

Rheinland-Pfalz

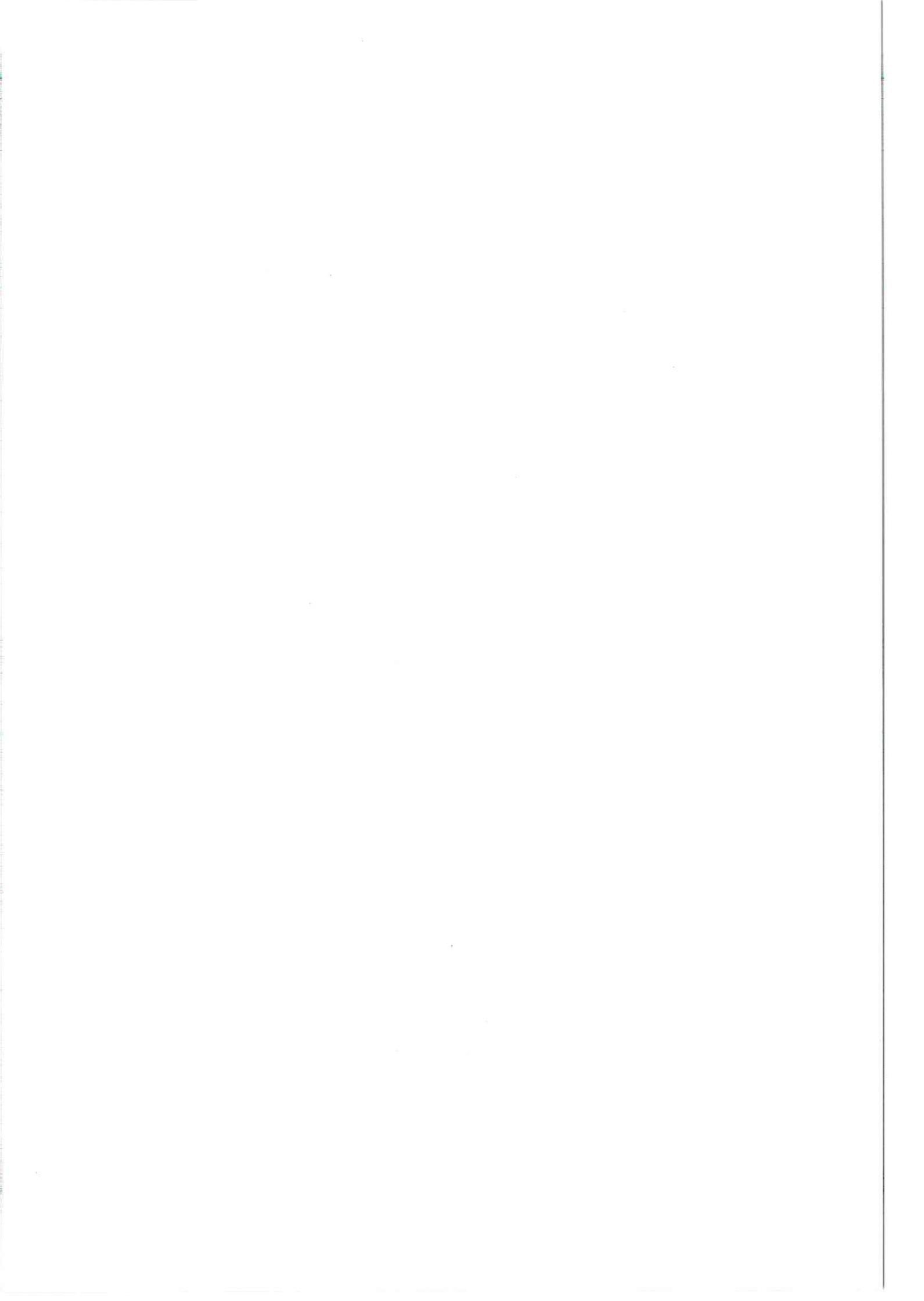
Ministerium für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten

Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt
Rheinland-Pfalz

Nr. 3/87

SMW

ISSN 0931 - 9662
1987



Sondermeßprogramm Wald (SMW)

- Zwischenbericht über die Untersuchungsergebnisse -
1983 bis 1986

Herausgeber:

Forstliche Versuchsanstalt
Rheinland-Pfalz
(FVA)
Schloß
D 6751 Trippstadt

Landesamt für Umweltschutz
und Gewerbeaufsicht
Rheinland-Pfalz (LfUG)
Amtsgerichtsplatz 1
D 6504 Oppenheim

Autoren:

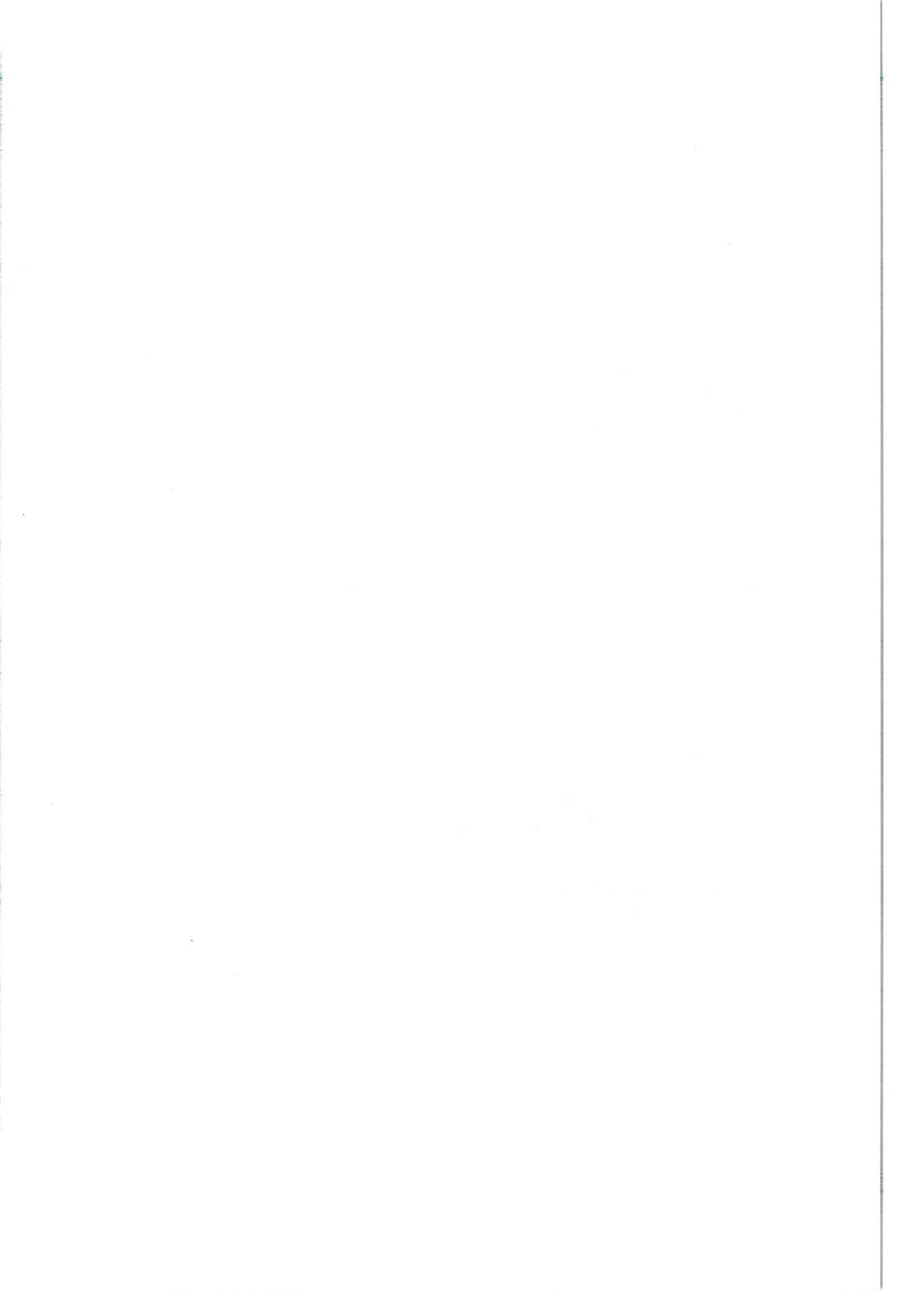
J. Block
H.-J. Fraude
N. Heidingsfeld

Dr. B. Bockholt
Dr. H. Borchert
Dr. M. Fingerhut

März 1987

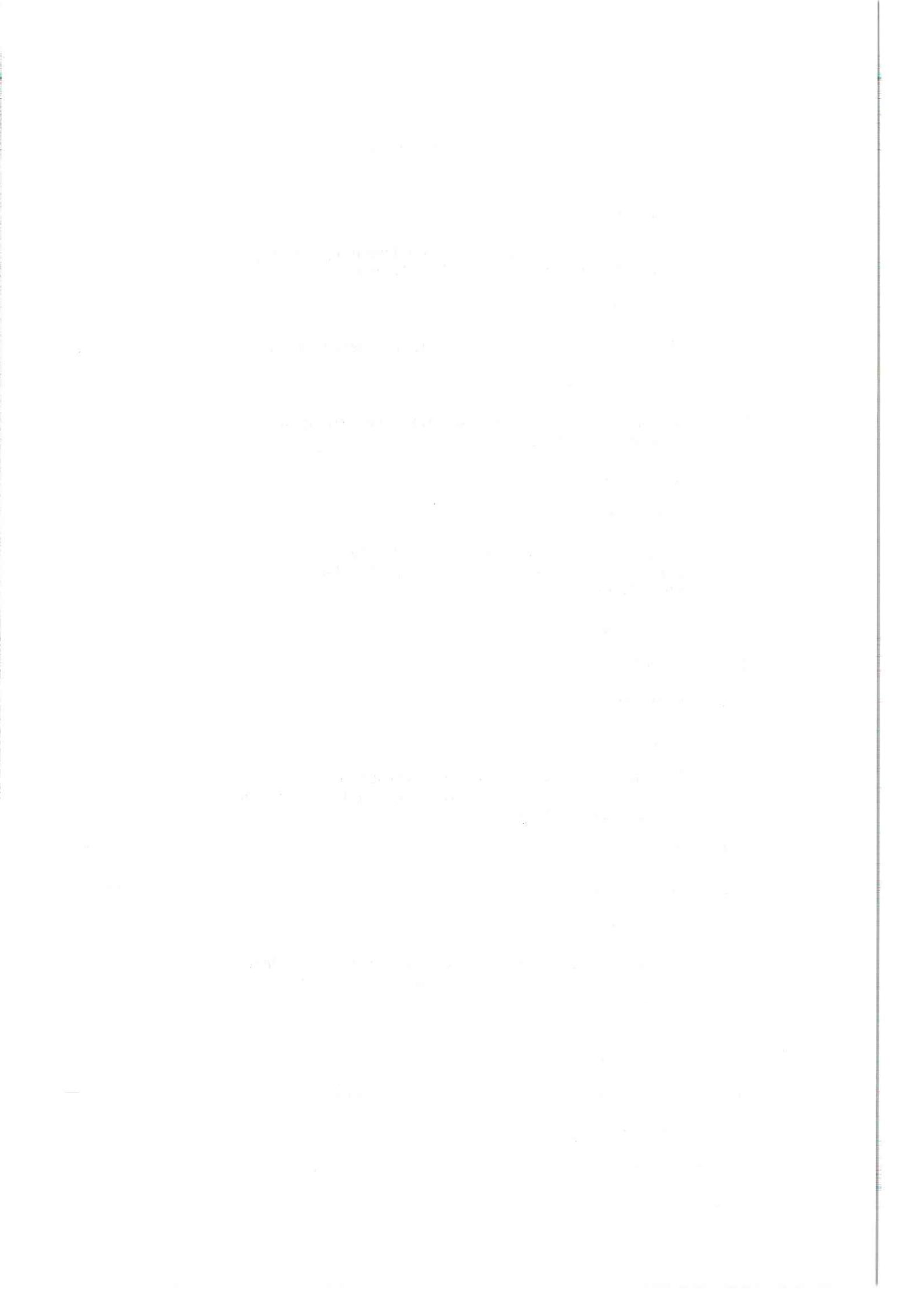
zugleich Mitteilungen aus der Forst-
lichen Versuchsanstalt
Rheinland-Pfalz Nr. 3

zugleich Schriftenreihe des Landes-
amtes für Umweltschutz und
Gewerbeaufsicht Nr. 2



Inhaltsverzeichnis

	Seite
1. Auftrag, Zielsetzung	4
2. Fortlaufende Messungen der Luftverunreinigungen in den Waldgebieten von Rheinland-Pfalz	5
2.1 Allgemeines	5
2.2 Standorte der Meßstationen in den Waldgebieten	8
2.3 Meßergebnisse	10
3. Stichprobenmessungen von Luftverunreinigungen in den Waldgebieten	19
3.1 Allgemeines	19
3.2 Ergebnisse	20
4. Ermittlung der Deposition von Luftver- unreinigungen in Waldökosysteme des Landes- Rheinland-Pfalz	25
4.1 Einleitung	25
4.2 Standorte	26
4.3 Methode	26
4.4 Ergebnisse	29
5. Wertung der Ergebnisse der Immissions- und Depositionsmessungen im Hinblick auf die Gefährdung der Waldökosysteme	34
5.1 Immission	34
5.2 Deposition	42
5.3 Literatur	46
6. Periodische Überwachung der Vitalität von Wald- ökosystemen auf Dauerbeobachtungsflächen	47
6.1 Allgemeines	47
6.2 Zielsetzung	48
6.3 Auswahl und Einrichtung der Dauerbeobachtungsflächen	51
6.4 Aufnahmeverfahren	53
6.5 Vitalitätsentwicklung der Beobachtungsflächen	54
6.6 Wertung und Ausblick	61



	Seite
7. Überwachung der Vitalität von Waldbeständen mit Hilfe von Infrarot-Color-Luftbildern	62
7.1 Einleitung	62
7.2 Befliegungsobjekte und Methode	62
7.3 Interpretationsschlüssel	63
7.4 Spezielle Fragen der Schadsymptomatik	63
7.5 Vergleich Luftbildauswertung - terrestrische Aufnahme	65
7.6 Wertung und Ausblick	66
8. Zusammenfassung der wichtigsten Erkenntnisse	67
9. Ausblick	71
10. Berichte und Veröffentlichungen aus dem SMW	73

1. Einleitung	1
2. Die Grundlagen der Algebra	15
3. Die Eigenschaften der Zahlen	35
4. Die Operationen der Algebra	55
5. Die Beweismethoden	75
6. Die Anwendungen der Algebra	95
7. Die Geschichte der Algebra	115
8. Die Aufgaben der Algebra	135
9. Die Zusammenfassung	155
10. Die Literaturangaben	175
11. Die Anmerkungen	195
12. Die Register	215
13. Die Schlussbemerkungen	235
14. Die Bibliographie	255
15. Die Zusammenfassung	275
16. Die Literaturangaben	295
17. Die Anmerkungen	315
18. Die Register	335
19. Die Schlussbemerkungen	355
20. Die Bibliographie	375
21. Die Zusammenfassung	395
22. Die Literaturangaben	415
23. Die Anmerkungen	435
24. Die Register	455
25. Die Schlussbemerkungen	475
26. Die Bibliographie	495
27. Die Zusammenfassung	515
28. Die Literaturangaben	535
29. Die Anmerkungen	555
30. Die Register	575
31. Die Schlussbemerkungen	595
32. Die Bibliographie	615
33. Die Zusammenfassung	635
34. Die Literaturangaben	655
35. Die Anmerkungen	675
36. Die Register	695
37. Die Schlussbemerkungen	715
38. Die Bibliographie	735
39. Die Zusammenfassung	755
40. Die Literaturangaben	775
41. Die Anmerkungen	795
42. Die Register	815
43. Die Schlussbemerkungen	835
44. Die Bibliographie	855
45. Die Zusammenfassung	875
46. Die Literaturangaben	895
47. Die Anmerkungen	915
48. Die Register	935
49. Die Schlussbemerkungen	955
50. Die Bibliographie	975
51. Die Zusammenfassung	995

1. Auftrag, Zielsetzung

Im Sommer 1982 beschloß die Landesregierung Rheinland-Pfalz unter der Kurzbezeichnung "Sondermeßprogramm Wald" ein Untersuchungskonzept mit Erhebungs- und Überwachungsmaßnahmen zur großflächigen Erkrankung rheinland-pfälzischer Wälder.

Zielvorgabe des Projekts ist die integrierte Erfassung des Vitalitätszustandes und der Vitalitätsentwicklung rheinland-pfälzischer Waldökosysteme, ihrer Belastung durch die Einwirkung gasförmiger Luftschadstoffe sowie durch den Eintrag von trocken- und naßdeponierten Luftverunreinigungen, vor allem versauernd wirkender Komponenten. Beabsichtigt ist eine Abschätzung des Einflusses von biotischen und abiotischen Faktoren auf den Umfang der Waldschäden, womit ein Beitrag zur Ursachenermittlung der großflächigen Walderkrankung geleistet werden soll.

Das Sondermeßprogramm Wald ist ein gemeinsames Projekt des Ministeriums für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten und des Ministeriums für Umwelt und Gesundheit des Landes Rheinland-Pfalz. Mit der Koordinierung des Projektes wurde zunächst eine Arbeitsgruppe beim Forstamt Idar-Oberstein beauftragt. Ab Sommer 1984 hat die neugegründete Forstliche Versuchsanstalt die Aufgaben übernommen. Die Luftschadstoffmessungen werden vom Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht (LfUG), die Depositions- und Wirkungsuntersuchungen von der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz (FVA) durchgeführt.

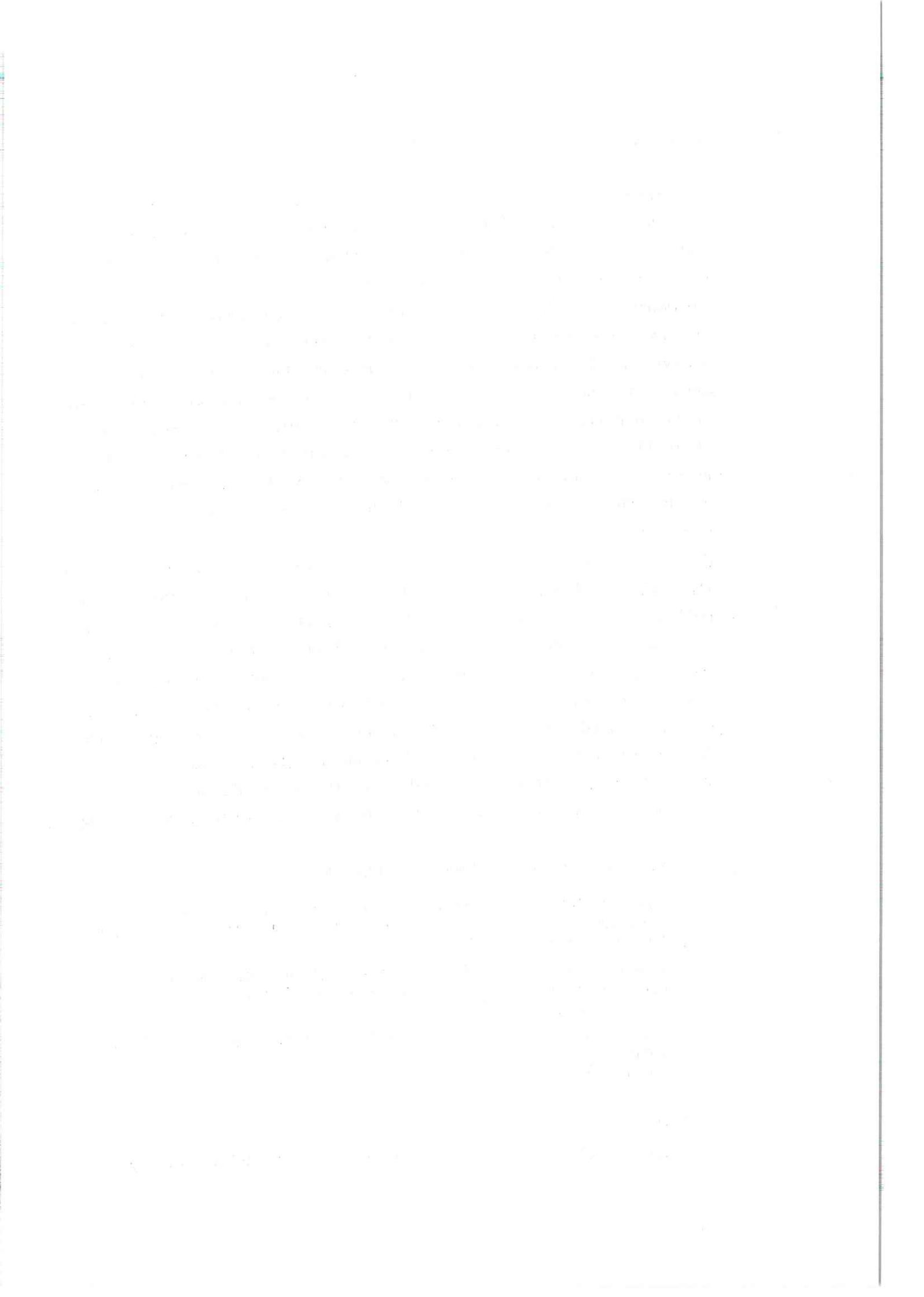
Im einzelnen umfaßt das Sondermeßprogramm Wald folgende Untersuchungen:

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 12 Meßstellen (J. Block, FVA)

b) Wirkungsuntersuchungen

- Periodische Überwachung der Vitalität von Waldökosystemen auf



Dauerbeobachtungsflächen durch terrestrische Schadansprachen
(H.-J. Fraudé, FVA)

- Überwachung der Vitalität von Waldbeständen mit Hilfe von Infrarot-Color-Luftbildern
(N. Heidingsfeld, FVA)

Die Untersuchungen sind räumlich soweit als möglich konzentriert, wobei die Dauerbeobachtungsflächen die jeweiligen Kernzellen der Untersuchungsschwerpunkte bilden. Die Lage und Kurzbeschreibung der Versuchsflächen und Meßstellen kann aus der Übersichtskarte (Abb. 1) und dem nachstehenden Verzeichnis (Tabelle 1) entnommen werden. Detailliertere Angaben finden sich in den jeweiligen Untersuchungsberichten.

Der vorliegende Bericht faßt die wesentlichen Ergebnisse der Untersuchungsperiode 1983 - 1986 zusammen. Ausführlichere Darstellungen enthalten die in Kapitel 10 aufgelisteten Berichte und Veröffentlichungen.

2. Fortlaufende Messungen der Luftverunreinigung in den Waldgebieten von Rheinland-Pfalz

2.1 Allgemeines

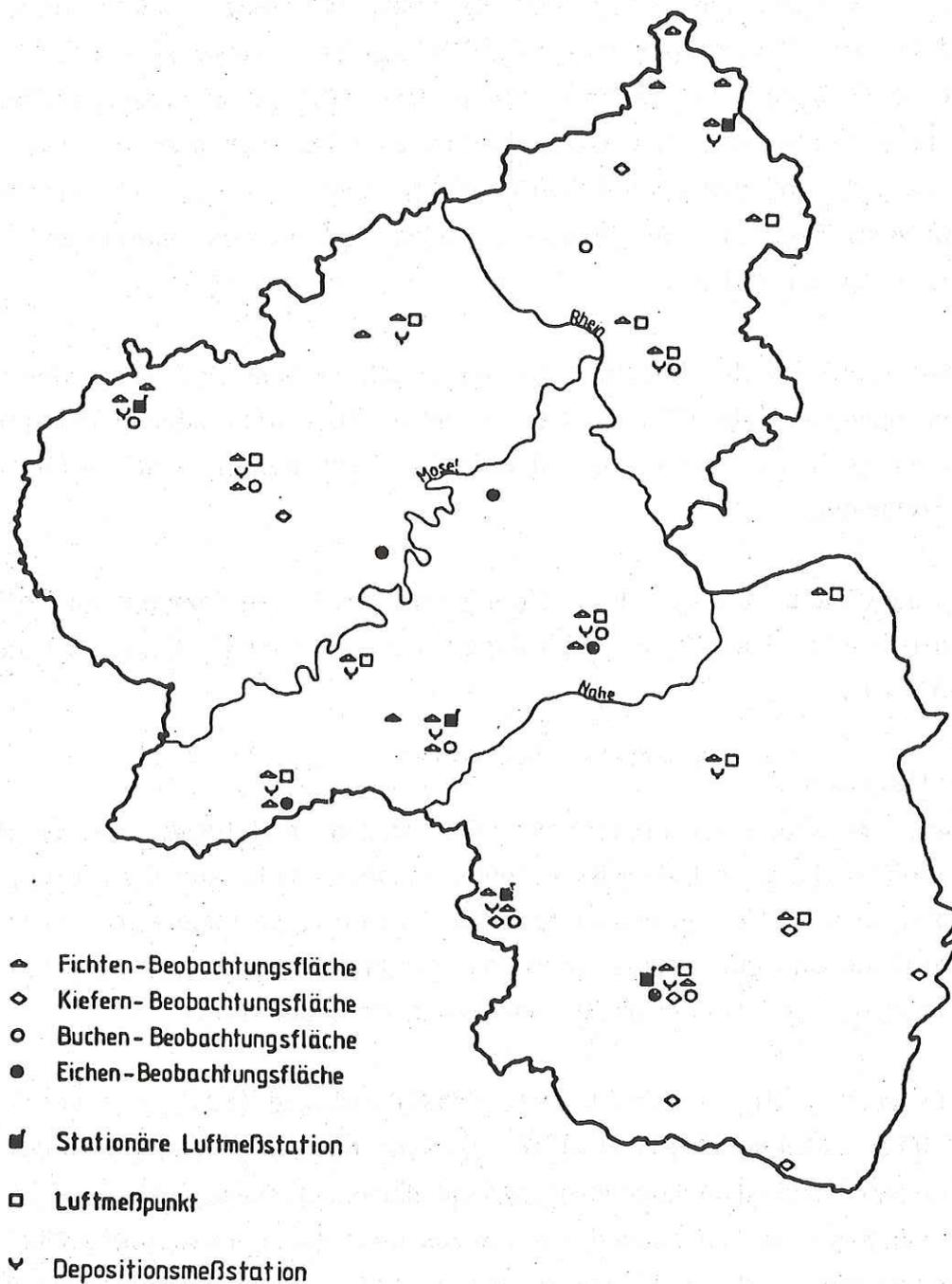
Zur Erfassung der Luftschadstoffe wurden in Waldgebieten von Rheinland-Pfalz vier Luftmeßstationen eingerichtet. Zur Ermittlung der Tagesgänge, des jahreszeitlichen Verlaufs, der Konzentrationsverteilung und der Spitzenwerte der örtlichen Schadstoffkonzentration sind fortlaufende Messungen erforderlich.

Es werden die Luftschadstoffe Schwefeldioxid (SO_2), Stickoxide (NO u. NO_2) und Ozon (O_3) fortlaufend gemessen. In Verbindung mit meteorologischen Komponenten sind daraus Aussagen über den Antransport von Luftschadstoffen aus waldfernen Emissionsgebieten zu gewinnen. Deshalb werden an jeder Station auch die Windrichtung, Windgeschwindigkeit, relative Luftfeuchte, Temperatur und Niederschlagshöhe ermittelt. Ferner sind Meßeinrichtungen zur Bestimmung der Wasserstoffionenaktivität (pH-Wert) und der Leitfähigkeit während des Verlaufs der Niederschläge (Regen) in den Waldgebieten eingerichtet.

Abb.: 1

Beobachtungsflächen und Meßeinrichtungen in Rheinland-Pfalz

Stand: Januar 1987



Verzeichnis der Untersuchungsräume und Untersuchungen im Sondermessprogramm Wald und Forstlichen Ökoprogramm
(Angabe der Anzahl der Untersuchungseinrichtungen/-flächen) Stand Jan. 1987

Nr.	Untersuchungsraum/ Forstamt	Umwelt- kontroll- station	Luftschadstoff- messung Dauer- meß- station	Luftschadstoff- messung diskont. Luftmeß- punkt	im frei- land	Depositionsmessung		Dauerbeobachtungsflächen/ Waldbäume			Dauerbeobachtungsl. Waldbodenvegetation		Erhebung der Humusmorpho- logie		Kartierung der Flechten- vegetation in Dauer- beobachtungsflächen			mykolog. 1) Untersuchungen	entomol. 2) Untersuchungen			
						im frei- land	unter Fichte	unter Eiche	Fichte	Kiefer	Buche	Eiche	unter Fichte	unter Kiefer	unter Buche	Fi.	unter Fi.			unter Kie.	unter Buche	Fl.
1	Adenau			1	1	1			2							1						
2	Altenkirchen								1								(1)					
3	Alzey		1						1								(1)					
4	Bad Dürkheim-Süd		1						1								(1)					
5	Bahn								1													
6	Dierdorf									1												
7	Entenpfuhl		1		1	1			2	1	1						(1)	1				
8	Katzfeldt-Wildenb				1	1			2													
9	Kernestell-West		1		1	1			2		1											
10	Ider-Oberstein	1	1		1	1			2	1	1						(1)	1				(1)
11	Johanniskreuz		1		1	1			2													
12	Kirchen				1	1			2													
13	Kirchheimbolanden		1		1	1			1								(1)					
14	Manderscheid	1	(1)		1	1				1												(1)
15	Merzalben			1	1	1			1													
16	Montabaur		1		1	1			1													
17	Morbach		1		1	1			2								(1)					
18	Neuhäusel		1		1	1			1													
19	Prüm-Nord			1	1	1			2	1	1											
20	Salzweid		1		1	1			2													
21	Schaidt			1	1	1			2	1	1											
22	Speyer								1													
23	Treis-Brodensbach				1	1			2	1	1											
24	Waldmohr				1	1			1													
25	Walleerod		1		1	1			2	1	1											
26	Wittlich-Ost								1													

Die in Klammern gesetzten Zahlen geben geplante, aber noch nicht begonnene Untersuchungen an.

- 1) Untersuchung des Nadelstreufalls auf Pilzbefall
- 2) Untersuchung zum Einfluß blatt-/nadelressender Insekten auf den Blatt-/Nadelverlust

Die Stationen entsprechen im Aufbau, in den Meßeinrichtungen und in der Meßdatenverarbeitung weitgehend den Meßstationen in den Belastungsgebieten von Rheinland-Pfalz. Damit ist der direkte Datenvergleich mit dort gemessenen Schadstoffkonzentrationen möglich.

Die vier Meßstationen in den Waldgebieten wurden an das Zentrale Immissionsmeßnetz - ZIMEN - angeschlossen. Der Anschluß erfolgte in den Forstamtsbereichen Waldmohr und Idar-Oberstein im Dezember 1983, in Prüm-Nord und Kirchen im April 1984. Im Februar 1987 wurde die Station auf dem Hortenkopf im Pfälzerwald in Betrieb genommen.

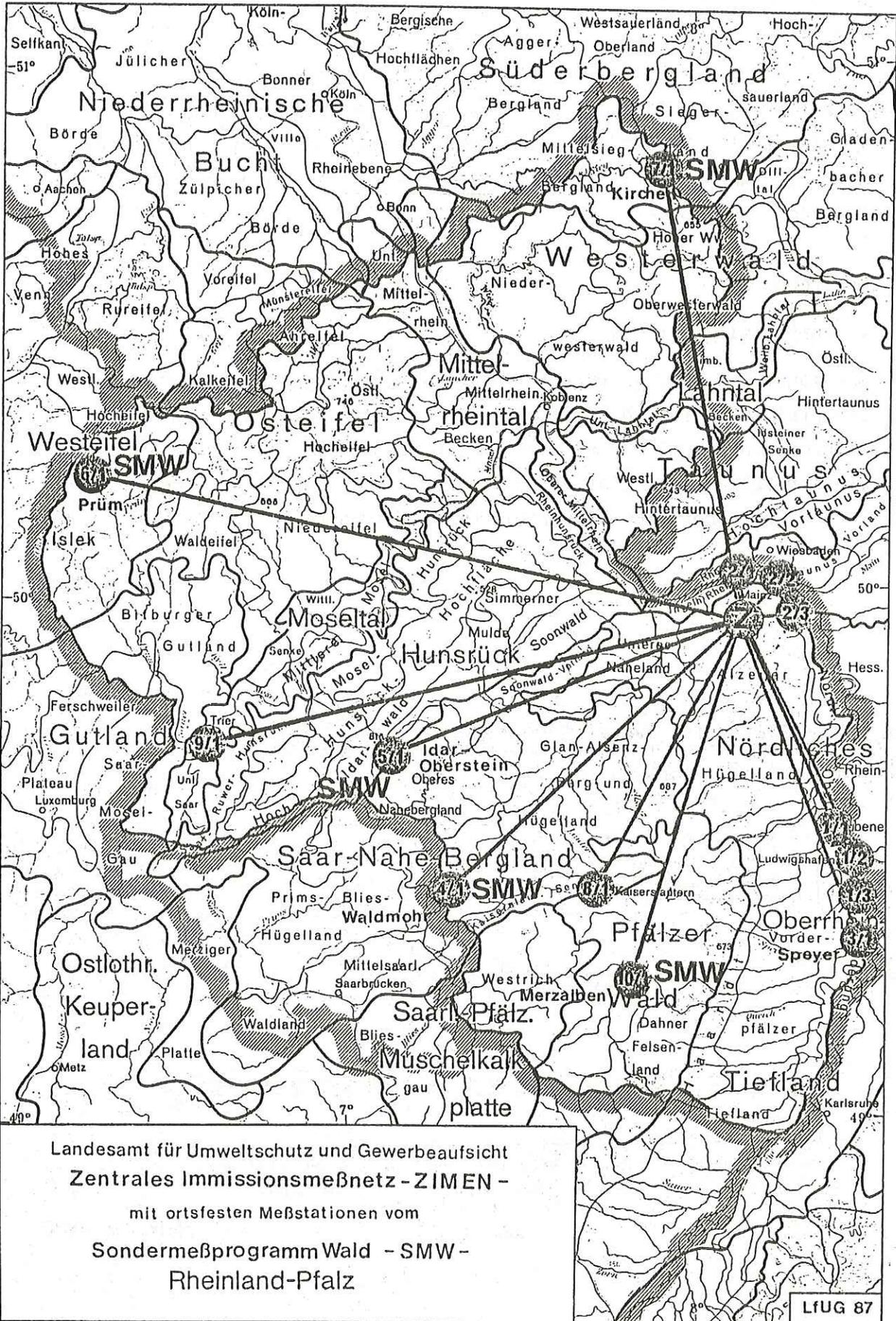
2.2 Standorte der Meßstationen in den Waldgebieten

Die Standorte für die ortsfesten Immissionsmessungen in den Waldgebieten wurde weitgehend im Sinne der "Richtlinie zur Durchführung gezielter Immissionsmessungen in Gebieten mit neuartigen Waldschäden" des Länderausschusses für Immissionsschutz beim Bundesministerium des Innern festgelegt. Die fünf Meßstationen sind in den bewaldeten Bereichen der Mittelgebirge in Höhenlagen ab 300 m über NN an frei anströmbaren Stellen aufgestellt. Ihre Standorte sind in Abb. 2 markiert: 4/1 - 5/1 - 6/1 - 7/1 - 10/1.

Von der Entfernung zu Industrieräumen her kann man die vier Stationenorte in zwei Gruppen unterteilen: Die Station Waldmohr (4/1) liegt ca. 20 km nordöstlich des saarländischen Industriereviers, die Station Kirchen (7/1) ca. 20 km südwestlich des Siegener Industriegebietes. Beide Stationen können als "industriennahe Waldstationen" bezeichnet werden. Die beiden Stationen Idar-Oberstein (5/1) im Hunsrück und Prüm (6/1) in der Eifel sind demgegenüber als "industrieferne Waldstationen" zu bezeichnen.

Die Station im Pfälzerwald (10/1) steht auf einer Anhöhe in der Nähe des Ortes Merzalben etwa 25 km südlich von Kaiserslautern. Auch diese Station kann als industrieferne Waldstation eingestuft werden. Weitere Einzelheiten sind dem Monatsbericht 1/87 des ZIMEN zu entnehmen.

Nachfolgend ist die Entwicklung der Luftschadstoffbelastung über den bisher dreijährigen Meßzeitraum 1984 bis November 1986 darge-



gestellt. Der Verlauf der gleitenden Jahresmittelwerte und der Monatsmittelwerte wird diskutiert und mit den zur gleichen Zeit in den Belastungsgebieten von Mainz und Ludwigshafen gemessenen Konzentrationen verglichen.

2.3 Meßergebnisse

- Schwefeldioxid (SO₂)

Die langfristige Belastungssituation im jeweiligen Meßgebiet durch Schwefeldioxid ist in Abbildung 3 dargestellt. In Analogie zur 4. Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz ist der Verlauf der gleitenden Jahresmittelwerte und der zugehörigen 95 % - Werte der Meßwerteverteilung eingetragen.

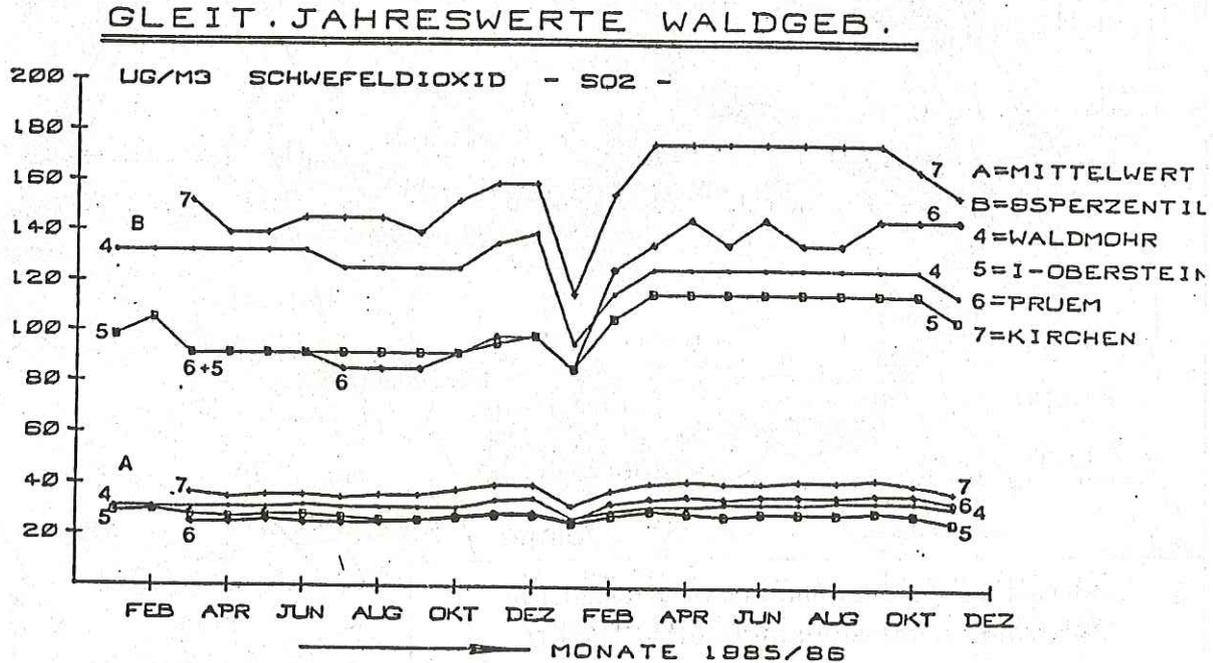


Abb. 3

Die gleitenden SO₂-Jahresmittelwerte aller Waldstationen liegen in der gleichen Größenordnung zwischen 20 - 40 µg/m³.

Der starke Rückgang der gleitenden 95 Perzentile der SO₂-Belastung im Januar 1986 resultiert im wesentlichen aus den sehr niedrigen SO₂-Konzentrationen in diesem Monat im Verhältnis zu den sehr hohen SO₂-Konzentrationen im Januar 1985, wo hohe SO₂-Belastungen durch Ferneinträge verursacht worden waren. Die Verschiebung des Maximums in den Februar 1986 kompensiert diesen Rückgang im Jahresmittel wieder wie aus Abb. 3 entnommen werden kann.

Zum Vergleich der SO₂-Belastungen in den Waldgebieten mit den Belastungsgebieten sind in nachfolgender Tabelle die Jahresauswertungen aus den Waldgebieten den 1985 in Ludwigshafen und Mainz gemessenen Werten gegenübergestellt:

Tabelle 2

Vergleich der Schwefeldioxidkonzentrationen (SO₂)
Waldgebiete/Belastungsgebiete, (µg/m³)

Station	Jahresmittelwert (I1)		95 %-Wert (I2)	
	1985	1986*	1985	1986*
<u>Waldgebiete</u>				
Idar-Oberstein	27	26	91	105
Prüm/Eifel	25	34	85	145
Waldmohr	31	32	125	115
Kirchen	35	38	145	155
<u>Belastungsgebiete</u>				
Mainz-Mombach	57	42	223	155
Mainz-Goetheplatz	41	43	142	145
Mainz-Zitadelle	44	40	169	145
Ludwigshafen-Oppau	42	45	142	155
Ludwigshafen-Mitte	60	48	209	155
Ludwigshafen-Mundenheim	48	56	155	165

*) Meßzeitraum: 01.12.1985 - 30.11.1986

Im milden Winter 1983/84 werden bei Idar-Oberstein und bei Waldmohr relativ geringe SO_2 -Konzentrationen gemessen. Von den SMW-Stationen bei Prüm und bei Kirchen liegen zu diesem Zeitpunkt noch keine Meßwerte vor.

Im Winter 1984/85 mit häufigen austauscharmen Wetterlagen im Januar und Februar liegen dagegen die Monatsmittelwerte in den Stationen Waldmohr und Kirchen deutlich höher als in den Waldstationen Idar-Oberstein und Prüm.

Während dieses Zeitraumes sind die SO_2 -Belastungen insbesondere im Bereich Kirchen stark durch grenzüberschreitende SO_2 -Ferntransporte aus östlichen Industriebereichen beeinflusst.

Im Winter 1985/86 werden in den Monaten Dezember 1985 und Januar 1986 infolge ungewöhnlich milder Westwetterlagen relativ geringe SO_2 -Werte gemessen. Erst der Februar und der März 1986 erbringen bei kalter Ostwindwetterlage langanhaltende und hohe SO_2 -Belastungen insbesondere auch in den Waldstationen bei Prüm und Kirchen als Folge von SO_2 -Ferntransporten aus östlichen Industriebereichen.

In den Sommermonaten liegen an allen Waldstationen die SO_2 -Konzentrationen niedrig im Bereich um $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, und damit im Mittel um etwa $10 \mu\text{g}$ niedriger als die Werte der Stadtstationen.

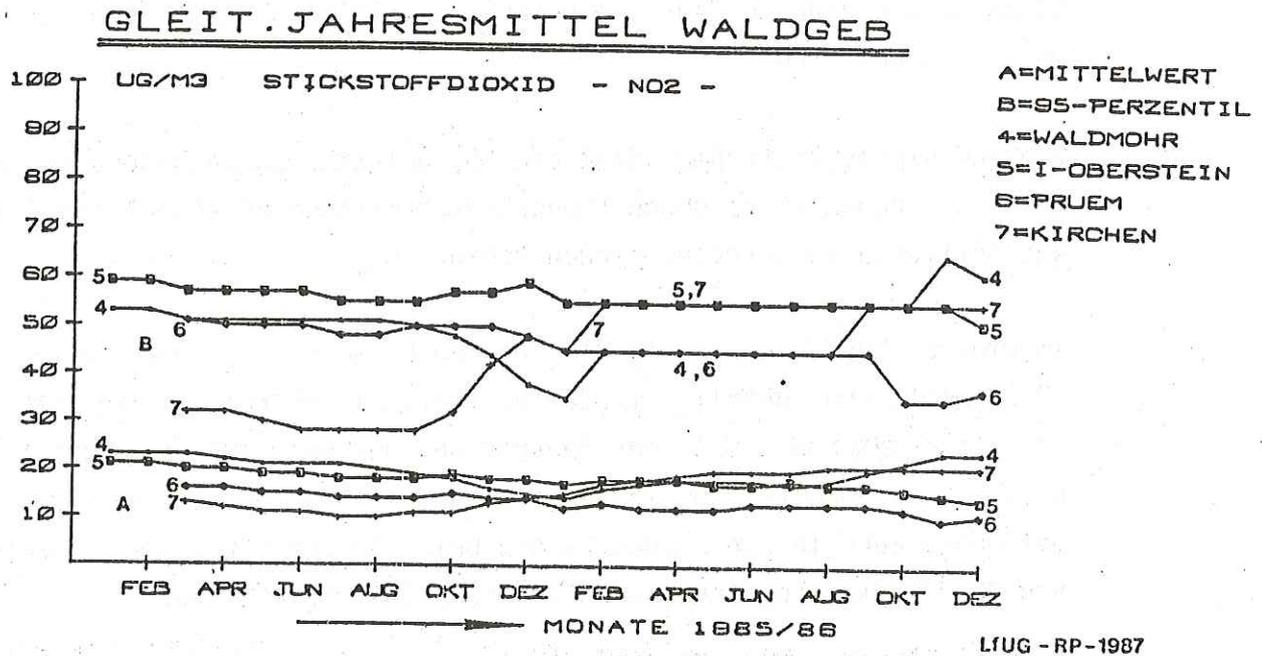
- Stickoxide (NO und NO_2)

Stickstoffmonoxid (NO) entsteht überwiegend bei Verbrennungsprozessen im hohen Temperaturbereich, so auch in hochverdichtenden Ottomotoren der modernen Kraftfahrzeuge. Somit sind in den relativ verkehrsfernen Waldstationen nur geringe NO -Konzentrationen zu erwarten.

Die Konzentration des Stickstoffdioxids (NO_2) nimmt bei der Verfrachtung in die Waldregionen durch Verdünnung und photochemische Reaktionen (Photolyse) ebenfalls stark ab, so daß wesentlich niedrigere NO_2 -Konzentrationen als in den verkehrsreichen Stadtgebieten zu erwarten sind. Dies wird aus Abbildung 5 deutlich, in der die gleitenden Jahresmittelwerte (11-Werte) und die 95 % - Werte

des gleitenden Jahreskollektivs der Halbstundenmittelwerte aufgetragen sind.

Abbildung 5



Man sieht, daß der Verlauf der gleitenden NO₂-Jahresmittelwerte im Bereich um 20 µg/m³ relativ konstant ist (mit A bezeichnete Kurven).

Die gleitend ausgewerteten 95 % - Werte der NO₂-Belastung liegen an drei Stationen im Bereich zwischen 50 bis 60 µg/m³. An der Station Kirchen wurden zunächst wesentlich niedrigere Werte gemessen, die erst im Verlauf des Jahres 1985 die vorgenannte Größenordnung erreichen. Die Ursache für diese Abweichung konnte noch nicht geklärt werden.

In der nachfolgenden Tabelle sind die Jahresmittelwerte und 95 % - Werte an den SMW-Stationen denen der Stationen in den Belastungsgebieten gegenübergestellt:

Tabelle 3

Jahreswerte für Stickstoffdioxid (NO₂), µg/m³

Station	Jahresmittelwert (I1)		95 %-Wert (I2)	
	1985	1986*)	1985	1986*)
<u>Waldgebiete</u>				
Idar-Oberstein	18	15	59	55
Prüm/Eifel	14	10	48	35
Waldmohr	15	24	38	65
Kirchen	14	21	48	55
<u>Belastungsgebiete</u>				
Mainz-Mombach	72	57	170	130
Mainz-Goetheplatz	70	59	150	110
Mainz-Zitadelle	78	64	150	130
Ludwigshafen-Oppau	70	63	150	130
Ludwigshafen-Mitte	79	71	160	130
Ludwigshafen-Mundenheim	76	65	160	130

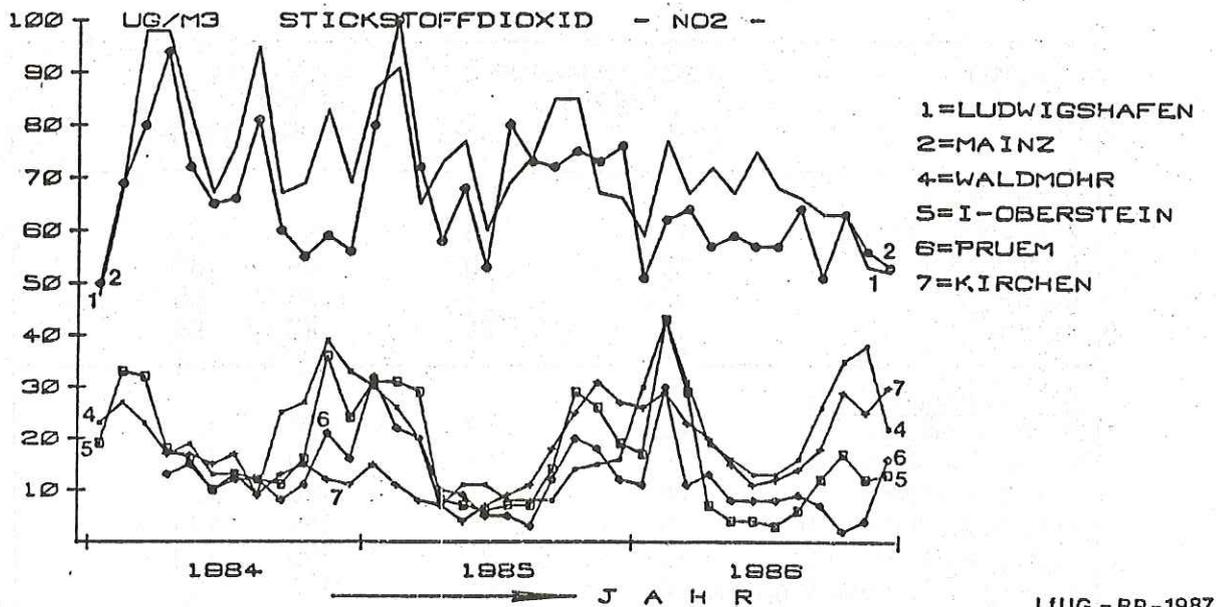
*) Meßzeitraum: 01.12.1985 - 30.11.1986

Die Jahresmittelwerte in den Waldregionen liegen 1985/86 bei etwa 24 Prozent und die 95-Perzentile bei etwa 35 Prozent der in den Belastungsgebieten gemessenen Werte. Damit hat NO₂ als gasförmige Luftverunreinigung in den Waldgebieten geringere Bedeutung.

Vergleicht man die Monatsmittelwerte des NO₂ zwischen Stadt- und Waldgebieten, so zeigen sich quantitativ und im Jahresverlauf erhebliche Unterschiede, wie der Abb. 6 zu entnehmen ist.

Im Bereich der Waldstationen wurden Anstiege der NO₂-Konzentrationen über den allgemein relativ niedrigen Jahrespegel nur in den sonnenarmen Wintermonaten festgestellt. Die NO₂-Konzentrationen zeigen dort das erwartete jahreszeitliche Verhalten, wie es aufgrund der ver-

MONATSMITTEL WALD U. STADT



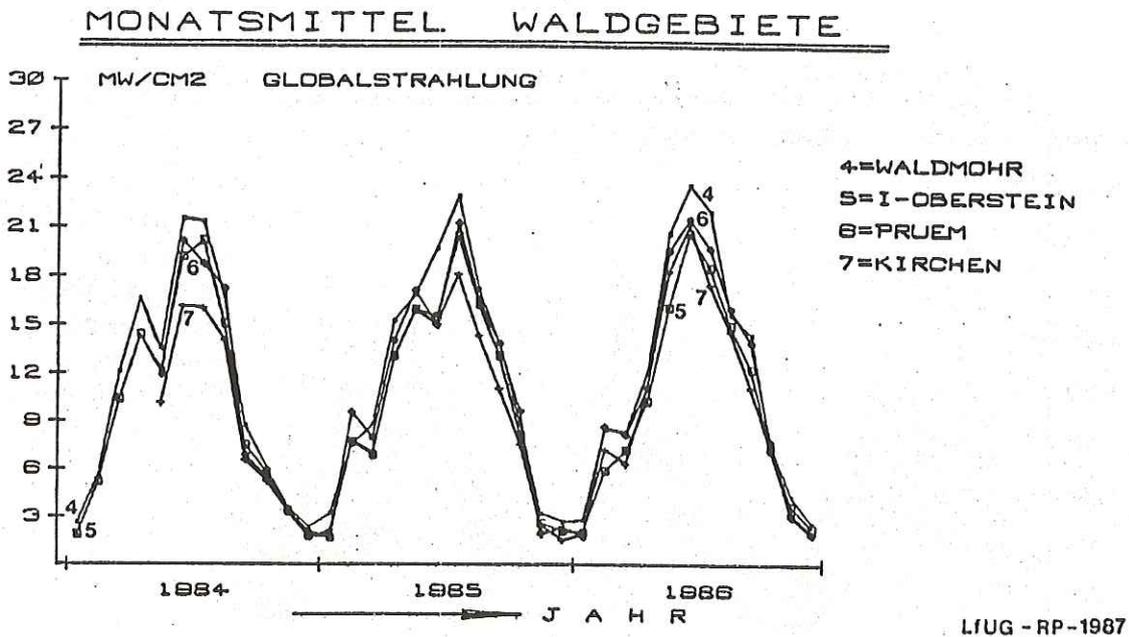
kehrsfernen Lage der Stationen und des verstärkten Abbaues des NO₂ durch Photolyse im Sommer zu erwarten ist. Die Station bei Kirchen macht allerdings hiervon eine noch nicht geklärte Ausnahme. Dort wurden auch in den Wintermonaten 1984/85 NO₂-Werte gemessen, die den niedrigen Konzentrationen in den Sommermonaten entsprachen.

Im Mittel ist aus den Verlaufskurven der Stadt- und Waldgebiete eine Stagnation bis leicht rückläufige Tendenz der NO₂-Konzentrationen von 1984 bis 1986 zu erkennen.

- Ozon ((O₃))

In Abb. 7 sind die Monatsmittelwerte der in den Wald- und Belastungsgebieten von Januar 1984 bis November 1986 gemessenen Ozonkonzentrationen vergleichend dargestellt. In den Belastungsgebieten werden bereits seit 1978 an je einer Station Ozon-Messungen durchgeführt.

Abbildung 8



In Tabelle 4 sind für Ozon die Jahresmittelwerte der Waldgebiete denen der Stadtgebiete gegenübergestellt.

Tabelle 4

Jahresmittelwerte und höchste 1/2-h-Mittelwerte von Ozon

Station	Höhe über NN (m)	1984		1985		1986 ⁺⁾	
		I1-Wert	Max.Wert	I1-Wert	Max.Wert	I1-Wert	Max.Wert
Idar-Oberstein	650	65	256	69	215	73	276
Prüm/Eifel	680	72	271	66	256	78	286
Waldmohr	455	47	185	43	266	53	241
Kirchen	480	49	215	53	251	54	205
Mainz-Mombach	110	33	359	27	228	32	208
Ludwigshafen-Mundenheim	110	29	268	27	177	24	278

+) : Meßzeitraum für I1-Wert 1986 von 1.12.85 bis 30.11.86

Auch hier sind die drei Standortgruppen erkennbar. Die Waldstationen Waldmohr und Kirchen haben über drei Jahre hinweg gleichgroße Jahresmittelwerte, die im Mittel mit $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ um 60 % über den Werten der Stadtstationen liegen.

Die Jahresmittelwerte der höhergelegenen und industriefernen Stationen bei Idar-Oberstein und bei Prüm in der Eifel liegen in den vergangenen drei Jahren mehr als doppelt so hoch wie in den Stadtgebieten von Mainz und Ludwigshafen.

Die maximalen Halbstundenmittelwerte von Ozon zeigen in der dreijährigen Meßperiode keine besondere Standortsystematik. Sie liegen fast alle über $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und treten überwiegend im Juni auf.

3. Stichprobenmessungen von Luftverunreinigungen in den Waldgebieten

3.1 Allgemeines

Im Rahmen des Sondermeßprogramms Wald werden zusätzlich zu den kontinuierlich messenden Stationen an ausgewählten Punkten die Konzentrationen von Luftschadstoffen nach Stichprobenmeßverfahren analysiert.

Die diskontinuierlichen Luftschadstoffmessungen sollen in Ergänzung der Messungen an den Hauptstationen die räumliche Struktur der Schadstoffbelastungen in den Waldgebieten des Landes aufzeigen und Kenngrößen für die Schadstoffbelastung der jeweils zugeordneten Dauerbeobachtungsflächen liefern.

Dazu sind in den Mittelgebirgen von Rheinland-Pfalz - Westerwald, Eifel, Hunsrück, Nordpfälzer Bergland, Pfälzerwald, Rheinhessisches Hügelland - in der unmittelbaren Umgebung von Dauerbeobachtungsflächen (siehe Kap. 6) 12 Meßpunkte festgelegt, die in den Abbildungen 9 bis 11 mit 1 bis 12 bezeichnet sind. Die Meßpunkte werden zur Probenahme 26 mal im Jahr angefahren.

Folgende Schadstoffkomponenten werden in diesem Meßnetz erfaßt: Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Ozon.

3.2 Ergebnisse

Im Berichtszeitraum liegen die Ergebnisse von zwei Meßjahren über jeweils 26 Meßperioden vor, die nachstehend dargestellt und diskutiert werden. Das erste Meßjahr umfaßt den Zeitraum von April 1983 bis März 1984 und das zweite den von April 1984 bis März 1985.

In der folgenden Tabelle sind die über alle Dauerbeobachtungsflächen des Landes ermittelten Konzentrationen für die gemessenen Komponenten zusammengefaßt:

Tabelle 5: Vergleich der Mittelwerte über alle diskontinuierlichen Meßpunkte

Komponente	Anzahl der Meßwerte	Mittelwert 1. Meßjahr $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Streu- bereich $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Anzahl der Meßwerte	Mittelwert 2. Meßjahr $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Streu- bereich $\mu\text{g}/\text{m}^3$
SO ₂	312	21	10 - 33	312	24	15 - 45
NO ₂	312	20	13 - 33	312	22	14 - 35
O ₃	312	50	39 - 62	312	49	35 - 56

Aus der Tabelle geht hervor, daß sich die über das ganze Land gemittelten Werte der Stichprobenmessungen aus dem ersten Jahreszyklus bei der Fortführung des Meßprogramms im zweiten Meßjahr weitgehend bestätigt haben, wenngleich - wie später aufgezeigt wird - insbesondere beim Schwefeldioxid deutliche regionale Veränderungen aufgetreten sind.

Im Vergleich zu den Jahresmittelwerten aus den Belastungsgebieten liegen die mittleren Schadstoffkonzentrationen in den Waldgebieten für die Komponente Schwefeldioxid bei 40 bis 50 Prozent, für Stickstoffdioxid bei 30 Prozent und für Ozon bei etwa 200 Prozent dieser Werte.

Aus den Abbildungen 9, 10, 11, welche die Jahresmittelwerte für die gemessenen Komponenten der beiden Meßjahre wiedergeben, sind deren regionale Strukturen und die zeitlichen Veränderungen der Belastungen ersichtlich.

- Schwefeldioxid (SO_2)

Die mittleren Schwefeldioxidkonzentrationen zwischen 10 und $33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im ersten Meßjahr und zwischen 15 und $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im zweiten Meßjahr zeigen trotz der Unterschiede zwischen beiden Meßjahren deutlich die regionale Struktur der Belastung. Ursache für die zum Teil erheblichen Verschiebungen zwischen den Jahreszyklen sind insbesondere länger andauernde Inversionswetterlagen mit hohen Spitzenkonzentrationen im Frühjahr 1985, die den Jahresmittelwert bis zum 20fachen überschreiten. Diese sind zum großen Teil auf Ferntransportvorgänge bei Ostwindwetterlagen zurückzuführen. Der im zweiten Meßjahr mit $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ relativ hoch belastete Meßpunkt 10 (Rheinhesisches Hügelland) läßt den Einfluß des nahe gelegenen Belastungsgebietes Mainz-Budenheim vermuten.

- Stickstoffdioxid (NO_2)

Die mittleren Stickstoffdioxidkonzentrationen zwischen 13 und $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im ersten sowie zwischen 14 und $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im zweiten Meßjahr weisen geringere Unterschiede zwischen den Jahren auf. Erneut ist der Meßpunkt 10 (Rheinhesisches Hügelland) mit 33 bzw. $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wegen des deutlichen Naheinflusses des Belastungsgebietes gesondert zu betrachten.

- Ozon (O_3)

Auch bei der Ozonkonzentration ist zwischen den beiden Meßjahren keine signifikante Änderung in der räumlichen Struktur zu er-

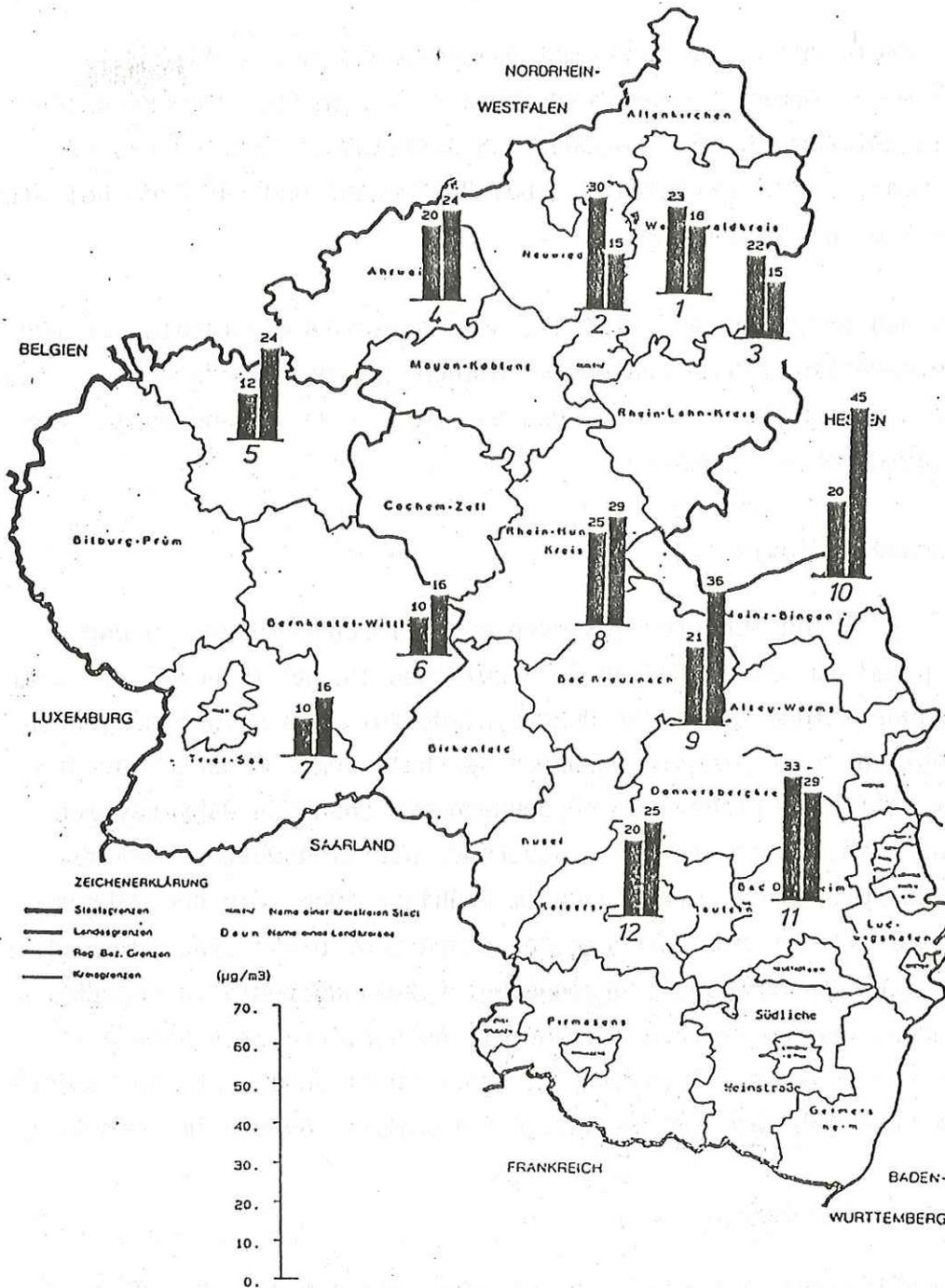


Abb. 9

Jahresmittelwerte der SO₂-Konzentration an den Waldmeßpunkten 1 bis 12.

linke Säule: 1. Meßjahr April 1983 bis April 1984

rechte Säule: 2. Meßjahr April 1984 bis März 1985

über den Säulen ist die Konzentration als µg SO₂/m³ eingetragen, die Höhe der Säulen entspricht dem unten eingetragenen Maßstab.

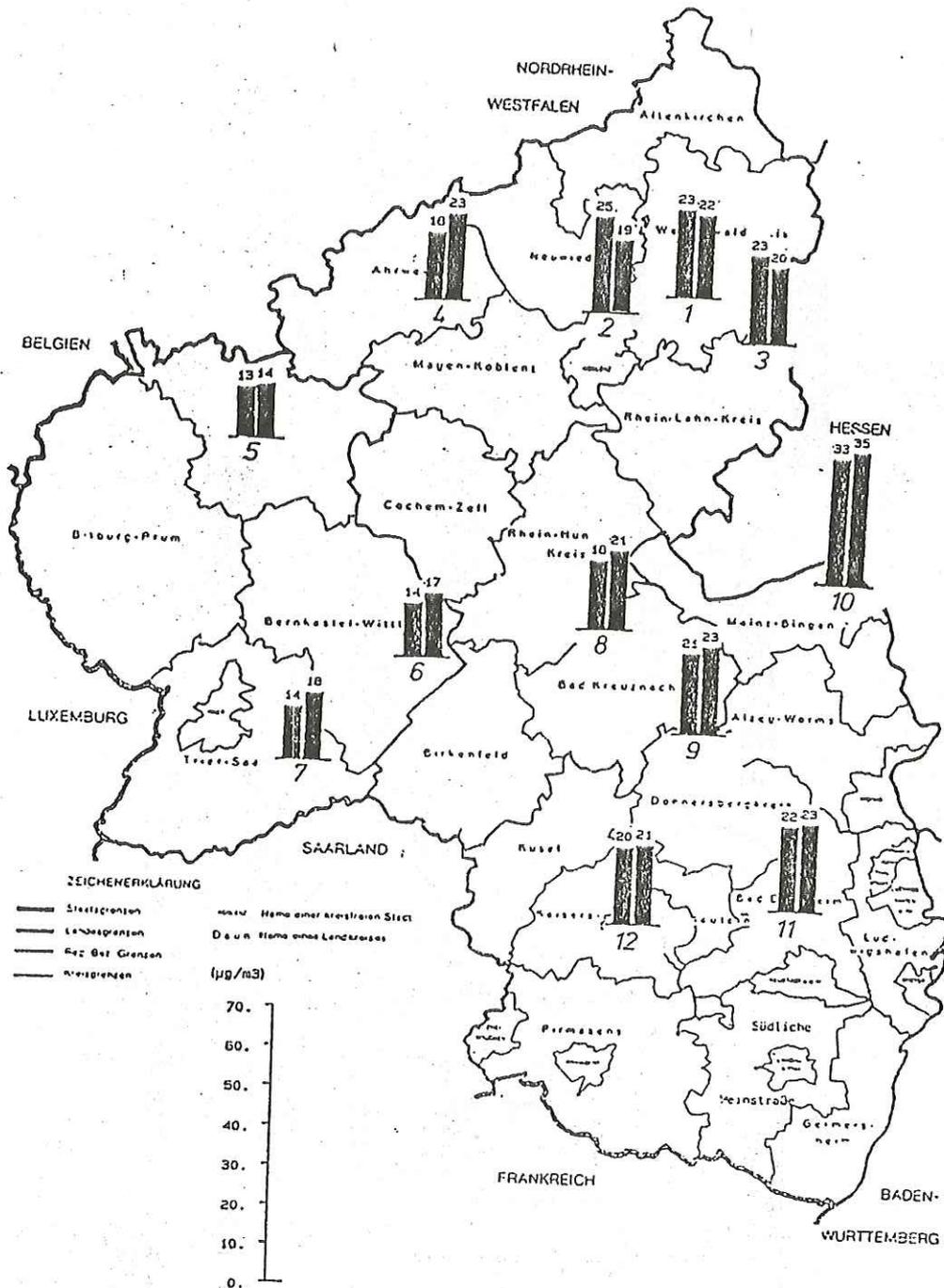


Abb. 10

Jahresmittelwerte der NO₂-Konzentration an den Waldmeßpunkten 1 bis 12.

linke Säule: 1. Meßjahr April 1983 bis März 1984

rechte Säule: 2. Meßjahr 1984 bis März 1985

über den Säulen ist die Konzentration als µg NO₂/m³ eingetragen, die Höhe der Säulen entspricht dem unten eingetragenen Maßstab.

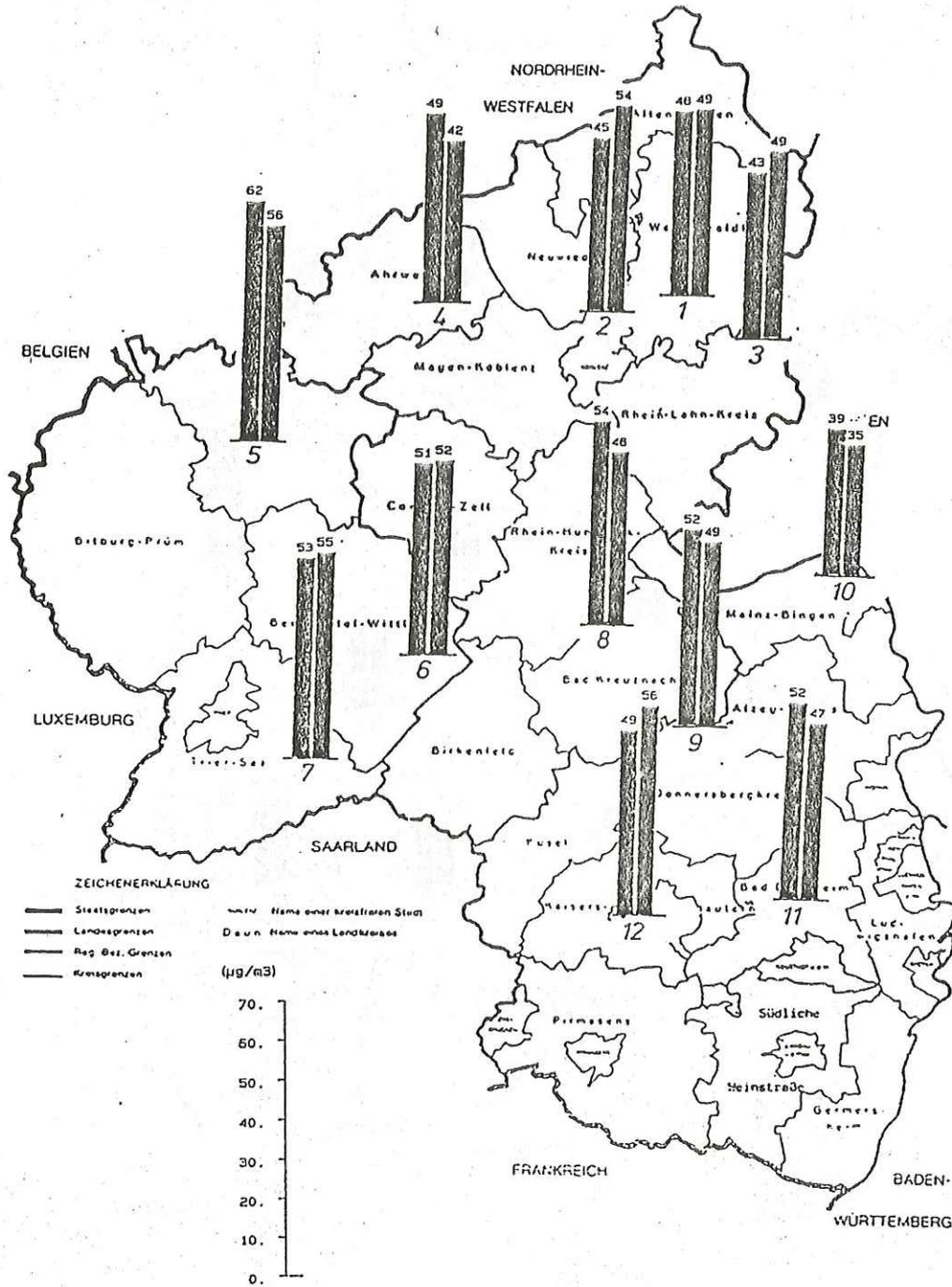


Abb. 11

Jahresmittelwerte der O₃-Konzentration an den Waldmeßpunkten 1 bis 12.

linke Säule: 1. Meßjahr April 1983 bis März 1984

rechte Säule: 2. Meßjahr April 1984 bis März 1985

über den Säulen ist die Konzentration als µg O₃/m³ eingetragen, die Höhe der Säulen entspricht dem unten eingetragenen Maßstab.

kennen. Die mittleren Konzentrationen liegen im ersten Meßjahr zwischen 43 und 62 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und im zweiten zwischen 42 und 56 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Auszunehmen ist bei der Betrachtung wiederum der Meßpunkt 10 im Rheinhessischen Hügelland. Mit 39 bzw. 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ liegen hier die mittleren Belastungen deutlich niedriger als an den anderen Meßpunkten.

Die Stichprobenmessungen wurden von April 1985 bis Juni 1986 unterbrochen, seit Juli 1986 jedoch wieder fortgeführt.

4. Ermittlung der Deposition von Luftverunreinigungen in Waldökosysteme des Landes Rheinland-Pfalz

4.1 Einleitung

Luftverunreinigungen wirken nicht nur unmittelbar als Gase und Stäube auf Vegetationsorgane der Bäume ein, sondern sie werden auch in beträchtlichem Umfang in den Waldökosystemen vorübergehend oder langfristig abgelagert. Vor allem eine über Jahrzehnte anhaltende Deposition versauernd wirkender Komponenten kann dabei nach den bisherigen Erkenntnissen das gesamte Waldökosystem nachhaltig destabilisieren.

Um den Umfang dieser Langzeitbelastung rheinland-pfälzischer Waldgebiete zu ermitteln, wurden im Rahmen des Sondermeßprogramms Wald zwölf Meßstationen zur Erfassung des Stoffeintrags in Waldökosysteme eingerichtet. Sieben Stationen sind seit Herbst 1983, fünf Stationen seit Frühjahr 1984 in Betrieb. Die Messungen sollen aufzeigen, welche Komponenten in welchem Umfang in die Waldökosysteme gelangen. Dabei soll über Langzeitmessungen die typische Belastung bestimmter Waldgebiete ermittelt werden. Von Bedeutung ist sowohl die Höhe der Stoffdeposition als auch die chemische Zusammensetzung des Niederschlags vor und nach der Passage durch die Baumkronen. Neben der räumlichen und zeitlichen Verteilung der Stoffdeposition soll festgestellt werden, von welchen Faktoren die Deposition beeinflusst wird.

4.2 Standorte

Die Lage der zwölf Meßstationen ist in Abb. 12 dargestellt. Die Bestandesmeßstellen wurden in einer Auswahl der Dauerbeobachtungsflächen-Bestände eingerichtet. Die Meßstationen liegen, mit Ausnahme der Stationen Kirchheimbolanden und Waldmohr, in großen Waldgebieten, bevorzugt in den Höhenlagen der Mittelgebirge in verhältnismäßig exponierter Lage. Bei der Auswahl der Standorte wurde darauf geachtet, daß Nahemissionen die Messungen möglichst wenig beeinflussen. Allerdings ergibt sich aufgrund ihrer Lage im Großraum bereits eine Differenzierung der Stationen in sehr emissionsferne Standorte (Prüm, Salmwald, Adenau, Morbach, Idar-Oberstein, Johanniskreuz und Hermeskeil) und verhältnismäßig emissionsnähere Standorte (Waldmohr - 20 km nordöstlich des saarländischen Industrieraumes, Montabaur - 15 km östlich des stark industrialisierten Neuwieder Beckens und Kirchen - 20 km südwestlich des Siegener Industrieraumes). Die Stationen Kirchheimbolanden und eingeschränkt auch Waldmohr können aufgrund ihrer Lage durch Emissionen aus landwirtschaftlichen Aktivitäten stärker als die übrigen Stationen beeinflusst werden.

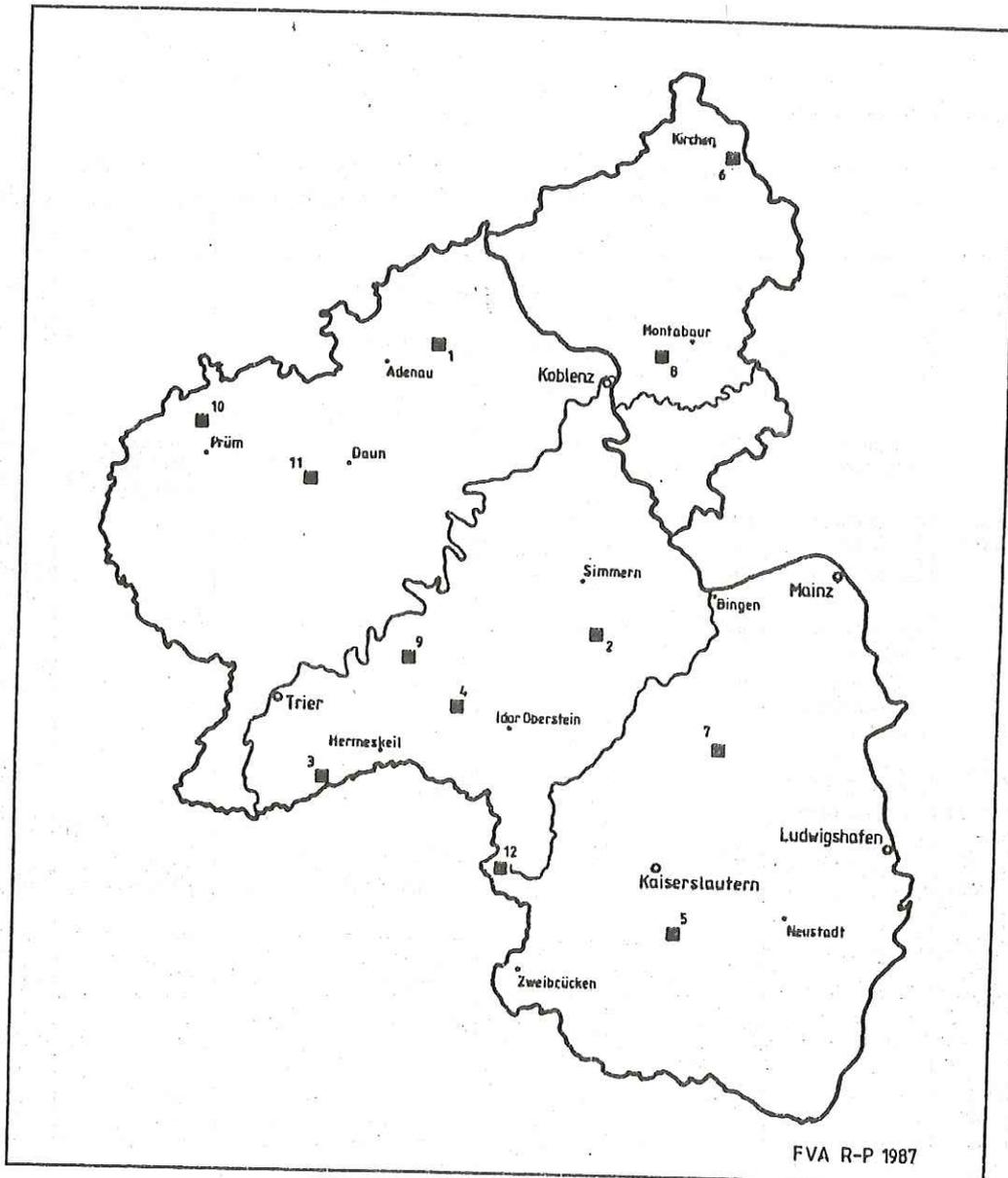
4.3 Methode

Jede der zwölf Meßstationen besteht aus je einer Freilandmeßstelle und einer Meßstelle unter einem in der Nähe gelegenen Fichtenbestand. Der Freilandniederschlag und der Kronendurchlaß werden mit Hilfe von Bulksamplern (ständig offene Sammelgefäße) aufgefangen. An 14-Tages-Proben werden die Konzentration und der Eintrag der Komponenten H_3O^+ (vereinfacht H^+), SO_4-S , NO_3-N , Cl^- , PO_4-P , NH_4-N , K^+ , Na^+ , Ca^{++} , Mg^{++} und Org-N 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. Die Analysenverfahren sind in Tabelle 6 aufgelistet.

Die Abschätzung der Gesamtdeposition und der Stoffumsätze im Kronenraum erfolgt nach dem von ULRICH und Mitarbeitern entwickelten Quantifizierungsansatz.

Abb. 12

Lage der Meßstationen



Name d. Station	Höhe über NN	Rechts-u. Hochwert
1 Adenau	600 m	3365,0 / 5589,2
2 Entenpfuhl	620 m	3398,2 / 5530,0
3 Hermeskeil-West	600 m	2558,0 / 5495,7
4 Idar-Oberstein	610 m	2586,0 / 5512,4
5 Johanniskreuz	560 m	3415,3 / 5460,4
6 Kirchen	470 m	3427,6 / 5626,6
7 Kirchheimbolanden	390 m	3421,7 / 5506,9
8 Montabaur	430 m	3413,2 / 5583,3
9 Morbach	590 m	2572,6 / 5522,0
10 Prüm-Nord	700 m	2527,3 / 5570,8
11 Salmwald	630 m	2550,0 / 5559,3
12 Waldmohr	420 m	2594,1 / 5477,9

Tab. 6
Analysemethoden Niederschlagswasser

Stoffe	Gerät	Methode	Wellenlänge nm	Zusatz	Arbeitsbedingungen	Bemerkung	Literatur
Ca ²⁺	Varian AA 475	AAS	423	La/Cs	Luft/N ₂ O	-	Varian-Applic.
K ⁺	"	"	766	La/Cs	Luft/C ₂ H ₂	-	"
Na ⁺	"	"	589	La/Cs	"	-	"
Mg ²⁺	"	"	285	La/Cs	Luft/N ₂ O	-	"
NH ₄ ⁺		Indophenol- Reaktion	660	-	-	Methode übertragen auf C.F.S ⁴⁾	DEV/modifiziert nach SKALAR
Cl ⁻	SKALAR ANALYSER	Hg-rhodanid- Reaktion	490	-	-	"	Iwasaki/Utsumu/ Ozawa ³⁾
NO ₃ ⁻	"	Azofarbstoff ¹⁾	510	-	-	"	DEV/modifiziert nach SKALAR
PO ₄ ³⁻	"	Mölybdänblau- Reaktion	880	-	-	"	DEV/modifiziert nach SKALAR
SO ₄ ²⁻	"	Ba-Methyl- thymolblau- Komplex	460	-	-	-	SKALAR-Appl.
N _{org}	Aufschluß- block (Gerhard) SKALAR ANALYSER	Aufschluß mit Se-H ₂ SO ₄ / Indophenol-R.	630	-	-	-	SKALAR-Appl.
Basen- kapazität	Titratations apparatur nach DEV	-	-	-	unter Stickstoff	pH 8,2	DEV ⁵⁾
Spez. elektr. Leitfähig- keit	WTW LF 91	-	-	-	-	-	DEV
pH-Wert	KNICK ²⁾ Typ 742	-	-	-	-	-	DEV

1) Sulfanilamid/N-(1 Naphtyl)-ethylendiammin

2) Elektrode Typ 105-88-1M S7 (Ingold)

3) Bull. Chem. Soc. Japan 25 (1952), 226

4) Continous Flow System

5) Deutsche Einheitsverfahren zur Wasseruntersuchung

4.4 Ergebnisse

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt liegen die Ergebnisse zweier Meßjahre vor (Meßjahr 1983/84 nur für sieben Stationen), die sich hinsichtlich ihrer Niederschlagshöhe sehr stark unterscheiden. Das Meßjahr 1983/84 war überdurchschnittlich niederschlagsreich (122 % des langjährigen Mittels im Flächendurchschnitt Rheinland-Pfalz/Saarland), das Meßjahr 1984/85 dagegen verhältnismäßig niederschlagsarm (86 % des langjährigen Mittels). Eine umfassende Interpretation der Meßergebnisse kann daher aufgrund der witterungsbedingt sehr differierenden Depositionsraten noch nicht erfolgen.

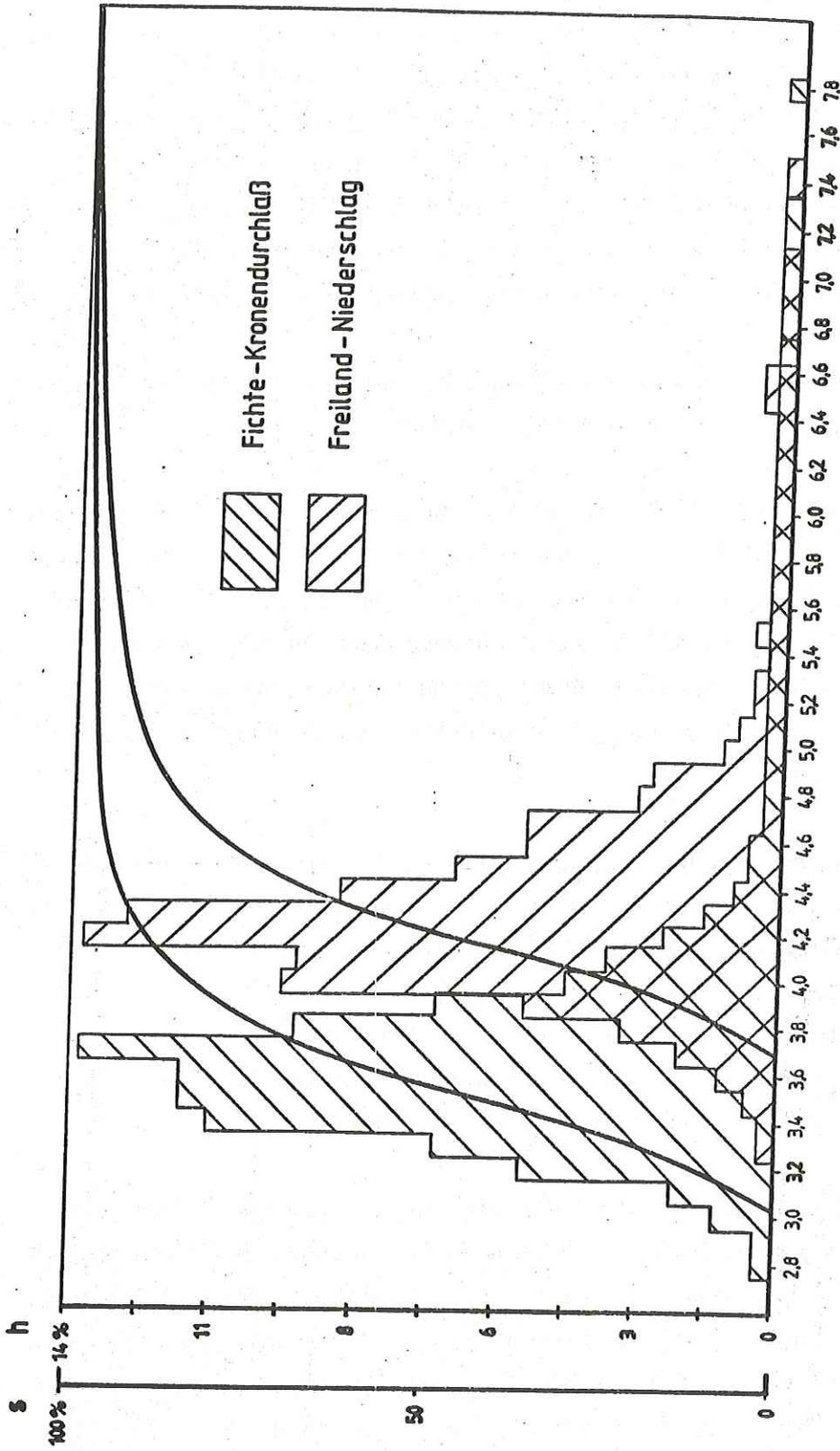
Dennoch können aus den vorliegenden Ergebnissen bereits einige deutliche Tendenzen aufgezeigt werden:

Das auf Freiflächen und auf die Baumkronen fallende Niederschlagswasser ist deutlich versauert. In den beiden ersten Meßjahren ergaben sich im Freilandniederschlag Jahresmittel-pH-Werte von 4,2 bis 4,5. Gegenüber einem angenommenen natürlichen pH-Wert des Niederschlags ohne anthropogene Luftverunreinigungen von etwa pH 5,0 waren 90 % der gemessenen Freilandniederschlagsproben saurer (Abb. 13).

Bei der Versauerung des Niederschlagswassers sind das Schwefeldioxid mit etwa zwei Drittel, die Stickoxide mit etwa einem Drittel beteiligt. Chlorid stammt überwiegend aus marinen Quellen. Nach Abzug der als Neutralsalze vorliegenden meerbürtigen Anteile kommt dem Chlorid als Säurebestandteil daher nur an der Station Waldmohr (vermutlich durch HCl-Emissionen aus dem saarländischen Industrieraum) mit etwa 10 % eine spürbare Bedeutung zu.

Ein Teil der Säuren wird bereits in der Atmosphäre abgepuffert. Hierbei ist nach den vorliegenden Ergebnissen aus Rheinland-Pfalz Ammoniak mit etwa 50 - 60 %, Calcium mit 30 - 40 %, Kalium und Magnesium mit jeweils unter 10 % beteiligt. Der hohe Anteil des überwiegend aus landwirtschaftlichen Quellen stammenden Ammoniaks an der Pufferung ist ökologisch als ungünstig zu bewerten, da Ammoniak nur vorübergehend eine Pufferung der starken Mineralsäuren bewirkt. Die bei der Pufferung gebildeten Ammoniumsalze werden in den Waldboden eingetragen und wirken dort versauernd.

Abb. 13 Häufigkeitsverteilung pH-Werte relative Häufigkeit (h) und relative Summenhäufigkeit (s)



Bei der Passage durch den Kronenraum wird das Niederschlagswasser in erheblichem Umfang mit Spurenstoffen angereichert. Die Jahresmittel-pH-Werte im Kronendurchlaß der Fichtenbestände lagen zwischen pH 3,4 und 3,8; in mehr als 80 % der aufgefangenen Kronendurchlaßproben wurden pH-Werte von unter pH 4 gemessen (Abb. 13). Gegenüber den Freiflächen waren die Einträge unter den Fichtenbeständen bei den Komponenten Ammonium - Stickstoff, organisch gebundener Stickstoff, Cadmium, Kupfer, Blei und Zink um das 1,5 - 2fache, die Komponenten Sulfat - Schwefel, Nitrat-Stickstoff, Chlorid, Natrium, Calcium, Magnesium, Aluminium und Eisen um das 2 bis 4fache und die Komponenten Kalium und Mangan um das 5 bis 30fache erhöht. Dies ist vor allem auf die Ausfilterung von Luftverunreinigungen durch die Baumkronen, bei einigen Elementen, wie z.B. Kalium und Mangan auch auf Pflanzenauswaschung zurückzuführen.

Die beiden Meßjahre unterscheiden sich hinsichtlich der Stoffdeposition beträchtlich. Im Meßjahr 1984/85 lagen die Depositionsraten im allgemeinen um ein Viertel bis ein Drittel niedriger als in der vorangegangenen Meßperiode. Die Ursache hierfür ist die in 1984/85 deutlich geringere Niederschlagssumme, die in die Berechnung der Depositionsrate als Multiplikator eingeht.

Aus dem vorliegenden Datenmaterial lassen sich auch bereits einige saisonale Differenzierungen in den Depositionsraten erkennen. Die Deposition der vor allem aus Meersalzspray stammenden Komponenten Chlorid und Natrium ist im Winterhalbjahr sehr deutlich höher als im Sommerhalbjahr. Auch beim Magnesium, das etwa zu 30 - 50 % aus marinen Quellen stammt, deutet sich eine leichte Winterspitze an. Zu erklären sind die winterlichen Maxima mit den im Winterhalbjahr deutlich stärker ausgeprägten Westwindströmungen und höheren Windgeschwindigkeiten und der in dieser Jahreszeit größeren Häufigkeit von Westwind-Stürmen, die in größerem Umfang Meersalzbestandteile mit sich führen. Sommermaxima sind bei den aus Pflanzenmaterial abgegebenen oder aus Bodestaub stammenden Komponenten Phosphat, Kalium und Kalzium zu beobachten. Dies dürfte auf die im Sommerhalbjahr vorhandene größere und

aktivere Vegetationsmasse und die im Vergleich zum Winterhalbjahr stärker ausgetrockneten Böden zurückzuführen sein.

Die vor allem aus Verbrennungsprozessen stammenden Komponenten Sulfat-Schwefel und Nitrat-Stickstoff sowie die Hydroniumionen (im nachfolgenden Text vereinfacht Protonen genannt) zeigen bislang nur in der Deposition unter den Waldbeständen deutliche saisonale Unterschiede. Vermutlich aufgrund der im Winterhalbjahr häufigeren Nebellagen und der hiermit verbundenen effektiveren Ausfilterung sowie der in der Heizperiode höheren Schwefeldioxid- und Stickstoffdioxidkonzentrationen liegen die Sulfat-, Nitrat- und Protonendepositionen im Winterhalbjahr deutlich höher als im Sommerhalbjahr.

Im Vergleich der Meßstationen wurden die höchsten Stoffdepositionen an den Westerwaldstationen und der Station Waldmohr gemessen. Die Westerwaldstationen liegen in Hauptwindrichtung dem stark industrialisierten Mittelrheintal und dem Mittelrheinischen Becken, die Station Waldmohr dem saarländischen Industrieraum nachgelagert. Die Deposition in den Fichtenbeständen erreichte an diesen Stationen Raten von 41 bis 72 kg Schwefel je Jahr und ha, 23 bis 38 kg Stickstoff (vor allem Ammonium- und Nitratstickstoff, in geringerem Umfang auch organisch gebundener Stickstoff), 27 bis 42 kg Chlorid, 1 kg Aluminium, 1 kg Eisen, 3 bis 5 kg Mangan, 0,8 kg Zink, 220 bis 250 g Blei und 5 bis 9 g Cadmium.

Von ökotoxikologisch besonderer Bedeutung ist die Säurebelastung der Waldökosysteme. Diese läßt sich allerdings aus der aufgrund von pH-Werten errechneten Protonenbelastung allein nicht ableiten, da auch andere Komponenten, wie das Ammonium-Ion, und die Kationsäuren Al^{+++} , Mn^{++} , und Fe^{+++} im Ökosystem versauernd wirken können. Darüberhinaus müssen auch die Teile der eingebrachten Säuren, die bereits im Kronenraum abgepuffert werden, zum Säureeintrag hinzugerechnet werden, da mit der Pufferung eine Verstärkung der Versauerung im wurzelnahen Raum einhergeht. Das vor allem aus landwirtschaftlichen Quellen stammende Ammonium wird entweder im Boden nitrifiziert oder von den Pflanzen zur

Bildung organischer Substanz aufgenommen. Aus beiden Prozessen resultiert eine Versauerung des Waldbodens. Die Kationsäuren gehen im Humus mit Huminsäuren Verbindungen ein, wobei freie H^+ -Ionen erzeugt werden, die versauernd auf das Ökosystem einwirken. Der Säureeintrag, berechnet als Summe der Protonenäquivalente des Eintrags als H^+ , NH_4^+ , Al^{+++} , Mn^{++} und Fe^{+++} lag auf den Freiflächen zwischen 1,0 und 1,4 kmol je Jahr und ha im Meßjahr 1983/84 und zwischen 0,7 und 1,1 kmol im Meßjahr 1984/85. Im Fichtenbestand wurden im Meßjahr 1983/84 2,0 bis 3,3 kmol im Meßjahr 1984/85 1,4 bis 2,8 kmol Säure eingetragen. Ammonium trägt mit etwa einem Drittel zur Säurebelastung der Waldökosysteme bei.

Die Abpufferung der Säuren im Kronenraum und die entsprechende Säurebelastung im Waldboden läßt sich nach einem von ULRICH vorgeschlagenen Verfahren aus den Meßergebnissen der Periode 83/84 überschlägig auf 0,5 bis 1,3 kmol Protonenäquivalente je Jahr und Hektar, für die Periode 84/85 auf 0 bis 0,7 kmol abschätzen. Die Gesamtsäurebelastung der Waldökosysteme errechnet sich hiermit auf 3,0 bis 4,3 kmol je Jahr und ha im Meßjahr 1983/84 und 1,5 bis 3,9 kmol im Meßjahr 1984/85 (Tab.7).

Tabelle 7

Säurebelastung von Fichtenbeständen (kmol H^+ -Äquivalente $\times ha^{-1} \times a^{-1}$)

Station	Meßjahr 83/84	Meßjahr 84/85
Adenau	3,2	2,8
Entenpfuhl	*	2,8
Hermeskeil	3,3	2,4
Idar-Oberstein	3,0	2,1
Johanniskreuz	3,7	2,1
Kirchen	*	3,0
Kirchheimbolanden	*	1,5
Montabaur	4,3	3,9
Morbach	*	1,8
Prüm	*	2,6
Salmwald	*	2,2
Waldmohr	3,9	3,2

* Station erst im Verlaufe des Meßjahres in Betrieb genommen

5. Wertung der Ergebnisse der Immissions- und Depositionsmessungen im Hinblick auf die Gefährdung der Waldökosysteme

5.1 Immissionen

Die Ergebnisse der kontinuierlichen und diskontinuierlichen Immissionsmessungen der Jahre 1984 bis 1986 ermöglichen eine erste Beschreibung der Immissionssituation in rheinland-pfälzischen Waldökosystemen. Im Kernpunkt des Interesses steht die Frage, ob und gegebenenfalls in welchem Umfang die vorgefundenen Konzentrationen der Komponenten Schwefeldioxid, Stickstoffmonoxid, Stickstoffdioxid und Ozon die Waldökosysteme gefährden. Eine zufriedenstellende Beantwortung ist allerdings nur mit Hilfe von ausreichenden Kenntnissen über die Wirkung der erfaßten Luftschadstoffe auf Waldbäume, vor allem über Dosis-Wirkungsbeziehungen und mögliche Synergismen zwischen den einzelnen Schadstoffen möglich. Diese existieren jedoch bislang nur in sehr eingeschränktem Umfang.

Konkrete Vorstellungen über Wirkungsschwellen der Luftschadstoffe liegen aus Begasungsversuchen, vor allem für akute Einwirkungen relativ hoher Dosen bei kurzer Einwirkungsdauer vor. Weit weniger erforscht sind dagegen chronische Wirkungen bei geringeren Dosen aber längerer Einwirkungsdauer, wie sie gerade in den meist emissionsfern gelegenen Waldgebieten zu erwarten sind. Die Problematik liegt vor allem darin, daß die Ergebnisse der Begasungskammerversuche nicht ohne weiteres auf Freilandbedingungen übertragen werden können, da am natürlichen Standort eine Vielzahl von Faktoren auf die Pflanze einwirkt. So ist hier grundsätzlich nicht nur eine Komponente oder eine fest vorgegebene Komponentenkombination vorhanden, wie im Laborexperiment, sondern ein stetig wechselndes Gemisch einer Vielzahl verschiedener Luftverunreinigungen, die sich in der Wirkung aufheben, addieren oder auch potenzieren können. Zudem spielen die jeweiligen Standortbedingungen, vor allem die Nährstoffversorgung und Witterungsextreme häufig eine entscheidende Rolle bei der Schädigung der Pflanzen.

Um den Bedingungen am natürlichen Standort gerecht zu werden, sind in jüngster Zeit zur Ergänzung der Begasungsversuche in der Bundesrepublik eine Reihe von Freilandversuchen begonnen worden, die vor allem die open-top-chamber-Technik anwenden. Hieraus sind in Zukunft wesentliche Aufschlüsse über die Wirkung der verschiedenen "typischen" Immissionsituationen in den Waldgebieten auf Waldbäume zu erwarten.

Bis dahin können, trotz der noch vorhandenen Unsicherheiten, für eine Abschätzung der Gefährdung der Waldökosysteme durch Schadgasimmissionen nur die zur Zeit diskutierten, zum Teil aus Begasungsversuchen, zum Teil aus langjährigen Beobachtungen abgeleiteten Grenzwerte für die einzelnen Schadkomponenten herangezogen werden.

Wertung der Schwefeldioxidkonzentrationen

Die Wirkung des Schwefeldioxids ist am weitestgehenden untersucht. Diesem Gas kommt in der Immissionsökologie nach wie vor die größte Bedeutung zu.

Für Schwefeldioxid existieren eine Reihe von Grenzwerten und Schwellenwertempfehlungen, die sich jedoch sehr beträchtlich unterscheiden.

Die technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft (1) (TA-Luft) gibt als Immissionswerte für die Langzeitbelastung (IW 1) $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$, für die Kurzzeitbelastung (IW 2) $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an. Diese Werte, die sich auf den Schutz der Gesundheit des Menschen beziehen, liegen jedoch ohne jeden Zweifel für den Schutz des Waldes erheblich zu hoch. Selbst auf dem Erzgebirgskamm, wo inzwischen ca. 30.000 ha Fichtenbestände durch Schwefeldioxidbelastungen abgestorben sind, liegen die SO_2 -Langzeitwerte mit im Durchschnitt $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ deutlich unter dem IW 1-Wert der TA -Luft (11). Die in den rheinland-pfälzischen Waldgebieten gemessenen Immissionskenngrößen erreichen im Mittel bei den Langzeitwerten 20-30 %, bei den Kurzzeitwerten 25-40 % der TA-Luft-Grenzwerte.

Speziell auf den Schutz des Waldes bezogene Schwellenwerte hat der Internationale Verband Forstlicher Versuchsanstalten (IUFRO) erarbeitet. Die IUFRO-Fachgruppe "Luftverunreinigungen" hat in einer Resolution folgende "Maximale Immissionswerte zum Schutze des Waldes" vorgeschlagen (2):

Jahresmittelwert

für Normalstandorte 50 µg/m³
 für Extremstandorte 25 µg/m³

97,5 Perzentilwert (während der Vegetationszeit)

für Normalstandorte 150 µg/m³
 für Extremstandorte 75 µg/m³

24-h-Mittelwert

für Normalstandorte 100 µg/m³
 für Extremstandorte 50 µg/m³

(12-malige-Überschreitung im Halbjahr zugelassen)

In den rheinland-pfälzischen Waldgebieten wurden diese Schwellenwerte für Extremstandorte bei den Langzeitwerten, z.T. auch bei den Kurzzeitwerten überschritten, die Schwellen für Normalstandorte dagegen nur bei den 24-h-Mittelwerten (vgl. Tabelle 8 und 9).

Tabelle 8:Überschreitung von SO₂ - Tagesmittelwerten 1986

Station	Zeitraum	Anzahl Tage				höchster Tages- µg/m ³ am	
		>50µg/m ³ 1985	>50µg/m ³ 1986	>100µg/m ³ 1985	>100µg/m ³ 1986		
Waldmohr	1.Halb-jahr	39	13	18	3	359	15.01.85
	2.Halb-jahr	25	12	6	0		
	Jahr	64	25	24	3		
Idar-Oberstein	1.Halb-jahr	40	42	11	17	241	17.01.85
	2.Halb-jahr	16	3	2	0		
	Jahr	56	45	13	17		
Prüm-Nord	1.Halb-jahr	37	51	11	27	280	09.02.86
	2.Halb-jahr	19	5	2	0		
	Jahr	56	56	13	27		
Kirchen	1.Halb-jahr	45	50	25	32	548	15.01.85
	2.Halb-jahr	22	12	12	0		
	Jahr	67	62	37	32		

Tabelle 9: SO₂ - 98 Perzentil-Werte für die Vegetationszeit

	(Mai-Sept.)	1985	(µg SO ₂ /m ³)	
	Waldmohr	Idar-Oberstein	Prüm-Nord	Kirchen
Mai	65	115	95	85
Juni	85	45	35	65
Juli	65	45	55	55
August	85	55	35	55
Sept.	95	55	95	65

So wurde an allen Hauptmeßstationen an mehr als 50 Tagen im Jahr 1985 ein Mittelwert von 50 µg/m³, an bis zu 37 Tagen (Station Kirchen) auch ein Tagesmittel von 100 µg/m³ erreicht und überschritten. Im Jahr 1986 war die Anzahl der Überschreitungen nur wenig geringer. Legt man die IUFRO-Resolution zugrunde, ist also in den standörtlich ungünstigen Kammlagen der Mittelgebirge eine Gefährdung der Fichtenbestände zu erwarten. Hier sind nachweislich auch die stärksten Waldschäden festzustellen.

Wentzel (3) hat die Resolution der IUFRO aufgegriffen und weiter differenziert (Tabelle 10):

Tabelle 10: Anbau-Risiko für Fichten- und Kiefernwälder. Nach Freiland-Untersuchungen in SO₂-Immissionsgebieten (aus WENTZEL 1982)

Jahres- durchschnitts- Konzentration in µg SO ₂ /m ³	98- Perzentil- wert	Risiko
15	60	Schutz der Koniferen scheint überall gesichert.
20	80	Schadungsschwelle in den Höhenlagen der Mittelgebirge und im borealen Klimabereich. Frostharte durch Immission gemindert.
30	120	Leichte chronische Erkrankungen bei Fichte und Kiefer in standörtlich armen Höhenlagen. Weißtanne stirbt.
40	160	Deutliche Schäden in den Höhenlagen. Prädisposition für Sekundärschäden in den Ebenen.
50	200	Schadensschwelle auf guten Standorten in den Ebenen und niederen Berglagen. Fichtenbestände sterben vorzeitig in den Hochlagen über 800 m.
60	240	Ab dieser Belastung nur noch Angaben für gute Standorte: Chronische Immissionserkrankungen mit im Alter nachweisbaren Zuwachsverlusten.
80	300	Schwere Erkrankungen mit ab Alter 30 meßbaren Zuwachsschäden. Verlichtung der Bestände vor der Umtriebszeit.
120	360	Waldbau mit Fichten und Kiefern überhaupt ausgeschlossen. Nadelwälder erreichen z. T. noch das Stangenholzalter.
140	400	Technische Anleitung Luft.
160	500	Krüppelkiefern überleben vereinzelt. Auch Menschen und Tiere gefährdet.

Nach dieser Vorgabe besteht aufgrund der in Rheinland-Pfalz ermittelten Immissionswerte das Risiko "leichter chronischer Erkrankungen bei Fichte und Kiefer in standörtlich armen Höhenlagen" bis hin zu "deutlichen Schäden in den Höhenlagen und eine Prädisposition für Sekundärschäden in den Ebenen".

Wertung der Stickoxidkonzentrationen

Über die Wirkung von Stickoxiden auf Pflanzen ist weit weniger bekannt als über die Wirkung von Schwefeldioxid. Von den beiden in Betracht zu ziehenden Verbindungen Stickstoffmonoxid und Stickstoffdioxid erwies sich Stickstoffdioxid als pflanzenschädlicher (4). Die phytotoxische Wirkung beider Stickoxide wird weit niedriger eingestuft als beim SO₂.

Im Gegensatz zum SO_2 liegen die sich auf den Schutz der Gesundheit des Menschen beziehenden NO_2 -Grenzwerte der TA-Luft deutlich niedriger als die zum Schutz der Vegetation erforderlichen Werte:

Langzeitwert (IW 1)	80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Kurzzeitwert (IW 2)	200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Der VDI (5) gibt Grenzwerte für empfindliche Pflanzen an:

Vegetationszeitmittel	350 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Max. Halbstundenwert	6000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Die in rheinland-pfälzischen Waldgebieten bislang an den Hauptmeßstationen ermittelten Stickstoffmonoxid- und Stickstoffdioxidwerte liegen mit

Jahresmittelwerten unter	25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
und 95-Perzentilwerten von unter	70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

stets deutlich unter diesen Grenzwerten.

Der höchste Halbstundenmittelwert betrug 1985 164 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, gemessen am 14.02.1985 an der Station Idar-Oberstein.

Auch die diskontinuierlichen Messungen lagen im Jahresmittelwert mit Ausnahme von Oberolm (33 und 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) unter 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, beim 95-Perzentilwert mit Ausnahme von Oberolm im Jahre 1984 unter 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Eine Waldgefährdung durch unmittelbare Stickoxid-Einwirkung allein ist somit wenig wahrscheinlich. Allerdings sind hierbei mögliche Synergismen mit Schwefeldioxid oder anderen Luftschadstoffen, über die noch recht wenige Erkenntnisse vorliegen, nicht berücksichtigt. Eine wesentliche Bedeutung kommt den Stickoxiden als Ausgangsstoffe für die Bildung von Photooxidantien und bei der Säurebildung zu.

Vegetationszeit in der Regel an jedem Strahlungstag überschritten.

Einen sehr differenzierten Vorschlag für Ozon-Höchstkonzentrationen zum Schutze der Vegetation hat eine UBA-Projektgruppe unter Leitung von Guderian (8) erarbeitet (Tabelle 11)

Tabelle 11: (aus GUDERIAN et.al. 1982)

Vorschlag für Ozon-Höchstkonzentrationen zum Schutz der Vegetation

Einwirkungs- dauer in h	Resistenzgrad					
	empfindlich		mittelempfindlich		weniger empfindlich	
	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	ppm	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	ppm	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	ppm
0,5	300	0,150	500	0,250	1000	0,500
1,0	150	0,075	350	0,175	500	0,250
2,0	120	0,060	250	0,125	400	0,200
4,0	100	0,050	200	0,100	350	0,175

Als empfindliche Pflanzen gelten nach den Angaben dieser Projektgruppe z.B. Europäische Lärche, Eberesche, Balsampappel und verschiedene nordamerikanische Kieferarten, aber auch Weinreben. Als mittelempfindlich wurden eingestuft u.a.: Waldkiefer, Japanische Lärche, Weymouthskiefer. Als weniger empfindlich sind aufgeführt:; Rotbuche, Stiel- und Roteiche, Fichte und verschiedene Tannenarten.

Die Schwellenwerte für empfindliche Pflanzenarten werden an den Waldstationen während der Vegetationszeit fast an jedem Strahlungstag überschritten (vgl. Tab. 4 in Kap. 2). In einigen Episoden überstiegen die Meßwerte der Waldstationen auch die für mittelempfindliche Pflanzenarten angegebenen Grenzen. Dagegen wurden die für weniger empfindliche Pflanzenarten aufgeführten Schwellenwerte in den Jahren 1984 bis 1986 nicht erreicht. Der höchste bislang an den Waldstationen gemessene Halbstundenwert betrug $286 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Auffällig ist die deutliche Diskrepanz zwischen den Schwellenwerten und den Empfindlichkeitsgraden der Waldbäume gegen Ozon auf der einen Seite und dem Schadausmaß bei den verschiedenen Baumarten auf der anderen Seite. So werden die als weniger ozonempfindlich eingestuften Baumarten Tanne und Fichte geradezu als Weiserbaumarten für die neuartige Walderkrankung angesehen. Es ist anzunehmen, daß Ozon kaum als alleinige Schadkomponente in Betracht kommt, sondern in der Regel zusammen mit anderen Luftschadstoffen oder, wie von PRINZ angenommen (9), zusammen mit einer starken Säurelastung der Niederschläge und des Nebelwassers wirkt.

5.2

Deposition

Die Ergebnisse der Depositionsmessungen ermöglichen eine erste - aufgrund der noch kurzen Meßdauer allerdings noch sehr unvollständige - Beschreibung des Stoffeintrags in Waldökosysteme des Landes Rheinland-Pfalz. Da jedoch für keine der untersuchten Komponenten vollständige Vorstellungen über ihre Auswirkungen im Ökosystem existieren, geschweige denn konkrete Vorstellungen über Dosis-Wirkungsbeziehungen, ist eine Abschätzung der Gefährdung der Waldökosysteme durch die Deposition von Luftverunreinigungen noch mit Unsicherheiten behaftet. Demzufolge fehlen bislang Depositionsgrenzwerte zum Schutz der Waldökosysteme.

Die weitestgehenden Vorstellungen existieren über die Auswirkungen der Deposition versauernd wirkender Komponenten auf den Boden.

Der Boden spielt in einem terrestrischen Ökosystem eine entscheidende Rolle. Eine Beeinträchtigung der natürlichen Bodenfruchtbarkeit, etwa durch Störungen im Nährstoffhaushalt, Störungen der Mikroorganismen-tätigkeit oder Zufuhr bzw. Mobilisierung toxischer Komponenten wirkt sich unmittelbar in einer Gefährdung des gesamten Ökosystems aus. Eine derartige Beeinträchtigung der natürlichen Bodenfruchtbarkeit ist zu erwarten, wenn die Deposition versauernd wirkender Luftverunreinigungen

langanhaltend die Puffermechanismen der Böden überfordert und zu einer fortschreitenden Bodenversauerung führt.

Die Gesamtsäurebelastung der in Rheinland-Pfalz untersuchten Waldökosysteme lag in den beiden Meßjahren zwischen 1,5 und 4,3 kmol Protonenäquivalenten je Jahr und ha (vgl. Kap. 4). Dieser Säurebelastung ist die mögliche Pufferrate durch Silikatverwitterung gegenüberzustellen. Die aus dem Mineralbestand geschätzte Rate der Silikatverwitterung liegt in den in Rheinland-Pfalz überwiegend vorkommenden Waldbodensubstraten einer Abschätzung von ULRICH zufolge im Wurzelraum nur bei 0,2 bis 0,5 kmol je Jahr und ha (Tabelle 12).

Tabelle 12:

Aus dem Mineralbestand geschätzte Raten der Silikatverwitterung im Wurzelraum in Abhängigkeit der Bodenbildung (aus ULRICH 1986)

	kmol IA x ha ⁻¹ x a ⁻¹
Basalt, Gabbro	2
Andesit, Diorit	1 - 2
Rhyolith, Granit	bis 1
Grauwacke (Kulm)	0,5 (- 1)
Tonschiefer	0,2 - 0,5
Kieselschiefer (Kulm)	< 0,2
mittlerer Buntsandstein	~ 0,5
Buntsandsteinton	~ 0,5
Muschelkalkton	0,2 - 0,5
Tertiärsand	< 0,2
Löss	~ 0,4
Geschlebeemergel	~ 1
Flugsand	0 - 0,5

Dies bedeutet, daß die eingetragenen Säuren nur zu einem sehr geringen Teil ökosystemunschädlich abgepuffert werden können. Bei einer lang anhaltenden Säurebelastung in der ermittelten Größenordnung ist mit einer fortschreitenden Bodenversauerung zu rechnen. Nach dem bisherigen Kenntnisstand der Ökosystemforschung werden hierdurch wichtige Nährstoffkationen vom Austauscher verdrängt und aus dem belebten Boden ausgewaschen. Gleichzeitig wird die Mobilität von Aluminium und Eisen erhöht, ihre Konzentration in der Bodenlösung steigt an und kann toxische Bereiche erreichen. Als Konsequenz treten Störungen in der Zersetzerkette, Nährstoffmängel und auch Wurzelschäden auf. Bei langanhaltend hohen Säureeinträgen ist eine grundlegende Destabilisierung des gesamten Ökosystems zu erwarten.

Deutlich wird die Gefahr fortschreitender Bodenversauerung auch, wenn dem Säureeintrag der Kalkbedarf zur Neutralisation der eingetragenen Säuren gegenübergestellt wird. Bei im Mittel 3 kmol Säureeintrag werden 150 kg CaCO_3 zur Neutralisation benötigt. Dies bedeutet, daß eine Kompensationsklakung mit 3000 kg Kalk, wie derzeit praxisüblich, in etwa 20 Jahren nur durch die neu hinzukommende Säure aufgebraucht wird. Diese Zahlen belegen, daß Waldkalkungen zwar dringend erforderlich sind, aber im Vergleich zur Umtriebszeit eines Waldbestandes nur eine verhältnismäßig kurzfristige Kompensation des Säureeintrags bewirken können.

Über die Auswirkungen des Eintags von Schwermetallen auf das Wirkungsgefüge eines Waldökosystems ist weit weniger bekannt als über die Auswirkungen des Säureeintrags. Einige Schwermetalle sind in geringen Konzentrationen essentielle Mikronährstoffe, in höheren Konzentrationen dagegen starke Toxine. Bei einigen Komponenten, z.B. Blei, Kupfer, Eisen, ist mit einer Akkumulation im Ökosystem zu rechnen (12). Hier besteht die Gefahr, daß bei langanhaltend hohen Einträgen toxische Bereiche erreicht werden. Besonders problematisch ist eine Akkumulation in der Humusaufgabe, da bei Eingriffen in das Ökosystem der Humus in kurzer Zeit mineralisiert und die Schwermetalle plötzlich mobilisiert werden können.

Andere Schwermetalle, z.B. Mangan und Kobalt, werden durch die zunehmende Versauerung des Bodens mobilisiert und verstärkt aus dem belebten Boden ausgewaschen. Hier ist die Entwicklung einer Mangelsituation nicht auszuschließen. Weitergehende Aufschlüsse über die Gefährdung von Waldökosystemen durch Schwermetalle können nur über die Aufstellung von Gesamtbilanzen gewonnen werden. Die Ermittlung von Gesamtbilanzen wird in einem neu angelaufenen Projekt angestrebt.

Trocken- und naßdeponierte Luftverunreinigungen wirken nicht nur auf den Boden, sondern auch unmittelbar auf die Vegetationsorgane der Bäume ein. Während Ätزشäden durch die deponierten Säuren nach dem bisherigen Kenntnisstand nur in Ausnahmefällen eine Rolle spielen, besteht ohne Zweifel ein intensiver Stoffaustausch zwischen den Blatt/Nadelinhaltsstoffen und den im Benetzungswasserfilm enthaltenden Stoffen. Auf der Inputseite des Stoffaustauschs steht gewissermaßen eine Blattdüngung mit Schwefel, Phosphor und vor allem Stickstoff, auf der Outputseite eine Auswaschung von zum Teil wichtigen Nährstoffen, insbesondere Kalium, Kalzium, Magnesium und Mangan. Eine direkte Messung dieser Stoffflüsse ist nicht möglich. Richtung und Größenordnung des Stoffaustauschs einiger Komponenten läßt sich aber nach einem von ULRICH und Mitarbeitern (13) entwickelten Bilanzierungsmodell abschätzen. Bei Anwendung dieses Modells errechnet sich im Meßjahr 1984/85 eine Auswaschung von 8-20 kg Kalium, 0,5 bis 5 kg Mangan, 0,5 bis 6 kg Kalzium und bis zu 0,6 kg Magnesium je Jahr und ha (Tabelle 13).

Die starke Streuung der Werte und positive Werte an zwei Stationen bei der Komponente Magnesium machen deutlich, daß die Angaben in Tabelle 13 nur als Tendenzen, nicht aber als exakte Meßwerte gewertet werden dürfen. Dennoch zeigen die Berechnungen, daß die Blatt/Nadelauswaschungen so beträchtlich sein können, daß vor allem bei versauerungsbedingt schwacher Nachlieferung aus dem Boden Nährstoffmängel und bei Berücksichtigung des depositionsbedingt überreichlichen Stickstoffangebots vor allem auch Nährstoff-Ungleichgewichte sehr wahrscheinlich werden.

Tabelle 13: Stoffauswaschung aus dem Kronenraum in kg/(ha-a) und in Prozent der Depositionsrates im Bestand; Meßjahr 1984/85.

Station	K ⁺		Ca ⁺⁺		Mg ⁺⁺		Mn ⁺⁺	
	kg/ha	%	kg/ha	%	kg/ha	%	kg/ha	%
Adenau	14,7	(81)	4,8	(30)	0,4	(17)	2,3	(88)
Entenpfuhl	13,3	(79)	0,4	(3)	0,4	(17)	4,1	(89)
Hermeskeil-West	15,2	(78)	5,4	(30)	(+0,1)	(+5)	0,6	(73)
Idar-Oberstein	11,0	(72)	3,7	(27)	0,5	(22)	2,7	(93)
Johanniskreuz	10,7	(75)	5,6	(36)	0,1	(5)	2,0	(91)
Kirchen	10,7	(70)	0,5	(3)	0,2	(6)	2,7	(86)
Kirchheimbolanden	8,1	(54)	2,7	(22)	0,1	(5)	3,5	(87)
Montabaur	20,0	(87)	6,5	(34)	0,6	(19)	2,0	(89)
Morbach	10,4	(75)	2,2	(17)	0,1	(5)	1,6	(88)
Prüm-Nord	12,0	(81)	5,4	(30)	0,2	(8)	1,5	(89)
Salmwald	8,5	(61)	4,9	(25)	(+0,4)	(+14)	3,9	(92)
Waldmohr	11,1	(61)	3,0	(14)	0	0	5,3	(89)

5.3

Literatur

- (1) Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft, TA-Luft) GM Bl. Nr. 7 vom 28.02.1986
- (2) IUFRO-Fachgruppe Luftverunreinigungen (1979): Resolution über maximale Immissionswerte zum Schutze der Wälder, Ljubljana 1978
aus: WENTZEL (1981), Mitt. der Forstl. BVA Wien, Heft 37/II
- (3) WENTZEL, K.F. (1982): Ursachen des Waldsterbens in Mitteleuropa, AFZ Nr. 45, S. 1365-1368
- (4) Bericht "Waldschäden durch Luftverunreinigungen" vom 14.09.1982 der von der Bundesregierung und dem Länderausschuß für Immissionsschutz aufgrund des Beschlusses der Umweltministerkonferenz vom 27.11.81 eingesetzten Arbeitsgruppe

- (5) VDI-Richtlinien Nr. 2310 vom Sept. 1978
Entwurf Bl. 5 - Maximale Immissionswerte für Stickstoffdioxid
- (6) BECKER, K.H., LÖBEL, J. und SCHURATH, U. (1983):
Bildung, Transport und Kontrolle von Photooxidantien
UBA-Berichte 5/83, Luftqualitätskriterien für photochemische Oxidantien, S. 3-132
- ((7) Luftreinhalte-Verordnung (LRV), Schweiz vom 16.12.1985,
SR 814.318. 142.1, 1986-1030
- (8) GUDERIAN; R., TINGEY, D.T. und RABE, R. (1983):
Wirkungen von Photooxidantien auf Pflanzen
UBA-Berichte 5/83, Luftqualitätskriterien für photochemische Oxidantien, S. 205-427
- (9) PRINZ, B. (1983):
Gedanken zum Stand der Diskussion über die Ursache der Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland,
Der Forst- und Holzwirt, Nr.18, S. 460-468
- (10) ULRICH, B. (1986):
Die Rolle der Bodenversauerung beim Waldsterben: Langfristige Konsequenzen und forstliche Möglichkeiten,
Forstw. Cbl. 105, 421-435
- (11) MATERNA, J. (1987): Waldschäden in der CSSR, österreichische Forstzeitung 1, 17-19
- (12) MAYER, R. (1981): Natürliche und anthropogene Komponenten des Schwermetallhaushalts von Waldökosystemen, Göttinger Bodenkundliche Berichte 70, 1-152
- (13) ULRICH, B. (1983): Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: SO₂, alkali und earth alkali cations and chloride.
Aus: B. ULRICH u. J. PANKRATH
Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems, D. Reidel publishing Company, S. 33-45

6. Periodische Überwachung der Vitalität von Waldökosystemen auf Dauerbeobachtungsflächen

6.1 Allgemeines

Die Beobachtung der Vitalität der Waldbäume auf Dauerbeobachtungsflächen ist ein Untersuchungsschwerpunkt des Sondermeßprogramms Wald.

Ausgehend von der Annahme, daß die Fichte gegenüber Luftschadstoffen, insbesondere Schwefeldioxid, unter den übrigen Waldbäumen eine besondere Empfindlichkeit besitzt und damit eine Monitorfunktion erfüllt, wurden im Herbst 1982 in annähernd allen Landes- teilen insgesamt 28 Fichten-Beobachtungsflächen angelegt.

In der Folgezeit zeigte sich, daß auch an weiteren Baumarten Schadsymptome auftraten. Daraufhin wurden im Sommer 1983 acht Buchen-Beobachtungsflächen, im Frühjahr 1984 sechs Kiefern-Beobachtungsflächen eingerichtet. Ferner wurden im Sommer 1984 vier ertragskundliche Eichenweiserflächen in die Beobachtung einbezogen. 1986 wurde das Beobachtungsflächennetz um 2 Kiefern- und 1 Eichenbeobachtungsfläche ergänzt.

Zur Zeit besteht das Dauerbeobachtungsflächennetz aus insgesamt 49 Flächen. Nach den Hauptbaumarten ergibt sich folgende Verteilung:

- 28 Fichten-Beobachtungsflächen
- 8 Buchen-Beobachtungsflächen
- 8 Kiefern-Beobachtungsflächen
- 5 Eichen-Beobachtungsflächen

1987 ist die Anlage zweier weiterer Eichen-Beobachtungsflächen geplant, so daß der endgültige Umfang 51 Dauerbeobachtungsflächen betragen wird.

6.2 Zielsetzung

Die Dauerbeobachtungsflächen dienen folgenden Zielen:

1. Die langfristige Vitalitätsentwicklung des auf der Beobachtungsfläche stockenden Bestandes ist festzustellen und zu dokumentieren. Dies geschieht durch eine regelmäßige, einzelbaumweise Erhebung von Befunddaten, die die Art und Ausprägung von Schadsymptomen des Einzelbaumes erfassen. Ferner werden für jeden Einzelbaum Strukturdaten (z.B. soziologische Stellung im Bestand) und allgemeine Schadensmerkmale erhoben, mit dem Ziel, eventuell bestehende Zusammenhänge dieser Merkmale zum Schädigungsgrad aufzudecken.

Über die periodische Erhebung der Vitalitätsdaten werden Zeitreihen der einzelnen Befunddaten erstellt, aus denen auf ggf. vorhandene Entwicklungstrends geschlossen werden kann.

Im Gegensatz zum 4 x 4 km-Raster der Waldschadenserhebung sind die aus den Erhebungen der Beobachtungsflächen gewonnenen Ergebnisse nicht repräsentativ für das Land Rheinland-Pfalz. Die Beobachtungsflächen eignen sich jedoch für exemplarische Untersuchungen, in welcher Weise ein kleinflächiger Bestandesausschnitt strukturell durch die Auswirkungen der Schadensentwicklung verändert wird. Im Gegensatz zur Waldschadenserhebung werden damit bestandesbezogene Aussagen ermöglicht.

2. Neben der bestandesbezogenen Ermittlung der Vitalitätsentwicklung sind die Beobachtungsflächen Gegenstand verschiedener Zusatzuntersuchungen wie:

- Ermittlung des Nährstoffangebotes des natürlichen Standortes sowie der tatsächlichen Nährstoffversorgung des Bestandes.
- Untersuchung der Waldbodenvegetation und des Humuszustandes.
- Erhebung von Bioindikatoren wie z.B. der Flechtenvegetation.
- Untersuchungen zur Physiologie unterschiedlich stark geschädigter Bäume.
- Untersuchungen zu biotischen Ursachen des Laub- bzw. Nadelabwurfs (Pilzbefall, Insekten).

Mit diesen Untersuchungen sollen einerseits die die Vitalität der Waldbäume beeinflussenden natürlichen Faktoren des Standortes und die natürlichen biotischen Gegenspieler ermittelt und der von ihnen ausgehende potentielle Einfluß auf die Schadensentwicklung abgeschätzt werden. Andererseits soll der derzeitige Zustand von weiteren Bestandteilen des Ökosystems, die möglicherweise ebenfalls empfindlich auf Schadstoffbelastungen reagieren (Humusschicht, Bodenvegetation, Flechtenvegetation), festgestellt werden, mit dem Ziel, durch Wiederholungserhebungen Veränderungen aufzudecken und Aussagen zu den Auswirkungen der in den Beständen gemessenen Schadstoffeinträge zu gewinnen.

6.3 Auswahl und Einrichtung der Dauerbeobachtungsflächen

Mit der Anlage der 28 Fichten-Beobachtungsflächen wurde das Grundgerüst des Beobachtungsflächennetzes geschaffen. Die Auswahl der Standorte und Bestände dieser Baumart orientierte sich an einer möglichst optimalen Erfüllung der "Monitorfunktion" der Fichte im Hinblick auf eine potentielle Einwirkung von Fernimmissionen. Mit dieser Vorgabe wurde versucht, ein Netz in sich möglichst vergleichbarer Beobachtungsflächen auszuwählen, die folgende Kriterien erfüllen:

- freie Anströmbarkeit für Fernimmissionen unter Ausschluß von Nahimmissionswirkungen, d.h. Auswahl von Beständen in Kammlage der Mittelgebirge bzw. des Berglandes.
- 70 -100 jährige Fichtenbestände mittlerer bis besserer Ertragsklasse, Bestockungsgrad ca. 0,9, übliche waldbauliche Behandlung ("typische Fichtenbestände"), keine gravierenden biotischen oder abiotischen Bestandeschäden oder -gefährdungen, einsehbare Kronen
- als Standorte Braunerden mit ausreichendem (d.h. mindestens mittlerem bis besserem) Wasserangebot ("risikoarmer Fichtenstandort"), Ausschluß von Pseudogley-Standorten wegen Windwurf-Risiko und der besonderen Wachstumsbedingungen, Ausschluß von gekalkten oder gedüngten Flächen.

Das Fichtenbeobachtungsflächennetz deckt schwerpunktmäßig das Hauptfichtenvorkommen in den Hochlagen der Mittelgebirge der nördlichen Landesteile (Hunsrück, Eifel und Westerwald, s. Abb. 14) ab. Im südlichen Landesteil (Rheinessen-Pfalz) mit geringerem Fichtenvorkommen wurden die Beobachtungsflächen unter dem Gesichtspunkt einer vermuteten unterschiedlichen Immissionsbelastung in der Westpfalz, im Pfälzerwald, am Donnersberg und im Bereich Mainz angelegt.

Bei der später erfolgten Auswahl der Buchen- und Kiefern-Beobachtungsflächen wurde versucht, je nach Vorkommen geeigneter Bestände Beobachtungsflächen in räumlicher Nähe zu Fichten-Beobachtungsflächen anzulegen, um in einem lokalen Bereich eine

vergleichende Beobachtung mehrerer Baumarten zu ermöglichen. Da andererseits aber auch das schwerpunktmäßige Vorkommen der Baumarten in Rheinland-Pfalz abzudecken war, wurden Buchen- und Kiefern-Beobachtungsflächen auch in Gebieten eingerichtet, in denen keine Fichten-Beobachtungsflächen ausgewiesen worden sind (s. Abb. 14).

Bei der Baumart Eiche wurden mit einer Ausnahme bereits bestehende, geeignete Weiserflächen der Forsteinrichtung in die Beobachtung einbezogen, die teilweise in der Nähe von Fichten-Beobachtungsflächen liegen (s. Abb. 14)

Die Auswahlkriterien der Bestände entsprechen sowohl in lagemäßiger, standörtlicher als auch qualitativer Hinsicht denen der Fichten-Beobachtungsflächen. Lediglich im Bestandesalter ergeben sich baumartenspezifische Unterschiede:

Kiefer:	90 - 110 Jahre
Buche:	100 - 120 Jahre
Eiche:	90 - 130 Jahre

Innerhalb der Bestände wurden die Beobachtungsflächen in in sich homogene Bestandesteile unter Aussparung von Bestandesaußenrändern gelegt. Alle Beobachtungsflächen besitzen eine Größe von 0,25 ha (50 x 50 m) und sind von einem 10 m breiten Schutzstreifen umgeben. Auf jeder Beobachtungsfläche sind die in der Beobachtung befindlichen Bäume (alle Bäume mit Ausnahme von Einzelbäumen, die für eine Kronenansprache ungeeignet sind) numeriert und dauerhaft markiert.

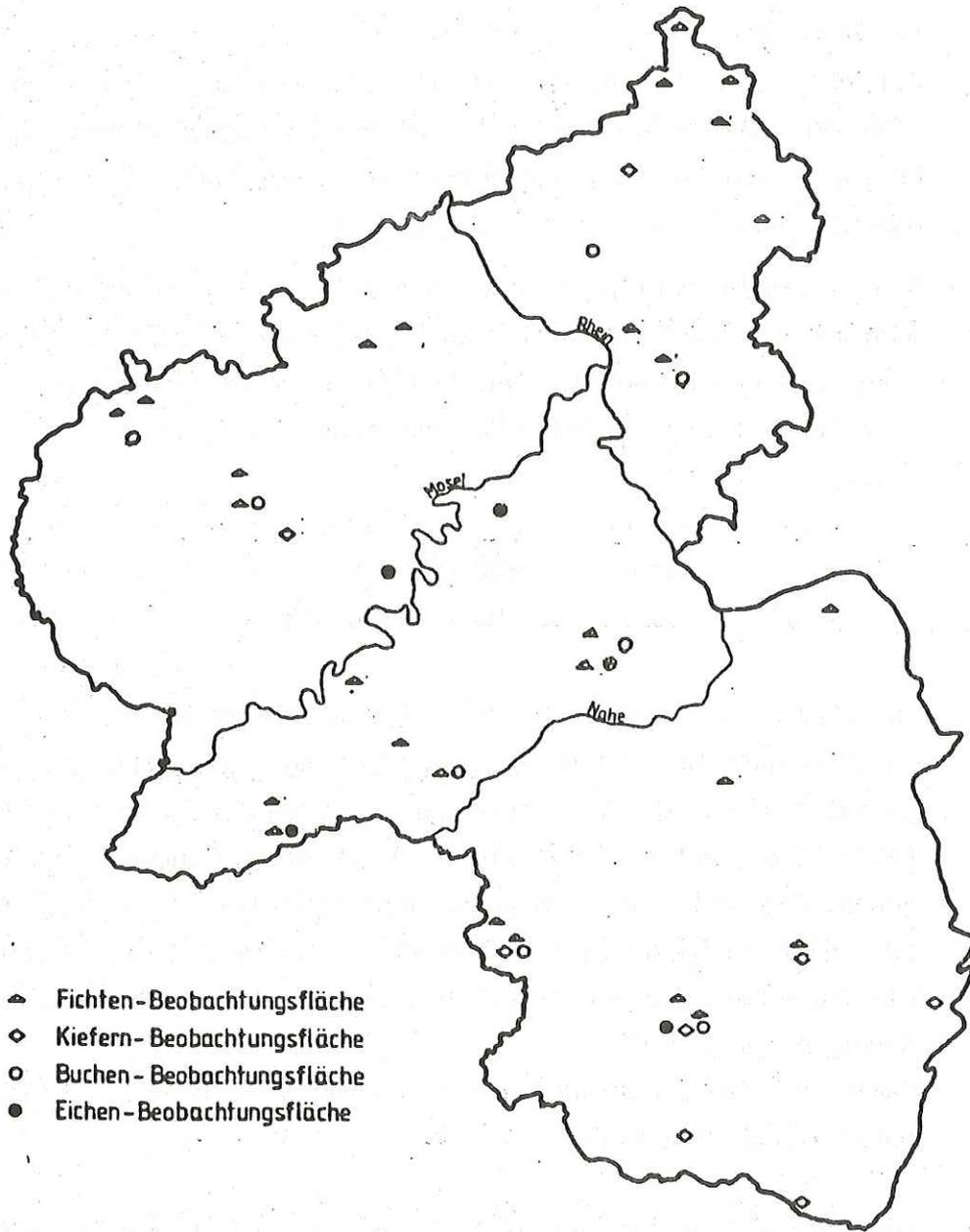
Damit ist die individuelle Beobachtung jedes einzelnen Probebaumes gewährleistet.

Die Beobachtungsflächen sind von der forstlichen Bewirtschaftung ausgenommen. Die in der Beobachtung befindlichen Probebäume bilden ein zahlenmäßig feststehendes Kollektiv, über dessen Abgänge Buch geführt wird. Probebäume dürfen nur entnommen werden, wenn der Eintritt eines Schadereignisses (z.B. Sturmwurf, Schaftbruch, Käferbefall u.a.) ihre Entnahme aus Forstschutzgründen erforderlich macht.

Abb.: 14

Beobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz

Stand: Januar 1987



- ▲ Fichten-Beobachtungsfläche
- ◇ Kiefern-Beobachtungsfläche
- Buchen-Beobachtungsfläche
- Eichen-Beobachtungsfläche

6.4 Aufnahmeverfahren

Im Rahmen der Vitalitätsuntersuchungen werden Daten zur Bestandesstruktur und dem Gesundheitszustand der Bäume erhoben.

Die bestandesstrukturellen Merkmale (Baumklasse nach KRAFT, Brusthöhendurchmesser, Baumhöhe und Kronenentwicklung) werden in einer zunächst einmaligen Aufnahme erhoben, da sich diese Merkmale nur mittelfristig ändern.

Die Merkmale zum Gesundheitszustand der Bäume werden in regelmäßigen Abständen aufgenommen. Die Aufnahme erfolgt bei den Fichtenflächen zweimal jährlich (Mitte März bis Anfang Mai und Ende September bis Mitte November, bei Kiefer-, Buchen- und Eichenflächen einmal jährlich (August)).

Entsprechend den bundesweit vereinbarten Richtlinien werden bei der Aufnahme für jeden Einzelbaum der relative Nadel-/Laubverlust in Fünf-Prozent-Stufen und der Anteil der vergilbten Nadel-/Laubmasse gesondert erfaßt. Die Ausscheidung der Schadstufe wird über beide Merkmale nach folgenden Tabellen vorgenommen:

Tabelle 14 Ausscheidung der Schadstufe nach dem Nadel-/Laubverlust ohne Vergilbung

Schadstufe	Nadel-/Blattverlust in %	Vitalitätsstufe
0	0 - 10	gesund
1	11 - 25	schwach geschädigt
2	26 - 60	mittelstark geschädigt
3	61 - 99	stark geschädigt
4	100	abgestorben

Tabelle 15 Ausscheidung der Schadstufe aufgrund von Nadel-/Laubverlust bei gleichzeitigem Auftreten von Vergilbung

Schadstufe nur aufgrund von Nadel-/ Blattverlust	Vergilbungsstufe (Anteil der vergilbten Nadel-/Blattmasse)		
	0 - 25 %	26 - 60 %	61 - 100 %
0	0	1	2
1	1	2	2
2	2	3	3
3	3	3	3

Bei Kiefer, Buche und Eiche werden darüberhinaus weitere baumartenspezifische Merkmale, bei allen Baumarten zusätzlich allgemeine Schadmerkmale (u.a. Fäll- und Rückeschäden, Schneebruchschäden, Insektenbefall) erhoben.

Ferner werden alle aus dem Probestaumenkollektiv abgängigen Bäume mit der Ursache ihres Ausscheidens registriert und in der Stufe "ausgeschieden" erfaßt.

6.5 Vitalitätsentwicklung der Beobachtungsflächen

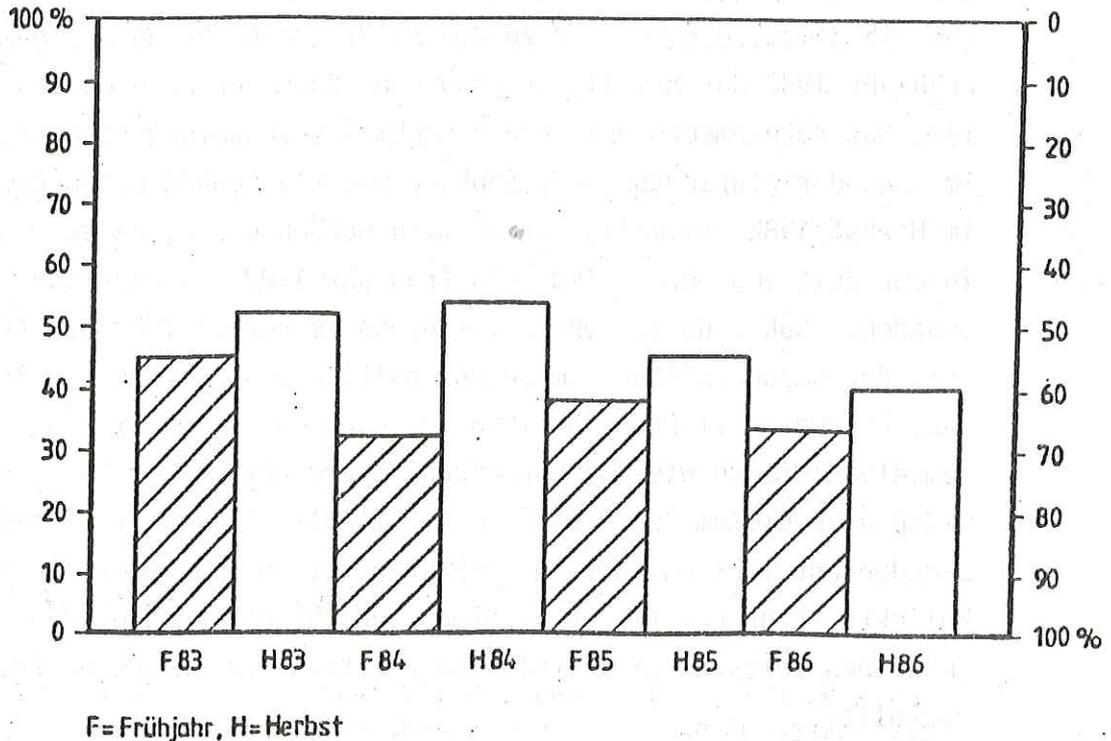
6.5.1 Fichten-Beobachtungsflächen

Die Vitalitätsentwicklung der 28 Fichten-Beobachtungsflächen ist seit Frühjahr 1983 dokumentiert. Die im Durchschnitt aller 28 Flächen festgestellten Anteile gesunder Bäume sind in Abb. 15 dargestellt (der Anteil der geschädigten Bäume geht aus der

Differenz zu 100 % hervor).

Abb.15: Anteil gesunder Bäume (Schadstufe 0) von 28 Fichten-
Beobachtungsflächen in der Zeit von Frühjahr 1983
bis Herbst 1986.

(Angaben in Prozent)



Die Vitalitätsentwicklung ist in diesem Zeitraum durch regelmäßig höhere Anteile der gesunden Bäume bei der Herbstaufnahme gegenüber der Frühlingsaufnahme gekennzeichnet. Dies ist damit zu erklären, daß der Baum im allgemeinen während der Sommermonate seine Benadelung durch die Anlage neuer Triebe verbessert. Bei der Herbstaufnahme werden daher in der Regel geringere Nadelverluste registriert, mit der Folge, daß ein Teil der in der vorausgegangenen Frühlingsaufnahme als "schwach geschädigt" eingestuften Bäume in der Vitalitätsstufen "gesund"

wechselt und damit den Anteil der gesunden Bäume gegenüber der Frühljahrsaufnahme erhöht.

Hieraus wird ersichtlich, daß eine vom jahreszeitlichen Aspekt unabhängige Beurteilung der Vitalitätsentwicklung nur durch Vergleich der Frühljahrs- bzw. Herbstaufnahmen untereinander möglich ist. Dabei kennzeichnet der Frühljahrsaspekt der Bäume den Vitalitäts-Tiefstand, der Herbstaspekt dagegen den besseren Zustand am Ende der Vegetationszeit.

Abb. 15 zeigt, daß bereits zu Beginn der Beobachtungsperiode im Frühjahr 1983 der Anteil der gesunden Bäume nur noch bei 46 % lag. Das Aufnahmeergebnis von 8 Fichten-Beobachtungsflächen, die im Zuge der Einrichtung des Beobachtungsflächennetzes bereits im Herbst 1982 erstmalig aufgenommen worden waren, zeigte, daß in der Zeit von Herbst 1982 bis Frühjahr 1983 ein deutlicher Schadensschub eingetreten war. Während im Herbst 1982 der Anteil der gesunden Bäume im Durchschnitt der 8 Flächen bei 75 % lag, betrug er im Frühjahr 1983 nur noch 43,3 % und lag damit auf demselben Niveau wie das Durchschnittsergebnis aller 28 Fichtenflächen zu diesem Zeitpunkt. Im Gesamtkollektiv dürfte daher die Schadensentwicklung ähnlich verlaufen sein wie auf dem Kleinkollektiv (für bayerische Fichten-Beobachtungsflächen wurde im selben Zeitraum ein vergleichbarer Vitalitätsrückgang festgestellt).

Von Frühjahr 1983 nach Frühjahr 1984 wurde ein weiterer Rückgang der Vitalität festgestellt, dessen deutliche Ausprägung mit den Folgen des warm-trockenen Sommers 1983, der den Bäumen zusätzlichen Streß verursacht, erklärt wird. Die Zeitspanne von Frühjahr 1984 bis Frühjahr 1985 ist durch einen geringfügigen Rückgang im Anteil geschädigter Bäume gekennzeichnet, wobei hier die kühlfeuchte Witterung der Vegetationsperiode 1984 mit ihren außerordentlich günstigen Wachstumsbedingungen einen vorübergehenden Stillstand in der Schadensfortentwicklung bewirkt haben dürfte. Zum Frühjahr 1986 wurde ein erneuter, leichter Vitalitätsrückgang festgestellt.

In der Gesamttendenz ist für die Frühljahrsaufnahme 1983 - 1986 eine Zunahme der Schädigung zu vermerken, die sich auch bei den Herbstaufnahmen wiederfindet, wengleich hier aus den genannten Gründen der Anteil gesunder Bäume etwas höher liegt.

Im Beobachtungszeitraum hat somit eine insgesamt negative Vitalitätsentwicklung stattgefunden.

Die bisher durchgeführten Aufnahmen der Fichten-Beobachtungsflächen haben gezeigt, daß auf den Einzelflächen stärker geschädigte Bäume neben weniger stark geschädigten oder gesunden Bäumen stehen. Dabei wurde festgestellt, daß offensichtlich eine Abhängigkeit zwischen der soziologischen Stellung des Baumes im Bestand und dem Nadelverlust besteht.

Folgende Tabelle mit den Daten für die den vier Dauermeßstationen (Idar-Oberstein, Prüm, Waldmohr und Kirchen) nächstgelegenen Fichten-Beobachtungsflächen verdeutlicht den Zusammenhang.

Tabelle 16: Soziologische Stellung und durchschnittliches Nadelverlustprozent

Forstamt	Aufnahme	Soziologische Stellung (Baumklasse nach KRAFT)			Durchschnitt alle Baumklassen
		1 vor- herrschend	2 herrschend	3 + 4 mitherrschend u. beherrscht	
Idar-Oberstein 101 A	Frühj. 83	13,0	10,2	10,2	10,5
	Frühj. 86	22,0	13,1	11,6	13,6
Prüm-Nord 125 A	Frühj. 83	12,1	9,1	9,2	9,5
	Frühj. 86	18,6	13,3	13,3	14,0
Kirchen 110 A	Frühj. 83	10,5	9,3	10,0	9,6
	Frühj. 86	16,9	13,8	12,5	14,0
Waldmohr 144 A	Frühj. 83	11,8	12,8	8,6	12,0
	Frühj. 86	20	20,4	15,4	19,6

Tabelle 16 zeigt, daß diejenigen Bäume, die als vorherrschende Bestandesglieder aus dem Kronendach des aus herrschenden Bäumen bestehenden Hauptbestandes herausragen, deutlich höhere Nadelverluste aufweisen als der Hauptbestand selbst und die mit-herrschenden und beherrschten Bäume. Eine Ausnahme stellt die Fläche Waldmohr dar, wo die Baumklasse 2 gleich stark wie Baumklasse 1, aber ebenfalls deutlich höher als Baumklasse 3 und 4 geschädigt ist.

Das höhere Schadensniveau der Baumklasse 1, bei Waldmohr auch der Baumklasse 2, zeichnete sich bereits im Frühjahr 1983 ab. Zum Frühjahr 1986 hat sich der durchschnittliche Nadelverlust dieser Baumklasse deutlich erhöht und liegt damit signifikant über den Nadelverlusten der übrigen Baumklassen.

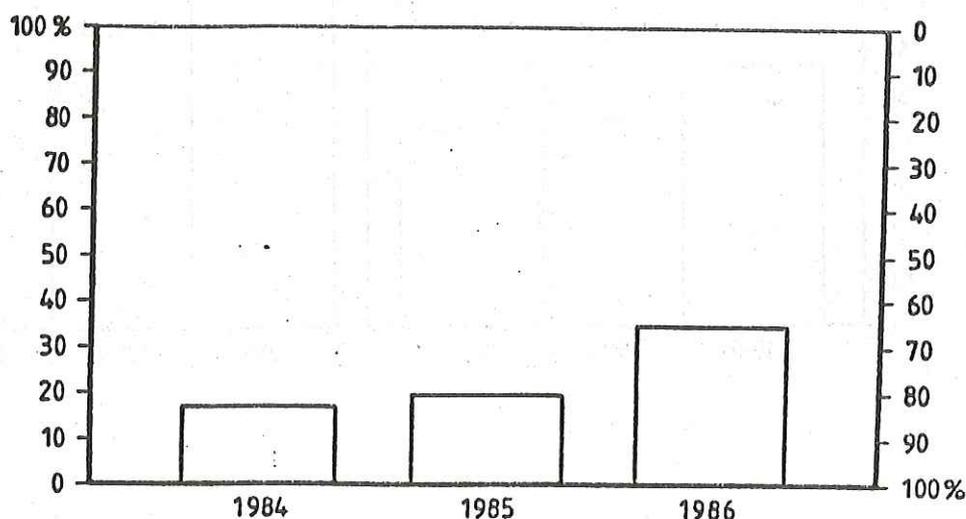
Der höhere Schädigungsgrad der Baumklasse 1 steht in Gegensatz zu den bisherigen Erkenntnissen des Waldwachstums, wonach gerade die vorherrschenden Bäume besonders vital sind, da sie über einen optimalen Standraum mit entsprechender Licht-, Wasser und Nährstoffversorgung verfügen. Daß gerade diese Baumklasse stärker geschädigt ist, wird als Indiz für Luftschadstoffe als Krankheitsursache angesehen, da vorherrschende Bäume aufgrund ihrer Exposition und der größeren Kronenoberfläche in höherem Maß den Einwirkungen von Luftschadstoffen ausgesetzt sind.

6.5.2 Kiefern-Beobachtungsflächen

Die Vitalitätsentwicklung von 6 der 8 Kiefern-Beobachtungsflächen ist seit 1984 durch 3 Aufnahmen dokumentiert. In Abb.16 ist der Anteil der gesunden Bäume für den Durchschnitt der 6 Flächen dargestellt.

Abb. 16: Anteil gesunder Bäume (Schadstufe 0) von 6 Kiefern-Beobachtungsflächen zum Zeitpunkt der Aufnahmen August 1984, 1985 und 1986

(Angaben in Prozent)



Wie aus Abb. 16 ersichtlich ist, hat in der Zeit von 1984 - 1986 eine Vitalitätsverbesserung stattgefunden. Während 1985 gesunde Bäume zu etwa gleichen Anteilen wie 1984 angetroffen wurden, wurde 1986 ein deutlicher Anstieg der Schadstufe 0 registriert. Allerdings liegt der Anteil der gesunden Kiefer auch 1986 nur bei 33 %.

Aus den Aufnahmeergebnissen kann jedoch nicht auf eine dauerhafte Verbesserung der Vitalität der Kiefer geschlossen werden, da der Beobachtungszeitraum mit 2 Jahren zu kurz und zudem durch für das Wachstum günstige Witterungsverhältnisse gekennzeichnet ist.

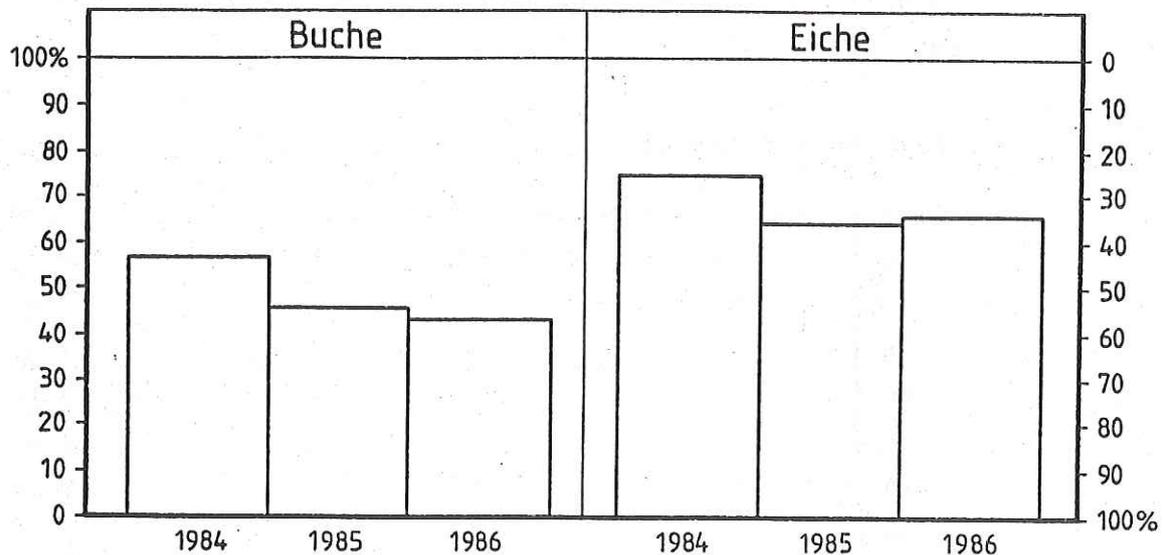
6.5.3

Buchen- und Eichen-Beobachtungsflächen

Von den 8 Buchen- und 4 Eichenflächen liegen bisher Aufnahmeergebnisse für 1984, 1985 und 1986 vor.

Abb. 17: Anteil gesunder Bäume (Schadstufe 0) von 8 Buchen- und 4 Eichen-Beobachtungsflächen zum Zeitpunkt der Aufnahmen August 1984, 1985 und 1986

(Angaben in Prozent)



Während 1984 der Gesundheitszustand der Eichen-Beobachtungsflächen mit im Durchschnitt 75 % gesunder Bäume noch überdurchschnittlich gut war (die Waldschadenserhebung 1984 hatte für die Eiche > 60-jährig einen Anteil gesunder Bäume von 50 % ergeben), lag der Anteil der Schadstufe 0 im Durchschnitt der 8 Buchenflächen nur bei 57 %. Bei beiden Baumarten fand in der Zeit von 1984 nach 1985 ein Vitalitätsrückgang in einander vergleichbarer Größenordnung statt. In der Zeit von 1985 nach 1986 setzte sich der Vitalitätsverlust bei der Buche in wengleich abgeschwächter Form fort. Bei den Eichen-Beobachtungsflächen wurde ein geringfügiger Anstieg im Anteil der Schadstufe 0 festgestellt. Die Eiche konnte damit ihr 1984 noch relativ günstiges Schadensniveau im Beobachtungszeitraum mit Einschränkungen halten, während bei der Buche ein deutlicher Vitalitätsverlust eintrat.

6.6 Wertung und Ausblick

Der Vergleich der Vitalitätsentwicklung der 4 Baumarten untereinander zeigt, daß die einzelnen Baumarten teilweise unterschiedliche Schadensentwicklungen im selben Beobachtungszeitraum aufweisen, wobei die negativen Vitalitätsentwicklungen überwiegen.

Dabei ist allerdings zu beachten, daß die Flächen-Durchschnittsergebnisse einer Baumart nicht unbedingt auch die auf den Einzelflächen vorgefundene Entwicklung wiedergeben. Innerhalb einer Baumart treten selbst bei nach gleichen Kriterien ausgewählten Beständen, teilweise beträchtliche Unterschiede in den Schadensverläufen von Einzelflächen bzw. von Flächenkollektiven auf. Grund hierfür sind die trotz gezielter Auswahl zwischen den Beständen bestehenden Unterschiede in den Standorts- und Bestandesfaktoren, die sich auch nicht durch schärfere Auswahlkriterien beheben lassen. Hier sind den Möglichkeiten, Waldbestände als in sich vergleichbare Indikatoren für das Ausmaß der Luftverunreinigung wie etwa exponierte Bioindikatoren zu benutzen, enge Grenzen gesetzt. In diesem Zusammenhang dürften die für die Beobachtungsflächen vorgesehenen Zusatzuntersuchungen zur Schadstoffbelastung, zum Standort und zum Bestand künftig noch größere Bedeutung erhalten, um eine differenziertere Beurteilung der Vitalitätsentwicklung zu ermöglichen.

7. Überwachung der Vitalität von Waldbeständen mit Hilfe von Infrarot-Color-Luftbildern

7.1 Einleitung

Ökologische Veränderungen wie die derzeitigen Waldschäden treten in einem unregelmäßigen Verteilungsmuster, ihre Intensität ist regional verschieden, ihre Symptomatik bei den einzelnen Baumarten unterschiedlich definiert und ihre Dynamik sowie die Dauer der Schädigung nicht absehbar. Hieraus ergibt sich die Notwendigkeit, den Gesamtzustand ausgewählter Waldteile zu einem bestimmten Stichtag möglichst vollständig, objektiv und jederzeit überprüfbar zu dokumentieren.

Dazu sind Infrarot-Color-Luftbilder (IRC) besonders geeignet, weil sie die fast gleichzeitige Aufnahme großer oder verstreut liegender Gebiete ermöglichen.

Luftbilder erlauben einen guten Einblick in die besonders gefährdeten Baumkronen und ihre Auswertungen sind gegenüber terrestrischen Inventuren in besonderem Maße transparent und nachprüfbar. Die Dokumentation eines bestimmten Waldzustandes im Foto läßt Vergleiche mit anderen Waldgebieten und v.a. auch Zeitvergleiche zu, denn im Gegensatz zu den rein descriptiven terrestrischer Aufnahmen bietet das Luftbild auch später noch alle luftbildsichtbaren Informationen über den abgebildeten Geländeausschnitt.

7.2. Befliegungsobjekte und Methode

Nach einer ersten orientierenden IRC-Befliegung ausgewählter Probebestände im Sommer 1983 erfolgte 1984 eine Einzelpunktbefliegung von 42 Dauerbeobachtungsflächen des Sondermeßprogramms Wald und von 10 Weiserflächen der Forsteinrichtung (ca. 200 Bilder).

Diese im Maßstab von ca. 1 : 4000 durchgeführte Befliegung ermöglichte eine grundlegende Untersuchung zur Erkennung bestimmter Schadsymptome im IRC-Luftbild durch Vergleiche mit den terrestrischen Aufnahmen dieser intensiv beobachteten Baumkollektive.

Im Jahre 1985 erfolgte eine Wiederholung der Einzelpunktbefliegung, die aus Dokumentationsgründen auf alle Naturwaldzellen des Landes ausgedehnt wurde.

Erst 1986 wurde neben der inzwischen zur Routine gewordenen Dauerbeobachtungsflächenbefliegung der Schritt zur großräumigen Streifen-

befliegung vollzogen. Auch hier handelte es sich jedoch noch nicht um eine vollständige Erfassung aller Landesteile. Durch eine systematische Streifenanlage in einer gezielten Auswahl geschlossener Waldgebiete sowie besonders waldarmer, aber feldgehölzreicher Regionen soll in einer vergleichenden Auswertung neben diversen Spezialfragestellungen u.a. der Frage nachgegangen werden, ob und wie das Luftbild Informationen über die ökologische Situation solcher waldarmer Gebiete bereitstellen kann, die von dem systematischen Raster der terrestrischen Waldschadenserhebung (WSE) nur durch eine geringe Anzahl von Rasterpunkten repräsentiert werden.

7.3 Interpretationsschlüssel

Die Farbwiedergabe eines IRC-Films wird durch eine Vielzahl von Einflußgrößen bestimmt. In Abhängigkeit von der Filmqualität, der Filmlagerung, der verwendeten Filter, des Wetters (Lichtverhältnisse, Dunst o.ä.) und der Tageszeit (Sonnenstand => Schatten) kann es bekanntlich von Bildflug zu Bildflug zu sehr unterschiedlichen Farben (rot, grün, blau), unterschiedlicher Schärfe und unterschiedlicher Bildhelligkeit kommen.

Aufgrund dieser z.Zt. noch ungenügenden Standardisierung des Bildmaterials wurden für jeden Bildflug eigene Interpretationsschlüssel erarbeitet.

Neben einem Vergleich des jeweils vorliegenden Bildmaterials mit bekannten Bildqualitäten wurden zur zeitnahen terrestrischen Gegenkontrolle die Vitalitätsanspracheergebnisse der zur Zeit oder kurz nach der Befliegung aufgenommenen Dauerbeobachtungsflächen des Sondermeßprogramms Wald herangezogen. Aus diesem großen Kollektiv von Einzelbäumen, für die eine einheitliche Vitalitätsansprache von hoher Qualität vorlag, wurde eine repräsentative Anzahl terrestrisch besonders sicher ansprechbarer Bäume als Maßstab für eine Aufschlüsselung von luftbildsichtbaren Kriterien herangezogen, die nach Farbe, Struktur und Textur bestimmten Schadsymptomen entsprechen.

Gearbeitet wird z.Zt. mit Schlüsseln für Fichte und Buche während Interpretationsschlüssel für Kiefer und Eiche noch in der Entwicklung sind.

7.4 Spezielle Fragen der Schadsymptomatik

Am Beispiel der Fichte soll eine bei der Arbeit mit den Luftbildern aufgefallene Besonderheit in der Gegenüberstellung von terrestrischer

Aufnahme und dem entsprechenden Ausschnitt aus dem Luftbild erläutert werden.

Wie allgemein bekannt ist, wird eine vitale Fichte ohne Schadmerkmale (Stufe 0) im IRC-Luftbild gleichmäßig violettrot bis rostrot und mit einer dicht geschlossenen Krone abgebildet, während sich eine geschädigte Fichte mit hohem Nadelverlust (Stufe 3) dagegen grau-grün und mit stark aufgelockerter bis aufgelöster Struktur (Endstadium der "Sternchenstruktur") darbietet.

Häufig erscheinen Farbaufhellungen an mehr oder weniger dichten Fichtenkronen auch als rot-weiße Marmorierung oder als scharf abgegrenzte kompakte weisse Teilbereiche. Hierbei handelt es sich dann nicht um Nadelverluste, sondern um Nadelverfärbungen, die i.d.R. als Vergilbung der älteren, oberliegenden Nadeljahrgänge auftreten. Diese Nadelvergilbung, die in 3 Stufen (0-25%, 26-60%, 61-100% der vorhandenen Nadelmasse) erhoben wird, führt in den Vergilbungstufen 2 und 3 zur Schadstufenerhöhung.

Auswertungsprobleme traten bei zahlreichen Bäumen auf, die im IRC-Luftbild ebenfalls eine mehr oder weniger deutliche oder beginnende Marmorierung in Form punktueller Farbaufhellung zeigen, bei der terrestrischen Gegenkontrolle jedoch weder Nadelverluste noch Nadelverfärbungen aufweisen. Diese Fehleinschätzung wurde durch das spezielle Reflexionsverhalten Zapfen tragender Bäume hervorgerufen, deren Zapfenbüschel wie totes Gewebe reflektieren. Durch spezielle Nachforschungen an Bäumen, die sowohl Vergilbung als auch starken Zapfenbehang aufweisen, konnten befriedigende Differenzierungsmöglichkeiten gefunden werden.

Erstens sind Zapfenbüschel bei stereoskopischer Betrachtung i.d.R. im Wipfelbereich und damit über den im "Sub-top"-Bereich befindlichen Vergilbungspartien auszumachen und zweitens sind die Zapfenbüschel im IRC-Luftbild als kleine, die (auf Vergilbung beruhende) Marmorierung überstrahlende cremefarbene Leuchtpunkte abgebildet.

Diese Leuchtpunkte sind von geübten Luftbildinterpreten unter dem Stereoskop (Wild Aviopret APT 1) und bei entsprechender Bildqualität im Maßstab 1 : 4000 (und größer) mehr oder weniger gut zu erkennen, im Maßstab 1 : 5000 dagegen schon seltener.

7.5 Vergleich Luftbildauswertung - terrestrische Aufnahme

Die Auswertung der IRC-Punktbefliegungen 1984 und 1985 ist für die Fichte abgeschlossen und führte zu folgender Schadstufenverteilung:

Tab. 17: Schadstufenvergleich IRC-Luftbild / terrestrische Aufnahme

Fichte		Schadstufen (%)				
		0	1	2	3	4
BFL. R-P						
IRC-Luftbilder	1984	37,7	58,4	3,7	0,2	-
terrestr. Aufn.	1984	53,8	42,8	3,1	0,3	-
IRC-Luftbilder	1985	26,3	64,4	8,9	0,4	-
terrestr. Aufn.	1985	43,3	50,9	5,3	0,5	-

Obwohl der Interpretationsschlüssel an Einzelbäumen des gleichen Kollektivs erarbeitet wurde, eilt das Luftbildergebnis der terrestrischen Aufnahme etwas voraus - eine Beobachtung, die durch veröffentlichte Inventurergebnisse aus Niedersachsen bestätigt wird. Auch in Bezug auf die intensiv untersuchten Dauerbeobachtungsflächen ist diese Differenz plausibel, da der Interpretationsschlüssel nicht am Durchschnittsergebnis der Beobachtungsflächen orientiert wurde. Sondern an besonders markanten Bäumen mit gesicherter und leicht überprüfbarer terrestrischer Aufnahme und typischer Schadsymptomatik.

Die im Luftbild bessere Kroneneinsicht bewirkt außerdem, daß Bäume, die bei der terrestrischen Aufnahme als Grenzbäume betrachtet und daher nach dem "Vorsichtsprinzip" in die gesündere Schadstufe eingereiht wurden, im Luftbild der jeweils höheren Schadstufe zugeteilt werden.

An einzelnen Bäumen ist jedoch auch der umgekehrte Fall vorgekommen, daß starke Nadelverluste im Luftbild nicht sichtbar waren. Dies trifft v.a. auf dicht verzweigte Bürstenfichten mit von unten nach oben weit fortgeschrittener Entnadelung zu, die jedoch ringsum noch von einem zwar dünnen, aber geschlossenen Mantel grüner Zweige mit allenfalls zwei oder drei Nadeljahrgängen umhüllt, innen jedoch vollkommen hohl sind. In diesem Fall ist die Schadsymptomatik vom Boden aus wesentlich besser zu erkennen als im Luftbild.

Da Nadelvergilbungen vorwiegend auf der Astoberseite auftreten und terrestrisch selbst bei gewissenhafter Aufnahme v.a. im Anfangsstadium gelegentlich nicht wahrnehmbar sind, hat die IRC-Luftbildauswertung auch hier einen gewissen Schadensvorsprung. Wie die folgende Tabelle der ausgewerteten Fichten-Beobachtungsflächen zeigt, ist die Differenz zwischen den beiden Aufnahmen jedoch wesentlich geringer als bei der Schadstufenverteilung.

Tab. 18: Vergilbungsstufenvergleich IRC-Luftbild / terrestrische Aufnahme

Fichte BFL. R-P		Vergilbungsstufen (%)			
		0	1	2	3
IRC-Luftbilder	1984	78,6	19,8	1,5	-
Terrestr. Aufn.	1984	88,1	9,9	2,0	-

IRC-Luftbilder	1985	63,2	33,2	3,4	0,2
Terrestr. Aufn.	1985	85,5	11,8	2,6	0,1

Da erst ab der Vergilbungsstufe 2 eine Schadstufenerhöhung vorgenommen wird, kann davon ausgegangen werden, daß es aufgrund dieses Symptoms zu keiner Fehleinschätzung im Luftbild kommen kann. Etwas weniger sicher ist die Erkennung Zapfen tragender Bäume. Aber das Vorhandensein oder Nichtvorhandensein starken Zapfenbehangs konnte immerhin an ca. 60% der Bäume richtig erkannt werden. Nicht erkannt wurde es v.a. an Bäumen mit wenigen Zapfen und gelegentlich an Bäumen mit starker Vergilbung. Wenige Zapfen nicht zu erkennen, ist sicher unerheblich, denn sie tragen dann auch so wenig zur Marmorierung bei, daß eine Überschätzung des Vergilbungsanteils nicht zu befürchten ist. Das gleiche gilt, wenn ein Baum aufgrund starker Vergilbung ohnehin schon in eine hohe Vergilbungsstufe eingestuft und somit in der Schadstufe erhöht wurde.

7.6 Wertung und Ausblick

Die IRC-Befliegung von Waldgebieten ist eine sehr elegante und schnell durchzuführende Methode, ein Höchstmaß an Geländeinformationen dauerhaft zu dokumentieren.

Die Interpretation des Informationsgehaltes von IRC-Luftbildern mit dem Ziel der Waldschadensinventur ist jedoch sehr aufwendig und noch nicht abschließend entwickelt. Die auf Farb- oder Texturunterschieden beruhende Erkennung von geschädigten Baumindividuen gegenüber gesunden Nachbarbäumen bedarf einer aufwendigen terrestrischen Gegenkontrolle. Die Genauigkeit der Bildauswertung hängt vom Aufnahmemaßstab, der Witterung am Aufnahmetag und den spezifischen Lichtverhältnissen ab. Und für die Interpretation unerlässlich ist der Sachverstand des Forstmannes, der zwischen baumspezifischen Merkmalen und Schadenssymptomen unterscheiden kann.

Eine automatisierte Auswertung scheint in der derzeitigen Entwicklungsphase noch nicht möglich.

In Rheinland-Pfalz ist beabsichtigt, weitere Erkenntnisse hinsichtlich der Schädssymptomatik und deren Erkennbarkeit im Luftbild zu sammeln und die Luftbildinterpretation weiter zu differenzieren. Die Interpretationsschlüssel sollen in Zusammenarbeit mit den anderen Forstlichen Versuchsanstalten und wissenschaftlichen Instituten fortentwickelt werden, mit dem Ziel, gesicherte Aussagen über die Dynamik der Waldschäden zu ermöglichen.

8. Zusammenfassung der wichtigsten Erkenntnisse

Immissionsbelastung der Waldgebiete

- Die Jahresmittelwerte der Schwefeldioxidkonzentrationen bei den Waldstationen liegen in der Größenordnung um $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und damit etwa bei 60 % der in den Belastungsgebieten Mainz und Ludwigshafen gemessenen Konzentrationen.
- Die Kurzzeitwerte (95 %-Werte der Meßwerteverteilung) der Schwefeldioxidkonzentrationen in den Waldgebieten erreichen und übersteigen dagegen mit Werten von 85 bis $155 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zum Teil die entsprechenden Werte aus den Belastungsgebieten. Aufgrund dieser Ergebnisse sind die Waldregionen nicht mehr als sogenannte "Reinluftgebiete" anzusehen.
- Unerwartet hohe SO_2 -Spitzenwerte treten in den Waldgebieten vor allem bedingt durch Ferntransport aus östlich gelegenen Industriebereichen auf. In solchen Ferntransportepisoden liegen die Schwefeldioxidkonzentrationen häufig über den entsprechenden Werten der Ballungsräume. Daraus folgt, daß die Reduzierung der SO_2 -Emissionen europaweit erfolgen muß.

- Die regionale Struktur der Belastungsintensität von SO_2 und NO_2 kann sich von Jahr zu Jahr verschieben. Die Einflüsse nahegelegener Emissionsräume zeigen sich vor allem bei den Stickoxidkonzentrationen.
- Die gemessenen SO_2 -Konzentrationen erreichen und überschreiten die vom Verband-Forstlicher Versuchsanstalten zum Schutze des Waldes für Extremstandorte vorgeschlagenen Grenzwerte. Die Kurzzeitwerte liegen zum Teil auch über den für Normalstandorte vorgeschlagenen Grenzen.
- Beim gegenwärtigen Kenntnisstand ist in exponierten Kammlagen der Mittelgebirgen eine Waldgefährdung durch Schwefeldioxidimmissionen sehr wahrscheinlich. Bei standörtlich günstigeren Verhältnissen besteht die Gefahr einer Prädisposition für Sekundärschäden.
- Die in den rheinland-pfälzischen Waldgebieten gemessenen Stickstoffmonoxid- und Stickstoffdioxidkonzentrationen liegen wesentlich niedriger als in den Belastungsräumen und in der Regel sehr deutlich unter den Grenzwerten für diese Luftverunreinigungen.
- Eine Waldgefährdung durch unmittelbare Stickoxideinwirkungen alleine ist wenig wahrscheinlich. Allerdings sind mögliche Synergismen zu bedenken. Besonders bedeutsam sind die Stickoxide als Vorläufersubstanzen von Säuren und Photooxidantien.
- Die Ozonkonzentrationen an den Waldstationen liegen im Jahresmittel mit Werten von 43 bis $78 \mu\text{g}/\text{m}^3$ etwa doppelt so hoch wie die entsprechenden Werte aus den Stadtstationen. Die höhergelegenen industriiefernen Waldstationen weisen dabei deutlich höhere Werte auf als die industrienäheren Waldstationen.
- Bei Ozon kommt vor allem den kurzzeitigen Spitzenwerten besondere Bedeutung zu.
- Die vom Umweltbundesamt vorgeschlagenen und die in der Schweizerischen Luftreinhalteverordnung enthaltenen Grenzwerte für Ozonkonzentrationen werden in Rheinland-Pfalz sehr deutlich überschritten.

Allerdings sind erhebliche Diskrepanzen zwischen den Schwellenwertüberschreitungen bei unterschiedlich empfindlichen Baumarten und dem Ausmaß der Schäden bei den verschiedenen Baumarten auffällig.

- Es ist wahrscheinlich, daß Ozon vor allem in Kombination mit anderen Luftschadstoffen bzw. mit den im Niederschlags- und Nebelwasser vorhandenen Säuren schädigend wirkt.

Depositionsbelastung der Waldökosysteme

- Bereits das auf Freiflächen und auf die Baumkronen fallende Niederschlagswasser enthält in erheblichem Umfang Luftverunreinigungen, vor allem versauernd wirkende Komponenten.
- Bei der Versauerung des Niederschlagswassers sind das Schwefeldioxid mit etwa zwei Drittel, die Stickoxide mit etwa einem Drittel beteiligt. Chlorwasserstoff trägt nur in emittenten-nahen Räumen zur Versauerung bei.
- Unter Waldbeständen sind die Stofffrachten gegenüber den Freiflächen deutlich erhöht. Dies ist vor allem auf die Ausfilterung von Luftverunreinigungen durch die Baumkronen, bei einigen Elementen auch auf Pflanzenauswaschung zurückzuführen.
- Durch Austauschvorgänge zwischen den Blatt/Nadelinhaltsstoffen und den im Benetzungswasserfilm enthaltenden Luftverunreinigungen werden aus den Vegetationsorganen Nährstoffe ausgewaschen. Hierdurch können Nährstoffmangelsituationen und vor allem - bei Berücksichtigung des depositionsbedingt überreichlichen Stickstoffangebots - Nährstoffungleichgewichte entstehen.
- Die immissionsbedingte Säurebelastung der untersuchten Waldökosysteme lag in den beiden Meßjahren mit 1,5 bis 4 kmol Hydroniumionenaquivalenten weit über der Pufferrate durch Silikatverwitterung ($0,2$ bis $0,5 \text{ kmol} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$).
- Bei langanhaltender Säurebelastung in dieser Größenordnung ist daher mit einer fortschreitenden Bodenversauerung zu rechnen. Als Konsequenz ist eine grundlegende Destabilisierung der Waldökosysteme zu erwarten.

- Um ein Fortschreiten der Bodenversauerung zumindest zu bremsen, sind Kompensationskalkungen dringend erforderlich. Falls die Emissionen der Säurevorläufer, vor allem Schwefeldioxid und Stickoxide nicht drastisch gesenkt werden, müssen die Kalkungen im Laufe einer Umtriebszeit mehrmals wiederholt werden.

Vitalitätsüberwachung auf Dauerbeobachtungsflächen

- Auf den 28 Fichtenbeobachtungsflächen hat sich der Anteil gesunder Bäume von 46 % im Frühjahr 1983 auf 33 % im Frühjahr 1986 verringert.
- Auf 8 bereits im Herbst 1982 erstmalig bonitierten Fichten-Beobachtungsflächen zeigte sich im Verlaufe des Winters 1982/83 ein sehr deutlicher Schadensschub. Der Anteil gesunder Bäume ging im Verlaufe des Winters von 75 % auf 43 % zurück.
- Die Herbstaufnahmen zeigen aufgrund der Anlage neuer Triebe in der Vegetationszeit regelmäßig einen besseren Vitalitätszustand als die Fröhjahrsaufnahmen.
- In den Fichtenbeobachtungsflächen stehen stärker geschädigte Bäume neben weniger stark geschädigten oder gesunden Bäumen.
- Vorherrschende Fichten weisen deutlich höhere Nadelverluste auf als herrschende oder mitherrschende.
Diese Beobachtung ist ein Indiz für Luftschadstoffe als Schadensursache, da die vorherrschenden Bäume aus dem Kronendach des Hauptbestandes herausragen und daher stärker den Luftschadstoff-Massenflüssen ausgesetzt sind.
- Die stärkere Schädigung der vorherrschenden Bestandesglieder kann langfristig eine ungünstige Veränderung der Konkurrenzverhältnisse nach sich ziehen. Hierdurch werden waldbaulich-ökologische Zielsetzungen gefährdet.
- Ein Absterben von Bäumen, das auf den Einfluß von Luftschadstoffen zurückgeführt werden könnte, ist auf den Fichtenbeobachtungsflächen bislang nicht aufgetreten. Bisherige Ausfälle waren vor allem auf Sturmwurf zurückzuführen.
- Die im Sommer 1984 erstmalig bonitierten 6 Kiefern-Beobachtungsflächen zeigten von 1984 bis 1986 eine Vitalitätsverbesserung.

Allerdings liegt der Anteil gesunder Bäume auch 1986 nur bei 33 %.

- Auf den 8 Buchen- und 4 Eichen-Beobachtungsflächen wurde von der Erstbonitierung im Sommer 1984 bis zum Sommer 1986 eine Vitalitätsverschlechterung festgestellt. Bei der Buche ging der Anteil gesunder Bäume von 57 % auf 43 %, bei der Eiche von 75 % auf 66 % zurück.

Vitalitätsüberwachung mit IRC-Luftbildverfahren

- IRC-Luftbildverfahren sind in besonderem Maße geeignet, Schäden im Kronenraum der Bäume zu erfassen und objektiv jederzeit nachprüfbar zu dokumentieren.
- Vitalitäts-Ansprachen aus Luftbildern ergaben signifikant stärkere Schäden als die terrestrische Bonitierung. Dies kann vor allem mit der besseren Kroneneinsicht aus dem Luftbild erklärt werden.
- Fortentwicklungen der Interpretationsschlüssel unter vermehrter Berücksichtigung von gestaltsabhängigen Merkmalen gegenüber den Farbmerkmalen lassen ein praktikables und treffsicheres Fernerkundungsverfahren für Vitalitätsminderungen an Waldbäumen erwarten.

9.

Ausblick

Die bisherigen Untersuchungsergebnisse des Sondermeßprogramms Wald ermöglichen eine erste Situationsbeschreibung der Belastung der rheinland-pfälzischen Waldökosysteme durch Luftverunreinigungen. Darüberhinaus konnten geeignete Methoden zur Ansprache und Bonitierung der Schäden an den Waldbäumen entwickelt und in der Praxis erprobt werden. Anhand der in allen Landes- teilen eingerichteten Dauerbeobachtungsflächen wurden erste Erkenntnisse über die Entwicklung und Struktur der Schäden gewonnen.

Eine umfassende Interpretation der Ergebnisse ist jedoch wegen des noch zu kurzen Meß- und Beobachtungszeitraumes zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht möglich. Zur Beschreibung der "typischen" Immissionsbelastung rheinland-pfälzischer Waldgebiete sind vor allem wegen der von Jahr zu Jahr sehr unterschiedlichen Witterungsbedingungen langjähriger Meßreihen sowohl der gasförmigen Immission als auch der Stoffdeposition erforderlich. Bei den Immissionsmessungen stehen die für eine quantitative Abschätzung der Immissionsbelastung dringend erforderlichen Massenflußberechnungen noch aus. Ferner ergaben die Meßdatenauswertungen, daß die Immissionssituation des Pfälzerwaldes mit den vorhandenen Meßeinrichtungen nicht ausreichend erfaßt werden konnte. Bei der Auswertung der Depositionsmessungen ergab sich, daß eine umfassende Interpretation der Daten nur über die Erstellung von Stoffbilanzen möglich ist.

Um diese Lücken im Sondermeßprogramm Wald abzudecken, wurden im Rahmen des forstlichen Ökoprogramms ergänzende und weiterführende Untersuchungen eingeleitet. So wurde im Februar 1987 eine weitere ZIMEN-Station im Pfälzerwald (Forstamt Merzalben) in Betrieb genommen. Zwei Depositionsmeßstationen wurden 1986 um weitere Meßeinrichtungen vor allem zur Erfassung des Stoffaustrags mit dem Sickerwasser ergänzt, um eine Gesamtbilanzierung der Stoffflüsse im Ökosystem zu ermöglichen. Darüberhinaus wurden folgende Begleituntersuchungen an Dauerbeobachtungsflächen begonnen, die insbesondere eine Überwachung des Gesamtökosystems - nicht nur der aufstockenden Bäume - ermöglichen sollen:

- Langzeitbeobachtung der Waldbodenvegetation,
- Erhebung der Flechtenbesiedlung,
- Erhebungen zur Beteiligung von Pilzen und Insekten am Blatt/Nadelstreufall,
- chemische und morphologische Humusuntersuchungen.

Die Immissions- und Wirkungsmeßprogramme des Sondermeßprogramms Wald sind ein wesentliches Instrument der Wirksamkeitskontrolle von Emissionsminderungsstrategien. Nur mit Hilfe von Erhebungen in den betroffenen Waldökosystemen selbst, kann auf lange Sicht überprüft und gemessen werden, ob und in welchem Umfang die ergriffenen Maßnahmen tatsächlich eine Entlastung für die Waldökosysteme bewirken.

Desweiteren liefern die begonnenen Meß- und Beobachtungsprogramme unerläßliches Grunddatenmaterial für darauf aufbauende Untersuchungen zur weiteren Ursachenermittlung der Walderkrankung. Eine Fortsetzung der Untersuchungsvorhaben ist daher zumindest so lange unabdingbar, als eine deutliche Verbesserung des derzeit besorgniserregenden Vitalitätszustandes der Waldökosysteme nicht erkennbar wird.

10. Berichte und Veröffentlichungen aus dem SMW

1. DÜSSEL, V. (1985):
Neuartige Waldschäden und Stand der Forschung
Allgemeine Forstzeitschrift Nr.25/26, S. 632-634
2. FRAUDE, H.-J., SOMMER, U., HEIDINGSFELD, N. (1985):
Ergebnisse der Schadansprache auf den Beobachtungsflächen des Sondermeßprogramm Wald.
Allgemeine Forstzeitschrift Nr. 25/26, S. 626-628
3. HEIDINGSFELD, N. (1986):
Nutzung von Infrarot-Color-Luftbildern zur Ermittlung von Waldschäden in Rheinland-Pfalz.
Der Forst- und Holzwirt Nr. 16, S. 430-433
4. LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ UND GEWERBEAUF SICHT (1984):
Sondermeßprogramm Wald (SMW) - Bericht über Immissionsmessungen 1983/84, S. 37.
Herausgeber: Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht
Abt. 3: Meßinstitut für Immissions- Arbeits- und Strahlenschutz, Rheinallee 97 - 101, D-6500 Mainz
5. 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 Strahlenschutz, Rheinallee 97 - 101, D-6500 Mainz

6. MÜHLHAUS, B. (1985):

Sondermeßprogramm Wald - Konzeptkosten, Entwicklungstendenzen-
Allgemeine Forstzeitschrift Nr. 25/26, S. 656-658

.....