluminium und Eisenionen und die Erhöhung der Mobilität von Schwermetallen entsteht die Gefahr einer gravierenden Störung der für einen kurzgeschlossenen Nährstoffkreislauf wichtigen Zersetzerketten und einer Schädigung der Feinwurzeln. Bei langanhaltend überhöhten Säuredepositionen ist mit einer grundlegenden Destabilisierung des gesamten Ökosystems zu rechnen.

Bei pufferschwachem Untergrund kann die Versauerung bis in das Grund- und Quellwasser durchschlagen. Als Folge treten überhöhte Metallkonzentrationen (z.B. Aluminium und Mangan) sowie erhöhte Sulfat- und Nitratgehalte bei sinkenden pH-Werten auf. Hierdurch kann die Fauna und Flora der Quellbereiche und Bachoberläufe geschädigt sowie die Verwendbarkeit des Grund- und Quellwassers als Trinkwasser eingeschränkt werden.

Eine überhöhte Deposition von Stickstoff aus Verbrennungsprozessen (Nitrat) oder landwirtschaftlichen Produktionsverfahren (Ammonium) trägt nicht nur zur Bodenversauerung bei, sondern verschärft die negativen Auswirkungen der Bodenversauerung auf die Öko- und Hydrosphäre erheblich. Die Mehrzahl der Waldökosysteme sind in Rheinland-Pfalz noch nicht stickstoffgesättigt. Hier wird eine hohe N-Deposition zu einer Stickstoffanreicherung im System führen. Dies bewirkt zwar ein besseres Wachstum der oberirdischen Biomasse, aber auch eine Erhöhung des Wasserstressrisikos infolge des erhöhten Wasserverbrauchs und eine Verschärfung der Sturm- und Schneebruchgefährdung. Hohe Stickstoffeinträge können Nährstoffungleichgewichte verstärken, da andere Nährstoffe aufgrund der versauerungsbedingten Verluste meist nicht in ausreichendem Maße zur Verfügung stehen und ihre Aufnahme daher nicht im gleichen Maße gesteigert werden kann wie die Stickstoffaufnahme. Hohe Stickstoffgehalte in den Nadeln können zudem die Frosthärte reduzieren und die Pilzinfektionsgefahr erhöhen.

Eine Stickstoffanreicherung im System betrifft nicht nur die Baumschicht, sondern kann gravierende Veränderungen in der Zusammensetzung und Artenvielfalt der Bodenvegetation bewirken.

Bereits ohne überhöhte atmosphärische Stickstoffzufuhr besteht die Gefahr von Stickstoffausträgen mit dem Sickerwasser und entsprechender Nitratbelastung der Grund- und Quellwässer, wenn gravierende natürliche oder anthropogene Störungen im Ökosystem auftreten. Dies ist zum Beispiel nach Waldbränden, Windwurf oder großflächigen Kahlhieben der Fall. Die Kahllage bewirkt eine stark ansteigende Nitrifizierung, die einen Versauerungsschub mit der Folge einer verstärkten Freisetzung von Aluminiumionen und eine verstärkte Auswaschung von Nährstoffkationen nach sich zieht. Hierdurch können Feinwurzelschäden entstehen, die ihrerseits die Ammoniumaufnahme der Bäume behindern, wodurch mehr Ammonium für die Nitrifikation verfügbar bleibt. Der Prozeß kann sich also selbst verstärken. Hohe Stickstoffeinträge können das Risiko solcher Nitrifikationsschübe erheblich erhöhen

und dazu führen, daß bereits bei verhältnismäßig geringfügigen Störungen im Ökosystem die vorstehend beschriebenen negativen Prozesse in Gang gesetzt werden.

In einigen Ökosystemen, zum Beispiel Nadelholzbeständen nach Laubwald auf basenreichen Standorten oder bei langandauernden, sehr hohen Stickstoffdepositionen kann die Stickstoffsättigung des Systems bereits erreicht sein. In diesem Falle führt jeder zusätzliche Stickstoffeintrag aus der Atmosphäre unmittelbar zu erhöhten Nitratausträgen.

Mit der Frage, welche Schwefel- und Stickstofffrachten nachteilige Effekte in den Ökosystemen erwarten lassen, befaßte sich im März 1988 ein von der UN-ECE und dem Ministerrat der nordischen Länder organisierter Workshop in Skokloster, Schweden /5/. Die "kritische Fracht" wurde definiert als "quantitative Angabe der Exposition gegenüber einem oder mehreren Schadstoffen, unter der nach dem derzeitigen Stand des Wissens keine signifikant schädigenden Auswirkungen auf bestimmte sensitive Elemente der Umwelt auftreten". Bezogen auf den Waldboden wurde versucht, die kritischen Frachten so anzulegen, daß die höchsten Depositionsraten der Anionen starker Mineralsäuren keine chemischen Veränderungen im Boden verursachen, die langfristig, d.h. im Zeitrahmen einer oder mehrerer Umtriebszeiten, schädliche Auswirkungen auf die Struktur und die Funktion der Ökosysteme haben. Vor allem soll der Boden vor einer gravierenden Verringerung der pflanzenverfügbaren Nährstoffvorräte geschützt werden.

Unter diesem Gesichtspunkt wird die kritische Fracht an versauernd wirkenden Komponenten von der Silikatverwitterung und der Auflösung von Carbonaten bestimmt. Die noch tragbare Säuredeposition ist auf Standorten, auf denen vor allem inerte oder sehr langsam verwitternde Minerale z.B. Quarz, Kalifeldspäte, Plagioklas und Muskowit vorherrschen, gering, auf Standorten mit ausreichenden Mengen an Carbonaten oder rasch verwitternden Mineralen wie z.B. Pyroxen, Olivin

und Epidot dagegen verhältnismäßig hoch. Eine Mittelstellung nehmen Standorte mit Biotit und Amphibolen als vorherrschende Minerale ein.

Diesen Vorgaben entsprechend wurden für den Schutz der Waldböden in dem o.a. Workshop folgende kritische Säure- und Schwefeleinträge vorläufig festgelegt:

- Silikatarme Böden mit vorherrschend langsam verwitternden Mineralen (z.B. aus Granit, Quarzit):
< 0,2 - 0,5 kmol H⁺ · ha⁻¹ · a⁻¹ entsprechend
< 3 - 8 kg S ha⁻¹ · a⁻¹
- Mittlere Böden (z.B. aus Gabbro, Grauwacke):
0,5 - 1 kmol H⁺ · ha⁻¹ · a⁻¹ entsprechend 8 - 16 kg
S ha⁻¹ · a⁻¹
- Silikatreiche Böden mit rascher verwitternden Mineralen (z.B. aus Basalt): 1 - 2 kmol
H⁺ · ha⁻¹ · a⁻¹ entsprechend 16 - 32 kg S ha⁻¹ · a⁻¹.

Neben den mineralogischen Gegebenheiten wird die Empfindlichkeit eines Ökosystems gegenüber Säureeinträgen auch von anderen Faktoren beeinflusst, z.B. den klimatischen und hydrologischen Verhältnissen, morphologischen Gegebenheiten, den physikalischen und chemischen Bodencharakteristika sowie der aktuellen und geschichtlichen Bestockung. Besonders geringe Frachten sollten in Koniferenwäldern in Hochlagen mit hohen Niederschlagssummen auf gut drainierenden sandigen Böden aus basenarmen Ausgangsgesteinen eingehalten werden. Gerade solche, gegenüber den Säurebelastungen besonders empfindliche Waldflächen nehmen in Rheinland-Pfalz einen hohen Flächenanteil ein.

Bezüglich des Stickstoffeintrags wird die gerade noch tragbare Rate durch die Fähigkeit der Ökosysteme, Stickstoff zu speichern, bestimmt. Dieser Schwellenwert ist erreicht, wenn die Stickstofffreisetzung durch Mineralisierung und die externe Stickstoffzufuhr die Stickstoff-Absorptionskapazität der Biomasse und des Bodens übersteigt, bzw. langfristig zu übersteigen droht.

Auf Standorten, die bereits eine Stickstoffsättigung zeigen, ist jegliche zusätzliche Stickstoffzufuhr schädlich. Auf noch nicht stickstoffgesättigten Standorten ist die kritische Stickstofffracht von der Produktivität bzw. dem Biomasseentzug abhängig. Auf schwachen Standorten wird ein Maximaleintrag von $3 - 11 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, auf guten Standorten $7 - 20 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ empfohlen. In Laubwäldern ist im allgemeinen eine höhere Stickstoffdeposition tragbar als in Nadelwäldern.

Da in der Regel Stickstoff- und Schwefeldepositionen gemeinsam auftreten, muß auch die kombinierte Wirkung beider Komponenten beachtet werden. Abbildung 5.3 enthält einen in dem o.a. Workshop erarbeiteten Vorschlag für eine derartige Kombination. In der Grafik sind die mehrjährigen Mittelwerte der Stickstoff- und Schwefeleinträge an den 12 Fichtenmeßstellen in Rheinland-Pfalz ergänzt. Die gemessenen Einträge übersteigen selbst die für Kalkstandorte vorgegebenen Schwellenwerte. In den rheinland-pfälzischen Waldgebieten herrschen aber kalkfreie und silikatarme Böden aus Hauptbundstandstein (überwiegender Teil des Pfälzerwaldes), Quarzit (große Teile der Hunsrück-Kammlagen) und Tonschiefer, Grauwacke (überwiegender Bereich in Hunsrück, Eifel und Westerwald) vor. Die dafür vorgegebenen kritischen Frachten werden von den gemessenen Eintragsraten um ein vielfaches überschritten. Bei einer andauernden Belastung in der bisherigen Größenordnung sind daher schwerwiegende Schäden in den Waldökosystemen, aber auch am Quell- und Grundwasser zu erwarten.

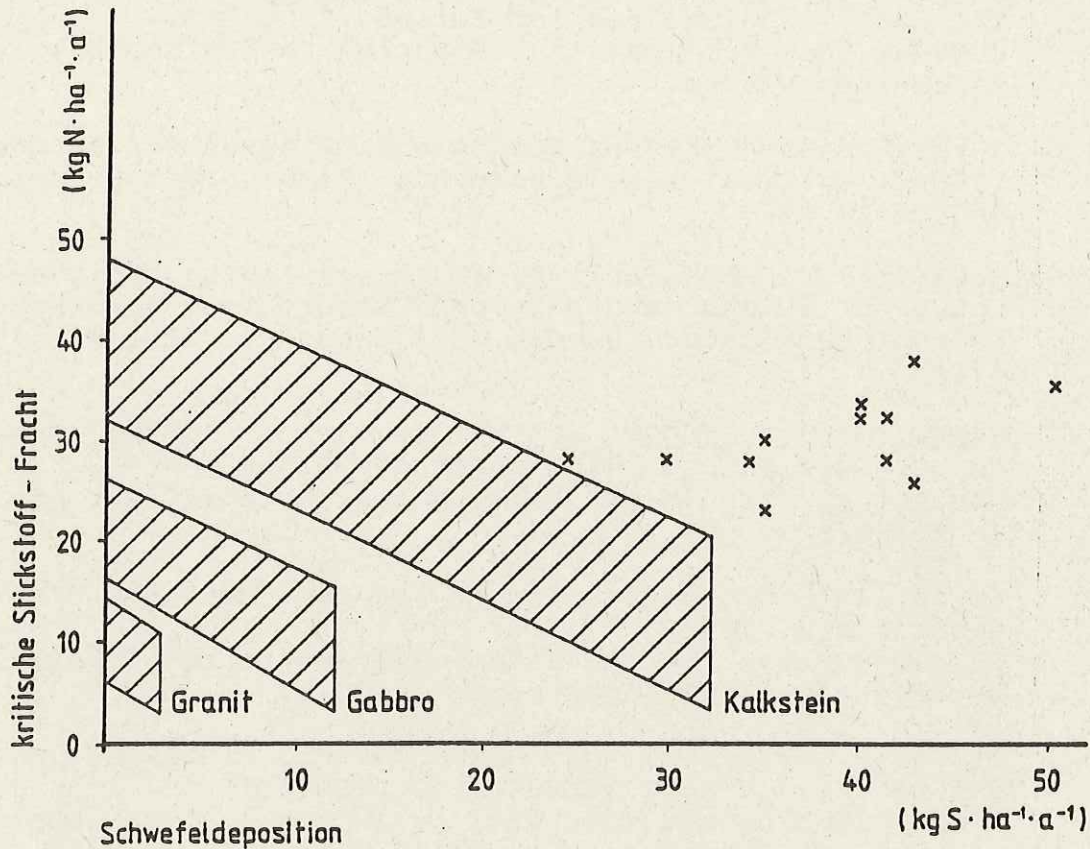


Abb. 5.3: Kritische Stickstoff-Frachten in Abhängigkeit von der Schwefeldeposition bei unterschiedlichen Ausgangsgesteinen der Bodenbildung. Die Kreuze kennzeichnen die mehrjährigen Mittel der Stickstoff- und Schwefeldeposition (Kronendurchlaß Fichte) an 12 rheinland-pfälzischen Meßstationen (aus /5/, geringfügig verändert)

5.3 Literaturhinweise

- /1/ FORSCHUNGSBEIRAT WALDSCHÄDEN/LUFTVERUNREINIGUNGEN (Hrsg.) (1989): Dritter Bericht. 611 S. Bezugsquelle: Kernforschungszentrum Karlsruhe, Postfach 3640, 7500 Karlsruhe 1
- /2/ VDI (Verein Deutscher Ingenieure) (1987): Maximale Immissionswerte zum Schutz der Vegetation - Maximale Immissionskonzentrationen für Ozon. VDI-Richtlinie 2310, Blatt 6

- /3/ WHO (World Health Organization) (1987):
Air Quality Guidelines for Europe.
WHO Regional Publications, European Series No. 23,
Copenhagen 426 pp.
- /4/ UN-ECE (United Nations Economic Commission for Europe)
(1988): Critical Levels Workshop. Final Draft Report,
Bad Harzburg
- /5/ NILSSON, J., GRENNFELT, P. (Editors) (1988): Critical
Loads for Sulphur and Nitrogen. Report from a workshop
held at Skokloster, Sweden, Miljörapport 1988: Nr. 15,
418 pp.
- /6/ JÄGER, H.-J., BENDER, J., WEIGEL, H.-J. (1989): Stand
der Diskussion über Richtwerte für Schadstoff-
konzentrationen in der Luft. Angew. Botanik, Nr. 63,
S. 559-575
- /7/ IUFRO (International Union of Forestry Research Orga-
nisations), (1987):
Resolution über maximale Immissionswerte zum Schutze
der Wälder. IUFRO-Fachgruppe S 2.09.00
- /8/ BLOCK, J., BOCKHOLT, N., BORCHERT, H., FINGERHUT, M.,
FRAUDE, H.-J., HEIDINGSFELD, N. (1987):
"Sondermeßprogramm Wald (SMW) - Zwischenbericht über
die Untersuchungsergebnisse 1983 bis 1986"; Heraus-
geber: Ministerium für Landwirtschaft, Weinbau und
Forsten, Ministerium für Umwelt und Gesundheit, Mainz,
74 S.
- /9/ BORCHERT, H., FUCHS, F., (1991):
Messung und Berechnung von anthropogenem Ozon in Wald
und Stadtgebieten. (Veröffentlichung in Vorbereitung)

6 PERIODISCHE ÜBERWACHUNG DER VITALITÄT VON WALDÖKO- SYSTEMEN AUF DAUERBEOBACHTUNGSFLÄCHEN

6.1 Einleitung und Zielsetzung

Seit 1983 wird anhand von 50 über das Land verteilten Beobachtungsflächen die Vitalitätsentwicklung auf 50x50 m großen Ausschnitten gebietstypischer Waldbestände der vier Hauptbaumarten Fichte, Buche, Kiefer und Eiche verfolgt (Abb. 1.1). Die Grundlagen der Flächenauswahl und die Methodik der Aufnahme ist in /1/ beschrieben. Erklärtes Ziel der Untersuchungen auf Dauerbeobachtungsflächen ist es, die strukturellen Auswirkungen der Schadensentwicklung anhand kleinflächiger Bestandesausschnitte zu bewerten. Hierbei sollen Veränderungen im Ökosystem Wald an verschiedenen, den Zustand bzw. die Entwicklung dieses Ökosystems charakterisierenden Ausschnitten wie Waldbäume, Flechten, Bodenvegetation, Humus, Boden etc. erhoben werden.

Differenzierte Aussagen über die Ursachen dieser Entwicklung werden durch die Erfassung von anthropogenen Einflüssen, vor allem Luftverunreinigungen, und natürlicher Umweltbedingungen wie Klima, Standort, biotische Schaderreger etc. ermöglicht.

Im folgenden werden die bisherigen Ergebnisse anhand der seit 1983 (1984) in Beobachtung stehenden Dauerbeobachtungsflächen dargestellt.

6.2 Ergebnisse

Die Vitalitätsentwicklung der vier Baumarten verlief zum Teil sehr unterschiedlich (Abb. 6.1). Während sich der Benadelungszustand der in Beobachtung stehenden Fichten von 1983 bis 1987 deutlich verschlechterte, und seit dem praktisch unverändert blieb, hat sich die Benadelung der Kiefern seit 1985 kontinuierlich verbessert. Diese deutliche Zunahme der

Benadelung der Kiefern wird durch die Erhebung von Anzahl und Vollständigkeit der Nadeljahrgänge /2, 3/ bis zur Aufnahme 1988 gestützt (Tab. 6.1).

Tabelle 6.1: Entwicklung der mittleren Gesamtbenadelungswerte der Kiefer an 6 Dauerbeobachtungsflächen

Jahr	1985	1986	1987	1988	1989
Gesamtbenadelungswert	2,33	2,56	2,66	2,88	2,84

Herleitung des Gesamtbenadelungswertes:

- Einzeljahrgangweise Erfassung der Benadelung am stehenden Einzelbaum in 4 Stufen:
 Stufe 1 = vollständig vorhanden (100 %, Mittel = 1.0)
 Stufe 2 = überwiegend vorhanden (> 50 %, Mittel = 0.75)
 Stufe 3 = in Resten vorhanden (< 50 %, Mittel = 0.25)
 Stufe 4 = nicht vorhanden (0 %, Mittel = 0)
- Die Summierung der Stufenmittelwerte über alle Nadeljahrgänge ergibt den Gesamtbenadelungswert.

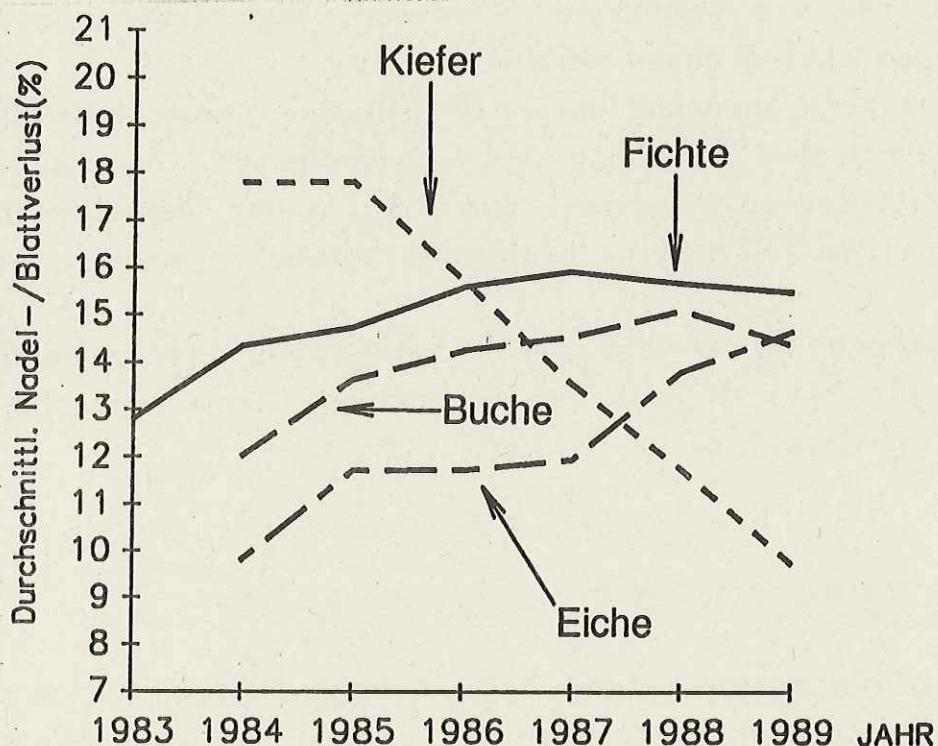


Abb. 6.1: Entwicklung des durchschnittlichen Nadel- bzw. Blattverlustes der vier Baumarten (Aufnahmezeitpunkt: Fichte Frühjahr; Kiefer, Buche, Eiche Sommer)

Die beobachteten Laubbäume zeigen von Beginn der Aufnahmen 1984 bis zum Jahr 1988 eine deutliche Zunahme der Blattverluste. Während sich die Buchen im Jahr 1989 erholten, hat sich der Kronenzustand der Eichen weiter verschlechtert.

Die prozentuale Aufgliederung der Nadel-/Blattverluste in Fünf-Prozent-Werten (Abb. 6.2) verdeutlicht, daß der überwiegende Anteil der Bäume 10 bzw. 15 % Nadel-/Blattverlust aufweist. Die Bäume befinden sich somit an der Grenze von Stufe 0 zu Stufe 1. Die Stufeneinteilung erfolgt ohne Berücksichtigung der Vergilbung und ist folglich mit den Ergebnissen der TWE nur eingeschränkt vergleichbar. Die Konsequenz hieraus ist, daß bereits geringe Änderungen in der Nadel-/Blattmasse zu erheblichen Änderungen in der Stufenverteilung führen können.

Die Anzahl der Bäume, die den Stufen 2 und 3 (> 25 % Nadel-/Blattverlust) zuzuordnen sind, ist bei allen Baumarten mit unter 10 Prozent noch relativ gering.

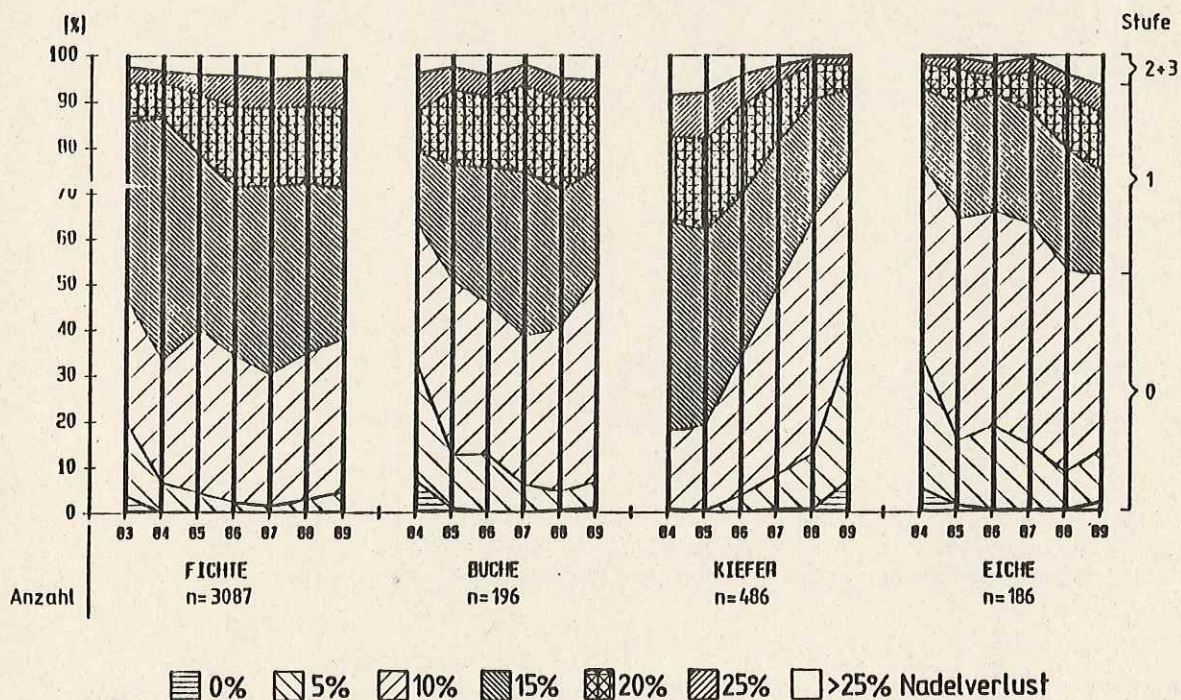
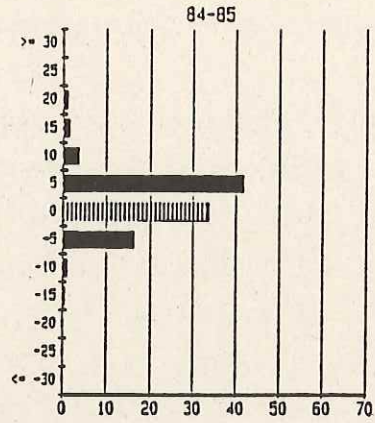
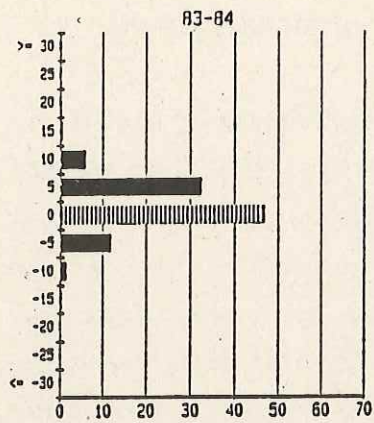


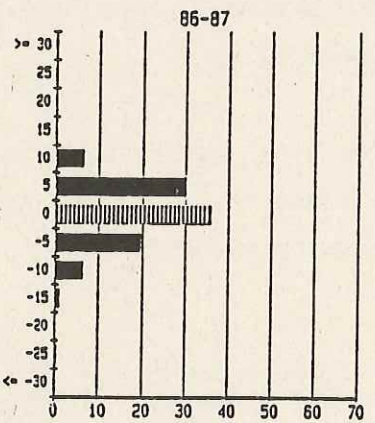
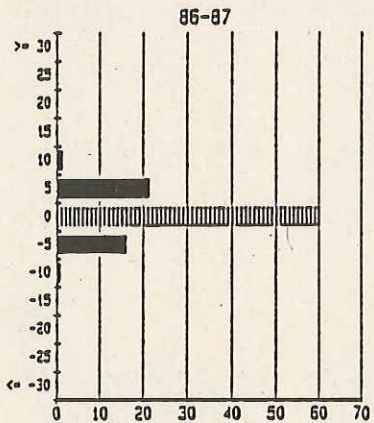
Abb. 6.2: Prozentuale Verteilung der in Fünf-Prozent-Werten erfaßten Nadel-/Blattverluste der Probebaumkollektive

Fichte

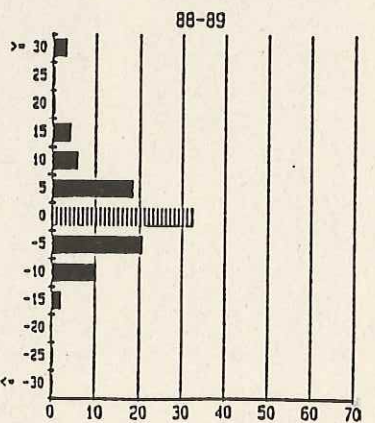
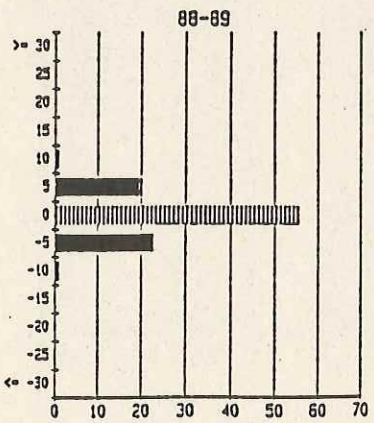
Eiche



+ Zunahme
 der Nadel- und
 Blattverluste
 in %-Punkten
 - Abnahme



+
 -



+
 -

Abb. 6.3: Verlustprozentdifferenzen von Fichten und Eichen für jeweils 3 Zeiträume in 5 %-Stufen und deren Anteil am Gesamtkollektiv

Die von einem zum anderen Jahr auftretenden Veränderungen am Einzelbaum, zeigen ebenfalls baumartenspezifische Unterschiede auf. Während sich Benadelungs- und Belaubungsdichte bei der Fichte (ähnliches gilt für Kiefer und Buche) bei etwa 90 % aller Bäume nicht bzw. nur um ± 5 % veränderten, wurden bei der Eiche größere Veränderungen deutlich (Abb. 6.3).

Diese Blattmassendifferenzen bei den Eichen sind vor allem auf Fraßschäden durch Eichenwickler und Frostspannerarten und auf die Möglichkeit der Regeneration der Blattmasse durch Johannistriebe zurückzuführen. Trockenheit im Frühjahr und gegebenenfalls stärkere Fruktifikation können die Regenerationsfähigkeit durch Johannistriebbildung erheblich beeinflussen /4/.

Daß Nadelpilze als Hauptverursacher des Streufallgeschehens bei der Kiefer (Fläche 303, Forstamt Johanniskreuz) ausgeschlossen werden können, belegen umfangreiche mykologische Begleituntersuchungen /5/ und bestätigen die positive Vitalitätsentwicklung dieser Kiefernfläche.

Die Entwicklung auf den Einzelflächen einer Baumart differiert zum Teil erheblich. Während die oftmals gegenläufige Entwicklung auf den Eichendauerbeobachtungsflächen im wesentlichen durch unterschiedlich starke Insektenfraßschäden erklärt werden kann, sind unterschiedliche Tendenzen auf den Fichtenbeobachtungsflächen nicht immer erklärbar. So sind einige Fichtenflächen, die sich zu Beginn der Untersuchung gegenläufig zum Trend entwickelten (Abb. 6.4), zuvor durchforstet worden. Während sich die Fichten insgesamt von 1983 auf 1984 deutlich verschlechterten, wiesen diese Flächen eine zum Teil deutliche Verbesserung auf.

Durch die, für den Beobachtungszweck durchgeführte Durchforstung vor der 1. Aufnahme wurden die Bäume freigestellt und somit gut einsehbar. Abgestorbene Nadeln und Feinreisig, insbesondere in dem vorher beschatteten Kronenteil, wurden

sichtbar, so daß das Erscheinungsbild des Baumes unmittelbar nach der Durchforstung deutlich schlechter wirkte als im zuvor geschlossenen Bestand.

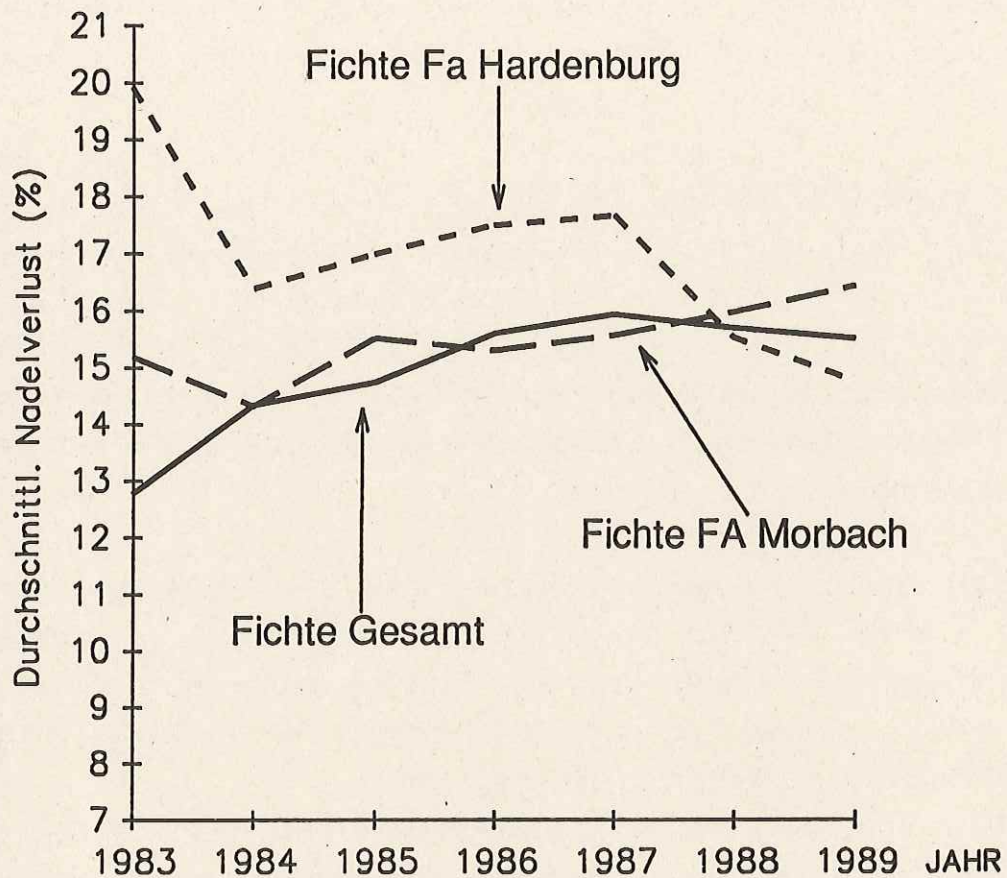


Abb. 6.4: Entwicklung des durchschnittlichen Nadelverlusts zweier Beispielflächen und des Gesamtkollektives der Baumart Fichte

Im Jahr nach der Durchforstung waren die verbliebenen Bäume auf der Fläche 147 durch die Standraumerweiterung und damit geminderten intraspezifischen Konkurrenz in der Lage, ihre Benadelungsdichte zu erhöhen. Der Benadelungszustand konnte sich bis Frühjahr 1984 wieder deutlich verbessern. Die Vitalitätsansprache kann demnach auch durch Veränderungen der Beobachtungssituation beeinflusst werden.

Ein weiteres wesentliches Ergebnis ist, daß die Vitalitätsentwicklung nicht - wie Anfang der 80er Jahre befürchtet - eine Einbahnstraße darstellt. Der Einzelbaum kann sich sowohl verschlechtern als auch verbessern. Von den 78 Fichten des Gesamtkollektives, deren Nadelverlust 1983 30 % und mehr betrug, hatten sich 1989 12 % nicht verändert, 17 % zeigten im Frühjahr 1989 eine um 5, 18 % um 10 und 21 % um 15 Prozentpunkte verbesserte Benadelung auf, während 8 % eine um 5 Prozentpunkte verringerte Benadelung aufwiesen. Auch eine Erholung stärker geschädigter Bäume ist demnach möglich.

In den Fichtenbeständen weisen exponierte, d.h. über das allgemeine Kronendach hinausragende Bäume höhere Schäden auf als Bäume, die im Deckungsschutz der jeweiligen Nachbarn stehen (Abb. 6.5). Bei Kiefern, Buchen und Eichen sind derartige Zusammenhänge nicht ersichtlich.

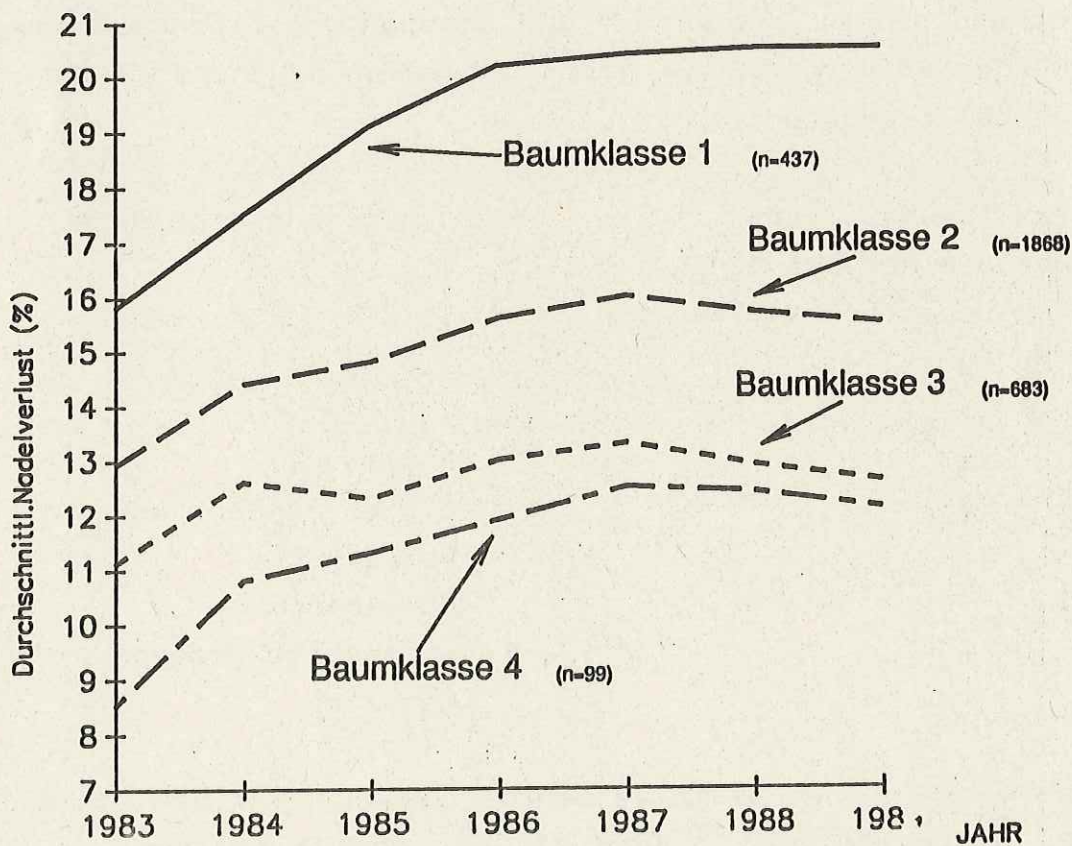


Abb. 6.5: Entwicklung des durchschnittlichen Nadelverlustes der Baumklassen nach Kraft (1 bis 4) bei der Fichte 1983 - 1989

Der Anteil der Bäume mit stärkerer und damit schadstufenerhörender Vergilbung (Vergilbungsstufe 2 und 3) ist bei allen Baumarten sehr gering. Während Eichen und Kiefern keine, Buchen fast keine Vergilbung aufweisen, liegt der Anteil deutlich vergilbter Fichten ($\geq 30\%$ vergilbte Nadeln) im Schnitt der Flächen und Jahre unter 3%. Stärker vergilbte Fichtenflächen sind insbesondere in den Höhenlagen oberhalb 600 m vorhanden. Bei insgesamt schwacher Magnesiumversorgung der Fichtennadeln zeigen diese Flächen oberhalb 600 m vielfach Gehalte unter 600 mg Magnesium pro Gramm Trockensubstanz (1. Nadejahrung) auf und liegen somit deutlich im Magnesiummangelbereich.

Stammschäden, überwiegend Schäl- und Rückeschäden, wirken sich nicht nachweisbar auf den Kronenzustand aus.

Bei nahezu allen, bisher auf den Beobachtungsflächen ausgeschiedenen Bäumen, konnten nicht-immissionsbedingte Ursachen festgestellt werden:

Anzahl ausgefallener Bäume bis Herbst 1989: (alle Baumarten, alle Flächen)	Ursache des Ausscheidens
34	Sturmwurf
10	Sturm-/Schneebruch
3	Borkenkäfer
1	Hallimasch
1	unbekannte Ursache
1	Kienzopf

Die ausgeschiedenen Bäume weisen in dem Jahr vor dem Ausfall i.d.R. keine höheren Schäden als das übrige Kollektiv auf. Lediglich die infolge Kienzopf oder Hallimasch ausgeschiedenen Bäume verzeichneten bereits in den Vorjahren größere Verluste (Absterbeprozess).

6.3 Wertung

Das Instrumentarium "Dauerbeobachtungsflächen" hat sich zur Dokumentation der Schadentwicklung und der Variabilität des Kronenzustandes von Waldbäumen unter dem Einfluß natürlicher und anthropogener Stressoren trotz des noch relativ kurzen Beobachtungszeitraumes bewährt. Es zeigt sich, daß die verschiedenen Baumarten in gleichem Zeitraum sehr unterschiedliche Entwicklungen aufweisen können. Auch innerhalb einer Baumart variiert die Entwicklung der einzelnen Flächen, z.B. bedingt durch unterschiedliche Insektenfraßschäden oder Durchforstungseingriffe, beträchtlich.

Mit Ausnahme der Kiefernflächen nehmen die Nadel-/Blattverluste im Berichtszeitraum zwar zu, dennoch wurde auf den Beobachtungsflächen keine einseitige Schadentwicklung bis hin zum Absterben der Bäume festgestellt.

Die dargestellten Ergebnisse unterstreichen die Auffassung, daß nur eine umfassende, d.h. ganzheitlich und langfristig ausgerichtete Beobachtung von Waldökosystemen zur Beurteilung der verschiedenen Einflußfaktoren (Immissionsbelastung, Witterung, biotische Schaderreger etc.) geeignet ist.

6.4 Literaturhinweise

- /1/ BLOCK, J., BOCKHOLT, B., BORCHERT, H., FINGERHUT, M., FRAUDE, H.-J., HEIDINGSFELD, N. (1987): Sondermeßprogramm Wald (SMW), Zwischenbericht über die Untersuchungsergebnisse 1983-1986. S. 47 - 61
- /2/ FRAUDE, H.-J. (1987): Zu Anzahl der Nadeljahrgänge der Waldkiefer - Untersuchungen im Rahmen von Waldschadenserhebungen in Rheinland-Pfalz. Der Forst- und Holzwirt 42: S. 415-417.
- /3/ FRAUDE, H.-J. (1988): Entwicklung der Benadelung der Waldkiefer von 1985 bis 1987 auf Dauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz. Forst und Holz 43: S. 373 - 379.
- /4/ SCHRÖCK, H.W. (1989): Quantifizierung des Einflusses von Fraßschäden auf die Eichenschadansprache im Sommer.

Posterausstellung, Internationaler Kongreß Friedrichshafen 1989, Waldschadensforschung: Wissensstand und Perspektiven.

- /5/ ARENDHOLZ, W.R., FRAUDE, H.J., SCHRÖCK, H.W. (1989): Nadelfall, Vorkommen von Schüttepilzen und Vitalitätsentwicklung der Waldkiefer im Pfälzerwald. Posterausstellung, Internationaler Kongreß Friedrichshafen 1989, Waldschadensforschung: Wissensstand und Perspektiven.

7 GROSSRÄUMIG REPRÄSENTATIVE WALDZUSTANDSERHEBUNGEN MIT TERRESTRISCHEN UND LUFTBILDGESTÜTZTEN METHODEN

7.1 Zielsetzung und allgemeine Anforderungen

Die Hauptaufgabe großräumig repräsentativer Waldzustandserhebungen besteht darin, den äußerlich sichtbaren Kronenzustand von systematisch ausgewählten Stichprobenbäumen regelmäßig zu erfassen und daraus repräsentative Informationen über die Symptomatik, den aktuellen Stand, die räumliche Verteilung und die zeitliche Entwicklung dieser Merkmale abzuleiten.

Veränderungen des visuell erfaßbaren Kronenzustands von Waldbäumen sind ein wichtiges Indiz für alle Beeinträchtigungen des Waldökosystems und gleichzeitig der einzige Merkmalskomplex, der bei einer in kurzer Zeit durchzuführenden Stichprobenerhebung mit Hilfe einfacher Okulartaxen erhoben werden kann. Der Kronenzustand der Waldbäume wird damit zu einem praktikablen "Indikator" des kaum quantifizierbaren Gesamtkomplexes "Neuartige Waldschäden". Dies gilt sowohl für terrestrische Erhebungen als auch für Luftbildinterpretationen.

7.2 Entwicklung und Verteilung der Waldschäden im Lande

Die Entwicklung der Waldschäden in Rheinland-Pfalz verlief ähnlich wie in der gesamten Bundesrepublik Deutschland, jedoch auf etwas niedrigerem absolutem Niveau (Abb. 7.1) /2, 3/. Nach einem deutlichen Schadensanstieg zu Beginn der achtziger Jahre hat sich der Gesamtumfang der Schäden in Rheinland-Pfalz seit 1984 nur noch geringfügig erhöht und

stagniert seit 1988 bei etwa 40 % schwach geschädigten (Stufe 1) und rund 10 % deutlich geschädigten Bäumen (Stufe 2-4).

Demgegenüber verlief die Entwicklung bei den einzelnen Baumarten sehr unterschiedlich. Während der Schadensumfang bei den Nadelbäumen weitgehend konstant blieb oder zeitweilig sogar zurückging, verzeichneten die Laubbäume einen auffälligen Anstieg der Schäden. Die stärksten Schäden weist heute die heimische Laubbaumart Buche auf, bei der fast zwei Drittel der Bäume mindestens geschwächt oder geschädigt sind (Stufe 1-4). Der Anteil deutlich geschädigter Buchen beträgt 17 % und bei den älteren Buchen sogar 24 %. Die Schadbilder der Laubbäume waren aber auch zunehmend durch Insektenfraß beeinflusst. Da dies differentialdiagnostisch oft

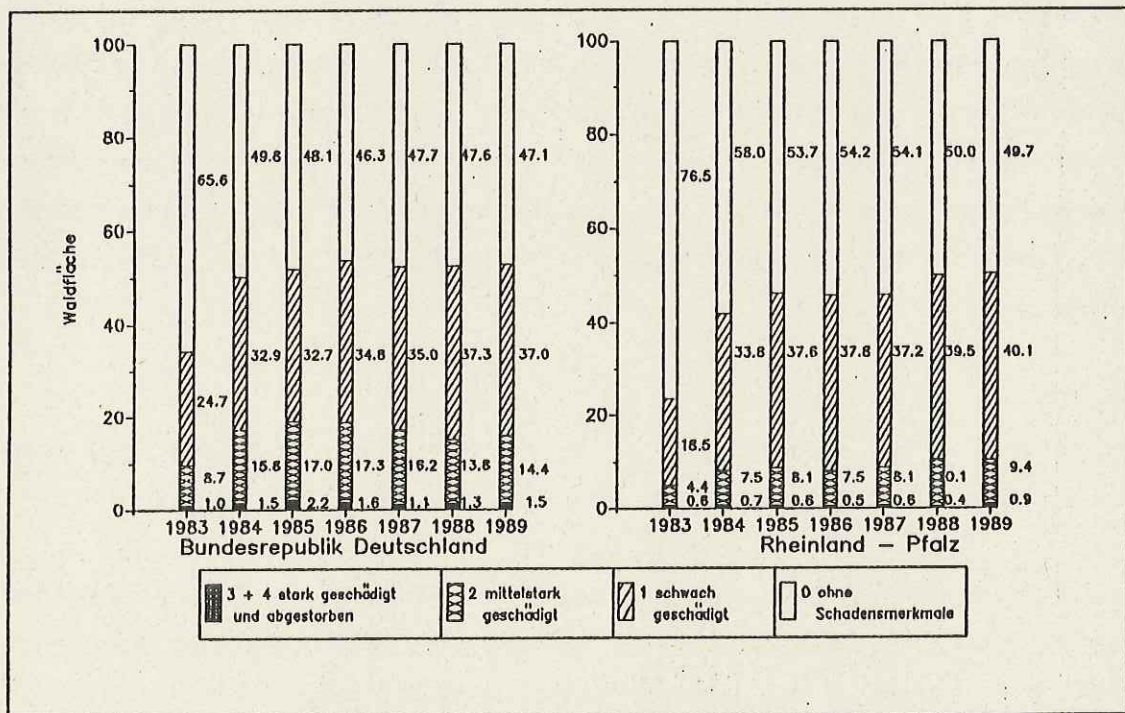


Abb. 7.1: Entwicklung der Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland und in Rheinland-Pfalz

sehr schwierig von unspezifischen Blattverlusten unterschieden werden kann, ist bei stärkerem Fraß ein Einfluß auf die Schadeinstufung möglich (vgl. Kap. 6 und /3/).

Die regionale Verteilung der Schäden wird primär von der Baumarten- und Altersklassenverteilung der Waldbestände in den einzelnen Wuchsgebieten geprägt. Am stärksten betroffen war von Anfang an der Pfälzerwald mit seinem überdurchschnittlich hohen Anteil alter Kiefern- und Laubbaumbestände. Die Wälder der Westeifel sind dagegen infolge der Reperationshiebe nach dem letzten Weltkrieg sowie vorrangiger Nutzung stark splittergeschädigter Bestände deutlich jünger und weisen daher die geringsten Schäden auf.

Besorgniserregend ist der Schadensverlauf im Hunsrück, wo die Schäden seit 1984 kontinuierlich und in großen jährlichen Schritten zugenommen haben. Der Anteil deutlicher Schäden ist hier seit 1988 sogar höher als im Pfälzerwald /3/. Die landesweite Auswertung der Color-Infrarot-Luftbildbefliegungen aus den Jahren 1987 bis 1989 hat gezeigt, daß der Hunsrück auch das einzige Wuchsgebiet in Rheinland-Pfalz ist, in dem mittelstark geschädigte Bestände (mit mehr als einem Drittel deutlich geschädigter Bestandsglieder) sowie stark geschädigte Bestände (mit mehr als zwei Drittel deutlich geschädigter Bestandsglieder) in nennenswertem Umfang vorkommen. Danach sind in den Hochlagen des Hunsrücks über 600 m über NN schätzungsweise 1000 Hektar Waldbestände waldbaulich gefährdet und sanierungsbedürftig.

7.3 Optimierung der Methoden zur Waldzustandserhebung

Die in Kapitel 7.2 kurz zusammengefaßten Ergebnisse der jährlichen Waldschadenserhebungen werden regelmäßig veröffentlicht und können in den einschlägigen Berichten bei Bedarf detailliert nachgeschlagen werden. Ein wesentlicher

Teil der Arbeiten während der Laufzeit des Sondermeßprogramms Wald bestand aber auch darin, die Inventurmethode sowohl hinsichtlich der Stichproben- und Inventurtechnik als auch bezüglich der Schadsymptomatik und ihrer Klassifizierung fortzuentwickeln.

7.3.1 Erhebung der Waldschäden mit terrestrischen Methoden

Die BML-Umfrage 1982 zur "Erfassung von Waldschäden, bei deren Auftreten Immissionseinflüsse nicht auszuschließen sind" erfolgte seinerzeit ohne klare Schadbildbeschreibung, ohne Schulung und ohne systematische Aufnahme. Ein großer Teil der beginnenden Schäden ist daher sicher nicht als solche erkannt und gemeldet worden. Damit wurde aber das Auge für diese Symptome geschärft und eine Verfahrensentwicklung initiiert, die in den Folgejahren zu immer präziseren Ergebnissen geführt hat. So ist in Rheinland-Pfalz bereits 1983 ein individuelles Stichprobenverfahren mit einem landesweiten 600-m-Raster und unvergleichlich großem Stichprobenumfang angewendet worden. Dies bot zwar die Möglichkeit zur Unterrichtung einzelner Waldbesitzer, bei etwa 750 Aufnehmenden (Revierleiter) waren Kontrolle und Reproduzierbarkeit aber nicht gewährleistet und subjektive Einflüsse nicht auszuschließen /1/.

Seit 1984 werden die Waldschadenserhebungen daher nach einem bundesweit einheitlichen Stichprobenverfahren durchgeführt. Dafür sind in Rheinland-Pfalz in einem systematischen 4x4-km-Raster über 420 permanente Stichprobenpunkte mit zusammen mehr als 10000 markierten Probebäumen eingerichtet worden. Diese Stichprobendichte ermöglicht gesicherte Auswertungen für die Befundeinheiten Land, Regierungsbezirke und forstliche Wuchsgebiete.

Wegen der seit 1984 stagnierenden Gesamtschadenssituation ist für die bundesweiten Waldschadenserhebungen ein am Krankheitsfortschritt orientiertes flexibles Inventursystem

aus Voll- und Unterstichproben eingeführt worden. Dementsprechend sind die terrestrischen Erhebungen 1987 bis 1989 in Rheinland-Pfalz auf der Basis einer Unterstichprobe im 4x12-km-Raster, ergänzt um einige EG-Punkte im 16x16-km-Raster, durchgeführt worden. Diese verringerte Stichprobendichte läßt nur noch Aussagen für die Auswertungsebenen Land und, teilweise eingeschränkt, für Regierungsbezirke zu. Angesichts der Erkenntnis, daß der sichtbare Kronenzustand der Waldbäume auf sich langsam verändernde Umweltbedingungen auch nur sehr träge reagiert, reichen aktuelle Ergebnisse für diese Auswertungsebenen vollkommen aus. Wuchsgebietsergebnisse bleiben in diesem System solange gültig, bis sie durch Ergebnisse einer erneuten Vollstichprobe ersetzt werden.

Auch wenn die Schadsymptomatik wissenschaftlich kontinuierlich fortentwickelt und untermauert wurde und bei allen Hauptbaumarten enorme Erkenntnisfortschritte erzielt worden sind /4,5,6,7,8,9/, die zu einer internationalen Harmonisierung der Schadensklassifizierung mit verblüffend guter Reproduzierbarkeit der Schätzergebnisse beigetragen haben, so bleibt die Waldschadenserhebung dennoch eine Okulartaxe, bei der Schätzfehler trotz Schulung, Qualifikationstests und Kontrolle unvermeidbar sind. Damit entziehen sich die Inventurergebnisse aber auch einer gründlichen statistischen Bearbeitung und Absicherung von Veränderungen, denn die nur schwer erfaßbaren Nicht-Stichprobenfehler sind hier von weit größerer Tragweite für die Zuverlässigkeit der Inventurergebnisse als der bei diesen Stichprobenumfängen relativ leicht kalkulierbare Repräsentationsfehler /10/.

Deshalb sollten geringfügig unterschiedliche Inventurergebnisse nicht sofort als Verbesserungen oder Verschlechterungen im Waldökosystem interpretiert werden.

7.3.2 Erhebung der Waldschäden mit Color-Infrarot-Luftbildern

Die Methoden zur Luftbildinterpretation von Waldschäden sind in der zweiten Hälfte der achtziger Jahre sowohl hinsichtlich ihrer Stichproben- und Inventurtechnik als auch bezüglich der Schadsymptomatik und Interpretationsschlüssel sowie durch organisatorische Maßnahmen zur Optimierung der Interpretationsqualität fortentwickelt worden.

Zur Verbesserung der Inventurtechnik ist im Rahmen eines EG-geförderten Forschungsprojektes ein anwendungsreifes Stichprobenverfahren zur luftbildgestützten Intensiv-Waldschadenserhebung entwickelt und in Hauptschadensgebieten von Rheinland-Pfalz auf seine Praxistauglichkeit überprüft worden /11/.

Analog zur terrestrischen Waldschadenserhebung arbeitet dieses Verfahren

- mit ausschließlich lagedefinierten, permanenten Stichprobenorten
- in systematischer Verteilung
- mit identischen Stichprobenkollektiven, an denen zudem
- eine einzelbaumweise Kontrolle der Schätzergebnisse auch nachträglich noch möglich ist.

Zu diesen vier Bedingungen bietet das neue Inventurkonzept vorerst auch ohne teure analytisch-photogrammetrische Geräte hinreichend genaue Lösungen an.

Für die Auswertungsebene Großraum ist ein Inventurmodell entwickelt worden, bei dem eine periodische Luftbild-Waldschadenserhebung in das bestehende, aber relativ grobe Stichprobenraster der jährlichen terrestrischen Erhebung als differenzierte Auswertungsebene eingehängt wird.

Diese aerielle Intensiverhebung soll in mittelfristigen Abständen von 5 bis 6 Jahren und turnusmäßiger Gebietsrotation von entsprechend vielen Teilräumen eines Landes durchgeführt werden. Dies bietet gegenüber einer periodischen landesweiten Befliegung zahlreiche organisatorische, technische und fachliche Vorteile /11/.

Die Luftbildbefliegung erfolgt zur nahtlosen Einbindung ihrer Stichprobenpunkte in das systematische Raster der terrestrischen Waldschadenserhebung streifenweise exakt auf deren Gauß-Krüger-Gitterlinien. Die Stichprobenpunkte für die Luftbildinventur ergeben sich durch systematische Verdichtung des bestehenden 4x4-km-Rasters der terrestrischen Waldschadenserhebung zu einem 0,3x1-km-Raster. Als Stichprobenkollektive werden anstelle der bisher häufig verwendeten 20 anonymen Einzelbäume pro Punkt 4 Sechs-Baum-Stichproben angelegt, deren Einzelbäume numeriert und in der Regel auch einzeln wiedererkannt werden. Damit ist eine einzelbaumweise Kontrolle der Interpretationsergebnisse an allen Punkten einer Luftbild-Waldschadenserhebung möglich geworden.

In großen homogenen Beständen ist die genaue Lage von Versuchspartzen im Luftbild oft nicht zu erkennen, so daß erst recht keine zweifelsfreie Identifikation der numerierten Einzelbäume möglich ist. Zur Signalisierung der Eckpunkte solcher Versuchsflächen ist eine Markierungsmethode entwickelt worden, bei der witterungsbeständige weiße Tafeln dauerhaft über der Baumspitze von Markierungsbäumen angebracht werden. Damit ist es möglich, Eckpunkte von Versuchsflächen jeglicher Baumarten und Alter eindeutig, dauerhaft und ohne wesentliche Bestandesbeeinträchtigung wirkungsvoll luftbildsichtbar zu signalisieren.

Auch der Kenntnisstand hinsichtlich der Schadsymptomatik und ihrer Erkennbarkeit im CIR-Luftbild konnte in den vergangenen Jahren wesentlich verbessert werden, so daß bei der Luftbildinterpretation heute annähernd dieselbe Merkmalspa-

lette wie bei terrestrischen Ansprachen (Verlichtung, Vergilbung, Fruktifikation, etc.) differenziert erhoben werden kann.

Die bis Anfang der achziger Jahre dominierende Bedeutung der Farbe als Differenzierungsmerkmal im Luftbild wurde sehr stark relativiert und Merkmale der Kronengestalt auch bei der Luftbildinterpretation wesentlich stärker berücksichtigt.

Moderne Luftbild-Interpretationsschlüssel bauen daher sowohl auf Gestalts- als auch auf Farbmerkmalen auf und beinhalten eine konkrete Beschreibung der im Luftbild sichtbaren Kronenzustandsmerkmale /12/. Lediglich der spezielle Farbton der beim jeweils auszuwertenden Bildflug verwendeten Filmcharge ist hier noch variabel; alle anderen Merkmale besitzen weitgehende Allgemeingültigkeit und gewährleisten, daß die Ergebnisse zeitlich und räumlich unterschiedlicher Luftbild-Waldschadenserhebungen vergleichbar sind.

Eine Steigerung der Interpretationsqualität ist aber nicht nur durch eine Harmonisierung der anzuwendenden Interpretationsschlüssel, sondern vor allem über Maßnahmen zur besseren Abstimmung und Kontrolle der Interpreten möglich. Dazu hat sich vor allem die Ausweisung projektunabhängiger permanenter Schlüsselstreifen bewährt, auf denen die Hauptbaumarten vorkommen und die ein möglichst breites Spektrum an Kronenzustandsstufen und diverse Sondermerkmale aufweisen /11/.

Die jeweils zusätzliche Befliegung dieser permanenten Schlüsselstreifen im Umfeld des Dienstsitzes (Bereich Trippstadt/Pfälzerwald) bietet den Vorteil, daß auf ihnen eine große Zahl von Schlüsselbäumen verschiedener Kronenzustandsmerkmale nur einmal ausgewählt und permanent markiert werden muß. Zum Zeitpunkt jeder weiteren Befliegung brauchen sie dann nur noch terrestrisch aufgenommen, fotografiert und in den Schlüsselbildern bezeichnet zu werden.

Bei der Abstimmung der Interpreteten können die in den Luftbildern markierten Schlüsselbäume alle mit den terrestrisch aufgenommenen Fotos dieser Bäume verglichen werden. Gleichzeitig wird der spezielle Farbton des jeweiligen Bildmaterials unter Verwendung von Farbtafeln in die vorhandenen Interpretationsschlüssel eingearbeitet.

Während der Interpretationsphase muß die Beibehaltung der gemeinsam erarbeiteten Bewertungsmaßstäbe durch regelmäßige Auswertung von Kontrollbildern überprüft und gefestigt oder korrigiert werden. Bei Einsatz mehrerer Interpreteten empfiehlt es sich, einen unabhängigen Kontrollinterpreteten zu bestimmen und damit analog zur Praxis der terrestrischen Waldschadenserhebung eine weitere Optimierung der Interpretationsqualität zu erzielen.

Vollständige Objektivität wird jedoch niemals zu erreichen sein, da die Luftbild-Interpretation ebenso wie die terrestrische Ansprache immer eine Schätzung bleibt. Gegenüber einer automatischen Bilderkennung beinhaltet diese Schätzung aber den Vorteil, neben der Farbe vor allem auch die vielfältigsten Gestaltsmerkmale erkennen und in die Bewertung einbeziehen zu können.

7.4 L i t e r a t u r h i n w e i s e

- /1/ HEIDINGSFELD, N. (1987): Fünf Jahre Waldschadenserhebungen in Rheinland-Pfalz - Von der BML-Umfrage 1982 zur integrierten Waldschadenserhebung 1987. Der Forst- und Holzwirt 42: S. 418-419
- /2/ BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1989): Waldzustandsbericht, Ergebnisse der Waldschadenserhebung 1989. Bonn, 97 S.
- /3/ HEIDINGSFELD, N. und IMMETSBERGER, H. (1989): Zustand des Waldes in Rheinland-Pfalz 1989 insgesamt unverändert, Regional unterschiedliche Entwicklung. Forst und Holz 44: S. 610-613

- /4/ FRAUDE, H.-J. (1987): Zu Anzahl der Nadeljahrgänge der Waldkiefer - Untersuchungen im Rahmen von Waldschadenserhebungen in Rheinland-Pfalz. Der Forst- und Holzwirt, S. 415-417
- /5/ GRUBER, F. (1987): Das Verzweigungssystem und der Nadelfall der Fichte (*Picea abies* (L.) KARST) als Grundlage zur Beurteilung von Waldschäden. Ber. Forschungsz. Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe A, Band 26, 214 S. mit 91 Fotos.
- /6/ NIEHAUS, G. (1990): CIR-Luftbild-gestützte Differentialdiagnose spezifischer Symptome an Kiefernkrönen. Forst und Holz 45: S. 83 - 90
- /7/ ROLOFF, A. (1985): Schadstufen bei der Buche; Vorschlag für eine bundeseinheitliche Einordnung der Buche in 4 Schadstufen bei terrestrischen Aufnahmen. Der Forst- und Holzwirt 40: S. 131-134
- /8/ ROLOFF, A. (1989): Kronenentwicklung und Vitalitätsbeurteilung ausgewählter Baumarten der gemäßigten Breiten. Schriften der Forstlichen Fakultät Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, Band 93, J. D. Sauerländer Verlag, Frankfurt.
- /9/ SCHRÖTER, H. und ALDINGER, E. (1985): Beurteilung des Gesundheitszustandes von Fichte und Tanne nach der Benadelungsdichte. Allgem. Forstz. 40: S. 438-442
- /10/ SCHÖPFER, W. (1985): Das Schulungs- und Kontrollsystem der terrestrischen Waldschadensinventuren. Allgem. Forstz. 40: S. 1353-1357
- /11/ HEIDINGSFELD, N. (1989): Verfahren zur luftbild-gestützten Intensiv-Waldschadenserhebung in Rheinland-Pfalz. Mitteilung aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz Nr. 10, Trippstadt, 93 S.
- /12/ VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (VDI, 1990): Richtlinie Nr. 3793, Blatt 2, Grundsatz (Entwurf): Messen von Vegetationsschäden am natürlichen Standort-Interpretationsschlüssel für die Auswertung von CIR-Luftbildern zur Kronenzustandserfassung von Nadel- und Laubgehölzen. Düsseldorf, 25 S.

Sowohl die terrestrischen und luftbildgestützten Waldschadenserhebungen als auch die Vitalitätsansprachen auf Dauerbeobachtungsflächen haben aufgezeigt, daß die Schadensentwicklung baumartenspezifisch und regional unterschiedlich verläuft und auch eine Erholung erkrankter Bestände möglich ist. Die Anfang der 80er Jahre angesichts der plötzlich auf großer Fläche auftretenden und sich rasch intensivierenden Schadbilder vielfach geäußerte Befürchtung eines katastrophalen Schadensverlaufs bis hin zum Absterben großer Waldflächen ist bislang nicht eingetreten. Nach einer deutlichen Schadenszunahme von 1982 bis 1985 ist in der zweiten Hälfte der 80er Jahre eine Stabilisierung, allerdings auf hohem Schadensniveau, eingetreten.

Ein übergreifender Einfluß des Witterungsverlaufs, vor allem der Niederschlagshöhe in der Vegetationszeit, ist nur bei der Kiefer erkennbar. In bzw. nach den besonders niederschlagsreichen Jahren 1984 und 1987 zeigte sich eine spürbare Verbesserung der Benadelung. Bei den übrigen Baumarten waren dagegen in und nach niederschlagsreichen Vegetationsperioden keine Anzeichen einer Erholung, sondern zum Teil sogar spürbare Verschlechterungen des Benadelungs- bzw. Beltaubungszustandes erkennbar.

Ebensowenig konnte eine unmittelbare Koinzidenz zwischen dem Schadverlauf und dem Verlauf der Luftschadstoffbelastung festgestellt werden. Hierbei ist allerdings die sehr unterschiedliche Entwicklung der verschiedenen Schadstoffe zu berücksichtigen. Während die SO_2 -Konzentration deutlich und die Sulfatdeposition tendenziell zurückgingen, sind die Ozonkonzentrationen und teilweise auch die Stickstoffdepositionen angestiegen. Spürbare unmittelbare Schäden der außergewöhnlich hohen Schwefeldioxidkonzentrationen im Winter 1985 bei allerdings sehr niedrigen Temperaturen und damit absoluter Vegetationsruhe konnten nicht beobachtet werden.

Bei den in den rheinland-pfälzischen Waldgebieten auftretenden Schwefeldioxid-, Stickstoffmonoxid- und Stickstoffdioxidkonzentrationen sind akute Schäden durch das Überschreiten von physiologischen Schwellenwerten unwahrscheinlich. Eine schädigende Wirkung dieser Schadstoffe dürfte eher von einer chronischen Langzeitwirkung und vor allem von der langfristigen Übersteuerung des Säurepufferungsvermögens der Waldstandorte bei den zu beobachtenden überhöhten Depositionen der aus den Schadgasen gebildeten Säuren ausgehen. Hierdurch werden langfristig die Basensättigung des Bodens und die Vorräte an verfügbaren kationischen Nährstoffen verringert, womit eine Einengung des Reaktionsvermögens des Systems auf Streßeinflüsse verbunden ist. Die Komponenten SO_2 und NO_x wirken sich daher vor allem langfristig auf den Vitalitätszustand der Waldökosysteme aus.

Bei Ozon ist die Einwirkung als unmittelbare Noxe bei den in den Waldgebieten gemessenen Konzentrationen nach wie vor umstritten /1/. Vermutlich steht aber auch bei Ozon eine starke Wechselwirkung mit eher langfristig wirkenden Schadeinflüssen im Vordergrund. Diskutiert wird die Schadkette: hohe Ozonkonzentrationen - Kutikulaschäden - in Kombination mit H^+ und NH_4^+ -reichem Niederschlagswasser verstärkte Auswaschung von Mg^{++} , Ca^{++} und K^+ - bei unzureichender Nachlieferung aus dem Boden infolge der versauerungsbedingten Nährstoffverluste Mangelernährung mit Mg, Ca und K mit der Folge von Vergilbungen und Nadelverlusten.

Die regionale Verteilung der Waldschäden wird insbesondere von der Baumartenverteilung und dem Altersklassenaufbau geprägt. Vor allem bei der Weiserbaumart Fichte kommt die Höhenlage hinzu. Ein vergleichsweise hohes Schadensniveau ist in dem durch die relativ stark geschädigten Baumarten Buche, Eiche und Kiefer mit vergleichsweise hohem Durchschnittsalter geprägtem Pfälzerwald zu beobachten, ein deutlich geringeres Schadensniveau dagegen in der Westeifel mit überwiegend vergleichsweise jungen Fichtenbeständen. Auch die geogene Nährstoffausstattung der Standorte spielt bei der

Schadausprägung eine große Rolle. Die stärksten Schäden treten auf den extrem silikatarmen Quarzitstandorten des Hunsrücks und den Buntsandsteinstandorten des Pfälzerwaldes auf.

Die Variabilität der Standorts- und Bestandesverhältnisse ist erheblich größer als die Variabilität der Luftschadstoffbelastung. Daher ist keine unmittelbare räumliche Koinzidenz zwischen Luftschadstoffbelastung und dem Ausmaß der Schäden zu erwarten. Häufig wurde versucht, Rückschlüsse auf Ursache-Wirkungsbeziehungen aus einem monokausalen Vergleich großräumiger Schadverteilungsmuster mit dem Verteilungsmuster einzelner Immissionskomponenten zu ziehen. Dieses Vorgehensweise ist nicht sinnvoll. Vergleicht man zum Beispiel die Schwefeldioxidkonzentration der bodennahen Atmosphäre und das Schadausmaß bei der Weiserbaumart Fichte, so stellt man fest, daß in Lagen mit relativ höheren SO_2 -Konzentrationen im Durchschnitt geringere Schäden auftreten als in Lagen mit relativ geringeren Schwefeldioxidkonzentrationen. Geringe SO_2 -Konzentrationen sind vor allem in industriefernen Regionen in den Kammlagen der Mittelgebirge vorzufinden. Die verhältnismäßig geringe SO_2 -Belastung ist dort jedoch in der Regel kombiniert mit höheren SO_4^{--} und H^+ -Depositionen aufgrund der dort häufigeren und ergiebigeren Niederschläge und einer stärkeren Filterwirkung der Bäume durch eine höhere Anzahl von Regen- und Nebeltagen. Zudem sind die Bäume in diesen Regionen stärker anderen Streßeinflüssen, wie zum Beispiel höheren Windgeschwindigkeiten, niedrigeren Vegetationszeittemperaturen und höheren Ozonbelastungen ausgesetzt. Gebiete mit höheren SO_2 -Konzentrationen liegen dagegen meist in Tallagen, zum Beispiel entlang der Rheinschiene. In der Regel sind hier die Säureeinträge und auch die Belastungen durch klimatische Faktoren geringer. Zudem sind die Böden in Tallagen häufig von Natur aus nährstoffreicher. Ein Waldbestand auf nährstoffreichem Boden in klimatisch günstiger Lage dürfte verhältnismäßig hohen Luftschadstoffbelastungen ohne gravierende Schädigung widerstehen können, während ein Bestand auf

geogen nährstoffarmem Substrat in exponierter Lage bereits bei deutlich geringeren Belastungen die Schadensschwelle erreicht.

Auf der anderen Seite ist auch das Zusammentreffen von Hauptschadensgebieten mit hohen Ozonkonzentrationen kein eindeutiger Beleg für eine Schadentstehung durch unmittelbare Ozoneinwirkungen, da Ozon stark mit der Höhenlage und somit mit der Windgeschwindigkeit, der Niederschlagshöhe, der Anzahl der Nebeltage und auch der Interzeptionsdeposition von säurebildenden Luftverunreinigungen interkorreliert ist.

Wegen der komplexen Einwirkung natürlicher und anthropogener Belastungsfaktoren bei sehr stark variierender Prädisposition durch die jeweiligen Standorts-, Bestandes- und Bewirtschaftungsverhältnisse kann eine für alle Waldbestände gleichermaßen gültige Ursache-Wirkungsbeziehung der Walderkrankung nicht dargestellt werden. Vielmehr müssen zur Aufdeckung verschiedener Typen im Ursachen-Wirkungskomplex der Walderkrankung möglichst umfangreiche Fallstudien in unterschiedlich immissionsbelasteten Räumen bei unterschiedlicher Standorts- und Bestandesstruktur erfolgen, wie dies im Sondermeßprogramm Wald geschieht. Ein erster Ansatz zu einer solchen multifaktoriellen Betrachtung ist die Beschreibung des Wald- und Bodenzustandes sowie der Schadstoffbelastung und der Nährstoffversorgung von 12 Fichtendauerbeobachtungsflächen, an denen langjährig Immissions- und Depositionsmessungen vorgenommen wurden (Abb. 8.1).

Der Vitalitätszustand der Flächen wird durch das mittlere Nadelverlustprozent im Frühjahr 1989 aller in Beobachtung stehenden Bäume, den Anteil von Bäumen mit mehr als 10 % vergilbten Nadeln an der Gesamtnadelmasse und dem Prozentanteil von Bäumen in Schadstufen ≥ 2 charakterisiert (Abb. 8.1; die einzelnen Beobachtungsflächen sind nach dem durchschnittlichen Nadelverlustprozent von links nach rechts in aufsteigender Reihenfolge geordnet).

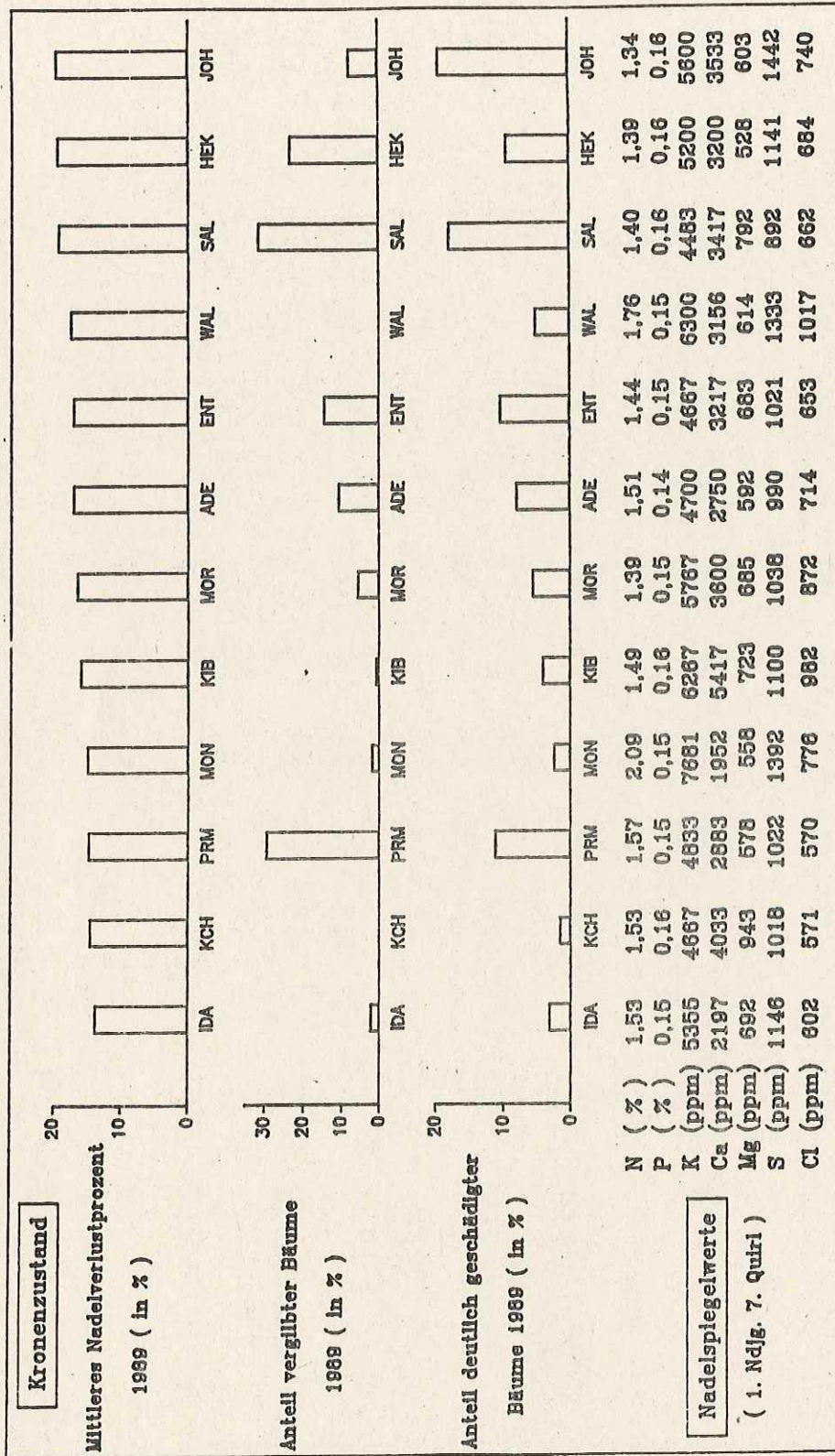


Abb. 8.1: Kronenzustand, Nährstoffversorgung, Bodenzustand und Immissionsbelastung von 12 Fichtendauerbeobachtungsflächen (Erläuterungen siehe Text)

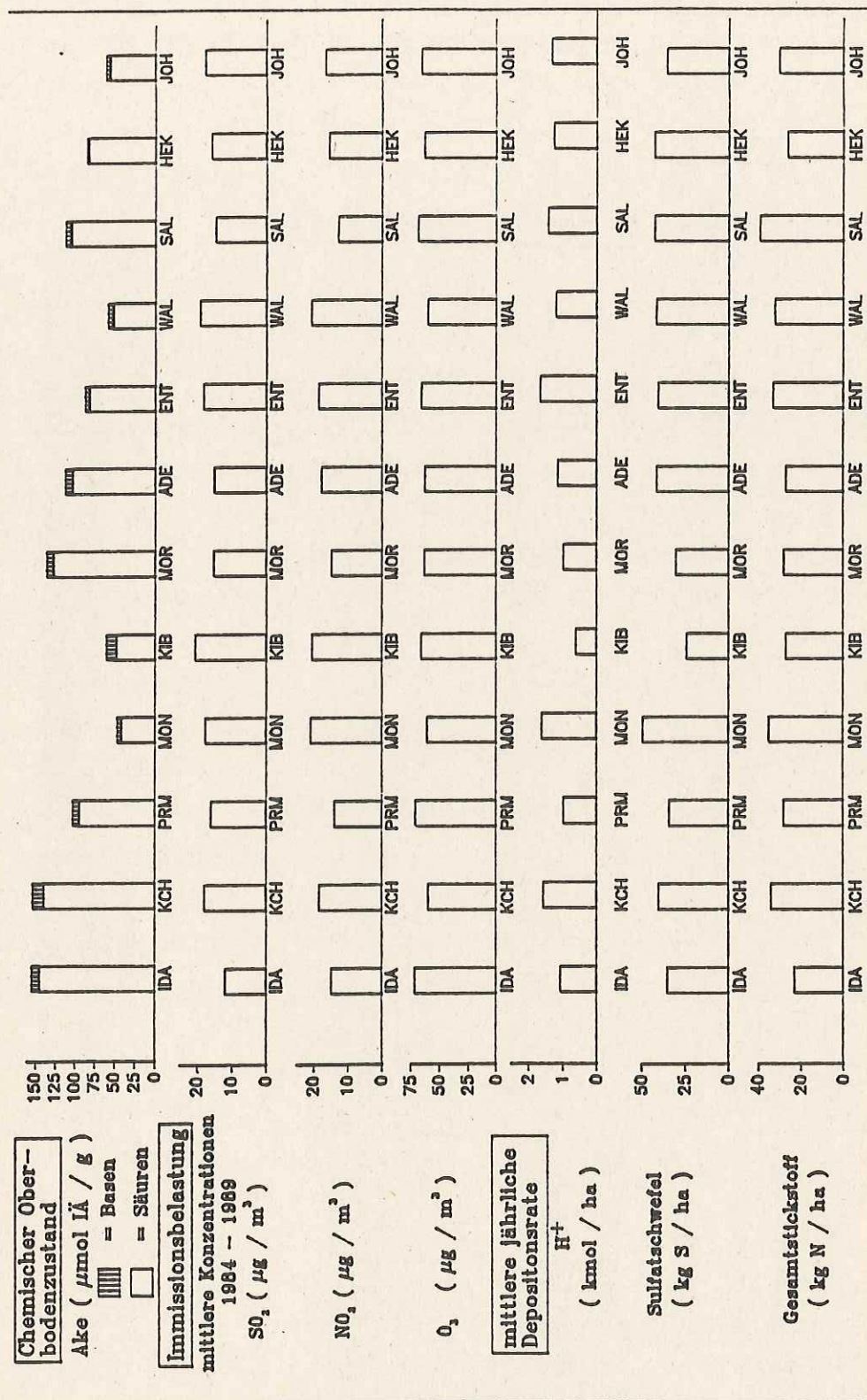


Abb. 8.1: Fortsetzung

Die 12 Beobachtungsbestände sind im Vergleich zum Landesdurchschnitt der terrestrischen Waldschadenserhebung (vgl. Kapitel 7) verhältnismäßig gering geschädigt und unterscheiden sich in ihrem Schadensniveau nur relativ wenig. Der mittlere Nadelverlust liegt mit 13,7 bis 19,6 % in allen 12 Beobachtungsbeständen unter dem Durchschnitt der über 60-jährigen Fichtenbestände der terrestrischen Waldschadenserhebung 1989 (19,7 %); auch der Anteil deutlich geschädigter Bäume erreicht in keinem Fall den Landesdurchschnitt der über 60-jährigen Fichten (18,4 %). Dieses vergleichsweise geringe Schadniveau der Beobachtungsflächenbestände ist auf die seinerzeitigen Auswahlkriterien zurückzuführen. Zum Zeitpunkt der Anlage der Dauerbeobachtungsflächen in den Jahren 1982 bis 84 mußte mit einem erheblich rascheren Schadensfortschritt gerechnet werden. Um die Schadensentwicklung von Anfang an mit zu erfassen, wurden als Beobachtungsflächen solche Bestände ausgewählt, die zu diesem Zeitpunkt noch verhältnismäßig gesund erschienen. Da der erwartete Schadensschub ausblieb, umfaßt das Beobachtungskollektiv im Landesvergleich eher unterdurchschnittlich geschädigte Bestände.

Die Nadelspiegelwerte geben Hinweise auf die Nährstoffversorgung und eventuelle unmittelbare Immissionseinflüsse. Die Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumversorgung ist in allen Beständen als ausreichend bis gut einzustufen. Mangelsymptome sind bei den vorgefundenen Werten nicht zu erwarten.

Die Kalziumversorgung ist nur im Bestand Kirchheimbolanden als gut, in den Beständen Idar-Oberstein, Montabaur, Adenau und Prüm dagegen als schwach bis mangelhaft zu bewerten. Auch die Magnesiumversorgung ist nur im Bestand Kirchen gut; in den Beständen Hermeskeil, Montabaur, Prüm, Adenau und Johanniskreuz liegt dagegen mittlerer bis starker Magnesiummangel vor. Die Vergilbungsschwelle von 300 ppm, die wegen der optimumnahen Versorgung der jüngsten Organe im hier betrachteten 1. Nadeljahrgang kaum erreicht werden kann, wird jedoch in den meisten Beständen auch in den älteren Nadeljahrgängen noch nicht unterschritten. Lediglich die Bestände

Prüm und Hermeskeil zeigen entsprechende Vergilbungssymptome, während z.B. der Bestand Montabaur fast keine Vergilbung und auch nur relativ geringe Nadelverluste aufweist.

Aus den Schwefel- und Chlorkonzentrationen können gegebenenfalls Hinweise auf die direkte Immissionseinwirkung durch SO_2 oder HCl abgeleitet werden /2/. Allerdings liegen die in den 12 Beobachtungsbeständen ermittelten Schwefel- und Chlorgehalte verhältnismäßig niedrig und zeigen daher keine Waldgefährdung auf. Nur der vergleichsweise hohe Chloridgehalt im Bestand Waldmohr, der mit entsprechend hohen Chlorideinträgen in den Waldboden einhergeht (vgl. Kapitel 4), weist auf Belastungen dieses Standorts durch HCl -Emissionen aus dem benachbarten saarländischen Industrieraum hin.

Zur Charakterisierung des chemischen Bodenzustandes wurde die Kationenaustauschkapazität (AKE) der obersten 10 cm des Mineralbodens und die Austauscherbelegung mit Basen ($\text{Ca} + \text{Mg} + \text{K} + \text{Na}$) und Säuren ($\text{H} + \text{Al} + \text{Fe} + \text{Mn}$) dargestellt. Alle 12 Standorte zeigen im Oberboden deutliche Versauerungsmerkmale, wenngleich in unterschiedlicher Ausprägung. Besonders geringe Basenanteile am Austauscher wurden am Standort Hermeskeil ermittelt (Ca $0,9 \mu\text{mol IÄ/g}$, Mg $0,5 \mu\text{mol IÄ/g}$, K $0,4 \mu\text{mol IÄ/g}$). Die Summe dieser drei Kationen nimmt bei diesem aus Quarzit entstandenen Boden nur einen Äquivalentanteil von 2 % der Austauschkapazität ein. Alle ökochemischen Parameter deuten auf eine äußerst geringe Elastizität hinsichtlich der Säuretoleranz hin /3/. Der ungünstige chemische Zustand dieses Standorts spiegelt sich in den geringen Magnesium- und Kalziumgehalten in den Nadeln und dem hohen Anteil vergilbter Bäume wieder.

Günstiger stellt sich der Chemismus der Standorte Kirchheimbolanden (Grundgestein: Unterrotliegendes) und Kirchen (Grundgestein: Bänderschiefer mit Feldspatbasalt) dar. Die austauschbaren Ca -Gehalte liegen zwischen $7,6$ und $8,6 \mu\text{mol IÄ/g}$, die Mg -Gehalte zwischen $2,0$ und $3,1 \mu\text{mol IÄ/g}$ und die K -Gehalte zwischen $1,0$ und $2,3 \mu\text{mol IÄ/g}$. Dementsprechend

wurde an diesen Standorten eine vergleichsweise bessere Versorgung der Nadeln mit diesen Nährstoffen und keine Vergilbung festgestellt. Die übrigen Standorte werden vor allem durch sehr geringe Mg-Gehalte (max. 1,5 $\mu\text{mol I\AA}/\text{g}$, Standort Idar-Oberstein) charakterisiert. An den Standorten Johannis-kreuz und Salmwald sind zudem nur sehr geringe Ca-Gehalte zu verzeichnen (2,7 bis 3,0 $\mu\text{mol I\AA}/\text{g}$). Dies korrespondiert mit einem vergleichsweise ungünstigeren Kronenzustand beider Beobachtungsbestände.

Die Belastung der 12 Standorte durch Luftschadstoffe wird durch Angabe der mittleren SO_2 -, NO_2 - und O_3 -Konzentrationen der Zeitspanne April 1984 bis August 1989 und der mittleren jährlichen Depositionsraten des Zeitraumes November 1983 bis Oktober 1989 für H^+ , Sulfatschwefel und Gesamtstickstoff ($\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N} + \text{org.gebund.-N}$) beschrieben.

Die mehrjährigen Mittel der SO_2 - und NO_2 -Konzentrationen liegen unter den Konzentrationsschwellen, bei denen unmittelbare Schadeinwirkungen auf die Assimilationsorgane zu erwarten sind (vgl. 5.1). Die vergleichsweise höchsten SO_2 - und NO_2 -Konzentrationen wurden an den Standorten Kirchheimbolanden, Waldmohr, Kirchen, Montabaur und Entenpfuhl ermittelt. Mit Ausnahme von Entenpfuhl liegen diese Standorte in Lagen unter 500 m über NN und sind damit im Vergleich zu den übrigen Standorten klimatisch begünstigt. Zudem weisen sie meist einen vergleichsweise etwas günstigeren chemischen Bodenzustand auf, wodurch die negativen Auswirkungen dieser Emissionsbelastung gemildert werden dürften.

Dagegen fallen die mit Ozon vergleichsweise hoch belasteten Standorte zusammen mit klimatisch ungünstigen Hochlagen in Rheinland-Pfalz. Die verhältnismäßig stark ozonbelasteten Standorte Prüm und Salmwald sind zudem besonders nebelreich. Da hohe Ozonkonzentrationen in Verbindung mit saurem Nebel und hoher Sonneneinstrahlung vermutlich die Auswaschung von Magnesium, Kalzium und Kalium verstärken /4/ und auf diesen stark versauerten, basenarmen Standorten die Nachlieferung

dieser Nährstoffe aus dem Boden erschwert sein dürfte, läßt sich über diese Wirkungskette möglicherweise der besonders hohe Vergilbungsanteil beider Standorte erklären.

Vergleichsweise sehr hohe Einträge an H^+ , SO_4-S und N waren an den Standorten Salmwald, Montabaur, Entenpfuhl und Kirchen, hohe Depositionen auch an den Standorten Waldmohr, Hermeskeil und Johanniskreuz, vergleichsweise niedrige Einträge dagegen an den Meßstandorten Kirchheimbolanden, Idar-Oberstein, Prüm und Morbach festzustellen. Während an der Station Kirchen die hohen Schadstoffeinträge zumindest zum Teil durch die vergleichsweise günstigeren Bodenverhältnisse ausgeglichen werden, scheinen sie an den übrigen höher belasteten Stationen mehr oder minder auf den Bodenchemismus und den Waldzustand durchzuschlagen. Die Standorte Salmwald, Entenpfuhl, Waldmohr, Hermeskeil und Johanniskreuz weisen sowohl relativ hohe Belastungen durch den Eintrag versauernd wirkender Komponenten als auch die vergleichsweise höchsten Nadelverluste auf.

Nicht ins Bild paßt dagegen die hohe Belastung des Standortes Montabaur, die trotz ungünstiger bodenchemischer Verhältnisse und einer sehr schwachen Versorgung der Nadeln mit Kalzium und Magnesium nicht zu größeren Nadelverlusten oder Vergilbungen geführt hat. Auch für die besonders hohen Stickstoff- und Kaliumgehalte in den Nadeln, die möglicherweise den noch relativ günstigen Gesundheitszustand bedingen, konnte bislang keine Erklärung gefunden werden.

Die vorstehende Betrachtung ist ein erster Ansatz für eine multifaktorielle Bewertung der Zusammenhänge von Kronenzustand, Nährelementversorgung, Bodenzustand und Belastung der Wälder durch Luftschadstoffe. Die Interpretation dieser Zusammenschau wird durch das vergleichsweise geringe Schadniveau aller betrachteten Waldökosysteme erschwert. Zudem konnte nur ein geringer Teil der auf die Vitalität der Waldbäume einwirkenden Faktoren betrachtet werden. Dennoch zeigten sich bereits interessante Zusammenhänge. In einem zweiten Schritt sollen weitere differenzierende Parameter, z.B.

die Bestandesstruktur und Wasserversorgung, einbezogen und der optische Vergleich durch eine kategoriale Datenanalyse ergänzt werden.

8.1 Literaturhinweise

- /1/ FORSCHUNGSBEIRAT WALDSCHÄDEN/LUFTVERUNREINIGUNGEN (Hrsg.) (1989): Dritter Bericht, KfK Karlsruhe. 611 S.
- /2/ KNABE, W. (1983): Immissionsökologische Waldzustandserfassung in Nordrhein-Westfalen (IWE 1979). Fichten und Flechten als Zeiger der Waldgefährdung durch Luftverunreinigungen. In: Forschung und Beratung, Reihe C, wissenschaftliche Berichte und Diskussionsbeiträge, Heft 37 Landwirtschaftsverlag Münster.
- /3/ MEIWES, K.-J., KÖNIG, N., KHANA, P.K., PRENZEL, J., ULRICH, B. (1984): Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralboden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Band 7. Selbstverlag des Forschungszentrums, Büsingenweg 2, 3400 Göttingen.
- /4/ KRAUSE, G.H.M, JUNG, K.D. und PRINZ, B. (1983): Neuere Untersuchungen zur Aufklärung immissionsbedingter Waldschäden. VDI-Berichte 500: S. 257 - 266

Die Untersuchungsergebnisse des Sondermeßprogramms Wald zeigen eine erhebliche Gefährdung der rheinland-pfälzischen Waldökosysteme durch Luftverunreinigungen auf. Zum Schutz bzw. zur Wiederherstellung der Funktionsfähigkeit der Waldökosysteme sind Maßnahmen zur Verbesserung der Luftqualität und unterstützende forstliche Maßnahmen dringend erforderlich. Aus den Ergebnissen der einzelnen Teilprojekte des Sondermeßprogramms Wald lassen sich eine Reihe von Empfehlungen sowohl für Maßnahmen zur Luftreinhaltung als auch für forstliche Maßnahmen zur Verringerung der negativen Auswirkungen der Luftschadstoffe und zur Stärkung der Vitalität der Waldökosysteme ableiten.

9.1 Empfehlungen für die Luftreinhaltung

Der Rückgang der Schwefeldioxidkonzentrationen in der bodennahen Atmosphäre und die tendenzielle Abnahme der Schwefeldeposition in den Waldökosystemen in den letzten Jahren lassen trotz der noch bestehenden Unsicherheiten über den Einfluß der anormalen Winterwitterung der Jahre 1988 bis 1990 den optimistisch stimmenden Schluß zu, daß die bereits beachtenswerte Minderung der SO₂-Emission aus nationalen Quellen /1/ sich in einer Minderung der Immissionsbelastung der Waldökosysteme auszuwirken beginnt. Dennoch liegt die Belastung der Waldökosysteme durch die Deposition versauernd wirkender Schwefelverbindungen noch um ein mehrfaches über der Schwelle der Ökosystemverträglichkeit (vgl. Kap. 5.2). Jede realisierbare Möglichkeit zur Minderung der Schwefeldioxidemissionen sollte daher konsequent genutzt werden. Die Meßergebnisse des ZIMEN-Programms zeigen, daß beim SO₂ der Ferntransport aus östlich gelegenen Industrieräumen für die Belastungssituation in Rheinland-Pfalz eine erhebliche Rolle spielt. Die Wiedervereinigung Deutschlands und die politischen Veränderungen in den östlichen Nachbarländern er-

öffnen sehr gute Chancen, durch dortige Emissionsminderungsmaßnahmen auch die Schwefelbelastung in Rheinland-Pfalz zu verringern.

Weit weniger positiv ist die Entwicklung bei den Stickstoffverbindungen zu bewerten. Die Minderung der nationalen Stickoxidemission ist bei weitem nicht so weit fortgeschritten wie beim Schwefeldioxid. Dementsprechend zeigten sich bislang in den Meßergebnissen des Sondermeßprogramms Wald keine Rückgänge der Stickoxidkonzentrationen und der Nitratdepositionen in den Waldbeständen. Da sich der Stickstoffeintrag in die Waldökosysteme in zweifacher Hinsicht negativ auswirkt (Säurewirkung und Nährelementungleichgewichte, vgl. Kapitel 5.2) sollte die Reduktion der Stickoxidemission den gleichen Stellenwert erhalten wie die Reduktion der Schwefeldioxidemission. Eine Reduzierung der NO_x -Emissionen ist auch die wichtigste Maßnahme zur Verringerung der waldschädlichen Ozoneinwirkungen.

Die bevorstehende Öffnung des gemeinsamen europäischen Marktes und der zu erwartende wirtschaftliche Aufschwung im Osten der Bundesrepublik und den östlichen Nachbarländern lassen ein zusätzliches Verkehrsaufkommen erwarten. Daher sind konsequente und wirkungsvolle Maßnahmen zur Verringerung der Stickoxidemission aus dem Personen- und Güterkraftverkehr dringend erforderlich. Ansonsten droht statt einer verminderten eine Mehrbelastung der Waldökosysteme durch Stickoxide.

Besonderes Augenmerk sollte auch auf die Verringerung der Ammoniakemissionen, die vor allem aus landwirtschaftlichen Quellen (Stallentlüftungen, Gülleausbringung etc.) stammen, gerichtet werden. Etwa ein Drittel bis zur Hälfte der in rheinland-pfälzischen Waldökosystemen ermittelten Stickstoffdeposition sind auf Ammoniak zurückzuführen. Diese Stickstoffkomponente verschärft die Bodenversauerung und führt ebenfalls zu gravierenden Störungen in der Nährelementversorgung der Waldbäume.

Nicht zuletzt sollte im Zusammenhang mit Empfehlungen zur Luftreinhaltung berücksichtigt werden, daß Wechselwirkungen zwischen der Immissionsbelastung - Waldschadensproblematik und der Kohlendioxid - Klimaveränderungsproblematik bestehen. Bei den prognostizierten Klimaverschiebungen hin zu erhöhten Vegetationszeittemperaturen sind häufigere Versauerungsschübe mit der Folge verstärkter Ökosystemschädigungen entsprechend den in Kapitel 5.2 dargestellten Wirkungsketten zu erwarten. Auf der anderen Seite können bei immissionsbedingten Waldschäden die Biomassevorräte der Waldökosysteme verringert werden. Hierdurch wird die Senkenfunktion der Wälder für CO₂ geschwächt, wodurch die CO₂-Treibhauseffektproblematik verschärft werden kann. Daher sollte zusammen mit der Minderung der SO₂- und NO_x-Emissionen eine drastische Reduzierung der CO₂-Freisetzung erfolgen und eine möglichst hohe CO₂-Bindung in intakten, vorratsreichen Waldökosystemen angestrebt werden.

9.2 Empfehlungen für forstliche Maßnahmen

Forstliche Maßnahmen sind keine Alternative, sondern eine Ergänzung der Maßnahmen zur Luftreinhaltung. Ziel der forstlichen Maßnahmen ist es, die negativen Auswirkungen des Luftschadstoffeintrags und der hierdurch verursachten Bodenversauerung und Nährelementengpässe zu mildern und die Vitalität der Waldökosysteme zu stärken. Zudem gilt es, alle zusätzlichen Belastungen des Waldes soweit als möglich zu vermeiden.

Zur Begrenzung der immissionsbedingten Waldschäden müssen standortsgemäße, stabile Waldökosysteme erhalten bzw. angestrebt werden. Voraussetzung hierfür ist eine flächendeckende Standortkartierung, die den chemischen Bodenzustand in besonderem Maße berücksichtigt. Ferner ist eine Intensivierung der Kenntnisse über Wechselwirkungen zwischen Immissionsbelastungen und waldbaulichen Maßnahmen erforderlich.

Alle Bestandesbegründungs- und Pflegekonzepte sollten in besonderem Maße auf die Vitalitätstärkung des Einzelbaumes und die Stabilisierung des Bestandesgefüges ausgerichtet sein. Von besonderer Bedeutung ist die Erhaltung geschlossener, gut strukturierter und stabiler Waldränder. Anrisse durch Straßen- und Leitungsbau, aber auch durch waldbauliche Maßnahmen, sind nach Möglichkeit zu vermeiden, da hierdurch verstärkt Luftschadstoffe in den Wald eindringen und eine Verschärfung der Schadsituation nach sich ziehen.

Die Problematik überhöhter Einträge von Stickstoffverbindungen und Sulfatschwefel und deren Auswirkungen auf den bodenchemischen Zustand, die Nährelementversorgung der Bäume und die Qualität des Grund- und Quellwassers muß bei allen waldbaulichen Planungen und Maßnahmen berücksichtigt werden. Um eine zusätzliche Stickstoffbelastung der Waldökosysteme zu vermeiden, sollte auf Stickstoffdüngung und Klärschlammasbringung im Wald grundsätzlich verzichtet werden. Die hohen Sulfat- und teilweise auch Nitratgehalte im Sickerwasser führen zu einer sehr raschen Verlagerung von Nährstoffkationen im Boden. Um gravierende Nährstoffverluste zu vermeiden, müssen ökosysteminterne Versauerungsschübe und übermäßige Nährstofffreisetzungen soweit als möglich verhindert werden. Hierzu sind Kahllagen möglichst zu vermeiden. In den Waldbeständen sollte ein zeitlich und räumlich geschlossener Ionenkreislauf angestrebt werden. Hierzu ist eine leicht zersetzbare Streu durch Beimischung von Laubholz in Nadelholzeinbeständen und die Erhaltung bzw. die Entwicklung einer standortsgemäßen Bodenvegetation erforderlich. Als Humusform ist zumindest der Mullmoder anzustreben.

Bei unvermeidbarer Kahllage, wie z.B. nach Sturmwürfen oder bei Bestockungsumbau bei labilen Bestandesstrukturen, sollte versucht werden, die freigesetzten Nährstoffe durch Erhaltung und ggf. Förderung einer Schlagflora soweit als möglich zu binden. Eine intensive Flächenräumung, die Verbrennung des Schlagabraums und intensive maschinelle Bodenbearbeitung (z.B. Fräsen) führen zu zusätzlichen Nährelementverlusten und bodeninterner Versauerung. Solche Maßnahmen sollten da-

her unterbleiben bzw. auf besondere Ausnahmefälle beschränkt werden. Da jeglicher Biomasseentzug zur Bodenversauerung beiträgt und die immissionsbedingten Schädigungen verschärft, sollte nur Derbholz genutzt und die Rinde sowie jeglicher Schlagabraum im Bestand verbleiben.

Eine unmittelbare Möglichkeit, der weiteren Versauerung der Waldböden durch den zukünftigen Eintrag von Luftverunreinigungen zu begegnen, ist die Bodenschutzkalkung. Zu empfehlen ist die Kalkung aller Standorte mit versauertem Oberboden (Oberboden im Aluminium - Pufferbereich, Humusform: Moder bis Rohhumus) mit kohlen-sauerem oder kieselsauerem Kalk in einer Aufwandmenge von 3 t je ha. Um nicht zusätzlichen Magnesiummangel zu induzieren, sollten nur Kalke mit einem hohen Magnesiumkarbonat-Anteil verwendet werden.

9.3 L i t e r a t u r h i n w e i s e

- /1/ NICOLAI, R. (1989): Entwicklung der Luftverunreinigungen in der Bundesrepublik Deutschland bis 1995. Allg. Forstz. 44: S. 943-944

10.1 Wichtigste Erkenntnisse

Immissionsbelastung der Waldgebiete

- Die Jahresmittelwerte der Schwefeldioxidkonzentrationen an den 5 ZIMEN-Stationen in den Waldgebieten sind seit 1985 rückläufig. Sie liegen jetzt um $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und damit etwa bei 50 % der in den Belastungsgebieten Mainz und Ludwigshafen und bei 70 % der in den Verdichtungsgebieten gemessenen Konzentrationen.
Die diskontinuierlichen Messungen an 12 weiteren Meßpunkten bestätigen diese SO_2 -Entwicklung landesweit qualitativ wie quantitativ.
- Hohe SO_2 -Spitzenwerte treten in den Waldgebieten bis 1987 vor allem bedingt durch Ferntransporte aus östlich gelegenen Industriebereichen auf.
Bei solchen Ferntransportepisoden liegen die Schwefeldioxidkonzentrationen häufig über den entsprechenden Werten der Ballungsräume.
- Seit Winter 1987/88 blieben diese SO_2 -Ferntransporte infolge meteorologischer Begebenheiten in Europa aus. Dadurch reduzierte sich die SO_2 -Belastung um mehr als 50 % gegenüber den Werten von vor 1988.
- Ein weiterer Beitrag der SO_2 -Reduktion liegt im Wirksamwerden der Großfeuerungsanlagenverordnung - 13 BImSchV - seit 1988 im Bereich der alten Bundesrepublik. Sie bewirkt eine drastische Reduktion der SO_2 , Staub und NO_2 - Emissionen bei Neu- und Altanlagen.

- Die gemessenen SO₂-Konzentrationen erreichten und überschritten bis 1987 die vom Internationalen Verband Forstlicher Forschungsanstalten (IUFRO) zum Schutze des Waldes für Extremstandorte vorgeschlagenen Grenzwerte. Die Kurzzeitwerte lagen bis 1987 zum Teil auch über den für Normalstandorte vorgeschlagenen Werten. Seit 1988 werden diese Schwellenwerte jedoch nur noch sehr selten überschritten. Nach gegenwärtigem Kenntnisstand war daher eine Waldgefährdung durch Direkteinwirkung von gasförmigem Schwefeldioxid seit 1988 nicht mehr zu besorgen.

- Die in den Waldgebieten gemessenen Konzentrationen an Stickstoffmonoxid (NO) und Stickstoffdioxid (NO₂) sind wesentlich niedriger als in den Belastungsgebieten. Sie liegen weit unterhalb der international anerkannten Grenzwerte.

- Eine Waldgefährdung durch unmittelbare Einwirkung von Stickoxiden allein ist wenig wahrscheinlich. Mögliche Wirkungen von Folgeprodukten sind jedoch zu berücksichtigen. Besonders bedeutsam sind die Stickoxide als Vorläufersubstanzen von Säuren und Photooxidantien, insbesondere von Ozon.
Die landesweiten Stichprobenmessungen von NO₂ ergaben qualitative und quantitative gleichartige Ergebnisse.

- Die Ozonkonzentrationen in den Waldgebieten zeigen seit 1987 eine Zunahme der Jahresmittelwerte. Sie sind in den Waldregionen etwa doppelt so hoch wie in den Stadtbereichen. Die höhergelegenen, industriefernen Waldgebiete weisen dabei im allgemeinen höhere Ozonwerte auf als die industrienäheren Waldstationen.

- Der O₃ Richtwert von 50 µg/m³ als Mittelwert über die Vegetationsperiode, festgelegt von der UN-ECE, wird in allen Waldgebieten überschritten. Ebenso wird der von der Weltgesundheitsorganisation (WHO) für Ozon vorgeschlagene

"Zielwert" als Tagesmittelwert von $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Rheinland-Pfalz sehr häufig überschritten. Die Überschreitungshäufigkeit hat steigende Tendenz.

- Auf Grund der ermittelten Langzeit- und Kurzzeitüberschreitungen von international anerkannten Richtwerten ist eine Schädigung der Wälder in Rheinland-Pfalz durch Direkteinwirkung von Ozon nicht auszuschließen.

Depositionsbelastung der Waldökosysteme

- Im Mittel der sechs Meßjahre (November 1983 bis Oktober 1989) wurden an zwölf Meßorten in Rheinland-Pfalz im Freiland Schwefeleinträge von 9 bis $12 \text{ kg S}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ und Stickstoffeinträge von 10 bis $16 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ gemessen.
- Unter Waldbeständen erhöhen sich diese Frachten aufgrund der Filterwirkung der Baumkronen auf 24 bis $43 \text{ kg S}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ und 28 bis $41 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$. Als Extremwerte wurden $72 \text{ kg S}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ und $45 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ ermittelt.

Während die Sulfatschwefeleinträge im Verlauf der sechs Meßjahre leicht zurückgingen, sind die Stickstoffeinträge tendenziell angestiegen.

- Im Landesvergleich erhöhte Schwermetalldepositionen wurden im weiteren Einflußbereich von Industrieräumen gefunden. Allerdings liegen auch die Maximalwerte noch im Rahmen der für wenig belastete Gebiete der Bundesrepublik typischen Depositionsraten.
- Die immissionsbedingte Säurebelastung der zwölf Waldstandorte lag im mehrjährigen Mittel zwischen 1,75 und 3,1 kmol H^+ -Äquivalente je Hektar und Jahr.

- Die in Rheinland-Pfalz gemessenen Einträge von Säuren und Säurebildnern übersteuern die Fähigkeit der Böden, die Säuren ökosystemunschädlich abzupuffern, beträchtlich. Die von der UN-ECE vorgeschlagenen Depositionsrichtwerte für Schwefel und Stickstoff werden auf den in Rheinland-Pfalz vorherrschenden silikatarmen Waldböden um das Fünf- bis Zehnfache überschritten.
- Bei einer Deposition von Säuren und Säurebildnern in der ermittelten Größenordnung sind gravierende Veränderungen im Säure-Base-Zustand der Waldökosysteme zu erwarten. Hiermit werden Nährstoffverluste und somit eine Verschärfung der Nährstoffmangelsituation von Waldbeständen einhergehen. Durch die Freisetzung potentiell toxischer Metallionen und eine Erhöhung der Schwermetallmobilität ist eine Schädigung der Bodenfauna und eine Erhöhung der Feinwurzel mortalität zu erwarten.
- Bei langanhaltend überhöhten Säure- und Stickstoffdepositionsraten ist mit einer grundlegenden Destabilisierung des gesamten Waldökosystems zu rechnen.
- Die hohen Sulfateinträge lassen zusammen mit der versauerungsbedingten Freisetzung von Aluminium-, Eisen- und Manganionen ein rasches Fortschreiten der Versauerung in den Unterboden erwarten. Bei pufferschwachem Untergrund ist mit einem Durchschlagen der Versauerung bis in das Grund- und Quellwasser zu rechnen.

Vitalitätsüberwachung von Waldökosystemen auf Dauerbeobachtungsflächen

- Die Vitalitätsentwicklung der einzelnen Baumarten (1983-1989) verlief sehr unterschiedlich. Einer deutlichen Verbesserung des Vitalitätszustandes der Kiefer stehen Verschlechterungen bei den übrigen Baumarten gegenüber.

- Der Anteil deutlich geschädigter Bäume ist bei allen Baumarten mit unter 10 % noch relativ gering. Die Mehrzahl der Bäume weist 10 bis 15 % Nadel-/Blattverlust auf.
- Die von Jahr zu Jahr stattfindenden Veränderungen am Einzelbaum waren bei den Baumarten Fichte, Buche und Kiefer im Untersuchungszeitraum sehr gering. Größere Veränderungen bei der Eiche konnten im Wesentlichen auf den Einfluß von Insektenfraßschäden zurückgeführt werden.
- Die zum Teil sehr unterschiedliche Entwicklung auf den verschiedenen Flächen einer Baumart konnten nicht immer erklärt werden. Neben Insektenfraßschäden hatte die Durchforstung (Veränderung der intraspezifischen Konkurrenz) einen nicht unerheblichen Einfluß auf Kronenzustand und dessen Entwicklung.
- Bisher fand auf den Dauerbeobachtungsflächen keine einseitige Schadentwicklung bis hin zum Absterben der Bäume statt. Eindeutig aufgrund von Immissionsschäden ausgeschiedene Bäume waren bisher nicht zu verzeichnen. Auch eine Erholung stärker geschädigter Bäume ist möglich.

Großräumig repräsentative Waldzustandserhebungen

- Veränderungen des äußerlich sichtbaren Kronenzustands von Waldbäumen haben sich als praktikabler, mit einfachen okularen Schätzverfahren leicht und zügig, aber trotzdem treffsicher und reproduzierbar aufzunehmender "Indikator" des kaum quantifizierbaren Gesamtkomplexes "Neuartige Waldschäden" erwiesen.

- Großräumig repräsentative Waldzustandserhebungen benutzen diesen Merkmalskomplex, um damit regelmäßig flächenrepräsentative Informationen über den aktuellen Stand, die zeitliche Entwicklung und die räumliche Verteilung der Waldschäden vorzulegen.
- In Rheinland-Pfalz war zu Beginn der achtziger Jahre - wie in ganz Mitteleuropa - ein deutlicher Schadensanstieg festgestellt worden. Seit 1984 haben sich die Schäden aber nur noch geringfügig erhöht und stagnieren seit 1988 bei etwa 40 % schwachen und rund 10 % deutlichen Schäden. Die stärksten Schäden mit waldbaulich gefährdeten und sanierungsbedürftigen Beständen auf größerer Fläche kommen in den Hunsrück-Hochlagen vor.
- Für die terresetrischen Waldschadenserhebungen existiert ein in der Schadsymptomatik und deren Klassifizierung fortentwickeltes, inventurtechnisch ausgereiftes und am Krankheitsfortschritt orientiertes flexibles Inventursystem aus Voll- und Unterstichproben. Dies ist in der Lage, verlässliche und aktuelle Daten über den Waldzustand in den mit der jeweiligen Stichprobendichte auswertbaren Gebieten vorzulegen. Eine darüberhinausgehende Interpretation der Ergebnisse vor allem in Hinblick auf Ursache/Wirkungsanalysen ist jedoch aufgrund des Inventurdesigns problematisch.
- Die Methoden zur Erhebung der Waldschäden mit Color-Infrarot-Luftbildern sind in der zweiten Hälfte der achtziger Jahre in mehrfacher Hinsicht entscheidend fortentwickelt worden.
- Die Schadsymptomatik und ihrer Erkennbarkeit im Luftbild wurde durch die Ergänzung der bislang ausschließlich zur Schadböschung herangezogenen Farbmerkmale um Kronengestaltsmerkmale erheblich verbessert. Damit kann bei der

Luftbildinterpretation heute annähernd dieselbe Merkmalspalette (Verlichtung, Vergilbung etc.) wie bei terrestrischen Erhebungen differenziert erfaßt werden.

- Zur Verbesserung der Inventurtechnik ist ein anwendungsreifes Stichprobenverfahren zur Luftbild-Waldschadenserhebung entwickelt worden, das nahtlos in das systematische, aber relativ grobe Raster der terrestrischen Erhebung eingebunden werden und so differenziertere und kontrollierbare Ergebnisse vorlegen kann.

Wertung der Untersuchungsergebnisse

- Die Anfang der achziger Jahre angesichts der plötzlich auf großer Fläche auftretenden und sich rasch intensivierenden Schadbilder vielfach geäußerte Befürchtung einer katastrophalen Schadentwicklung bis hin zum Absterben großer Waldflächen ist bislang nicht eingetreten.
- Ein übergreifender Einfluß des Witterungsverlaufs auf die Schadsituation ist nur bei der Kiefer erkennbar. Bei den übrigen Baumarten waren dagegen in und nach niederschlagsreichen Vegetationsperioden keine Anzeichen einer Erholung, sondern zum Teil sogar spürbare Verschlechterungen des Benadelungs- bzw. Belaubungszustandes zu verzeichnen.
- Eine Koinzidenz zwischen Schadensverlauf und dem Verlauf der Luftschadstoffbelastung wurde nicht festgestellt. Dies ist erklärbar, da bei den in Rheinland-Pfalz auftretenden Luftschadstoffkonzentrationen keine akuten Schäden, sondern chronische Langzeitwirkungen zu erwarten sind.
- Die Variabilität der Standorts- und Bestandesverhältnisse in Rheinland-Pfalz ist erheblich größer als die Variabilität der Luftschadstoffbelastung. Dementsprechend wird die regionale Verteilung der Waldschäden vor allem von der

Baumartenverteilung, dem Altersklassenaufbau sowie morphologischen und pedologischen Eigenschaften (z.B. Höhenlage, Exposition, Grundgestein) geprägt.

- Ein erster Versuch einer Zusammenschau von Standorts-, Bestandes-, Belastungs- und Schadcharakteristika zeigt ein Zusammenspiel von hohen Säureeinträgen, extrem niedrigen Basengehalten der Böden, hoher Ozonbelastung und exponierter Lage auf das Schadniveau der Bestände.

Konsequenzen für Luftreinhaltung und forstliche Maßnahmen

- Die wichtigste Maßnahme zum Schutz bzw. Wiederherstellung der Funktionsfähigkeit der Waldökosysteme ist eine konsequente Minderung der Emission von SO_2 , NO_x , NH_4 und Schwermetallen.
- Um ein Fortschreiten der Bodenversauerung zu verhindern, sollte jede realisierbare Möglichkeit zur weiteren Minderung der SO_2 -Emissionen aus nationalen und internationalen Quellen genutzt werden. Da beim Schwefeldioxid der Ferntransport eine erhebliche Rolle spielt, ist bei einer Verringerung der SO_2 -Emissionen aus dem Gebiet der neuen Bundesländer und den östlichen Nachbarländern auch eine Minderung der SO_2 -Belastung in Rheinland-Pfalz zu erwarten.
- Da die Einrichtung des europäischen Binnenmarktes 1992 und der zu erwartende wirtschaftliche Aufschwung in den neuen Bundesländern und den östlichen Nachbarländern ein zusätzliches Verkehrsaufkommen erwarten lassen, sind konsequente und wirkungsvolle Maßnahmen zur Verringerung der Stickoxidemission erforderlich. Ansonsten ist mit einer Verschärfung der Bodenversauerung und der Nährelementungleichgewichte mit der Folge einer weiteren Destabilisierung der Waldökosysteme zu rechnen.

- Besonderes Augenmerk sollte auch auf die Verringerung der aus landwirtschaftlichen Quellen stammenden Ammoniakemission gerichtet werden, da Ammonium etwa zu einem Drittel bis zur Hälfte am Stickstoffeintrag in den Waldökosystemen beteiligt ist.

- In Ergänzung der Maßnahmen zur Luftreinhaltung sollten forstliche Maßnahmen durchgeführt werden, die geeignet sind, die negativen Auswirkungen des Eintrags von Luftverunreinigungen zu mildern, die Vitalität der Waldökosysteme zu stärken und zusätzliche Belastungen durch ökosysteminterne Prozesse zu vermeiden.

- Zur Erhaltung bzw. Begründung standortgerechter, stabiler Waldökosysteme ist eine flächendeckende, auch den chemischen Bodenzustand berücksichtigende Standortkartierung und eine Intensivierung der Kenntnisse über Wechselwirkungen zwischen Immissionsbelastungen und waldbaulichen Maßnahmen erforderlich.

- Zur Vermeidung zusätzlicher Belastungen vor allem durch ökosysteminterne Versauerungsprozesse werden folgende Maßnahmen empfohlen:

- Beimischung von Laubholz in Nadelholzreinbeständen
- Erhaltung bzw. Förderung einer standortgemäßen Bodenvegetation
- Erhaltung geschlossener, gut strukturierter und stabiler Waldinnen- und -außenränder
- Verzicht auf Stickstoffdüngung und Klärschlammausbringung
- Vermeidung von Kahllagen
- Bei unvermeidbarer Kahllage Erhaltung und gegebenenfalls Förderung der Schlagflora
- Unterlassen von intensiven Flächenräumungen, Verbrennung des Schlagabraums und intensiver, maschineller Bodenbearbeitung
- Belassen von Schlagabraum und Rinde im Bestand

- Zur Minderung der negativen Auswirkungen der Säureeinträge sollten alle Waldstandorte mit bereits versauertem Oberboden durch die Ausbringung von kohlenstoff- oder kiesel-saurem Kalk in einer Aufwandmenge von 3 Tonnen/ha vor weiterer Versauerung geschützt werden.
- Die im Sondermeßprogramm Wald angewandten Meß- und Beobachtungsverfahren haben sich zur Überwachung der Belastung von Waldökosystemen durch äußere Einflüsse bewährt und sollten daher fortgesetzt werden.

10.2 A u s b l i c k

Aus den nunmehr über einen Zeitraum vom sechs bis acht Jahren laufenden Untersuchungen des Sondermeßprogramms Wald wurden wesentliche Erkenntnisse über die Struktur und Entwicklung der Waldschäden und die Immissionsbelastung der rheinland-pfälzischen Waldgebiete gewonnen. Die eingesetzten Meß- und Beobachtungsverfahren haben sich zur Überwachung der Belastung von Waldökosystemen durch äußere Einflüsse bewährt. Die Immissions- und Wirkungsuntersuchungen sind als Instrument der Wirksamkeitskontrolle von Emissionsminderungsstrategien in den betroffenen Waldökosystemen selbst unverzichtbar und sollten als Teil einer "Umweltkontrolle im Wald" auf Dauer fortgeführt werden.

Allerdings sind vor allem aufgrund der gravierenden Sturmschäden vom Januar und Februar 1990 einige Umstellungen erforderlich.

Von den 50 Dauerbeobachtungsflächen des Sondermeßprogramms Wald blieben nur 20 Flächen von den Stürmen unbehelligt. Acht Flächen weisen geringe Schäden auf, die das Untersuchungskonzept nicht gefährden. Zwölf Bestände sind von trupp- und gruppenweisen Wüfen, elf von flächenhaften Wüfen betroffen. Nach der derzeitigen Übersicht müssen vermutlich acht Flächen aufgegeben werden, darunter auch vier Bestände mit Depositionsmeßanlagen.

Weiterhin erscheint es zweckmäßig, das Beobachtungsflächen-netz um einige stärker geschädigte Bestände zu ergänzen. Aus den in Kapitel 8 erläuterten Gründen umfaßt das Beobach-tungskollektiv im Landesvergleich eher unterdurchschnittlich geschädigte Bestände. Deutlich geschädigte Bäume nehmen nur ein zahlenmäßig geringes Teilkollektiv ein. Gerade das Ver-halten dieser Bäume bei unterschiedlichen Immissions- und Witterungseinflüssen ist jedoch von Interesse.

Auch die Depositionsmessungen zeigen keine sehr große Varia-bilität zwischen den Meßpunkten, da alle Standorte nach ähn-lichen Vorgaben ausgewählt wurden (Mittelgebirgslage, frei anströmbar). Als besonderer Mangel ist anzusehen, daß vor allem die im Vergleich zu den Mittelgebirgslagen sehr unter-schiedliche Immissionssituation im Rheintal nicht erfaßt wird.

Beim Ersatz der durch den Sturm verlorengegangenen Meß- und Beobachtungsflächen wird daher versucht werden, diese Lücken zu schließen.

11 SUMMARY

Title of the paper: Immission Impacts and Forest Health Status in Woodland Areas of Rheinland-Pfalz

Concentration of Air Pollutants in Forest Areas

- The yearly averages of SO₂ continuously monitored at 5 stations of the Central Immission Monitoring Network (ZIMEN) have decreased since 1985. The annual means of the SO₂-concentrations in woodland areas are about 50 to 70 % of those in industrial areas.
- The discontinuous measurements at 12 points distributed over the country showed the same development of the annual averages of SO₂ mentioned above.
- Very high SO₂-peaks were observed during wintertime until 1987. Presumably, these peaks were caused by SO₂-transport during cold weather conditions with winds from the east coinciding with temperature inversions. During such situations the SO₂-concentrations in forested areas tend to be higher than in towns.
- Since wintertime 1987/88 the transport of SO₂-contaminated air parcels have been absent due to anomalous weather conditions (i.e. warm winters without easterly winds) in the last years.
- Another cause of SO₂-decline was the increasing efficiency of the 13. Emission Reducing Law in 1988.
- In general, the long term means of gaseous SO₂ concentrations are very low. Therefore the probability of a direct influence of SO₂ on forest decline seems to be relatively small.

- The NO₂-concentrations in forested areas are far below the corresponding values in town areas and do not surmount any international standard for critical pollution levels.
- Gaseous NO₂ in the concentration measured in forest areas is not suspected to cause forest decline by direct influence, but it is an important precursor of ozone (O₃).
- Ozone (O₃) has continuously increased during the last three years of the observation period. This may be caused by increasing intensity of global radiation, higher temperatures and also of the high NO_x-emissions from traffic sources.
- The O₃-concentrations increase with the height above sea level of the measurement point and with a growing distance to anthropogenic pollution sources.
- The international UN-ECE standard of 50 µg/m³ has been exceeded by the O₃-concentrations at all monitoring plots in the forests during the vegetation periods in the last years.
- The daily averages of O₃-concentrations frequently exceed the WHO-standard of 65 µg/m³ in the last years with rising tendency. Thus Ozone seems to be one of the important air pollutants in the complex of factors causing forest decline.

Deposition Measurements in Forest Areas

- Since autumn/winter 1983/84 deposition measurements have been performed at 12 sites distributed over the state of Rheinland-Pfalz. In the open field and in spruce stands the concentration and bulk deposition of the following compounds have been measured: H, SO₄, NO₃, Cl, PO₄, NH₄, K, Ca, Mg, org.N, Fe, Mn, Al, Pb, Zn, Cu and Cd.

- As a mean of 6 monitoring years (November 1983 till October 1989) 9-12 kg sulphur and 10-16 kg nitrogen/ha·y were deposited in the open field plots of the 12 stations.
- Due to the filtering effect of the canopy, under spruce stands these loads increased to 24-43 kg S·ha⁻¹·y⁻¹ and 28-41 kg N·ha⁻¹·y⁻¹. The maximum input rates were 72 kg S·ha⁻¹·y⁻¹ (1984) and 45 kg N·ha⁻¹·a⁻¹ (1989).
- Within the observation period, decreasing deposition rates could be found only for sulfate, while for nitrate a tendency towards higher input rates was observed.
- Comparatively high deposition rates of heavy metals were measured at sites being affected by emissions of industrial areas. However, even the maximum rates are within the frame of typical values for rural areas of the Federal Republic of Germany.
- The total acid deposition was calculated from the H⁺-input via crown throughfall, the NH₄⁺-input (1 mol H⁺ per mol NH₄⁺) and the proton-buffering in the canopy. As a 6 years mean the total acid deposition into the spruce stands summed up to 1,8 - 3,1 kmol H⁺ equivalents per hectare and year.
- The input rates of acids and precursors of acids found in forest ecosystems of Rheinland-Pfalz overrule the capacity of soils to buffer the acids without damaging the ecosystem.

The observed S-, N- and H⁺-depositions rates by far exceed the critical loads proposed by the UN-ECE.

- An excessive acid deposition will lead to severe changes in the acid/base status of forest soils inducing nutrient losses and an increasing nutrient deficiency. Soil acidification will also cause a release of potentially toxic aluminium ions and a mobilization of heavy metals. Thus, damages to soil fauna and an increasing mortality of fine roots have to be expected.
- In soils and subsoils which are limited in buffering substances, such as Quarzite and Triassic Sandstone a continuing input of excess sulphur and nitrogen can cause a vertical migration of the acidification zone finally affecting the quality of spring- and groundwater.

Monitoring of the Vitality of Forest Ecosystems on Permanent Observation Plots

In order to document the development of forest damage by periodic assessment 50 permanent observation plots have been established since 1982. To investigate the cause-effect-relationships underlying forest decline several criteria for site condition (exposition, meteorological factors, analyses of soil and needles etc.) and visual crown condition (defoliation and discolouration) were evaluated.

- The development of tree vitality (1983 bis 1989) differed depending on the tree species. While for pine a vitality improvement was observed, the beech, oak and spruce plots showed an increasing defoliation.
- The percentage of moderately or severely damaged trees was comparatively low (less than 10 %). Most trees showed a defoliation of 10 or 15 %.
- Year to year changes in vitality of single trees were small in pine, spruce and beech stands. More remarkable changes in the oak plots were mostly due to insect damages.
- Within a single tree species, the development of vitality differed from plot to plot. In some cases insect damages may have contributed to leave losses, in others thinning operations may have changed the intraspecific competition influencing state and development of the foliage density. However, it was impossible to explain the different behavior of several plots in all cases.
- Up to now, a one-way development of foliage damage ending in dead trees was not observed. No trees have definitely died from air-pollution effects. Also a recovering of severely damaged trees seems to be possible.

Large Scale Forest Status Surveys

- Changes in the external visible crown condition of forest trees have proved to be a practical "indicator" of the whole complex of the new type of forest decline. Their visual estimation can be done easy and fast, but nevertheless suitable and reproducible.

- Large scale forest status surveys use these characteristics of crown condition to inventory the actual extent, development and spacial distribution of forest damage.
- In Rheinland-Pfalz there was a distinct increase of damage at the beginning of the last decade - in the same way as in other central european countries. Since 1984 the damages increased only a little and stagnated since 1988 at 40 % slightly and 10 % moderately to severely affected trees. The most serious damages with silvicultural endangered stands which are to be reestablished are found on larger areas in the highest Hunsrück mountain-ranges.
- For the terrestrial forest damage survey today there exists an advanced inventory system with a well-tried diagnosis and classification of the damage symptoms and with an adequate sample design consisting of full- and sub-samples being orientated at the progress of the disease. This inventory system is able to present reliable and unsurpassed actual data of the forest status in that regions being evaluable with the sample used in each case. But it should be avoided to overtax these results.
- The methods to assess forest damage with aerial colour-infrared photographs have certainly been improved in recent years.
- The damage symptoms and their recognition in aerial photographs have been improved considerably by using characteristics of the shape of crowns for classification rather than colour characteristics which had been used exclusively before. So the interpretation of aerial CIR-photographs assesses the same palette of characteristics (defoliation, discolouration etc.) as the terrestrial forest damage survey.
- To improve the inventory technique, an applicable sample procedure for the assessment of forest damage by aerial CIR-photographs has been developed. It can be integrated into the systematical, but quite large meshed grid of the terrestrial survey, and is able to present more differentiated and checkable interpretation results.

Evaluation of the Findings

- Facing a suddenly beginning and rapidly increasing intensity of forest decline on large areas in the early 1980s, it was thought that large forest areas finally would die. Fortunately this disastrous scenario did not occur till now. Since 1984 only slight damage increase was observed.
- A general interference of weather conditions, especially the precipitation rate during the vegetation period, with the development of health status could be observed in Scots pine stands only. For the other tree species no signs of a recovering of damaged trees were found in or after wet vegetation periods. On the contrary, especially the broadleaves showed a marked increase in damage.
- No coincidence between the development of damage and concentrations of gaseous air pollutants was observed. This may be explainable with the fact, that the concentrations of air pollutants (except ozone) measured in Rheinland-Pfalz may lead to chronic long-term effects but not to acute damage on leaves or needles.
- The variability of site and stand conditions in Rheinland-Pfalz is much higher than the variability of air pollution impacts. Accordingly, the regional damage structure particularly corresponds with the distribution of tree species, age classes and morphological and pedological characteristics (altitude, exposition, parent rock).
- A first attempt of a multifactorial analysis of the interference of site, stand, and pollution impact characteristics with damage symptoms shows an interaction of high acid input, extremely low base cation contents of soil, high ozone concentration and an exposed location with the damage level of the stands.

Consequences for Clean-Air Concepts and Forest Management Operations

- The most important measure for protection or restoration of resilient and functioning forest ecosystems is a consequent reduction of SO₂, NO_x, NH₃ and heavy metal emissions.
- In order to stop the increase in soil acidification each

realistic possibility of a further reduction of SO₂ emissions from national and international sources should be used. As the long-range transportation of SO₂ is of great importance a decreasing SO₂ emission on the area of the former GDR and the eastern neighbour states will lead to a decrease of SO₂ impacts in Rheinland-Pfalz, too.

- The introduction of the european home market in 1992 and the economical upturn to be expected in the former GDR and the eastern neighbour states presumably will be connected with an increasing traffic volume. To avoid an aggravation of soil acidification and nutrient imbalances a consequent and efficient reduction of NO_x emission is strongly recommended.
- Special attention has to be directed to a reduction of NH₃ from agricultural sources. Ammonium contributes to nitrogen input and soil acidification considerably.
- In addition to the measures for reduced release of air pollutants, diminishing of harmful air pollution impacts and strengthening of the vitality of trees and stands challenge forest management.
- For the preservation or establishment of stabile forest ecosystems, which are in accordance to the local conditions, a site mapping is necessary, covering the whole forest area of the state. In this mapping, special attention should be directed to the chemical status of the soil. Beyond it, the research on interactions between immission impacts and silvicultural operations should be intensified.
- To avoid additional stress by ecosystem-internal acidification processes the following measures are proposed:
 - enrichment of pure coniferous stands with broadleaves
 - preservation or stimulation of a site-related forest ground vegetation
 - preservation of dense, well structured and stabile forest edges
 - no fertilisation with nitrogen, no application of sludge
 - to avoid clearings wherever possible
 - preservation or stimulation of a felled area flora, if a clear cutting is inevitable
 - no extensive slash removal, no slash burning, no

extensive mechanical soil treatment

- to leave the logging slash and the bark in the stand.
- to stop or diminish the impacts of acid input all forest sites with an acidified top soil should be limed with calciumcarbonate or calciumsilicate in a dose of 3 t/ha·y.

Outlook

The measuring and observation methods used in the "Special Testing Program Forest" proved to be reliable for the monitoring of forest condition and air pollution impacts. Thus, the research will be continued.

The storm events at the beginning of the year 1990 have destroyed 8 permanent observation plots. Eleven plots have been severely, 12 plots slightly damaged. Within the restoration of this part of the project stands with more severe defoliation and discolouring will be integrated in the network.

Over that, a monitoring of air pollution impacts on forest stands in the Rhine-valley is intended.

VERZEICHNIS DER ABBILDUNGEN, KARTEN UND TABELLEN

A b b i l d u n g e n u n d K a r t e n	Seite
1.1 Beobachtungsflächen und Meßeinrichtungen in Rheinland-Pfalz	11
2.1 Standorte der ZIMEN-Meßstationen in Rheinland-Pfalz	14
2.2 Verlauf der Monatsmittel der SO ₂ -Konzentrationen an Wald- und Stadtstationen	16
2.3 SO ₂ -Ferntransport im Januar 1987	17
2.4 Verlauf der Monatsmittel der NO ₂ -Konzentrationen an Wald- und Stadtstationen	20
2.5 Verlauf der Monatsmittelwerte der O ₃ -Konzentrationen an Wald- und Stadtstationen	22
2.6 Verlauf der gleitenden Jahresmittel der O ₃ -Konzentrationen an Waldstationen	24
3.1 Lage der Meßstellen in Rheinland-Pfalz	29
3.2 Mittlere Luftschadstoffbelastung über den gesamten Meßzeitraum	31
3.3 Geschätzte mittlere Schadstoffkonzentrationen mit 95 %-Vertrauensintervallen an den 12 Meßpunkten im Gesamtzeitraum im Vergleich zu den mittleren Schadstoffkonzentrationen der ZIMEN-Waldstationen im gleichen Meßzeitraum	35
3.4 Aufteilung der diskontinuierlichen Meßpunkte und der ZIMEN-Waldmeßorte nach ihrer Zugehörigkeit zu unterschiedlichen Immissionsgruppen	38
4.1 Sulfatschwefeleinträge an 12 Freilandmeßstellen (schraffierte Säulen) und 12 Bestandesmeßstellen (Fichte) im Verlauf von 6 Meßjahren (kg SO ₄ -S·ha ⁻¹ ·a ⁻¹)	42
4.2 Nitratstickstoffeinträge an 12 Freilandmeßstellen (schraffierte Säulen) und 12 Bestandesmeßstellen (Fichte) im Verlauf von 6 Meßjahren (kg NO ₃ -N·ha ⁻¹ ·a ⁻¹)	43
4.3 Gesamt-Säureeintrag in den Beständen der 12 Meßorte; November 1984 bis Oktober 1989 (kmol H ⁺ -Äquivalente·ha ⁻¹ ·a ⁻¹)	49

5.1	Überschreitungshäufigkeiten von Vorgabewerten (Tagesmittelwerte der UN-ECE für Schwefeldioxid	56
5.2	Überschreitungshäufigkeiten von Zielwerten (Tagesmittelwerte) der WHO für Ozon	60
5.3	Kritische Stickstoff-Frachten in Abhängigkeit von der Schwefeldeposition bei unterschiedlichen Ausgangsgesteinen der Bodenbildung. Die Kreuze kennzeichnen die mehrjährigen Mittel der Stickstoff- und Schwefeldeposition (Kronendurchlaß Fichte) an 12 rheinland-pfälzischen Meßstationen	67
6.1	Entwicklung des durchschnittlichen Nadel- bzw. Blattverlustes der vier Baumarten (Aufnahmezeitpunkt: Fichte Frühjahr; Kiefer, Buche, Eiche Sommer)	70
6.2	Prozentuale Verteilung der in Fünf-Prozent-Werten erfaßten Nadel-/Blattverluste der Probebaumkollektive	71
6.3	Verlustprozentdifferenzen von Fichten und Eichen für jeweils 3 Zeiträume in 5 %-Stufen und deren Anteil am Gesamtkollektiv	72
6.4	Entwicklung des durchschnittlichen Nadelverlusts zweier Beispielflächen und des Gesamtkollektives der Baumart Fichte	74
6.5	Entwicklung des durchschnittlichen Nadelverlustes der Baumklassen nach Kraft (1 bis 4) bei der Fichte 1983 - 1989	75
7.1	Entwicklung der Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland und in Rheinland-Pfalz	80
8.1	Wald- und Bodenzustand sowie Schadstoffbelastung und Nährstoffversorgung von 12 Waldstandorten in Rheinland-Pfalz	93
8.2	Wald- und Bodenzustand sowie Schadstoffbelastung und Nährstoffversorgung von 12 Waldstandorten in Rheinland-Pfalz	94

T a b e l l e n v e r z e i c h n i s

1.1	Verzeichnis der Untersuchungsräume und Untersuchungen im Sondermeßprogramm Wald und Forstlichen Ökoprogramm	12
2.1	Vergleich der Schwefeldioxidkonzentrationen (SO ₂) Waldgebiete/Belastungsgebiete (µg/m ³)	19

2.2	Vergleich der Stickstoffdioxidkonzentrationen (NO ₂) Waldgebiete/Belastungsgebiete/Verdichtungsgebiete (µg/m ³)	21
2.3	Vergleich der Ozonkonzentrationen (O ₃) Waldgebiete/Stadtgebiete (µg/m ³)	23
3.1	Lage der Meßpunkte und ihre Höhenlagen	28
4.1	Eintrag von Hauptinhaltsstoffen mit dem Freiflächenniederschlag; Meßzeitraum Nov. 1984 bis Oktober 1989 (Basekapazität Nov. 1985 bis Oktober 1989): Durchschnittliche Jahresflußraten und 95 % Vertrauensbereich	45
4.2	Eintrag von Hauptinhaltsstoffen mit dem Bestandesniederschlag; Meßzeitraum Nov. 1984 bis Oktober 1989 (Basekapazität Nov. 1985 bis Oktober 1989): Durchschnittliche Jahresflußraten und 95 % Vertrauensbereich	46
4.3	Eintrag von Spurenmetallen mit dem Freiland- und Bestandesniederschlag (Fichte) Meßzeitraum Nov. 1984 bis Oktober 1989: Flußraten in (g·ha ⁻¹ ·a ⁻¹) und 95 % Vertrauensbereich	47
5.1	Überschreitungshäufigkeiten von Vorgabewerten (Tagesmittelwerte) der IUFRO für Schwefeldioxid (SO ₂)	54
5.2	Überschreitungshäufigkeit von Vorgabewerten (Tagesmittelwerte) der UN-ECE für Schwefeldioxid (SO ₂)	55
5.3	WHO-Zielwertüberschreitungen von Ozon: Überschreitung von Tagelittelwerten > 65 µg/m ³ (Mindestzahlen)	59
6.1	Entwicklung der mittleren Gesamtbenadelungswerte der Kiefer an 6 Dauerbeobachtungsflächen	70

BERICHTE UND VERÖFFENTLICHUNGEN AUS DEM SMW (chronologisch)

LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ UND GEWERBEAUF SICHT (1984):
Sondermeßprogramm Wald (SMW) - Bericht über Immissions-
messungen 1983/84: 37 S.

Herausgeber: Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht
Abt. 3: Meßinstitut für Immissions- Arbeits- und Strah-
lenschutz, Rheinallee 97 - 101, D-6500 Mainz

LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ UND GEWERBEAUF SICHT:
Monatsberichte über die Meßergebnisse des Zentralen
Immissionsmeßnetzes -ZIMEN- für Rheinland-Pfalz, Berichte
ab 1/84 fortlaufend.

Herausgeber: Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht
Abt. 3: Meßinstitut für Immissions- Arbeits- und Strah-
lenschutz, Rheinallee 97 - 101, D-6500 Mainz

DÜSSEL, V. (1985):

Neuartige Waldschäden und Stand der Forschung
Allgemeine Forstz. 40 (Nr. 25/26): S. 632-634

FRAUDE, H.-J., SOMMER, U., HEIDINGSFELD, N. (1985):
Ergebnisse der Schadansprache auf den Beobachtungs-
flächen des Sondermeßprogramm Wald.

Allgemeine Forstz. 40 (Nr. 25/26): S. 626-628

MÜHLHAUS, B. (1985):

Sondermeßprogramm Wald - Konzept, Kosten, Entwicklungs-
tendenzen -

Allgemeine Forstz. 40 (Nr. 25/26): S. 656-658

BRUCKMANN, P., BORCHERT, H., KÜLSKE, S., LACOMBE, R., LEN-
SCHOW, P., MÜLLER, W.J., VITZE, W. (1986) et.al.:

"Die SMOG-Periode im Januar 1985"

Staub-Reinhaltung der Luft 46 (Nr. 7/8): S. 334 - 342

BORCHERT, H. (1986):

The Real Time System "ZIMEN" for Continuous Measurements of
Air Pollution in Towns and Woods of West Germany.

In: H. F. Hartmann (Editor) "Proceedings of The Seventh World Clean Air Congress", Vol. IV, Clean Air Society of Australia and New Zealand, P.O.Box 191, Eastwood, NSW, 2122, Australia ISBN 0-959002-8-4, S. 42 - 53

BORCHERT, H. (1986):

Preliminary Results and Experiences with a new In-Situ-Measurement System of Rainfall Acidity in Forest Areas. In: H. W. Georgii (Editor): "Atmospheric Pollutants in Forest Areas"

D. Reidel Publ. Company, ISBN 90-277-2317-6, S. 165 - 176

HEIDINGSFELD, N. (1986):

Nutzung von Infrarot-Color-Luftbildern zur Ermittlung von Waldschäden in Rheinland-Pfalz.

Der Forst- und Holzwirt 41 (Nr. 16): S. 430-433

BLOCK, J., BOCKHOLT, B., BORCHERT, H., FINGERHUT, M., FRAUDE, H.-J., HEIDINGSFELD, N. (1987):

Sondermeßprogramm Wald (SMW) - Zwischenbericht über die Untersuchungsergebnisse 1983 bis 1986 -

Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 3, 74 S.; zugleich: Schriftenreihe des Landesamtes für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht, Nr. 2

BLOCK, J. (1987):

Umweltkontrolle im Wald - Immissions- und Wirkungsuntersuchungen in Rheinland-Pfalz.

Der Forst- und Holzwirt 42: S. 412-414

BORCHERT, H. (1987):

Ferntransport von SO₂ über Rheinland-Pfalz. In: H.G. Kämpf (Editor): Aktuelle Probleme und Lösungsbeiträge zum Umweltschutz, Contex-Verlag, 6063 Obertshausen, ISBN 3-924 072-04-3: S. 67 - 75

FRAUDE, H.-J. (1987):

Zu Anzahl der Nadeljahrjänge der Waldkiefer - Untersuchungen im Rahmen von Waldschadenserhebungen in Rheinland-Pfalz. Der Forst- und Holzwirt, S. 415 - 417

HEIDINGSFELD, N. (1987):

Fünf Jahre Waldschadenserhebungen in Rheinland-Pfalz - Von der BML-Umfrage 1982 zur integrierten Waldschadenserhebung 1987. Der Forst- und Holzwirt 42: S. 418 - 419

FRAUDE, H.-J. (1988):

Entwicklung der Benadelung der Waldkiefer von 1985 bis 1987 auf Dauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz. Forst und Holz 43 (Nr. 15): S. 373-379

BLOCK, J. (1989):

Belastung von Waldökosystemen in Rheinland-Pfalz durch den Eintrag von Luftverunreinigungen. DVWK Mitteilungen, Nr. 17, S. 53-64

BLOCK, J., NIESAR, M. (1989):

Waldbodenversauerung durch Luftverunreinigungen. Allgemeine Forstzeitschrift 44 (Nr. 35-36): S. 954-956

BORCHERT, H. (1989):

"Kontinuierliche Überwachung der Luftqualität in Stadt und Land" in "Beiträge zur Landespflege in Rheinland-Pfalz" Nr. 12

Herausgeber: Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, 6504 Oppenheim, Amtsgerichtsplatz 1.
Bezug: Verlagsbuchhandlung E. Sommer, Kirchheimer Straße 20, 6718 Grünstadt, S. 387 - 407

BORCHERT, H. (1989):

"Fortlaufende Messungen von Luftschadstoffen in den Waldgebieten von Rheinland-Pfalz"

Allgemeine Forst Zeitschrift 44 (Nr. 35 - 36) ISSN0936 - 1294: S. 945 - 948

BOCKHOLT, B. (1989):

Stichprobenmessungen von Immissionen an Waldstandorten. AFZ 44 (Nr. 35 - 36): S. 249 - 251.

BORCHERT, H., FUCHS, F. (1991):

Measurement Results and Interpretation of Ozone Transportation into Forests of West Germany (Rheinland-Pfalz) in P. Mathy (Editor): Proceedings of the First European Symposium on Terrestrial Ecosystems: Forests and Woodlands; 20.-24. May 1991, Florence. Report 29 of the Commission of the European Communities, Brüssel.

BORCHERT, H. (1989):

Structure, Technology and Measuring Results of an integrated Urban and Forest Air Quality Monitoring System in Germany. In: A. Bresser and P. Mathy (Editors): Monitoring air pollution and forest ecosystem research. Report 21 of the Commission of the European Communities, Brüssel, ISBN 2-87263-015-5: S. 114 - 136

HEIDINGSFELD, N. und IMMETSBERGER, H. (1989):

Zustand des Waldes in Rheinland-Pfalz 1989 insgesamt unverändert, Regional unterschiedliche Entwicklung. Forst und Holz 44: S. 610 - 613

HEIDINGSFELD, N. (1989):

Verfahren zur luftbildgestützten Intensiv-Waldschadenserhebung in Rheinland-Pfalz. Mitteilung aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz Nr. 10, Trippstadt, 93 S.

BLOCK, J. (1990):

Ergebnisse der Stoffdepositionsmessungen in rheinland-pfälzischen Waldgebieten 1984 bis 1989. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz Nr. 14/90

BORCHERT, H. (1990):

Ozon Episodes 1988/1989 during Special Meteorological Conditions in Rheinland-Pfalz, FRG. In: s. Beilke (UBA) et al. (Editors): Field measurements and interpretation of species derived from NO_x, NH₃ and VOC emissions in Europe. Report 25 of the Commission of the European Communities, Brüssel, pp 48-64, ISBN 2-87263-045-7

HEIDINGSFELD, N. (1990):

Optimierung der Interpretationsqualität bei CIR-Luftbildinventuren. In: Schriftenreihe der Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN, Band 14, Düsseldorf, S. 111 - 119

HEIDINGSFELD, N. (1990):

Ein Verfahren zur kontrollierten Luftbild-Waldschadenserhebung mit permanenten Stichprobenorten. In: Schriftenreihe der Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN, Band 14, Düsseldorf, S. 121 - 140

HEIDINGSFELD, N. (1990):

Integrated Forest Damage Survey by terrestrial Assessment and aerial Colour-Infrared Photography using permanent Sample Plots. Poster anlässlich IUFRO World Congress, Montreal 1990, S.4.02.05

HEIDINGSFELD, N., BLOCK, J. u. ZOTH, R.:

Zur Waldzustandssituation 1990 in Rheinland-Pfalz.
Forst und Holz 45: S. 659 - 662

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 30.- |
| 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.- |
| 12/1989 | Jahresbericht 1989
ISSN 0931 - 9662
ISSN 0936 - 6067 | |

- 13/1990 SCHÜLER: DM 12.-
Der kombinierte Durchforstungs- und
Düngungsversuch Kastellaun
- angelegt 1959 - heute noch aktuell?
ISSN 0931 - 9662
- 14/1990 BLOCK: DM 12.-
Ergebnisse der Stoffdepositionsmessungen
in rheinland-pfälzischen Waldgebieten
1984 - 1989
- 15/1990 Jahresbericht 1990
ISSN 0931 - 9662
ISSN 0936 - 6067

