

Rheinland-Pfalz
Ministerium für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten

Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt, Rheinland-Pfalz,
Schloß, D-6751 Trippstadt

Telefon 06306 / 8311

Telefax 06306 / 2821

Nr. 17/91

J. Block, O. Bopp, M. Gatti, N. Heidingsfeld, R. Zoth

**Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln
und Waldböden in Rheinland-Pfalz**

ISSN 0931-9662

1911

1911

1911

1911

1911

1911

VORWORT

In den letzten Jahren wurde zunehmend deutlich, daß Luftverunreinigungen nicht nur die Vegetationsorgane der Waldbäume schädigen, sondern erhebliche Veränderungen im ökochemischen Zustand der Waldböden und der Nährstoffversorgung der Bäume bewirken. Der vorliegende Bericht ergänzt daher die bislang nur auf den Kronenzustand ausgerichteten Waldschadenserhebungen um eine landesweite Stichprobenerhebung zum chemischen Bodenzustand und zur Ernährungssituation der Waldbäume.

Im Kern der vorliegenden Untersuchung stand ein von der Europäischen Gemeinschaft gefördertes Forschungsvorhaben (Nr. 88 60 DL 006.0). Für diese Unterstützung bedanken wir uns ganz besonders.

Das aufwendige Projekt wäre ohne die zuverlässige Hilfe vieler Kolleginnen und Kollegen nicht zu leisten gewesen. Neben den Aufnahme- und Kontrollteams der jährlichen Waldschadenserhebung haben vor allem die Forsting. (FH) H. Fritz und R. Streicher, die Forstberater Amberger, Marx und Staap, Völklingen, Ass. d. Fd. E. Beutel, Forst/Ökologie-Service-Büro Hütschenhausen, Ass. d. Fd. M. Heupel, Fa. OIKOS Göttingen und Ass. d. Fd. E. Lorie, Silvas Consult Hönningen, bei der ausgesprochen verantwortungsvollen Felderhebung und Gewinnung der Nadel- und Bodenproben mitgewirkt.

Die chemischen Analysen wurden in bewährter Sorgfalt in der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer (Laborleiter: Dr. E. Koch) und im Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen (Laborleiter: Dr. N. Lamersdorf) durchgeführt. Herr R. Butz-Braun, Büro für geologische und bergbautechnische Beratung in Rauschholzhausen, zeichnete für die Mineralanalysen verantwortlich.

Ihnen allen sei für ihre solide und zuverlässige Auftragserfüllung, für die vertrauensvolle Zusammenarbeit und ihren persönlichen Einsatz herzlich gedankt. In der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz gilt unser Dank Herrn U. Jung für die Programmierung des umfangreichen EDV-Pakets sowie den beteiligten Mitarbeitern der Abteilung Waldschutz für ihre engagierte Hilfe bei allen anfallenden Arbeiten.

Trippstadt, im Oktober 1991

Die Verfasser

INHALTSVERZEICHNIS

	Seite
ÜBERSICHT	7
ABSTRACT	8
1 ZIELE	9
2 MATERIAL UND METHODEN	11
2.1 Erhebungsraster	11
2.2 Kronenzustandserhebung	17
2.2.1 Terrestrische Waldschadenserhebung	17
2.2.2 Quantitative Zweigbonituren	19
2.3 Nadelanalysen	21
2.3.1 Probengewinnung	21
2.3.2 Einflußfaktoren	23
2.4 Bodenzustandserhebung	25
2.4.1 Feldaufnahmen und Probengewinnung	25
2.4.2 Probenaufbereitung und Analyse	27
2.4.2.1 Humusproben	27
2.4.2.2 Mineralbodenproben	28
2.5 Abstimmung der Analyseverfahren	29
2.6 Probendauerlager	30
2.7 Datenmanagement	30
2.7.1 Datenstrom	31
2.7.2 Systemdatenbank	32
2.7.3 Datenweiterverarbeitung	35

3	ERGEBNISSE	38
3.1	Darstellungsform der Ergebnisse	38
3.2	Kronenzustand der Bäume	40
3.2.1	Terrestrische Waldschadenserhebung	40
3.2.2	Quantitative Zweigbonituren	43
3.3	Nähr- und Schadstoffgehalte in Fichten- und Kiefernadeln	50
3.3.1	Nährstoffversorgung	51
3.3.1.1	Stickstoff (N)	51
3.3.1.2	Phosphor (P)	54
3.3.1.3	Kalium (K)	57
3.3.1.4	Calcium (Ca)	59
3.3.1.5	Magnesium (Mg)	62
3.3.1.6	Spurennährstoffe (Mn, Fe, Cu, Zn)	66
3.3.1.7	Natrium (Na), Silizium (Si)	71
3.3.1.8	Aluminium (Al)	71
3.3.2	Schadstoffbelastung	72
3.3.2.1	Schwefel (S)	72
3.3.2.2	Chlor (Cl)	75
3.3.2.3	Schwermetalle (Pb, Cd)	77
3.4	Waldbodenzustand	80
3.4.1	Humuszustand	80
3.4.2	Mineralbodenzustand	89
3.4.2.1	Ausgangssubstrate der Bodenbildung	89
3.4.2.2	pH-Werte und Pufferbereiche	92
3.4.2.3	Kationenaustauschkapazität und Austauschbelegung	102
3.4.2.4	Kationen- und Anionengehalte im wässrigen Bodenextrakt	123
3.4.3	Nährstoffvorräte	134
3.4.4	Mineralgehalte und Tonmineralzustand	142

4	DISKUSSION	148
4.1	Methodische Probleme	148
4.1.1	Validität des Stichprobenverfahrens	148
4.1.2	Erfahrungen bei Schadansprache, Probengewinnung, Analyse und Datenauswertung	152
4.2	Zustand der Waldökosysteme	156
4.2.1	Versauerung und Nährelementengpässe im Waldboden	157
4.2.2	Risiken für das Quell- und Grundwasser	163
4.2.3	Streßsituation der Waldbäume	165
5	AUSBLICK	170
6	ZUSAMMENFASSUNG	171
7	SUMMARY	176
	VERZEICHNIS DER TABELLEN, ABBILDUNGEN UND KARTEN	181
	LITERATURVERZEICHNIS	187
	ANHANG	198
1	Aufschluß- und Analyseverfahren sowie Muster der rasterpunktbezogenen Zusammenstellung der Unter- suchungsbefunde	199
2	Spanne und Perzentilgrenzen der Summenhäufig- keitsverteilungen der nadelanalytischen und bodenchemischen Untersuchungsbefunde	215

ÜBERSICHT

Der vorliegende Bericht enthält die wesentlichen Ergebnisse einer landesweiten Stichprobenerhebung zum Kronenzustand, zum chemischen Bodenzustand und zur Nährstoffversorgung rheinland-pfälzischer Waldökosysteme. An 143 systematisch über das Land Rheinland-Pfalz verteilten Aufnahmepunkten der terrestrischen Waldschadenserhebung wurden der Kronenzustand bonitiert sowie Nadel- und Bodenproben gewonnen und analysiert. Anhand der Untersuchungsbefunde wird der gegenwärtige Zustand des Waldes in Rheinland-Pfalz beschrieben und die Sensitivität der Waldökosysteme gegenüber anhaltenden Immissionseinwirkungen abgeschätzt.

Für die Nadel- und Bodenanalysen sind jeweils die Spanne sowie die 15-, 35-, 65- und 85-Perzentile der Summenhäufigkeitsverteilung angegeben, die als Einhängerrahmen zur Beurteilung von Einzelergebnissen dienen. Eine Fülle von Übersichtskarten erlaubt Einblicke in die regionale Verteilung der wesentlichsten Schadenscharakteristika und ökochemischen Kennwerte und zeigt regionale Schadensschwerpunkte sowie Bereiche mit besonders gefährdeten Waldböden auf.

Eine besondere Stresssituation für die Waldbäume stellt der verbreitet niedrige Magnesiumgehalt der Nadeln dar, der sich zudem von 1983 bis 1989 weiter verschärft zu haben scheint. Dagegen ist die Schadstoffbelastung der Nadeln mit Schwefel seit 1983 tendenziell rückläufig.

Etwa 70 % der untersuchten Böden sind stark bis sehr stark versauert. Im Hauptwurzelraum liegt die Basensättigung dann unter 20 %, zum Teil bereits auch unter 10 % der Austauschkapazität. Ein Drittel der Standorte ist akut durch Säure- oder Aluminiumtoxizität und Nährstoffengpässe gefährdet. Die Fähigkeit dieser Ökosysteme, zukünftige Belastungen z.B. durch Luftschadstoffeinträge ohne bleibende Ökosystemschäden zu verkraften, ist nur sehr gering. Häufig befindet sich mehr als die Hälfte des bereits knappen Magnesiumvorrates in der Humusaufgabe. Dies erfordert äußerst humusschonende waldbauliche Maßnahmen. Als Schutz vor weiteren Bodenversauerungen durch Säureeinträge werden Bodenschutzkalkungen dringend empfohlen.

An etwa zwei Dritteln der untersuchten Standorte liegt die "Versauerungsfront" unterhalb des Hauptwurzelbereiches der Bäume. Auf Böden mit kalkfreiem und silikatarmen Untergrund ist eine Gefährdung des Grund- und Quellwassers nicht mehr auszuschließen.

ABSTRACT

This report presents the most important results of a representative, state-wide assessment of crown condition, chemical soil status and the nutrient supply of forest ecosystems in Rheinland-Pfalz. At 143 sample points of the terrestrial forest damage survey, which are distributed in a systematic grid over the state of Rheinland-Pfalz, the crown condition was assessed and needle and soil samples were taken. The results are used for describing the present state and the sensitivity of forest ecosystems to ongoing air pollution impacts.

For the needle and soil analyses the span and the 15-, 35-, 65- and 85-percentils were calculated serving as an evaluation frame for single results.

Survey maps show the regional distribution of the most important nutrients and toxic agents. They also inform about the centres of damage and areas with soils that are particularly endangered.

A special stress situation for trees is induced by the low concentration of Mg in needles, which seems to have even become worse from 1983 to 1989. In contrast, the measurements of S in needles show a tendency toward lower contamination in comparison with data of 1983.

About 70 % of the investigated soils are severely to very severely acidified.

In the main rooting zone of these soils the base-saturation is less than 20 %, partly even less than 10 % of the exchange capacity.

One third of all sites is acutely threatened by acid- or aluminium toxicity. The capacity of these ecosystems to stand an ongoing deposition of air pollutants without lasting damages is very limited. At 50 percent of the grid points more than half of the Mg-content is in the humus layer. So all silvicultural measures have to preserve the humus layer as carefully as possible.

Liming is strongly recommended as protective measure against ongoing soil acidification.

At about two thirds of the investigated sites the "acidification horizon" is below the main rooting zone of the trees. Thus, a real danger for the ground- and spring water cannot be excluded.

1 ZIELE

Eine gezielte Steuerung von Maßnahmen zur Erhaltung oder Wiederherstellung gesunder und leistungsfähiger Waldökosysteme erfordert repräsentative Informationen über den gegenwärtigen Zustand und die Belastung der Wälder. Derartige Informationen können vor allem aus landesweiten Stichprobenerhebungen gewonnen werden. Eine solche Stichprobenerhebung wurde bereits Ende der 70er Jahre in Nordrhein-Westfalen unter der Bezeichnung Immissionsökologische Waldzustandserhebung (IWE) entwickelt (KNABE 1983). Die IWE ermöglicht eine Einschätzung der Immissionsbelastung der untersuchten Waldökosysteme mit Hilfe von sensitiven und akkumulierenden Bioindikatoren (Anzahl der Nadeljahrgänge bei Fichte, Flechtenbesiedelung an Baumstämmen, Schadstoffgehalte in Fichtennadeln). Im Jahr 1983 wurde die IWE bundesweit in einem 8 x 8-km-Raster durchgeführt. Die Ergebnisse der Schadensinventur und der Bioindikation mit Hilfe von Zweig- und Flechtenbonitierungen aus Rheinland-Pfalz finden sich in HEIDINGSFELD u.a. (1985). Die Auswertung der Nadelanalysen in den Ländern und durch eine Arbeitsgruppe beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten zeigte jedoch methodische Probleme vor allem wegen eingeschränkter Harmonisierung der Probenahmen und der Analyseverfahren auf, die eine vergleichbare Interpretation erst nach beträchtlichen Standardisierungsbemühungen ermöglichten (KNABE u.a. 1988). Zudem machte die IWE, wie auch die intensive Waldschadensforschung der letzten Jahre, deutlich, daß eine umfassende Abschätzung der Belastung und Gefährdung von Waldökosystemen nur möglich ist, wenn die Erhebungen nicht auf den Kronenzustand beschränkt werden, sondern vor allem auch Nadel- und Bodenanalysen beinhalten. So kommt dem Boden als wesentlichster Senke luftgetragener Schadstoffe eine Schlüsselrolle im Hinblick auf die Belastung von Waldökosystemen durch Luftverunreinigungen zu. Der Eintrag von Luftverunreinigungen in den Waldboden kann bereits zu gravierenden Veränderungen des chemischen Bodenzustandes führen, bevor diese Einflüsse auf den Kronenzustand und die Nährelementversorgung der Nadeln durchschlagen.

Zielsetzung dieses Projektes war es daher, aufbauend auf diesen Erkenntnissen und den Erfahrungen aus der IWE 1983 und den jährlichen terrestrischen Waldschadenserhebungen für das Land Rheinland-Pfalz ein Kataster aufzubauen, daß eine Kronenzustandserhebung, eine Erhebung der Nähr- und Schadstoffgehalte in den Vegetationsorganen der Bäume und eine Bodenzustandserhebung in örtlicher, zeitlicher und inhaltlicher Hinsicht integriert.

Dieses Kataster soll Informationen bereitstellen

- zur Einschätzung der Immissionsbelastung und Waldgefährdung durch Luftverunreinigungen,
- über die Nährstoffversorgung der Waldbäume und die Nährstoffvorräte im Waldboden,
- über den aktuellen Zustand der Baumkronen und Waldböden,
- zur Einschätzung von Gefahren für jetzige und zukünftige Waldgenerationen aus dem derzeitigen Bodenzustand und bei fortschreitender Bodenversauerung,
- zur Einschätzung von Risiken für die Qualität des Grund- und Quellwassers
- über regionale Schadensschwerpunkte und Regionen mit besonders versauerungsgefährdeten Waldböden.

Das Kataster war großräumig für das gesamte Landesgebiet Rheinland-Pfalz anzulegen. Die vom Kataster bereitgestellten Informationen können so als Grundlage für eine gezielte, landesweite Steuerung von notwendigen Maßnahmen zur Erhaltung oder Wiederherstellung leistungsfähiger Waldökosysteme mit gesunden Waldböden dienen. Darüberhinaus soll das landesweite Kataster die Übertragbarkeit von Ergebnissen der an wenigen Standorten durchgeführten Waldschadensforschung auf größere Waldflächen ermöglichen. Die Analysenergebnisse sollen als Einhängerrahmen für die Beurteilung von Einzelergebnissen von Boden- und Nadelanalysen im Rahmen der Standortskartierung oder anderen Untersuchungen verwendbar sein.

Ein großräumiges, möglichst flächenrepräsentatives Kataster kann aus Kosten- und Arbeitskapazitätsgründen in der Regel nur aufgrund einer Rastererhebung angelegt werden. Da in Rheinland-Pfalz bereits entsprechende Raster aus der IWE 1983 und der terrestrischen Waldschadenserhebung vorhanden sind und zu diesen Rastern sehr umfangreiche Informationen vorliegen, soll das beabsichtigte Kataster auf der Basis einer dieser bestehenden Raster aufgebaut werden. Ferner war das Kataster so anzulegen, daß eine periodisch wiederholte Aufnahme möglich wird, aus der sich Veränderungen der erfaßten Charakteristika erkennen lassen.

Wesentliche Teile des Katasters sollten als Beitrag des Landes Rheinland-Pfalz in die bundesweite "Bodenzustandserhebung im Wald -BZE-" (BML 1990) einfließen. Daher waren die in der Bund/Länderarbeitsgruppe "BZE" erarbeiteten Verfahrensvorschriften für die Rasteranlage, Probenahme, Analyse und Datenauswertung - soweit als für eine bundesweite Vergleichbarkeit der Ergebnisse erforderlich - zu berücksichtigen.

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 Erhebungsraster

Die Zielsetzung dieses Katasters, Informationen für eine gezielte Steuerung von praktischen Maßnahmen zur Erhaltung oder Wiederherstellung leistungsfähiger Waldökosysteme bereitzustellen, macht ein möglichst dichtes Stichprobenraster erforderlich. Dies wurde durch die angestrebte Datenfülle und den daraus resultierenden hohen Erhebungs- und Analysenaufwand pro Rasterpunkt allerdings stark begrenzt. Darüberhinaus war bei der Wahl des geeignetsten Stichprobenrasters auch zu berücksichtigen, welche bereits vorhandenen Datenquellen am besten in das zu erstellende Kataster integriert werden können. Dazu boten sich sowohl das 8 x 8-km-Raster der 1983 durchgeführten Immissionsökologischen Waldzustandserfassung (IWE '83) als auch verschiedene Teilmengen des bundesweiten 4 x 4-km-Rasters der terrestrischen Waldschadenserhebungen (TWE) an.

Das Raster der IWE '83 wäre hinsichtlich der Stichprobendichte und der möglichen Übernahme alter Nadelanalysen sicher sehr gut geeignet gewesen. Gegen dieses Raster sprach aber, daß die für eine systematische Stichprobe erforderliche Einheit von Sollmeßpunkt und Aufnahmebestand nicht eingehalten, sondern der nächstgelegene 40- bis 90jährige Fichtenbestand innerhalb eines Suchkreises von 4 km Radius aufgenommen worden war (HEIDINGSFELD u.a. 1985). Ferner sind auch die Daten der IWE-Schadensinventur nur bedingt brauchbar, da hierfür ausschließlich herrschende oder vorherrschende Fichten (mehr oder weniger willkürlich) ausgewählt wurden. Schließlich liegen vom IWE-Raster nur Daten eines Termins (Herbst 1983) vor.

Demgegenüber werden die Daten des 4 x 4-km-Rasters der terrestrischen Waldschadenserhebungen (TWE) als echte systematische Stichprobe punktscharf am Sollmeßpunkt und nach einem international anerkannten Stichprobendesign in Form eines aus 4 Sechs-Baum-Stichproben bestehenden Kreuztraktes erhoben (UN-ECE 1989). Eine

Aufnahme aller Stichprobenpunkte dieses 4 x 4-km-Rasters in das zu erstellende Kataster wäre angesichts des hohen Erhebungsaufwands pro Rasterpunkt weder organisatorisch noch ökonomisch realisierbar gewesen. Daher wurde geprüft, ob es eine etwa dem Stichprobenumfang der IWE '83 (113 Punkte in einem 8 x 8-km-Raster) entsprechende Teilmenge dieser TWE-Vollstichprobe gibt, die den mittleren Waldzustand des Waldes in Rheinland-Pfalz möglichst genau repräsentiert. Zur systematischen Vergrößerung des 4 x 4-km-Rasters auf 8 km Punktabstand stehen, je nach Startpunkt, vier Alternativen zur Verfügung. Keine dieser vier systematisch möglichen Teilmengen im 8 x 8-km-Raster konnte jedoch die genannte Bedingung erfüllen. Zu deutlich besseren Resultaten führte dagegen der um etwa 25 % größere Stichprobenumfang der drei möglichen Alternativen aus systematischen 4 x 12-km-Rastern (Abb. 2.1).

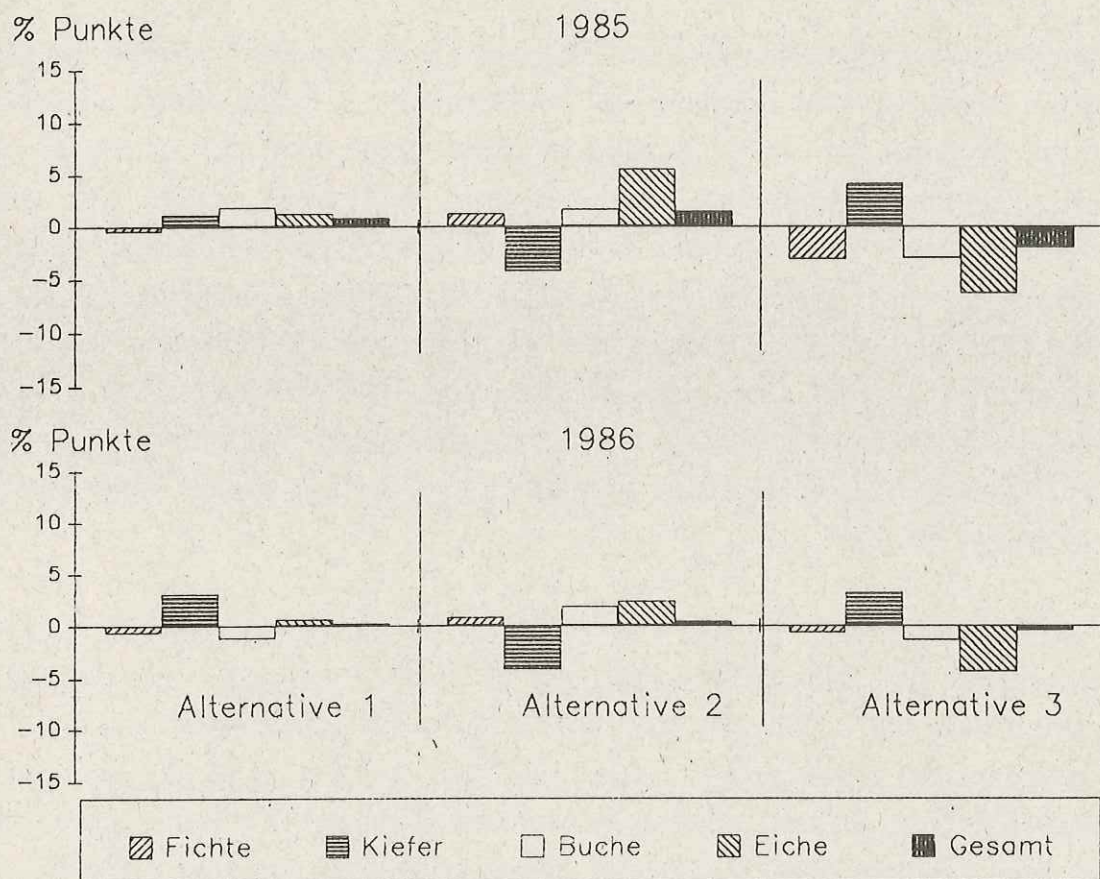


Abb. 2.1: Abweichungen der drei potentiellen Unterstichproben im 4x12-km-Raster (Alternative 1-3) von den Ergebnissen (Summe Schadstufen 1-4) (Summe Schadstufen 1-4) der jeweiligen TWE-Vollstichprobe im 4x4-km-Raster (in Prozentpunkten)

Auf der Basis dieser Vergleiche wurde die Alternative mit den geringsten Abweichungen von den Schadstufenverteilungen der TWE-Vollstichproben (Alternative 1, Abb. 2.1), ergänzt um die Aufnahmepunkte des 16 x 16-km-Rasters der EG/ECE-Waldschadenserhebungen, als "TWE-Unterstichprobe für Rheinland-Pfalz" definiert (Karte 2.1). Diese Unterstichprobe, die aus 143 Aufnahmepunkten besteht, repräsentiert auch die Baumarten- und Altersklassenverteilung (Tab. 2.1) sowie das gesamte Standortsspektrum (Abb. 2.2) des Waldes in Rheinland-Pfalz mit einer der TWE-Vollstichprobe vergleichbaren Genauigkeit.

Tab. 2.1: Baumarten- und Altersklassenverteilung (in %) an den Rasterpunkten der TWE-Voll- und Unterstichprobe (N=420 bzw. 143 Punkte) im Vergleich zur Forsteinrichtung von 80 % der Waldfläche des Landes (Staats- und Gemeindewald)

Baumarten- gruppe	bis 60 Jahre			über 60 Jahre			alle Alter		
	FE ¹⁾	VS	US	FE ¹⁾	VS	US	FE ¹⁾	VS	US
Eiche	37	38	27	63	62	73	17	17	15
Buche	35	35	37	65	65	63	19	19	18
Sonst.Lbb.	79	79	76	21	21	24	7	8	8
Sum. Lbb.	43	44	40	57	56	60	43	44	41
Fichte	67	63	65	33	37	35	31	33	35
Kiefer	38	42	37	62	58	63	17	16	16
Sonst.Ndb.	90	85	80	10	15	20	9	7	8
Sum. Ndb.	62	60	59	38	40	41	57	56	59
Gesamt	53	53	51	47	47	49	100	100	100

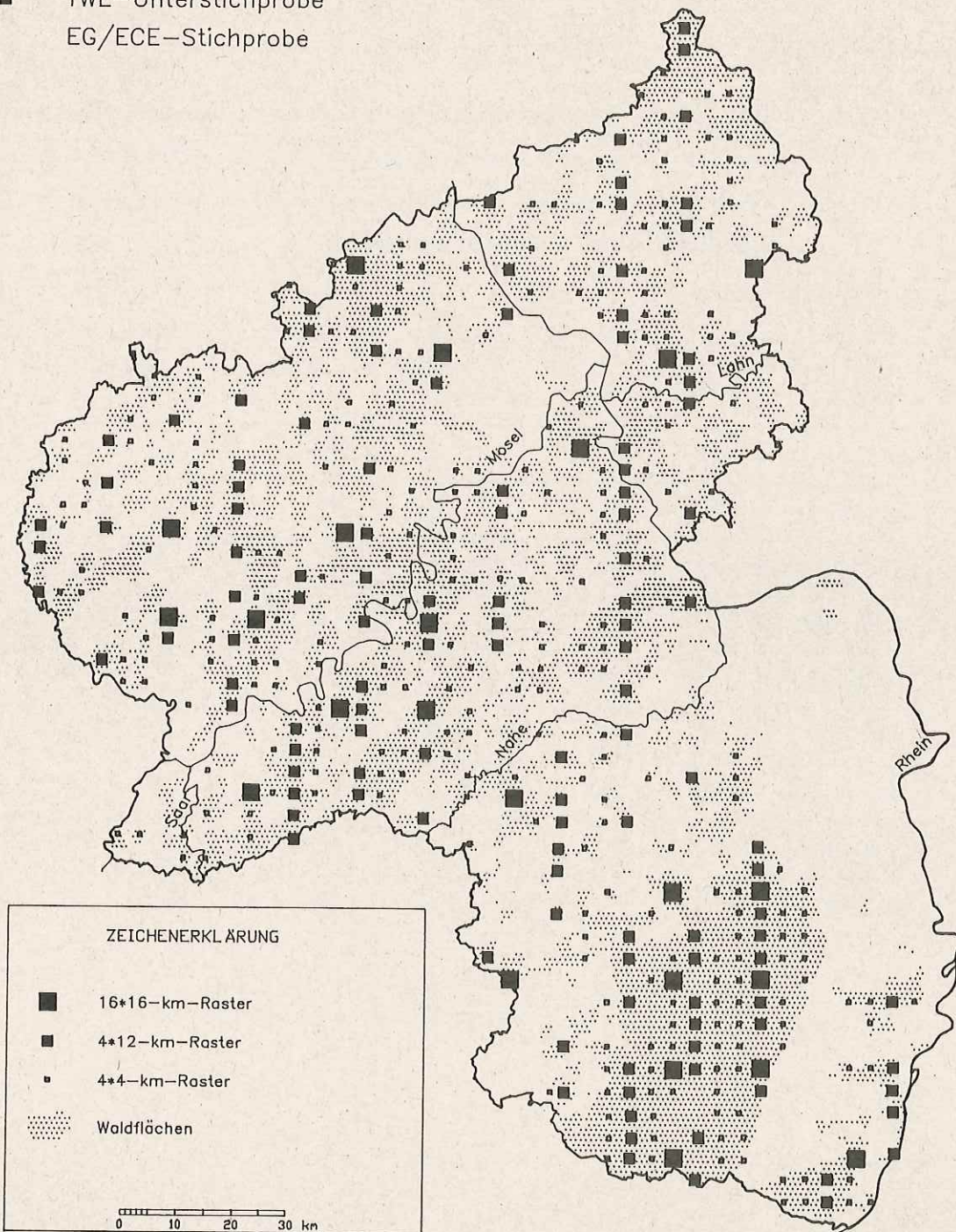
¹⁾ FE = Forsteinrichtung (Quelle: SCHMITTINGER 1990)
 VS = Vollstichprobe, US = Unterstichprobe der TWE 1986

Waldschadenserhebung in Rheinland-Pfalz

Raster der terrestrischen Waldschadenserhebung (TWE)

Karte 2.1 : Stichprobenvarianten

- +■+■ TWE-Vollstichprobe
- +■ TWE-Unterstichprobe
- EG/ECE-Stichprobe



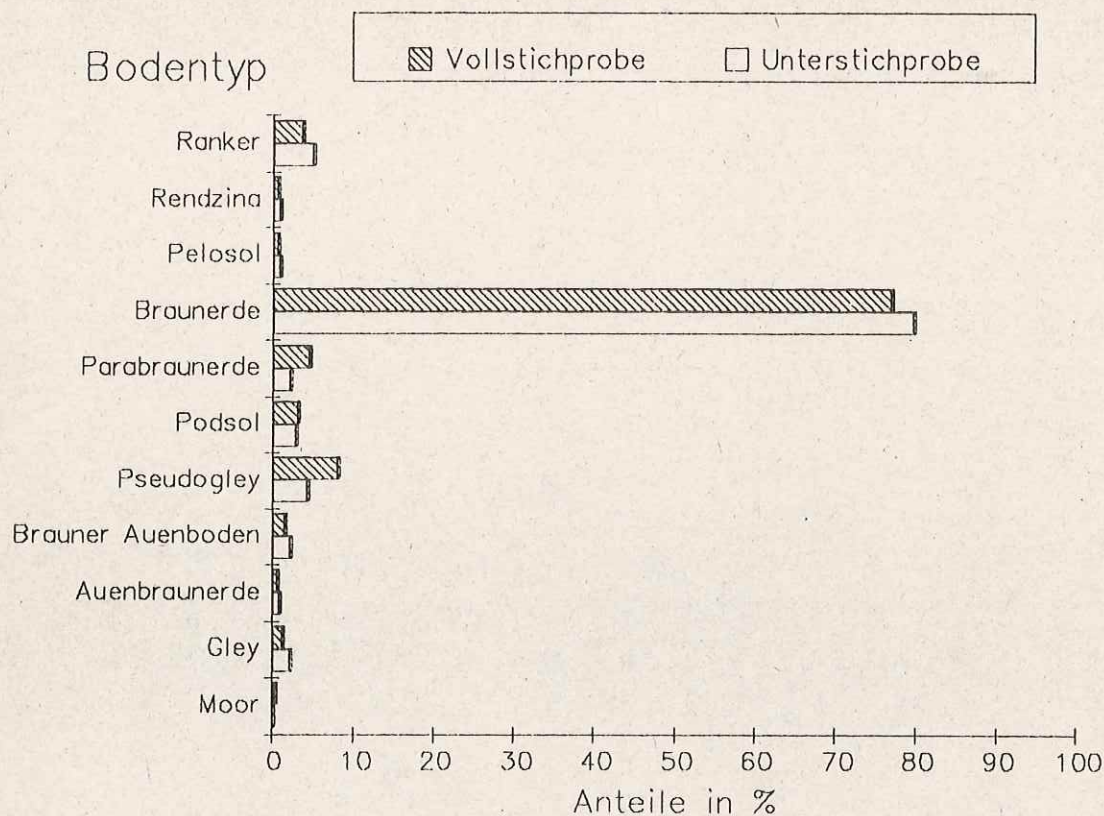


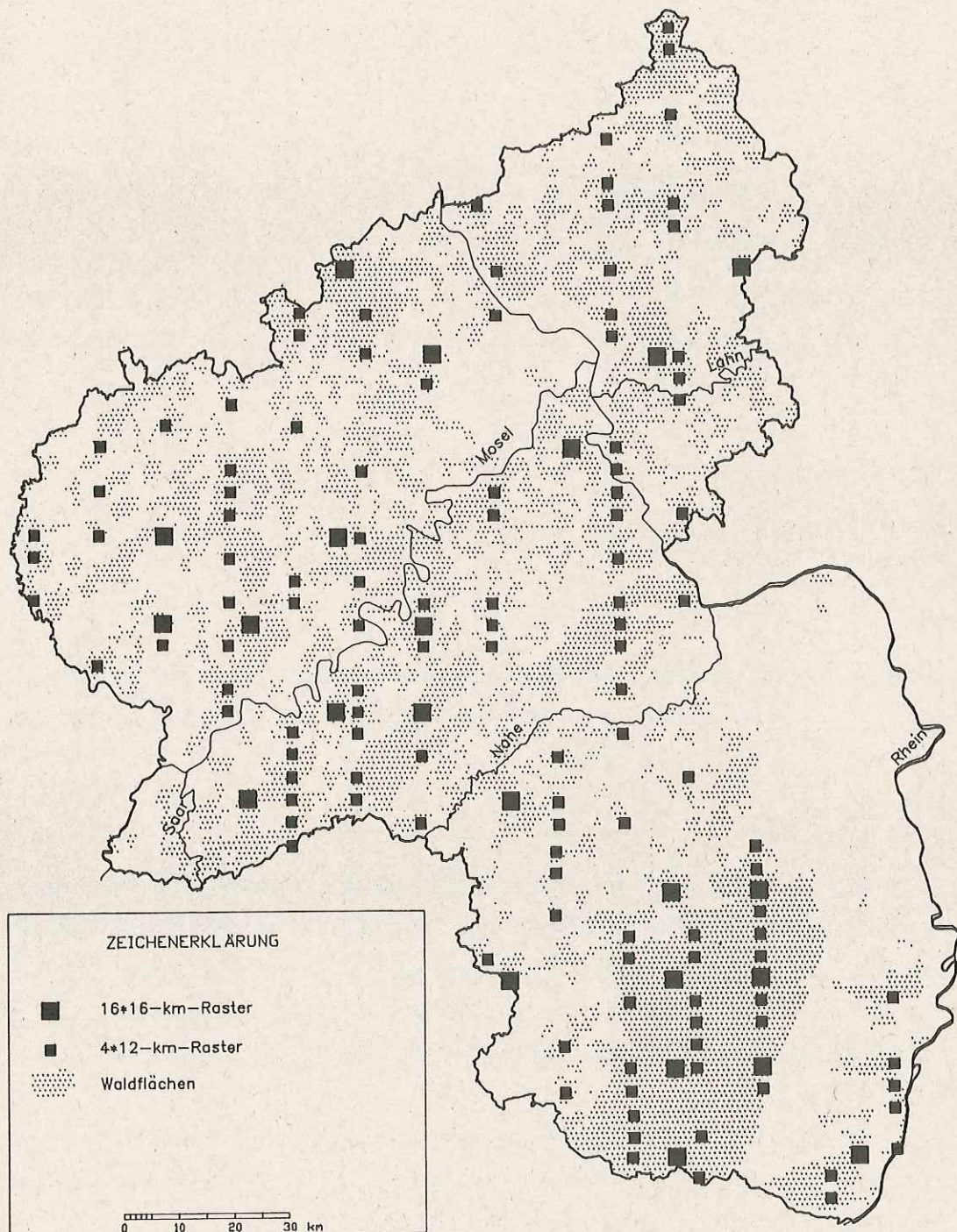
Abb. 2.2: Verteilung der Bodentypen an den Rasterpunkten der TWE-Unterstichprobe (N = 143) im Vergleich zur TWE-Vollstichprobe (N = 419 Punkte)

Von dieser Unterstichprobe stehen seit 1984 jährlich Waldschadensdaten von stichprobentheoretisch und inventurtechnisch hoher Qualität bereit, die für eine multitemporale Analyse der Schadensentwicklung geeignet sind. Außerdem liegt eine zahlreiche Parameter umfassende Bestandes- und Standortsbeschreibung aus dem Jahr 1984, dem Zeitpunkt der Rastererstellung, vor auf die ebenfalls zurückgegriffen werden kann.

Auf der Basis dieser Voruntersuchungen und pragmatischer Abwägung aller Vor- und Nachteile der verfügbaren Alternativen wurde die TWE-Unterstichprobe auch als Erhebungsraster für dieses Projekt gewählt (Karte 2.2).

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Karte 2.2: Erhebungsraster



2.2 Kronenzustandserhebung

Die im Rahmen dieses Katasters beizusteuernenden Schadensdaten beinhalten Informationen über den äußerlich sichtbaren Kronenzustand von systematisch ausgewählten Stichprobenbäumen. Visuell erfassbare Veränderungen des Kronenzustands von Waldbäumen sind wichtige Indizien für ernstzunehmende Beeinträchtigungen des Waldökosystems und gleichzeitig der einzige Merkmalskomplex, der bei einer in kurzer Zeit durchzuführenden Stichprobenerhebung mit Hilfe einfacher Okulartaxen erhoben werden kann. Der Kronenzustand der Waldbäume ist damit ein praktikabler "Indikator" des kaum quantifizierbaren Gesamtkomplexes "Neuartige Waldschäden".

Die Kronenzustandsdaten können sowohl durch okulare Schätzung relativer Nadel- oder Blattverluste der ganzen Kronen von Probebaumkollektiven (Terrestrische Waldschadenserhebung) als auch - bei Nadelbäumen - durch quantitative Feststellung von Anzahl und Vollständigkeit der Nadeljahrgänge intensiv untersuchter Probebäume (Zweigbonituren) gewonnen werden.

2.2.1 Terrestrische Waldschadenserhebung

Das Ausmaß der Waldschäden in Rheinland-Pfalz wird anhand eines im Jahr 1984 eingerichteten Probebaum-Kollektivs ermittelt, das seither als permanente Stichprobe für jährliche Aufnahmen bereitsteht. An jedem Aufnahmepunkt des oben genannten Erhebungsrasters werden dabei 24 markierte und nummerierte Probebäume beobachtet (ANONYMUS 1987).

Der Kronenzustand jedes einzelnen Probebaumes wird durch eine visuelle Schätzung des relativen Nadel- oder Blattverlustes sowie des Vergilbungsgrades der verbliebenen Nadel-/Blattmasse in Fünf-Prozent-Werten erhoben. Zur Darstellung der Ergebnisse werden folgende Schadstufen gebildet:

Stufe	Nadel-/Blattverlust	Bezeichnung	
0	0 - 10 %	ohne Schadensmerkmale	
1	11 - 25 %	schwach geschädigt	
2	26 - 60 %	mittelstark geschädigt	} deutlich geschädigt
3	61 - 99 %	stark geschädigt	
4	100 %	abgestorben	

Treten an einem Baum mittlere oder starke Vergilbungen auf, wird die Schadstufe erhöht (vgl. UN-ECE 1989, S. 11).

Bei einem solchen Schätzverfahren hängen die Zuverlässigkeit, Vertrauenswürdigkeit und regionale wie internationale Vergleichbarkeit der Ergebnisse entscheidend von der Anwendung einheitlicher Maßstäbe ab. Zur Begrenzung der Aufnahme- bzw. Schätzfehler ist daher ein intensives Schulungs- und Kontrollsystem entwickelt worden. Nach bundesweiter und internationaler Abstimmung der Landesinventurleiter und einer landesinternen Schulung des Aufnahmepersonals mit Qualifikationstest im Vorfeld der Erhebungen, werden die Aufnahmen grundsätzlich von Zwei-Mann-Teams durchgeführt, die sich an jedem Einzelbaum auf eine gemeinsame Einschätzung einigen müssen. Damit werden mögliche subjektive Einflüsse weitgehend ausgeschlossen. In älteren Beständen und an Aufnahmepunkten mit höheren Schäden führen besonders qualifizierte Kontrolltrupps schließlich eine unabhängige Kontrollbonitierung durch, mit der die Aufnahmeergebnisse endgültig abgesichert werden (ANONYMUS 1987). Aus diesen Gründen wird die nicht meßbare, aber dennoch gut reproduzierbare Aufnahme relativer Nadel- oder Blattverluste auch als "qualifizierte Schätzung" bezeichnet (SCHÖPFER 1985).

Solche Schätzergebnisse über den Kronenzustand der Probestämme liegen für alle 143 Rasterpunkte als vollständige Zeitreihe seit 1984 vor. Es liegt somit nahe, daraus repräsentative Informationen über die zeitliche Entwicklung und räumliche Verteilung der Waldschäden sowie Beziehungen zwischen Schadsymptomen und Ergebnissen aus Boden- und Nadelanalysen abzuleiten.

2.2.2 Quantitative Zweigbonituren

Als Ergänzung zur terrestrischen Waldschadenserhebung sind im Rahmen der Proben-gewinnung für die chemische Nadelanalyse (vgl. Kapitel 2.3) an allen gefälltten Probe-bäumen fest definierte Zweige hinsichtlich Anzahl und Vollständigkeit der Nadeljahr-gänge bonitiert worden. Die Aufnahmen wurden von Dezember 1988 bis Februar 1989 durchgeführt.

Um volle zeitliche Vergleichbarkeit mit den Ergebnissen früherer Erhebungen (vor al-lem der IWE '83) zu gewährleisten, ist die bewährte Arbeitsanleitung der bundesweiten IWE'83 zugrunde gelegt worden. Da diese Beprobungsvorschriften später auch Eingang in die zum Zeitpunkt dieser Probennahme noch in Diskussion befindliche Arbeitsanlei-tung zur bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) (BML 1990) fanden, ist auch volle regionale Vergleichbarkeit mit den Ergebnissen anderer Länder garantiert.

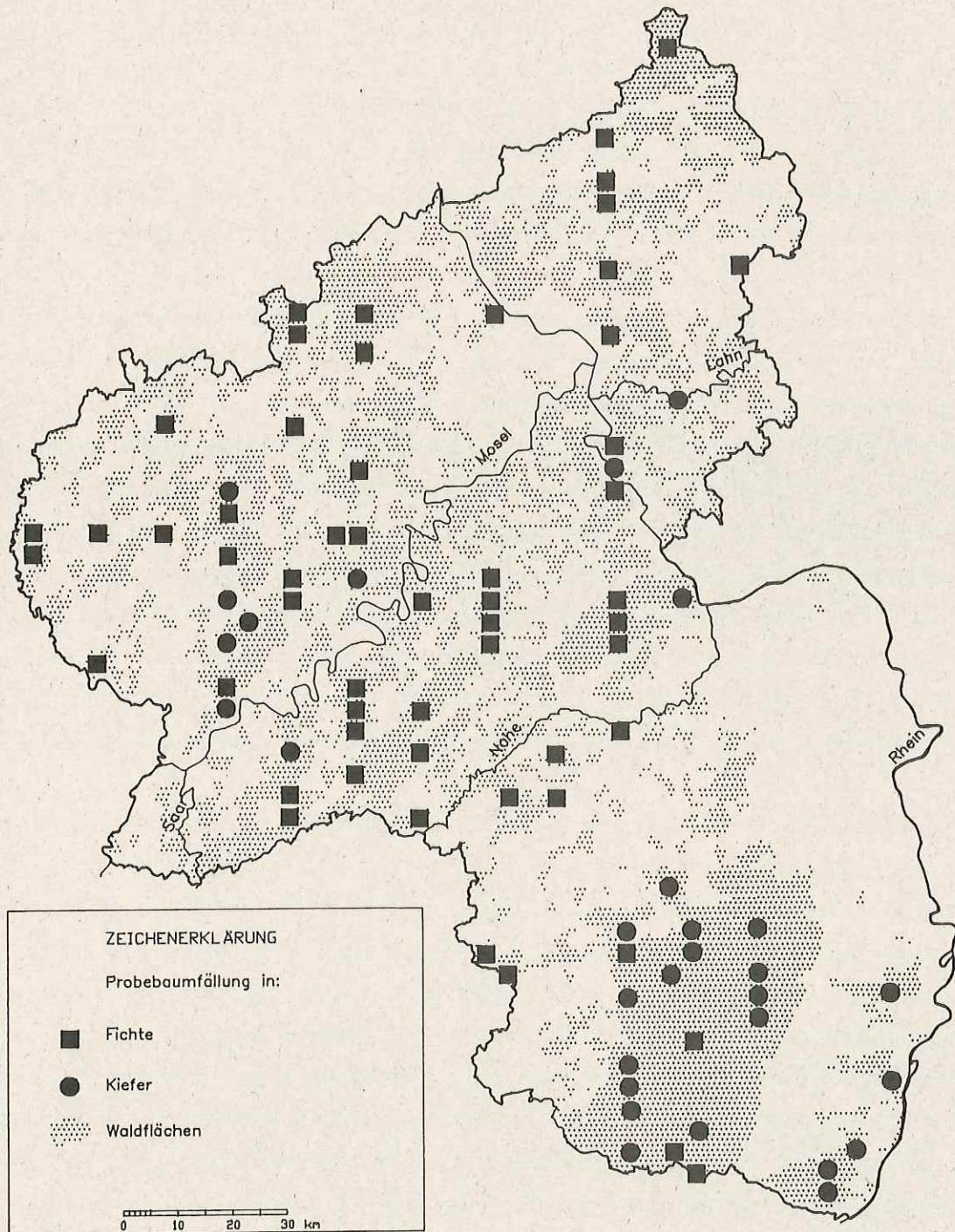
An allen Rasterpunkten mit mindestens 15jährigen Fichten- oder Kiefernbeständen, bzw. Laubholzbeständen mit beigemischten Fichten oder Kiefern sind pro vorkommen-der Nadelbaumart drei herrschende Bäume (Baumklasse 2 nach KRAFT) zur Proben-nahme gefällt worden (Karte 2.3). Um subjektive Einflüsse auszuschalten, wurden auch hierzu als systematische Stichprobe die dem Sollmeßpunkt, d.h. dem Mittelpunkt des TWE-Kreuztraktes nächsten drei herrschenden Fichten oder Kiefern innerhalb des Kreuztraktes herangezogen. Lediglich TWE-Stichprobenbäume und diesen unmittelbar benachbarte Bäume waren aus Gründen der Kontinuität in der TWE-Stichprobe ausge-schlossen. Die Beprobung gefällter Bäume ist einer Stehendbeerntung vorgezogen wor-den, weil sie einen zügigeren Arbeitsfortschritt, ein geringeres Unfallrisiko und eine exaktere Beprobung und Bonitierung der fest vorgegebenen Astquirle garantierte.

An allen gefälltten Probebäumen ist eine Zweigbonitur durchgeführt worden. An Fich-ten sind dabei jeweils an einem nach Norden gerichteten Ast aus dem 7., 11. und 15. Quirl die Trieb-längen des Astes 1. Ordnung gemessen, die Benadelung des Hauptastes und der Seitenäste jahrgangweise in 10-%-Stufen eingeschätzt und das Fehlen von Sei-tenzweigen oder die Bildung von Ersatztrieben festgehalten worden. An Kiefern ist vor der Fällung die Anzahl und Vollständigkeit der Nadeljahrgänge nach der Methode FRAUDE (1987) eingeschätzt worden. Zur Überprüfung dieser Methode ist an densel-ben Probebäumen nach der Fällung an jeweils 10 Ästen jahrgangweise die Benadelung und Vergilbung ebenfalls in 10-%-Stufen bonitiert worden. Dieses Datenmaterial er-möglicht Vergleiche mit den Ergebnissen der fünf Jahre früher durchgeführten IWE'83 und eine Überprüfung damals (HEIDINGSFELD u.a. 1985) formulierter Hypothesen.

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Kronenzustandserhebung 1989

Karte 2.3 : Rasterpunkte mit Probebaumfällung zur quantitativen Zweigbonitur und Nadelanalyse



2.3 Nadelanalysen

2.3.1 Probengewinnung

Zur Einschätzung der Nährstoffversorgung und der Schadstoffbelastung von Waldbäumen werden im allgemeinen die Nähr- und Schadstoffgehalte ihrer Nadeln und Blätter herangezogen, denn diese Stoffe werden entweder in die Assimilationsorgane eingelagert oder auf ihren Oberflächen angelagert. Vor allem die mehrere Jahre am Baum verweilenden Nadeln der Koniferen eignen sich besonders als akkumulierende Bioindikatoren. Daher wurden in diesem Projekt vorerst nur die Nadelbaumarten Fichte und Kiefer in die Untersuchung einbezogen.

Die Gewinnung von Blattproben an Laubbäumen ist dagegen zunächst zurückgestellt worden, da sie erhebliche organisatorische und technische Probleme verursacht hätte. So wäre ein eigener Probennahme-Umlauf erforderlich gewesen, da Blattproben im Hochsommer zum Zeitpunkt der vollständigen Blattentfaltung gewonnen werden müssen. Eine Probebaumfällung von Laubbäumen wäre vor allem in älteren, wertvolleren Beständen im Sommer aber ohne Schadensersatzregelung nicht möglich, da ihr Holz dann einer sofortigen Entwertung durch Luftzutritt oder holzerstörende Pilze unterliegt. Eine Stehendbeerntung würde dagegen zahlreiche technische, organisatorische oder finanzielle Schwierigkeiten verursachen (vgl. Kapitel 4.1.2).

Blattanalysen sollten jedoch nach Lösung dieser technischen und finanziellen Probleme in das Kataster integriert werden.

Insgesamt sind an 60 Rasterpunkten Fichten und an 30 Punkten Kiefern gefällt, beprobt und untersucht worden. Somit liegen nur zu einem Teil der Rasterpunkte Analysen aus Assimilationsorganen vor. An vier Punkten sind sowohl Fichten als auch Kiefern gefällt worden. Da bei der gemeinsamen kartographischen Darstellung beider Baumarten je Punkt nur ein Symbol darstellbar ist, enthalten alle baumartenbezogenen Karten grundsätzlich die Ergebnisse aller 30 Kiefernpunkte und von 56 Fichtenpunkten (Karten 2.3 und 3.3 - 3.12).

Die Gewinnung der Nadelproben erfolgte von Dezember 1988 bis Februar 1989, also in der Zeit absoluter Vegetationsruhe, an drei zur Probennahme gefällten, herrschenden Fichten oder Kiefern je Rasterpunkt, sofern diese Nadelbaumarten am Rasterpunkt vorkamen (vgl. Kap. 2.2.2). Zur Gewährleistung größtmöglicher Vergleichbarkeit mit den

Ergebnissen der fünf Jahre früher durchgeführten Nadelanalysen der IWE '83 orientierte sich auch das Verfahren zur Nadelprobengewinnung an bereits bestehenden und bewährten Normen der IWE (BML 1983).

Fichtennadeln wurden grundsätzlich an Ästen des 7. Astquirls vom ersten und dritten Nadeljahrgang entnommen. Der 7. Quirl wurde durch Abzählen vom Terminaltrieb her ermittelt und durch Nachzählen der Jahrgänge an seinen Ästen überprüft. Falls ausnahmsweise zu wenig Äste am 7. Quirl vorzufinden waren und der Umfang des Probenmaterials zu gering war, wurde ersatzweise auf Zweige des 8. Quirls ausgewichen. Aus den Nadeln aller drei Probebäume pro Rasterpunkt sind sodann je eine aliquote Mischprobe für den 1. und 3. Nadeljahrgang gebildet und getrennt aufbereitet und analysiert worden.

Kiefernnadeln wurden nur vom 1. Nadeljahrgang an Zweigen aus der Oberkrone entnommen. Solange an jüngeren Kiefern noch Astquirlle identifizierbar waren, wurden Zweige vom 2. Quirl ausgewählt. Auch bei den Kiefern sind die Nadeln aller drei Probebäume zu einer Mischprobe pro Rasterpunkt vereinigt worden.

Somit liegt pro Rasterpunkt und Nadeljahrgang nur eine Nadelanalyse vor, die infolge der Bildung aliquoter Mischproben die mittlere Versorgung oder Belastung mit bestimmten Nadelinhaltsstoffen herrschender Bäume am Rasterpunkt repräsentiert. Auf eine getrennte Analyse je Probebaum wurde verzichtet, da die IWE '83 gezeigt hatte, daß die Analysefehler größer sein können als die Streuungen zwischen verschiedenen Bäumen eines Rasterpunktes (KNABE u.a. 1988).

Die Nadelproben wurden feldfrisch ins Labor der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt (LUFA) in Speyer transportiert und dort zunächst kühl gelagert. Anschließend wurden die Proben bei 70 °C getrocknet, pulverisiert und auf ihre Gehalte an Kohlenstoff (C), Stickstoff (N), Phosphor (P), Kalium (K), Calcium (Ca), Magnesium (Mg), Natrium (Na), Eisen (Fe), Mangan (Mn), Kupfer (Cu), Zink (Zn), Blei (Pb), Cadmium (Cd), Chlor (Cl), Schwefel (S), Silicium (Si) und Aluminium (Al) analysiert. Die Analyseverfahren (vgl. Anhang 1, Teil 1) sind in der bundesweiten Arbeitsgruppe der Laborleiter abgestimmt worden.

2.3.2 Einflußfaktoren

Die Haupteinflußgrößen auf die Elementgehalte einzelner Nähr- und Schadstoffe sind der Zeitpunkt der Probennahme, der Ort der Probennahme, das Nadelalter, der Standort mit den Hauptkenngrößen Nährstoffangebot und Niederschlagshöhe, das Bestandesalter und die vorausgegangene Bestandesbehandlung.

Der günstigste **Zeitpunkt** zur Gewinnung von Nadelproben liegt erfahrungsgemäß in der Zeit absoluter Vegetationsruhe, da in dieser Zeit nicht mit Nährelementschwankungen aufgrund physiologischer Vorgänge wie Wachstum, Stofftransport oder -einlagerung gerechnet werden muß. Spezielle Fragestellungen von zeitlich und örtlich begrenzten Versuchen konnten früher jedoch auch andere Entnahmezeitpunkte angeraten erscheinen lassen.

Da bei Rastererhebungen zwischen der Gewinnung der ersten und letzten Nadelprobe eine Zeitdifferenz von mehreren Wochen liegt, werden solche Nadelproben - wie bei Düngungsversuchen - prinzipiell in der Zeit zwischen Oktober und März gewonnen, da die Gehalte dann am wenigsten schwanken (EVERS 1986).

Als **Ort der Probennahme** hat sich bei Fichten der siebte und bei Kiefern - sofern feststellbar - der zweite Quirl für eine umfassende Beurteilung bewährt; denn dort werden auch altersbedingte Nährelementschwächen oder Schadstoffakkumulationen am zuverlässigsten angezeigt. Die meisten Vergleichswerte lagen bisher jedoch von Nadelanalysen des ersten, d.h. obersten Quirls vor. Grundlegende Untersuchungen von REEMTSMA (1979) haben gezeigt, daß die Nadeln dieses Quirls ausschließlich zur Beurteilung der aktuellen Ernährungssituation von Probebäumen besonders gut geeignet sind, weil man hier die im jeweiligen Jahr gebildete Nadelmasse vollständig erfassen kann. Bei stammfernen Positionen ist der Anteil der erfaßten Nadelmasse des jeweiligen Jahrgangs unbekannt geringer.

Die Analysenergebnisse von Proben des 2. bis 5. Quirls sind kaum interpretierbar, da die Nadelspiegelwerte dieser Quirle sehr stark von Verdünnungseffekten infolge Nährstoffverlagerungen oder Standraumerweiterung überlagert werden. An Ästen des sechsten bis neunten Quirls sind solche Durchforstungseffekte nicht mehr, bzw. wesentlich gedämpfter an denjenigen Nadeljahrgängen festzustellen, in denen der jeweilige Quirl der 2., 3. oder 4. Quirl war. Die Nadelprobennahme von Zweigen des 7. Quirls bietet somit die besten Vergleichsmöglichkeiten.

Expositions-differenzen, die auch innerhalb desselben Quirls bei einigen Elementen (Ca, Mg, Mn) zu erheblichen Unterschieden bis zum Faktor 2 beitragen können (KRIVAN und SCHALDACH 1985), wurde im Zuge dieses Projektes durch ausschließliche Beprobung von nach Norden exponierten Zweigen Rechnung getragen.

Zum **Nadelalter** ist im Rahmen von Düngungsversuchen auf unbeeinflussten Nullflächen festgestellt worden, daß jüngere und innerhalb der Krone höher inserierte Nadeln stets größeres Gewicht als tiefer stehende und ältere haben (REEMTSMA 1979). Einige Unterschiede im Nährelement- und Schadstoffgehalt von Nadeln unterschiedlichen Alters sind folglich physiologisch bedingt und daher als normal zu bezeichnen. Somit ist es auch eine unbedingte Notwendigkeit, nach Nadeljahrgängen getrennte Proben zu analysieren (STEFAN 1971). Wo altersabhängige Zu- oder Abnahmen des Nähr- oder Schadstoffgehalts bekannt sind, werden sie beim jeweiligen Element behandelt. Zur Darstellung regionaler Unterschiede werden von den Fichten dann die Daten des Nadeljahrgangs verwendet, der die sichereren Hinweise auf Nährelementmängel oder Schadstoffbelastungen erlaubt.

Die **Standortsverhältnisse** sind Haupteinflußfaktoren für die Nährstoffgehalte in Fichtennadeln. Umfangreiche statistische Untersuchungen konnten nachweisen, daß die Nährelementgehalte hochsignifikant nach geologischen Ausgangssubstraten verschieden sind und daß die Frischstufe anscheinend wichtiger für die Höhe der Nährelementgehalte ist als die Trophie (SHRIVASTAVA 1976).

Inwieweit Nadelspiegelwerte vom **Bestandesalter** abhängig sind, ist noch nicht sehr intensiv erforscht. Analog zu den aus der Ertragskunde bekannten Kurven des laufenden Zuwachses und der Gesamtwuchsleistung ist in unterschiedlichen Phasen des Bestandesalters auch mit unterschiedlichen natürlichen Nährstoffaufnahme-raten zu rechnen. Da zahlreiche publizierte Vergleichswerte an sehr jungen Pflanzen gewonnen wurden, ist eine Übertragung dieser Werte auf mittelalte bis alte Untersuchungsbestände nicht ohne weiteres zulässig.

Maßnahmen der **Bestandesbehandlung** wie Durchforstungen, Wertästungen oder Bestandesdüngungen haben mit zwei- bis dreijähriger Verzögerung nachweisbaren Einfluß auf die Ernährungssituation von Probestämmen so behandelter Bestände. Wenn diese Effekte in den Zweigen des 7. Quirls auch kaum noch durchschlagen (vgl. "Ort der Probenahme"), so sollten sie bei der Auswertung von Nadelanalysen aus Versuchsanlagen doch beachtet werden. Bei Rastererhebungen wie in diesem Projekt könnte dies durch die Bildung entsprechender Berechnungskollektive zwar auch berücksichtigt werden.

Da diese Informationen in der Praxis landesweiter Stichproben aber häufig nicht oder nur mit unterschiedlicher Genauigkeit vorliegen, müssen diese Einflüsse weitgehend toleriert werden.

2.4 Bodenzustandserhebung

Die Feldaufnahmen, Probengewinnung und Laboruntersuchungen zur Bodenzustandserhebung erfolgten in enger Anlehnung an die Arbeitsanleitung der "Bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald" (BZE-Arbeitsanleitung), die von einer Bund-/Länderarbeitsgruppe beim Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten unter Beteiligung von Vertretern der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz erstellt wurde (BML 1990). Berücksichtigt wurden ferner, soweit möglich, die Kartieranleitungen "Forstliche Standortaufnahme, 1980", "Bodenkundliche Kartieranleitung, 1982", "Datenschlüssel Bodenkunde, 1984", "Anweisung zur Standortkartierung in Rheinland-Pfalz (A.Sta. 61)" sowie das "Manual on Methodologies and Criteria for Harmonized Sampling, Assessment, Monitoring and Analysis of the Effects of Air Pollution on Forests" der ECE (1989).

2.4.1 Feldaufnahmen und Probengewinnung

Die Feldaufnahmen und die Probengewinnung erfolgte durch vier in der forstlichen Standortkartierung erfahrene Forstunternehmen. Die von diesen Firmen eingesetzten Kartierer (Assessoren d. Forstdienstes) wurden vor Beginn der Aufnahmen eingehend in die Aufnahmemethodik eingewiesen und fortlaufend kontrolliert.

An jedem der 143 Aufnahmepunkte wurde am Kreuztraktmittelpunkt eine Profilgrube, wenn möglich bis zu einer Tiefe von 1,4 m, ansonsten bis zum Grundgestein angelegt und eine detaillierte Profilbeschreibung angefertigt. Die Beschreibung und Bezeichnung der Humusaufgabe und der einzelnen Bodenhorizonte erfolgte nach den Vorgaben der BZE-Arbeitsanleitung. Die Bezeichnung der Ausgangsgesteine der Bodenbildung beruht auf der aufgeführten Klassifikation, die unter Berücksichtigung der landesspezifischen Gegebenheiten auf der Unterteilung der BZE-Arbeitsanleitung aufbaut. Die Einschät-

zung und Berechnung der nutzbaren Wasserkapazität (nWSK), Trophie, Frische- oder Leistungsstufe, Standortseinheit und Nummer der Landesliste wurde nach landesspezifischen Vorgaben durchgeführt (A.Sta 61, EDER 1979).

Die Gewinnung der Humus- und Mineralbodenproben erfolgte sowohl aus der Profilwand als auch aus Bohrungen um die Profilgrube herum, um im Hinblick auf eine periodische Wiederholung der Erhebung eine höhere Flächenrepräsentanz zu erhalten. Um die Profilgrube herum wurden 4 Hauptbohrungen in einem Abstand von 10 m in die 4 Haupthimmelsrichtungen bis 90 cm Tiefe niedergebracht. Um für den Auflagehumus und die obersten 30 cm des Mineralbodens eine ausreichende Probenmenge zu gewährleisten, wurden bis zu dieser Tiefe zwischen den Haupthimmelsrichtungen 4 Nebenbohrungen durchgeführt. Die Mischprobe wurde aus den 5 bzw. 9 Proben zu gleichen Teilen hergestellt. In Fällen, in denen z.B. wegen zu hohen Skelettgehalts eine Bohrprobennahme bis 90 cm Tiefe nicht möglich war, wurde die Mischprobe von den 3 Wänden der Profilgrube gewonnen. Proben aus Tiefen > 90 cm wurden ebenfalls aus der Profilgrube, gegebenenfalls unter Zuhilfenahme eines Bodenbohrers entnommen.

Zur Probenahme an den Bohrstellen wurde bei Auflagehumusformen und für den Mineralboden ein von der Universität Göttingen, Institut für Bodenkunde und Waldernährung, entwickelter Bohrer (MURACH 1983) mit einem Innendurchmesser von 8 cm verwendet. Bei den Humusformen F-Mull und L-Mull wurde zur Gewinnung der Humusprobe ein einseitig angeschliffener Kunststoffzylinder mit 29,8 cm Durchmesser eingesetzt.

Beprobt wurden die Humusauflage (ohne Trennung in Schichten) und die Mineralbodentiefenstufen 0 - 5 cm, 5 - 10 cm, 10 - 30 cm, 30 - 60 cm, 60 - 90 cm, 90 - 140 cm und 140 - 200 cm (ab Oberkante Mineralboden gemessen). Bei einem augenscheinlichen Substratwechsel innerhalb einer Tiefenstufe wurde diese entsprechend unterteilt. Lag dieser Substratwechsel nahe an einer Tiefenstufengrenze, wurde von der o.a. Unterteilung entsprechend abgewichen. Zeigten sich bei einzelnen Bohrungen deutliche Unterschiede der standörtlichen Merkmale gegenüber der Profilgrube, wurden diese Bohrkerne verworfen und durch zusätzliche Bohrkerne auf Achsen ersetzt, die keinen Wechsel der standörtlichen Merkmale aufwiesen. Alle Abweichungen von den "Normalvorgaben" wurden sorgfältig dokumentiert.

Zur Bestimmung der für die Berechnung der Nährstoffvorräte erforderlichen Trockenraumdichte wurden aus den obersten 5 Tiefenstufen des Mineralbodens (bis 90 cm Bodentiefe) 5 Stechzylinderproben je Tiefenstufe gewonnen. Bei hohem Skelettgehalt wurden Stechzylinder mit 250 cm³ Volumen, im übrigen mit 100 cm³ Volumen eingesetzt.

In den beiden obersten Tiefenstufen wurden die Stechzylinder vertikal, in den übrigen Tiefenstufen horizontal, wenn möglich auf einer Diagonalen über die gesamte Tiefenstufe, in die Stirnwand der Profilgrube eingetrieben. Da die Gewinnung von Stechzylinderproben vor allem bei hohem Skelettgehalt sehr erschwert oder sogar unmöglich ist, wurde der Skelettanteil und die Trockenraumdicke zusätzlich für jede Tiefenstufe okular eingeschätzt. Durch einen Vergleich zwischen den gemessenen und geschätzten Werten ist eine Plausibilitätskontrolle der durch die Probenahme bedingt eventuellen unsicheren Meßwerte möglich (vgl. Kap. 4.1.2).

2.4.2 Probenaufbereitung und Analyse

Die Humus- und Mineralbodenproben wurden möglichst rasch zur weiteren Aufbereitung ins Labor transportiert. War eine längere Lagerung unvermeidlich, wurde auf eine möglichst kühle und dunkle Aufbewahrung geachtet. Die Aufbereitung der Humus- und Mineralbodenproben, die Bestimmung der Trockenraumdicke und die Ermittlung des Feinbodenanteils erfolgten in der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, die chemischen Aufschlüsse und Analysen im Labor des Instituts für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen (Festphase) bzw. in der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer, die quantitativen Mineraluntersuchungen durch die Firma Butz-Braun und Partner, Rauischholzhausen.

2.4.2.1 Humusproben

Die flächenbezogen gewonnenen Humusproben der 8 Bohrpunkte wurden zusammengefaßt und mindestens 48 Stunden bei 60 °C Umluft im Trockenschrank getrocknet. Anschließend wurde die gesamte getrocknete Humusprobe auf mindestens 0,1 g genau gewogen und aus der Masse und der beprobten Fläche die **Humusmenge** (t/ha) berechnet.

Für die **chemischen Untersuchungen** wurden die Proben auf 2 mm abgeseibt und eine Teilmenge auf < 0,25 mm gemahlen. Die an den Humusproben untersuchten Parameter, sowie die angewandten Aufschluß- und Analyseverfahren sind im Anhang 1, Teil 1 im einzelnen aufgeführt. Als Aufschlußverfahren wurden sowohl der Salpetersäure-Druckaufschluß (empfohlenes Verfahren der BZE Arbeitsanleitung), als auch die trockene Veraschung (bisher übliches Verfahren) durchgeführt, um die Analyseergebnisse sowohl mit der bundesweiten Bodenzustandserhebung als auch mit älteren Untersuchungen vergleichen zu können.

2.4.2.2 Mineralbodenproben

Die zur Bestimmung der **Trockenraumdichte** gewonnenen Stechzylinderproben wurden bei 105° Celsius im Trockenschrank mindestens 48 Stunden lang getrocknet und nach Erreichen der Gewichtskonstanz auf mindestens 0,1 g genau gewogen. Aus der Masse des getrockneten Bodens und dem Probenahmevolumen wurde die Trockenraumdichte errechnet. Anschließend wurde das Probenmaterial zur Ermittlung des Skelettgehaltes auf 2 mm naß gesiebt und der Siebrückstand nach Trocknung gewogen sowie das Volumen des Skelettgehalts durch Wasserverdrängung bestimmt.

Die für die Berechnung der Nährstoffvorräte erforderliche Feinbodenmenge je Hektar wurde aus dem Bodenvolumen (Fläche x Mächtigkeit der Tiefenstufe), dem prozentualen Volumengehalt des Skeletts und der Trockenraumdichte ermittelt (vgl. BZE Arbeitsanleitung). In Fällen, in denen keine Stechzylinderproben gewonnen werden konnten oder die Auswertung der Stechzylinderproben zu offensichtlich fehlerhaften Ergebnissen führten, weil z.B. ein Eintreiben der Stechzylinder nur in weniger skeletthaltigen Bereichen des Profils möglich war, wurden in die Berechnung Schätzwerte der Trockenraumdichte und des Skelettgehaltes eingesetzt (vgl. Kap. 4.1.2).

Die für die **chemische Analyse** gewonnenen Mineralbodenproben wurden mehrere Tage luftgetrocknet und anschließend auf 2 mm gesiebt. Die an den Mineralbodenproben untersuchten Parameter sowie die angewandten Aufschluß- und Analyseverfahren sind im Anhang 1, Teil 1 aufgelistet. Das wesentliche Verfahren zur Ermittlung des chemischen Waldbodenzustandes bei carbonatfreien Böden ist die Bestimmung der austauschbaren Kationen und der effektiven Austauschkapazität (AKe) im Perkulationsverfahren bei großem Überschuß an NH_4 -Ionen (MEIWES u.a. 1984). Mit diesem Verfahren wird bei annähernd bodeneigenem pH-Wert der mobilisierbare Kationenvorrat im Boden erfaßt. Der Gehalt an austauschbaren H^+ -Ionen kann allerdings nicht unmittelbar aus der pH-Differenz in der Perkulationslösung vor und nach der Perkolation ermittelt werden, da ein Teil dieser pH-Differenz auf die Hydrolyse von Al-Ionen zurückzuführen ist. Zur Abtrennung dieses Teils der H^+ -Ionenfreisetzung wurde ein von MEIWES u.a. 1984 beschriebenes Gleichungssystem verwendet. Die entsprechenden Berechnungen erfolgten in einem vom Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen entwickelten FORTRAN-Programm (ALBONA) (vgl. Kap. 2.7). In carbonathaltigen Böden wurde statt der AKe die totale Austauschkapazität (AKt) nach MEHLICH ermittelt. Hierbei wird die Menge der Kationenbindungsstellen bestimmt, die bei einer Perkolation mit einer bei pH 8 gepufferten Lösung Bariumionen binden können. Das Bestimmungsverfahren ist eingehend bei MEIWES u.a. (1984) beschrieben.

Neben den Analysen zur Ermittlung des austauschbaren Ionenpools wurde zur Abschätzung des gelösten Ionenpools von einem Teil der Mineralbodenproben (124 Oberboden- und 122 Unterbodenproben) ein wässriger Extrakt gewonnen und auf Kat- und Anionengehalte untersucht. Angewendet wurde ein 1:2 Extrakt an luftgetrockneten Proben nach dem in der BZE-Arbeitsanleitung beschriebenen Verfahren.

Zur **quantitativen Mineralanalyse** wurden je Rasterpunkt jeweils eine Probe aus der Tiefenstufe 5 - 10 cm und aus dem Ausgangssubstrat (60 - 140 cm) auf ihre Oxidgehalte (chemische Gesamtgehalte) und mineralogische Zusammensetzung untersucht. Die chemischen Gesamtgehalte wurden mit der Röntgenfluoreszenz-Analyse bestimmt. Die mineralogischen Untersuchungen erfolgten mit einem Röntgendiffraktometer. Zur weitestmöglichen Differenzierung der Entwicklungsstadien der Tonminerale wurden an den Proben von 26 der 143 Bodenprofile zusätzlich ein spezielles Präparationsverfahren (smear on glass) sowie Äthylenglycol-Behandlungen und thermische Behandlungen vor der Röntgenuntersuchung vorgenommen. Eine eingehende Methodenbeschreibung ist dem Anhang 1 Teil 1 zu entnehmen.

2.5 Abstimmung der Analyseverfahren

Zur Absicherung der Vergleichbarkeit der Analyseergebnisse haben Vertreter der an dieser Untersuchung beteiligten Labors (Dr. N. Lamersdorf, Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen, Dr. E. Koch, Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer) in den BZE-Unterarbeitsgruppen "Bodenanalyse" und "Nadel-/Blattanalyse" intensiv mitgewirkt und sich an vergleichenden Ringanalysen beteiligt.

An den Ringanalysen nahmen insgesamt 13 Labors teil. Untersucht wurden Nadelproben, Humusproben und Mineralbodenproben mit unterschiedlichen Aufschluß- und Analyseverfahren. Hierdurch konnten die Aufschluß- und Analyseverfahren aneinander angeglichen, weiter optimiert und entsprechende Methodenvorgaben präzisiert werden. Die Ergebnisse der Ringanalyse und die Abstimmung der Verfahren in den Arbeitskreisen gewährleisteten, daß die in dieser Untersuchung erarbeiteten Ergebnisse mit der beabsichtigten bundesweiten Bodenzustandserhebung gut vergleichbar sein werden.

2.6 Probendauerlager

Von allen Humus- und Mineralbodenproben werden Teilmengen in einem Probendauerlager aufbewahrt. Diese Proben sollen zusätzliche Analysen, unter Umständen auch zu anderen Fragestellungen, ermöglichen. Darüberhinaus dienen sie als Referenzmaterial, um bei der beabsichtigten periodischen Wiederholung der Erhebung Änderungen der Analyseergebnisse, die durch eventuelle Unterschiede in den Aufschluß- und Analyseverfahren bzw. in den eingesetzten Geräten bedingt sind, erkennen und von tatsächlichen Veränderungen im chemischen Zustand der Waldstandorte unterscheiden zu können.

Die luftgetrockneten, aber nicht gesiebten Humusproben werden in festen Pappkartons (3 l Inhalt) mit verschließbarem Deckel, die luftgetrockneten und auf 2 mm gesiebten Mineralbodenproben in festschließenden 500 ml Polypropyldosen (handelsübliche Margarine Dosen) gelagert. Jeder Karton bzw. jede Dose wurde mit der Arbeitsprogrammbezeichnung, dem Probenahmejahr, der Rasterpunktnummer und gegebenenfalls der Tiefenstufe etikettiert.

Im Probendauerlager werden auch die von den Labors zurückkommenden, zum Teil gemahlten und weiter homogenisierten Restproben aufbewahrt.

Das Probendauerlager wird mit Hilfe eines PC-Datenbanksystems (dBASE IV, ASHTON-TATE 1990) verwaltet. Hierzu sind alle dem Dauerlager zugeführten Proben in einer Datenbank mit verschiedenen Angaben zum Arbeitsprogramm, zur Probenherkunft und zum Standort im Probenlager archiviert.

2.7 Datenmanagement

Hinsichtlich einer potentiellen Nachvollziehbarkeit der Rechengänge sind der Datenfluß, der Aufbau einer umfangreichen Systemdatenbank und die praktizierten Möglichkeiten der Datenauswertung sowie der Darstellung der Untersuchungsbefunde besonders wichtig. Deshalb steht in diesem Abschnitt ein Überblick der elektronischen Datenverarbeitung im Vordergrund. Eine differenzierte Programmbeschreibung kann im Einzelfall bei der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz angefordert werden.

2.7.1 Datenstrom

Die Rohdaten stammen aus verschiedenen Datenquellen, wie der Waldschadenerhebung, eigenen Aufnahmen und physikalischen Erhebungen und den chemischen Analyseergebnissen der beteiligten Labors. Die Verarbeitung der Daten geschieht über zwei Teilsysteme: das Dateneingabesystem und das Datenausgabesystem. Das Eingabesystem hat die Aufgabe, verschiedenartige Datenformate auf einen einheitlichen Standard zu konvertieren und im Falle der von den Labors verschlüsselten Daten (ALBONA-Daten: ALBONA-Programm zur Verarbeitung von Analysedaten) eine Datenselektion vorzunehmen. Das Ausgabesystem erzeugt Reports (vgl. Anhang 1, Teil 2) und Exportdateien im ASCII-Format für die weitere Datenverarbeitung (ASCII = American Standard Code for Information Interchange). Ein solch komplexes System erfordert dringend untereinander kompatible, gut strukturierte und vor allem gut dokumentierte Programmpakete.

Das Eingabesystem

Die Eingabeprogramme BZE001 - BZE005 (vgl. Abb. 2.3 u. 2.4) erlauben neben der Datenersteingabe auch eine Korrektur der eingegebenen Daten. Die Programme BZE007 und BZE008 übernehmen Daten aus Text-Dateien in das systeminterne Datenformat. Um Schwierigkeiten mit Generations- bzw. Versionswechsel von kommerzieller Software zu vermeiden, wurde als Übergabeformat das ASCII-Format gewählt. So bleibt bei zukünftigen Programmänderungen der Datentransfer durch diese ASCII-Datenschnittstelle gewährleistet. BZE006 übernimmt Daten aus dem Output des ALBONA-Programms und überstellt sie in die Dateien HUBZE und ALBO. Hierbei werden nur die für das Projekt relevanten Daten übernommen. Das ALBONA-Programm ist eine modifizierte PC-Portierung des Großrechnerprogramms zur Verarbeitung von Analysedaten, das freundlicherweise vom Institut für Bodenkunde und Waldernährung (IBW) der Universität Göttingen zur Verfügung gestellt wurde (vgl. Anhang 6). Es wurde auf volle Daten- und Algorithmuskompatibilität geachtet, um Unverträglichkeiten mit externen Daten auszuschließen.

Das Ausgabesystem

Die Programme BZE009 - BZE014 erzeugen die Reports aus den Daten der Systemdatenbank (FVAEIN, NADEL, HUBZE, ALBO). Die Verbindungsstellen der Programme, die die Reports erzeugen, und den Systemdateien sind in der Verknüpfungsmatrix der Abbildung 2.3 durch schwarze Kreise gekennzeichnet. Verknüpfungskriterium der Daten der vier verschiedenen Dateien der Systemdatenbank in einem Report ist der sich jeweils entsprechende Rasterpunkt. Der Inhalt der Reports 1 bis 3 ist aus den Mustern im Anhang 1 Teil 2 ersichtlich. Inhaltlich sind die Reports 1 bis 3 identisch mit den Reports 4 bis 6. Nur sind die Reports 4 bis 6 anonym, d.h. ohne Rasterpunktnummer und stattdessen mit einer fortlaufenden Nummer versehen. Dieser Fall wurde für Nutzer vorgesehen, für die die Ergebnisse von Interesse sind, nicht aber die geographische Lage der Rasterpunkte innerhalb des Landes Rheinland-Pfalz.

Die Programme BZE015 - BZE018 erzeugen ASCII-Dateien aus den Dateien der Systemdatenbank (vgl. Abb. 2.3). Diese Dateien können mit anderen Datenverarbeitungssystemen weiterverarbeitet werden.

Laufzeitverhalten

Alle Programme sind netzwerkfähig, allerdings nicht für ein solches Environment geschrieben. Sie stellen vom Ansatz eher eine PC-Lösung dar. Generell müssen Dateneingaben, die im Netzwerk gleichzeitig auf mehreren Bildschirmen stattfinden, verschiedene Dateien ansprechen. Diese Einschränkung wirkt bei dem Datenvolumen (ca 4MB) dieses Projektes und bei entsprechendem Datenmanagement keine ernsthaften Probleme auf. Druckausgaben, die während ihres Laufs gleichzeitig mehrere Dateien eröffnen, werden gespooled, d.h. in einen Puffer gestellt, sodaß diese Dateien nach kurzer Laufzeit wieder freigegeben werden.

2.7.2 Systemdatenbank

Die Systemdatenbank setzt sich aus den vier Dateien FVAEIN, NADEL, HUBZE und ALBO zusammen. Die Daten aus unterschiedlichen Bezugsquellen (vgl. Abb. 2.4) sind dort auf ein einheitliches, systeminternes Datenformat gebracht.

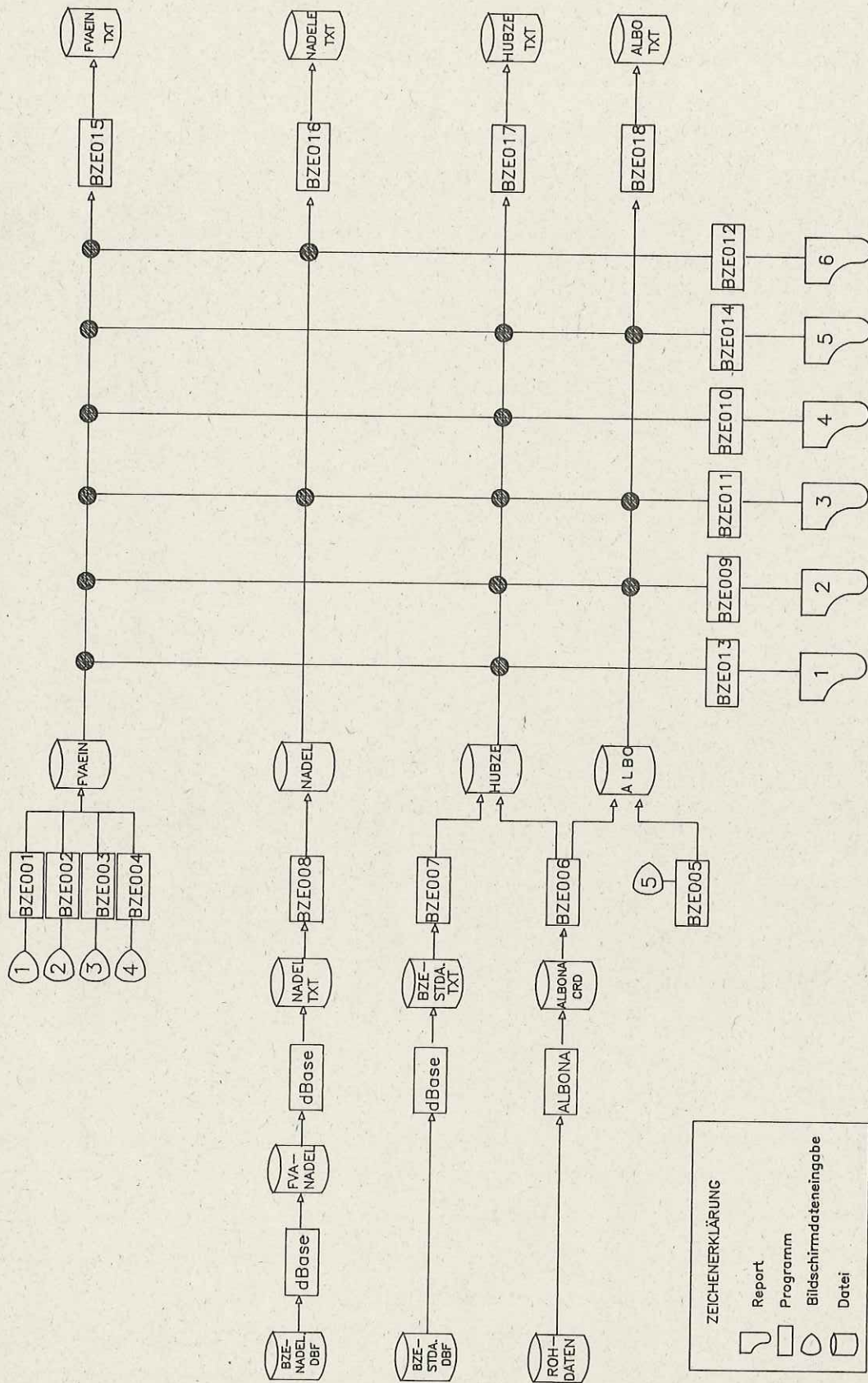


Abb. 2.3: Systemübersicht (Entwurf U. JUNG; FVA R-P, 1989)

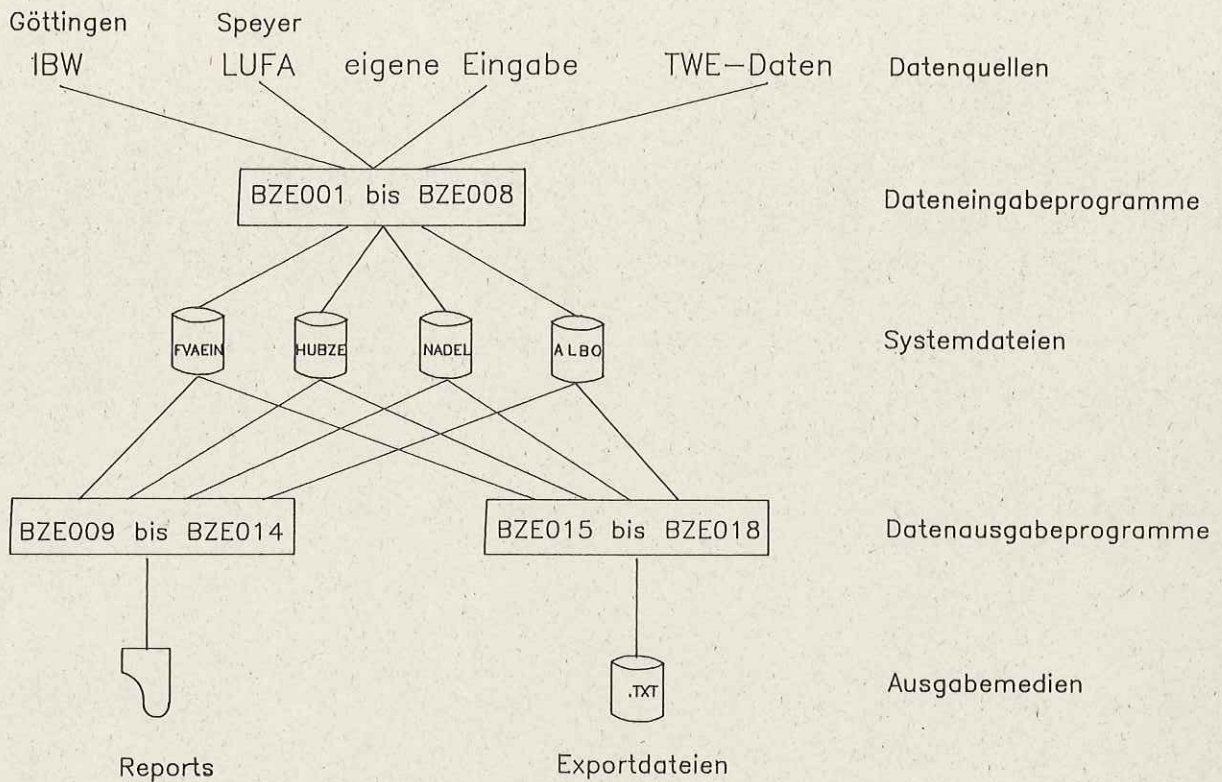


Abb. 2.4: Datenstromübersicht

Die Daten der Datei FVAEIN wurden mit Hilfe der Eingabemasken der Programme BZE001 bis BZE004 eingegeben (vgl. Abb. 2.3). Als Datengrundlage dienten die von den Kartierern ausgefüllten Belege.

Grundlage für die Datei NADEL sind die Analysewerte der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt (Lufa) in Speyer. Die Analysewerte wurden bei der Lufa mit Hilfe der Datenbanksoftware dBase IV (ASHTON-TATE 1990) erfasst. Bei der Forstlichen Versuchsanstalt (FVA) wurden diese dBase-Dateien neu strukturiert, ins ASCII-Textformat überführt und mit dem Programm BZE008 in die Datei NADEL übernommen.

Die Datei HUBZE setzt sich aus zwei Datenquellen zusammen (vgl. Abb. 2.3). Das Programm BZE007 übernimmt die Stamm- und Schadensdaten aus der Waldschadenserhebung (TWE) der FVA und legt sie in der Datei HUBZE ab. Die Analysewerte der Humusuntersuchung des Instituts für Bodenkunde und Waldernährung (IBW) in Göttingen werden mit Hilfe des Programms BZE006 in die Datei HUBZE geschrieben. Zuvor werden die Roh- analysedaten in der FVA mit dem Göttinger ALBONA-Programm in ein Format konvertiert, das für das Programm BZE006 interpretierbar ist.

Nach dem gleichen Verfahren wie bei der Datei HUBZE werden mit dem Programm BZE006 die Analysewerte des Mineralbodens des IBW in die Datei ALBO übernommen (vgl. Abb. 2.3). Im Unterschied zu den bisher genannten Dateien mußte die Datei ALBO aber viel komplexer angelegt werden. Hier sind die Daten nicht nur rasterpunktbezogen, sondern je Rasterpunkt auch tiefenstufenbezogen. Vor allem bei der inneren Struktur der Datei ALBO, aber auch bei der Datenzusammenführung mit den anderen Dateien des Systems mußte deshalb mit aufwendigen Datenzugriffs- und Datenzuordnungsfunktionen gearbeitet werden (s.o.). Für diese Zwecke wurde eine hausspezifische ISAM (Index Sequential Access Method) entwickelt. Diese Zugriffsmethode erlaubt durch die Vergabe von mehrstufigen Indices einen schnellen Zugriff auf sequenziell gespeicherte Datenbestände.

Ein weiterer Datenkomplex, der Daten der chemischen Gesamtanalyse und der quantitativen Mineralanalyse je Rasterpunkt in zwei Tiefenstufen enthält, wird über Eingabe in der FVA (BZEMENU OPTION 5) in den entsprechenden Datensatz der Datei ALBO integriert.

2.7.3 Datenweiterverarbeitung

Die vier Dateien der Systemdatenbank liegen in einem systeminternen Datenformat vor. Die Programme BZE015 bis BZE018 des BZEMENUS (Abb.2.3) greifen auf die entsprechende Datei zu und geben sie in exportfähigen Dateien im ASCII-Textformat aus. Diese Dateien werden zunächst in das Programm dBase eingelesen, dort editiert und im ASCII-Format wieder ausgelesen. Dieser Schritt ist notwendig, um bestimmte Datenfelder, die für die weitere Datenverarbeitung unnötig sind, zu eliminieren. Jetzt liegen die Dateien der Systemdatenbank in einer Form vor, in der sie von anderen Programmen importiert werden können.

Im Falle der FVA wird die Vernetzung mit dem Großrechner des Hochschulzentrums Kaiserslautern genutzt, um die Daten z.B. im Betriebssystem BS2000 (SIEMENS 1986) für den Zugriff des Statistikprogramm Pakets SPSS.x (SPSS.X USERS GUIDE 1983) zu implementieren. Zunächst werden unter Zuhilfenahme des Statistikprogramms SPSS.x mit den Daten der importierten Dateien jeweils zusätzliche Kennwerte errechnet, die vor allem für die Überprüfung der Plausibilität und Vollständigkeit der Daten benutzt werden, jedoch auch für die spätere Diskussion des Waldbodenzustands und der Nährstoffversorgung wichtige Informationen liefern. Hier sind hauptsächlich pH-Wert-Differenzen, Vorräte wichtiger Nährstoffe und die Ionenanteile an der AKE zu nennen. Bei der sich anschließenden Plausibilitätskontrolle (mit SPSS.x) werden die wichtigsten Größen auf ihre Minimal- und Maximalwerte, ihre mögliche Spannweite nach Erfahrungs- und Literaturwerten, die Summe der Äquivalentbrüche auf Richtigkeit und verschiedene Elementverhältnisse rasterpunktbezogen überprüft. Dabei werden die aufgetretenen Ausreißer und Extremwerte im Einzelfall untersucht und unter Umständen Kontrollanalysen durchgeführt. Für die spätere Datenauswertung und Diskussion werden mit SPSS.x weitere Rechenoperationen gefahren, wie z.B. die Darstellung von Häufigkeitsverteilungen oder die Errechnung von Korrelationskoeffizienten, diesmal jedoch für die entsprechenden Größen nach Tiefenstufen getrennt. Breiten Raum nimmt die tiefenstufenbezogene Einteilung bestimmter Werte in Klassen nach ökologisch definierten Kennwerten oder Prozentwerten der Summenhäufigkeitsverteilung ein (vgl. Kap. 3.1).

Erstellung der Kartenplots

Die Sachdaten der klassifizierten Parameter liegen als dBase-Dateien (dateiname.dbf, vgl. Abb. 2.5) dergestalt vor, daß jede Datei nur die Rasterpunktnummer (PktNr.) und die Klassenwerte der Ausgangsgrößen enthält. In dieser Form ist die dBase-Datei nun von einem in der FVA in der Programmiersprache AutoLISP für das Programm AutoCAD (AUTODESK 1990) programmierten Routine lesbar. Mit AutoCAD werden zuvor die 143 Rasterpunkte der Erhebung digitalisiert und in einer Punktekoordinatenliste (dateiname.kor, vgl. Abb. 2.5) mit der Rasterpunktnummer und dem entsprechenden Rechts- und Hochwert abgelegt. Aus einer Symbolbibliothek, in der beliebig viele Symbole definiert sind, werden für den Ergebnisplot Muster generiert, deren Musternummer gleich der Klassennummer gesetzt wird (vgl. Abb. 2.5). Verknüpfungskriterium zwischen der Punktekoordinatenliste und der dBase-Datei, also zwischen den Geo-

metriedaten und den Sachdaten, ist der Rasterpunkt. Die für die Klassen vordefinierten Muster (Klasse = Musternummer) werden an der Stelle des Rasterpunktes aus der Punktekoordinatenliste eingefügt.

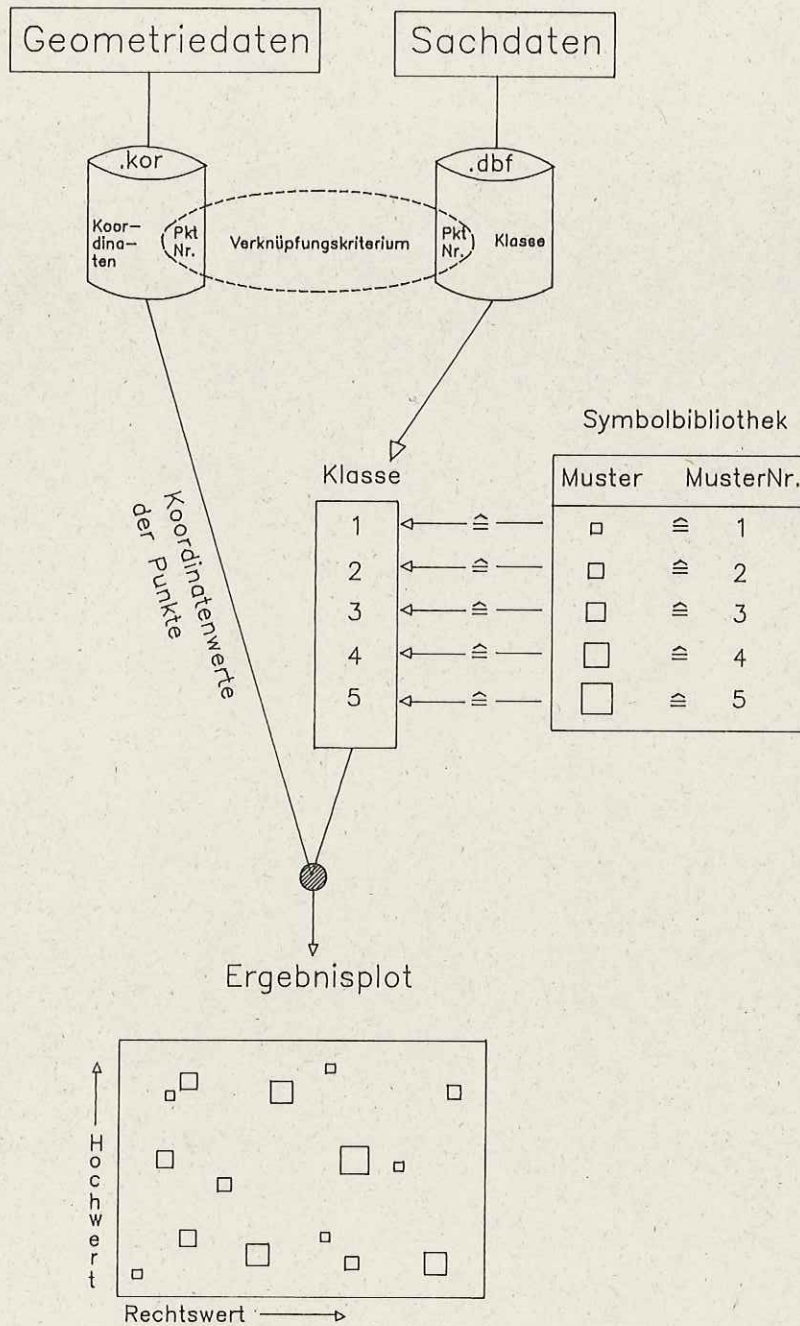


Abb. 2.5: Schema zur Erstellung der Kartenplots

metriedaten und den Sachdaten, ist der Rasterpunkt. Die für die Klassen vordefinierten Muster (Klasse = Musternummer) werden an der Stelle des Rasterpunktes aus der Punktekoordinatenliste eingefügt.

3 ERGEBNISSE

3.1 Darstellungsform der Ergebnisse

Für jeden der 143 Rasterpunkte wurden die wesentlichsten Untersuchungsbefunde in 4 Reports dargestellt (vgl. Muster im Anhang 1, Teil 2). Report 1 enthält vor allem Daten zur geographischen und geländemorphologischen Lage des Rasterpunktes, zu den dortigen Klimaverhältnissen, Informationen zur derzeitigen Bestockung und zur Waldfunktion, sowie eine eingehende Beschreibung des Humus- und Bodenprofils.

In Report 2 sind die wesentlichsten Befunde der chemischen und physikalischen Analysen der Humusaufgabe und des Mineralbodens zusammengefaßt. Desweiteren enthält dieser Report Angaben zu den Nährstoffvorräten in der Humusaufgabe und im Mineralboden, sowie einige Kennwerte zur Beurteilung des ökochemischen Bodenzustandes im Hinblick auf eine Gefährdung der Waldökosysteme durch Säuretoxizität und Nährelementmangel bzw. -ungleichgewichte.

In Report 3 sind zum Boden wesentliche Ergebnisse der chemischen Gesamtanalyse, der quantitativen Mineralanalyse und Kennwerte über den Kronenzustand des Probebaumkollektivs der Terrestrischen Waldschadenserhebung aufgeführt. Desweiteren enthält dieser Report für Rasterpunkte mit Fichten oder Kiefern auch Nadelanalysedaten und mittlere Nadelverluste sowie -vergilbungen der jeweils 3 gefälltten Probebäume.

Report 4 enthält die Ergebnisse der Analysen des wässrigen 1:2 Extrakts jeweils für den Ober- und Unterboden sowie einige wesentliche aus diesen Analysebefunden abgeleitete ökochemische Kennwerte.

Die Reports geben ein umfassendes Bild über den Wald- und Bodenzustand am jeweiligen Rasterpunkt. Sie dienen der dauerhaften Dokumentation der Untersuchungsbefunde und als Basis für die periodische Wiederholung der Erhebung. Darüberhinaus können sie zur Information der Waldbesitzer über die Untersuchungsbefunde der in ihrem Bereich liegenden Aufnahmepunkte verwendet werden.

Das aus einer landesweiten, systematischen Stichprobenerhebung entwickelte Kataster soll, wie in Kapitel 1 bereits ausgeführt, unter anderem auch als **Einhängerahmen** für die Beurteilung von Einzelergebnissen von Boden- und Nadelanalysen im Rahmen der Standortkartierung oder anderen Untersuchungen innerhalb des Landes Rheinland-

Pfalz dienen. Hierzu wurde das Kollektiv der Untersuchungsbefunde aller Rasterpunkte im Anhalt an das bei der Auswertung der Immissionsökologischen Waldzustandserfassung praktizierte Verfahren (KNABE u.a 1988) nach der Summenhäufigkeitsverteilung in 5 Klassen eingeteilt. Da besonders hohe und besonders niedrige Werte für eine ökologische Bewertung der Untersuchungsbefunde meist von besonderem Interesse sind, wurden die Klassenbreiten nicht einheitlich gewählt, sondern einer breiten Klasse mit mittleren Werten, schmale Klassen im relativ sehr niedrigen und relativ sehr hohem Bereich gegenübergestellt. Folgende Klassen werden unterschieden:

NN = relativ sehr niedrig	=	< 15 %	der Summenhäufigkeit
N = relativ niedrig	=	15 - < 35 %	der Summenhäufigkeit
M = mittel	=	35 - < 65 %	der Summenhäufigkeit
H = relativ hoch	=	65 - < 85 %	der Summenhäufigkeit
HH = relativ sehr hoch	=	≥ 85 %	der Summenhäufigkeit

Im Anhang 2 sind für alle wesentlichen nadelanalytischen und bodenchemischen Untersuchungsbefunde die Minimal- und Maximalwerte sowie die 15-, 35-, 65- und 85-Perzentile der Summenhäufigkeitsverteilung des Gesamtkollektivs aufgeführt. Diese Tabellen ermöglichen einen Überblick über die Struktur der Untersuchungsergebnisse und erlauben eine rasche Beurteilung, welche Meßergebnisse im Vergleich zum landesweiten Kollektiv besonders niedrig, besonders hoch oder im mittleren Bereich liegen.

Kenndaten zum Kronenzustand der Bäume, zu den Nähr- und Schadstoffgehalten in Fichten- und Kiefernadeln, zum Waldbodenzustand und den Nährstoffvorräten im Waldboden, die im Bezug auf die in Kapitel 1 dargestellte Zielsetzung besonders wesentlich erscheinen, wurden in Übersichtskarten dargestellt. Hierzu wurde jeder Rasterpunkt einer Klasse zugeordnet und mit einem Klassensymbol versehen. Als Klassen wurden entweder die o.a. Bereiche der Summenhäufigkeitsverteilung verwendet oder es wurden für die Parameter, für die Klassifizierungsvorschläge zur ökochemischen Beurteilung hinsichtlich Nährstoffangebot, Säuretoxizität und Kalkungsbedürftigkeit vorliegen (vgl. MEIWES u.a. 1984), Klassengrenzen im Anhalt an diese Klassifizierungsvorschläge festgelegt. Diese Übersichtskarten erlauben einen Einblick in die regionale Verteilung der wesentlichsten Immissions-, Nährstoff- und Schadcharakteristika, zeigen regionale Schadensschwerpunkte sowie Bereiche mit besonders gefährdeten Waldböden auf und können so zur Steuerung von notwendigen Maßnahmen zur Erhaltung bzw. Wiederherstellung leistungsfähiger Waldökosysteme benutzt werden.

3.2 Kronenzustand der Bäume

3.2.1 Terrestrische Waldschadenserhebung

Im Rahmen der terrestrischen Waldschadenserhebung werden an allen 143 Rasterpunkten seit 1984 jeweils 24 Probebäume hinsichtlich ihrer relativen Nadel- oder Blattverluste sowie der Vergilbung der verbliebenen Nadel-/Blattmasse beobachtet (vgl. Kap. 2.1 und 2.2.1). Zur Charakterisierung des Waldzustands zum Zeitpunkt der Probebaumfällung für die quantitativen Zweighbonituren und Nadelprobennahme sowie der Bodenzustandserhebung wurden für dieses Projekt die Daten des Jahres 1989 verwendet.

Über alle Baumarten und Altersklassen waren 1989 an allen 143 Rasterpunkten in Rheinland-Pfalz 50 % der Bäume ohne sichtbare Schadensmerkmale (Stufe 0). Schwach geschädigt (Stufe 1) waren 40 % der Bäume und der Anteil deutlicher Schäden (Stufe 2 - 4) betrug 10 % (Tab. 3.1).

Tab. 3.1: Waldschäden 1989 in Rheinland-Pfalz nach Baumarten und Altersstufen (%)

Schadstufe	ohne Schadensmerkmale			schwach geschädigt			deutlich geschädigt			Summe geschädigt oder geschwächt		
	0			1			2 - 4			1 - 4		
Baumart Alter	< 60	> 60	ges.	< 60	> 60	ges.	< 60	> 60	ges.	< 60	> 60	ges.
Fichte	80	22	59	16	60	32	4	18	9	20	78	41
Kiefer	54	35	43	43	58	52	3	7	5	46	65	57
Sonst. Ndb.	87	26	78	12	66	20	1	8	2	13	74	22
Buche	69	21	37	28	55	46	3	24	17	31	79	63
Eiche	62	23	37	31	61	50	7	16	13	38	77	63
Sonst. Lbb.	65	33	57	32	34	32	3	33	11	35	67	43
Summe	72	25	50	24	57	40	4	18	10	28	75	50

Ältere Bestände (über 60 Jahre) sind bei allen Baumarten wesentlich stärker geschädigt als jüngere Bestände (bis 60 Jahre). So liegt der Anteil deutlich geschädigter Bäume in der Altersstufe über 60 Jahre mit 18 % über viermal so hoch wie in der Altersstufe bis 60 Jahre (4 %).

Die stärksten Schäden weist die Laubbaumart Buche auf, bei der über alle Alter 17 % und in der Altersstufe über 60 Jahre 24 % der Bäume deutlich geschädigt sind. Weitere Details zu den einzelnen Baumarten können bei HEIDINGSFELD und IMMETSBERGER (1989) nachgeschlagen werden.

Der Anteil deutlich geschädigter Bäume variiert an den 143 Rasterpunkten zwischen 0 und 92 %. Der 98 %-Wert der Summenhäufigkeit liegt aber nur bei 46 % deutlich geschädigter Bäume je Punkt. Die große Gesamtspanne ergibt sich also wegen weniger Extremwerte, die meist auf Sonderstandorte zurückzuführen sind. Die Punkte mit den drei höchsten Werten deutlich geschädigter Bäume liegen zum Beispiel in Eichen-Niederwald- oder Schutzwaldbestockungen auf extrem flachgründigen Felshängen an der Mittelmosel, am Mittelrhein und im Nordpfälzer Bergland südlich der Nahe (vgl. Karte 3.1).

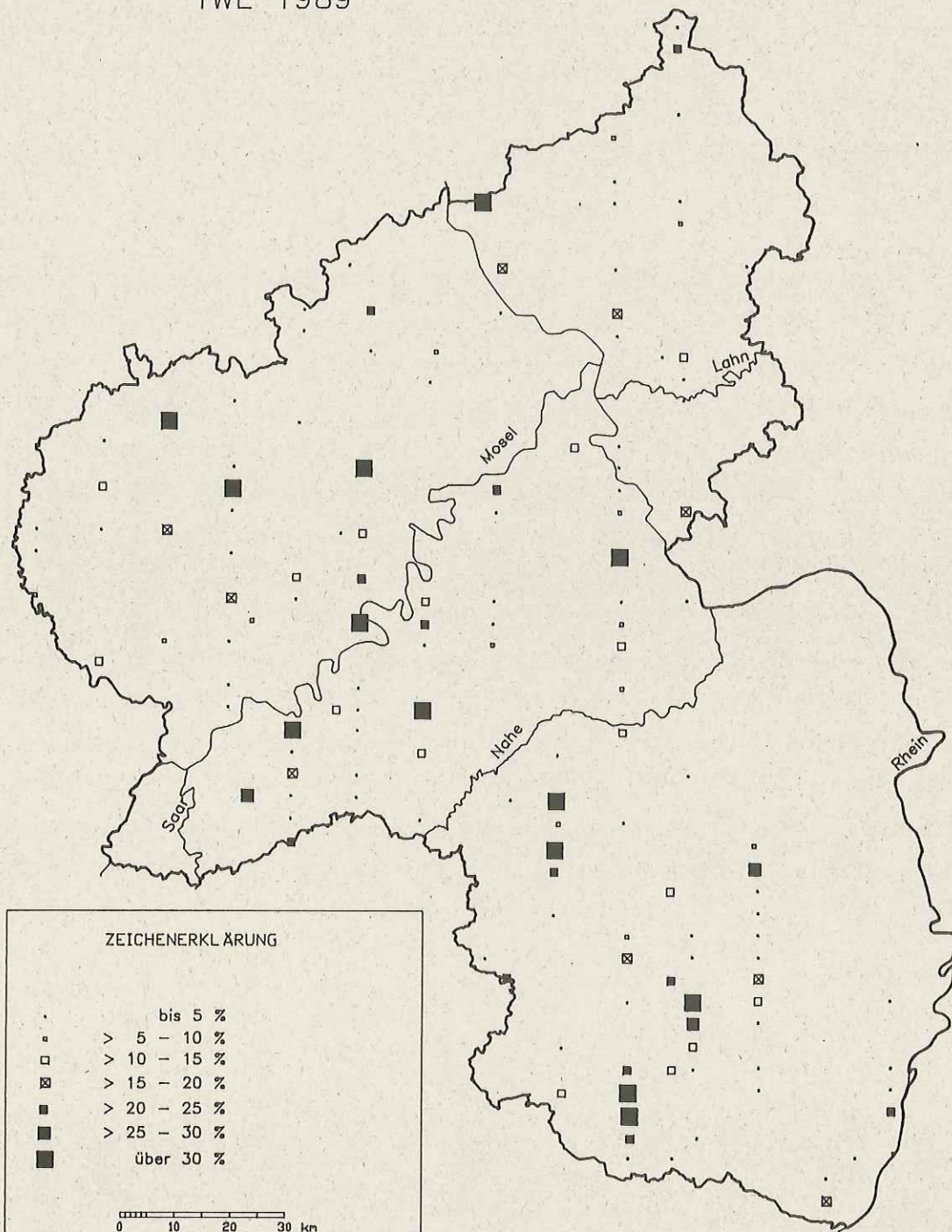
Insgesamt weisen 63 % der Punkte geringe bis durchschnittlich starke Schäden (bis 10 % Stufe 2-4) auf. Weitere 17 % der Punkte haben einen erhöhten Anteil von 10 - 20 % deutlichen Schäden. An 11 % der Punkte beträgt dieser Anteil schon 20 - 30 %, sodaß hier eine Gefährdung der waldbaulichen Zielsetzung nicht mehr auszuschließen ist. An 13 Aufnahmepunkten (9 %) liegt der Anteil deutlich geschädigter Bäume über 30 %. Dieser Grenzwert wird in Hauptschadensgebieten nicht nur als ein erheblicher Anteil geschädigter Einzelbäume, sondern als der Beginn gravierender Bestandesschäden definiert (z.B. FÖRSTER 1989, PELZ 1990).

Die Verteilung der Rasterpunkte mit überdurchschnittlich hohen Anteilen deutlich geschädigter Bäume (Stufe 2 - 4) zeigt zumindest andeutungsweise Schadensschwerpunkte im Pfälzerwald und im westlichen Hunsrück sowie punktuelle Maxima in den höheren Lagen der westlichen und östlichen Eifel (Karte 3.1). Für diese rasterpunktbezogene Darstellung des Anteils deutlich geschädigter Bäume ist die bewährte Klassifizierung in 5-Prozent-Stufen der bundesweiten Waldschadenserhebung übernommen worden (BML 1989).

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Kronenzustandserhebung

Karte 3.1 : Anteil deutlich geschädigter Bäume (Stufen 2-4)
pro Rasterpunkt
alle Baumarten, alle Alter
TWE 1989



3.2.2 Quantitative Zweigbonituren

Anzahl und Vollständigkeit der Nadeljahrgänge von Koniferen gelten als wichtiger sensitiver Bioindikator für die Belastung der Bäume durch unterschiedliche Stressoren (KNABE 1983). Im Rahmen der IWE'83 ist an Zweigen aus dem **siebten Quirl** der gefälltten Probefichten die Benadelung der Hauptachse jahrgangsweise in 10-%-Stufen eingeschätzt worden. Aus der Gesamtbenadelung, die dort als Summe maximal den Wert 70 erreichen kann, sind Hinweise auf eine potentielle Waldgefährdung abgeleitet worden (HEIDINGSFELD u.a. 1985). Damals konnte aber kein Zusammenhang zwischen diesen Gesamtbenadelungswerten vom siebten Quirl und den Ergebnissen der okularen Nadelverlustschätzung an der Gesamtkrone derselben Bäume festgestellt werden. Es wurde vermutet, daß der siebte Quirl zwar ein geeigneter Ort zur definierten Probennahme für chemische Nadelanalysen ist, zur Beurteilung streßbedingter Nadelverluste möglicherweise aber noch zu nahe am Terminaltrieb des Baumes positioniert ist, wo die Nadeln aufgrund der apikalen Dominanz länger vital bleiben als an älteren und damit weiter unten befindlichen Astquirlen. Auch aus der Stehendbeurteilung des Kronenzustands von Fichten nach der Benadelungsdichte ist bekannt, daß sich beginnende Nadelverluste an Fichten als "Fenster" etwa drei Meter unterhalb der Baumspitze ("Sub-Top-Dying") äußern (SCHRÖTER u. ALDINGER 1985).

Die Zahl der benadelten Jahrestriebe an Fichte ist außerdem von der Höhenlage des Standorts abhängig. Deshalb können in den höchsten Lagen unserer Mittelgebirge auch acht oder neun Nadeljahrgänge als normal betrachtet werden (SCHMIDT-VOGT 1983). Dies ist am siebten Quirl jedoch unmöglich festzustellen. Außerdem wurde beobachtet, daß der älteste, also der unmittelbar vom Stamm abzweigende Jahrestrieb eines Quirls etwa vom fünften Quirl an fast immer unbenadelt ist. Der bei voller Benadelung geforderte und rechnerisch maximal mögliche Gesamtbenadelungswert 70 wird am siebten Quirl also auch von völlig intakten Bäumen nicht erreicht. Im Rahmen dieses Projekts sollte daher geprüft werden, ob weiter unten gelegene Quirle besser zur Bioindikation geeignet sind als der siebte. Anzahl und Vollständigkeit der Nadeljahrgänge sind deshalb nicht nur am siebten, sondern auch am elften und fünfzehnten Quirl erfaßt und daraus Summenwerte der Gesamtbenadelung (GB-Werte) berechnet worden. Dabei zeigte sich, daß die absoluten GB-Werte am siebten Quirl zwischen 5 und 48 variieren. Am elften Quirl reichen sie dagegen bis 79 und am fünfzehnten Quirl vereinzelt bis 93.

Ein großer Teil der Fichten, die am siebten Quirl maximal 5 Nadeljahrgänge aufweisen (GB-Werte bis 50) haben am elften oder fünfzehnten Quirl bis zu 8 oder sogar gut 9 Nadeljahrgänge (Tab. 3.2). In der Regel sind am elften Quirl etwa 2 Nadeljahrgänge mehr vorhanden als am siebten Quirl, während die GB-Werte des fünfzehnten Quirls gleichmäßig um diejenigen des 11. Quirls streuen. Das belegt, daß der siebte Quirl die tatsächliche Benadelung einer Fichte nicht vollständig wiedergibt. Damit muß die Ableitung von Hinweisen auf eine potentielle Waldgefährdung, wie sie mit dem Datenmaterial der IWE versucht worden ist (KNABE 1983, HEIDINGSFELD u.a. 1985), zwangsläufig zu einer Überzeichnung der tatsächlichen Belastung führen.

Tab. 3.2: Verteilung der Gesamtbenadelungswerte (GB) am 7., 11. und 15. Quirl der gefälltten Probefichten (N = 179)

Quirl	Gesamtbenadelungswert (GB)										nicht bonitierbar ¹⁾
	1-10	11-20	21-30	31-40	41-50	51-60	61-70	71-80	81-90	91-100	
7.	3	14	51	88	17	-	-	-	-	-	6
11.	4	2	3	16	25	39	19	7	1	-	63
15.	-	5	6	9	25	19	16	5	4	1	89

¹⁾ wegen Peitschschäden durch Dichtstand oder Astbrüchen infolge der Fällung

Da der siebte Quirl im Vergleich zum elften systematisch weniger Nadeljahrgänge anzeigt (Abb. 3.1 oben), die Wertepaare des elften und fünfzehnten Quirls bei relativ großer Streuung aber vergleichsweise gleichmäßig um die Winkelhalbierende verteilt sind (Abb. 3.1 unten), wird in diesem Projekt der elfte Quirl zur Beurteilung der Waldbelastung herangezogen. Die hierfür im Rahmen der IWE '79 in Nordrhein-Westfalen entwickelte Bewertungsskala ging von sieben vollständig benadelten Nadeljahrgängen (GB-Wert 70) als Maß für den Normalfall voll benadelter Fichten aus. Da die Zahl der benadelten Jahrestriebe an Fichte jedoch von der Höhenlage über NN abhängig ist (SCHMIDT-VOGT 1983), wird hier wieder die bewährte Transformation der Gesamtbenadelungswerte in eine höhenstufenunabhängige Klasseneinteilung angewendet, die im Rahmen der IWE '83 in Rheinland-Pfalz entwickelt wurde. Bei dieser Transformation werden unter 200 m über NN fünf Nadeljahrgänge, bis 300 m sechs, bis 500 m sieben, bis 700 m acht und über 700 m über NN neun Nadeljahrgänge als normal und damit als 100 % Gesamtbenadelung (GB) betrachtet.

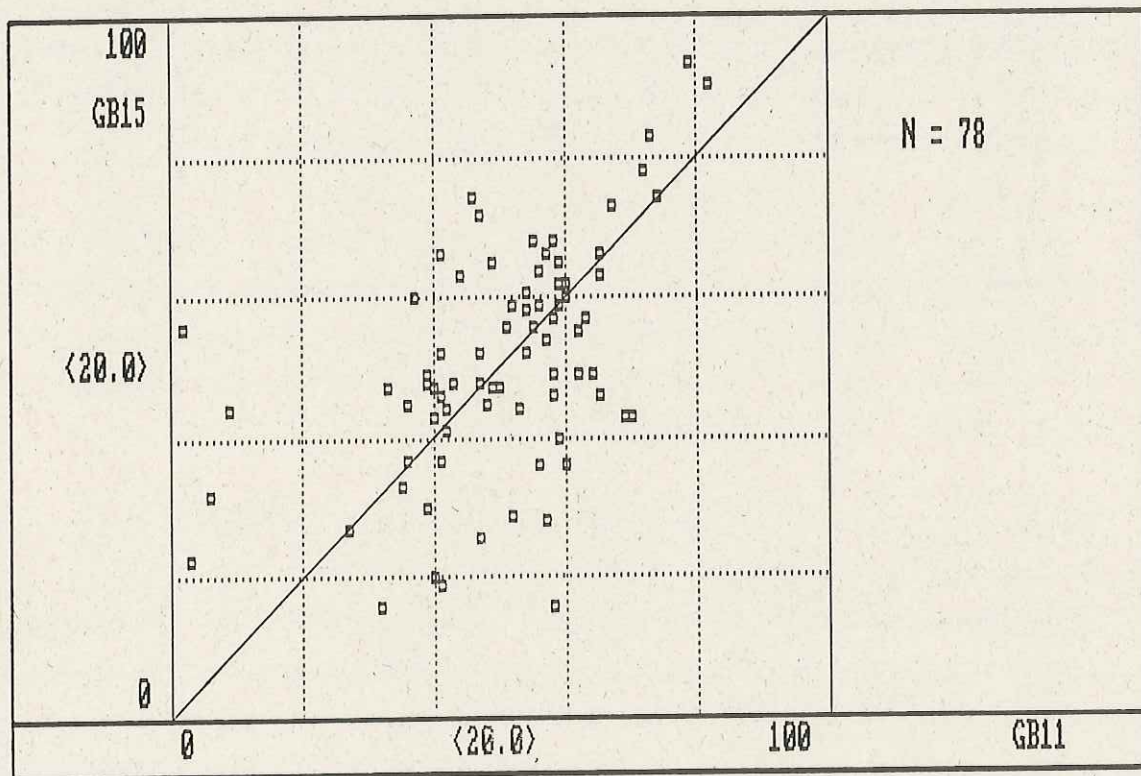
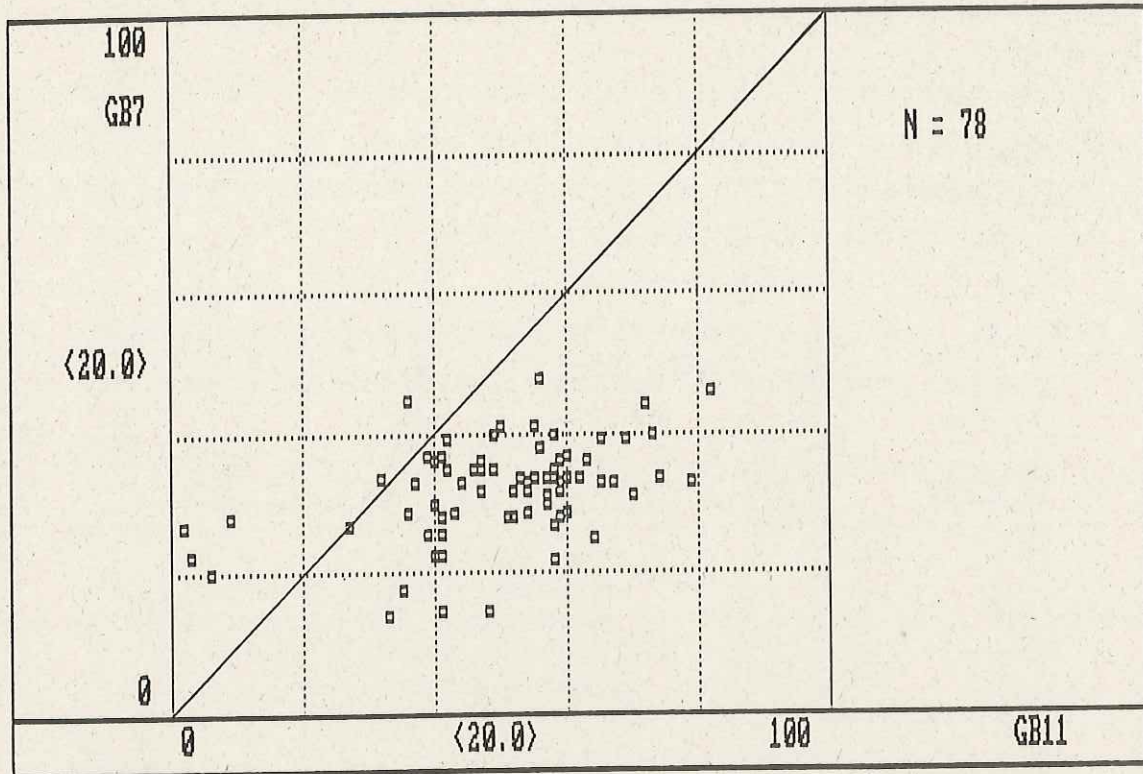


Abb. 3.1: Einzelbaumweiser Vergleich der Gesamtbenadelungswerte am 11. Quirl (GB11) mit den GB-Werten des 7. Quirls (GB7) (oben) und mit den GB-Werten des 15. Quirls (GB15) (unten).

Mit Hilfe dieser Korrekturfaktoren lassen sich die an den Probezweigen ausgezählten GB-Werte in prozentuale Gesamtbenadelungen (%-GB) umrechnen. Die Charakterisierung der Rasterpunkte erfolgt schließlich nach einer höhenstufenunabhängigen Klasseneinteilung (Tab. 3.3, HEIDINGSFELD u.a. 1985).

Tab. 3.3: Klassen unterschiedlicher Waldbelastung; abgeleitet aus der prozentualen Gesamtbenadelung (%-GB) von Fichten und Kiefern

Klasse	%-GB	Hinweis auf Waldbelastung
1	> 80	kein Hinweis
2	> 75 - 80	mögliche Waldbelastung
3	> 63 - 75	beginnende Waldbelastung
4	> 50 - 63	starke Waldbelastung
5	0 - 50	sehr starke Waldbelastung

Diese Klassifizierung gibt Auskunft über das mittlere Ausmaß unspezifischer, äußerlich sichtbarer Belastungssymptome an Probebäumen des jeweiligen Stichprobenpunktes, jedoch nicht über die Art und Wirkungsweise möglicher Stressoren.

An 21 von 50 Fichten-Punkten (42 %), an denen eine Zweigbonitur am 11. Quirl der gefällten Probefichten möglich war, sind keine Hinweise auf eine Waldbelastung gegeben, 18 Punkte (36 %) zeigen Hinweise auf eine mögliche oder beginnende Waldbelastung und an 11 Fichten-Punkten (22 %) weist die prozentuale Gesamtbenadelung auf starke oder sehr starke Waldbelastung hin (Karte 3.2).

Für die Baumart Kiefer, die hier erstmals in diese Beurteilung einbezogen wird, ist im Rahmen von Waldschadenserhebungen in Rheinland-Pfalz ein ähnliches Verfahren zur Berechnung von Gesamtbenadelungswerten entwickelt worden (FRAUDE 1987). Bei diesem Verfahren wird die Benadelung an Ästen aus der voll belichteten Oberkrone der zu bonitierenden, stehenden Kiefer jahrgangsweise auf Vollständigkeit oder Benadelungslücken untersucht. Zur Berechnung des Gesamtbenadelungswertes (GBW) gehen vollständig benadelte Triebe mit dem Benadelungswert 1.0, Triebe mit überwiegend vorhandener Benadelung mit dem Benadelungswert 0.75, in Resten vorhandene Benadelung mit dem Benadelungswert 0.25 und Jahrestriebe ohne jegliche Nadeln mit dem Wert 0 in die Summenbildung ein. Eine Kiefer mit 3 vollständigen Nadeljahrgängen hat dann z.B. den Gesamtbenadelungswert (GBW) 3,0.

Da vitale Kiefern in Rheinland-Pfalz im Sommer in der Regel drei Nadeljahrgänge aufweisen, durchaus aber auch vier und selten sogar fünf Nadeljahrgänge haben können, werden drei Nadeljahrgänge (GBW 3,0) als Normalfall vollständig benadelter Kiefern betrachtet. FRAUDE (1987) definierte den GBW 2,75 als Grenzwert gerade noch ungeschädigter Kiefern (10 % relativer Nadelverlust = Stufe 0). Um diese Kiefern-GBWerte mit den Fichten-GB-Werten vergleichbar zu machen, werden sie ebenfalls in prozentuale Gesamtbenadelungswerte (%-GB) transformiert. Da die Probebaumfällung im Winter stattfand, wenn der älteste Nadeljahrgang aufgrund natürlicher Seneszenz nur noch in Resten vorhanden ist, wird hier der GBW 2,5 als normal und damit als 100 % Gesamtbenadelung betrachtet. Die Punktcharakterisierung erfolgt dann nach derselben Klasseneinteilung wie bei Fichte (Tab. 3.3). Im Winter wird somit an allen Rasterpunkten mit einem mittleren GBW $> 2,0$ (=80 % von 2,5) kein Hinweis auf eine Waldbelastung konstatiert.

Das Verfahren zur Berechnung von Gesamtbenadelungswerten an Kiefer ist zur zügigen Bonitierung stehender Bäume entwickelt (FRAUDE 1987) und bisher noch nicht in größerem Stil an liegenden Bäumen überprüft worden.

Das systematisch über alle Standorte und Kiefernorkommen des Landes verteilte Kollektiv der in diesem Projekt gefällten Probekiefern bot sich erstmalig zu einer solchen Plausibilitätsprüfung an. Zu diesem Zweck sind von allen gefällten und zuvor stehend bonitierten Kiefern jeweils 10 Äste aus der Oberkrone entnommen und die Vollständigkeit der Benadelung jahrgangsweise in 10-%-Stufen eingeschätzt und über die 10 Äste gemittelt worden. Daraus wurden, wie bei Fichte, Gesamtbenadelungswerte berechnet, die bei höchstens vier Nadeljahrgängen an Kiefer maximal den Wert 40 erreichen können.

Die einzelbaumweise Gegenüberstellung der Gesamtbenadelungswerte nach Stehendbonitierung (GBW) und der errechneten GB-Werte von den jeweils 10 Probezweigen vom liegenden Baum (GBKI) ergab eine gute Übereinstimmung und einen für solche Bonitierungen sehr engen statistischen Zusammenhang (Abb. 3.2).

Dieses Ergebnis stellt eine überzeugende Bestätigung der Treffsicherheit okularer Nadeljahrgangsschätzungen an stehenden Kiefern nach der Methode FRAUDE (1987) dar. Bei künftigen Zweigbonituren an Kiefer könnte deshalb auf die zeit- und arbeitsaufwendige Bonitierung von jeweils 10 Probezweigen verzichtet und stattdessen allein auf die wesentlich zügiger durchzuführende Stehendbonitierung mit dem Fernglas oder Spektiv zurückgegriffen werden.

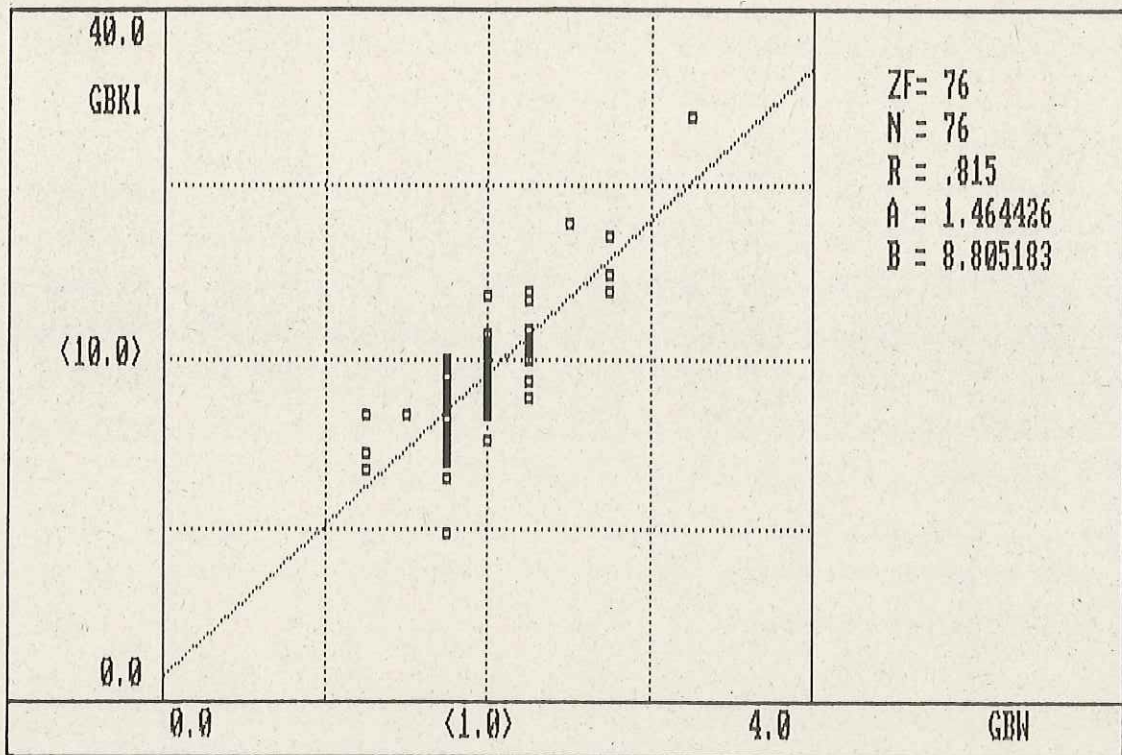


Abb. 3.2: Einzelbaumweiser Vergleich der Gesamtbenadelungswerte an Kiefer aus Stehendbonitierung (GBW) mit den errechneten den errechneten GB-Werten aus der Bonitierung von jeweils 10 Probezweigen vom liegenden Baum (GBKI)

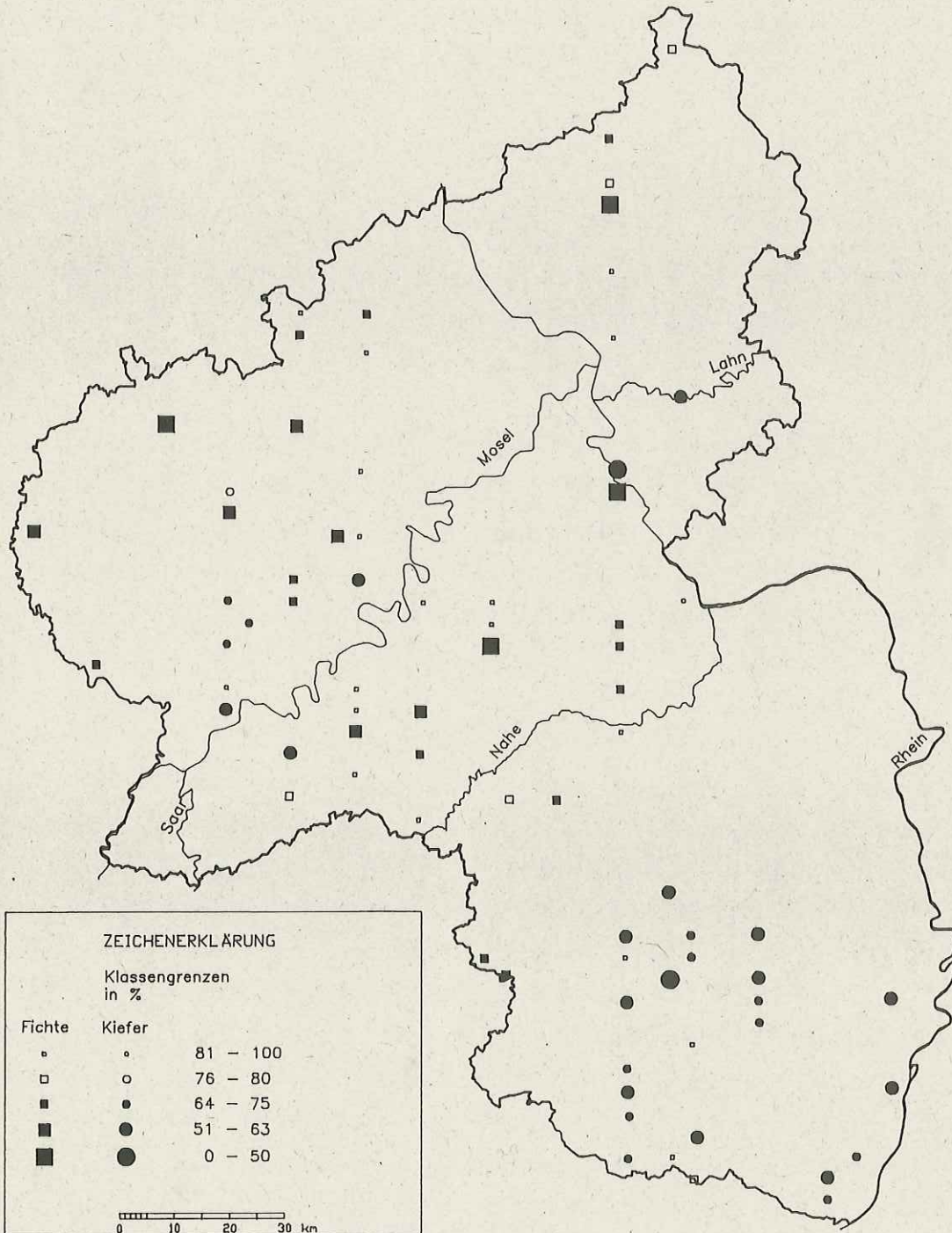
Bei der Kiefer sind lediglich an 2 von 30 untersuchten Rasterpunkten (7 %) keine oder nur mögliche Hinweise auf eine Waldbelastung gegeben, 12 Punkte (40 %) zeigen Hinweise auf eine beginnende, 14 Punkte (46 %) auf starke und an 2 Kiefern-Punkten (7 %) weist die prozentuale Gesamtbenadelung auf sehr starke Waldbelastung hin (Karte 3.2).

Nach der Umrechnung auf prozentuale Gesamtbenadelungen liegen für Kiefer wie für Fichte vergleichbare Werte vor, die nach Klassifizierung mit einer für beide Baumarten einheitlichen Belastungs-Skala (Tab. 3.3) in einer gemeinsamen Punkte-Karte dargestellt werden können (Karte 3.2). Die landesweite Bewertung beider Nadelbaumarten weist insgesamt an 21 von 80 untersuchten Rasterpunkten (26 %) auf starke und an 6 Punkten (8 %) auf sehr starke Waldbelastung hin. Punkte höherer Belastung liegen vor

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Kronenzustandserhebung 1989

Karte 3.2 : Prozentuale Gesamtbenadelung (%-GB)
der gefälltten Probebäume in Fichte und Kiefer



allem im Pfälzerwald, im Hunsrück und punktuell auch in den übrigen Landesteilen. Diese Schwerpunkte höherer Waldbelastung decken sich weitgehend mit der Verteilung von Punkten, die einen höheren Anteil deutlich geschädigter Bäume (Stufe 2-4) im Stichprobenkollektiv der terrestrischen Waldschadenserhebung (TWE) aufweisen (Karte 3.1). Demnach können alle höheren Lagen des Landes als Gebiete mit beginnender bis starker Waldbelastung verstanden werden, die sich auch in einer Konzentration von Beständen mit deutlichen Symptomen physiologischer Schädigungen ausdrückt. Daß die Ergebnisse der Belastungsinventur mit Hilfe der drei Probebäume je Punkt jedoch nicht an jedem Rasterpunkt mit dem Ergebnis der terrestrischen Waldschadenserhebung identisch ist, hat stichprobentheoretisch naheliegende Gründe, die später (Kap. 4.1.1) zu diskutieren sind.

3.3 Nähr- und Schadstoffgehalte in Fichten- und Kiefernadeln

Eine Einschätzung der Nährstoffversorgung und Schadstoffbelastung von Waldbäumen anhand chemischer Nadelanalysen ist mit zahlreichen äußeren Restriktionen verbunden. Daher kann eine solide Interpretation der Analysenwerte nur unter Berücksichtigung aller Rahmenbedingungen, nach weitgehender Standardisierung von Probengewinnung und Analyse sowie aufgrund einer möglichst objektiven Bewertung mit Hilfe des größtmöglichen Datenpools methodisch vergleichbarer Referenzdaten erfolgen.

Landesweite Nadelanalysen auf der Basis eines Stichprobenrasters, wie in diesem Projekt oder bei der IWE'83, erfüllen die Forderung nach standardisierter Probennahme und -analyse relativ gut. Dies erfordert aber auch eine standardisierte Interpretation der Ergebnisse und nicht nur eine schematische Bewertung der Analysenbefunde hinsichtlich Nährstoffmangel oder Schadstoffbelastung anhand von Referenzwerten aus der Literatur.

Solche "Grenzwerte" für eine systematische Interpretation von Nadelanalysen wurden bisher immer für spezielle Untersuchungen hergeleitet. Die in der einschlägigen Fachliteratur genannten Schwellenwerte für optimale, schwache oder Mangel-Versorgung sind daher nicht allgemeingültig, sondern speziell vor dem Hintergrund des jeweiligen Untersuchungsziels und der daraus resultierenden Versuchsanlage zu betrachten. Der erste und bisher einzige Versuch einer überregionalen Bewertung von Nadelanalysen

aus der IWE'83 führte daher auch erst nach mühevoller Standardisierung bereits ermittelter Analysenwerte mit Hilfe regressionsanalytischer Korrekturen und einer wertfreien Klassifizierung anhand projektinterner Perzentilgrenzen zu bundesweit vergleichbaren Ergebnissen (KNABE u.a. 1988). Daraus ist für dieses Projekt die Lehre gezogen worden, alle denkbaren Einflußfaktoren (Kap. 2.3.2) zu erfassen und möglichst einzugrenzen.

Zur Vermeidung von Fehlinterpretationen werden die nadelanalytischen Befunde der wichtigsten Elemente in diesem Bericht prinzipiell in drei Bewertungsschritten beschrieben: Im ersten Schritt wird eine völlig wertfreie, rein deskriptive Auswertung aller in diesem Projekt vorkommenden Analysewerte nach den projektinternen Perzentilgrenzen der Summenhäufigkeiten (vgl. Kap. 3.1) vorgenommen. Die Werte dieser Perzentilgrenzen werden im zweiten Schritt mit den Werten der gleichen Perzentilgrenzen aus der IWE'83 verglichen und damit in den Rahmen eines größeren Vergleichskollektivs gestellt. Die Proben der IWE '83 waren zwar nicht an denselben Stichprobenpunkten gewonnen worden. Da es sich aber auch um eine landesweite systematische Stichprobe gehandelt hatte, wird unterstellt, daß sie das gesamte Spektrum möglicher Werte ebenfalls erfaßt hat und die Perzentilgrenzen damit etwa vergleichbar sein müßten. Erst im dritten Schritt sollen - vorsichtig und unter Vorbehalt - Hinweise für eine ernährungsphysiologische Bewertung anhand von Referenzwerten und regionalen Erfahrungen folgen.

3.3.1 Nährstoffversorgung

3.3.1.1 Stickstoff (N)

Stickstoff liegt in Pflanzen z.B. in Form von Aminen, Aminosäuren oder Nucleinsäuren vor, hauptsächlich jedoch in Form von Proteinen, die wichtige Bausteine von Enzymen sind. Über die Enzyme ist Stickstoff an allen Stoffwechselfvorgängen beteiligt. Stickstoffmangel hat daher negative Auswirkungen auf den gesamten Stoffwechsel der Pflanzen. Er äußert sich z.B. durch verringertes Wachstum, Kurznadeligkeit und fahle, hellgrüne Nadelfarbe.

Unter normalen Umständen kann Stickstoff aus älteren Nadeln wieder mobilisiert und im Baum transloziert, das heißt im aufsteigenden Saftstrom verlagert und neuen Trieben zugeführt werden. Im ersten, das heißt jüngsten Nadeljahrgang ist folglich immer mehr Stickstoff zu erwarten als im dritten Nadeljahrgang. Diese Regelmäßigkeit wird

auch in diesem Projekt bestätigt, denn an den Probe-Fichten dieses Katasters liegt der Mittelwert (Median) aller Rasterpunkte in den einjährigen Nadeln bei 1,48 % N in der Trockensubstanz (TS) und in den dreijährigen Nadeln bei 1,36 % N i.TS (Tab. 1.1, Anhang 2). Die Beurteilung potentieller Stickstoffengpässe kann sich daher vorwiegend auf die Nadelspiegelwerte des ersten Nadeljahrgangs beziehen, denn wenn sich hier eine Unterversorgung andeutet, manifestiert sie sich im 3. Nadeljahrgang erst recht.

Die mittlere Stickstoffversorgung je Rasterpunkt, die sich aus der Analyse einer Mischprobe von jeweils 3 Probestämmen ergibt, reicht an den Fichten-Punkten im ersten Nadeljahrgang von 1,19 % N bis 1,72 % N i.TS. Knapp 15 % der Fichten-Punkte liegen unter 1,32 % N und 35 % unter 1,45 % N i. TS (Tab. 1.1, Anhang 2). Diese Werte stimmen ebenso wie die beiden höheren Perzentilgrenzen - mit Abweichungen von wenigen Hundertstel Prozent - völlig mit denen der IWE'83 überein (Tab. 2, Anhang 2). Folglich scheint die Stickstoffversorgung der Fichten in Rheinland-Pfalz tatsächlich in diesem Rahmen zu liegen.

An den Kiefern-Punkten reicht die Stickstoffversorgung im ersten Nadeljahrgang von 1,23 % N bis 1,93 % N i. TS, mit einem 15-Perzentil von 1,46 % N und dem 35-Perzentil bei 1,59 % N i.TS (Tab. 1.2, Anhang 2).

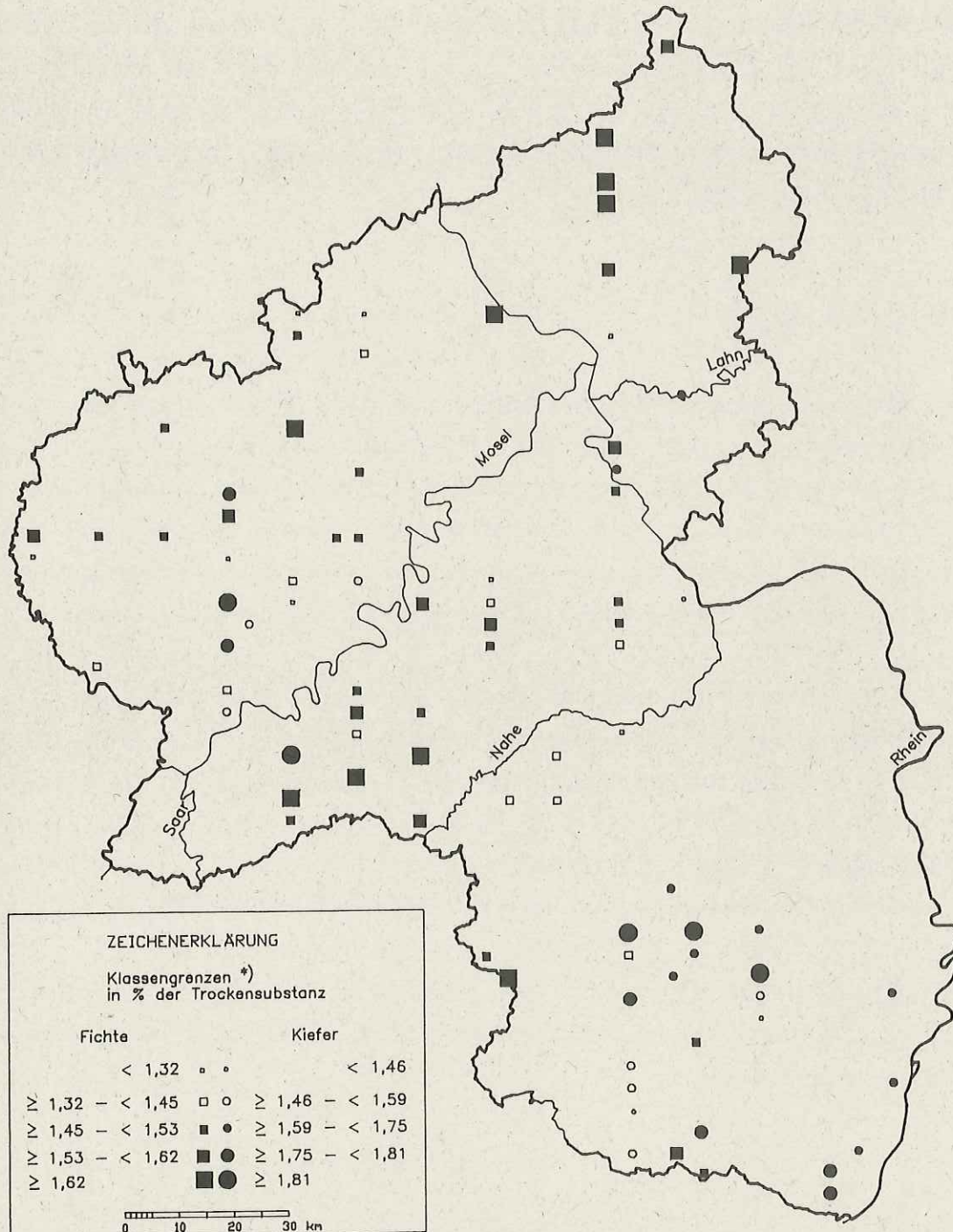
Rasterpunkte, die zur Klasse der 35 % relativ am geringsten mit Stickstoff versorgten Punkte gehören, liegen über alle Landesteile verteilt. Ihre regionale Verteilung zeigt jedoch eine gewisse Häufung im Bereich der Moseleifel, der nordöstlichen Eifel, beiderseits der Nahe und im südlichen Pfälzerwald. Am besten ist die Stickstoffversorgung vor allem an einigen Punkten im Westerwald, im westlichen Hunsrück und im nördlichen Pfälzerwald (Karte 3.3).

Die, bezogen auf das Land Rheinland-Pfalz relativ schwächer stickstoffversorgten Punkte geben in der Regel jedoch wenig Hinweise auf ausgeprägte Unterversorgungen mit Stickstoff. Für einjährige Fichten-Nadeln wird eine Stickstoffkonzentration von 1,8 % als optimal bewertet (STEFAN 1980). Mehrere Autoren halten 1,5 % N für nicht mehr ausreichend (GUSSONE 1964, REEMTSMA 1979, STEFAN 1980). REEMTSMA (1979) bezeichnet 1,4 % N in Übereinstimmung mit BERGMANN (1983) als mäßig und bei 1,3 % N sieht er gemeinsam mit SMIDT und STEFAN (1980) den Bereich echten Mangels erreicht. Daraus folgt, daß nur für die Rasterpunkte der Klasse bis 15 % der Summenhäufigkeit (N-Werte < 1,32 %) Hinweise auf Stickstoffmangel vorliegen. Etwa 85 % der Fichten-Punkte in Rheinland-Pfalz weisen demnach keinen Stickstoffmangel auf.

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Nadelanalyse 1989

Karte 3.3 : Nährstoffversorgung der Fichten- und Kiefernadeln
Stickstoff (N), Fichte und Kiefer 1. Nadeljahrgang



*) ermittelt aus Summenhäufigkeitsverteilung
(vgl.Kap. 3.1)

Da die Stickstoffkonzentration nach EVERS (1986) bei normal versorgten Fichten im dritten Nadeljahrgang ca. 0,1 % unter derjenigen des ersten Nadeljahrgangs liegt, kann diese Bewertung auch auf die Analysenwerte des dritten Nadeljahrgangs an Fichte übertragen werden (vgl. Tab. 1.1, Anhang 2).

Auch bei den Kiefern ist nur an wenigen Punkten Stickstoffmangel gegeben. Auf der Basis langjähriger, umfangreicher Untersuchungen an nordostdeutschen Kiefern bezeichnen KRAUSS u.a. (1986) Stickstoffgehalte unter 1,48 % N (entspricht dem 15-Perzentil der Kiefern aus Rheinland-Pfalz) als niedrig, jedoch noch nicht als sehr niedrig ($< 1,27$ %). Ebenso wie bei den Fichten ist die Stickstoffversorgung demnach an 85 % der Kiefern-Punkte als mittel, hoch oder sehr hoch zu bezeichnen. Eine wachstumsschädigende Überernährung mit Stickstoff ($> 2,36$ % N) ist in Rheinland-Pfalz nicht festgestellt worden.

3.3.1.2 Phosphor (P)

Phosphor ist ein essentieller Pflanzennährstoff, der in der Pflanze an fast allen biochemischen Prozessen beteiligt ist. Er wird vor allem bei der Umwandlung von Sonnenenergie in pflanzeneigene Energie und bei der Energieübertragung in biochemischen Prozessen benötigt. Phosphor ist ein wichtiger Bestandteil einiger Enzyme, der Zellmembranen sowie der Nukleinsäuren im Zellkern. Bei extremem Phosphormangel ist das Wachstum gehemmt und Blätter und Nadeln verfärben sich rötlich bis rotviolett.

Phosphor kann wie Stickstoff ebenfalls nach dem Einbau wieder mobilisiert und mit dem Saftstrom in neue Triebe verlagert werden. Folglich ist im ersten Nadeljahrgang auch mehr Phosphor zu erwarten als im dritten Nadeljahrgang. Dementsprechend liegt die mittlere Phosphorversorgung aller Fichten-Punkte in Rheinland-Pfalz im ersten Nadeljahrgang mit 0,13 % P über dem Landesmittel (Median) des 3. Nadeljahrgangs (0,10 % P i. TS). Diese Differenz von 0,02 bis 0,03 % zwischen dem ersten und dritten Nadeljahrgang besteht durchgängig sowohl bei gering als auch bei gut phosphorversorgten Fichten (Tab. 1.1, Anhang 2). Die punktweise und regionale Beurteilung der Phosphorversorgung wird daher wie bei Stickstoff auf die Nadelspiegelwerte des ersten Nadeljahrgangs bezogen.

Die mittlere Phosphorversorgung je Rasterpunkt variiert an den **Fichten-Punkten** im ersten Nadeljahrgang von 0,09 % P bis 0,20 % P i. TS. Das 15-Perzentil liegt bei 0,11 % P und das 35-Perzentil bei 0,12 % P i. TS (Tab. 1.1, Anhang 2). Diese Werte liegen geringfügig niedriger (- 0,01 %) als die entsprechenden Perzentilgrenzen der IWE'83 (Tab. 2, Anhang 2).

An den **Kiefern-Punkten** reichen die Phosphorgehalte im ersten Nadeljahrgang von 0,05 % P bis 0,16 P i. TS. Weniger als 15 % der Kiefern-Punkte liegen unter 0,11 % P und 35 % unter 0,12 % P i. TS (Tab. 1.2, Anhang 2). Damit stimmen die 15- und 35-Perzentil-Werte bei Kiefer völlig mit den entsprechenden Perzentilgrenzen an Fichte überein. Da die 35- und 65-Perzentil-Werte an Kiefer identisch sind, liegt kein Punkt in der mittleren Klasse, dafür aber umso mehr in der zweithöchsten Klasse.

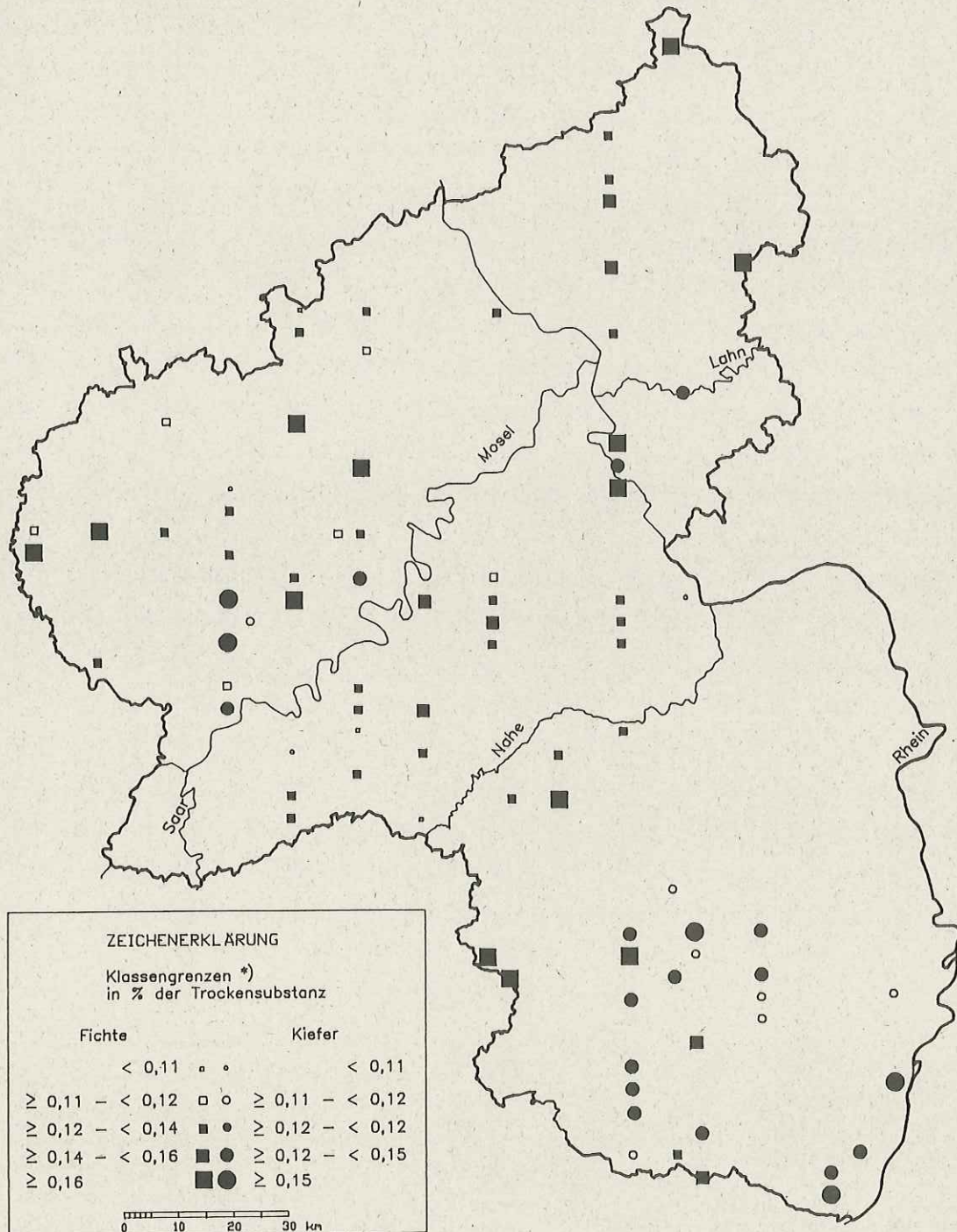
Die regionale Verteilung der relativ gering mit Phosphor versorgten Rasterpunkte zeigt große Ähnlichkeit mit der Verteilung relativ geringer Stickstoffversorgung. Auch beim Phosphor liegen vergleichsweise schwach versorgte Punkte (< 35 % der Summenhäufigkeit) vermehrt in der Eifel, im südlichen Pfälzerwald und - hier ein Unterschied zum Stickstoff - verteilt im gesamten Hunsrück. Punkte mit besonders hohen Phosphorgehalten bilden dagegen keine markanten großräumlichen Schwerpunkte. Sie kommen in allen Landesteilen relativ gleichmäßig verteilt vor (Karte 3.4).

Ebenso wie beim Stickstoff scheinen auch die Phosphorgehalte allenfalls an den 15 % geringstversorgten Punkten auf mögliche Versorgungsengpässe hinzuweisen, denn im ersten Nadeljahrgang von Fichten gelten 0,2 % P als optimal, 0,14 % P als nicht mehr ausreichend (REEMTSMA 1979) und unter 0,11 % P wird der echte Mangelbereich angesetzt (SMIDT u. STEFAN 1980). Da die Perzentilgrenzen bei Fichte und Kiefer identisch sind, kann das Fazit, Phosphormangel sei selten, für beide Baumarten gelten. KRAUSS u.a. (1986) bewerten an Kiefern Phosphorgehalte < 0,075 % als niedrig und < 0,048 % als sehr niedrig. Im Vergleich dazu wäre selbst der Minimalwert der Phosphorgehalte in den Kiefern aus Rheinland-Pfalz noch nicht sehr niedrig.

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Nadelanalyse 1989

Karte 3.4: Nährstoffversorgung der Fichten- und Kiefernadeln
Phosphor (P), Fichte und Kiefer 1. Nadeljahrgang



*) ermittelt aus Summenhäufigkeitsverteilung
(vgl. Kap. 3.1)

3.3.1.3 Kalium (K)

Kalium ist ein essentielles Nährelement, das in relativ hohen Gehalten in Pflanzen vorhanden ist. Es ist wichtig für den Wasserhaushalt der Pflanze, da es den Turgor der Zellen aufrecht erhält und die Regulation der Stomata verbessert. Kalium aktiviert zahlreiche Enzyme und hat damit erheblichen Einfluß auf die Photosyntheseaktivität, den Stofftransport und die Stoffeinlagerung. Außerdem erhöht es die Widerstandskraft der Pflanzen gegenüber Krankheitserregern und vor allem ihre Frostresistenz.

Kalium ist ein sehr bewegliches Nährelement, da es im Gegensatz zu anderen Nährstoffen nicht fest in die organische Substanz eingebaut wird. Deshalb kann es im auf- und absteigenden Saftstrom verlagert und bei Bedarf den neuen Trieben zugeführt werden. Der jüngste Nadeljahrgang enthält somit mehr Kalium als ältere Nadeln, zumal die tendenzielle Abnahme der Kaliumgehalte mit zunehmendem Nadelalter durch Auswaschungsvorgänge gefördert werden kann. Infolge Verdünnungseffekten in besonders groß ausgebildeten, langnadeligen jungen Trieben kann es aber auch zu relativ höheren Kalium-Werten in älteren Nadeln kommen (REEMTSMA 1979). Dieser Sonderfall ist an den Probestämmen dieses Projekts nicht vorgekommen. Ebenso wie der landesweite Median aller einjährigen **Fichten**-Nadeln mit 5400 mg Kalium/kg TS deutlich über dem Median der dreijährigen **Fichten**-Nadeln (4430 mg K/kg TS) liegt, hat der erste Nadeljahrgang bei allen Perzentilgrenzen deutlich höhere Werte als der dritte Nadeljahrgang. Die Differenz zwischen den Kaliumgehalten beider Nadeljahrgänge ist bei guter Kaliumversorgung jedoch größer als bei schwach versorgten **Fichten** (Tab. 1.1, Anhang 2).

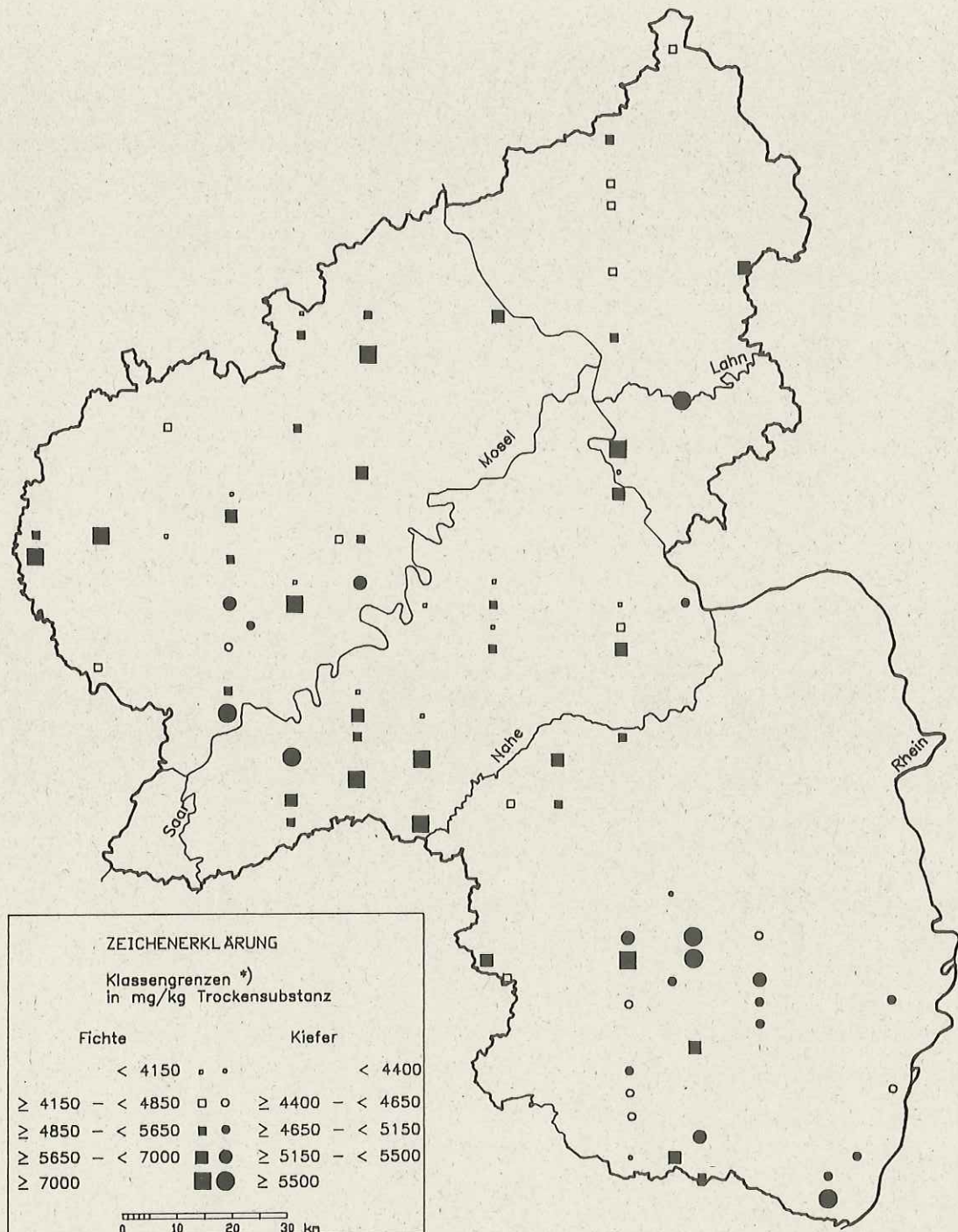
An den einzelnen Rasterpunkten mit **Fichten** reichen die Kaliumgehalte im ersten Nadeljahrgang von 3000 mg K/kg TS bis 7800 mg K/kg TS. An 15 % der **Fichten**-Punkte liegt die Kaliumversorgung im ersten Nadeljahrgang unter 4150 mg K/kg TS und an 35 % der Punkte unter 4850 mg K/kg TS (Tab. 1.1, Anhang 2). Diese Werte liegen ebenso wie das Minimum, Maximum und die beiden höheren Perzentilgrenzen deutlich unter den entsprechenden Werten der IWE'83 (Tab. 2, Anhang 2).

Die Kalium-Gehalte der **Kiefern**-Punkte variieren im ersten Nadeljahrgang zwischen 3400 mg K/kg TS und 6950 mg K/kg TS mit einem 15-Perzentil von 4400 und dem 35-Perzentil bei 4650 mg K/kg TS (Tab. 1.2, Anhang 2).

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Nadelanalyse 1989

Karte 3.5 : Nährstoffversorgung der Fichten- und Kiefernadeln
Kalium (K), Fichte und Kiefer 1. Nadeljahrgang



*) ermittelt aus Summenhäufigkeitsverteilung
(vgl. Kap. 3.1)

Rasterpunkte mit relativ geringer Kaliumversorgung (< 35 -Perzentil) liegen gehäuft im Westerwald, im östlichen und mittleren Hunsrück, im südlichen Pfälzerwald und unregelmäßig verteilt in der westlichen Eifel. Punkte mit den relativ besten Kaliumgehalten haben dagegen zwei Schwerpunkte im westlichen Hunsrück und im nördlichen Pfälzerwald (Karte 3.5).

Hinweise auf eine potentielle Unterversorgung mit Kalium können aus diesen Nadelspiegelwerten kaum abgeleitet werden. Entsprechend der großen Variabilität dieses Elements schwanken die in der einschlägigen Fachliteratur angeführten "Grenzwerte" zwischen 1500 - 3300 mg/kg (WEHRMANN 1983), bei häufiger Nennung von 3000 mg/kg (z.B. FIEDLER u.a. 1973, LANDOLT u.a. 1984) über 4000 mg/kg (HÜTTL 1985) bis zu 5180 mg/kg (BUCHER 1984). In Anlehnung an SMIDT und STEFAN (1980) können 4200 mg/kg vermutlich als nicht ausreichend bezeichnet und gemeinsam mit KNABE (1984) sowie REIGBER und BRAUN (1985) bei 3500 mg K/kg TS eine vorläufige Mangelgrenze angesetzt werden. Danach wären etwa 15 % der Fichtenpunkte in Rheinland-Pfalz nicht ausreichend kaliumversorgt und Kaliummangel würde allenfalls an 2 bis 3 % der Punkte zu vermuten sein. Für die in diesem Projekt untersuchten Kiefern gilt diese Bewertung entsprechend, denn selbst der Minimalgehalt von 3400 mg K/kg TS darf nach KRAUSS u.a. (1986) erst als niedrig, aber noch nicht als sehr niedrig bezeichnet werden.

3.3.1.4 Calcium (Ca)

Calcium ist für das Wachstum der Pflanzen unentbehrlich, da es die Zellvermehrung und -streckung fördert. Typische Mangelerscheinungen sind selten, da bei zu geringem Calciumangebot aus dem Boden eher Säureschäden auftreten. Die Calciumgehalte der Nadeln deuten daher an, ob die Basenversorgung der Bäume aus dem Boden noch ausreicht.

Calcium wird schwer mobilisierbar in die organische Substanz eingebaut. Daher findet mit zunehmendem Nadelalter eine stetige Anreicherung statt. Dreijährige Nadeln haben somit von Natur aus höhere Calciumgehalte als einjährige. An den Probe-Fichten dieses Projekts liegt der Median aller Rasterpunkte im ersten Nadeljahrgang bei 3600 mg Ca/kg TS gegenüber 6200 mg Ca/kg TS im dritten Nadeljahrgang. Hier wird folglich der dritte Nadeljahrgang zur Beurteilung der regionalen Verteilung möglicher Versorgungsengpässe an Fichte herangezogen. Da an den Kiefern nur der erste Nadeljahrgang beprobt worden war, wird die gemeinsame kartographische Darstellung der Einzelpunk

tergebnisse beider Baumarten (Karte 3.6) aus diesen beiden unterschiedlichen Nadeljahrgängen zusammengesetzt. Dies bereitet jedoch keine Probleme, da für die beiden Baumarten immer baumartenspezifische Perzentilklassifizierungen erstellt wurden.

Die Calciumversorgung je Rasterpunkt reicht an den Fichten-Punkten im dritten Nadeljahrgang von 1650 mg Ca/kg TS bis 19800 mg Ca/kg TS. Das 15-Perzentil liegt bei 3200 mg Ca/kg TS und 35 % der Fichten-Punkte weisen weniger als 4750 mg Ca/kg TS auf (Tab. 1.1, Anhang 2). Diese Werte liegen - ähnlich wie beim Kalium - tendenziell niedriger als die entsprechenden Perzentilgrenzen der IWE'83 (Tab. 2, Anhang 2). Diese Differenzen sind aber nicht sehr bedeutsam, da auch die Calciumgehalte eine sehr große Variabilität aufweisen.

Die Calciumgehalte der Kiefern-Punkte reichen im ersten Nadeljahrgang von 1650 mg/kg bis 3800 mg Ca/kg TS. Das 15-Perzentil liegt bei 1950 mg/kg und 35 % der Kiefern-Punkte haben weniger als 2100 mg Ca/kg TS in ihren einjährigen Nadeln. Damit ist das Minimum der Calciumversorgung in einjährigen Kiefern-Nadeln absolut identisch mit dem Minimum im dritten Nadeljahrgang bei Fichte und auch in vergleichbarer Größenordnung wie in den einjährigen Fichten-Nadeln. Mit steigenden Perzentilgrenzen schert die Differenz zwischen den Calciumgehalten in Kiefer und Fichte jedoch immer weiter auseinander. Die maximale Calciumversorgung in Kiefern-Nadeln liegt im Vergleich zur Fichte schließlich nur noch bei 31 % des Wertes im 1. Nadeljahrgang und bei 19 % des Maximums im dritten Nadeljahrgang (Tab. 1.2, Anhang 2).

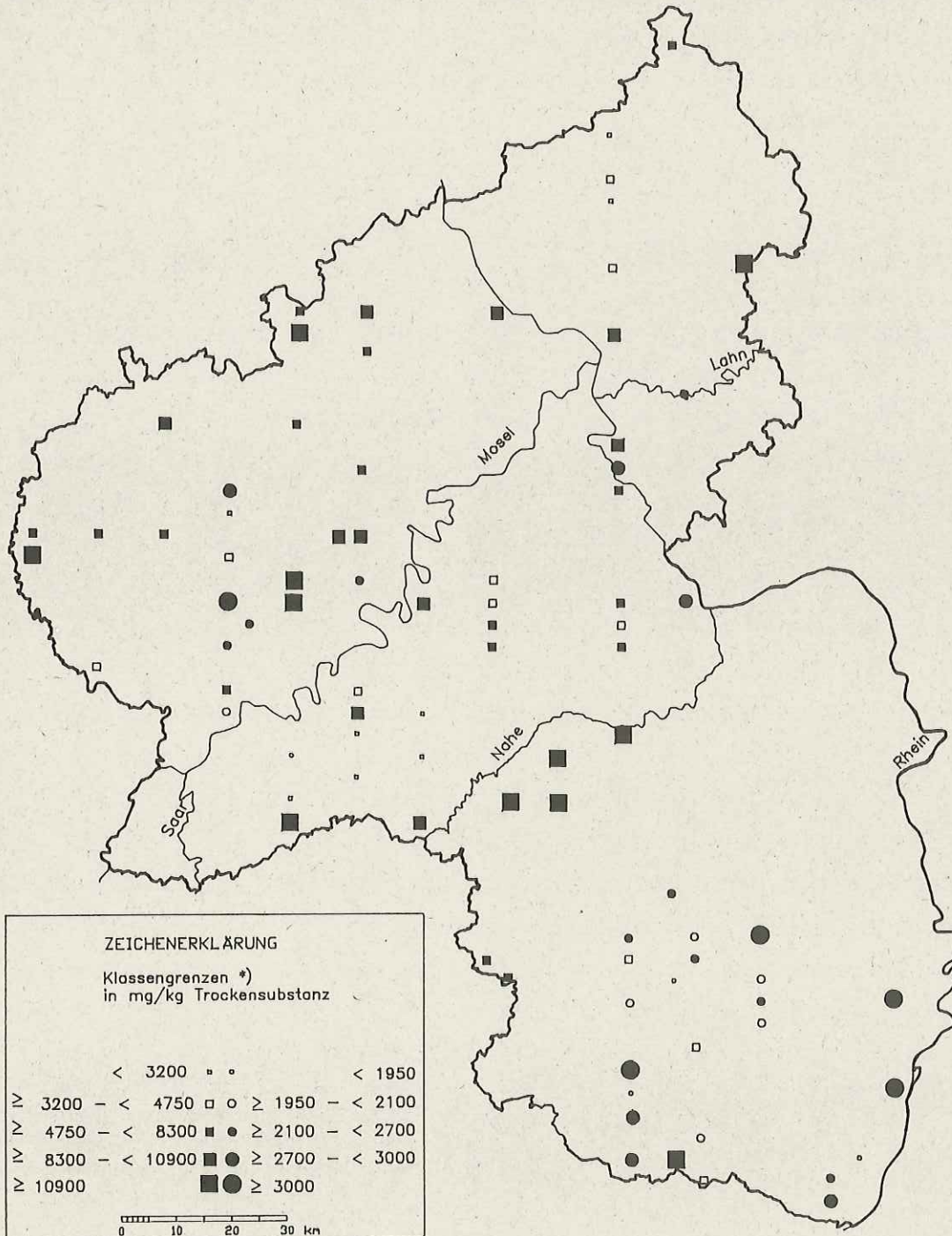
Die regionale Verteilung der relativ gering mit Calcium versorgten Rasterpunkte zeigt eine gewisse Häufung im Westerwald, im gesamten Hunsrück und im Pfälzerwald. Am besten ist die Calciumversorgung südlich der Nahe und an einigen gleichmäßig verteilten Punkten in der Eifel (Karte 3.6).

Eine Beurteilung möglicher Ernährungsengpässe ist anhand von Referenzwerten aus der Fachliteratur fast nicht möglich. Entsprechend der großen Variabilität der Calciumgehalte werden in der Literatur für Fichte "Grenzwerte" von 1000 mg/kg (WEHRMANN 1983) über 1900 - 3000 mg/kg (FIEDLER u.a. 1973), 3600 mg/kg (SMIDT u. STEFAN 1980) bis zu 7030 mg/kg (BUCHER 1984) genannt. Im Anhalt an das bisher größte Datenmaterial aus der bundesweiten IWE '83 (KNABE u.a. 1988) können für den 3. Nadeljahrgang an Fichte Calciumwerte unter 4000 mg/kg wahrscheinlich als untersorgt und Gehalte unter 5000 mg/kg als schwache Calciumuntersorgung bewertet werden. HÜTTL (1985) spricht bei Calciumgehalten unter 3000

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Nadelanalyse 1989

Karte 3.6 : Nährstoffversorgung der Fichten- und Kiefernadeln
Calcium (Ca), Fichte 3., Kiefer 1. Nadeljahrgang



*) ermittelt aus Summenhäufigkeitsverteilung
(vgl. Kap. 3.1)

mg/kg von Mangelversorgung. Demnach können über 35 % der Fichten-Punkte als mindestens schwach unterversorgt eingestuft werden und deutlich mehr als 15 % der Punkte weisen eine stärkere Calciumunterversorgung, teilweise auch Mangel auf.

In Kiefern-Nadeln liegen die Calciumgehalte baumartenspezifisch niedriger als bei Fichte. KRAUSS u.a. (1986) grenzen für ostdeutsche Kiefern eine Calciumernährung unter 2000 mg/kg als sehr niedrig, unter 2600 mg/kg als niedrig, 2600 - 3300 mg/kg als mittelmäßig, 3300 - 4000 mg/kg als hoch und über 4000 mg Ca/kg TS als sehr hoch ab. Demnach wären über 15 % der Kiefern in Rheinland-Pfalz sehr niedrig und fast 65 % niedrig calciumversorgt. Selbst an den Kiefern-Punkten mit den relativ höchsten Calciumgehalten wäre die Versorgung allenfalls als mittelmäßig und nur vereinzelt als hoch zu bezeichnen.

3.3.1.5 Magnesium (Mg)

Magnesium ist der zentrale Baustein des Chlorophylls und daher unentbehrlich für die Assimilationsleistung der Bäume. Außerdem aktiviert es zahlreiche Enzyme und greift in die Stoffwechselprozesse zur Energieübertragung und -umwandlung ein. Bei Magnesiummangel kommt es zu einem Chlorophyllabbau und dann zu den typischen Vergilbungssymptomen.

Im Chlorophyll sind aber nur etwa 20 % des gesamten Magnesiums eingebaut, der größte Teil liegt in gelöster Form oder locker am Plasmaeiweiß gebunden vor (KNABE u.a. 1988). Es kann daher im Saftstrom transloziert und jüngeren Nadeln zugeführt werden. Das landesweite Mittel (Median) der Magnesiumgehalte aller Fichten-Punkte liegt im 1. Nadeljahrgang mit 800 mg Mg/kg TS somit folgerichtig deutlich über dem Median dreijähriger Fichtennadeln (540 mg Mg/kg TS). Diese Differenz ist bei hohen Magnesiumgehalten etwas geringer als bei schwach versorgten Fichten (Tab. 1.1, Anhang 2). Für die punktweise Darstellung der Magnesiumversorgung werden daher wieder die Werte des 1. Nadeljahrgangs verwendet (Karte 3.7). Die ernährungsphysiologische Bewertung möglicher Magnesiumengpässe wird jedoch auch unter Einbeziehung der Daten dreijähriger Nadeln vorgenommen, da ein starker Abfall des Magnesiumgehalts in älteren Nadeln als wichtige Kenngröße für Magnesiummangel angesehen wird (REEMTSMA 1986).

An den einzelnen **Fichten**-Punkten variiert die Magnesiumversorgung im 1. Nadeljahrgang zwischen 255 mg/kg und 1500 mg Mg/kg TS, im 3. Nadeljahrgang zwischen 240 mg/kg und 1200 mg Mg/kg TS. 15 % der Fichten-Punkten liegen im 1. Nadeljahrgang (3. Nadeljahrgang) unter 610 (375) mg/kg, 35 % unter 730 (470) mg/kg, 65 % unter 885 (620) mg/kg und 85 % unter 980 (875) mg Mg/kg TS (Tabelle 1.1, Anhang 2). Diese Perzentilgrenzen liegen im 1. Nadeljahrgang durchweg etwa 10 % unter den entsprechenden Werten der sechs Jahre früher durchgeführten IWE '83, die des 3. Nadeljahrgangs weisen dagegen ungefähr die gleichen Größenordnungen auf (Tabelle 2, Anhang 2). Das könnte das Ergebnis einer relativen Konzentrationsabnahme im 1. Nadeljahrgang infolge einer Zunahme des Nadelgewichtes sein ("Verdünnungseffekt" nach REEMTSMA (1979 u. 1986), vgl. Kalium). Dann müßten der Aschegehalt sowie die Gehalte an Calcium und Silizium 1989 aber höher liegen als 1983. Da dies nicht der Fall ist (vgl. Tabelle 1.1 und 2, Anhang 2), darf diese systematische Abnahme der Magnesiumgehalte im 1. Nadeljahrgang, bei gleichbleibenden (meist niedrigen) Gehalten im 3. Nadeljahrgang, eher "als Folge einer **schnellen** - die Mobilisierbarkeit von Magnesium in den Nadeln überschreitenden - **Verschlechterung** der Magnesiumversorgung innerhalb des durch die Nadeljahrgänge repräsentierten Zeitraumes" (REEMTSMA 1986) interpretiert werden.

An den **Kiefern**-Punkten reicht die Magnesiumversorgung im 1. Nadeljahrgang von 445 mg/kg bis 1340 mg Mg/kg TS, mit einem 15-Perzentil von 610 mg/kg und dem 35-Perzentil bei 690 mg Mg/kg TS (Tabelle 1.2, Anhang 2).

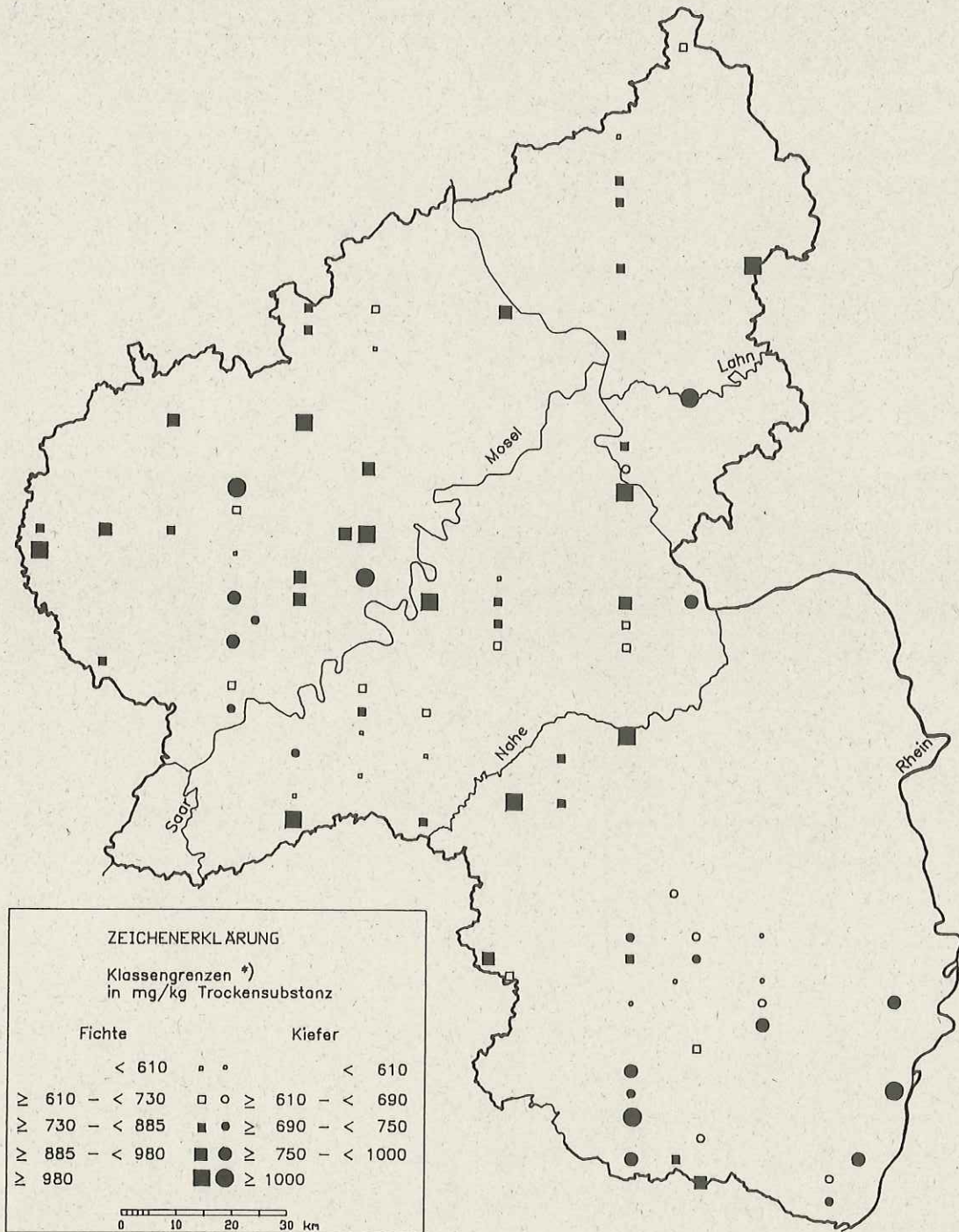
Rasterpunkte mit relativ geringer Magnesiumversorgung (< 35-Perzentil) liegen vorwiegend im Hunsrück und im Pfälzerwald. Punkte mit den relativ besten Magnesiumgehalten liegen dagegen vermehrt im Eifel-Mosel-Raum und in der Südpfalz (Karte 3.7).

Eine Betrachtung der Absolutwerte der mittleren Magnesiumversorgung an den einzelnen Rasterpunkten läßt jedoch fast flächendeckend Ernährungsengpässe an allen Stichprobenpunkten mit Ausnahme der bestversorgten befürchten. In einjährigen Fichtennadeln gelten Werte unter 1000 - 1100 mg Mg/kg TS als nicht ausreichend (SMIDT u. STEFAN 1980, REEMTSMA 1986) und Mangelerscheinungen werden unterhalb 700 mg Mg/kg TS erwartet (WEHRMANN 1983, ZÖTTL u. HÜTTL 1985). Grenzwerte von 350 oder 300 mg/kg (ZECH u. POPP 1983, FIEDLER u.a. 1973) markieren dagegen bereits die Vergilbungsschwelle, die im 1. Nadeljahrgang nicht so leicht erreicht wird wie in älteren Nadeln, da die Steuerungsmechanismen der Pflanzen auf eine optimumnahe Versorgung der jüngsten Organe - hier des 1. Nadeljahrgangs - abzielen

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Nadelanalyse 1989

Karte 3.7 : Nährstoffversorgung der Fichten- und Kiefernadeln
Magnesium (Mg), Fichte und Kiefer 1. Nadeljahrgang



*) ermittelt aus Summenhäufigkeitsverteilung
(vgl. Kap. 3.1)

(REEMTSMA 1986). Eine fundierte Beurteilung potentieller Versorgungsengpässe kann daher nur durch kombinierte Betrachtung der Magnesium-Gehalte im 1. und 3. Nadeljahr erfolgen.

Auf der Basis mehr als zwanzigjähriger Beobachtungen der Magnesiumkonzentrationen in den verschiedenen Jahrgängen des 7. Quirls hat REEMTSMA (1986) typische "Alterslinien" der Magnesiumabnahme bis hin zum Mangel beschrieben:

1. Gute bis reichliche Magnesiumversorgung liegt danach vor, wenn in einjährigen Nadeln der Basiswert von etwa 1000 mg/kg erreicht oder überschritten wird und die Magnesiumkonzentrationen in allen Jahrgängen weitgehend stabil sind.
2. Wenn die einjährigen Nadeln noch über 1000 mg Mg/kg TS, die älteren jedoch geringere Konzentrationen bis auf 700 mg/kg abfallend aufweisen, entspricht dies einer durchschnittlichen altersbedingten Verdünnung ohne Magnesiumentzug und kann als mangelfreie Ernährung angesehen werden.

3. Zunehmenden Mangel beschreiben folgende Stadien:

- 3.1 Steiler Abfall von einjährigen zu dreijährigen Nadeln, wobei der 1. Nadeljahrgang noch über 1000 mg/kg und der 3. Nadeljahrgang unter der Mangelgrenze (700 mg/kg), jedoch über der Vergilbungsschwelle (300 mg/kg) liegt.
- 3.2 Die Magnesiumgehalte im 3. Nadeljahrgang liegen immer noch über der Vergilbungsschwelle, im 1. Nadeljahrgang sinken sie jedoch unter den Basiswert 1000 mg Mg/kg TS.
- 3.3 Starker Magnesiummangel schließlich ist durch Unterschreiten der Vergilbungsschwelle von etwa 300 mg Mg/kg TS im 3. Nadeljahrgang gekennzeichnet.

Auf der Basis dieser "Alterslinien" von REEMTSMA (1986) kann festgestellt werden, daß ein großer Teil der untersuchten Fichten-Punkte in Rheinland-Pfalz schwache bis mangelhafte Magnesiumversorgung aufweist. Diese Situation scheint sich von 1983 bis 1989 tendenziell verschärft zu haben. Lediglich 10 % der Punkte weisen noch eine gute Magnesiumernährung mit stabilen Magnesiumgehalten in beiden Nadeljahrgängen auf. An den Punkten der IWE '83 betrug dieser Anteil auch nur 8,9 % (Tabelle 3.4). An weiteren 1,7 % der Punkte (1983 noch 8 %) kann die Magnesiumernährung als noch mangelfrei bezeichnet werden. Der überwiegende Teil der Punkte fällt jedoch in den

Bereich zunehmenden Mangels, wobei die Vergilbungsschwelle nach wie vor an etwa 3 % der Punkte unterschritten wird. Offensichtlich hat es jedoch eine Wanderungsbewegung von mangelfreier Ernährung und beginnendem Mangel in die Klasse mittleren Magnesiummangels gegeben, denn diese Klasse hat von 67 % auf 85 % zugenommen.

Tab. 3.4: Kombinierte Beurteilung der Magnesiumgehalte ein- und dreijähriger Fichtennadeln aus dem 7. Quirl; Vergleich 1989 mit 1983 nach den "Alterslinien" von REEMTSMA (1986)

"Alterslinie" der Magnesium-Gehalte	Schwellenwerte Njg. (mg/kg TS)	TWE-Punkte 1989		IWE 1983	
		(n)	(%)	(n)	(%)
1. † stabile Mg-Gehalte in allen Njgen.	1. ≥ 1000 3. > 900	6	10,0	10	8,9
2. φ altersbed. Verdünnung ohne Mg-Entzug	1. ≥ 1000 3. > 700-900	1	1,7	9	8,0
3. Zunehmender Mangel:					
3.1 steiler Abfall der Mg-Gehalte von 1. zum 3. Njg.	1. ≥ 1000 3. ≥ 300-700	0	0	14	12,5
3.2 1. Njg. unter Basiswert 1000 3. Njg. über Vergilbungsschwelle	1. < 1000 3. ≥ 300	51	85,0	75	67,0
3.3 zusätzl. Unterschreitung der Vergilbungsschwelle	1. < 1000 3. < 300	2	3,3	4	3,6
Stichprobenumfang (N = Punkte)		60	100	112	100

Die Magnesiumversorgung der Kiefern scheint nicht so mangelhaft zu sein. Im Vergleich mit dem umfangreichen Datenmaterial ostdeutscher Kiefern (KRAUSS u.a. 1986) ist der überwiegende Teil rheinland-pfälzischer Kiefern-Punkte mittelmäßig (600 - 900 mg/kg) bis hoch (900 - 1500 mg/kg) mit Magnesium versorgt.

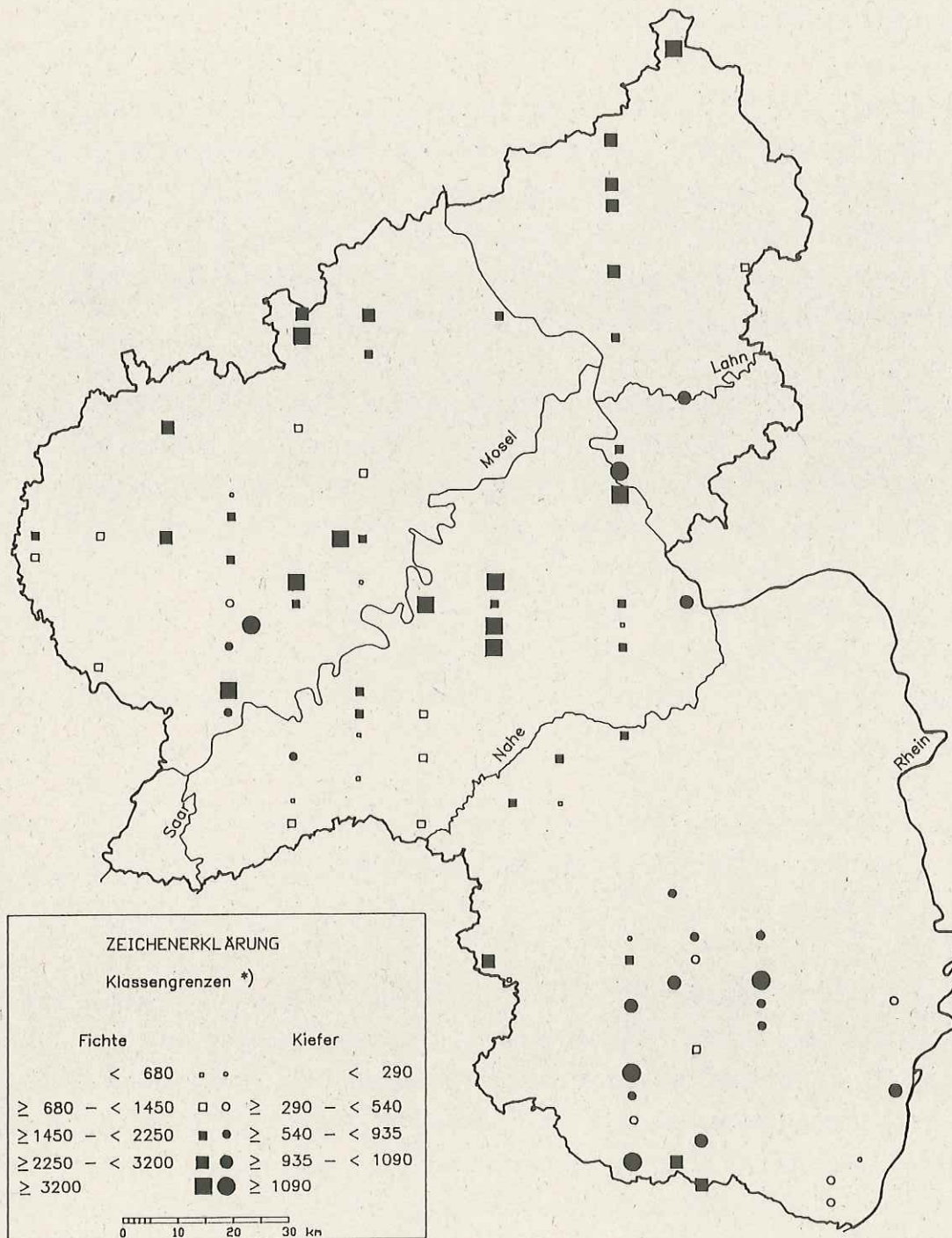
3.3.1.6 Spurennährstoffe (Mn, Fe, Cu, Zn)

Mangan (Mn) ist zur Aktivierung von Enzymen und vor allem zur Ausbildung der Chloroplasten unerlässlich. Mangel äußert sich daher durch chlorotische Flecken an den Nadeln, bzw. an Laubbäumen zwischen den Blattadern.

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Nadelanalyse 1989

Karte 3.8 : Nährstoffversorgung der Fichten- und Kiefernadeln
Mangan (Mn), Fichte und Kiefer 1. Nadeljahrgang



*) ermittelt aus Summenhäufigkeitsverteilung
(vgl. Kap. 3.1)

Mangan ist sehr leicht aus Fichtennadeln auswaschbar. Bestätigt wird dies durch gegenüber dem Freilandniederschlag auf das 25-fache erhöhte Mangangehalte im Bestandesniederschlag rheinland-pfälzischer Fichtenbestände (BLOCK und NIESAR 1989). Bei dieser Manganauswaschung tragen die an der Nadeloberfläche vorhandenen Mangan-Ionen katalytisch zur Oxidation von Schwefeldioxid bei, wodurch es im Spaltöffnungsbereich zur Bildung von Sulfat kommt, was seinerseits zur Entlignifizierung der Zellen des Spaltöffnungsapparates und zu einer tiefgreifenden Störung von dessen Funktionsfähigkeit führt. Dies bewirkt dann erhöhten Wasserstreß und vorzeitigen Abfall der Fichtennadeln (GÄRTNER u. a. 1990).

Die Manganversorgung reicht an den Fichten-Punkten im ersten Nadeljahrgang von 235 bis 4550 mg Mn/kg TS und im dritten Nadeljahrgang von 195 bis 8800 mg Mn/kg TS. Während bei schwachem Manganangebot den einzelnen Nadeljahrgängen also gleichermaßen wenig Mangan zugeführt wird, erfolgt bei überoptimaler Versorgung ein verstärkter Transfer in die älteren Nadeln. Dies wird als kontrollierte interne Umverteilung in der Fichte interpretiert (TRÜBY und LINDNER 1989).

An den Kiefern-Punkten reichen die Mangangehalte im ersten Nadeljahrgang von 125 bis 2050 mg Mn/kg TS (Tab. 1.2, Anhang 2). Manganmangel, mit dem nach BERGMANN (1983) und KNABE (1984) ab Werten unter 50 mg/kg TS zu rechnen ist, liegt somit an keinem der untersuchten Fichten- und Kiefernpunkte in Rheinland-Pfalz vor. Da selbst die Mediane der Fichte mit 1800 (1. Nadeljahrgang) und 2700 mg Mn/kg TS (3. Nadeljahrgang) als hoch bezeichnet werden können (KNABE 1984), ist anzunehmen, daß an zahlreichen Punkten eine Manganübersversorgung vorliegt. Solche Punkte liegen gehäuft in der Mosel-Eifel, im östlichen Hunsrück und im Pfälzerwald (Karte 3.8).

Eisen (Fe) ist neben Magnesium ein wichtiger Bestandteil des Chlorophylls. Ein Mangel äußert sich als Chlorose in Form stark aufgehellter, hellgrüner bis weißlichgelber jüngerer Nadeln.

An den Fichten-Punkten dieses Katasters reichen die Eisengehalte im ersten Nadeljahrgang von 47 bis 179 mg Fe/kg TS und im dritten Nadeljahrgang von 58 bis 615 mg Fe/kg TS, an den Kiefern-Punkten von 53 bis 130 mg Fe/kg TS (Tab. 1.1 u. 1.2, Anhang 2). Diese Spannen beinhalten keine auffälligen Extremwerte, denn mit Eisenmangel ist bei Fichte und Kiefer erst ab Werten unter 20 mg/kg (KNABE 1984, REIGBER und BRAUN 1985) zu rechnen. Eine schädigend wirkende Übersversorgung liegt eben-

falls nicht vor, denn die toxische Grenze, die etwa bei 680 mg/kg liegt (KREUTZER 1982, mündl. Mittlg., zit. b. REIGBER und BRAUN 1985), wird an keinem Punkt erreicht.

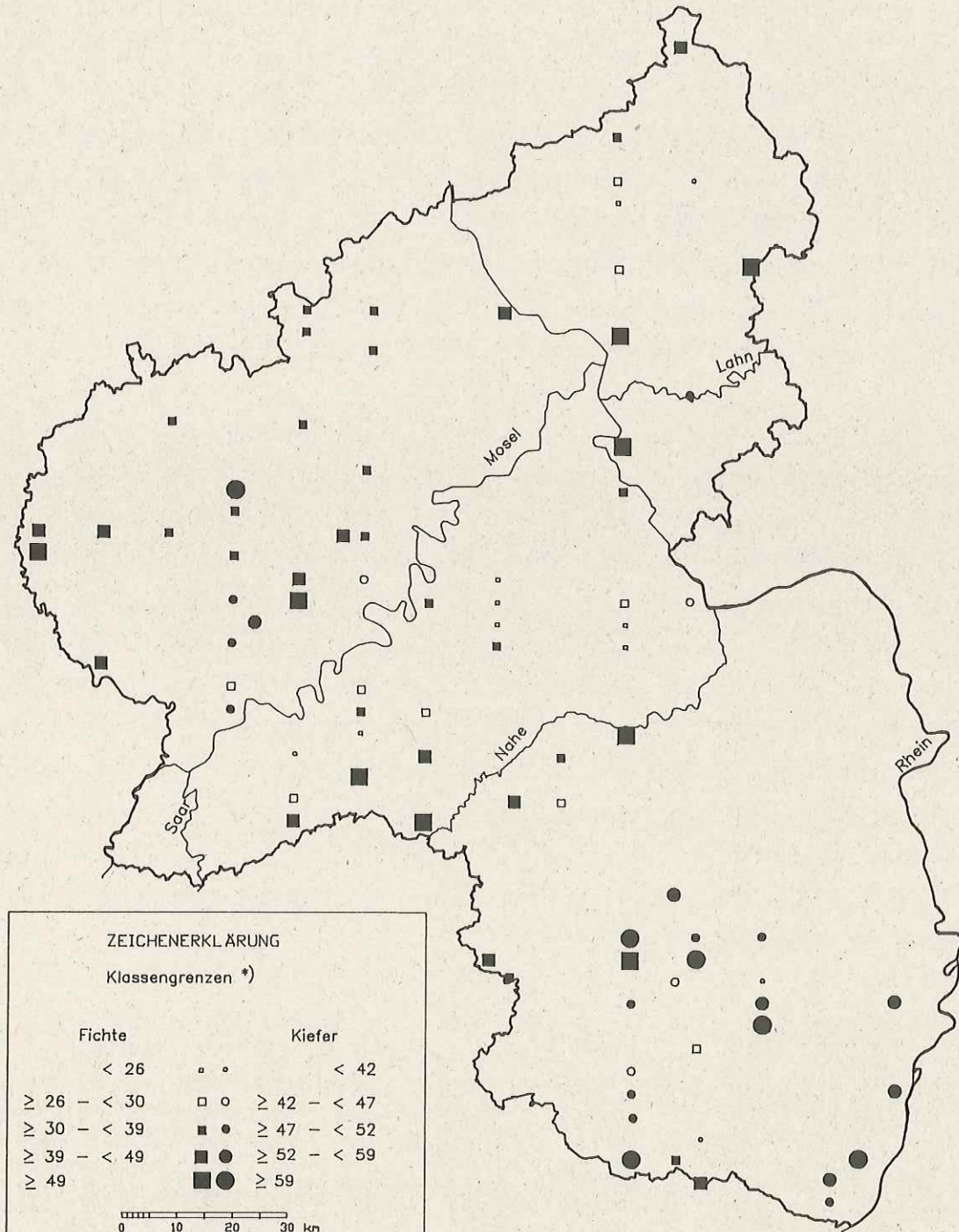
Kupfer (Cu) ist ein Spurennährstoff, der vor allem Enzyme aktiviert, die bei der Reduktion von molekularem Stickstoff benötigt werden. Da Kupfermangel besonders auf Heidesandböden, anmoorigen Böden oder Rodungsflächen vorkommt, wird er auch "Urbarmachungskrankheit" genannt. Auch hohe pH-Werte können die Kupferverfügbarkeit verringern. An den Fichten-Punkten dieses Projekts variieren die Kupfergehalte im 1. Nadeljahrgang von 2,00 bis 4,60 mg Cu/kg TS, an den Kiefern-Punkten von 2,60 bis 4,70 mg Cu/kg TS (Tab. 1.1 u. 1.2, Anhang 2). Damit liegen die Werte 1989 etwa in der gleichen Größenordnung wie bei der IWE '83. Da Kupfergehalte bis 7 mg/kg TS an Kiefern als normal betrachtet werden und unter 2 mg/kg TS mit Mangel zu rechnen ist (REIGBER und BRAUN 1985), kann die Kupferversorgung an etwa 15 % der Kiefern-Punkte als schwach, aber noch nicht mangelhaft bewertet werden. Ähnliches gilt für die Fichten-Punkte. Hier liegen die Werte unter den als mittel eingestuft Kupfergehalten hessischer Fichten (GÄRTNER u.a. 1990).

Zink (Zn) ist ein Spurennährstoff, der am Proteinaufbau und an der Bildung pflanzlicher Hormone beteiligt ist. Fichten weisen bei Zinkgehalten von 30 bis 50 mg/kg TS eine gute Versorgung auf (ZÖTTL u. HÜTTL 1985). Unter 30 mg Zn/kg TS spricht HÜTTL (1985) bereits von Zinkmangel. Zu hohe Zinkgehalte über 100 mg/kg können dagegen auch toxische Wirkung haben (HOCK u. ELSTNER 1984, zit. b. ZIMMERMANN 1990). An den Fichten-Punkten reichen die Zinkgehalte im 1. Nadeljahrgang von 15 bis 73 mg/kg TS. Damit liegen 65 % der Punkte im Normal- oder oberen Toleranzbereich und an 35 % der Punkte wäre die Zinkversorgung als schwach bis mangelhaft einzustufen. Die Zinkgehalte der Kiefern-Punkte sind mit Werten zwischen 36 und 69 mg Zn/kg TS dagegen unauffällig. Im Vergleich zu den Zinkgehalten in den Fichten-Nadeln der IWE '83 liegen die Werte 1989 in vergleichbarer Größenordnung. Punkte geringer Zinkversorgung liegen gehäuft im östlichen und mittleren Hunsrück sowie im Westerwald (Karte 3.9).

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Nadelanalyse 1989

Karte 3.9 : Nährstoffversorgung der Fichten- und Kiefernadeln
Zink (Zn), Fichte und Kiefer 1.Nadeljahrgang



*) ermittelt aus Summenhäufigkeitsverteilung
(vgl. Kap. 3.1)

3.3.1.7 Natrium (Na), Silizium (Si)

Natrium ist für die meisten Pflanzenarten nicht lebenswichtig, es zählt daher nicht zu den Spurennährstoffen. Da es das Pflanzenwachstum aber fördern kann, zählt es zur Gruppe der nützlichen Elemente. Die wichtigste Quelle für die Natriumgehalte der Nadeln ist die Deposition von Meerwasseraerosolen (GÄRTNER u.a. 1990). Damit besteht eine direkte Beziehung zu den größtenteils auf gleichem Wege eingetragenen Chlorgehalten der Nadeln. Die Natriumkonzentrationen sind daher sehr gut geeignet zur Berechnung des meerbürtigen Chloranteils an den Gesamtchlorgehalten in den Nadeln (vgl. Kap. 3.3.2.2).

Silizium ist ebenfalls kein essentieller Pflanzennährstoff. Es ist auch weder nützlich noch schädlich, denn ein Einfluß von Silizium auf den Stoffwechsel der Pflanzen ist bisher nicht nachgewiesen worden. Die Kenntnis der Siliziumgehalte in den Nadeln ist aber erforderlich zur Abschätzung von Verdünnungseffekten bei anderen, wichtigeren Nährstoffen sowie zur Berechnung diverser Verhältnisse mit Silizium im Rahmen einer ökologischen Bewertung. In den Fichten-Nadeln dieses Projektes liegen die Siliziumgehalte jedenfalls niedriger als in den Probefichten der IWE'83 (Tab. 1.1 und 2, Anhang 2). Die Kiefern-Nadeln enthalten Silizium in der gleichen Größenordnung wie 1982 in Bayern (REIGBER und BRAUN 1985).

3.3.1.8 Aluminium (Al)

Aluminium ist kein lebensnotwendiger Pflanzennährstoff. Es läßt sich sowohl unter die nützlichen Elemente als auch unter die Schadelemente einreihen (MENGEL 1979, zit. b. ZÖTTL 1983). Bei erhöhten Aluminiumgehalten ist ein erheblicher Anteil, der bis zu 90 % ausmachen kann, in der Wachsschicht auf der Oberfläche der Nadeln abgelagert (KRIVAN u. SCHALDACH 1985).

Die an den Fichten-Punkten ermittelten Aluminiumgehalte liegen im ersten Nadeljahrgang zwischen 54 und 223 mg Al/kg TS, im dritten Nadeljahrgang zwischen 86 und 994 mg Al/kg TS. An den Kiefern-Punkten variieren die Aluminiumgehalte von 94 bis 364 mg Al/kg TS (Tab. 1.2, Anhang 2). ZÖTTL (1983) stellte im ersten Nadeljahrgang mittelalter Fichten aus dem gesamten Kristallinschwarzwald Aluminiumgehalte fest, die überwiegend zwischen 100 bis 200 mg Al/kg TS lagen. Dieser Bereich spie-

gelte lediglich die für stärker saure Silikatverwitterungsböden normale Aufnahme eines entbehrlichen Elementes wieder, das hohe austauschbare Anteile an den Sorptionsträgern im Boden erreicht.

Auch die Werte der **Kiefern-Punkte** liegen auf "Normalniveau". So waren im Nürnberger Reichswald Aluminiumgehalte zwischen 64 und 475 mg/kg, im Mittel 225 (hier 234) mg Al/kg TS festgestellt worden (REIGBER und BRAUN 1985). Nach KREUTZER (zit. b. REIGBER und BRAUN 1985) ist mit einer beginnenden Aluminiumtoxizität bei Nadelgehalten von 300 mg/kg und ab 400 mg Al/kg TS mit einer erhöhten Vergiftungsgefahr zu rechnen. Toxische Erscheinungen in den Nadeln der Fichten und Kiefern in Rheinland-Pfalz sind somit relativ unwahrscheinlich; dabei ist allerdings zu berücksichtigen, daß aluminiumbedingte Wurzelschäden bereits auftreten können, bevor sich dies in den Nadelspiegelwerten niederschlägt.

3.3.2 Schadstoffbelastung

3.3.2.1 Schwefel (S)

Schwefel ist einerseits ein wichtiger Pflanzennährstoff, der hauptsächlich Bestandteil von Aminosäuren und pflanzlichen Ölen ist, andererseits kann Schwefel nach Einwirkung des Schadgases Schwefeldioxid (SO_2) in anorganischer Form akkumuliert werden. Da insofern kaum mit Schwefelmangel zu rechnen ist, geht es hier eher um eine potentielle Belastung der Bäume mit Schwefel.

Schwefel kann beim Austrieb der Bäume zwar kurzfristig in die jüngeren Triebe verlagert werden, durch die Akkumulation aus der Luft steigt der Schwefelgehalt aber insgesamt mit zunehmenden Nadelalter an. So beträgt das Landesmittel (Median) einjähriger Fichten-Nadeln im Winter 1989 in Rheinland-Pfalz 996 mg/kg und im 3. Nadeljahrgang 1167 mg S/kg TS (Tab. 1.1, Anhang 2). Die Beurteilung potentieller Schwefelbelastungen wird deshalb bei Fichte anhand des 3. Nadeljahrgangs vorgenommen. Die kartographische Darstellung der Schwefelbelastung an den einzelnen Rasterpunkten enthält dann - wie bei Calcium - eine Kombination aus dem 3. Nadeljahrgang der Fichten und dem 1. Nadeljahrgang der beprobten Kiefern.

Die mittlere Schwefelbelastung je Rasterpunkt reicht an den **Fichten-Punkten** im 3. Nadeljahrgang von 823 mg S/kg TS bis 1716 mg S/kg TS. Die Punkte mit den 15 % relativ höchsten Schwefelgehalten (> 85-Perzentil) weisen Werte über 1379 mg S/kg TS auf und 35 % der Punkte (65-Perzentil) besitzen mehr als 1270 mg S/kg TS (Tab. 1.1, Anhang 2). Diese Werte liegen ebenso wie die beiden niedrigeren Perzentilgrenzen deutlich (etwa 300 mg/kg) unter den entsprechenden Werten der IWE '83 (Tab. 2, Anhang 2).

Die Schwefelgehalte der **Kiefern-Punkte** variieren im 1. Nadeljahrgang zwischen 1112 mg S/kg TS und 1466 mg S/kg TS mit einem 85-Perzentil bei 1272 mg/kg und den 65-Perzentil bei 1212 mg S/kg TS (Tab. 1.2, Anhang 2). Das gesamte Spektrum vorkommender Werte ist also wesentlich geringer als bei Fichte.

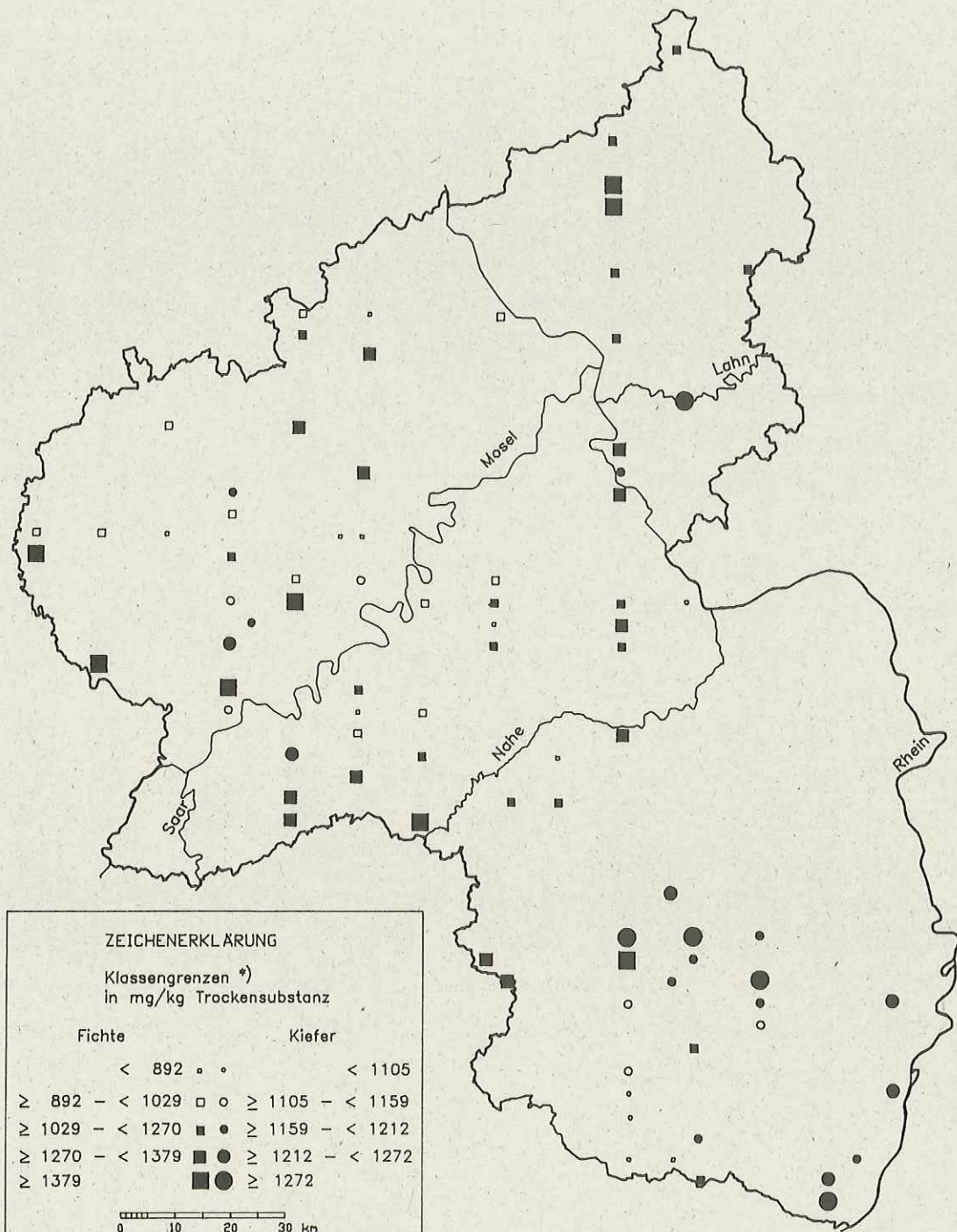
Rasterpunkte mit relativ hoher Schwefelbelastung (> 65-Perzentil) liegen gehäuft am Südwestrand von Hunsrück und Eifel, im Westerwald und Taunus, im nördlichen Pfälzerwald und im Oberrheinischen Tiefland (Karte 3.10).

Über den normalen Schwefelgehalt der Nadeln finden sich in der Literatur unterschiedliche Angaben. EVERS (1986) hat anhand umfangreicher Literaturstudien festgestellt, daß der natürliche Schwefelgehalt in einer großen Amplitude schwanken kann. Örtliche oder regionale Standortsbedingungen, synergistisch wirkende Schadgase oder Auslaugungs-(leaching)-Effekte können die Schwefelgehalte erhöhen bzw. vermindern. Die SO_2 -Aufnahme kann schließlich trotz hoher SO_2 -Konzentrationen in der Luft gering sein, weil gerade wegen dieser Konzentrationen irreversible Störungen des Stomata-Mechanismus auftreten (FIEDLER u. THAKUR 1984, zit. b. EVERS 1986). Es ist somit sehr schwer, Vergleichswerte für den natürlichen Schwefelgehalt unter unbelasteten Verhältnissen anzugeben. EVERS (1986) geht aber davon aus, daß bei einjährigen Fichtennadeln der Bereich natürlicher Schwefelgehalte zwischen 800 und 1400 mg S/kg TS liegt, daß über 1400 mg S/kg TS eine Belastung nicht mehr auszuschließen ist und daß unter 500 mg S/kg TS der Mangelbereich beginnt. Schwefelmangel liegt somit an keinem Rasterpunkt in Rheinland-Pfalz vor. Amtliche Grenzwerte, ab denen auf eine Immissionsbelastung geschlossen werden darf, liegen bei 1100 mg S/kg TS im 1. Nadeljahrgang und bei 1700 mg S/kg TS für den 3. Nadeljahrgang (Zweite österreichische Bundesverordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen vom 24.04.1984, ÖSTERR. BML 1984).

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Nadelanalyse 1989

Karte 3.10: Schadstoffbelastung in Fichten- und Kiefernadeln
Schwefel (S), Fichte 3., Kiefer 1. Nadeljahrgang



*) ermittelt aus Summenhäufigkeitsverteilung
(vgl. Kap. 3.1)

Diese Werte waren 1983 bei Fichte im 1. Nadeljahrgang noch an über 85 % und im 3. Nadeljahrgang an etwa 20 % der IWE-Punkte überschritten worden (Tab. 2, Anhang 2). 1989 liegen dagegen nur noch an wenigen Fichten-Punkten Schwefelgehalte in dieser Größenordnung vor. Für den 1. Nadeljahrgang an Kiefer sind in Bayern Werte unter 1000 mg/kg als ohne Belastung, 1000 bis 1200 mg/kg als beginnende Belastung definiert worden und über 1200 mg S/kg TS wurde von einem Immissionseinfluß ausgegangen (REIGBER u. BRAUN 1985). An 35 % der Kiefern-Punkte, die vor allem am Nordrand des Pfälzerwaldes sowie im Rheintal liegen, ist daher nach wie vor von einer Schwefelbelastung auszugehen.

3.3.2.2 Chlor (Cl)

Chlor ist kein lebenswichtiger Pflanzennährstoff. Es ist als Chlorid gut über die Wurzeln aufnehmbar und wird als Ion im Saftstrom leicht verlagert. Zu einer Anreicherung kommt es bei Zufuhr über den Boden, z.B. als Streusalz, nach Deposition ferntransportierter Meerwassertröpfchen (seaspray) sowie bei der Belastung durch chlorhaltige (Nah-) Immissionen.

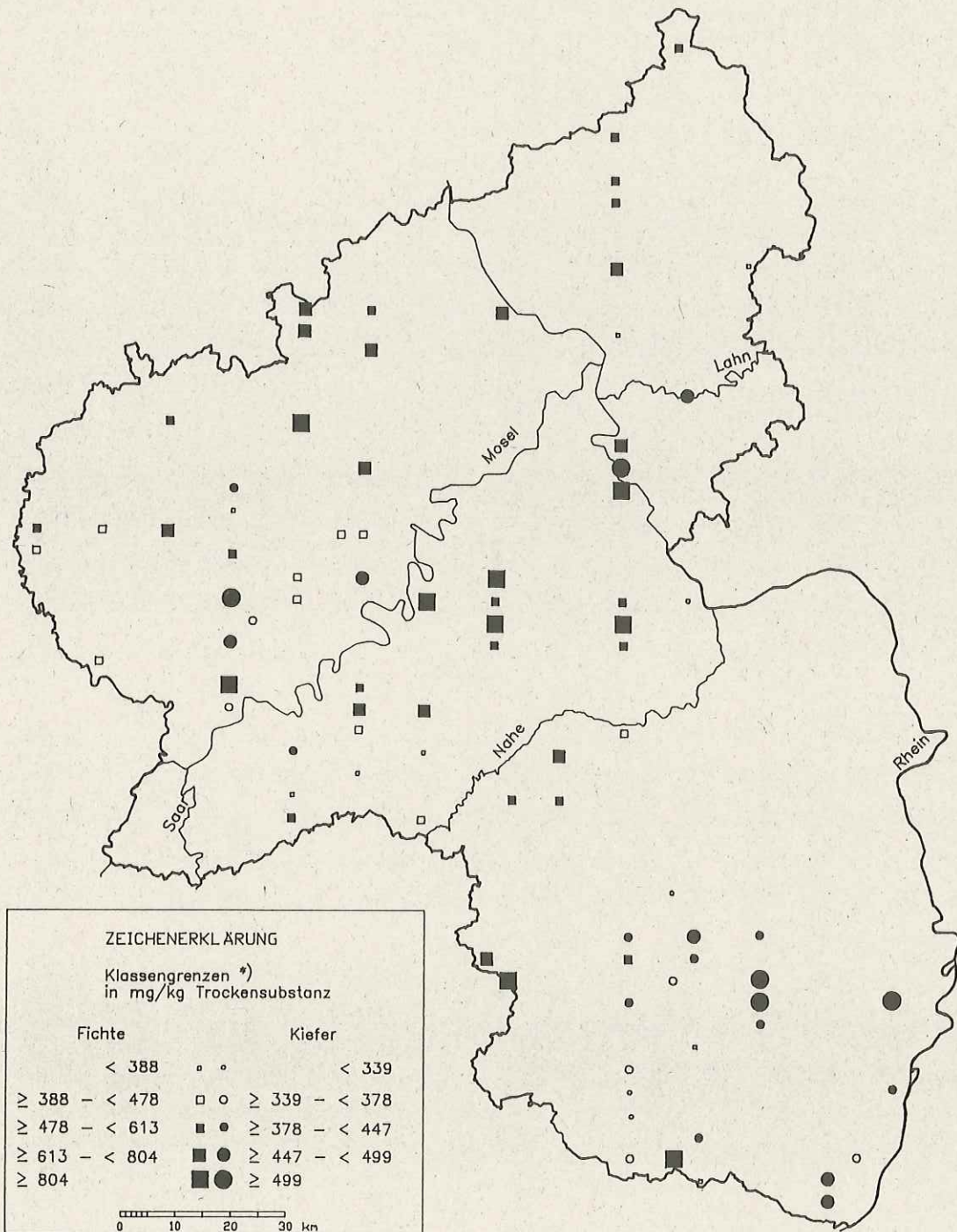
Über das Verhältnis der Chlorwerte junger und älterer Nadeln zueinander gibt es widersprüchliche Angaben, die möglicherweise in unterschiedlichen Immissionsbedingungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet (z.B. mit mehr oder weniger Meerwassereinfluß) begründet sind. KNABE (1984) ging zunächst davon aus, daß die Chlorgehalte im 1. und 2. Nadeljahrgang gleich seien, hielt später (KNABE u.a. 1988) dagegen eine systematische Abnahme der Chlorgehalte mit zunehmendem Nadelalter für die tatsächlich richtige Relation. Dieses Ergebnis aus Nordrhein-Westfalen stimmt mit den Werten der IWE'83 in Rheinland-Pfalz überein (Tab. 2, Anhang 2), jedoch nicht mit dem Verhältnis der Chlorgehalte ein- und dreijähriger Fichten-Nadeln aus der Probenahme 1989 in Rheinland-Pfalz (Tab. 1.1, Anhang 2). Für die räumliche Darstellung der Chlorgehalte werden deshalb sowohl bei Fichte als auch bei Kiefer die Daten des ersten Nadeljahrgangs verwendet.

An den einzelnen Rasterpunkten mit Fichten reichen die Chlorgehalte im ersten Nadeljahrgang von 310 mg/kg bis 1292 mg/kg. An 15 % der Fichten-Punkte liegen die Chlorgehalte über 804 mg/kg und das 65-Perzentil liegt bei 613 mg Cl/kg TS (Tab. 1.1, Anhang 2). Diese Werte liegen deutlich unter denen der IWE'83 (Tab. 2, Anhang 2).

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Nadelanalyse 1989

Karte 3.11: Schadstoffbelastung in Fichten- und Kiefernadeln
Chlor (Cl), Fichte und Kiefer 1. Nadeljahrgang



*) ermittelt aus Summenhäufigkeitsverteilung
(vgl. Kap. 3.1)

Die Chlorgehalte der Kiefern-Punkte variieren im ersten Nadeljahrgang zwischen 284 und 563 mg Cl/kg TS mit dem 85-Perzentil bei 499 mg/kg und einem 65-Perzentil von 447 mg Cl/kg TS (Tab. 1.2, Anhang 2).

Rasterpunkte mit relativ hohen Chlorgehalten liegen über alle Landesteile verteilt, mit einem leichten Schwerpunkt in den nördlichen Landesteilen (Karte 3.11). Das ist auf eine Grundbelastung durch den im Norden von Rheinland-Pfalz stärker wirkenden Meerwassereinfluß infolge atlantisch geprägter Niederschläge sowie auf Spitzenwerte örtlicher Nahimmissionen zurückzuführen.

Hinweise auf eine potentielle Schadstoffbelastung durch Chlor sind nur an wenigen Punkten gegeben. Für einjährige Fichtennadeln wird bei Chlorwerten unter 600 mg/kg (KNABE 1984), bei Kiefer unter 700 mg/kg (REIGBER und BRAUN 1985) eine Belastung ausgeschlossen und von 700-1200 mg Cl/kg TS eine geringe Belastung angenommen. Die österreichische Bundesverordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen von 1984 (ÖSTERR. BML 1984) enthält einen amtlichen Grenzwert von 1000 mg Cl/kg TS, ab dem vom 1. bis 3. Nadeljahrgang auf eine Immissionsursache geschlossen werden darf. Chlorwerte dieser Größenordnung werden nur an wenigen Punkten in Rheinland-Pfalz erreicht.

3.3.2.3 Schwermetalle (Pb, Cd)

Blei (Pb) ist kein Pflanzennährstoff, kommt aber überall in Pflanzen und Bäumen vor. Der normale Bleigehalt in Fichten-Nadeln wird mit 2 bis 3 mg/kg TS angegeben (WAGNER u. MÜLLER 1979, zit. b. ZIMMERMANN 1990). Im Vergleich dazu liegen die Bleigehalte an den einzelnen Fichten-Punkten im 1. Nadeljahrgang mit Ausnahme des Maximalwertes alle niedriger, denn sie reichen von 0,34 mg/kg TS bis 2,26 mg Pb/kg TS (Tab. 1.1, Anhang 2). Auch im 3. Nadeljahrgang, in dem die Werte systematisch etwas höher liegen, überschreiten maximal 15 % diese Größenordnung. Damit liegen diese Werte deutlich niedriger als die Bleigehalte in den einjährigen Fichten-Nadeln der IWE '83, deren Maximum 7,47 mg Pb/kg TS betrug (Tab. 2, Anhang 2). An den Kiefern-Punkten reicht die Spanne der Bleigehalte von 1,30 mg/kg TS bis 4,62 mg Pb/kg TS (Tab. 1.2, Anhang 2). Da an Kiefer aber bis zu 5 mg Pb/kg TS als normal gelten (REIGBER u. BRAUN 1985), ist eine toxische Bleibelastung in Rheinland-Pfalz nicht zu vermuten. Die Punkte mit den relativ höchsten Bleigehalten liegen aber ausschließlich in der Nähe von Autobahnen oder Industrieansiedlungen.

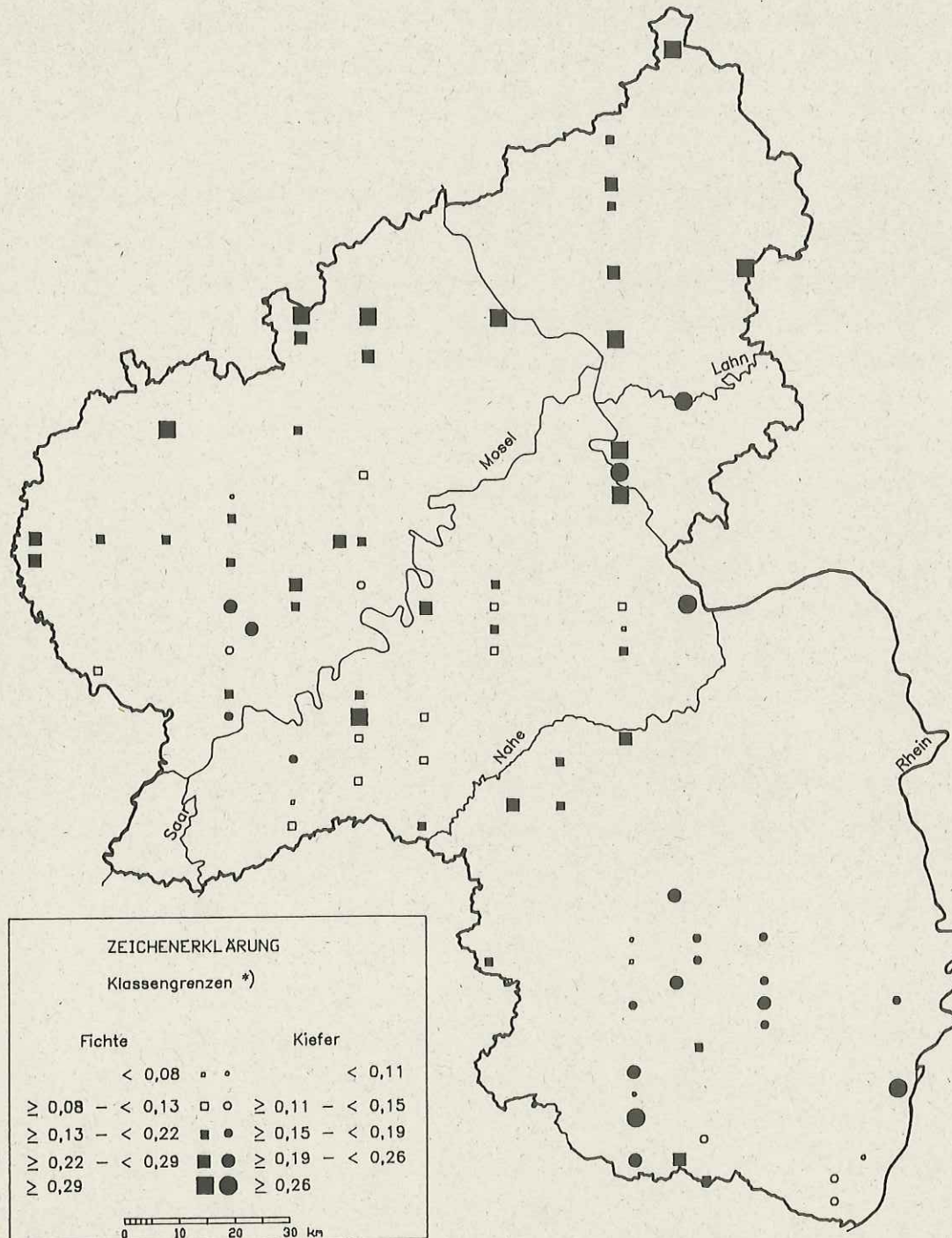
Cadmium (Cd) ist ein Schwermetall, das hauptsächlich bei industriellen Verbrennungsprozessen in die Luft gelangt und dann als (Nah-) Immission in Waldökosysteme eingetragen wird. An den Fichten-Punkten dieses Katasters reichen die Cadmiumgehalte im 1. Nadeljahrgang von 0,04 mg/kg bis 0,63 mg Cd/kg TS. Im 3. Nadeljahrgang ist kein nennenswerter Unterschied zu den Werten des 1. Nadeljahrgangs zu erkennen. An den Kiefern-Punkten haben die Werte von 0,07 bis 0,78 mg Cd/kg TS etwa die gleiche Spanne und auch vergleichbare Perzentilgrenzen (Tab. 1.1 u. 1.2, Anhang 2). Ein nennenswerter Unterschied zu den Cadmiumgehalten in den Fichten-Nadeln der IWE '83 ist nicht zu erkennen. Untersuchungen aus Waldgebieten und "Außerwald"-Gebieten in der Schweiz hatten im Wald einen Mittelwert von 0,20 mg Cd/kg TS und an "Außerwald"-Standorten wie auf dem Land, in Wohngebieten und auch am Autobahnrand Werte in gleicher Größenordnung gefunden (KELLER u.a. 1986). Im Vergleich dazu liegen die Cadmiumgehalte an den Rasterpunkten dieses Projektes mit einem Median von 0,17 (Fichte und Kiefer jeweils 1. Nadeljahrgang) etwas niedriger bis auf demselben Niveau.

Verglichen mit den hohen Cadmiumgehalten hessischer Fichten (im Mittel 0,46 mg Cd/kg TS; GÄRTNER u.a. 1990) ist die Cadmiumbelastung der Fichten und Kiefern in Rheinland-Pfalz nur etwa halb so hoch. Ein großer Teil der Punkte mit den relativ höchsten Werten (Karte 3.12) konzentrieren sich im Umfeld industrieller Ballungsräume.

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Nadelanalyse 1989

Karte 3.12: Schadstoffbelastung in Fichten- und Kiefernnadeln
Cadmium (Cd), Fichte und Kiefer 1. Nadeljahrgang



*) ermittelt aus Summenhäufigkeitsverteilung
(vgl. Kap. 3.1)

3.4 Waldbodenzustand

3.4.1 Humuszustand

Morphologische und chemische Charakteristika des Humuszustandes sind wesentliche Kennwerte zur Beurteilung der Funktionsfähigkeit und Effektivität der Nährstoffkreisläufe in einem Waldökosystem. Der Humuszustand wird vor allem von der Zusammensetzung der Streu, der Abbaurate und der Einmischung in den Mineralboden durch die Bodenfauna bestimmt. Luftschadstoffeinträge können diese Prozesse durch Veränderungen im Säure-/Basezustand und der stofflichen Zusammensetzung der Streu und der Humusaufgabe wesentlich beeinflussen.

Eine erste Beurteilung des ökologischen Humuszustandes ist anhand der **Humusform** möglich. Hierbei werden die Mächtigkeiten und morphologischen Charakteristika der L-, F- und H-Lagen zur Klassifizierung herangezogen (vgl. v. ZEZSCHWITZ 1980, Bodenkundliche Kartieranleitung 1982). Die einzelnen Humusformen kommen in folgender Häufigkeitsverteilung an den 143 Rasterpunkten vor:

L-Mull	: 3 Rasterpunkte
F-Mull	: 28 Rasterpunkte
Mullartiger Moder	: 12 Rasterpunkte
Feinhumusarmer Moder	: 48 Rasterpunkte
Feinhumusreicher Moder	: 28 Rasterpunkte
Rohhumusartiger Moder	: 15 Rasterpunkte
Rohhumus	: 9 Rasterpunkte.

Knapp ein Drittel der Rasterpunkte weisen demnach ökologisch günstige Humusformen bis hin zum mullartigen Moder auf. An etwas mehr als einem Drittel der Rasterpunkte wurde eine ausgeprägte H-Lage festgestellt. Bei diesen Humusformen werden wesentliche Nährstoffe aus dem Elementkreislauf der Waldökosysteme entzogen.

Weitere Hinweise auf die Funktionsfähigkeit der mikrobiellen Zersetzung lassen sich aus den **C/N und C/P-Verhältnissen** ableiten (v. ZEZSCHWITZ 1980). Bei Humusformen ohne oder mit nur geringmächtigen H-Lagen (einschließlich feinhumusarmer Moder) wurden die C/N und C/P-Verhältnisse aus der obersten Mineralbodentiefenstufe (0 - 5 cm), bei schlechteren Humusformen aus der Humusaufgabe ermittelt. C/N-Verhältnisse über 20, bei denen die mikrobiellen Zersetzung durch N-Mangel gehemmt ist (v. ZEZSCHWITZ 1980), treten an 89 der insgesamt 143 Rasterpunkte auf. Zersetzungshemmender P-Mangel bei C/P-Verhältnissen über 200 sind sogar an 120 Raster-

punkten anzutreffen. Ungünstige C/N und C/P-Verhältnisse sind in der Regel mit ökologisch ungünstigen Humusformen verbunden. Sie treten vor allem in nadelholzreichen Beständen in allen Wuchsgebieten des Landes auf (Karten 3.13 und 3.14, Klassifizierung im Anhalt an MEIWES u.a. 1984).

Der Versauerungsgrad des Auflagehumus kann anhand von **pH-Werten** und dem **Verhältnis $\text{Ca}/(\text{Ca} + \text{Al} + \text{Fe})$** beurteilt werden (MEIWES u. a. 1984). Die pH (CaCl_2)-Werte in der Humusauflage liegen zwischen pH 2,75 und pH 5,80. Die pH(KCl)-Werte sind erwartungsgemäß etwas niedriger (Anhang 2, Tab. 3). Extrem niedrige pH-Werte von pH (CaCl_2) < 3,0 treten an 20 Rasterpunkten auf. Hier ist nach MURACH (1984) mit Feinwurzelschäden zu rechnen.

Das Verhältnis $\text{Ca}/(\text{Ca} + \text{Al} + \text{Fe})$ wird von MEIWES u. a. 1984 als Maß für die Basensättigung der Humusauflage verwendet. Bei Verhältnissen zwischen 0,05 und 0,1 wird eine mittlere, bei Verhältnissen von < 0,05 eine starke Gefährdung durch Säuretoxizität vermutet. Basensättigungsgrade von 0,05 bis 0,1 treten an 42 der insgesamt 143 Rasterpunkte, Sättigungsgrade von < 0,05 an 27 Rasterpunkten auf.

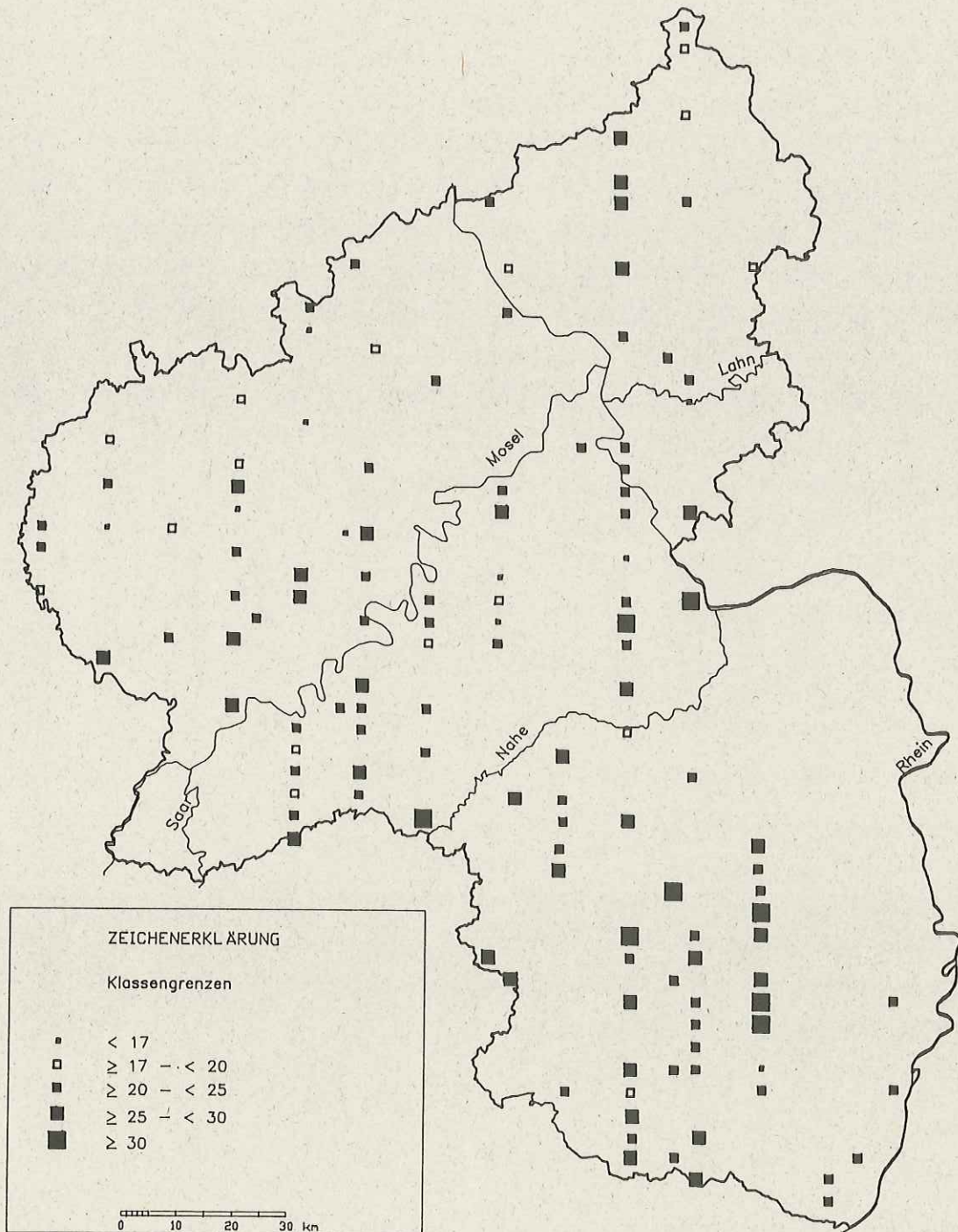
Die Gehalte an **Calcium**, **Magnesium** und **Kalium** in der Humusauflage variieren in Abhängigkeit von der Streuart, der Humusform und dem Anteil mineralischer Beimengungen in sehr weiten Grenzen: Ca 0,08 bis 20 mg/g; Mg 0,3 bis 17 mg/g; K 0,08 bis 19 mg/g (vgl. Anhang 2, Tab. 3). Zur ökochemischen Beurteilung der Nährstoffversorgung müssen allerdings neben diesen Gehaltsangaben je Gewichtseinheit auch die insgesamt in der Humusauflage gespeicherten Nährstoffvorräte und das Verhältnis zwischen dem in der Humusauflage und den im Mineralboden gespeicherten Nährelementvorräten (vgl. Kap. 3.4.3) herangezogen werden.

Auch die **Aluminium-**, **Eisen-** und **Mangangehalte** in der Humusauflage bewegen sich innerhalb eines weiten Rahmens: Al 2 bis 41 mg/g; Fe 2 bis 34 mg/g; Mn < 0,1 bis 7 mg/g (vgl. Anhang 2, Tab. 3). Hohe Aluminium- und Eisengehalte stehen meist in Zusammenhang mit der Einmischung von Mineralboden in die Humusauflage. Hohe Gehalte des beweglichen Mangans weisen auf ein Vorherrschen der Säurepufferung durch Manganoxide und eine verstärkte ManganAuswaschung aus dem Kronenraum hin (BLOCK 1990).

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

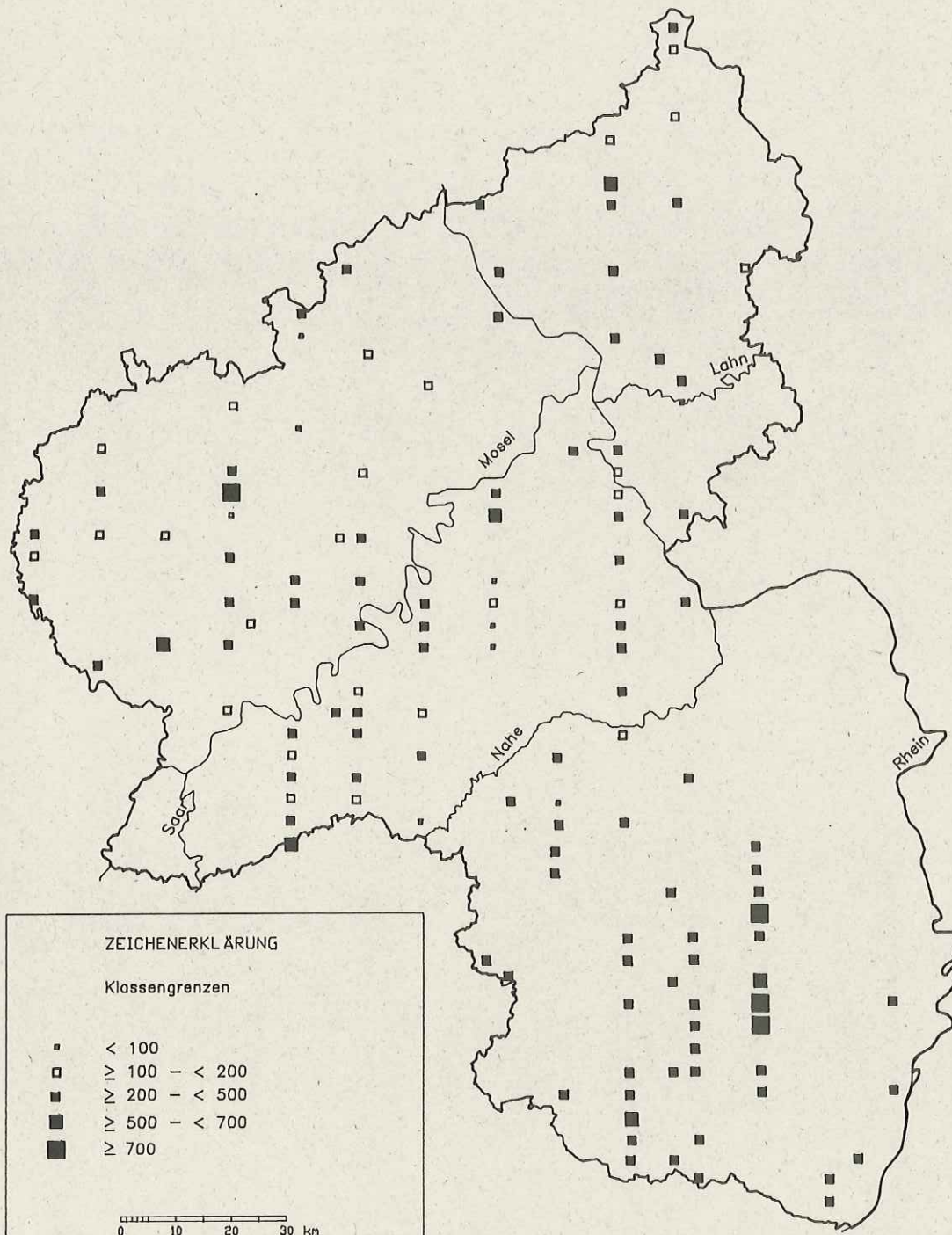
Karte 3.13 : C/N-Verhältnis



Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

Karte 3.14 : C/P-Verhältnis



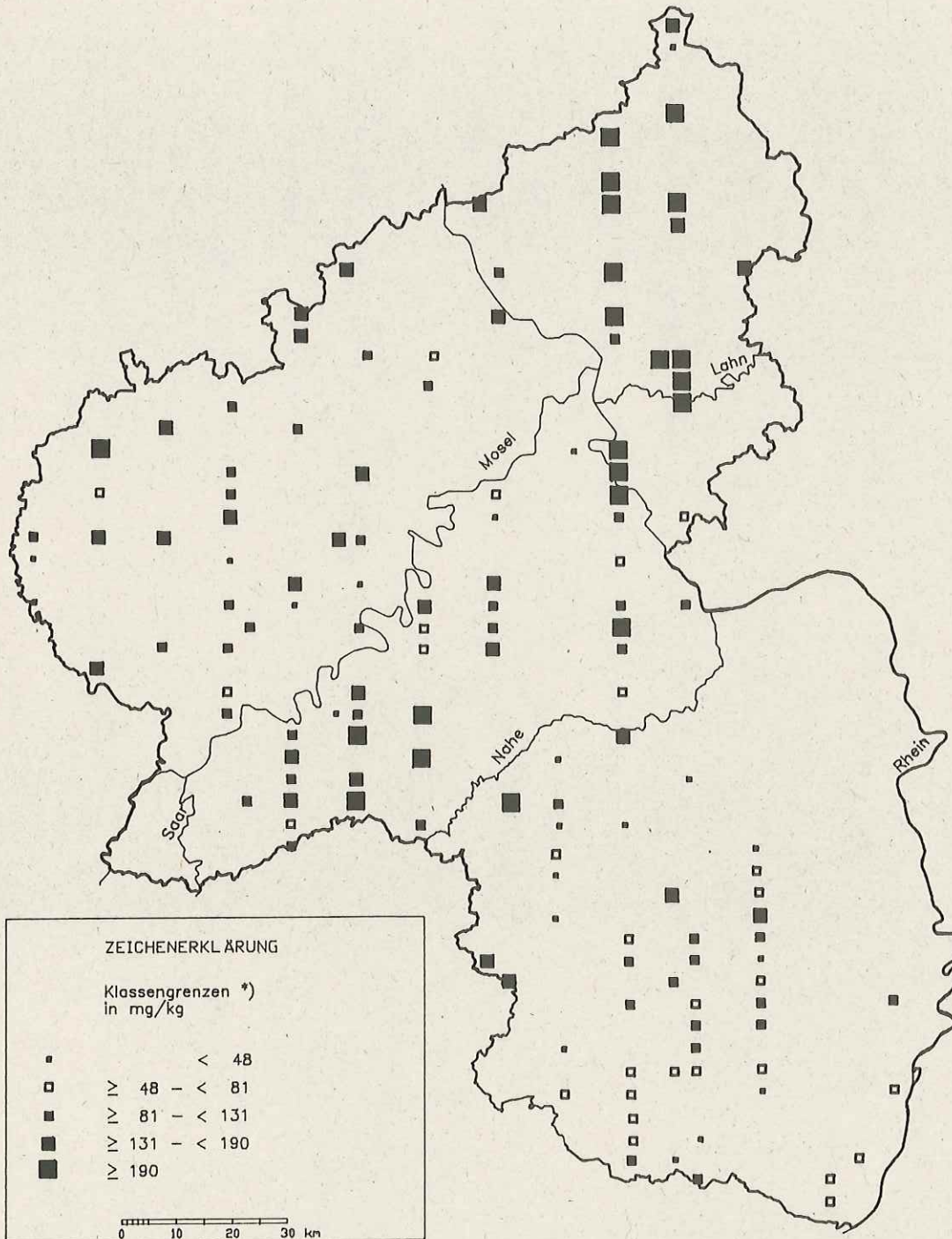
Hohe **Schwermetallgehalte** in der Humusaufgabe können auf aktuelle oder geschichtliche Immissionsbelastungen deuten. Auffällig hohe Bleigehalte im Westerwald und Taunus (Karte 3.15) können möglicherweise auf Bleiemissionen der Keramikindustrie im sogenannten Kannenbäckerland, durch Bleiverarbeitung am Mittelrhein und auch durch Abwehungen von Abraumhalden aus altem Erzabbau zurückgeführt werden. Hohe Bleigehalte im westlichen Hunsrück und in den westlichen Gebieten des Saar-, Nahe-Berg- und Hügellandes sind möglicherweise durch Emissionen aus dem naheliegenden saarländischen Industrieraum entstanden.

Die Gehalte der Schwermetalle Kupfer, Zink und Cadmium variieren bei weitem nicht so stark wie die Bleigehalte (vgl. Anhang 2, Tab. 3). Verhältnismäßig hohe Kupfergehalte finden sich vor allem im Westerwald sowie in Teilen des Hunsrücks und der Eifel (Karte 3.16). Hohe Zinkgehalte wurden insbesondere im nordwestlichen Hunsrück und in der Eifel festgestellt (Karte 3.17). Hohe Cadmiumgehalte sind vor allem im Saar-Nahe-Berg- und Hügelland, im westlichen Hunsrück und in der Eifel zu beobachten (Karte 3.18).

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

Karte 3.15 : Bleigehalte in der Humusauflage

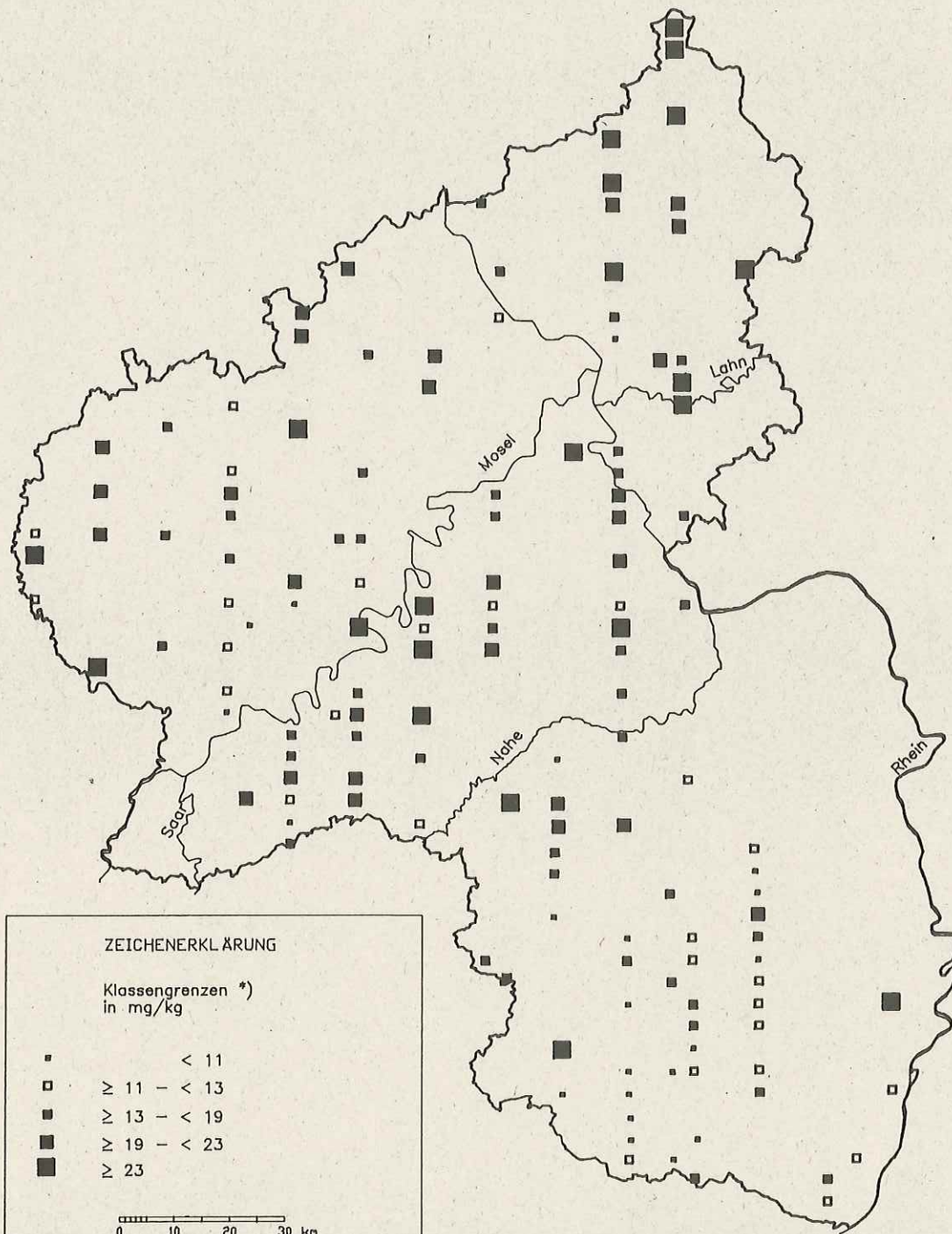


*) ermittelt aus der Summenhäufigkeitsverteilung
(vgl. Kap. 3.1)

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

Karte 3.16 : Kupfergehalte in der Humusaufgabe

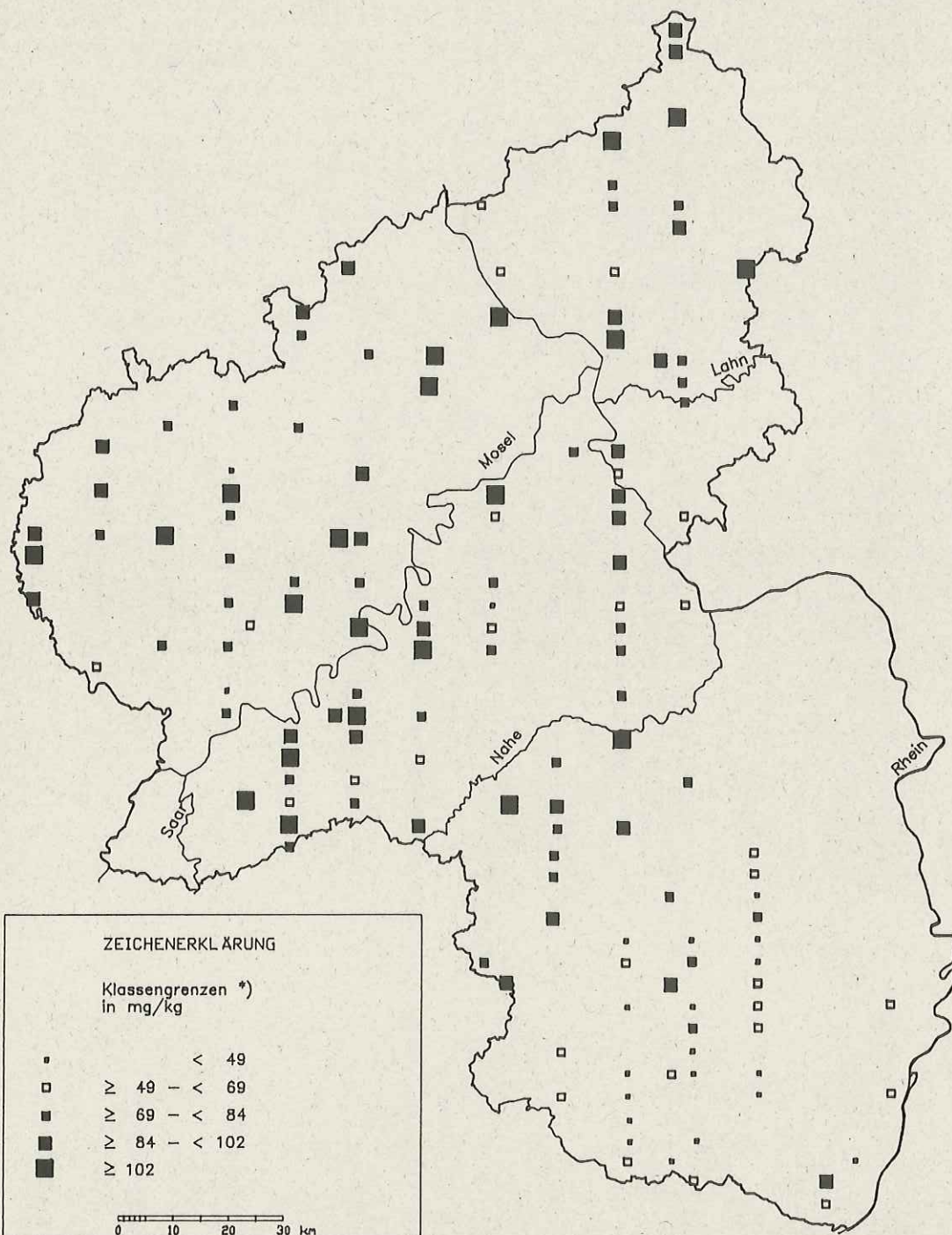


*) ermittelt aus der Summenhäufigkeitsverteilung
(vgl. Kap. 3.1)

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

Karte 3.17 : Zinkgehalte in der Humusauflage

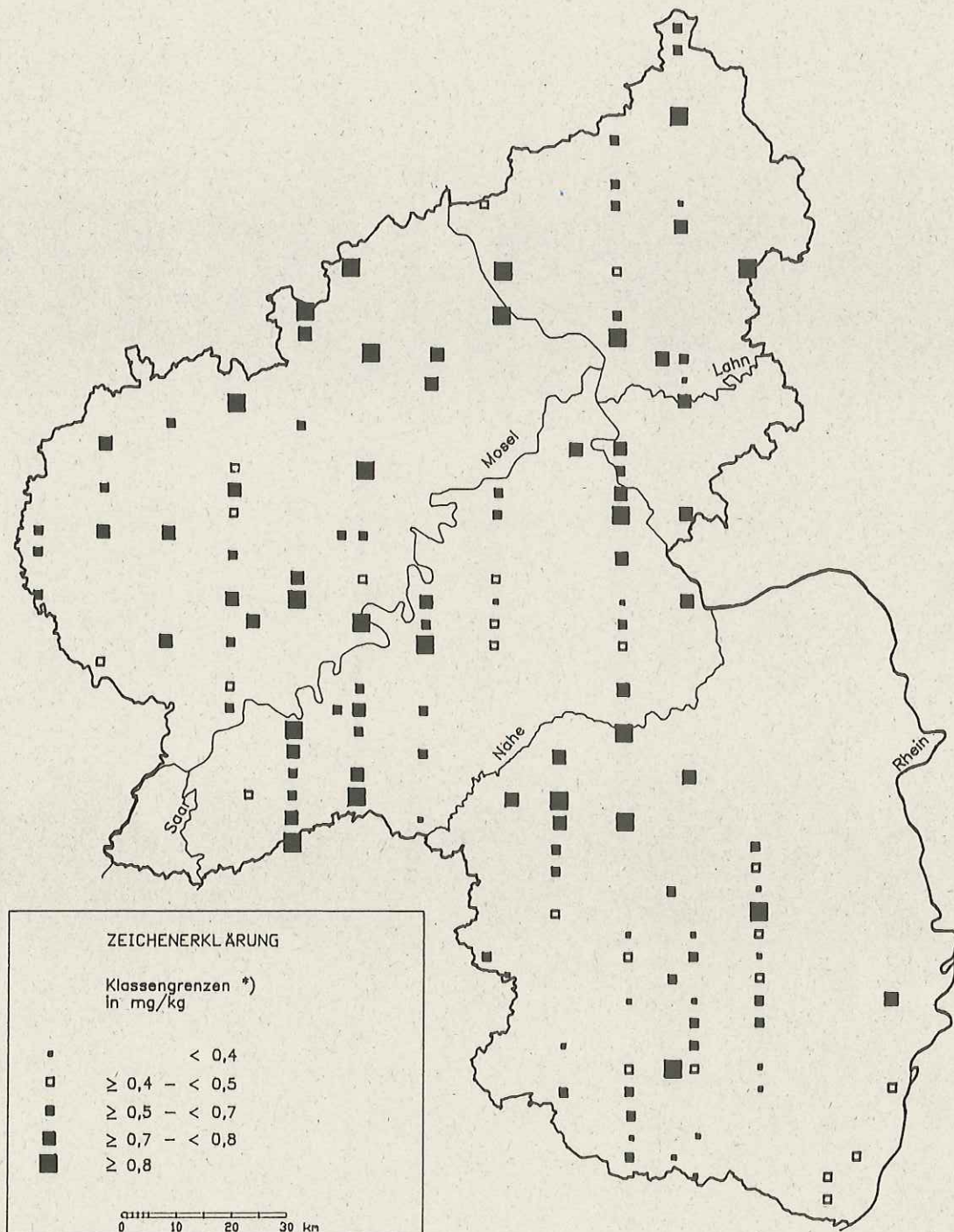


*) ermittelt aus der Summenhäufigkeitsverteilung
(vgl. Kap. 3.1)

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

Karte 3.18 : Cadmiumgehalte in der Humusaufgabe



*) ermittelt aus der Summenhäufigkeitsverteilung
(vgl. Kap. 3.1)

3.4.2 Mineralbodenzustand

3.4.2.1 Ausgangssubstrate der Bodenbildung

Die von dem landesweiten Raster erfaßten geologischen Ausgangssubstrate der Bodenbildung besitzen eine sehr unterschiedliche chemische und mineralogische Zusammensetzung und variieren entsprechend in der Verwitterbarkeit, in Umfang und Art der bei der Verwitterung freigesetzten Nährelemente und in ihrer Fähigkeit, eingetragene oder im System freigesetzte Säuren abzuf puffern. Die Mehrzahl der in den folgenden Kapiteln aufgeführten bodenchemischen Charakteristika wird daher wesentlich von den jeweiligen geologischen Gegebenheiten beeinflusst. Daher wurden an jedem Rasterpunkt die Ausgangssubstrate der Bodenbildung nach einem sehr differenzierten Schlüssel erfaßt. Um einen landesweiten Überblick zu ermöglichen, mußten die Substrate jedoch zu größeren Gruppen mit ähnlichen chemischen und mineralogischen Eigenschaften zusammengefaßt werden. Bei der Eingruppierung lag das Augenmerk vor allem auf den im Hauptwurzelraum vorherrschenden Substraten.

Folgende Substratgruppen wurden unterschieden:

Gruppe 1: Quarzite

Gruppe 2: Flug- und Schwemmsande

Gruppe 3: Buntsandsteine

Gruppe 4: Grauwacke, Tonschiefer

Gruppe 5: Decklehme

Gruppe 6: Permische Sandsteine

Gruppe 7: basische Vulkanite

Gruppe 8: Kalke

Gruppe 9: sonstige Substrate.

Die regionale Verteilung der einzelnen Substratgruppen ist in Karte 3.19 dargestellt.

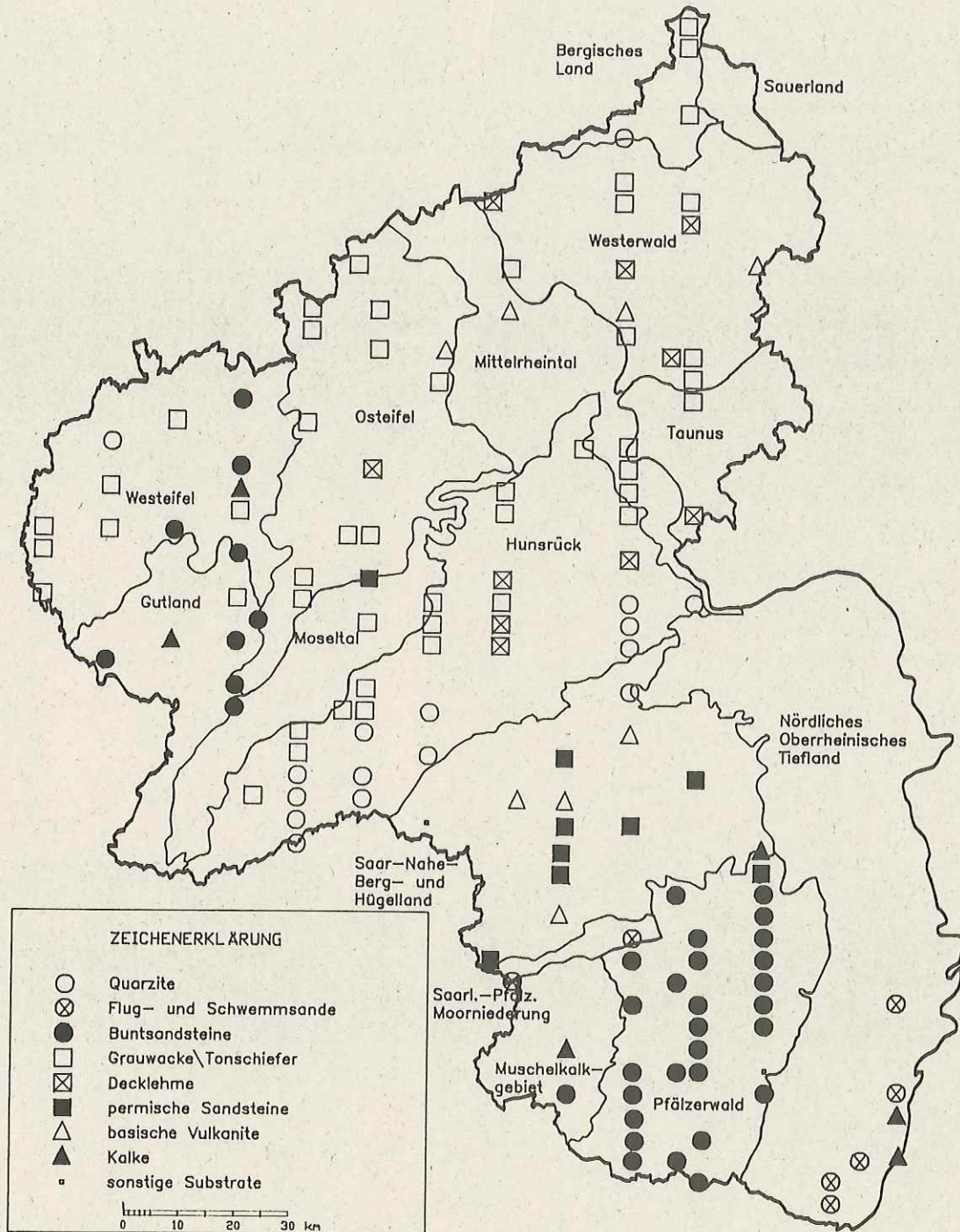
Die Gruppe der **Quarzite** umfaßt Härtlingszüge aus Taunusquarzit im Hunsrück (Soonwald, Hoch- und Idarwald) und einen Härtlingszug aus Emsquarzit in der Westeifel.

Flug- und Schwemmsande wurden im Nördlichen Oberrheinischen Tiefland (Vorderpfälzische Rheinebene) und in der Saarländisch-Pfälzischen Moorniederung (Landstuhler Bruch) angetroffen.

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

Karte 3.19 : Ausgangssubstrate



Buntsandsteine kommen verbreitet vor allem als Mittlerer Buntsandstein im Pfälzerwald vor und als Oberer und Mittlerer Buntsandstein in der sogenannten "Trierer Bucht". Das sind Teile der Westeifel, des Gutlandes und des Moseltals. Im Gutland ist auf dem sogenannten Ferschweiler Plateau auch Lias-Sandstein anzutreffen.

Grauwacke und Tonschiefer nehmen erwartungsgemäß im Rheinischen Schiefergebirge einen großen Anteil der Rasterpunkte ein. Im südlichen Teil des Westerwaldes weisen die Oberböden zum Teil Bimsbeimengungen auf; im Raum Mayen ist ein Einfluß von vulkanischen Eruptionsmaterial zu vermuten. Der Gruppe der Grauwacke/Tonschieferstandorte wurden auch Grauplastosohle aus Tonschieferzersatz zugeordnet. Derartige Standorte sind auf Verebnungsflächen im Gutland, Hunsrück und Westerwald anzutreffen.

Standorte mit Decklehmauflagen wurden dann in die Gruppe der **Decklehme** eingeordnet, wenn die Auflage eine Mächtigkeit von ca. 50 cm überschreitet. Derartige Standorte kommen vor allem im östlichen Teil des Hunsrücks (Östliche Hunsrückhochfläche) im Taunus und im Westerwald vor.

Die Gruppe der **Permischen Sandsteine** umfaßt glimmerreiche und zum Teil auch karbonathaltige Substrate. Derartige Standorte sind vor allem im Saar- Nahe- Berg- und Hügelland (Saar- Nahe-Senke) und im Moseltal (Wittlicher Senke) anzutreffen.

Die Gruppe der **basischen Vulkanite** ist mit permischen "Basalten" im Saar- Nahe- Berg- und Hügelland, Phonolith und Bims in der Osteifel sowie Basalt und Bims im Westerwald vertreten.

In der Gruppe der **Kalke** wurden karbonathaltige Auelehme und Hochflutablagerungen des Rheines in der Nördlichen Oberrheinischen Tiefebene, karbonathaltige permische Tonsteine im Saar- Nahe- Berg- und Hügelland, Muschelsandstein im Saarländisch-Pfälzischen Muschelkalkgebiet (Westricher Hochfläche), bunte Keupermergel im Bitburger Gutland und Massenkalk in der Westeifel zusammengefaßt.

Die Gruppe der sonstigen Substrate umfaßt lediglich einen Bachschwemmkegel im Saar- Nahe- Berg- und Hügelland und einen Standort mit permischen Sediment- und Effusivgestein im Pfälzerwald.

3.4.2.2 pH-Werte und Pufferbereiche

Die Ermittlung von Mineralboden-pH-Werten und eine Zuordnung der Böden zu Pufferbereichen ermöglicht eine erste Abschätzung des Säure-/Basezustandes der Waldböden und des in ihnen ablaufenden, chemischen Geschehens.

Der in einer wässrigen Bodensuspension gemessene pH-Wert ($\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$) ist ein Maß für den aktuellen Säurezustand des Bodens. Der $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Wert ist allerdings zeitlich in Abhängigkeit von der Jahreszeit und dem Verlauf der Bodenfeuchtigkeit und Bodentemperatur vor der Probenahme sehr variabel. Er sollte daher möglichst nur in Zusammenschau mit Kapazitätsparametern (z.B. Austauschkapazität und Austauschbelegung) interpretiert werden (MEIWES u.a. 1984).

In der Regel steigt der pH-Wert mit zunehmender Bodentiefe (Anhang 2, Tab. 4.1). In der Tiefenstufe 0-5 cm werden $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte von 3,2 bis 7,4 gemessen; 95 % der Rasterpunkte weisen in dieser Tiefenstufe pH-Werte von $< 5,0$, 64 % von $< 4,2$ auf. $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte unter 3,0, bei denen nach Hydrokulturversuchen von ROST-SIEBERT (1985) die Gefahr unmittelbarer H^+ -Toxizität für Fichten- und Buchenwurzeln besteht, wurden nicht beobachtet. Im tieferen Bodenbereich (Tiefenstufe 60-90 cm) lagen die $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte zwischen 4,0 und 8,7. Der Anteil der pH-Werte unter 5,0 ist mit 64 % deutlich geringer als in den oberen Bodenschichten.

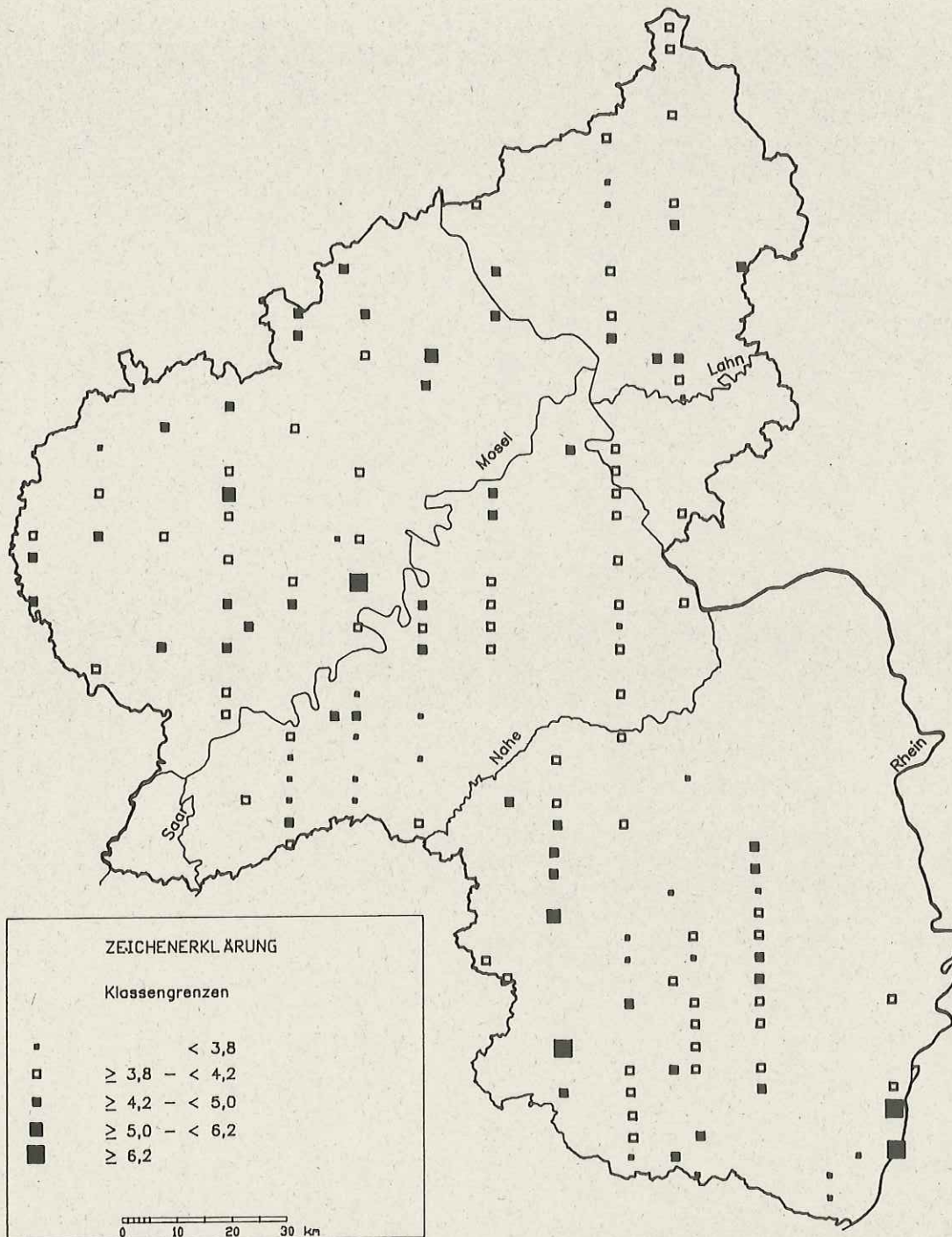
Niedrige $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte wurden vor allem in Böden aus Quarzit im Hunsrück, Buntsandstein im Pfälzerwald und in der Westeifel sowie auf Flug- und Schwemmsanden im Rheintal gemessen (Karten 3.20, 3.21, 3.22).

In stark salzhaltigen Suspensionen gemessene pH-Werte ($\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ und $\text{pH}(\text{KCl})$) geben Hinweise, ob in den jeweiligen Böden in früheren Zeiten Versauerungsschübe abgelaufen sind, bei denen bereits deutlich geringere als die zur Zeit aktuellen $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte erreicht wurden. Bei diesen Versauerungsschüben sind Kationsäuren in Lösung gegangen, die in den Entsauerungsphasen an den Austauscher gebunden wurden und durch die Salzzugabe bei der Lösungszubereitung für die pH-Messung wieder in Lösung übergehen. Bei diesem Prozeß werden aus den Hydrathüllen H^+ -Ionen abgespalten, die zu einem Absinken des gemessenen pH-Wertes führen. Darüberhinaus können auch am Kationenaustauscher angelagerte H^+ -Ionen durch den starken K- oder Ca-Überschuß vom Austauscher verdrängt werden und in Lösung gehen, wodurch der pH-Wert ebenfalls sinkt. Die in salzhaltigen Suspensionen gemessenen pH-Werte lassen ferner Rückschlüsse zu, welche pH-Werte bei Düngungen mit leicht löslichen Salzen zu erwarten sind.

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

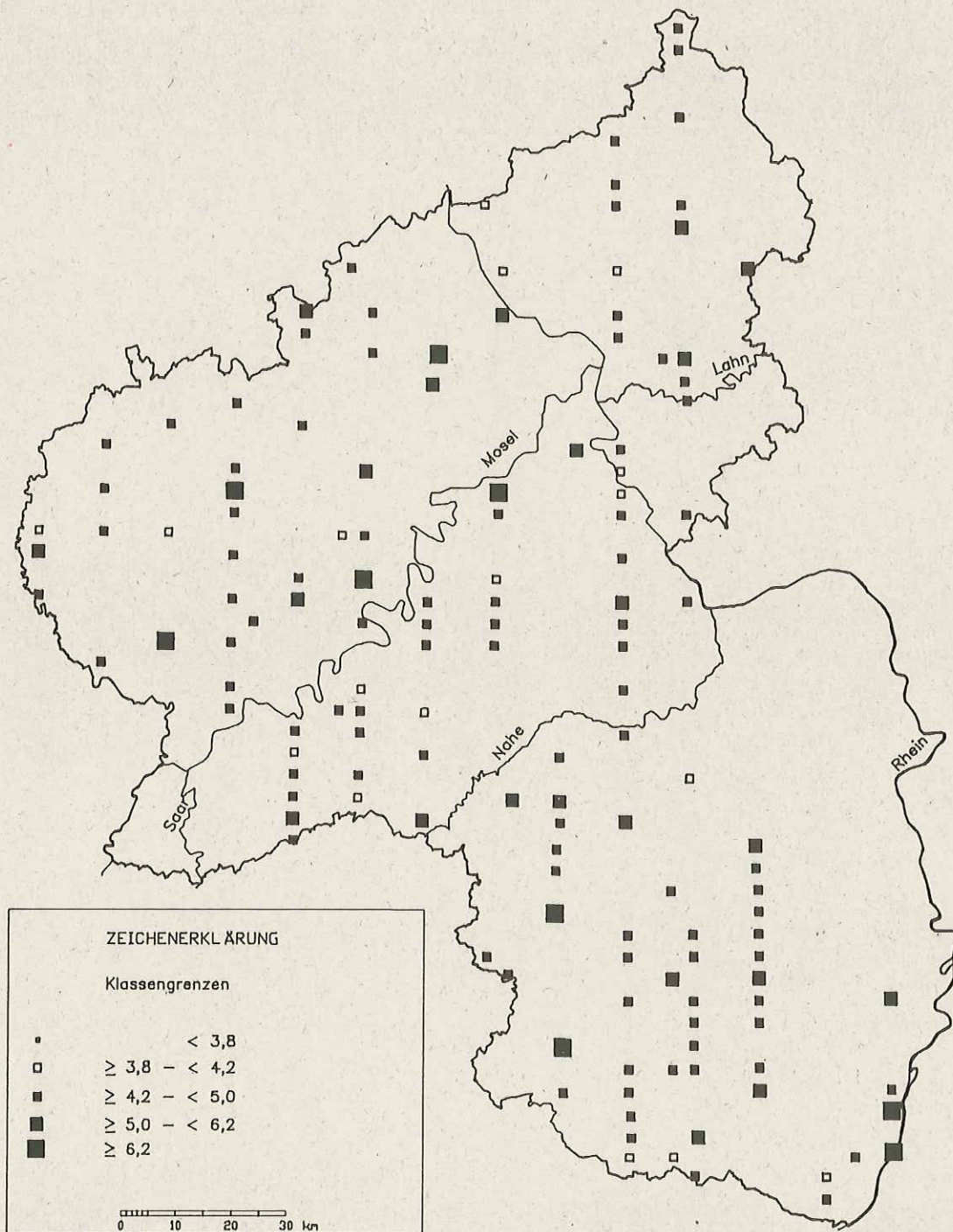
Karte 3.20 : pH(H₂O)-Werte, Tiefenstufe 0-5 cm



Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

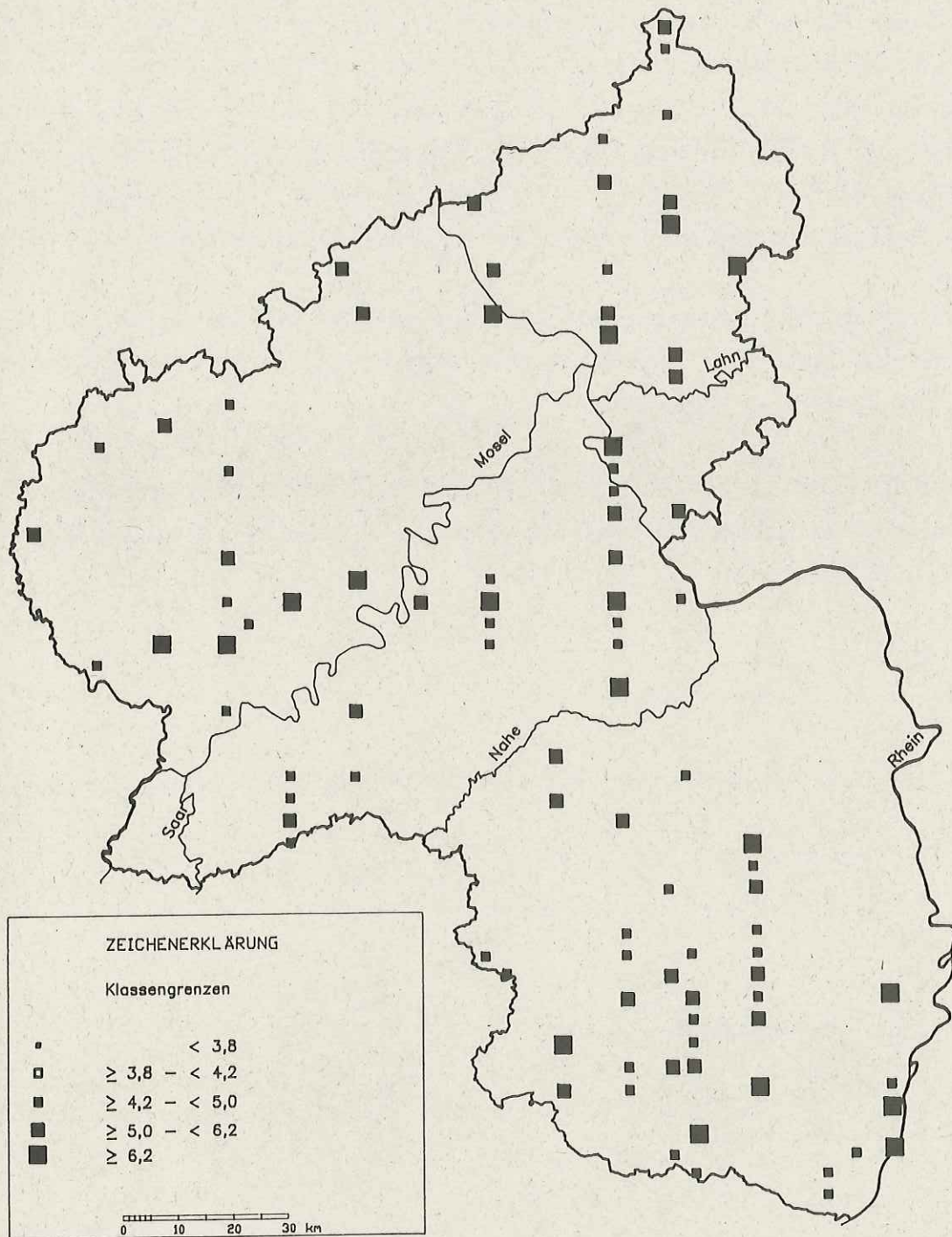
Karte 3.21 : pH(H₂O)-Werte, Tiefenstufe 30–60 cm



Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

Karte 3.22 : pH(H₂O)-Werte, Tiefenstufe 90–140 cm



Die $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ und $\text{pH}(\text{KCl})$ -Werte sind, wie aus den vorstehenden Ausführungen verständlich, in der Regel deutlich niedriger als die $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte. Im Mittel über alle 869 Bodenproben des Katasters beträgt die Abweichung der $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Werte zu den entsprechenden $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werten 0,6, die der $\text{pH}(\text{KCl})$ -Werte zum pH -Wert der wässrigen Suspension 0,9 pH -Einheiten. In den obersten 10 cm des Mineralbodens wurden an mehr als vier Fünftel der Rasterpunkte $\text{pH}(\text{KCl})$ -Werte von unter pH 3,8 gemessen (vgl. Anhang 2, Tab. 4.3). Dies bedeutet, daß an diesen Standorten im obersten Bodenbereich bei Belastungen oder Salzdüngungen sogar der Eisenpufferbereich erreicht werden kann. Die niedrigsten ermittelten pH -Werte in dieser Tiefenstufe liegen bei pH 2,5. An 45 Rasterpunkten wurden $\text{pH}(\text{KCl})$ -Werte unter pH 3,0 festgestellt. Hier besteht bei Salzdüngungen die Gefahr, daß Wurzelschäden durch H^+ -Toxizität auftreten.

Sehr niedrige $\text{pH}(\text{KCl})$ -Werte kommen auch in den Unterböden häufig vor. In der Tiefenstufe 90-140 cm wurden an etwas mehr als der Hälfte, in der Tiefenstufe 140-200 cm an knapp einem Drittel der Bodenproben $\text{pH}(\text{KCl})$ -Werte von unter pH 3,8 gemessen.

Die regionale Verteilung zeigt $\text{pH}(\text{KCl})$ -Werte über 5,0 nur auf den wenigen Kalkstandorten (Karten 3.23, 3.24, 3.25). Sehr niedrige $\text{pH}(\text{KCl})$ -Werte ($< 3,8$) kommen in allen Landesteilen verbreitet vor.

Nach den in den Böden vorherrschenden chemischen Reaktionen bei der Pufferung von Säuren werden 5 **Pufferbereiche** unterschieden. Diese lassen sich im Anhalt an UL-RICH (1983) folgendermaßen skizzieren:

$\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$

> 6,2 Carbonatpufferbereich

- hohe Pufferrate, solange feinverteilter Kalk im Feinboden ausreichend vorhanden
- Kalkverbrauch ---> Auswaschung von Kalzium und Sulfat
- vorherrschende Säure: Kohlensäure

6,2 - 5,0 Silikatpufferbereich

- Pufferung durch Silikate, mittlere Pufferrate
- kaum Nährstoffauswaschung
- Optimalbereich für Baumwachstum
- vorherrschende Säuren: Kohlensäure, Kieselsäure

5,0 - 4,2 Austauscherpufferbereich

- Pufferung durch Bindung polymerer Aluminium-Hydroxo-Kationen und
- Pufferung durch Manganoxide
- z.T. hohe Mangankonzentrationen in Bodenlösung
- Verdrängung von Nährstoffkationen vom Austauscher
- Auswaschung von K^+ , Mg^{++} , Ca^{++}
- Pufferrate sehr gering

4,2 - 3,8 Aluminiumpufferbereich

- Pufferung durch Al-Hydroxide unter Bildung von Al^{+++} -Ionen
- Verdrängung von Nährstoffkationen vom Austauscher
- Auswaschung von Mn^{++} , K^+ , Ca^{++} , Mg^{++}
- Austauscher überwiegend mit Al^{+++} belegt
- hohe Al^{+++} Konzentrationen in Bodenlösung
- Al-Toxizität möglich
- Gefahr des Fortschreitens der Versauerung in den Unterboden (Verlagerung der Kationsäuren)

> 3,8(3,0) Eisen-Aluminium- und Eisenpufferbereich

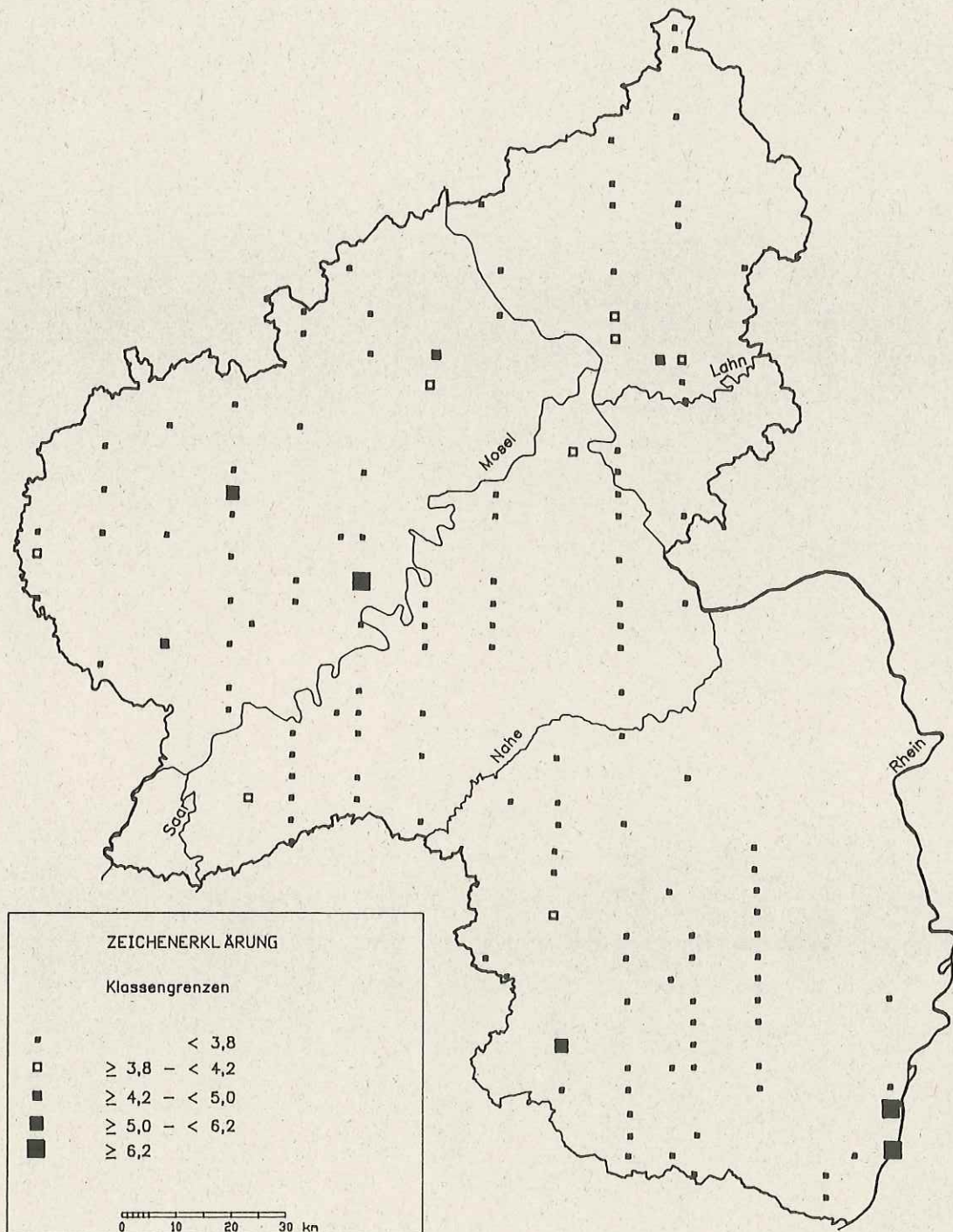
- zunehmend Pufferung auch durch Eisenhydroxide
- Austauscherbelegung überwiegend mit Al^{+++} , $Fe^{++(+)}$ und H^+
- hohe Al^{+++} , $Fe^{++(+)}$ und H^+ Konzentrationen in Bodenlösung
- Al^{+++} - und H^+ -Toxizität möglich
- Verlagerung von Kationsäuren in den Unterboden

In der Regel erfolgt die Eingruppierung der Böden in die unterschiedlichen Pufferbereiche anhand der pH-Werte in der Bodenlösung oder in einer wässrigen Bodensuspension (ULRICH 1983).

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

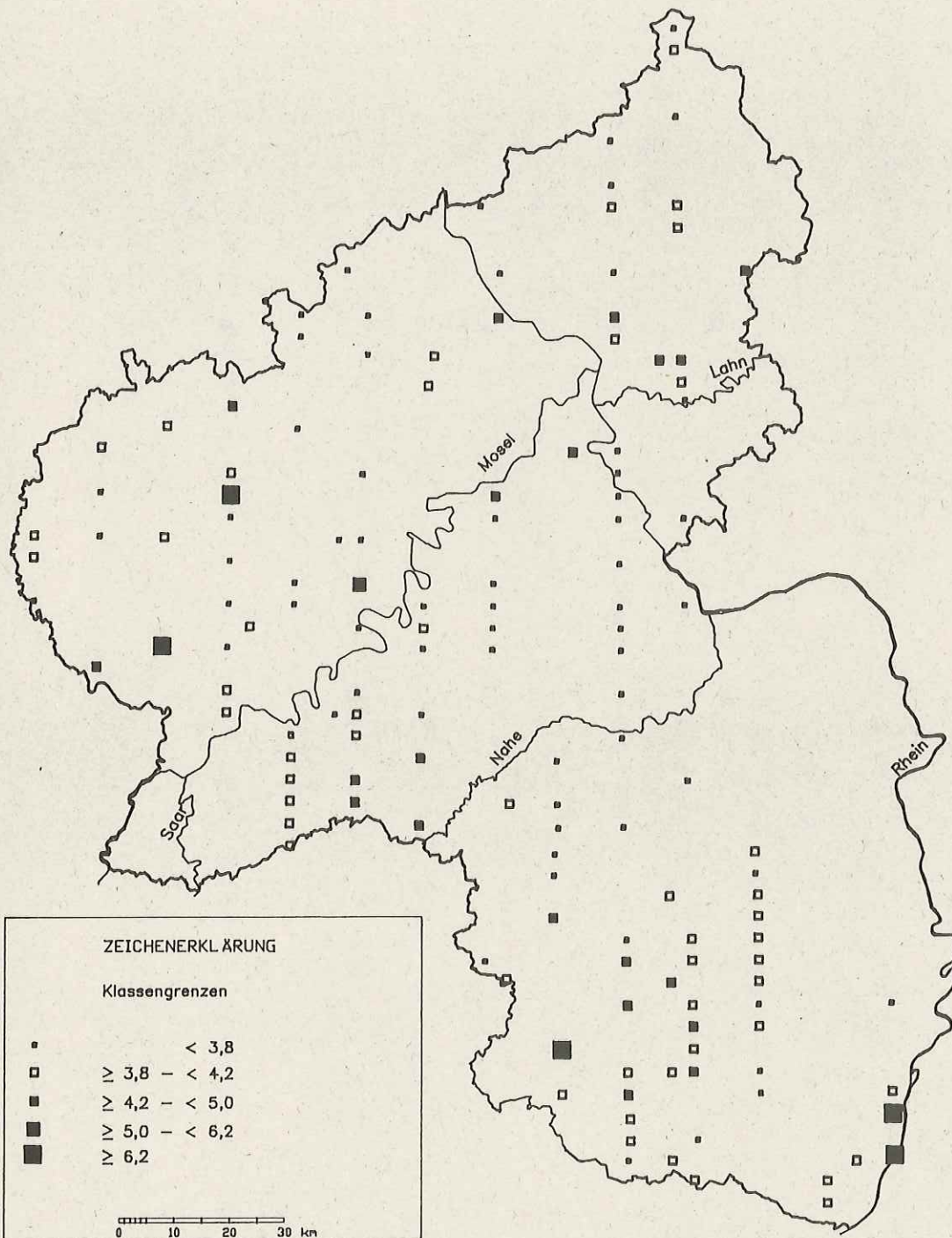
Karte 3.23 : pH(KCl)-Werte, Tiefenstufe 0-5 cm



Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

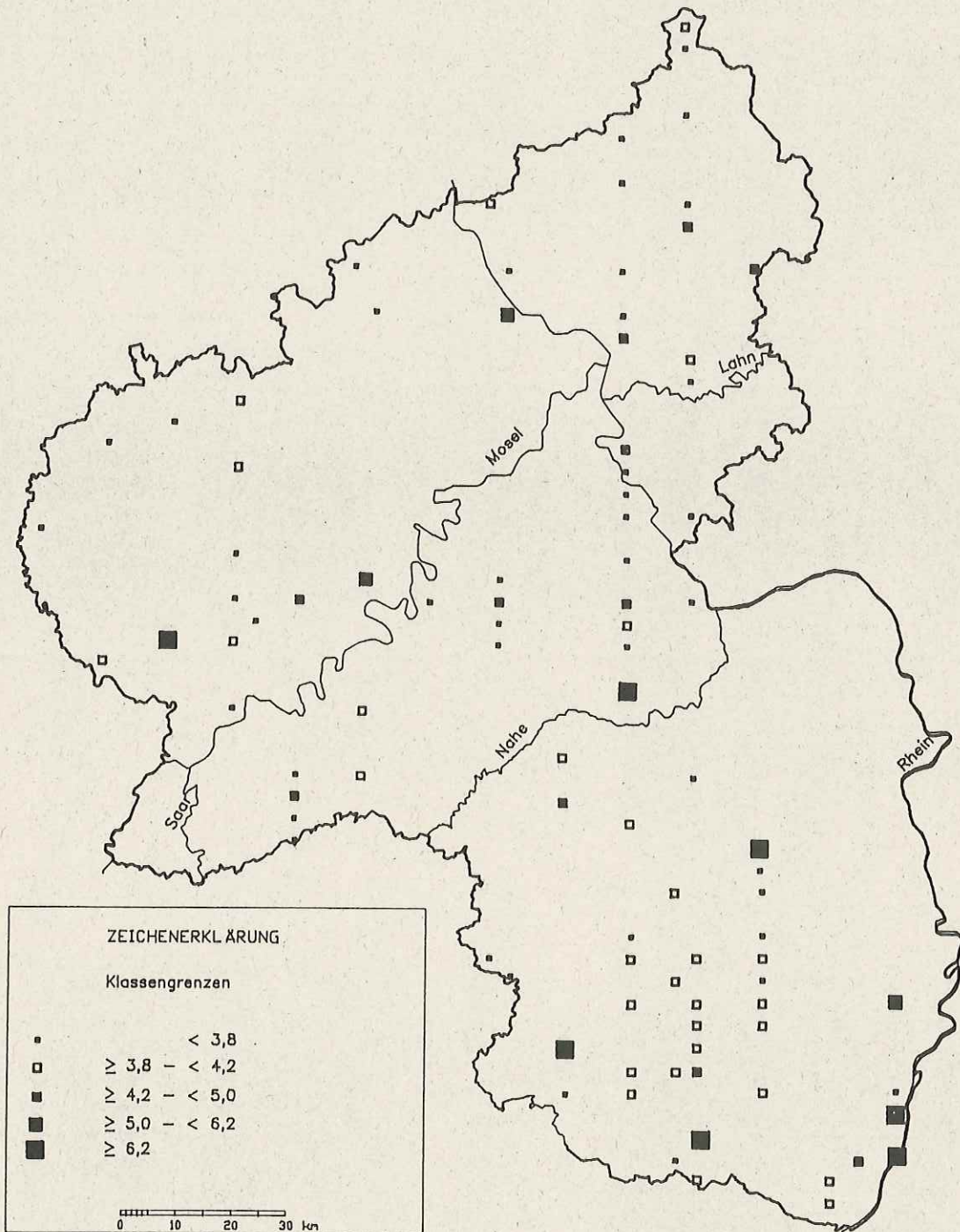
Karte 3.24 : pH(KCl)-Werte, Tiefenstufe 30–60 cm



Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

Karte 3.25 : pH(KCl)-Werte, Tiefenstufe 90–140 cm



Während sich an der Mehrzahl der Rasterpunkte der obere Mineralboden im Aluminiumpufferbereich befindet, nimmt im tieferen Boden der Austauscherbereich einen größeren Anteil ein (Tab. 3.5). Bei diesem Vergleich ist allerdings zu berücksichtigen, daß in der Tiefenstufe 90 - 140 cm 44 Profile wegen zu hohen Skelettgehalts nicht zu beproben waren. Der Anteil von Böden im Austauscherpufferbereich ist überraschend hoch, da dieser Pufferbereich nur eine geringe Pufferkapazität besitzt und im Allgemeinen rasch durchlaufen wird (ULRICH 1983). Zu berücksichtigen ist allerdings, daß die Eingruppierung der Böden in Pufferbereiche nach dem $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Wert nur eine Momentaufnahme darstellt, da die in wässrigen Suspensionen gemessenen pH-Werte, wie oben bereits aufgeführt, zeitlich sehr variabel sind. Die an der Mehrzahl der Rasterpunkte sehr große Differenz zwischen dem $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ - und dem $\text{pH}(\text{Salz})$ -Werten deutet darauf hin, daß sich die Böden zum Zeitpunkt der Probenahme im Frühjahr und Sommer 1989 in einer Entsauerungsphase befanden, das heißt, daß in den der Probenahme vorangegangenen Monaten die Rate der Nitrat- (bzw. Salpetersäure)-Freisetzung vermutlich geringer war, als die Nitrataufnahme. Werden außer den pH-Werten auch die Austauscherbelegungen mit starken Säuren berücksichtigt (vgl. Kap. 3.4.2.3), wäre der überwiegende Teil der nach dem $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Wert in den Austauscherpufferbereich eingruppierten Böden dem Aluminiumpufferbereich zuzuordnen.

Tab. 3.5: Verteilung der 143 Rasterpunkte auf Pufferbereiche

Pufferbereich	Tiefenstufe (cm)		
	0 - 5	30 - 60	90 - 140
- Anzahl Rasterpunkte -			
Carbonatpuffer	4	9	19
Silikatpuffer	3	22	31
Austauscherpuffer	44	94	44
Aluminiumpuffer	66	17	0
Eisen-Aluminiumpuffer	26	0	5

Ebenso wäre bei Berücksichtigung der zum Teil sehr hohen Eisen- und Protonenanteile am Austauscher ein noch höherer Anteil der Böden in den Eisen-Aluminium-Pufferbereich einzuordnen.

3.4.2.3 Kationenaustauschkapazität und Austauschbelegung

Die Kationenaustauschkapazität und die Belegung des Austauschers mit Kationsäuren und basischen Kationen beschreibt den mobilisierbaren, oberflächengebundenen Ionenpool. Da dieser mit dem gelösten Ionenpool im Gleichgewicht steht, lassen Befunddaten der Kationenaustauschkapazität und der Austauschbelegung Rückschlüsse auf das chemische Verhalten der Lösungsphase der Böden zu. Daher sind diese Kennwerte ein wesentliches Maß zur Beurteilung des chemischen Bodenzustandes und zur Einschätzung der Gefährdung des Ökosystems durch Säuretoxizität und Nährstoffmangel (MEIWES u.a. 1984). Zudem sind die Kationenaustauschkapazität und Austauschbelegung als Kapazitätsgrößen weit weniger zeitlichen Schwankungen (Jahresgängen, Austrocknungs- und Wiederbefeuchtungsphasen) unterlegen als die Lösungsphase selbst. Diese Kennwerte sind daher in besonderem Maße für den angestrebten periodischen Vergleich in mehrjährigen Abständen geeignet.

In karbonatfreien Böden wurde die **effektive** Kationenaustauschkapazität (AKe), bei den wenigen karbonathaltigen Böden die **totale** Kationenaustauschkapazität (Akt) nach MEHLICH (1953) ermittelt (vgl. Kapitel 2.4.2.2.).

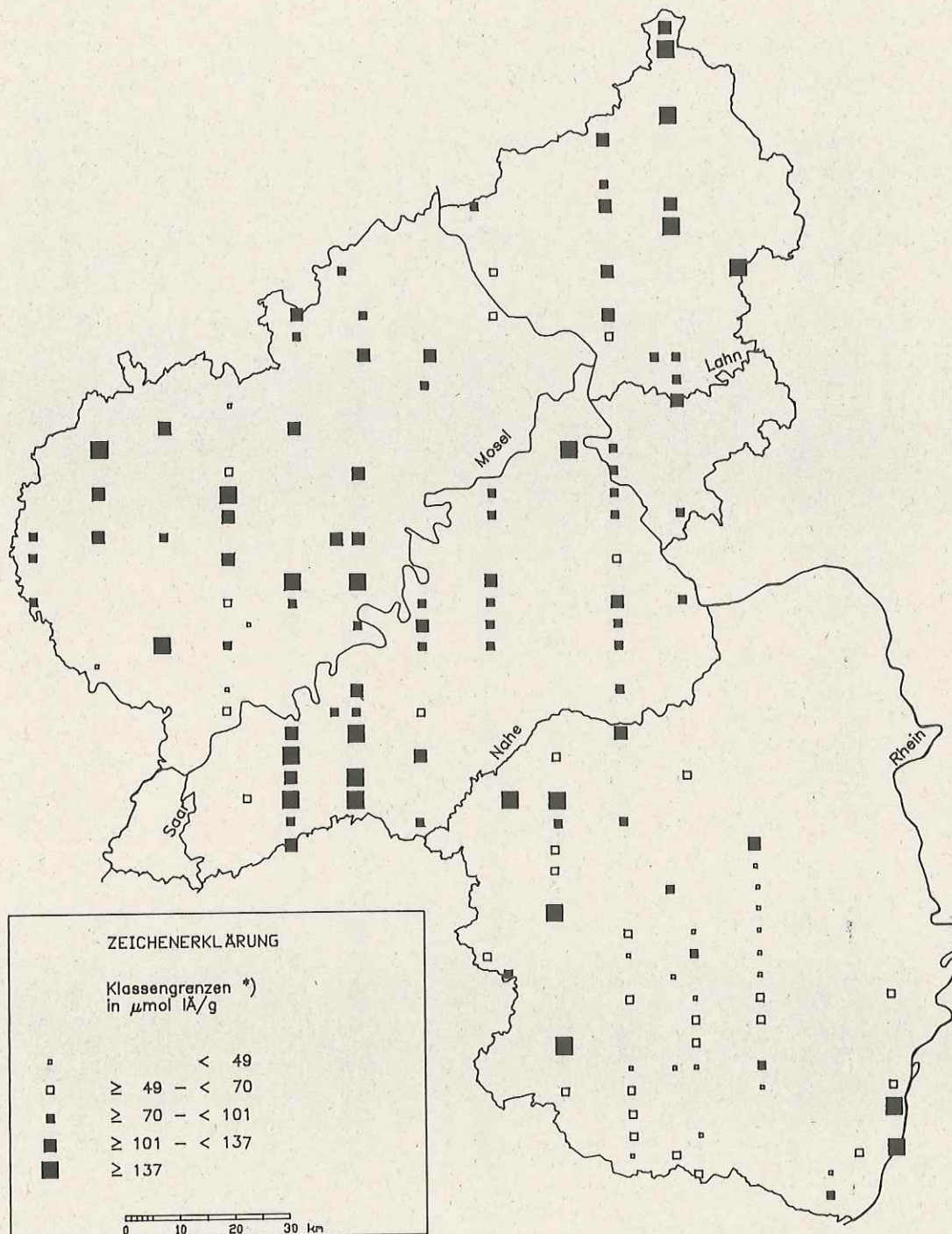
Die Kationenaustauschkapazität variiert an den 143 Rasterpunkten und den unterschiedlichen Tiefenstufen zwischen 4 und 700 $\mu\text{mol IÄ/g}$ (Anhang 2, Tab. 4.9). Besonders geringe Austauschkapazitäten unter 50 $\mu\text{mol IÄ/g}$ im Oberboden (bis 60 cm Bodentiefe) finden sich schwerpunktmäßig auf Hauptbuntsandstein im Pfälzerwald, auf armen Flug- und Schwemmsanden im Rheintal sowie auf Quarzitstandorten im Hunsrück. Sehr hohe Kationenaustauschkapazitäten ($> 200 \mu\text{mol IÄ/g}$) sind vor allem auf kalkhaltigen Böden in der Rheinaue, dem westpfälzer Kalkgebiet und Teilen der Westeifel, permischen Vulkaniten im Saar-Nahe-Berg- und Hügelland und auf Phonolith in der Osteifel zu beobachten (Karten 3.26, 3.27).

Die Bodengehalte an austauschbarem **Calcium** nehmen mit Werten zwischen 0,1 und 615 $\mu\text{mol IÄ/g}$ eine sehr große Spanne ein (Anhang 2, Tab. 4.10). Allerdings überwiegend Böden mit nur geringen Calciumgehalten. An weniger als einem Drittel der Rasterpunkte übersteigt die Calciumbelegung im Oberboden bis 60 cm Tiefe 15 % der Austauschkapazität. Erst ab diesem Schwellenwert ist davon auszugehen, daß Calcium in der Bodenlösung als dominierendes Kation vorkommt (MEIWES u.a. 1984). Bei geringeren Calciumsättigungen herrschen dagegen potentiell toxische Kationsäuren (Mn^{++} , Al^{+++} , Fe^{+++}) vor.

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

Karte 3.26 : Kationenaustauschkapazität, Tiefenstufe 0-5 cm

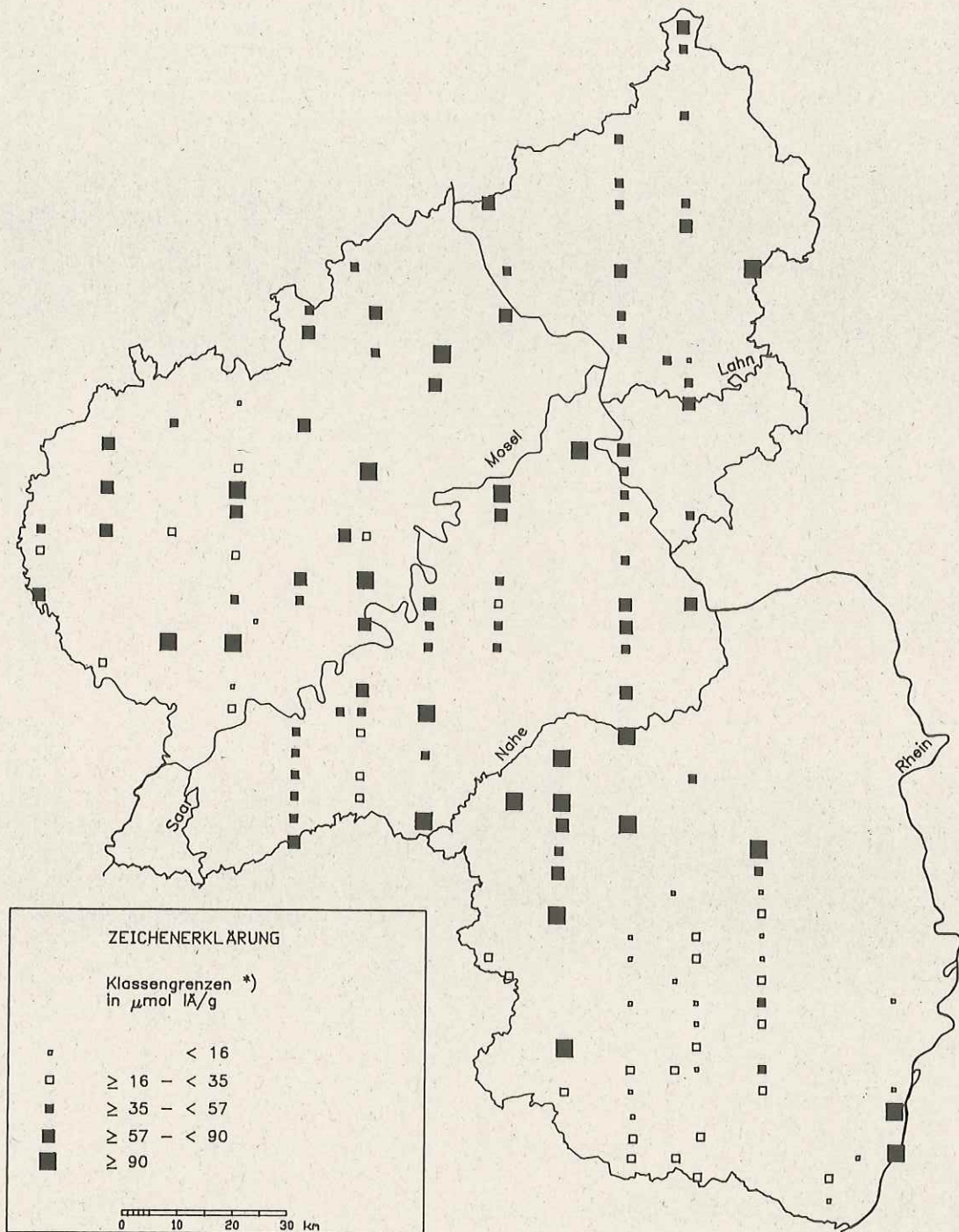


*) ermittelt aus der Summenhäufigkeitsverteilung
(vgl. Kap. 3.1)

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

Karte 3,27 : Kationenaustauschkapazität, Tiefenstufe 30–60 cm



*) ermittelt aus der Summenhäufigkeitsverteilung
(vgl. Kap. 3.1)

Die Calciumbelegung des Austauschers ist in der Tiefenstufe 0 - 5 cm meist deutlich höher als in den darunterliegenden Tiefenstufen (Anhang 2, Tab. 4.18). Erst ab 60 cm Bodentiefe steigt die Calciumsättigung wieder an. Die höheren Werte in der obersten Mineralbodenschicht sind vermutlich auf den dort höheren Humusanteil zurückzuführen. Auf einigen Standorten dürften auch Kalkungsmaßnahmen Einfluß nehmen. Der Anstieg im Unterboden ist häufig mit einem Substratwechsel hin zu silikat- oder karbonatreicherem Material verbunden. Auffallend hohe Calciumsättigungen in diesem Bodbereich finden sich häufig auch auf staunässebeeinflußten Böden über oder in den Sd-Horizonten.

Besonders hohe Calciumanteile am Austauscher sind vor allem auf permischen Vulkaniten des Saar- Nahe- Berg- und Hügellandes, karbonathaltigen Sedimenten der Rheinaue, verschiedenen Kalken der Westeifel und des Westpfälzischen Kalkgebietes, sowie auf Bims- und Basaltstandorten in der Osteifel und im Westerwald festzustellen. Sehr niedrige Calciumsättigungen treten auf Hauptbuntsandstein im Pfälzerwald, Flug- und Schwemmsanden im Rheintal sowie auf Quarzit im Hunsrück auf (Karten 3.28, 3.29). Tonschiefer/Grauwacke-Substrate zeigen demgegenüber stark variierende Calciumsättigungen.

Die austauschbaren **Magnesiumgehalte** liegen zwischen $< 0,1$ und $158 \mu\text{mol IÄ/g}$ (Anhang 2, Tab. 4.11). Noch deutlicher als beim Calcium überwiegen Böden mit nur geringen oder sehr geringen Magnesiumgehalten. Bei einem Drittel der Rasterpunkte nimmt Magnesium in der Tiefenstufe 0 - 5 cm weniger als 2 % der Austauschkapazität ein, in der Tiefenstufe 30 - 60 cm

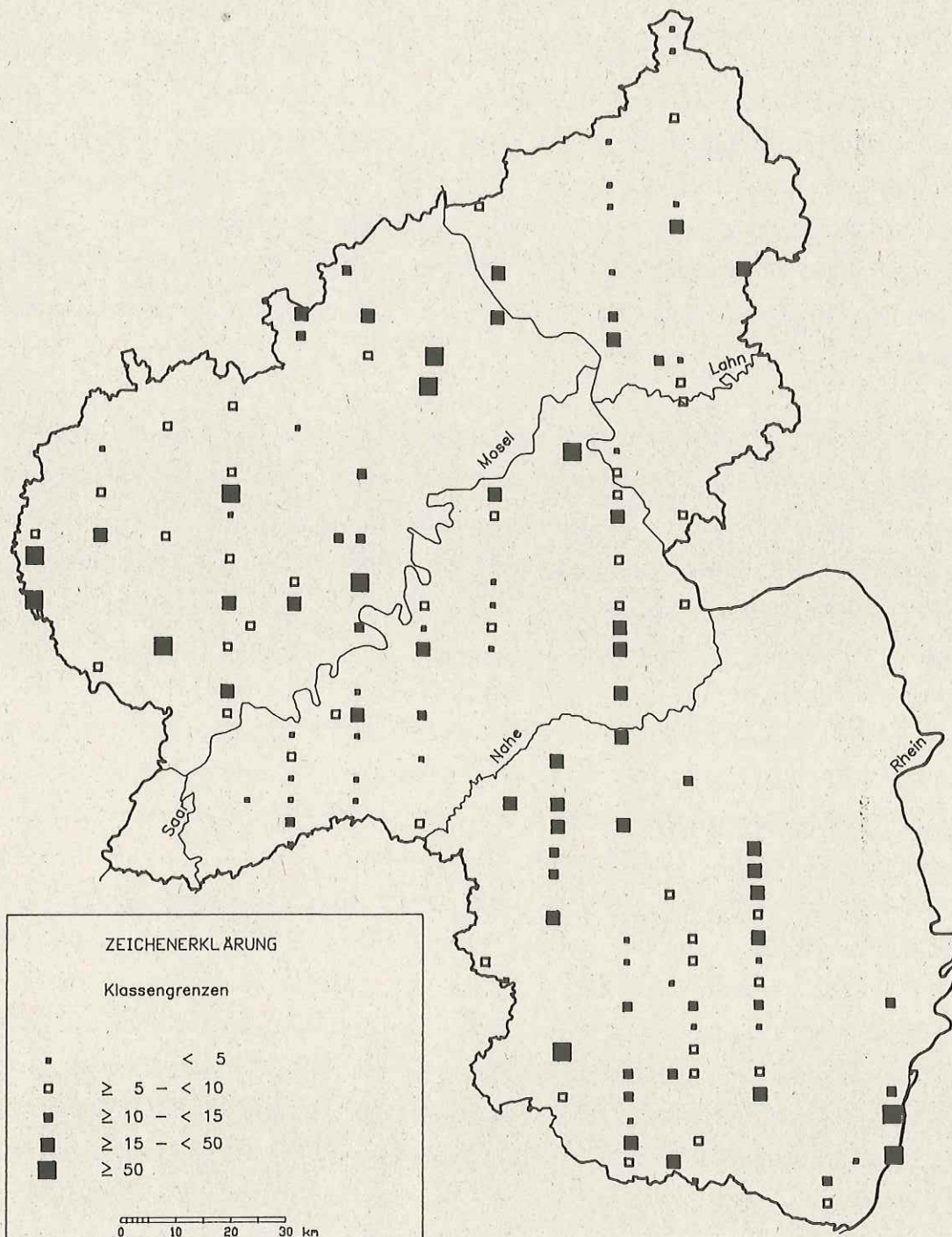
sogar an weniger als der Hälfte der Rasterpunkte. Bei Magnesiumsättigungen unter 2 % ist von einer geringen, bei den ebenfalls häufig auftretenden Magnesiumsättigungen unter 1 % von einer sehr geringen Elastizität hinsichtlich der Magnesiumversorgung auszugehen (MEIWES u.a. 1984). Hohe Elastizitäten hinsichtlich der Magnesiumversorgung (Magnesiumsättigung > 4 %) finden sich im Oberboden bis 60 cm Tiefe nur an etwa einem Viertel bis einem Drittel der Rasterpunkte.

In der regionalen Verteilung sind besonders hohe Magnesiumsättigungen auf basalt- und bimsbeeinflußten Standorten in der Osteifel und im Westerwald sowie auf permischen Vulkaniten im Saar- Nahe- Berg- und Hügelland festzustellen (Karten 3.30, 3.31). Sehr geringe Magnesiumanteile am Austauscher finden sich dagegen auf Quarzit im Hunsrück und auf Hauptbuntsandstein im Pfälzerwald. Wie beim Calcium ist auch die Magnesiumsättigung auf aus Grauwacke/Tonschiefer entstandenen Böden sehr unterschiedlich. Staunässebeeinflußte Standorte besitzen in tieferen Bodenschichten häufig erhöhte Magnesiumgehalte.

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

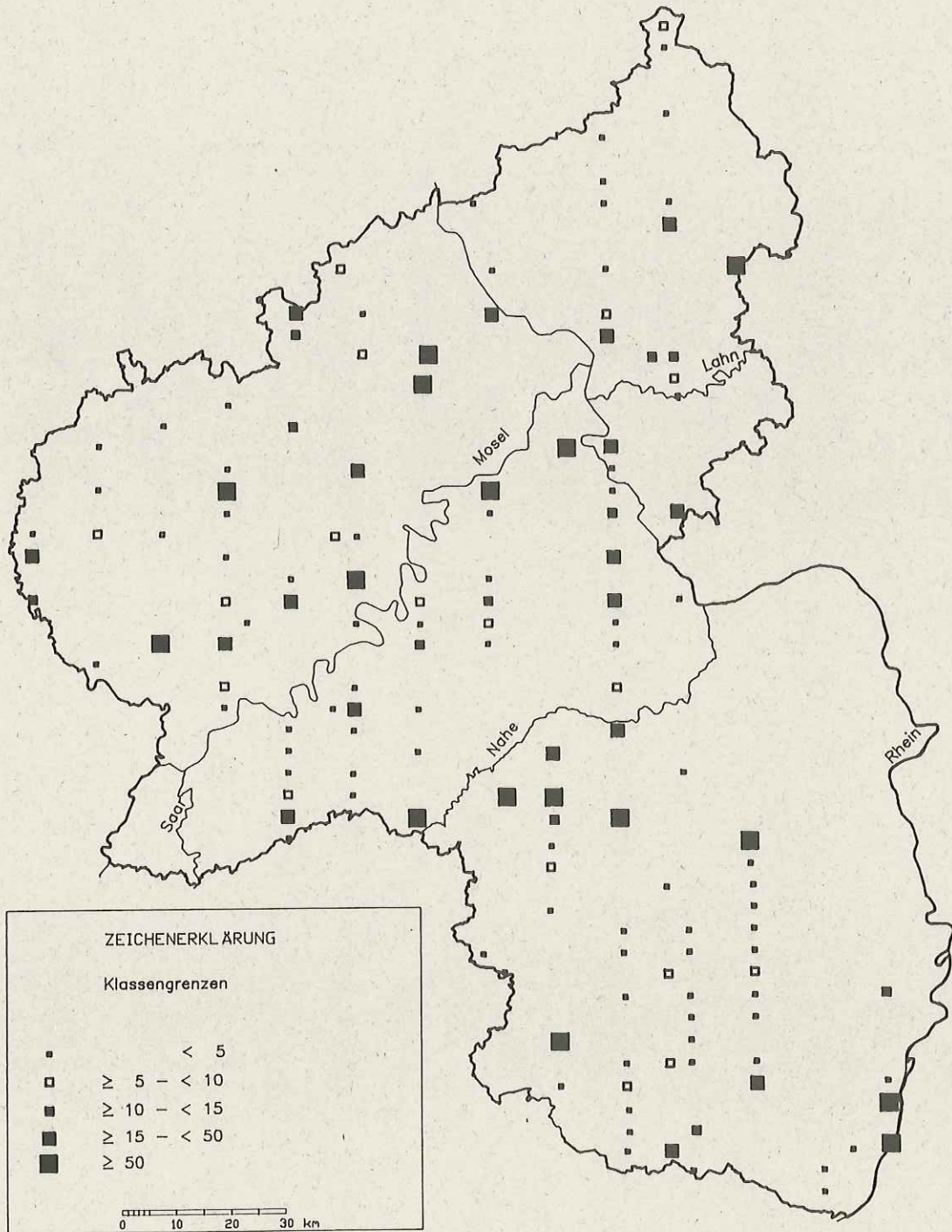
Karte 3.28 : Calciumsättigung des Kationenaustauschers
[[Ca/Ake)*100], Tiefenstufe 0-5 cm



Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

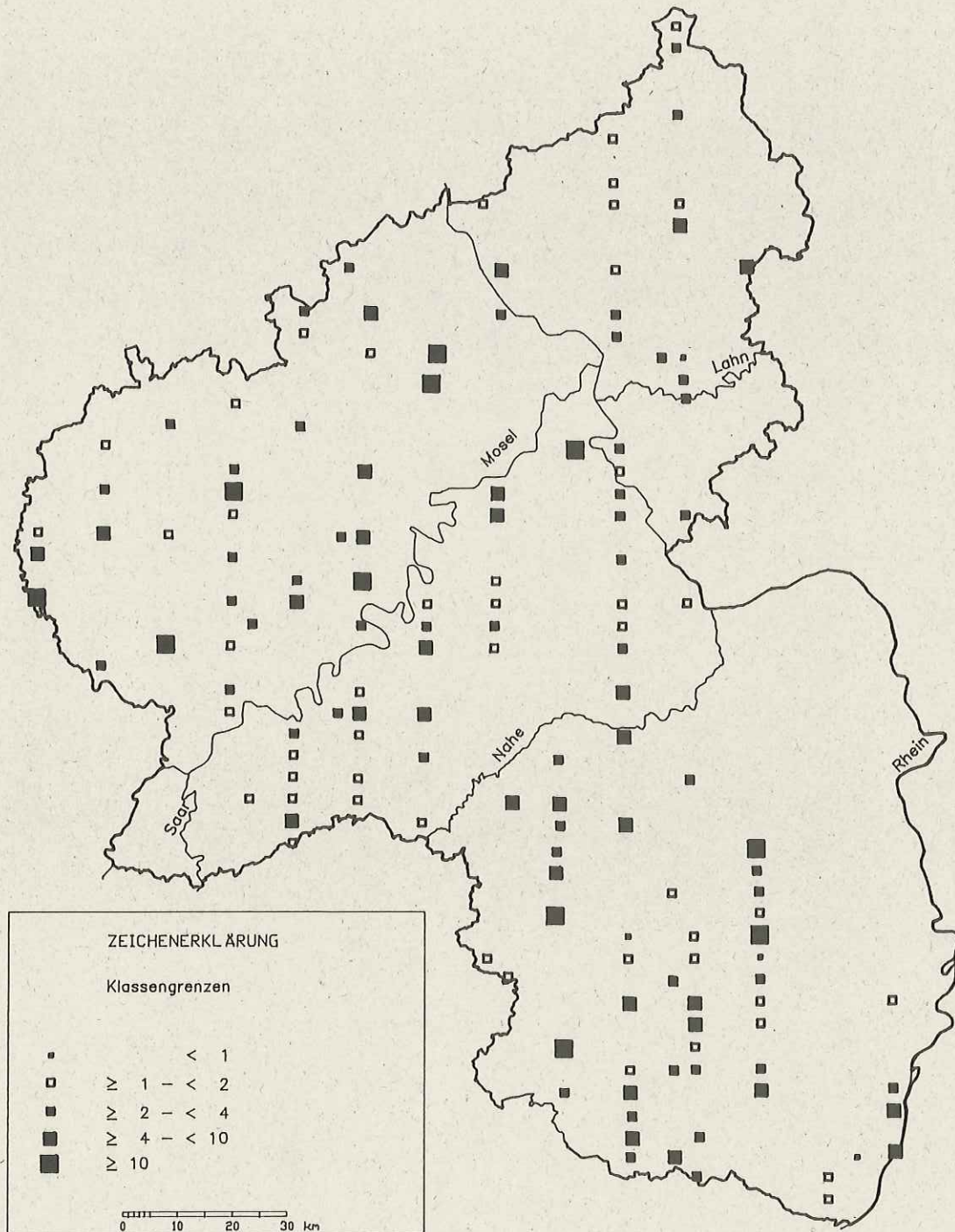
Karte 3.29 : Calciumsättigung des Kationenaustauschers
[[Ca/Ake)*100], Tiefenstufe 30–60 cm



Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

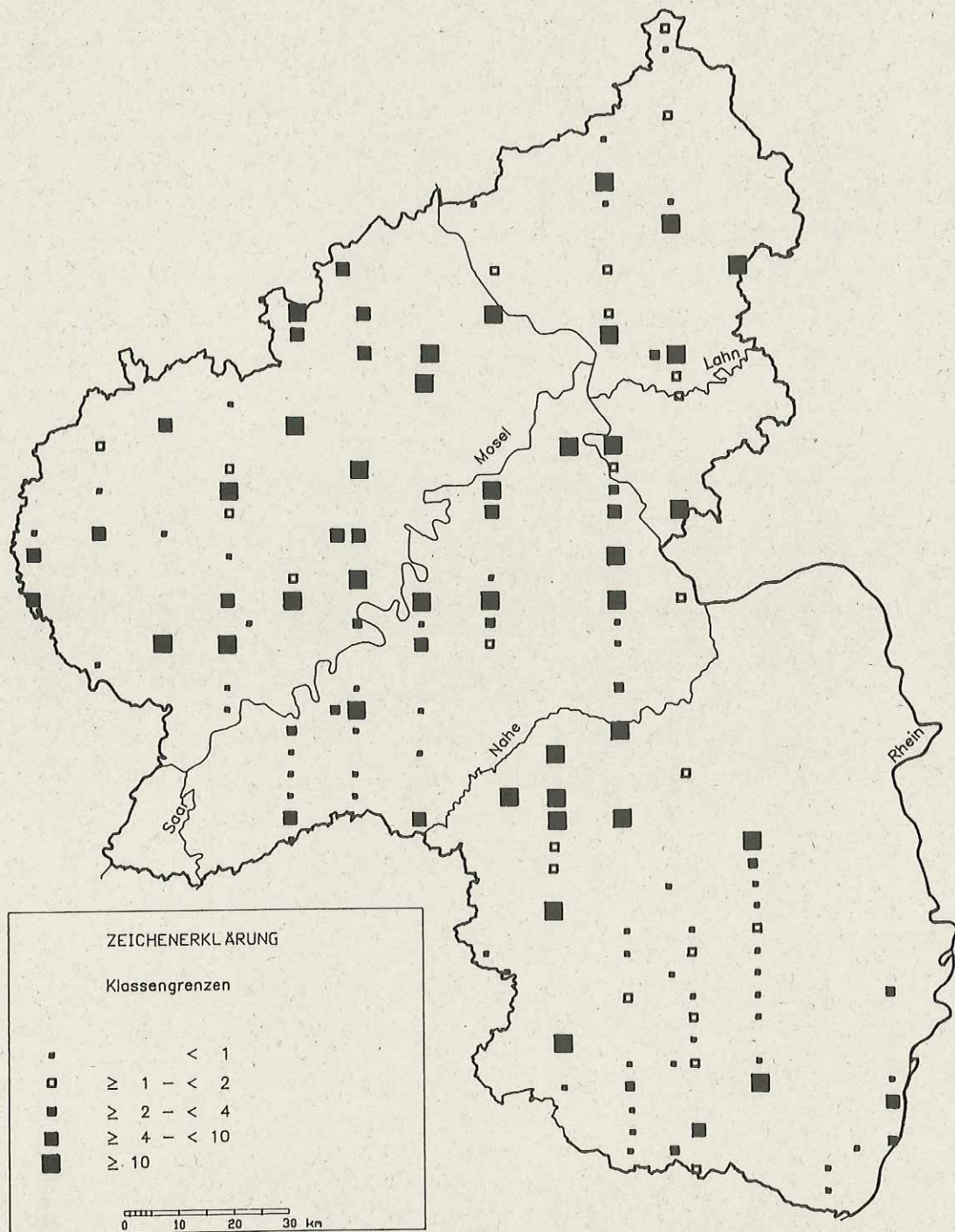
Karte 3.30 : Magnesiumsättigung des Kationenaustauschers
[[Mg/Ake)*100], Tiefenstufe 0-5 cm



Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

Karte 3.31 : Magnesiumsättigung des Kationenaustauschers
[(Mg/Ake)*100], Tiefenstufe 30–60 cm



Die Summe der relativen Anteile von Calcium- und Magnesium an der Austauschkapazität ($\text{Ca} + \text{Mg}/\text{Ake}$) wird von MEIWES u.a. (1984) als Kriterium zur Beurteilung der Elastizität der Böden hinsichtlich Säuretoxizität herangezogen. Dabei wird folgende Klassifizierung vorgeschlagen:

- < 5 % $\text{Ca} + \text{Mg}$ sehr geringe Elastizität
- 5 - 15 % $\text{Ca} + \text{Mg}$ geringe Elastizität
- 15 - 50 % $\text{Ca} + \text{Mg}$ hohe Elastizität
- > 50 % $\text{Ca} + \text{Mg}$ sehr hohe Elastizität.

Wie bei den Einzelkomponenten ist die $\text{Ca} + \text{Mg}$ -Sättigung des Austauschers in der Tiefenstufe 0 - 5 cm meist höher als in den Tiefenstufen 5 - 10 und 10 - 30 cm und steigt erst in den darunterliegenden Tiefenstufen wieder an. In den obersten 5 cm befinden sich 14 % der Böden im Bereich sehr geringer und 48 % im Bereich geringer Elastizität. In der Tiefenstufe 30 - 60 cm weisen sogar 47 % eine $\text{Ca} + \text{Mg}$ -Sättigung von weniger als 5 %, 18 % der Böden eine Sättigung von 5 - 15 % auf. Nur ein Drittel der Oberböden ist demnach in der Lage, eingetragene oder freigesetzte Säuren durch den reversiblen Austausch von Ca - und Mg -Ionen zu puffern. Hohe $\text{Ca} + \text{Mg}$ -Anteile am Austauscher sind vor allem auf permischen Vulkaniten im Saar-Nahe-Berg- und Hügelland, auf carbonathaltigen Böden in verschiedenen Landesteilen sowie auf Bims- und Basaltstandorten in der Osteifel und im Westerwald festzustellen (Karten 3.32 und 3.33). Dagegen finden sich sehr niedrige $\text{Ca} + \text{Mg}$ -Sättigungen insbesondere auf Buntsandstein im Pfälzerwald und in der Westeifel sowie auf Quarzit im Hunsrück.

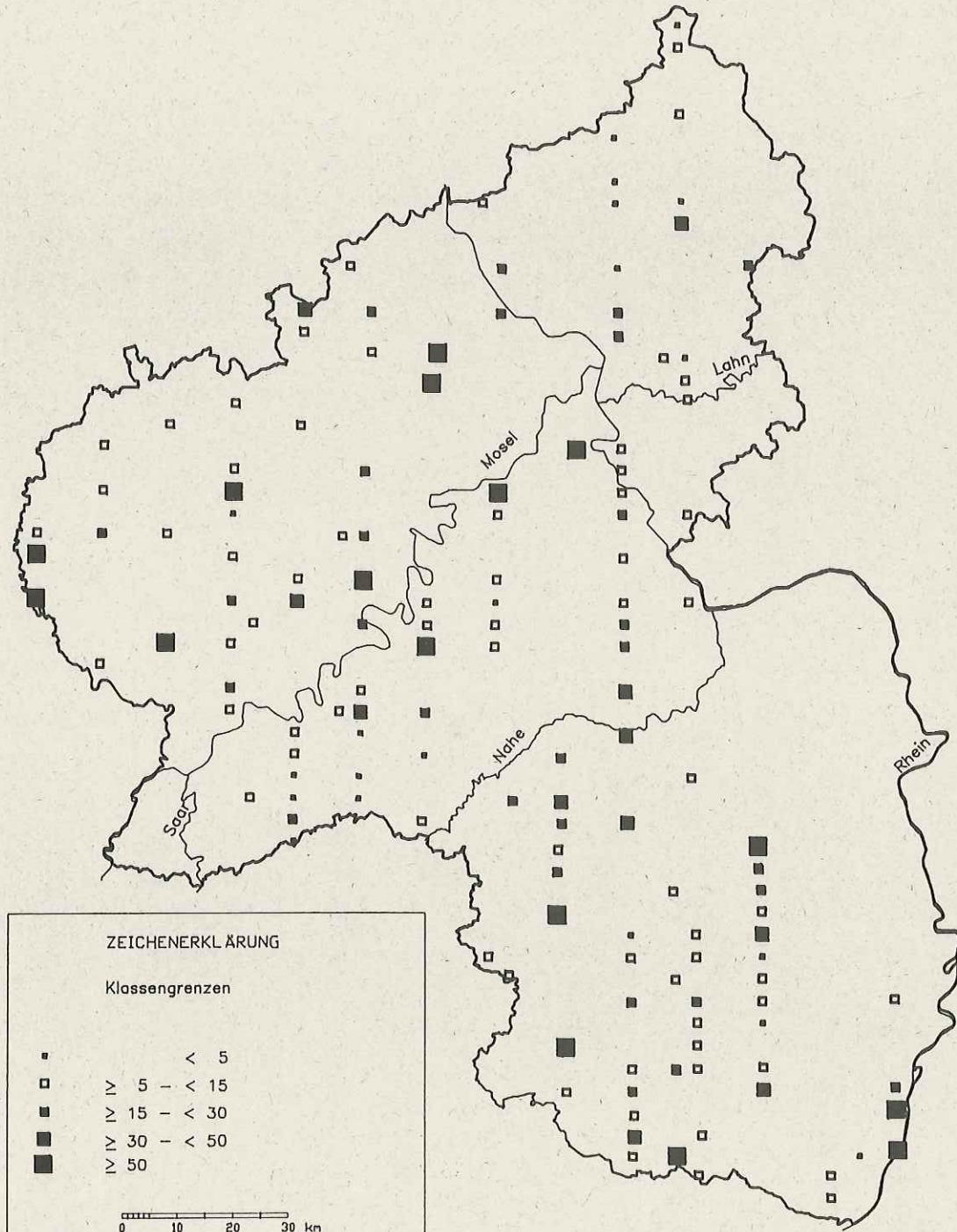
Der Bodengehalt an austauschbarem **Kalium** weist mit < 0,1 bis 59 $\mu\text{mol IÄ/g}$ eine deutlich geringere Spanne auf als die entsprechenden Calcium- und Magnesiumgehalte (Anhang 2, Tab. 4.12).

In der Tiefenstufe 0 - 5 cm liegen etwa ein Drittel, in der Tiefenstufe 30 - 60 cm sogar etwas mehr als die Hälfte der 143 Rasterpunkte im Bereich geringer bis sehr geringer Elastizität hinsichtlich der Kaliumversorgung (Kaliumsättigung > 2 %; vgl. MEIWES u.a. 1984). Hohe bis sehr hohe Elastizitäten (Kaliumsättigung > 4 %) sind im Oberboden bis 60 cm Tiefe nur an etwa einem Viertel bis einem Drittel der Rasterpunkte anzutreffen. Erst in größerer Bodentiefe nimmt der Anteil höherer Kaliumsättigung deutlich zu (Anhang 2, Tab. 4.20).

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

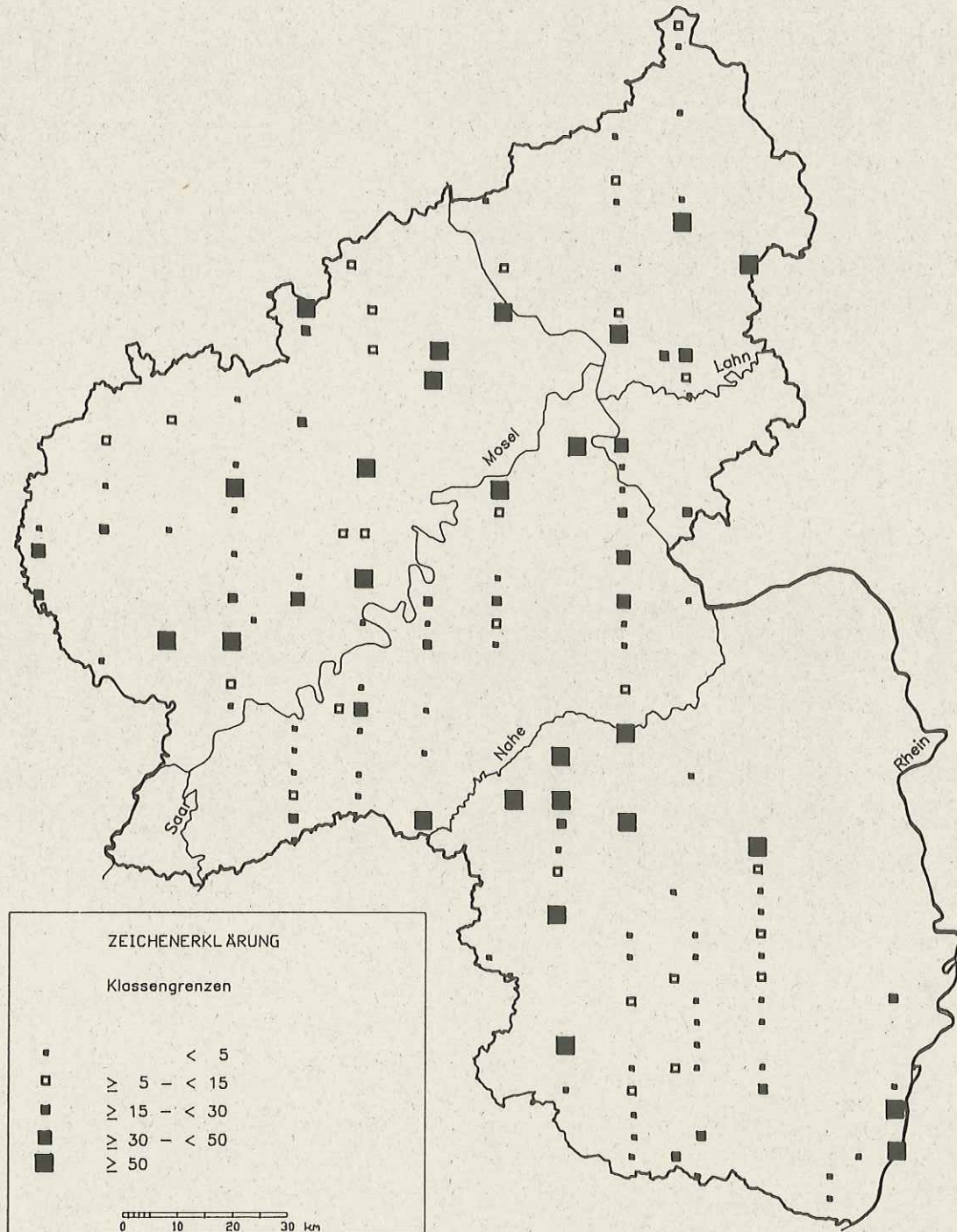
Karte 3.32 : Anteil von Calcium- und Magnesiumionen
am Kationenaustauscher
[[Ca+Mg/Ake)*100], Tiefenstufe 0-5 cm



Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

Karte 3.33 : Anteil von Calcium- und Magnesiumionen
am Kationenaustauscher
[[Ca+Mg/Ake)*100], Tiefenstufe 30-60 cm



Besonders hohe Kaliumsättigungen finden sich in der Osteifel und im Niederwesterwald auf bimsüberlagerten Standorten sowie auf unterem Buntsandstein im südlichen Pfälzerwald (Karten 3.34, 3.35). Im übrigen wechseln geringe und mittlere Kaliumsättigungen von Rasterpunkt zu Rasterpunkt ohne deutlich erkennbare Abhängigkeit zum geologischen Substrat. Zu beachten ist allerdings, daß der Kaliumanteil weit weniger variiert als die Austauschkapazität. Vor allem bei sehr hoher Kationenaustauschkapazität kann bei einem im Vergleich zu anderen Rasterpunkten relativ hohen Kaliumgehalt die Kaliumsättigung sehr klein sein; auf der anderen Seite führen bei sehr niedriger Austauschkapazität bereits geringe bis mittlere Kaliumgehalte zu einer vergleichsweise hohen Kaliumsättigung. Daher sollten neben den relativen Anteilen am Austauscher auch die absoluten, austauschbaren Gehalte und die jeweiligen Elementvorräte berücksichtigt werden.

Der **Natriumgehalt** der Böden liegt zwischen $< 0,1$ und $14 \mu\text{mol IÄ/g}$, mit einem Schwerpunkt zwischen $0,3$ und $1,5 \mu\text{mol IÄ/g}$ (Anhang 2, Tab. 4.13). Die Natriumsättigung des Austauschers bewegt sich meist zwischen $0,5$ und 5% (Anhang 2, Tab. 4.21). Besonders hohe Natriumgehalte finden sich auf Bims und Phonolith in der Osteifel und im Westerwald sowie auf einigen Tonschiefer/Grauwackestandorten. Hohe Natriumgehalte treten zudem häufig im Bereich der Stauwasserschichten von Pseudogleyen auf.

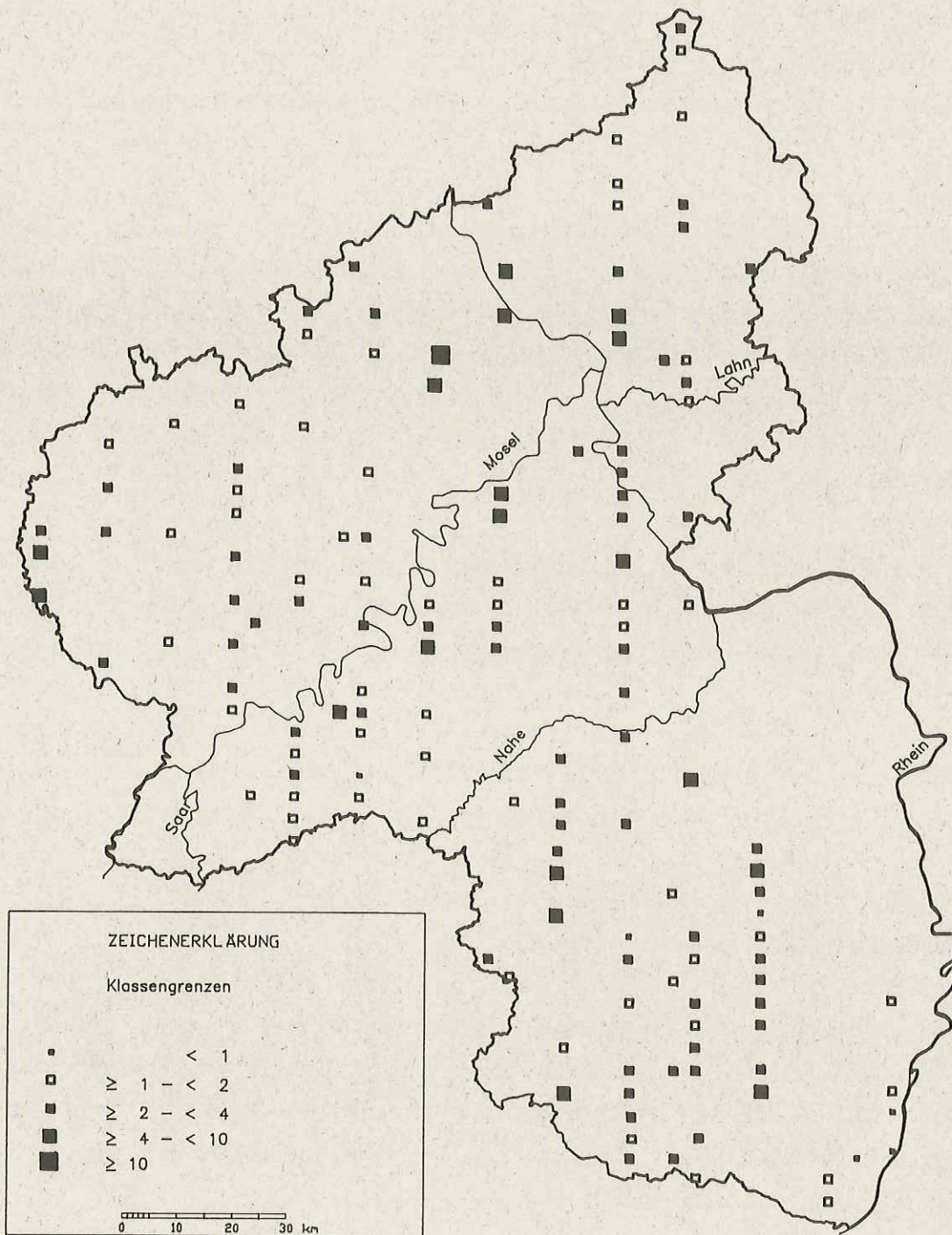
Mit Ausnahme der vergleichsweise wenigen karbonat- und silikatreichen Standorte ist **Aluminium** in den meisten Waldböden das mit Abstand häufigste Kation am Austauscher. Die austauschbaren Aluminiumgehalte liegen zwischen $< 0,1$ und $138 \mu\text{mol IÄ/g}$ (Anhang 2, Tab. 4.14). Zum Unterboden hin nehmen die Aluminiumgehalte in der Regel ab. Die Aluminiumsättigung bewegt sich zwischen 0 und 96% (Anhang 2, Tab. 4.22). Die höchsten Aluminiumsättigungen sind in der Regel in der Tiefenstufe $10 - 30 \text{ cm}$ anzutreffen. Dort weisen nahezu zwei Drittel aller Rasterpunkte Aluminiumsättigungen von über 80% auf. In höher liegenden Bodenbereichen wird Aluminium vielfach durch Eisen- und H^+ -Ionen verdrängt. In tieferen Bodenbereichen nehmen dagegen die Kationbasen einen höheren Anteil ein.

Die austauschbaren **Mangangehalte** liegen zwischen $< 0,1$ und $18 \mu\text{mol IÄ/g}$ (Anhang 2, Tab. 4.15). Die höchsten Gehalte sind in den obersten 5 cm des Mineralbodens zu finden. Die Mangansättigung des Austauschers bewegt sich, in den obersten 10 cm meist zwischen $0,2$ und 10% (Anhang 2, Tab. 4.23). In tiefer liegenden Bodenbereichen nimmt der Mangananteil am Austauscher deutlich ab.

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

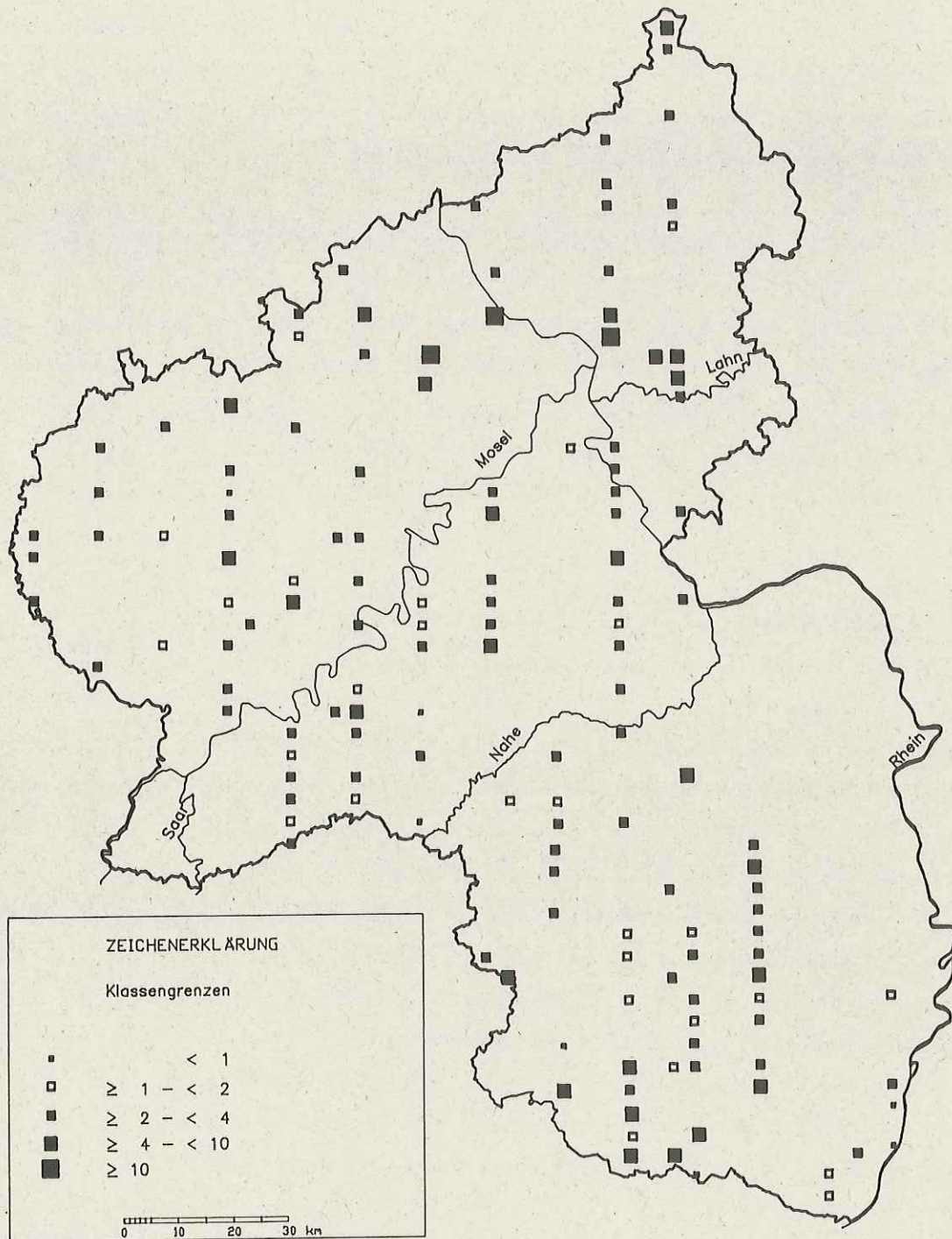
Karte 3.34 : Kaliumsättigung des Kationenaustauschers
[(K/Ake)*100], Tiefenstufe 0-5 cm



Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

Karte 3.35 : Kaliumsättigung des Kationenaustauschers
[(K/Ake)*100], Tiefenstufe 30-60 cm



Austauschbares Eisen ist in der Regel nur in den obersten 10 cm des Mineralbodens, seltener bis 60 cm Tiefe zu finden. Die austauschbaren Gehalte liegen zwischen $< 0,1$ und $15 \mu\text{mol IÄ/g}$ (Anhang 2, Tab. 4.16). Am Austauscher nimmt Eisen einen Anteil von 0 - 11 % ein (Anhang 2, Tab. 4.24). In der Regel treten hohe Eisensättigungen in Verbindung mit hohen Protonenanteilen am Austauscher auf.

Austauschbare H^+ -Gehalte sind meist auf die obersten 30 cm des Mineralbodens beschränkt. Hier können allerdings bis zu $34 \mu\text{mol IÄ/g}$ auftreten (Anhang 2, Tab. 4.17). Die H^+ -Sättigung des Austauschers erreicht in den obersten 5 cm des Mineralbodens bis zu 55 % (Anhang 2, Tab. 4.25). Sättigungen von über 10 % treten in dieser Tiefenstufe an mehr als einem Drittel der Rasterpunkte auf. Hohe H^+ -Sättigungen sind in der Regel mit sehr niedrigen Basensättigungen verbunden.

Ein wesentliches Kriterium für die Beurteilung des Säure/Basezustandes der Böden ist die Belegung des Austauschers mit Mb- und Ma-Kationen (BREDEMEIER 1987). Als Mb-Kationen werden Kationen bezeichnet, deren Hydroxide starke Basen sind, als Ma-Kationen solche, deren Hydroxide schwache Basen sind und die durch Hydrolysereaktionen in der Bödenlösung Protonen generieren können (BRUGGENWERT u.a. 1986, zit. in BREDEMEIER 1987). Die Belegung des Austauschers mit Mb-Kationen (Ca^{++} , Mg^{++} , K^+ , Na^+) wird im folgenden vereinfachend als **Basensättigung** bezeichnet.

Die Basensättigung variiert an den Böden der 143 Rasterpunkte zwischen 3 und 100 % (Anhang 2, Tab. 4.27). Die geringsten Basensättigungen treten meist in den Tiefenstufen 5 - 10 und 10 - 30 cm auf. Etwas höhere Werte in der obersten Tiefenstufe (0 - 5 cm) sind auf den dort meist höheren Humusgehalt zurückzuführen. Höhere Basensättigungen in tieferen Bodenbereichen beruhen z.T. auf silikat- oder karbonatreicheren Schichten im Unterboden oder auch auf einem Rückstau der im Oberboden freigesetzten Mb-Kationen über Sd-Schichten von Pseudogleyen.

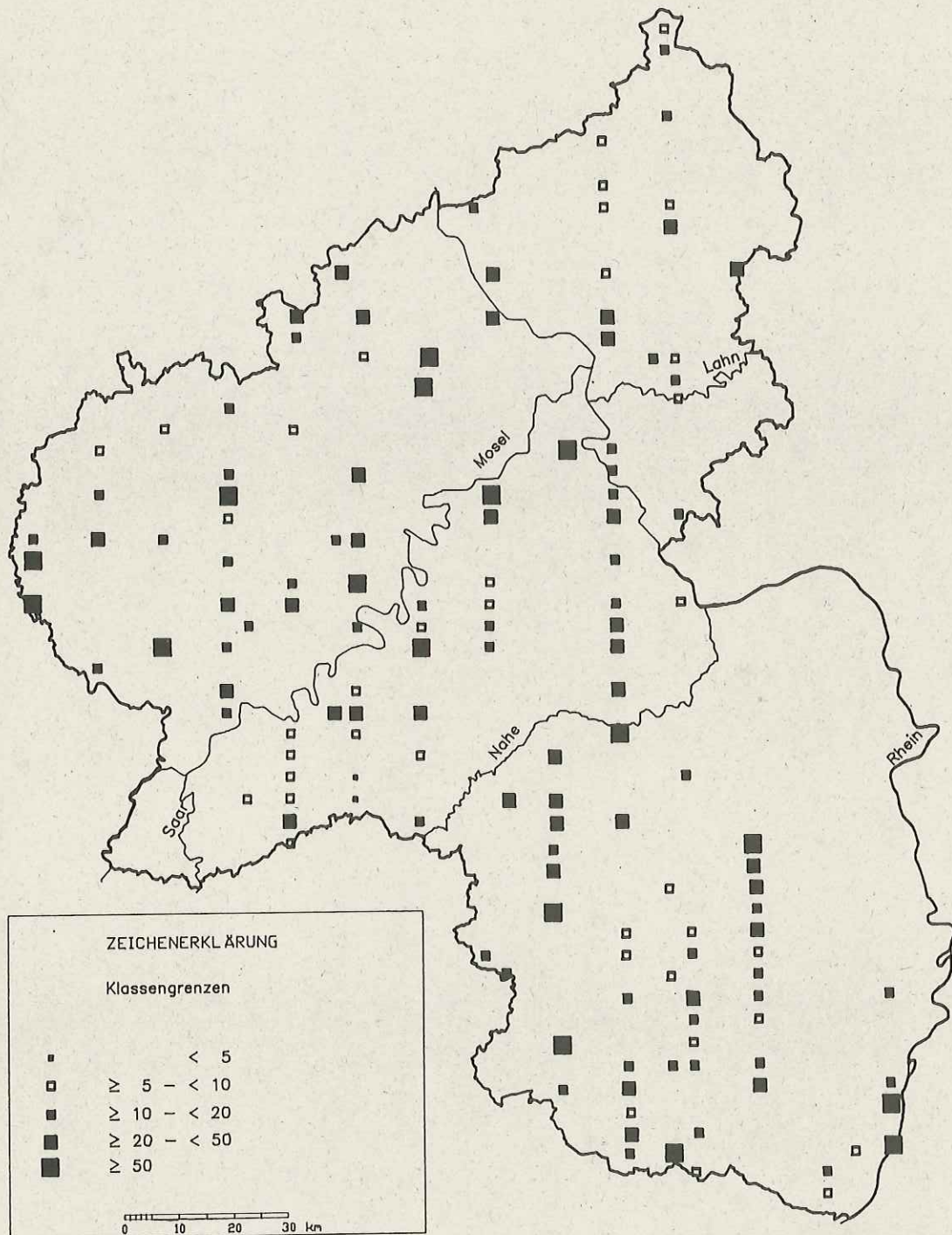
Im Tiefenbereich 5 - 30 cm weisen mehr als drei Viertel der untersuchten Böden Basensättigungen unter 20 % auf. An nahezu der Hälfte der Böden sind sogar Basensättigungen von weniger als 10 % festzustellen. Erst ab Tiefen unter 90 cm steigt die Basensättigung an mehr als der Hälfte der Rasterpunkte über 20 %.

Sehr geringe Basensättigungen von unter 10 % finden sich vor allem auf Buntsandstein im Pfälzerwald und in der Westeifel sowie auf Quarzit und tonmineralarmen Tonschiefer/Grauwackestandorten im westlichen Hunsrück (Karten 3.36, 3.37, 3.38).

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

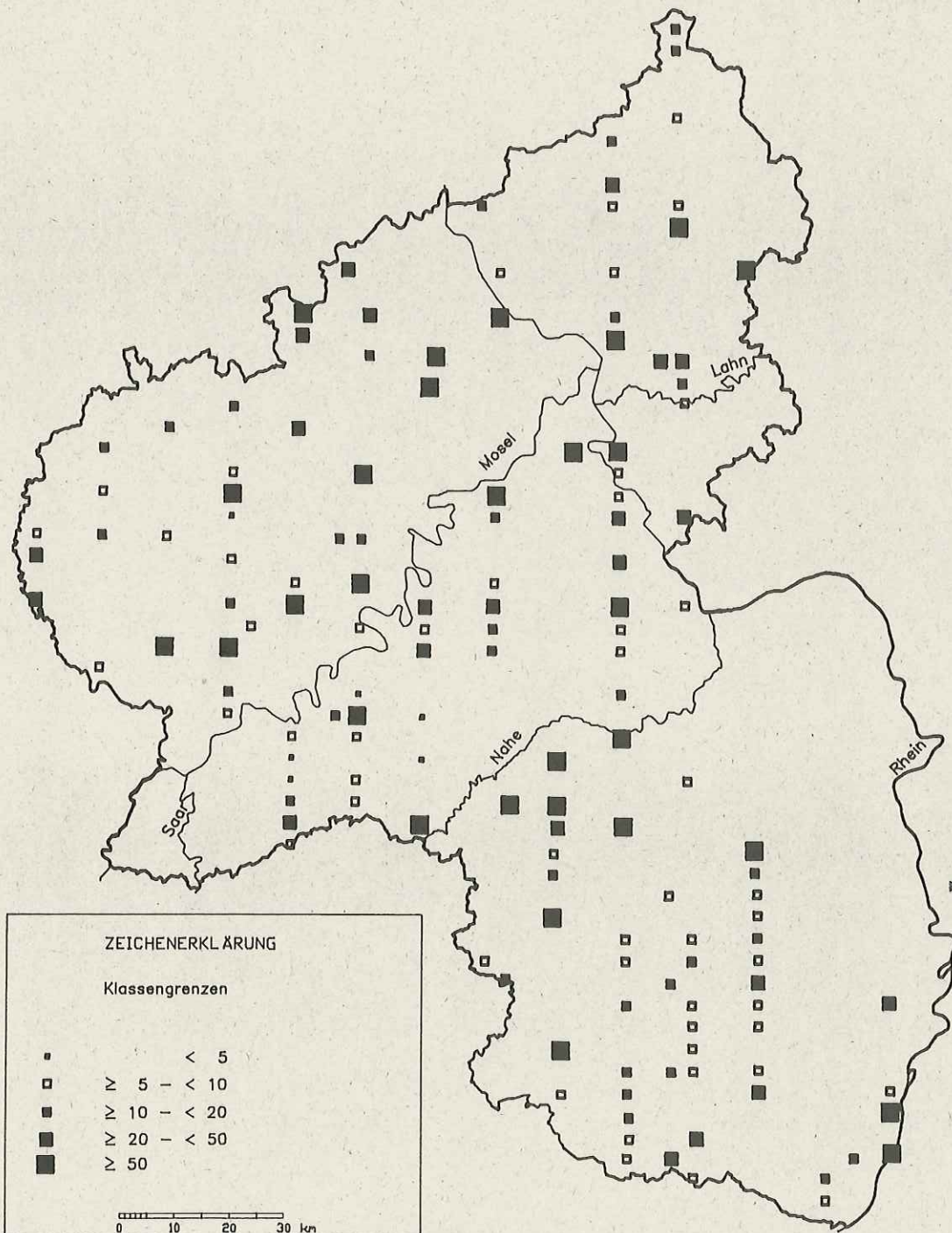
Karte 3.36 : Basensättigung
[[Ca+Mg+K+Na/Ake)*100], Tiefenstufe 0-5 cm



Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

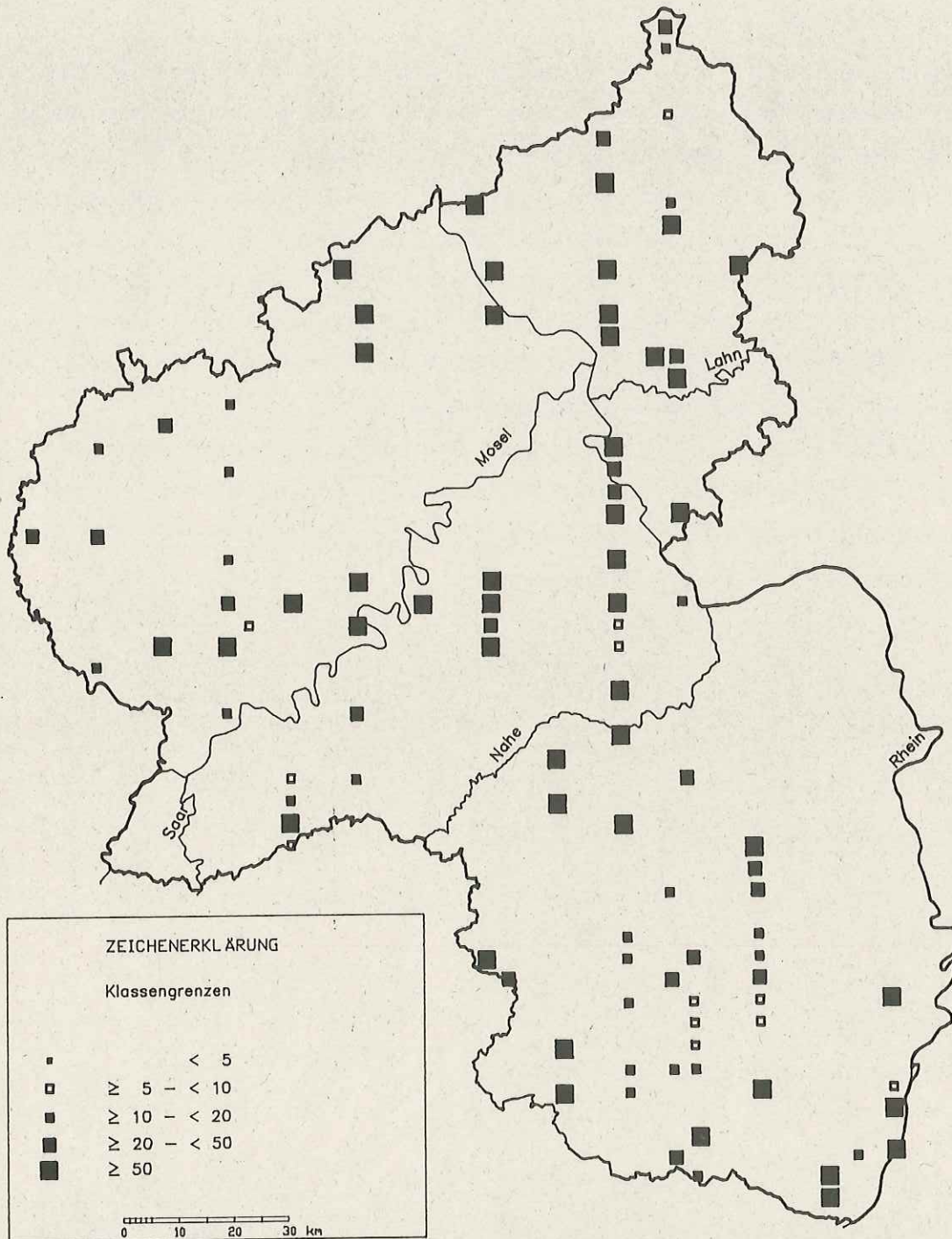
Karte 3.37 : Basensättigung
[[Ca+Mg+K+Na/Ake)*100], Tiefenstufe 30–60 cm



Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

Karte 3.38 : Basensättigung
[[$(Ca+Mg+K+Na)/Ake$]*100], Tiefenstufe 90–140 cm



Vergleichsweise hohe Basensättigungen sind auf carbonatreichen Böden in verschiedenen Landesteilen und basaltischen Vulkaniten im Saar-Nahe-Berg- und Hügelland, der Osteifel und im Westerwald festzustellen.

Akute Versauerungsvorgänge lassen sich aus der Belegung des Kationenaustauschers mit Protonen und Eisen ableiten. Nach MEIWES u.a. (1984) ist ein Äquivalentanteil von mehr als 2 - 5 % H + Fe an der Austauschkapazität in humusarmen Horizonten ein Hinweis auf eine sehr geringe Elastizität gegenüber Säuretoxizität und auf akute "Versauerungsvorgänge".

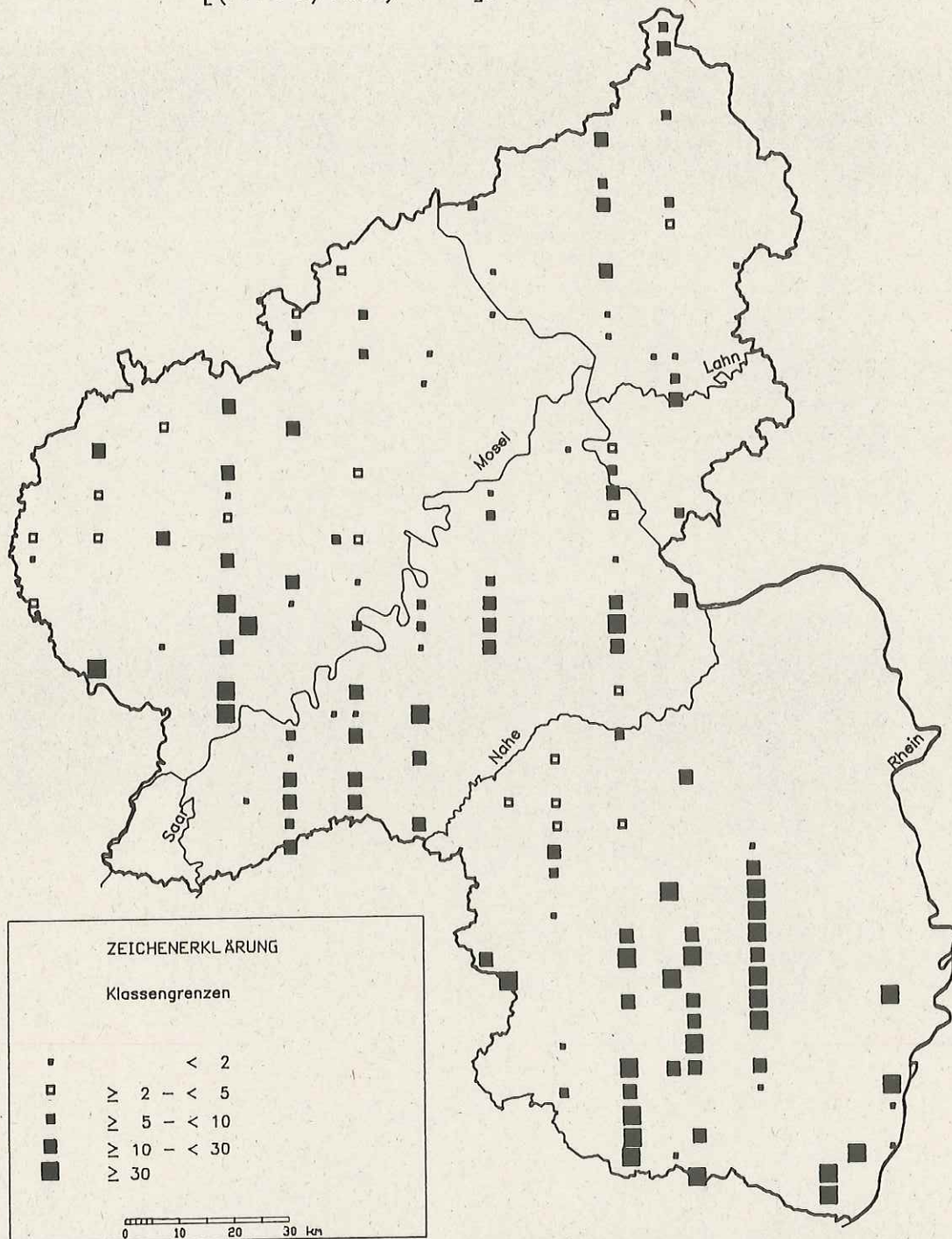
Nennenswerte Anteile von H und Fe am Austauscher sind in der Regel auf die obersten 30 bis 60 cm des Mineralbodens beschränkt (vgl. Anhang 2, Tab. 4.28). Dort können sie allerdings z.T. mehr als 50 % der Austauscherplätze belegen. Anteile über 2 % kommen in der Tiefenstufe 0 - 5 cm an 80 % der Rasterpunkte, in der Tiefenstufe 5 - 10 cm an 66 %, in der Tiefenstufe 10 - 30 cm an 28 % und in der Tiefenstufe 30 - 60 cm immerhin noch an 24 % der Rasterpunkte vor. An wenigstens einem Drittel aller untersuchten Standorte liegt dieser Kennwert auch in humusarmen Horizonten über dem von MEIWES u.a. (1984) angegebenen Bereich. Hier muß also von einer akuten Gefährdung durch Säuretoxizität ausgegangen werden.

Besonders hohe H + Fe-Anteile sind auf Buntsandstein im Pfälzerwald und auf Sanden in der Rheinebene sowie auf verschiedenen Standorten im Hunsrück zu beobachten. Vergleichsweise geringe Anteile finden sich im Saar-Nahe-Berg- und Hügelland und in der Osteifel (Karten 3.39 und 3.40).

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

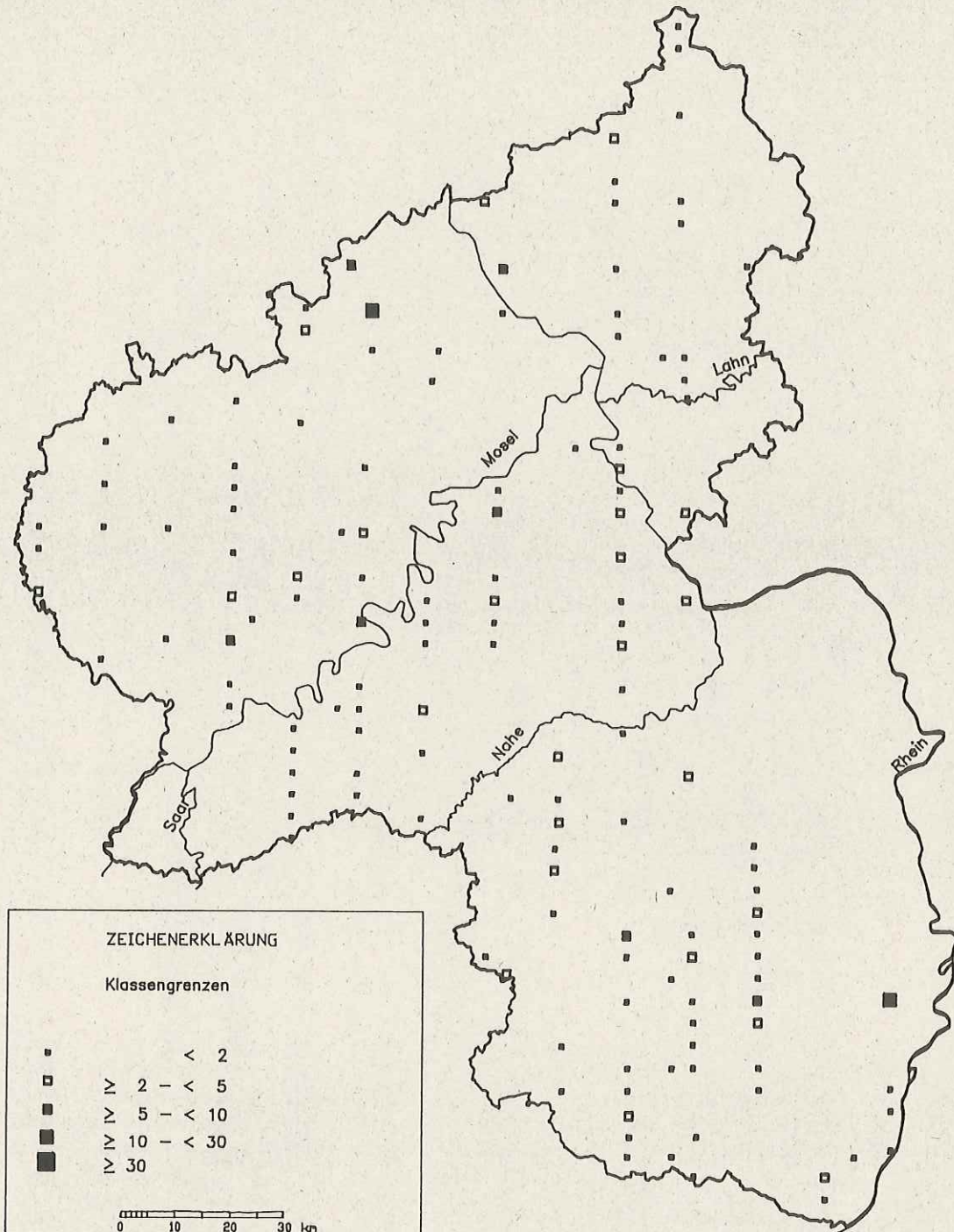
Karte 3.39 : Anteil von Protonen und Eisenionen am
Kationenaustauscher
[[H+Fe/Ake)*100], Tiefenstufe 0-5 cm



Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

Karte 3.40 : Anteil von Protonen und Eisenionen am
Kationenaustauscher
[[H+Fe/Ake)*100], Tiefenstufe 30–60 cm



3.4.2.4 Kationen- und Anionengehalte im wässrigen Bodenextrakt

Der wässrige Bodenextrakt (1:2-Extrakt - 1 g lufttrockener Boden in 2 ml H₂O (demin) verrührt - vgl. BML 1990) ist ein Hilfsmittel zur Abschätzung einiger Indikationsparameter und Streßkennwerte in der Bodenlösung. Da durch die Trocknung des Bodens und die nachfolgende Lösungszubereitung Teile der organischen Substanz einschließlich komplexierter Ionen mobilisiert werden können (vgl. MEIWES u.a. 1984), läßt dieses Verfahren nur bei der Analyse humusarmer Bodenproben Ergebnisse erwarten, die den Bodenlösungsverhältnissen in situ weitgehend nahekommen.

Je Rasterpunkt wurde je eine Probe aus dem Oberboden und eine Probe aus dem Unterboden extrahiert. Die Oberbodenprobe wurde aus der Tiefenstufe gewonnen, die von der Bodenoberfläche aus betrachtet als erste einen Kohlenstoffgehalt von 2 % unterschreitet. Die Analyse der Oberbodenprobe kann vor allem zur weiteren Charakterisierung des chemischen Milieus im Hauptwurzelraum verwendet werden. Nach HILDEBRAND (1986) lassen sich mit Hilfe des wässrigen Extraktes auch noch stark versauerte Böden weiter untergliedern, die sich hinsichtlich der Belegung des Austauschers mit Kationbasen nicht mehr unterscheiden. Desweiteren dokumentierten sich nach dieser Untersuchung Befunde aus wässrigen Extrakten eher in den Nadelspiegelwerten als Befunde der Austauschkapazität und Austauscherbelegung.

Die Unterbodenprobe wurde aus der jeweils tiefsten Tiefenstufe gewonnen, von der noch genügend Probenmaterial zur Verfügung stand. Die Analyse der Unterbodenprobe dient vor allem zur Charakterisierung der Anionenherkunft und der Versauerungsdynamik des jeweiligen Standortes.

Bei einigen Rasterpunkten war bis in 60 cm Bodentiefe keine Tiefenstufe mit einem Kohlenstoffgehalt unter 2 % vorzufinden. In diesen Fällen wurde keine Oberprobe extrahiert. Bei 10 Bodenproben wurden trotz dieser Beschränkung DOC-Gehalte von mehr als 200 mg C/l Lösung ermittelt. Um Verfälschungen des Kollektivs durch die oben bereits erwähnte Corg-Mobilisierung einzuschränken, wurden diese Proben nicht mit in die Auswertung einbezogen. Bei 21 besonders skelettreichen Böden war nicht genügend Probenmaterial für die Unterbodenprobe vorhanden. Daher konnte nur an 122 der insgesamt 143 Rasterpunkte ein wässriger Extrakt aus dem Unterboden hergestellt werden. Die Verteilung der in die Auswertung einbezogenen Proben auf die unterschiedlichen Tiefenstufen ist in Tabelle 3.6 aufgeführt.

Tab. 3.6: Verteilung der Proben des wässrigen Bodenextraktes auf die Tiefenstufen

Tiefenstufe (cm)	Oberbodenproben		Unterbodenproben	
	Anzahl	%	Anzahl	%
0 - 5	5	4	-	-
5 - 10	38	31	-	-
10 - 30	58	47	-	-
30 - 60	23	18	9	7
60 - 90	-	-	37	30
90 - 140	-	-	46	38
140 - 200	-	-	30	25
Summe	124	(100)	122	(100)

Die im wässrigen Extrakt gemessenen pH-Werte lagen im Oberboden zwischen pH 3,6 und 8,0 und im Unterboden zwischen pH 4,3 und 8,0 (vgl. Anhang 2, Tab. 5.1 und 5.2). Vier Fünftel der im Oberboden gemessenen pH-Werte befinden sich zwischen pH 4 und 5. Die Unterboden-pH-Werte liegen erwartungsgemäß höher. Hier wurden an mehr als einem Drittel der Rasterpunkte pH-Werte von über pH 5,0 ermittelt.

Die Gehalte an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) erreichten trotz der Restriktion auf Proben mit einem Gesamtkohlenstoffgehalt von unter 2 % verhältnismäßig hohe Werte (10 bis 200 mg C/l Lösung im Oberboden; 5 bis 85 mg C/l Lösung im Unterboden - Anhang 2, Tab. 5.1 u. 5.2). Überraschenderweise konnte keine statistisch signifikante Beziehung zwischen dem gelösten C-Anteil und dem Gesamtgehalt an Kohlenstoff festgestellt werden (Korrelationskoeffizient < 0,2).

Die Natriumgehalte bewegen sich, abgesehen von einigen Ausreißern, meist zwischen 0,8 und 5 mg/l ohne größere Unterschiede zwischen Ober- und Unterboden (Anhang 2, Tab. 5.1 u. 5.2). Verhältnismäßig hohe Natriumgehalte im wässrigen Extrakt waren in Sw-Horizonten von Pseudogleyen und in bimshaltigen Unterböden anzutreffen. Die relativ hohen Gehalte der Stauwasserhorizonte dürften auf Konzentrierungseffekte durch Evapotranspiration bei fehlender Tiefenversickerung und fehlender Aufnahme durch Pflanzenwurzeln zurückzuführen sein. Die höheren Gehalte im Bims sind vermutlich substratbedingt.

Die **Kaliumgehalte** der Oberbodenextrakte liegen meist etwas über den entsprechenden Unterbodenwerten. Verhältnismäßig hohe Kaliumgehalte traten, wie zu erwarten, auf den silikatreicheren Bodensubstraten auf.

Die **Magnesiumkonzentrationen** bewegen sich sowohl im Oberboden als auch im Unterboden meist zwischen 0,2 und 3 mg/l. Besonders geringe Gehalte sind in Böden, die aus Quarzit und Mittlerem Buntsandstein entstanden sind, festzustellen. Sehr hohe Gehalte bis nahezu 50 mg/l finden sich auf bimsbeeinflussten Standorten, einer Braunerde aus Hunsrückschiefer und in Auengleyen im Rheintal.

Die **Calciumgehalte** im wässrigen Extrakt liegen meist etwa doppelt so hoch wie die Magnesiumkonzentrationen. Besonders geringe Werte waren auf Flugsanden im Rheintal und auf Buntsandstein im Pfälzerwald anzutreffen. Hohe Gehalte finden sich in Auengleyen und an Standorten aus Hunsrückschiefer, Mergelton, Tonstein und Kalk.

Die **Ammoniumstickstoffgehalte** bewegen sich im Oberboden zwischen 0,1 und 5,2 mg/l und im Unterboden zwischen 0,04 und 2,6 mg/l. Besonders niedrige Werte waren in Bsv-Horizonten podsoliger Braunerden aus Quarzit, hohe Gehalte in tieferen Schichten von Pseudogleyen aus verschiedenen Substraten sowie in den Unterböden von Standorten aus Mittlerem Buntsandstein - Rehbergsschichten - und permischen Sandsteinen anzutreffen.

Die im wässrigen Extrakt gemessenen **Nitratstickstoffgehalte** liegen im Oberboden zwischen 0,06 und 11 mg/l, im Unterboden zwischen 0,05 und 4 mg/l. Vergleichsweise hohe Werte im Unterboden (> 2 mg/l) wurden nur an 6 Rasterpunkten ermittelt. Dabei handelt es sich um Standorte aus Bims, Tonschiefer und permischen Sandsteinen.

Besonders hohe **Chloritkonzentrationen** sind wie beim Natrium vor allem in stauwasserbeeinflussten Horizonten und in Unterböden von Bimsstandorten anzutreffen. Der Extremwert von 122 mg/l (vgl. Anhang 2, Tab. 5.1) wurde allerdings in einem Cv-Bv-Horizont einer Braunerde aus Hunsrückschiefer im Moseltal ermittelt. Diese Probe weist auch bei den Komponenten Na, Mg, Ca, SO_4 -S und Mn die jeweiligen Maximalwerte der Häufigkeitsverteilung auf (vgl. Anhang 2, Tab. 5.1). Die hohen Gehalte der Bodenlösung dieser Probe korrespondieren mit entsprechend hohen Werten der austauschbaren Gehalte der jeweiligen Ionen. Auffällig ist, daß an diesem Standort einem verhältnismäßig niedrigen pH-Wert (pH KCL: 3,6) eine relativ hohe Basensättigung gegenübersteht (34 % der AKe).

Im Unterboden war der Maximalwert der Chloritkonzentrationen (34 mg/l) in einem C-Horizont einer Lockerbraunerde aus Bims vorzufinden. Auch dieser Standort weist gleichermaßen Maximalkonzentrationen der Komponenten Na, K, Mg und SO_4 -S auf (Angang 2, Tab. 5.2).

Die **Sulfatschwefelkonzentrationen** liegen im Oberboden meist zwischen 3 und 12 mg/l, im Unterboden zwischen 2 und 9 mg/l. Hohe Konzentrationen treten vor allem auf Standorten aus Tonschiefer, Porphyrit und Bims sowie in einigen Gleyen und Pseudogleyen aus unterschiedlichen Substraten auf.

Die **Phosphatkonzentrationen** bewegen sich meist zwischen 0,005 und 0,08 mg/l. Der Extremwert von 1,15 mg/l (Anhang 2, Tab. 5.1) wurde in einem Ae-Horizont eines Podsoles aus Mittlerem Buntsandstein angetroffen. Eine Phosphatdüngung konnte an diesem Standort zwar nicht aus den Akten entnommen werden, läßt sich aber auch nicht völlig ausschließen.

Im Unterboden wurden relativ hohe Phosphatgehalte in Bvs-Horizonten von podsoligen Braunerden aus Buntsandstein und in Cv-Horizonten an Standorten aus permischen Sandsteinen festgestellt.

Die **Aluminiumkonzentrationen** erreichen im Oberboden meist höhere Werte (0,2 bis 8 mg/l) als im Unterboden (< 0,01 bis 5 mg/l). Hohe Aluminiumkonzentrationen waren an Standorten aus Tonschiefer, Feldspatbasalt, oberem Buntsandstein und in Sd-Horizonten von Pseudogleyen aus unterschiedlichen Substraten zu messen.

Auch die **Mangankonzentrationen** sind im Unterboden meist deutlich geringer als im Oberboden (Anhang 2, Tab. 5.1 und 5.2). Besonders hohe Manganhalte fanden sich in Sw- und Sd-Horizonten von Pseudogleyen unterschiedlicher Substrate.

Hohe **Eisengehalte** waren insbesondere in podsolierten Oberböden als auch in Dichtlagerungshorizonten (Sd-, Btv-Horizonten) verschiedener Substrate zu verzeichnen.

Im Anhalt an Empfehlungen von ULRICH (1988) wurden aus den Stoffkonzentrationen des wässrigen Extrakts Streßkennwerte und Indikationsparameter zur ökochemischen Charakterisierung der Standorte errechnet. Bei der Interpretation dieser Daten muß berücksichtigt werden, daß diese ökochemischen Kennwerte aus Untersuchungen abgeleitet wurden, in denen nicht mit einem wässrigen 1:2 Extrakt, sondern mit künstlichen Bodenlösungen, Gleichgewichtsbodenlösungen oder aus Kerzenlysimetern gewonnenen Bodenlösungen gearbeitet wurde (JORNS und HECHT-BUCHHOLZ 1985, MEIWES

u.a. 1984, ROST-SIEBERT 1985, ULRICH 1988). Da die Art der Gewinnung der Bodenlösung einen Einfluß auf deren chemische Zusammensetzung zu haben scheint (HANTSCHHEL u.a. 1986, HILDEBRAND 1986, MEIWES u.a. 1984) und bislang nicht hinreichend bekannt ist, inwieweit sich die Befunde aus dem wässrigen 1:2 Extrakt mit Befunden aus einer Gleichgewichtslösung oder aus mit Kerzenlysimetern gewonnenen Bodenlösungen vergleichen lassen (vgl. Kap. 4.1.2), sollten die nachfolgenden Kennwerte nur mit Vorsicht interpretiert und wenn möglich in Verbindung mit anderen Parametern, z.B. den aus der AKe und der Austauschbelegung abgeleiteten Elastizitätsparametern (vgl. Kap. 3.4.2.3), interpretiert werden.

Der **Aziditätsgrad** beschreibt den Anteil der H^+ und Ma-Kationen an der Kationenäquivalentsumme (ohne NH_4^+). Mit diesem Kennwert läßt sich der Versauerungszustand der Böden charakterisieren. An den 124 Oberbodenproben wurden Aziditätsgrade von 3 bis 84 %, an den 122 Unterbodenproben von 0 bis 74 % errechnet (Anhang 2, Tab. 5.1 u. 5.2). Im Oberboden weisen mehr als zwei Drittel der untersuchten Standorte Aziditätsgrade > 50 % auf. Bis in den Unterboden hinein hohe Aziditätsgrade finden sich auf Flug- und Schwemmsanden im Rheintal, auf Buntsandstein im Pfälzerwald und in der Eifel sowie auf Quarzit im Hunsrück und im Westerwald (Karten 3.41 u. 3.42). Hohe Aziditätsgrade korrespondieren im allgemeinen mit geringen Basensättigungen des Austauschers (vgl. Karten 3.36 bis 3.38).

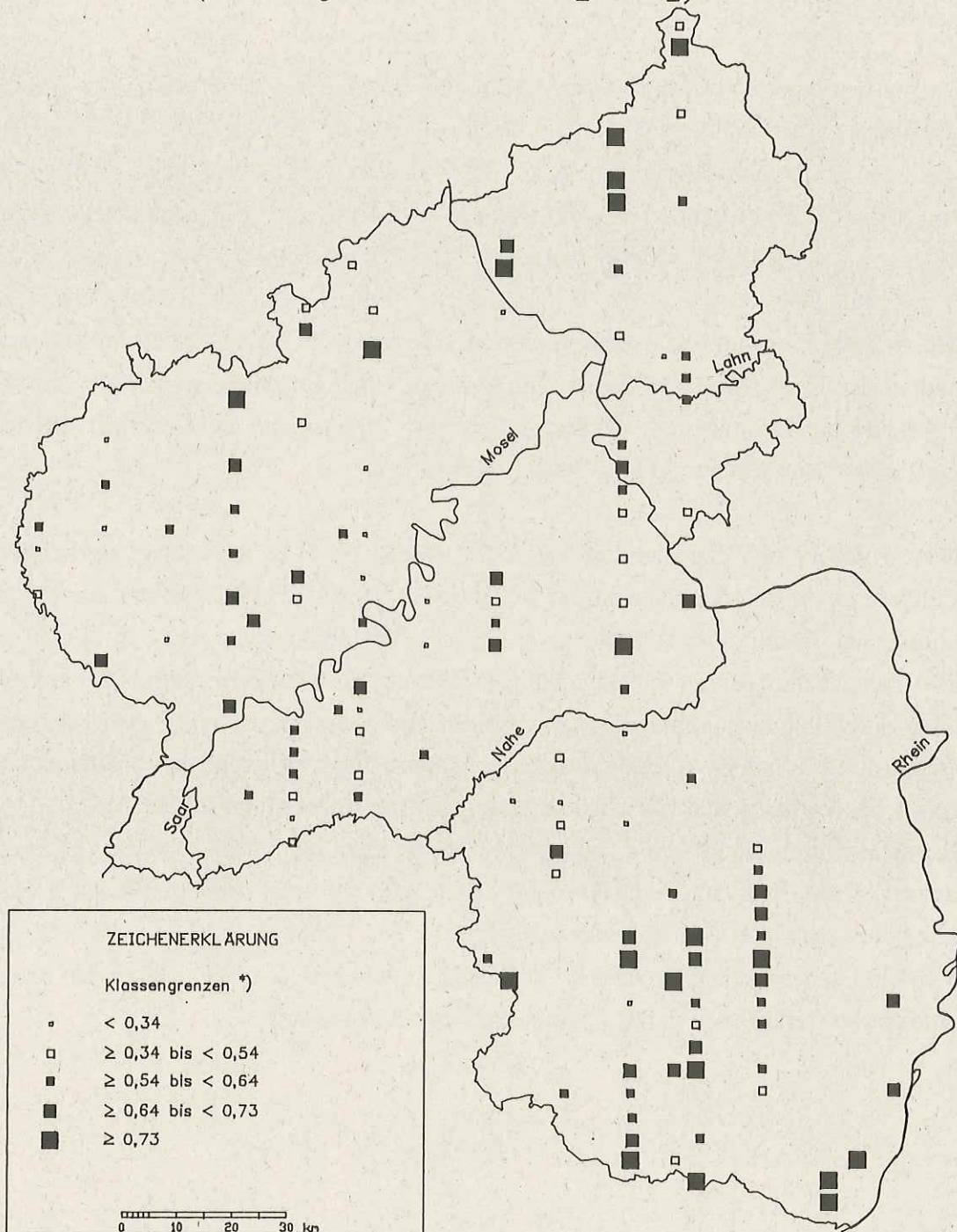
Nach Hydrokulturversuchen von ROST-SIEBERT (1985) ist das molare Verhältnis von Calcium zu Aluminiumionen in der Bodenlösung ein wesentliches Kriterium zur Beurteilung der Aluminiumgefährdung von Fichten- und Buchenwurzeln. Für Fichtenwurzeln besteht nach dieser Untersuchung bei Ca/Al-Verhältnissen über 1 keine Gefährdung durch Aluminiumtoxizität, bei Verhältnissen zwischen 0,3 und 1 eine zunehmende Gefährdung (erhöhter Wurzelumsatz, Beeinträchtigung des Längenwachstums der Wurzeln), bei Verhältnissen zwischen 0,1 und 0,3 eine starke Gefährdung (Ausbildung von Kurzwurzeln eingestellt, Wurzellängenwachstum stark behindert) und bei Verhältnissen unter 0,1 eine sehr starke Gefährdung durch Aluminiumtoxizität (umfassende Schädigung des existierenden Feinwurzelsystems). Für Buchenwurzeln wurde bei Ca/Al-Verhältnissen zwischen 0,1 und 1 eine geringe Gefährdung, bei Verhältnissen unter 0,1 eine starke Gefährdung durch Aluminiumtoxizität konstatiert.

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

Karte 3.41 : Aziditätsgrad im wässrigen Extrakt
— Oberbodenproben —

$$\left(\frac{\text{H+Al+Mn+Fe}}{\text{Na+K+Mg+Ca+H+Al+Mn+Fe}} \left[\frac{\text{mol l}^{-1}}{\text{mol l}^{-1}} \right] \right)$$



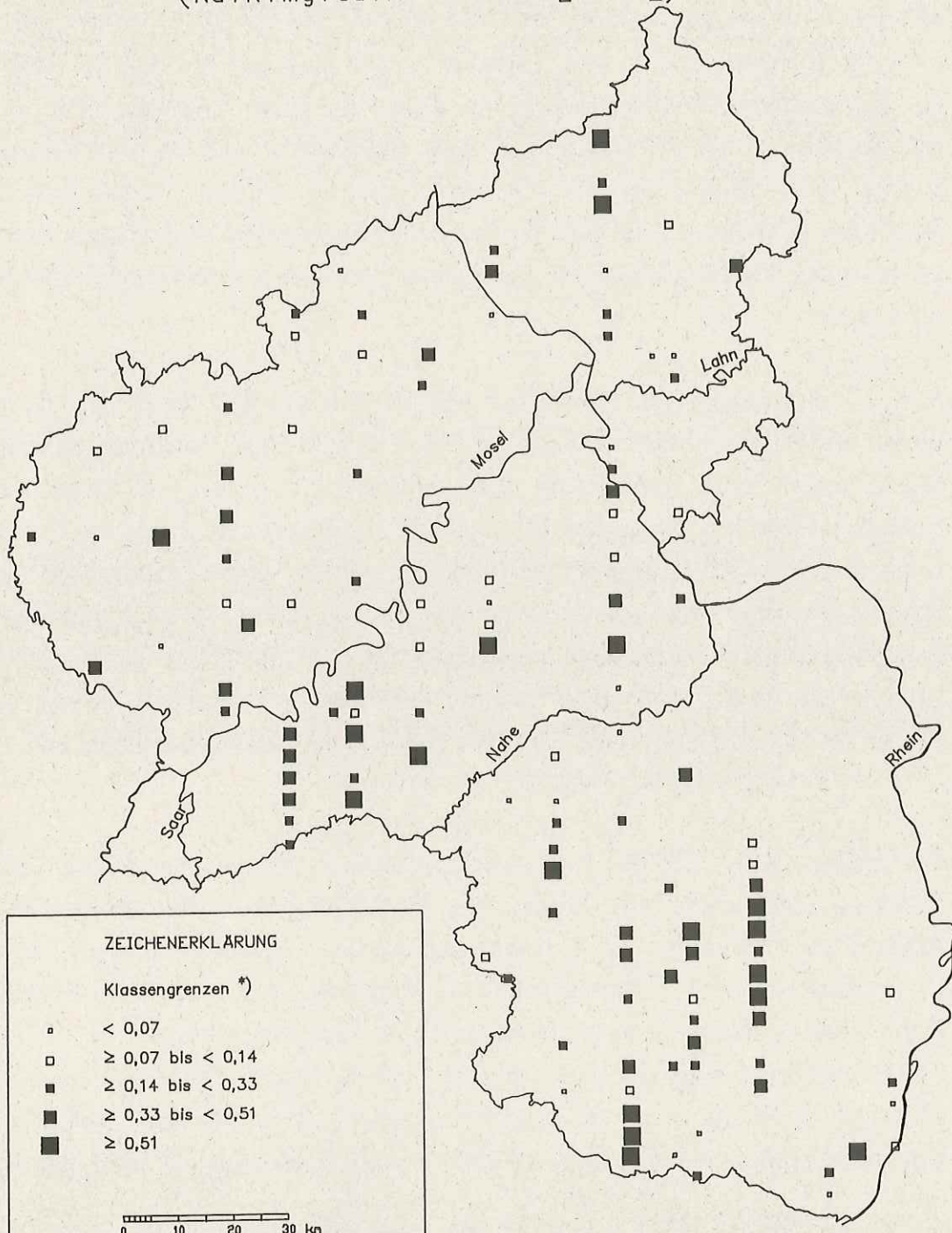
*) ermittelt aus der Summenhäufigkeitsverteilung
(vgl. Kap. 3.1)

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

Karte 3.42 : Aziditätsgrad im wässrigen Extrakt
— Unterbodenproben —

$$\left(\frac{\text{H+Al+Mn+Fe}}{\text{Na+K+Mg+Ca+H+Al+Mn+Fe}} \left[\frac{\text{mol l}^{-1}}{\text{mol l}^{-1}} \right] \right)$$



*) ermittelt aus der Summenhäufigkeitsverteilung
(vgl. Kap. 3.1)

Aus den Befunddaten der Oberbodenproben läßt sich an zwei Dritteln der Rasterpunkte eine Gefährdung durch Aluminiumtoxizität herleiten (Karte 3.43). Im allerdings meist nicht oder nur schwach durchwurzelten Unterboden sind es dagegen nur noch ein Drittel der Rasterpunkte (Karte 3.44). An etwa einem Fünftel der Rasterpunkte ist aus dem Ca/Al-Verhältnis von unter 0,3 eine starke bis sehr starke Gefährdung der Fichtenwurzeln durch Aluminiumtoxizität abzuleiten. Ca/Al-Verhältnisse unter 0,3 treten vor allem auf Buntsandstein im Pfälzerwald und in der Eifel, Flug- und Schwemmsanden im Rheintal sowie vereinzelt auf Quarzit und Tonschiefer/Grauwacke-Standorten im Hunsrück und im Westerwald auf (Karten 3.43 und 3.44). Alle Standorte, an denen sehr geringe Ca/Al-Verhältnisse gemessen wurden, weisen auch sehr niedrige Ca-Sättigungen des Kationenaustauschers auf (vgl. Karten 3.43 und 3.44 mit 3.28 und 3.29). Auf der anderen Seite können aber bei sehr geringer Ca-Sättigung auch noch verhältnismäßig günstige Ca/Al-Verhältnisse in der Bodenlösung auftreten. Insoweit konnten die Befunde HILDEBRAND's (1986), daß sich mit dem wässrigen Extrakt Standorte mit geringer Belegung des Austauschers mit Kationbasen noch weiter stratifizieren lassen, bestätigt werden.

Nach Untersuchungen von JORNS und HECHT-BUCHHOLZ (1985) an Fichtensämlingen besteht ein Zusammenhang zwischen Vergilbungerscheinungen und dem Mg/Al-Verhältnis der Bodenlösung. Bei Verhältnissen von unter 0,18 traten in diesen Versuchen Gelbverfärbungen der Sämlinge auf. Derartig niedrige Mg/Al-Verhältnisse wurden im wässrigen Extrakt der Oberbodenproben an 17 Rasterpunkten auf Flug- und Schwemmsanden im Rheintal und in der Saarländisch-Pfälzischen Moorniederung, auf Buntsandstein im Pfälzerwald und in der Eifel sowie auf Quarzit im östlichen Hunsrück vorgefunden. An der Mehrzahl dieser Rasterpunkte stockt keine Fichte sondern Kiefer, so daß die von JORNS und HECHT-BUCHHOLZ hergeleitete Beziehung zur Vergilbung von Fichtennadeln nicht überprüft werden kann.

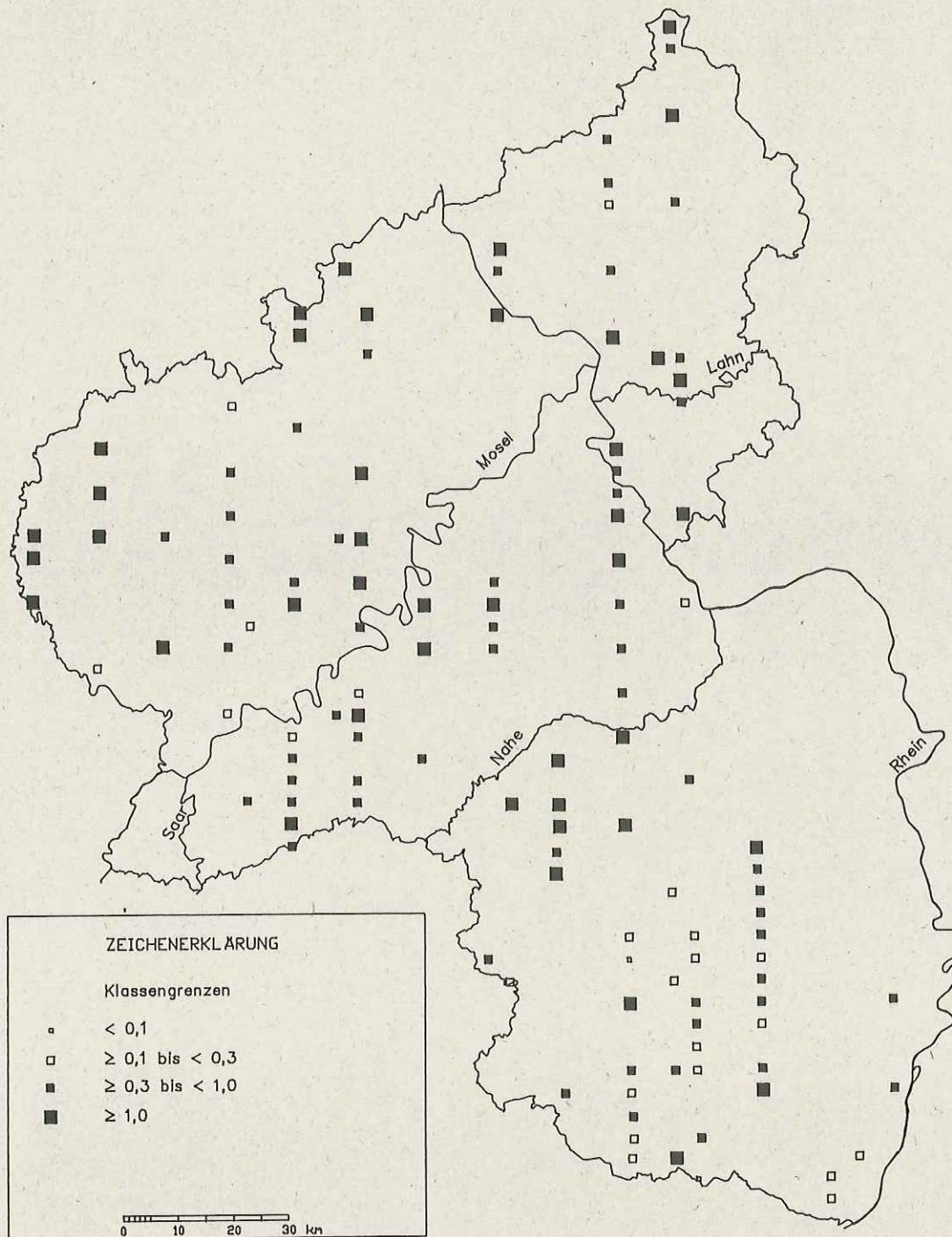
Das molare Ca/H-Verhältnis kann nach Hydrokulturversuchen von ROST-SIEBERT (1985) als Kriterium für eine Abschätzung der Gefährdung von Fichten- und Buchenwurzeln durch Säuretoxizität herangezogen werden. Buchenwurzeln sind hiernach Ca/H-Quotienten < 1 , Fichtenwurzeln bei Quotienten $< 0,1$ durch H^+ -Toxizität gefährdet, wenn gleichzeitig der pH-Wert der Bodenlösung unter 4 liegt.

Ca/H-Verhältnisse unter 0,1 traten im Ober- und im Unterboden jeweils an 1 Rasterpunkt auf. Ca/H-Quotienten unter 1,0 waren an jeweils einem Viertel der Ober- und Unterbodenproben zu verzeichnen. Die pH(Extrakt)-Werte lagen allerdings nur in

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

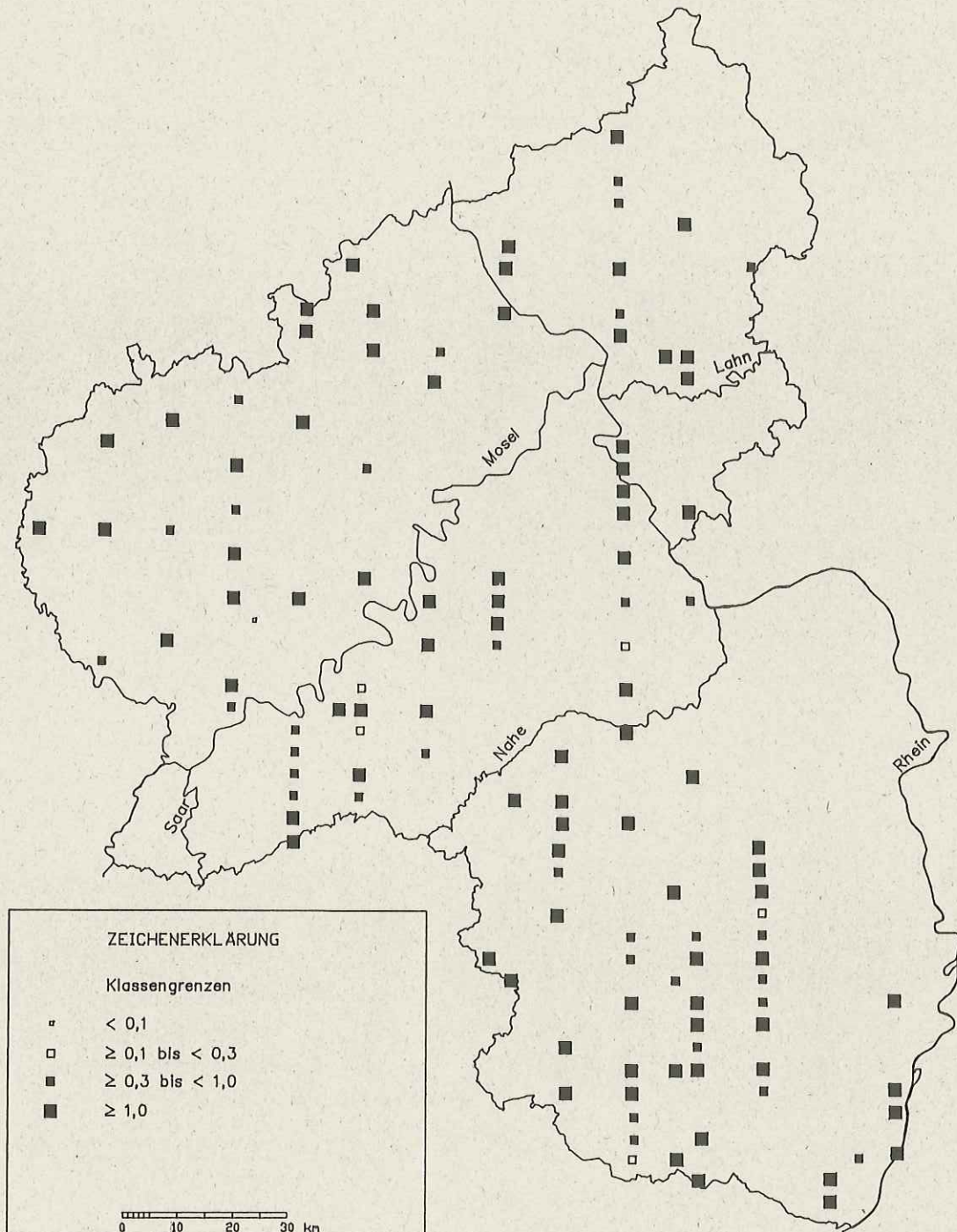
Karte 3.43 : Ca/Al-Verhältnis im wässrigen Extrakt $\left[\frac{\text{mol}}{\text{mol}}\right]$
— Oberbodenproben —



Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

Karte 3.44 : Ca/Al-Verhältnis im wässrigen Extrakt $\left[\frac{\text{mol}}{\text{mol}}\right]$
— Unterbodenproben —



8 Proben unter pH 4,0. Die geringen Ca/H-Verhältnisse sind daher wohl vor allem durch sehr niedrige Ca-Gehalte der Lösungen bedingt. Die Werte weisen also eher auf eine Ca-Unterversorgung als auf H⁺-Toxizität hin.

Die Anteile der Anionen SO₄⁻, NO₃⁻ und Cl⁻ an der Abdeckung der Kationenäquivalentsumme (KÄS, einschließlich NH₄⁺) lassen Rückschlüsse auf die Anionenherkunft zu (ULRICH 1988).

Dominierendes Anion ist in der Regel Sulfat. Die SO₄/KÄS-Verhältnisse liegen meist zwischen 0,24 und 0,67 im Oberboden und zwischen 0,27 und 0,79 im Unterboden (15- und 85-Perzentile der Summenhäufigkeitsverteilung, vgl. Anhang 2, Tab. 5.1 und 5.2). Die SO₄/KÄS-Quotienten bewegen sich im wässrigen Extrakt in der gleichen Größenordnung wie die entsprechenden Quotienten im Bestandesniederschlag (5-jährige Mittelwerte im Bestandesniederschlag von 12 Fichtenbeständen in Rheinland-Pfalz: 0,46 bis 0,56, berechnet aus BLOCK 1990). Da natürliche SO_x-Quellen (z.B. Meerwasserspray, Auflösung von Gips) in den rheinland-pfälzischen Waldgebieten keine wesentliche Rolle spielen (vgl. BLOCK 1990), zeigen die hohen SO₄/KÄS-Quotienten, daß der Chemismus der Bodenlösung in erheblichem Umfang von der Deposition der Luftverunreinigungen beherrscht wird.

Die NO₃/KÄS-Verhältnisse liegen meist zwischen 0,01 und 0,13 im Oberboden und 0,01 und 0,08 im Unterboden (Anhang 2, Tab. 5.1 und 5.2) und damit unter den entsprechenden Verhältnissen im Bestandesniederschlag der Fichtenbestände (0,21 bis 0,30). Der Nitratgehalt des Bodenextrakts läßt sich also noch in vollem Umfang aus dem Nitratintrag mit dem Niederschlagswasser und damit aus der Deposition von Luftverunreinigungen erklären. Ein Humusvorratsabbau läßt sich aus diesen Daten nicht ableiten.

Chlorid stammt überwiegend aus der Meersalzdeposition (vgl. BLOCK 1990). Die Cl/KÄS-Quotienten bewegen sich im Oberboden meist zwischen 0,05 und 0,11, im Unterboden zwischen 0,05 und 0,19 (Anhang 2, Tab. 5.1 und 5.2). Sie liegen somit in der gleichen Größenordnung wie im Bestandesniederschlag von Fichtenbeständen in Rheinland-Pfalz (0,15 bis 0,20).

Die Summe der Anionen SO₄⁻, NO₃⁻ und Cl⁻ deckt in der Regel nur einen Teil der Kationenäquivalentsumme ab. Der Anionenunterschuß liegt meist zwischen 18 und 66 % im Oberboden und zwischen 5 und 57 % im Unterboden. Der Unterschuß steigt mit höheren pH-Werten (--steigende HCO₃⁻-Konzentrationen) und höheren DOC-Gehalten

(--steigende Gehalte organischer Anionen). Da keine Hydrogenkarbonatmessungen durchgeführt wurden, läßt sich aus den vorhandenen Daten allerdings nicht auf den jeweiligen Anteil von Hydrogenkarbonat oder organischer Anionen schließen.

Die SO_4/Cl und NO_3/Cl -Verhältnisse in der Bodenlösung können im Vergleich mit den entsprechenden Verhältnissen in der Deposition Hinweise geben, ob die betreffenden Ökosysteme Sulfat und/oder Nitrat akkumulieren oder abbauen (ULRICH 1988). Hierbei wird davon ausgegangen, daß der Boden für Chlorid eine weitgehend inerte Matrix darstellt, daß heißt für Chlorid weder als Senke noch als Quelle fungiert, und auch keine Wurzel Aufnahme auftritt.

In den Bestandesniederschlägen von 12 im Lande verteilten Depositionsmeßstellen in Fichtenbeständen errechneten sich im Mittel von 5 Meßjahren SO_4/Cl -Verhältnisse von 2,0 bis 3,9 und NO_3/Cl -Verhältnisse von 0,9 bis 1,9. Demgegenüber lagen in den wässrigen Extrakten die SO_4/Cl -Verhältnisse im Oberboden meist zwischen 3,4 und 9,2 und im Unterboden zwischen 2,8 und 10,1 (15- und 85-Perzentile der Summenhäufigkeitsverteilung, vgl. Anhang 2, Tab. 5.1 und 5.2). An der Mehrzahl der Rasterpunkte ergeben sich demnach im wässrigen Bodenextrakt höhere Quotienten als in der Deposition. Dies deutet auf einen Abbau von zuvor im System akkumuliertem Schwefel hin. Im Gegensatz dazu sind die NO_3/Cl -Quotienten im wässrigen Extrakt mit einem Schwerpunkt unter 1 (vgl. Anhang 2, Tab. 5.1 und 5.2) meist deutlich geringer als die entsprechenden Werte in der Deposition. Dies kann als Hinweis gewertet werden, daß die Böden meist noch in der Lage sind, Nitrat in Form von organisch gebundenem Stickstoff zu akkumulieren.

3.4.3 Nährstoffvorräte

Die Nährstoffvorräte wurden getrennt für die Humusauflage und den Mineralboden bis zu den Tiefen 30, 60 und 90 cm berechnet (vgl. Anhang 2, Tab. 3 und 4.29-33). Darüberhinaus wurde zur Charakterisierung der den Baumwurzeln am jeweiligen Standort tatsächlich zur Verfügung stehenden Nährstoffvorräte die Summe der Vorräte im Mineralboden bis zur Durchwurzelungstiefe und der in der Humusauflage gespeicherten Nährelemente gebildet. Die Durchwurzelungstiefe wurde der Profilbeschreibung (vgl. Anhang 1, Teil 1 (Report 1)) entnommen und auf ganze Dezimeter aufgerundet. Gemäß der rheinland-pfälzischen Standortskartierungsanleitung (A.Sta. 61) ist die Durchwurzelungstiefe definiert als die Mineralbodentiefe, bis zu der in der Profilwand noch mindestens 5 Feinwurzeln je Quadratdezimeter vorzufinden sind.

In der Humusaufgabe beziehen sich die Stoffvorräte auf die Gesamtgehalte, wie sie im Salpetersäure-Druckaufschluß gemessen werden können (vgl. Kap. 2.4.2). Dies erscheint gerechtfertigt, da die in der Humusaufgabe gespeicherten Elemente spätestens durch Zersetzungsprozesse mittelfristig insgesamt pflanzenverfügbar werden. Dies gilt entsprechend für die in der Regel an die organische Substanz gebundenen Stickstoff- und Phosphorvorräte im Mineralboden. Für die Komponenten Kalium, Magnesium und Calcium wurden dagegen keine Mineralboden-Gesamtgehalte, sondern die im Ammoniumchlorid-Perkolationsverfahren austauschbaren Vorräte ermittelt. Diese können durch Austauschprozesse in die Bodenlösung gelangen und somit pflanzenverfügbar werden.

Die **Stickstoffvorräte** liegen in der Humusaufgabe zwischen 27 und 3769 kg N/ha (Anhang 8, Tab. 3), im Mineralboden bis 90 cm Tiefe zwischen 1286 und 33535 kg N/ha (Anhang 2, Tab. 4.29). In der Regel sind die Mineralbodenvorräte deutlich höher als die Vorräte in der Humusaufgabe. Bis zur Durchwurzelungstiefe wurden Stickstoffvorräte von 2452 bis 32122 kg N/ha ermittelt. Besonders hohe Stickstoffvorräte von mehr als 7,4 t/ha finden sich vor allem im Hunsrück und im Westerwald auf unterschiedlichen Substraten. Auffällig niedrige Stickstoffvorräte von weniger als 5,4 t/ha wurden insbesondere auf Hauptbuntsandstein im Pfälzerwald und armen Sanden im Rheintal beobachtet (Karte 3.45).

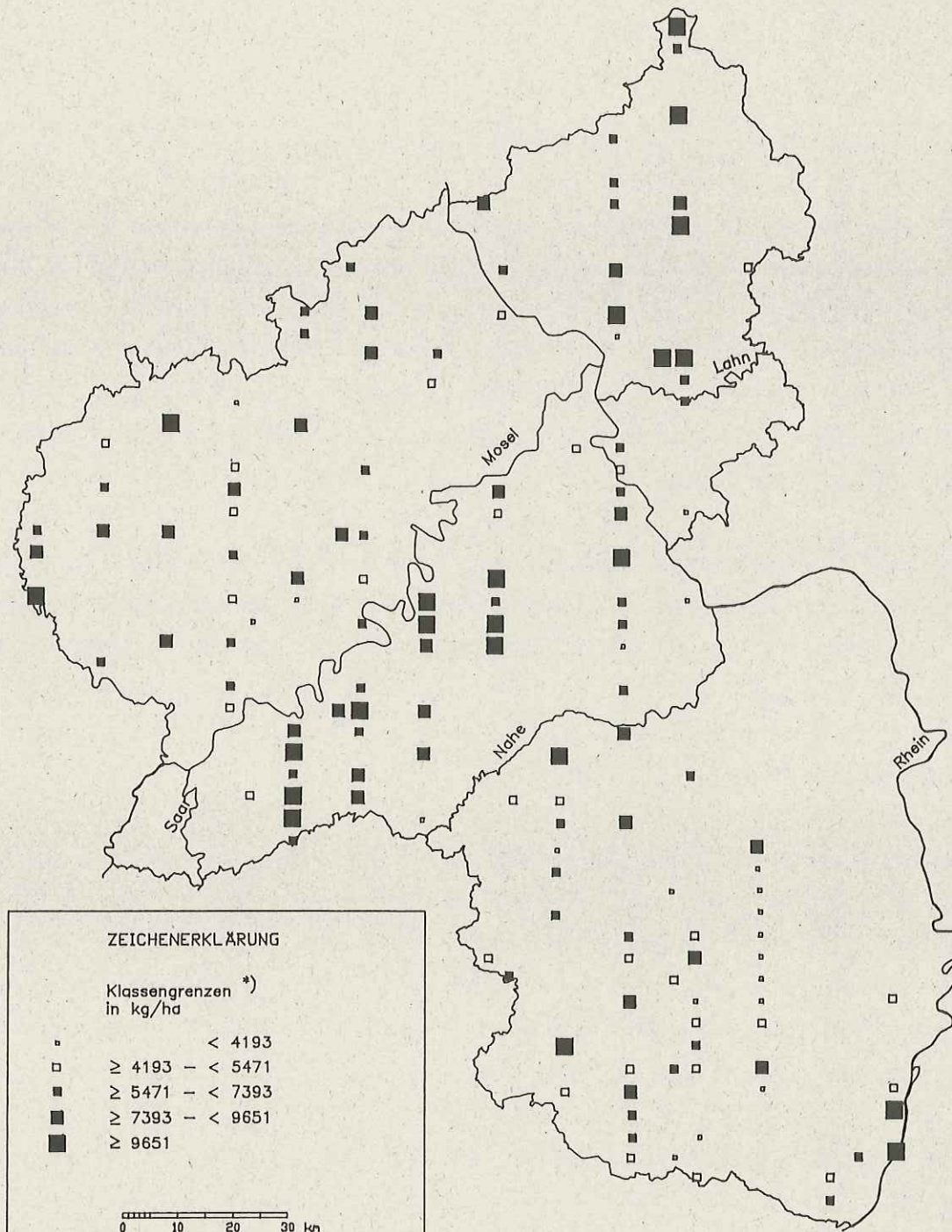
Auch die **Phosphorvorräte** liegen im Mineralboden mit 261 bis 7449 kg P/ha (Anlage 2, Tab. 4.30) im allgemeinen deutlich höher als in der Humusaufgabe (2 bis 179 kg P/ha-Anhang 2, Tab. 3). Bis zur Durchwurzelungstiefe wurden P-Vorräte zwischen 293 und 7468 kg/ha ermittelt. Hohe Phosphorvorräte (> 1,9 t/ha) finden sich insbesondere im Westerwald, in der Osteifel und in Teilen des Hunsrücks sowie des Saar-Nahe-Berg- und Hügellandes (Karte 3.46).

Die **Calciumvorräte** in den Waldböden bewegen sich in einem sehr weiten Rahmen. In der Humusaufgabe sind 10 bis 1352 kg Ca/ha gespeichert (Anhang 2, Tab. 3), im Mineralboden bis 90 cm Bodentiefe 36 bis 125000 kg Ca/ha (Anhang 2, Tab. 4.31). Bis zur Durchwurzelungstiefe wurde eine Spanne von 90 bis 125.900 kg Ca/ha ermittelt. Extrem hohe Calciumvorräte finden sich, wie nicht anders zu erwarten, an Rasterpunkten mit kalkhaltigem Ausgangssubstrat bzw. Grundgestein. Darüberhinaus sind sehr hohe Calciumvorräte (> 2,8 t/ha) auf basischen Vulkaniten und permischen Sandsteinen im Saar-Nahe-Berg- und Hügelland, auf Basalt im östlichen Westerwald und Phonolith und Bims in der Osteifel anzutreffen (Karte 3.47). Sehr niedrige Vorräte

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

Karte 3.45 : Stickstoffvorräte bis Wurzeltiefe
(Humusaufgabe + Mineralboden)

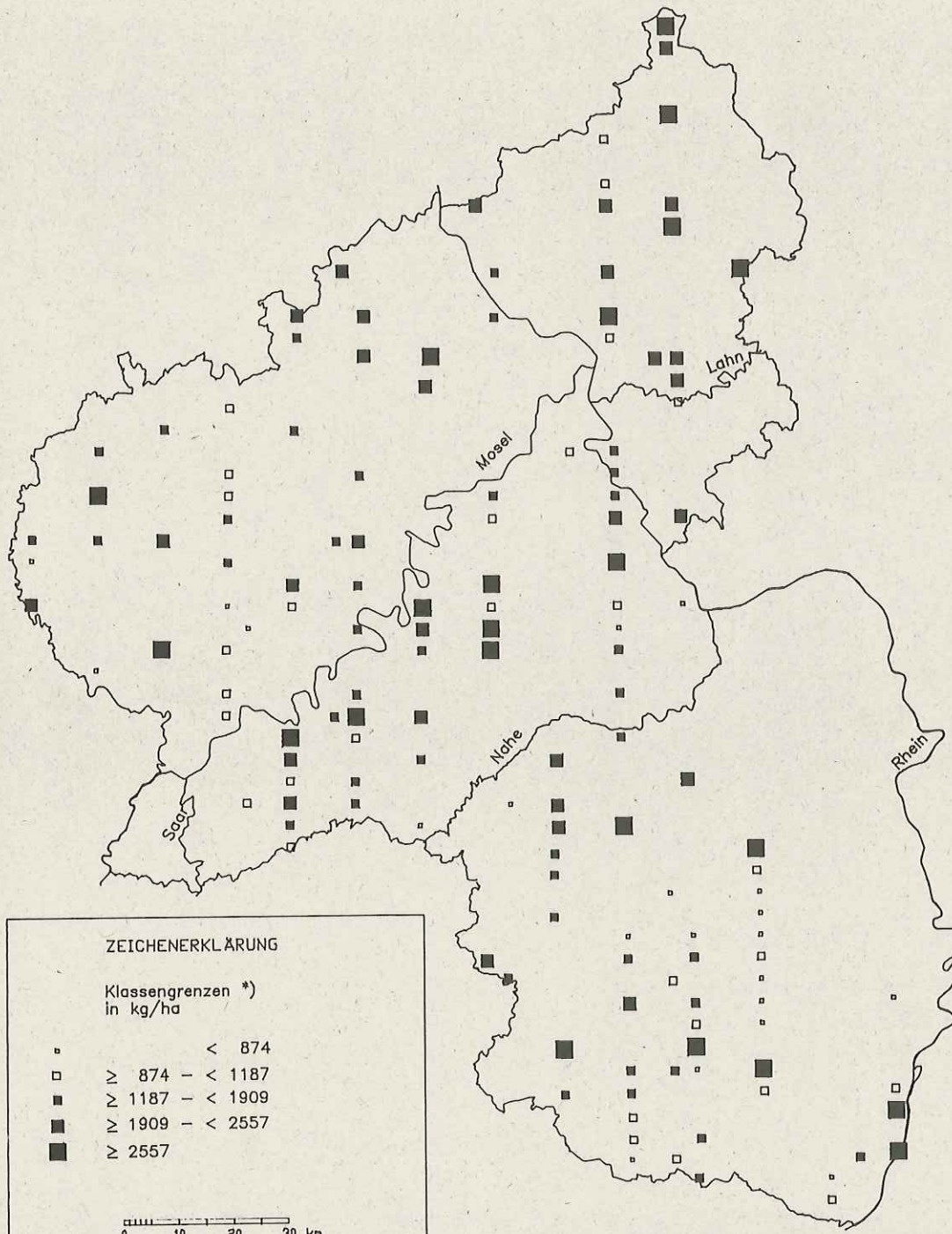


*) ermittelt aus der Summenhäufigkeitsverteilung
(vgl. Kap. 3.1)

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

Karte 3.46 : Phosphorvorräte bis Wurzeltiefe
(Humusaufgabe + Mineralboden)

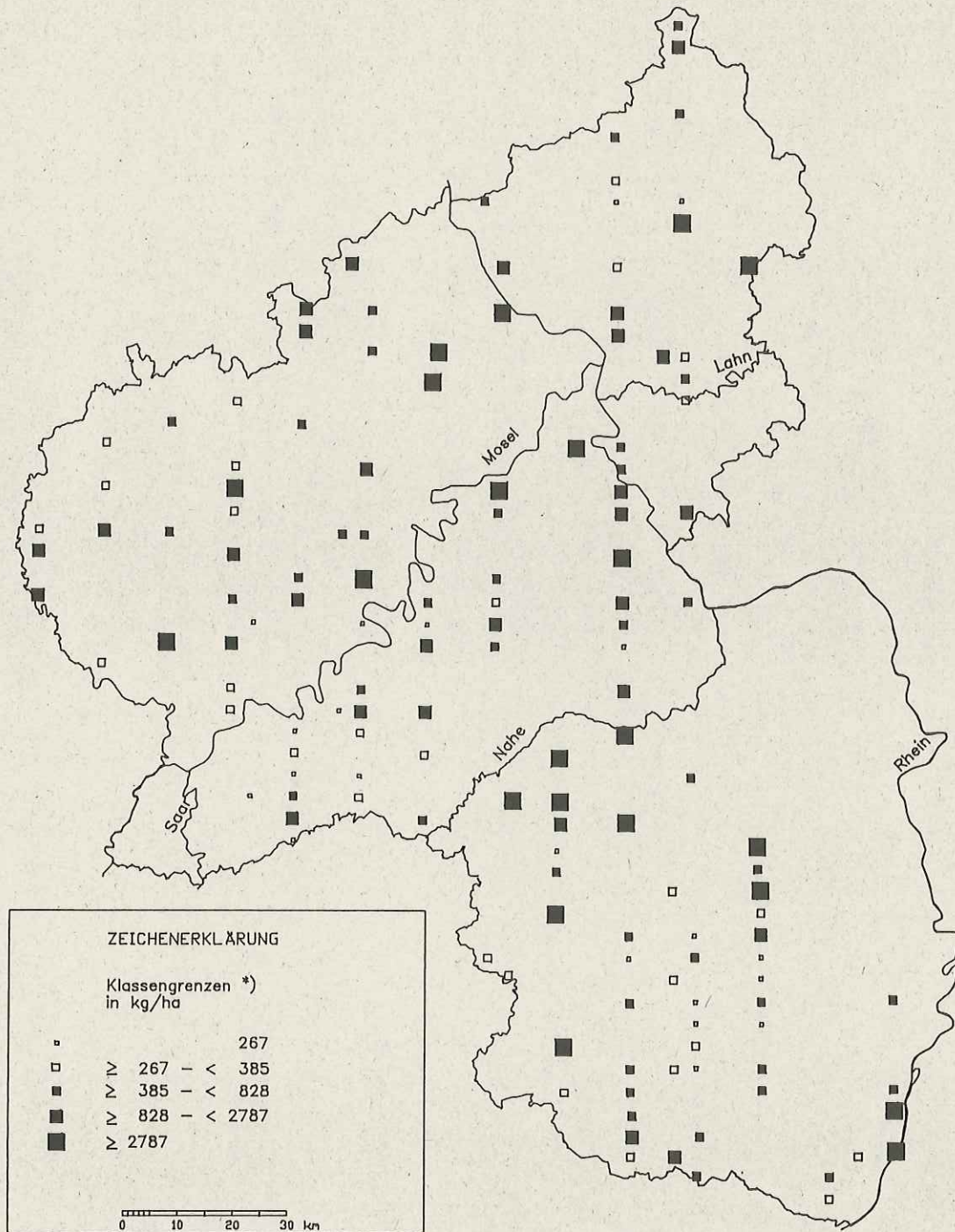


*) ermittelt aus der Summenhäufigkeitsverteilung
(vgl. Kap. 3.1)

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

Karte 3.47 : Calciumvorräte bis Wurzeltiefe
(Humusaufgabe + Mineralboden)



*) ermittelt aus der Summenhäufigkeitsverteilung
(vgl. Kap. 3.1)

(< 270 kg Ca/ha) finden sich vor allem auf armen Flug- und Schwemmsanden in der Rheinebene, Hauptbuntsandstein im Pfälzerwald sowie auf Quarzit und Tonschiefer/Grauwacke im Hunsrück.

An deutlich mehr als einem Drittel der Rasterpunkte befinden sich mehr als die Hälfte des Calciumvorrates in der Humusauflage (Tab. 3.7). Dort kann es aber bei einer zu rasch ablaufenden Mineralisierung der Humusauflage z.B. durch Kahllage leicht verloren gehen. Da hohe Vorratsanteile in der Humusauflage vielfach gerade auf Standorten mit insgesamt nur geringen Calciumvorräten auftreten, kann hierdurch die Calciumversorgung dieser Waldökosystems empfindlich beeinträchtigt werden.

Tab. 3.7: Verteilung der 143 Rasterpunkte nach dem Verhältnis Elementvorrat Humusauflage (HUM)/ Elementvorrat Humusauflage + durchwurzelter Mineralboden (SUM) (Anzahl Rasterpunkte; in Klammern prozentualer Anteil)

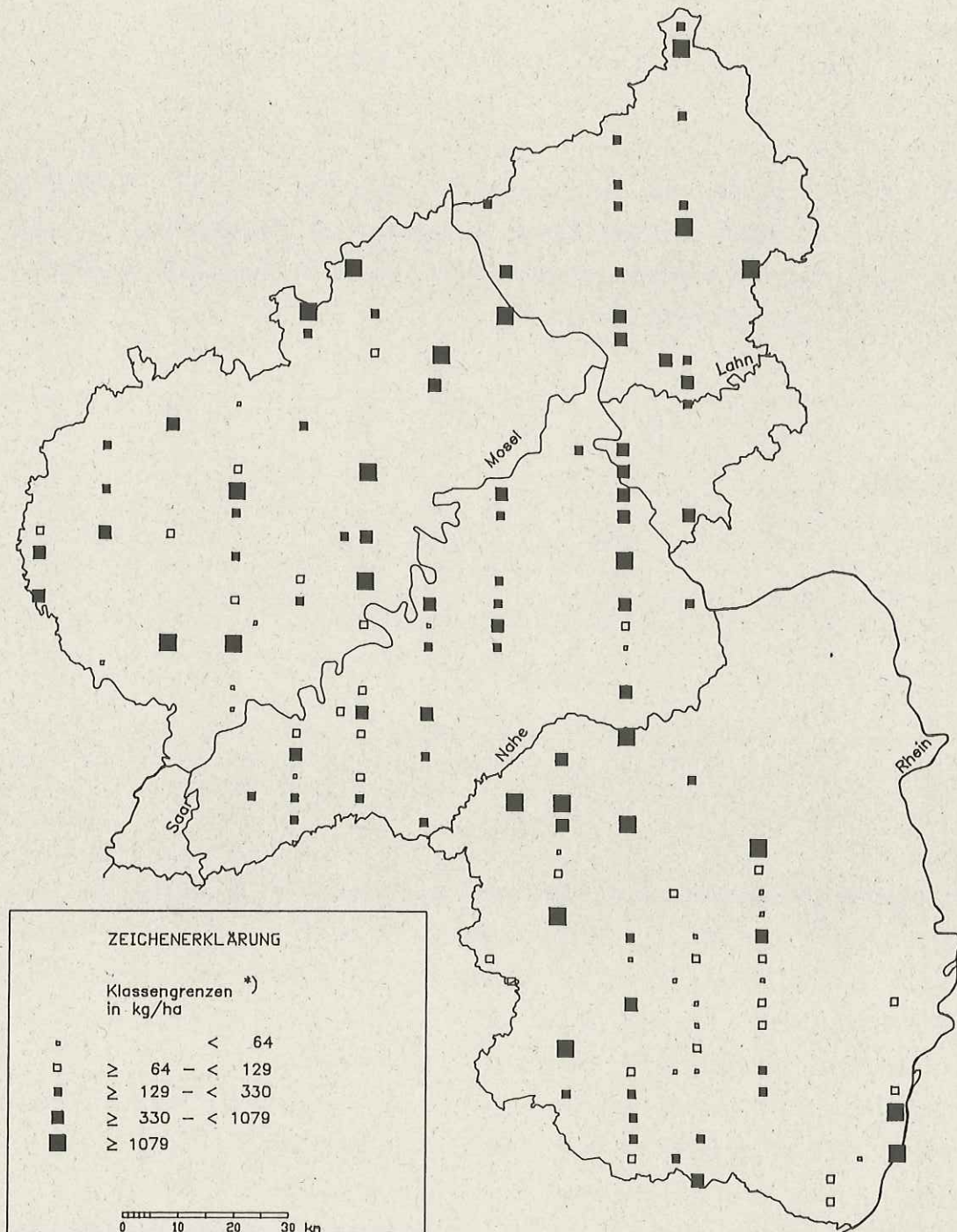
Element	N	P	Ca	Mg	K
HUM/SUM					
0 - ≤ 0,25	123 (86)	143 (100)	53 (37)	51 (35)	46 (32)
> 0,25 - ≤ 0,50	17 (12)	0 (0)	31 (22)	20 (14)	51 (36)
> 0,50 - ≤ 0,75	3 (2)	0 (0)	46 (32)	41 (29)	35 (24)
> 0,75 - ≤ 1,0	0 (0)	0 (0)	13 (9)	31 (22)	11 (8)
0 - 1,0	143 (100)	143 (100)	143 (100)	143 (100)	143 (100)

Auch die **Magnesiumvorräte** variieren in weiten Grenzen: Humusauflage: 2 - 1430 kg Mg/ha (Anhang 2, Tab. 3; Mineralboden bis 90 cm Tiefe: 10 - 13000 kg Mg/ha (Anhang 2, Tab. 4.32). Bis zur Durchwurzelungstiefe wurden Magnesiumvorräte von 18 bis 11694 kg/ha ermittelt. Die regionale Struktur der Magnesiumvorräte (Karte 3.48) entspricht weitgehend der Struktur der Calciumvorräte (vgl. Karte 3.47). Allerdings erreichen die Magnesiumvorräte meist nur ein Viertel bis ein Drittel der Calciumvorräte. Noch ausgeprägter als beim Calcium liegt beim Magnesium ein Großteil des gesamten, verfügbaren Mg-Bodenvorrats in der Humusauflage. An über 50 % der Rasterpunkte beträgt der Humusanteil mehr als die Hälfte, an gut einem Fünftel der Raster-

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

Karte 3.48 : Magnesiumvorräte bis Wurzeltiefe
(Humusaufgabe + Mineralboden)

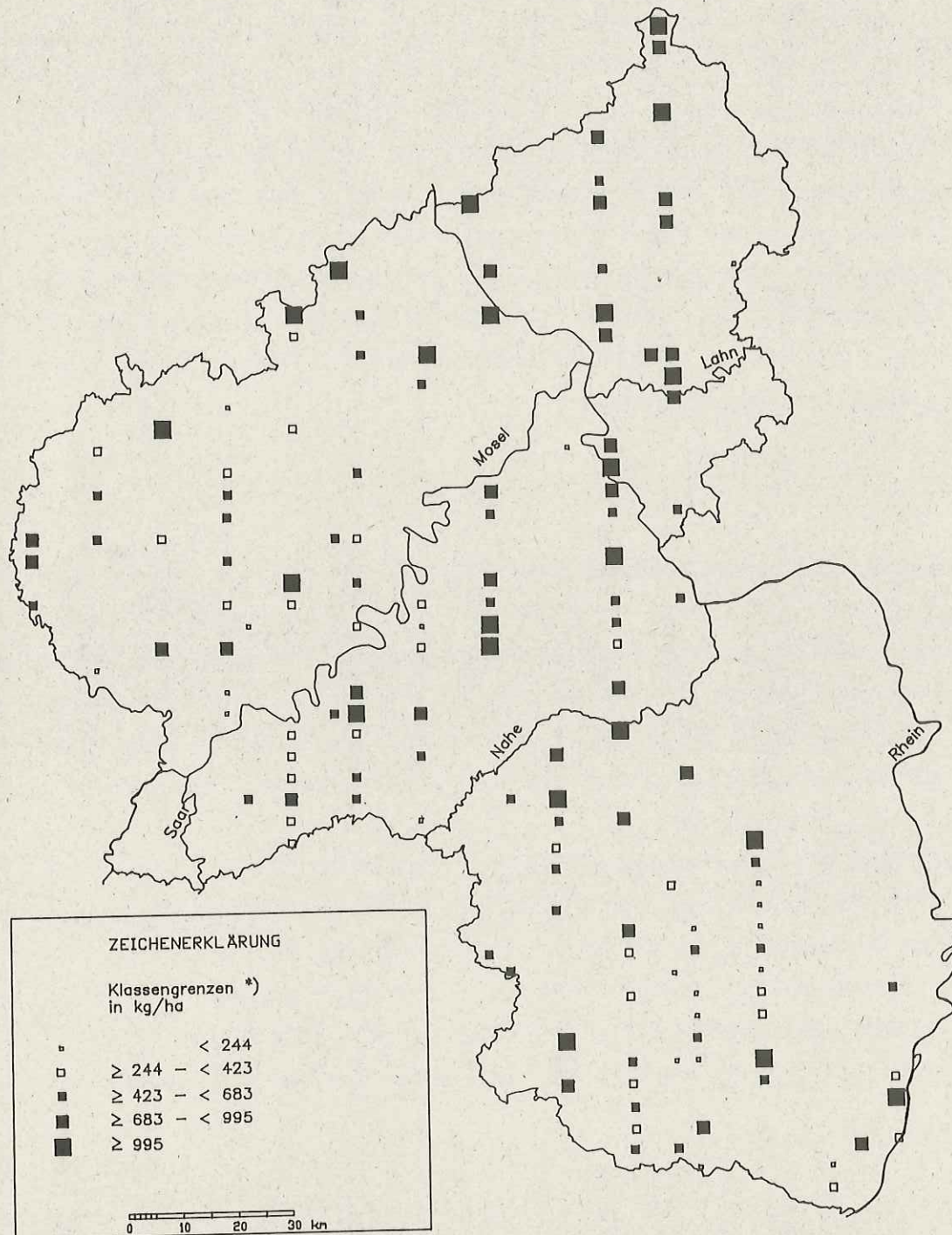


*) ermittelt aus der Summenhäufigkeitsverteilung
(vgl. Kap. 3.1)

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

Karte 3.49 : Kaliumvorräte bis Wurzeltiefe
(Humusaufgabe + Mineralboden)



*) ermittelt aus der Summenhäufigkeitsverteilung
(vgl. Kap. 3.1)

punkte sogar mehr als drei Viertel des gesamten, verfügbaren Magnesiumvorrates (Tab. 3.7). Hiervon sind zum großen Teil auch die besonders nährstoffarmen Standorte betroffen. Bei einer zu raschen Mobilisierung dieses labilen Pools muß hier mit erheblichen Magnesiumverlusten und nachfolgend gravierenden Nährelementengpässen gerechnet werden.

Die **Kaliumvorräte** liegen in der Humusaufgabe zwischen 3 und 1180 kg K/ha (Anhang 2, Tab. 3), im Mineralboden bis 90 cm Tiefe zwischen 59 und 11000 kg K/ha (Anhang 2, Tab. 4.33). Bis zur Durchwurzelungstiefe sind 118 bis 11229 kg K/ha gespeichert. Vergleichsweise hohe Kaliumvorräte finden sich auf basischen Vulkaniten im Saar-Nahe-Berg- und Hügelland, auf Phonolith, Bims und Tonschiefer/Grauwacke in der Osteifel sowie auf unterschiedlichen Substraten im östlichen Hunsrück und im Westerwald (Karte 3.49). Besonders niedrige Kaliumvorräte sind auf Buntsandstein im Pfälzerwald und in der Westeifel sowie auf Flug- und Schwemmsanden der Rheinebene festzustellen. Auch beim Kalium befindet sich an einer größeren Zahl von Rasterpunkten ein beträchtlicher Teil des insgesamt verfügbaren Vorrats in der Humusaufgabe (Tab. 3.7). Allerdings sind die Mineralbodenvorräte an Kalium im allgemeinen deutlich höher als die Magnesiumvorräte.

3.4.4 Mineralgehalte und Tonmineralzustand

Die chemische und mineralogische Zusammensetzung der Waldbodensubstrate und die Entwicklungszustände der Tonminerale sind wesentliche Kennwerte zur Beurteilung der Pufferkapazität der Böden, ihrer Fähigkeit, langfristig Nährelemente nachzuliefern, und sich nach Versauerungsschüben durch Verwitterung primärer Silikate und Tonmineralneubildungen zu regenerieren.

An allen 143 Rasterpunkten wurden an je einer Probe aus dem Oberboden (5 - 10 cm Mineralbodentiefe) und dem Ausgangsgestein (60 - 140 cm Tiefe) gesamtchemische und röntgendiffraktometrische Untersuchungen durchgeführt (vgl. Kap. 2.4.2). Nach dem Mineralbestand wurden die Böden in 5 Gruppen unterteilt, wobei die Gruppe 2 (Illit/Muscovitreiche Böden) noch in 5 Untergruppen untergliedert werden konnte. Die einzelnen Gruppen lassen sich wie folgt charakterisieren (BUTZ-BRAUN 1990):

Gruppe 1: Quarzreiche Böden

- Hoher Quarzanteil (ca. 80 %), hoher SiO_2 -Gehalt (90 %)
- Feldspatanteil ca. 13 %
- geringer Tonmineralanteil (ca. 7 %); Illit/Muscovit vorherrschend; Chlorit und Kaolinit in nur wenigen Proben und dort in geringen Mengen vorhanden
- starke Verwitterung der Tonminerale (Umwandlung zu Wechsellagerungsmineralen und Aluminiumchloriten)
- kaum Unterschiede zwischen Ober- und Unterböden im Mineralbestand

Gruppe 2: Illit-/Muscovitreiche Böden

- Tonmineralanteil stark variierend (< 10 bis > 60 %)
- Illit/Muscovit vorherrschend, daneben Chlorit, Kaolinit, Vermiculit, Al-Chlorit und Wechsellagerungsminerale vertreten
- Quarzanteil 20 bis 70 %, Feldspatanteil 5 bis 25 %; sonstige Minerale wie Hornblenden, Goethit etc. nur vereinzelt in geringem Umfang vorhanden

Weitere Unterteilung der Gruppe 2

	schwach	gut
2.1: Tonmineralanteil (ohne Kaolinit) > 60 %		
2.2: Tonmineralanteil (ohne Kaolinit) 35 - 60 %		
2.3: Tonmineralanteil (ohne Kaolinit) 25 - 35 %		
2.4: Tonmineralanteil (ohne Kaolinit) 10 - 25 %		
2.5: Tonmineralanteil (ohne Kaolinit) < 10 %		
	stark	schlecht

Gruppe 3: smektitreiche Böden

- hohe Tonmineralanteile, überwiegend Smektite, andere Tonminerale nur geringfügig vertreten
- Feldspatanteil durchschnittlich 25 %, Quarzanteil durchschnittlich 18 %
- Smektite des Oberbodens gegenüber dem Ausgangssubstrat stark verändert

Gruppe 4: Böden auf jungem vulkanischen Ausgangsmaterial

- hohe Anteile leicht verwitterbarer primärer Minerale wie Pyroxene, Foide und Gesteinsgläser
- Quarzanteil gering
- Tonmineralanteil gering, Tonminerale im Oberboden nur geringfügig verändert

Gruppe 5: Karbonatreiche Böden

- hohe Anteile an Dolomit und Calcit (10 bis 50 %)
- Quarzanteil 20 bis 50 %, Feldspatanteil 3 bis 20 %
- meist hohe Tonmineralgehalte (25 bis 60 %); Illit/Muscovit vorherrschend, daneben Chlorite (0 bis 24 %)
- sehr hohe Pufferkapazität

Böden der Gruppe 1 (**Quarzreiche Böden**) sind vornehmlich auf Buntsandstein im Pfälzerwald, Teilen der Westeifel und des Gutlandes sowie auf Flug- und Dünenanden im Rheintal vorzufinden (Karte 3.50). Der Hunsrück ist in dieser Gruppe nur mit dem Rasterpunkt 198 vertreten. Die übrigen dort liegenden Rasterpunkte mit Quarzit als Ausgangsgestein konnten wegen der Lößlehmbeimengungen bereits der Gruppe der Illit/Muscovitreichen Böden zugeordnet werden.

Die Gruppe 2 (**Illit/Muscovitreiche Böden**) ist mit 86 Rasterpunkten in den rheinland-pfälzischen Waldgebieten am weitest häufigsten vertreten. Zu dieser Gruppe zählen vornehmlich Böden, die aus Schiefer, Grauwacken, Silt- und Sandsteinen des Rheinischen Schiefergebirges entstanden sind. Während die Mehrzahl der Tonschiefer-Grauwacke-Standorte innerhalb dieser Gruppe einen relativ hohen Tonmineralanteil (> 35 %) und ein noch recht guten Tonmineralzustand besitzen, weisen vor allem die mehr oder minder decklehmüberlagerten Quarzitstandorte im Hunsrück sowie verschiedene Standorte aus unterschiedlichem Ausgangsmaterial im Westerwald nur geringe Tonmineralanteile und einen verhältnismäßig ungünstigen Tonmineralzustand auf (Karte 3.51).

Smektitreiche Böden (Gruppe 3) sind nur mit 4 Rasterpunkten im Saar-Nahe-Berg- und Hügelland auf permischen Vulkaniten vertreten. Diese Böden zeichnen sich durch hohe Austauschkapazitäten und hohe Kalium-, Magnesium- und Kalziumvorräte aus.

Böden aus jungen vulkanischen Ausgangsgesteinen (Gruppe 4) sind nur an 5 Rasterpunkten in der Osteifel, im Mittelrheintal und im Westerwald auf Phonolit, Bims und Basalt anzutreffen. Diese Böden sind reich an calcium-, magnesium- und eisenhaltigen primären Mineralen. Trotz geringer Tonmineralgehalte und entsprechend vergleichsweise niedrigen Austauschkapazitäten weisen sie daher relativ hohe Nährelementvorräte auf (vgl. Kap. 3.4.3).

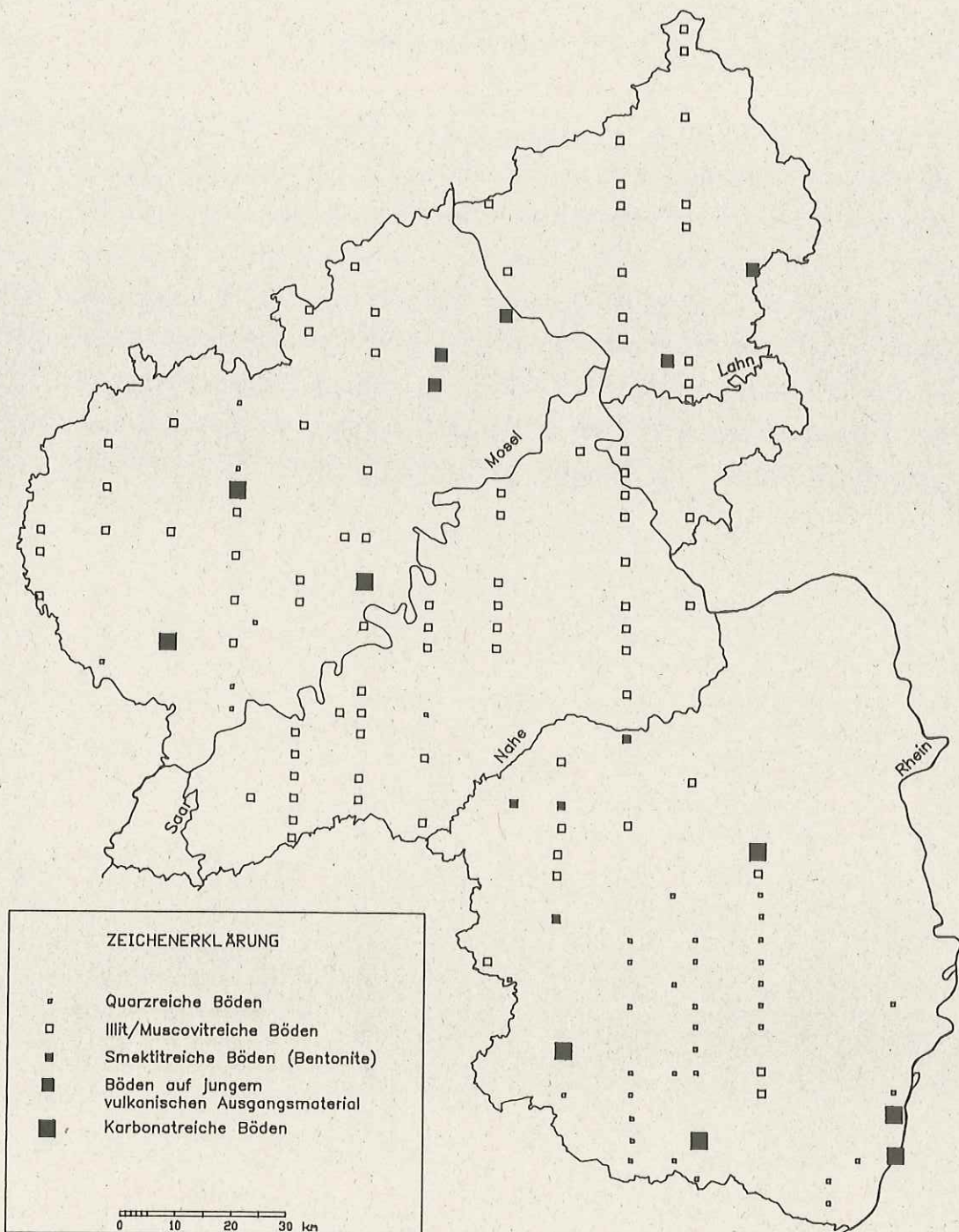
Nur 8 Rasterpunkte konnten der Gruppe der **karbonatreichen Böden (Gruppe 5)** zugeordnet werden. Diese Standorte besitzen einen vergleichsweise sehr günstigen Bodenzustand mit hohen austauschbaren Nährelementvorräten (vgl. Kap. 3.4.3).

Die Böden dieser 5 Gruppen besitzen sehr unterschiedliche Verwitterungsraten und damit auch ein sehr unterschiedliches Särepufferungsvermögen. Die chemische Verwitterbarkeit und die Verwitterungsraten nehmen von Gruppe 1 (quarzreiche Böden) zur Gruppe 5 (karbonatreiche Böden) deutlich zu. Dementsprechend müssen die Böden der Gruppe 1 als sehr empfindlich gegenüber Säureinträgen, Böden der Gruppe 2 als empfindlich und Böden der Gruppen 3 bis 5 als deutlich weniger empfindlich eingeordnet werden. Die nach dem Mineralbestand unterschiedenen Gruppen eignen sich somit zur Abschätzung der noch tolerierbaren Einträge von versauernd wirkenden Luftverunreinigungen (vgl. Critical-Load-Concept der UNECE; NILSSON und GRENNFELT 1988).

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

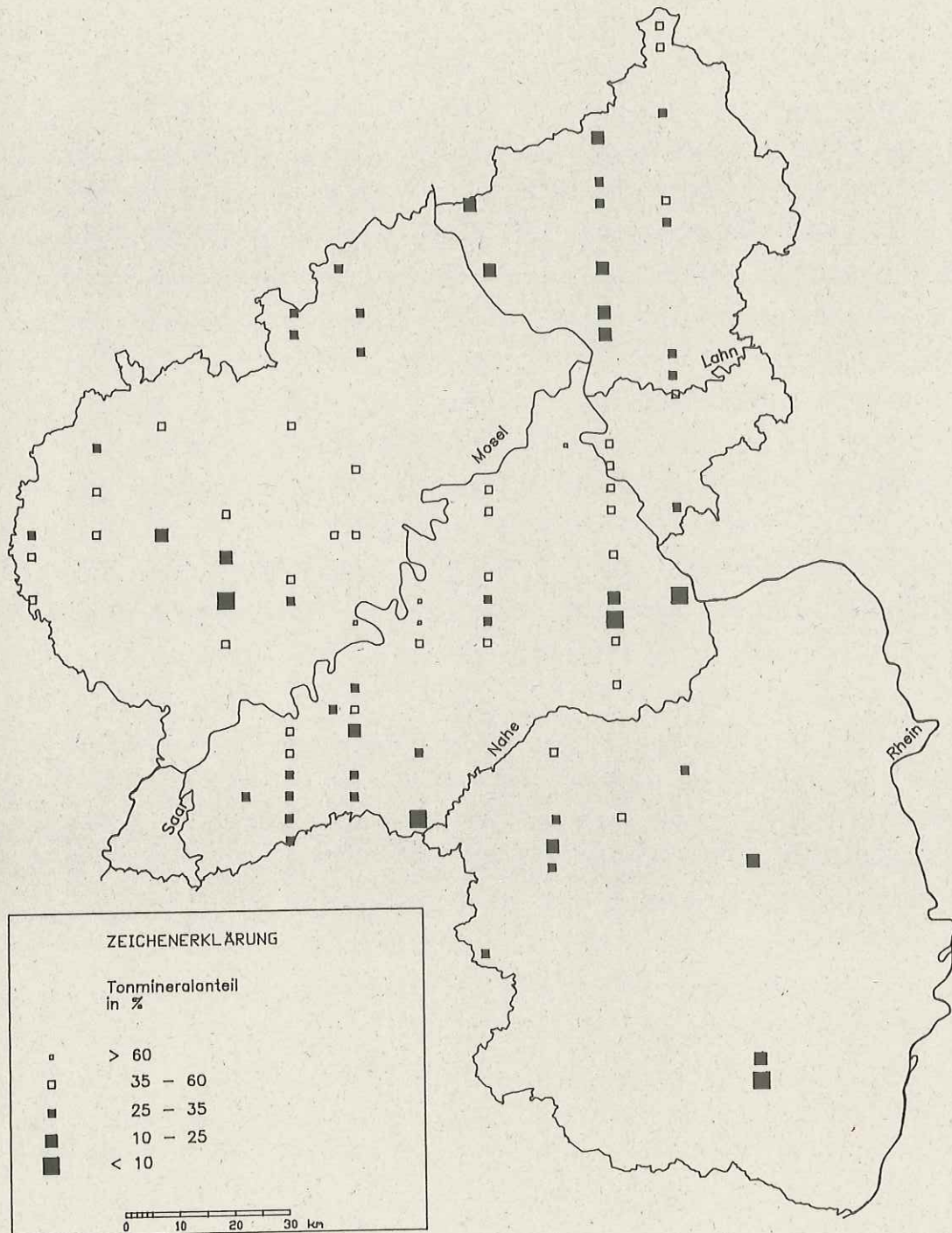
Karte 3.50 : Gliederung der Böden nach dem Mineralbestand
— Hauptgruppen —



Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

Karte 3.51 : Untergliederung der illit/muscovitreichen Böden
nach dem Tonmineralanteil und dem Tonmineral-
zustand



4 DISKUSSION

4.1 Methodische Probleme

4.1.1 Validität des Stichprobenverfahrens

Landesweite Erhebungen des Wald- und Bodenzustandes sind nur mit Hilfe einer flächenrepräsentativen, systematischen Stichprobe (Rasterstichprobe) realisierbar. Dabei wird die Entscheidung für ein optimales Stichprobenraster vor allem vom Verwendungszweck der Erhebungsergebnisse sowie von den begrenzenden ökonomischen Rahmenbedingungen bestimmt. Landesweite Durchschnittswerte für forstpolitische Zwecke können bereits mit einem sehr groben Raster und vergleichsweise geringem Aufwand gewonnen werden. Diesen Zweck erfüllt zum Beispiel das 16 x 16-km-Raster der EG/ECE-Waldschadenserhebungen (EG 1989). Sollen dagegen forstbetriebsspezifische Informationen bereitgestellt werden, so wären ein sehr enges Raster und erheblicher ökonomischer Aufwand erforderlich. Die Datenfülle sehr enger Stichprobenraster impliziert auch immer, daß sie entweder mit wenigen, weitgehend einheitlich taxierenden Mitarbeitern in einem längeren Zeitraum oder unter Einsatz zahlreicher Aufnahmeteams in sehr kurzer Zeit erhoben werden kann. Überregional vergleichbar können durch Schätzung zu erhebende Daten nur dann sein, wenn subjektive Einflüsse durch die Aufnehmenden (Schätzfehler) und potentielle Veränderungen am Untersuchungsobjekt (z.B. Vegetationsentwicklung) soweit wie möglich ausgeschaltet werden. Da individuelle Schätzfehler als auch jahreszeitliche Einflüsse nicht quantifizierbar sind (SCHÖPFER 1985), sollten qualifizierte Schätzungen an Bäumen und Bodenprofilen nur von wenigen, einheitlich geschulten Aufnahmeteams durchgeführt werden. Nadel- und Bodenprobennahmen, die von der Vegetationsentwicklung sowie von der Jahreszeit abhängig sind, sollten daher in eng begrenzten Zeiträumen um vorgegebene Stichtage erfolgen.

Die Erfahrungen aus den ersten Waldschadenserhebungen auf Stichprobenbasis (HEIDINGSFELD 1987) haben eindeutig gezeigt, daß hohe regionale und zeitliche Vergleichbarkeit der Erhebungsdaten im Sinne minimaler subjektiver und jahreszeitlicher Einflüsse nur erreichbar sind, wenn möglichst wenige Aufnahmeteams auf einem groben Raster mit für die Fragestellung aber noch tolerierbarer Mindestdichte eingesetzt werden. Optimierung der Vergleichbarkeit in sowohl regionaler als auch zeitlicher Hinsicht bedeutet, daß keine dieser beiden Anforderungen maximal, d.h. zu 100 %, erfüllt sein kann (Abb. 4.1).

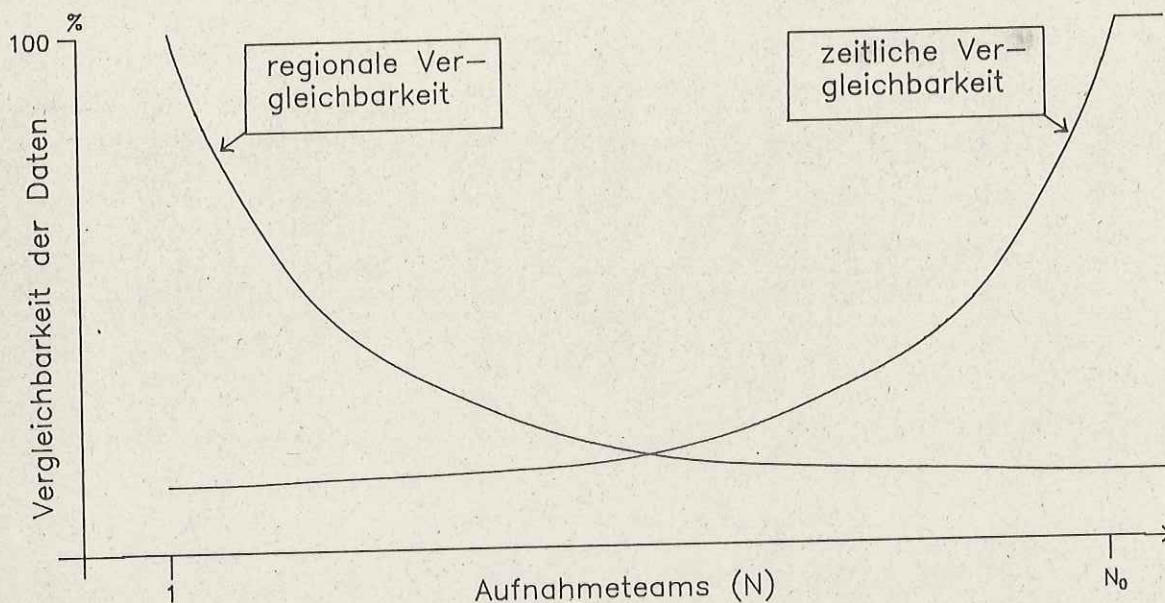


Abb. 4.1: Modell zur Optimierung der regionalen und zeitlichen Vergleichbarkeit von Daten aus terrestrischen Rastererhebungen zu Waldschäden sowie Nadel- und Bodenanalysen (Bei $N = N_0$ entspricht die Zahl der Aufnahmeteams der Anzahl zu bearbeitender Rasterpunkte)

Vollständige regionale Vergleichbarkeit der Daten wäre nur gegeben, wenn alle Rasterpunkte allein von einem Aufnahmeteam bearbeitet würden. Dagegen wäre die zeitliche Vergleichbarkeit am größten, wenn die Zahl der eingesetzten Aufnahmeteams der Anzahl zu bearbeitender Rasterpunkte entspricht und die Erhebung damit an nur einem Tag vollständig abgeschlossen werden könnte.

Die 143 Rasterpunkte dieses Katasters wurden bei der Kronenzustandserhebung von vier Aufnahmeteams in drei Wochen, zur Nadelprobennahme von zwei Teams in etwa acht Wochen und bei der Bodenprobennahme von wiederum vier Teams in etwa sechs Wochen aufgenommen. Die erhobenen Daten tragen damit die "Handschriften" von nur wenigen, aufeinander abgestimmten Spezialisten und dürfen auch hinsichtlich der Erhebungszeiträume als voll vergleichbar betrachtet werden.

Die Optimierung des Stichprobenrasters (Kap. 2.1) ist angesichts der primären Zielsetzung landesweiter Repräsentativität nur mit Vergleichsdaten vorgenommen worden, die den Kronenzustand des Waldes im ganzen Land betreffen. Auswertungen und Aussagen für Befundeinheiten unterhalb der Landesebene sind im einzelnen auf ihre Repräsentativität zu überprüfen.

tivität und damit auf die Zulässigkeit möglicher Schlußfolgerungen zu prüfen. So läßt das Datenmaterial der terrestrischen Waldschadenserhebung (TWE) bei Durchführung als Vollstichprobe (4x4-km-Raster) Aussagen auf den Auswertungsebenen Land, Regierungsbezirke und Wuchsgebiete zu, bei Aufnahme der Unterstichprobe (= Netz dieses Katasters) für die Auswertungsebenen Land und Regierungsbezirke und bei Aufnahme des EG/ECE-Netzes nur Trendaussagen auf Landesebene (HEIDINGSFELD u.a. 1990).

Analog zur Praxis der TWE-Vollstichprobe ist auch für die bundesweite Auswertung der Nadelanalysen der IWE'83 (8x8-km-Raster) die Ebene der forstlichen Wuchsgebiete als kleinste Befundeinheit gewählt worden (KNABE u.a. 1988). Die Darstellung von Einzelpunktresultaten ist sowohl bei der jährlichen TWE als auch bei der bundesweiten Auswertung der IWE-Nadelanalysen wegen der Heterogenität der Stichprobe hinsichtlich der Baumarten, der Bestandesalter, der Bestandesbehandlungen oder ihrer Standorte bisher bewußt vermieden worden. Obwohl die IWE'83 dieses Spektrum bereits stark eingengt und nur Bestände einer Baumart (Fichte) im mittleren Alter (40-90 Jahre) zur Untersuchung herangezogen hatte, wäre bei der nadelanalytischen Auswertung für Einzelpunkte eine weitergehende Stratifizierung erforderlich gewesen, die in jedem Stratum nur noch wenige Einzelpunkte übriggelassen hätte. Damit wäre es jedoch unmöglich geworden, regionale Unterschiede in den Nähr- und Schadstoffgehalten aufzudecken. Hierzu war die Berechnung von Wuchsgebietsmittelwerten für alle Wuchsgebiete mit mindestens 3 Stichprobenpunkten und anschließender Klassenbildung wesentlich besser geeignet. Die Homogenität innerhalb der Wuchsgebiete konnte anhand der Variationskoeffizienten abgeschätzt werden.

Biologisch vergleichsweise stabile Parameter wie der Kronenzustand der Bäume, dessen größter natürlicher Einflußfaktor das individuelle Alter der Stichprobenbäume ist, können nach entsprechender Stratifizierung hinsichtlich Baumart und Alter, wie in der IWE'83, eventuell auch für Einzelpunkte dargestellt werden (vgl. HEIDINGSFELD u.a. 1985). Das setzt aber voraus, daß der Stichprobenumfang am Einzelpunkt auch nach der Stratifizierung noch gewisse Mindestanforderungen erfüllt. Auf der Basis stichprobentheoretischer Untersuchungen und langjähriger Erfahrungswerte (z.B. SCHÖPFER u. HRADETZKY 1983, HRADETZKY 1984, HILDEBRANDT u.a. 1986) haben sich Stichprobenumfänge von 24 Bäumen (TWE) oder 20 Bäumen je Stichprobenpunkt (Luftbild-Waldschadenserhebung Baden-Württemberg) als ausreichend erwiesen, den Zustand im Stichprobenbestand zu repräsentieren. Wenn Bäume eines bestimmten Merkmals (z.B. verschiedener Schadstufen) zufällig im Bestand verteilt sind, kann selbst mit einer Sechs-Baum-Stichprobe bereits eine verlässliche Aussage

gemacht werden; denn bei räumlich zufälliger Verteilung des Schadmerkmals wird unabhängig von der Häufigkeit der einzelnen Schadklassen durch eine Erhöhung des Stichprobenumfangs und/oder der Größe der Aufnahmeeinheiten keine Steigerung der Genauigkeit erzielt (KÖHL 1987).

Ein Stichprobenumfang von nur drei Bäumen, wie die Analysenbäume dieses Projekts, ist zur Charakterisierung des mittleren Kronenzustands der Bäume des gesamten Bestandes jedoch zu gering. Deshalb müssen zwischen der Schadstufenverteilung im 24-Baum-Kollektiv der TWE und dem Bonitierungergebnis an den drei Analysenbäumen selbst bei guter Übereinstimmung von Stehend- und Liegendbonitur am einzelnen Baum (vgl. Kiefer, Abb. 3.2) - zwangsläufig Diskrepanzen in der Beurteilung des Stichprobenpunktes entstehen (vgl. Karte 3.1 u. 3.2). In diesen Fällen (Karte 3.2) ist die einzelpunktweise Ergebnispräsentation nur gerechtfertigt, wenn sie entsprechend vorsichtig interpretiert wird (vgl. Kap. 3.2.2). Zur Charakterisierung des mittleren Kronenzustandes im Stichprobenbestand ist das 24-Baum-Kollektiv der TWE folglich besser geeignet. Die quantitative Zweigbonitur (alternativ auch die Stehendansprache) der drei Analysenbäume ist jedoch unerlässlich zur Charakterisierung des individuellen Kronenzustandes der drei Bäume, von denen die Nadelproben gewonnen wurden; denn nur damit werden weitergehende Untersuchungen über Beziehungen zwischen Kronenzustand und Nadelinhaltsstoffen erst möglich. Für Beziehungen zwischen Kronenzustand und den nach flächenhafter Beprobung ermittelten Bodenanalysen ist aber möglicherweise der mittlere Kronenzustand des TWE-Kollektivs besser geeignet.

Für die Repräsentativität der Nadelanalysen wäre eine Mischprobe aus einer größeren Zahl als drei Probestämmen sicher auch vorteilhaft. Angesichts der unvermeidlichen Analysefehler, die teilweise größer sein können als die Streuungen zwischen verschiedenen Bäumen eines Rasterpunktes (KNABE u.a. 1988), erscheint diese weniger stichprobentheoretische als ökonomische Begrenzung auf drei Probestämme aber gerechtfertigt. Die Präsentation der Analyseergebnisse von Einzelpunkten, die in diesem Bericht trotz gelegentlicher methodischer Bedenken konsequent durchgehalten wurde, um dem Kerngedanken eines Katasters gerecht zu werden, sollte aber nicht zu unkritischen Vereinfachungen herausfordern. Vor dem Hintergrund der gleichermaßen heterogenen Grundgesamtheit wie Stichprobe sind alle Karten dieses Berichts zur Aufdeckung großräumiger Unterschiede zwischen Wuchsgebieten, Teilwuchsgebieten oder Landschaften, jedoch nicht zwischen benachbarten Einzelpunkten gedacht. Eine in diesem Sinne verantwortungsvolle Nutzung punktscharfer Ergebniskarten ermöglicht dann sicher aufschlußreichere Informationen als die stichprobentheoretisch vorsichtigere Berechnung und Präsentation von Wuchsgebietsmittelwerten und der dazugehörigen Variationskoeffizienten.

4.1.2 Erfahrungen bei Schadansprache, Probengewinnung, Analyse und Datenauswertung

Bei der Durchführung und Auswertung der Erhebung sind Erfahrungen gesammelt worden, die nützliche Hilfestellungen für Folgeerhebungen geben können. Auch in die Arbeitsanleitung zur bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) (BML 1990), die parallel zur Laufzeit dieses Projekts in einer Arbeitsgruppe beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten in Bonn entworfen wurde, sind zahlreiche Erfahrungen aus der Startphase dieses Projekts eingeflossen. So haben die Vertreter der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz vor allem hier entwickelte und getestete Methoden, die sich inzwischen bewährt hatten, in die BZE eingebracht. Es muß aber auch auf besondere Problembereiche hingewiesen werden, um Einschränkungen und Grenzen der Interpretationsmöglichkeiten aufzuzeigen.

Kronenzustandserhebung und Nadelprobennahme

Die Möglichkeiten und Grenzen der okularen Ansprache des Kronenzustandes vom Boden aus wurden bereits von zahlreichen Autoren eingehend diskutiert (z.B. DONG 1986, FRAUDE 1987, HANISCH u. KILZ 1990, GRUBER 1987, NIEHAUS 1989, ROLOFF 1985, SCHÖPFER 1985, SCHÖPFER u. HRADETZKYY 1988 oder SCHRÖTER u. ALDINGER 1985). In der vorliegenden Arbeit wurde die okulare Ansprache der Nadelverlustprozente und Vergilbungsanteile bei über 15-jährigen Fichten und Kiefern durch Zweigbonituren ergänzt. Allerdings setzt eine solche Bonitur die Fällung von Probebäumen voraus, was einen erheblichen, zusätzlichen Organisationsaufwand erforderte und eine Wiederholungsbonitur ausschließt. Bei Laubbäumen konnte eine Zweigbonitierung ebenso wie die Blattprobennahme bislang noch nicht durchgeführt werden, da eine Probebaumfällung vor allem in älteren, wertvolleren Beständen auf erhebliche Schwierigkeiten stößt. Eine solche Fällung müßte wegen der Blattprobennahme im Sommer erfolgen, was eine Entwertung des Holzes zur Folge hätte. Eine Astprobennahme vom Hubschrauber aus (SCHÜLER 1988) ist bei den über das gesamte Land verteilten Probennahmepunkten unverhältnismäßig aufwendig. Das Besteigen der peripheren Oberkronenbereiche ist bei Laubbäumen aus Gründen der Arbeitssicherheit nicht möglich, Hubkrananlagen könnten nur an Wegen eingesetzt werden und ein gezieltes Herabschießen einzelner Äste ist mit einem unvermeidbaren Sicherheitsrisiko verbunden.

Nadelanalysen

Um eine Vergleichbarkeit mit den umfangreichen Ergebnissen ernährungsphysiologischer Arbeiten der Vergangenheit zu gewährleisten, erfolgten die Nadelanalysen grundsätzlich an ungewaschenen Proben. Dies bedeutet, daß sowohl im Innern der Nadeln befindliche Stoffe, als auch aus der Luft ausgefilterte Aerosolteilchen sowie Substanzen, die von den Nadeln mit dem Transpirationswasser ausgeschieden wurden und an den äußeren Oberflächen anhaften, erfaßt werden. KRIVAN u. SCHALDACH (1985) konnten durch eine Waschung von Fichtennadeln mit Chloroform und durch Anwendung einer speziellen stripping-Technik, bei der die Wachsschicht der Nadel mit den an ihr haftenden Aerosolteilchen entfernt wird, nachweisen, daß bei den Komponenten N, K, Ca, Mg, Mn, S und Zn die oberflächlich anhaftenden Anteile keine wesentliche Rolle spielen, während sich die Komponenten Al, Fe, Pb, Cu, Cr und Cd zu 20 bis 95 % außen an den Nadeloberflächen befinden. WYTTEBACH u.a. (1989) stellten fest, daß Natrium zu 46 %, Chlorit dagegen nur zu 1,2 % und Kalium nur zu 0,15 % der Gesamtnadelgehalte an den Oberflächen haftet und von dort durch eine Toluol/Tetrahydrofuran-Waschung zu entfernen ist. Die Menge der an der Nadeloberflächen haftenden Aerosole variiert nach Untersuchungen von WYTTEBACH u.a. (1987) erheblich in Abhängigkeit zur Nähe von Staub- und Aerosolquellen und ist in Waldrandnähe deutlich höher als im Bestandesinnern. Bei der Interpretation der Nadelanalysedaten müssen diese Zusammenhänge berücksichtigt werden.

Bodenzustandserhebung

Während die Beschreibung des Bodenprofils nach den Vorgaben der BZE-Arbeitsanleitung keine größeren Schwierigkeiten bereitete, mußte von der Vorgabe, die Mineralbodenproben bis 90 cm Tiefe nicht nur aus der Profilgrube, sondern auch aus 4 - 8 Satellitenbohrungen zu gewinnen (vgl. Kapitel 2.4.1), häufig abgewichen werden. Der zur Probengewinnung eingesetzte Hohlbohrer läßt sich auf stärker skeletthaltigen oder dicht gelagerten Böden in der Regel nicht bis 90 cm Tiefe eintreiben. Daher stammt die zur Analyse verwendete Mineralbodenprobe aus der Tiefenstufe 60 - 90 cm in der Mehrzahl der Fälle nur aus den 3 Wänden des Bodenprofils. Der verwendete Hohlbohrer hat sich dennoch bewährt, da er eine verhältnismäßig gute Trennung zwischen dem Auflagehumus und dem Mineralboden bei der Probenahme ermöglicht. Dies ist von erheblicher Bedeutung, da sich bei einer Einmischung von Mineralboden in die Humusprobe oder umgekehrt die Bezugsmaße der Stoffgehalte (kg Humustrockenmasse oder Mineralbodentrockenmasse) wegen der sehr unterschiedlichen spezifischen Ge-

wichte erheblich ändern. Hierdurch würde die Interpretierbarkeit der bodenchemischen Kennwerte stark eingeschränkt. Sobald eine durchwurzelte H-Lage vorhanden ist (ab feinhumusreichem Moder), ist eine sorgfältige Trennung zwischen Humusauflage und Mineralboden nur an herausgezogenen Bodensäulen praktikabel, da Wurzeln, die beide Schichten verbinden, von der Seite her mit einem Messer o.ä. zertrennt werden müssen. Um Fehlinterpretationen zu vermeiden, sollte bei einer Wiederholung der Erhebung durch Vergleichen der Asche- bzw. Siliziumgehalte in den Humusproben beider Probenahmeterminen überprüft werden, ob Differenzen in den Analyseergebnissen auch durch Unterschiede in der Humus/Mineralbodentrennung begründet sein können.

Erhebliche Probleme bereitet die exakte Ermittlung der Trockenraumdichte und des Skelettgehalts und damit auch der Feinbodenmenge. Letztere wird vor allem zur Berechnung der Nährelementvorräte benötigt. Die Gewinnung von für die jeweiligen Tiefenstufen repräsentativen Stechzylinderproben ist nur an Profilen ohne wesentlichen Grobskelettanteil möglich. Solche Verhältnisse sind in Rheinland-Pfalz, dessen Waldgebiete größtenteils auf Mittelgebirgszügen liegen, nicht die Regel. Eine Ermittlung des Skelettgehaltes aus den Stechzylinderproben (vgl. BZE-Arbeitsanleitung, BML 1990) ist bei grobskeletthaltigen Böden ebenfalls nicht möglich. Eine Schätzung der Trockenraumdichte und des Skelettgehaltes im Gelände ist sehr schwierig. In Einzelfällen zeigte sich, daß zwischen Steinen und stark verfestigten Feinbodenaggregaten erst nach einer längeren Lagerung in Wasser unterschieden werden konnte. Der Vergleich der im Labor anhand einer Mischprobe aus in der Regel 5 Stechzylindereinstichen ermittelten Trockenraumdichte und des Skelettgehaltes (vgl. Kapitel 2.4.1) mit den im Gelände geschätzten Werten, erbrachte in vielen Fällen beträchtliche Abweichungen. Waren die im Labor ermittelten Skelettgehalte deutlich geringer als die im Feld eingeschätzten Werte, mußte davon ausgegangen werden, daß diese Tiefenstufe nicht repräsentativ, sondern nur an den Stellen beprobt werden konnte, wo der Grobskelettgehalt geringer war und die Stechzylinder daher dort einzutreiben waren. In solchen Fällen wurde nicht der im Labor gemessene, sondern der im Feld geschätzte Skelettgehalt (Volumenanteil) zur Berechnung der Feinbodenmenge verwendet. Auch in den Fällen, in denen die berechnete Trockenraumdichte grob unplausibel war (möglicherweise weil die Stechzylinder wegen stärkerer Wurzeln oder herausgefallener Steine nicht vollständig gefüllt waren), wurde zur Feinbodenberechnung auf Schätzwerte zurückgegriffen.

Die errechneten Feinbodenmengen sind also mit Unsicherheiten behaftet. Dies muß bei der Interpretation der über diese Kenngröße ermittelten Nährelementvorräte berücksichtigt werden. Vor allem muß aber beachtet werden, daß bei periodischen Vergleichen der Nährelementvorräte jeweils mit der gleichen Feinbodenmenge gerechnet wird, da

ansonsten durch unterschiedliche Schätzungen der Feinbodenmenge größere Differenzen in den berechneten Nährelementvorräten auftreten können, als sie durch zeitliche Veränderungen der Nährelementgehalte tatsächlich entstanden sind.

Die Bestimmung der effektiven Kationenaustauschkapazität und der Austauscherbelegung mit einem Ammoniumchlorid-Perkulationsverfahren (vgl. MEIWES u.a. 1984) sowie die übrigen zur chemischen Untersuchung der Festphasen angewandten Analyseverfahren sind in Rheinland-Pfalz sowohl im Versuchswesen als auch in der Standortskartierung seit vielen Jahren eingeführt und bewährt. Auch die in der hiesigen Erhebung mit diesem Verfahren ermittelten Befunde waren im allgemeinen plausibel und bewegten sich im Rahmen der Ergebnisse früherer Untersuchungen.

Neuland wurde dagegen mit der Analyse des wässrigen 1:2 Extraktes begangen. Dieses Verfahren wurde auf Anregung der Arbeitsanleitung zur bundesweiten Bodenzustandserhebung (BML 1990) in die hiesige Untersuchung einbezogen. Bereits die Auswahl geeigneter Proben, an denen diese Methode angewendet werden sollte, gestaltete sich schwierig. Nach der BZE-Arbeitsanleitung soll dieses Verfahren wegen der Mobilisierung organisch gebundenen Kohlenstoffs durch die Bodentrocknung nicht an Ah-, Ahe-, Bh- und Bsh- Horizonten durchgeführt werden. Eine solche Einschränkung ist aber bei einer Probenahme die nicht nach Horizonten, sondern nach Tiefenstufen ausgerichtet ist, nur bedingt praktikabel. Daher wurde die Auswahl der Proben an den zuvor ermittelten Gesamtkohlenstoffgehalten orientiert. Proben mit einem Kohlenstoffgehalt $> 2\%$ wurden nicht extrahiert. Die Auswertung der nachfolgend im Extrakt vorgenommenen DOC-Messung zeigte jedoch, daß zwischen dem Gesamtkohlenstoffgehalt und dem gelösten Kohlenstoffgehalt keine statistisch signifikante Beziehung vorliegt und auch bei Kohlenstoffgehalten unter 2% DOC-Gehalte von bis nahezu 600 mg C/l Lösung auftreten können. Derartig hohe DOC-Gehalte lassen eine Mobilisierung der organischen Substanz vermuten, die auch die Ionengehalte in der Lösung erheblich beeinflussen dürfte. Zwar wurde versucht diese Effekte im Datenkollektiv der Erhebung durch eine Beschränkung der Auswertung des wässrigen Extraktes auf Proben mit DOC-Gehalten $< 200\text{ mg C/l}$ einzuschränken, doch ist nicht bekannt, ab welchen DOC-Gehalten mit deutlichen Verfälschungen der Analysebefunde durch eine Corg-Mobilisierung zu rechnen ist.

Hinweise auf mögliche Artefakte geben vergleichsweise weite $\text{NH}_4\text{-N}/\text{NO}_3\text{-N}$ -Verhältnisse im Unterbodenextrakt. An etwa der Hälfte der Unterbodenproben liegen diese Quotienten über 1. Auch war zwischen Ober- und Unterboden meist keine deutliche Abnahme der - allerdings meist sehr geringen - NH_4 -Gehalte zu verzeichnen. Diese Befunde stehen im Gegensatz zu Ergebnissen von Untersuchungen, in denen die Bodenlösung mit Hilfe von Saugkerzen gewonnen wurde. Hier ergaben sich in der Regel im

Sickerwasser der tieferen Mineralbodenschichten nur noch sehr geringe $\text{NH}_4\text{-N}/\text{NO}_3\text{-N}$ -Quotienten (vgl. BREDEMEIER 1987, MANDERSCHIED 1991, MATZNER u.a. 1984).

Die Untersuchungsbefunde des wässrigen Bodenextraktes sollten daher mit der gebotenen Vorsicht interpretiert werden. Ein Methodenvergleich mit anderen Verfahren, z.B. mit der Gleichgewichtsbodenlösung aus feldfrischen Proben und mit Bodenlösungen die mit Lysimeterkerzen gewonnen wurden, ist dringend geboten.

Datenauswertung

Die verschiedene Herkunft der Programme und Daten erfordert bei der Komplexität des ganzen Systems einen hohen Zeit- und Arbeitsaufwand bezüglich der Programmierung und Anwendung mehrerer Schnittstellen (vgl. Kap. 2.7). Daher wurde soweit wie möglich nicht nur auf Standard-Software, sondern auch auf andernorts verfügbare Programmteile zurückgegriffen. Vor allem stand mit dem ALBONA-Programm des Instituts für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen ein Programm zur Verfügung, das speziell auf die Auswertung bodenchemischer Kenndaten zugeschnitten ist und sich bereits langjährig bewährt hat (vgl. Kap. 2.4.2.2). Allerdings stellten sich beim Einbau des in FORTRAN 77 geschriebenen Programms in das Auswertekonzept sehr hohe Anforderungen hinsichtlich der Bereitstellung von Schnittstellen beim gezielten Datenzugriff, bei der Datenselektion und bei der Programmdokumentation heraus. Viele Arbeitsschritte waren deshalb eigens für dieses Projekt zu programmieren. Trotz sorgfältiger Dokumentation ist daher die Handhabung einiger Programmteile vor allem durch Außenstehende erschwert. Bei einer Wiederholung der Inventur sollten daher Alternativen im Softwarebereich und ein noch weitergehender Einsatz kommerzieller Standard-Software geprüft werden.

4.2 Zustand der Waldökosysteme

Die nachfolgende ökologische Bewertung der Untersuchungsbefunde ist entsprechend der Hauptzielsetzung dieser Untersuchung vor allem auf eine Abschätzung der Gefährdung der Waldökosysteme durch Immissionsbelastungen ausgerichtet. Beurteilt werden soll der gegenwärtige Zustand der Waldökosysteme im Hinblick auf ihre Stabilität und ihre Fähigkeit, akute Belastungssituationen, wie z.B. witterungsbedingte Versauerungs-

schübe, ohne bleibende Schädigungen zu überstehen. Darüberhinaus wird versucht, aus den Untersuchungsergebnissen Risiken für zukünftige Waldgenerationen und für die Qualität des Grund- und Quellwassers abzuschätzen.

Zu beachten ist, daß in dieser Untersuchung nur eine statische Betrachtung von Zustandsparametern erfolgen konnte. Um Rückschlüsse auf die im System ablaufenden Prozesse und deren Auswirkungen auf einzelne Systemglieder, wie etwa den Vitalitätszustand der Baumwurzeln, ableiten zu können, müssen in der Literatur beschriebene Ergebnisse aus Fallstudien mit differenzierter Bilanzierung der Stoffflüsse und einer Untersuchung der Reaktion des Ökosystems auf Belastungen zur Hilfe gezogen werden (vgl. BREDEMEIER 1987, MATZNER 1988, ULRICH u.a. 1979).

Aus dem chemischen Zustand der Waldböden, insbesondere dem Grad der Bodenversauerung, lassen sich Aussagen ableiten, ob und in welchem Umfang die Waldökosysteme z.B. durch den Eintrag von Luftverunreinigungen oder andere Stresseinflüsse bereits destabilisiert und für akute Schädigungen durch auslösende Streßeinwirkungen disponiert sind. Die im Humus und im Mineralboden pflanzenverfügbar gespeicherten Nährstoffvorräte können aufzeigen, ob mittel- bis langfristig Engpässe in der Nährstoffversorgung der Ökosysteme zu erwarten sind. Aus den Nährelementgehalten der Nadeln ist zu erkennen, ob bereits akute Unterversorgungen oder Mangelsituationen mit Nährstoffen auftreten. Aus den Kronenzustandsparametern läßt sich schließlich ableiten, ob Bodenversauerung, Nährstoffengpässe oder andere anthropogene oder natürliche Belastungen sich bereits in äußerlich sichtbaren Schadsymptomen äußern.

4.2.1 Versauerung und Nährelementengpässe im Waldboden

In einer Reihe von Arbeiten, vor allem aus dem Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen, wurde versucht, aus den Untersuchungsergebnissen der Waldökosystemforschung Beurteilungskriterien zur Abschätzung der Gefährdung von Waldökosystemen insbesondere durch Säuretoxizität und Nährelementmängel sowie für die Erfordernis einer Kalkung der Böden abzuleiten (ULRICH 1981 a, ULRICH 1981 b, ULRICH 1983, ULRICH u.a. 1984). Eine übersichtliche Zusammenstellung der Kriterien für chemische Bodenuntersuchungsergebnisse enthält MEIWES u.a. (1984). Die ökologische Bewertung der Untersuchungsbefunde der vorliegenden Erhebung orientiert sich vor allem an den in dieser Arbeit aufgeführten Bewertungsvorschlägen.

Eine ökologische Bewertung der Ergebnisse der **einzelnen** Untersuchungsverfahren wurde bereits in Kapitel 3.4 vorgenommen. Im folgenden soll versucht werden, durch eine Zusammenschau der wesentlichsten Bodencharakteristika Gruppen vergleichbaren Stabilitäts- und Elastizitätszustandes zu bilden und für diese Gruppen Behandlungsvorschläge zu unterbreiten.

Gruppe 1 umfaßt stabile Waldstandorte mit sehr hoher Elastizität gegenüber Streßeinflüssen. Dieser Gruppe wurden Böden mit günstiger Humusform bis hin zum mullartigen Moder zugeordnet. Der Mineralbodenzustand ist im Hauptwurzelraum, das heißt in der Regel bis 30 oder 60 cm Tiefe, gekennzeichnet durch einen $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Wert im Silikat- oder Carbonatpufferbereich ($\text{pH}(\text{H}_2\text{O}) > 5,0$). Der in einer Salzlösung ermittelte pH-Wert liegt im allgemeinen über 4,2. Die Basensättigung beträgt deutlich mehr als 20 % der effektiven Kationenaustauschkapazität, der Ca-Anteil mehr als 15 %. Aluminium-, Mangan-, Eisen- und H^+ -Ionen nehmen deutlich weniger als 50 % der Austauscherplätze ein. Toxische Verhältnisse in der Bodenlösung durch überhöhte Gehalte dieser Ionen sind auszuschließen. Der Aziditätsgrad in der Bodenlösung (wässriger Extrakt) ist gering; die Ca/Al-Verhältnisse liegen deutlich über 1. Die Kalium- und Magnesiumanteile an der Austauschkapazität nehmen in der Regel über 4 % ein. Die Vorräte dieser Elemente sind hoch bis sehr hoch und befinden sich überwiegend im Mineralboden.

In **Gruppe 2** werden Waldstandorte mit bereits deutlich erkennbaren Versauerungsmerkmalen, aber noch hoher Elastizität gegenüber Säuretoxizität zusammengefaßt. In der Humusauflage kann bereits eine geringmächtige H-Lage auftreten (Humusform: Feinhumusarmer Moder). Die in Salzlösung gemessenen pH-Werte liegen im oberen Mineralboden in der Regel bereits unter pH 4,2. Bei Salzdüngungen oder in Belastungsperioden kann der Boden also in den Aluminiumpufferbereich rutschen. Auf in der Vergangenheit abgelaufene Versauerungsphasen, bei denen der Aluminiumpuffer bereits erreicht wurde, weisen auch die hohen Anteile der Säurekationen ($\text{Al} + \text{Fe} + \text{Mn} + \text{H}$) am Austauscher von bereits zum Teil über 50 % hin. Da andererseits die Basensättigung des Oberbodens meist noch über 20 % und entsprechend die Calciumsättigung über 15 % beträgt, verfügen die Böden allerdings noch über ausreichende Kapazitäten, Versauerungsschübe über den reversibelen Austausch von Ca und Mg zu puffern. Die Nährstoffvorräte sind im allgemeinen hoch. Nährstoffmangel ist mittelfristig nicht zu erwarten.

Böden der **Gruppe 3** sind bereits deutlich destabilisiert und besitzen nur noch eine eingeschränkte Fähigkeit nach Versauerungsschüben wieder in den Ursprungszustand zurückzukehren. Die Streuzersetzung dieser Standorte ist meist merklich beeinträchtigt. Dies führt zu deutlich sichtbaren H-Lagen und einem hiermit einhergehenden Entzug von Nährstoffen aus dem Stoffkreislauf. Der Calciumsättigungsgrad in der Humusauf- lage liegt häufig unter 10 %. Im oberen Mineralboden sinkt die Basensättigung unter 20 %, die Calciumsättigung unter 15 %. Die in Salzlösung ermittelten pH-Werte befinden sich meist zwischen pH 3,8 und 4,2. Vor allem in Versauerungsphasen werden toxische Verhältnisse in der Bodenlösung wahrscheinlich, da hohe Konzentrationen an Aluminium- und Manganionen auftreten können. Der Aziditätsgrad der Bodenlösung ist in der Regel hoch; die Ca/Al-Verhältnisse liegen meist unter 1. Die Magnesium- und Kaliumsättigungen des Kationenaustauschers betragen häufig weniger als 2 %. Die verfügbaren Vorräte dieser Elemente sind bereits beschränkt. Ein großer Teil der Vorräte befindet sich in der Humusauf- lage und ist daher nach Kahlhieben oder bei kalamitätsbe- dinger Freilage sehr gefährdet. Nährelementengpässe sind nicht mehr auszuschließen.

Die **Gruppe 4** umfaßt sehr stark versauerte Waldböden mit nur äußerst geringer Elastizität hinsichtlich Säuretoxizität und Nährstoffversorgung. Die Streuzersetzung ist erheblich beeinträchtigt. Die Humusform ist bei Nadelholzbestockung in der Regel ein ungünstiger Moder bis hin zum Rohhumus. Die pH-Werte im Auflagehumus können unter pH 3 sinken. Hierdurch ist ein erhöhter Feinwurzelumsatz zu erwarten (MURACH 1984). Die Calciumsättigung in der Humusauf- lage beträgt meist weniger als 5 %. Der mineralische Oberboden befindet sich im Aluminium- oder Aluminium-/Eisenpufferbereich ($\text{pH}(\text{H}_2\text{O}) < 4,2$, $\text{pH}(\text{Salz}) < 3,8$). Der Anteil von Ca + Mg am Kationenaustauscher sinkt unter 5 %. In den obersten 30 cm des Mineralbodens treten H + Fe-Anteile am Austauscher von über 5 % auf. In der Bodenlösung (wässriger Extrakt) ergeben sich in der Regel sehr hohe Aziditätsgrade und Ca/Al-Verhältnisse deutlich < 1 . Daher ist eine erhebliche Gefährdung der Waldökosysteme durch Aluminiumtoxizität anzunehmen. Die Kalium- und Magnesiumsättigung kann unter 1 % sin- ken. Die im durchwurzelten Bodenraum verfügbaren Magnesiumvorräte betragen häufig weniger als 100 kg je Hektar. Akute Nährelementengpässe sind wahrscheinlich.

Zwischen den einzelnen Gruppen bestehen fließende Übergänge. Auch ist zu beachten, daß in vielen Fällen die einzelnen Bodencharakteristika in unterschiedliche Gruppen weisen und die einzelnen Tiefenstufen eines Profils so unterschiedliche Kennwerte be- sitzen können, daß eine eindeutige Zuweisung des Bodens in eine Gruppe Probleme be- reitet. Daher kann eine solche Eingruppierung nicht schematisch erfolgen, sondern be- darf der abwägenden Gesamtbetrachtung aller relevanten Kenngrößen. Trotz dieser

Schwierigkeiten ist die Gruppenbildung sinnvoll, da sie eine übersichtliche Darstellung des Vorkommens und der regionalen Verteilung unterschiedlich versauerter Waldstandorte mit unterschiedlicher Sensitivität gegenüber anhaltenden Immissionseinwirkungen ermöglicht. Da für die einzelnen Gruppen unterschiedliche Behandlungsvorschläge unterbreitet werden, können diese Darstellungen zur Steuerung von Gegenmaßnahmen zur Vermeidung weiterer Bodenschäden Verwendung finden.

Tabelle 4.1 zeigt die Verteilung der 143 Rasterpunkte auf die vier Gruppen. Ihre regionale Verteilung ist in Karte 4.1 dargestellt.

Tab. 4.1: Verteilung der 143 Rasterpunkte auf Gruppen unterschiedlichen Versauerungsgrades und unterschiedlicher Elastizität gegen Säuretoxizität

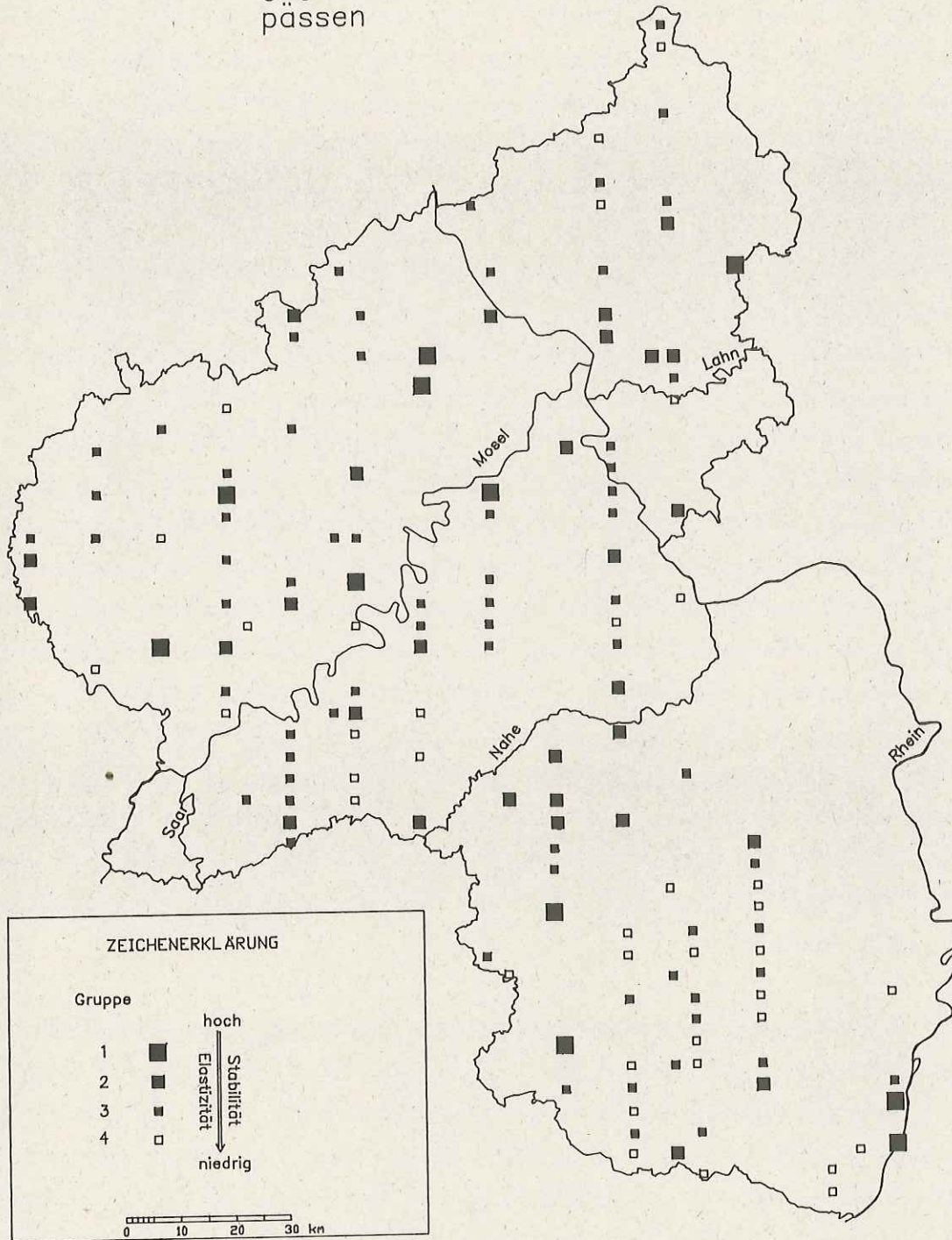
Gruppe	Versauerung	Elastizität gegenüber Säuretoxizität	Rasterpunkte	
			Anzahl	(%)
1	keine/gering	hoch	11	(8)
2	mäßig	hoch	29	(20)
3	stark	gering	66	(46)
4	sehr stark	sehr gering	37	(26)

Nur 8 % der aufgenommenen Böden weisen demnach keine oder nur sehr geringe Versauerungsmerkmale auf (Gruppe 1). Dieser Gruppe konnten vor allem die karbonatreichen Böden sowie ein Teil der smektitreichen Böden und der Böden auf jungen vulkanischen Aschen zugeordnet werden (vgl. Karte 4.1 mit Karte 3.46). In der Regel sind diese Standorte in besonderem Maße für den Laubholzanbau geeignet. Wenn auf diesen Standorten vornehmlich Laubholzanbau betrieben wird und damit die vom Anbau von Nadelholzreinbeständen ausgehende systeminterne Versauerung vermieden wird, sind Bodenschutzkalkungen nicht erforderlich und sollten zum Schutz der Mineralboden-Humusvorräte unterbleiben.

Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz

Bodenzustandserhebung 1989

Karte 4.1 : Verteilung der Böden auf Gruppen unterschiedlichen Stabilitäts- und Elastizitätszustandes gegenüber Säuretoxizität und Nährelementeng-pässen



Mäßig versauerte Böden, die noch eine ausreichende Fähigkeit zur ökosystemverträglichen Säurepufferung besitzen (Gruppe 2), nehmen etwa ein Fünftel des Gesamtkollektivs ein. Zu dieser Gruppe gehören sowohl smektitreiche Böden und Böden aus jungem vulkanischen Ausgangsmaterial, die aufgrund ihrer Exposition und zum Teil auch durch eine Nadelholzbestockung bereits einer spürbaren Versauerung unterlegen sind, als auch illit/muskovitreiche Böden mit vergleichsweise hohem Tonmineralanteil und relativ gutem Tonmineralzustand (vgl. Karte 4.1 mit Karte 3.50 und 3.51). Auch auf diesen vergleichsweise nährstoffreichen und chemisch weitgehend stabilen Standorten reicht meist der Anbau laubholzreicher Bestände und die Vermeidung von Nadelholzreinbeständen aus, um sie vor rascher Degradation zu schützen. Bodenschutzkalkungen sollten nur erfolgen, wenn die Basensättigung der obersten 60 cm des Mineralbodens unter 30 % liegt. Dies ist im vorliegenden Kollektiv etwa an einem Drittel der Böden dieser Gruppe der Fall.

Deutlich versauerte Böden mit nur noch geringem Säurepufferungsvermögen (Gruppe 3) sind mit 46 % weitaus am häufigsten vertreten. Dieser Gruppe mußten vor allem die illit/muskovitreichen Böden mit geringem Tonmineralanteil und bereits ungünstigerem Tonmineralzustand sowie einige quarzreiche Böden zugeordnet werden. Die Nährstoffvorräte in den Böden dieser Gruppe sind in der Regel bereits deutlich beschränkt und befinden sich zum Teil in beträchtlichem Umfang im Auflagehumus. Ein Verlust dieses Nährstoffpotentials kann zu gravierenden und lang anhaltenden Nährstoffengpässen führen. Daher sollte mit dem Humus auf diesen Standorten äußerst schonend umgegangen werden. Kahllagen sind nach Möglichkeit zu vermeiden. Intensive Bodenbearbeitungen sollten auf jeden Fall unterlassen werden. Auch auf diesen Standorten hilft der Anbau von laubholzreichen Bestockungen systeminterne Säurebelastungen möglichst zu vermeiden. Um die Standorte vor weiterer Versauerung mit gravierenden Folgen für die Stabilität des Ökosystems zu schützen, sollten darüberhinaus auf den Böden dieser Gruppe möglichst umgehend 3 t/ha kohlen-saurer oder silizium-saurer Kalk ausgebracht werden. Da die Magnesiumvorräte dieser Standorte meist sehr gering sind (vgl. Karte 3.48), ist die Verwendung dolomitischer Kalke oder eine Beimischung von Magnesiumkarbonat zu empfehlen.

Etwa ein Viertel der Rasterpunkte weisen sehr stark versauerte Böden mit nurmehr äußerst geringem Säurepufferungsvermögen auf (Gruppe 4). Der überwiegende Teil dieser besonders gefährdeten Standorte sind quarzreiche Böden schwerpunktmäßig aus Hauptbuntsandstein im Pfälzerwald, aber auch aus Flug- und Schwemmsanden im Rheintal, Buntsandstein in der Westeifel und im Gutland sowie aus Quarzit im Hunsrück. Auf diesen gegenüber Säureeinträgen besonders sensitiven und auch bereits stark

versauerten Standorten sind Bodenschutzkalkungen dringend erforderlich. Die zur Gruppe 3 bereits dargestellten Ausführungen zur Vermeidung systeminterner Versauerung und zum Schutz der im Auflagehumus gespeicherten Nährstoffvorräte gelten für diese in der Regel sehr nährstoffarmen Standorte in besonderem Maße.

4.2.2 Risiken für das Quell- und Grundwasser

Untersuchungen zur Deposition von Luftverunreinigungen in rheinland-pfälzischen Waldökosystemen haben aufgezeigt, daß die Einträge versauernd wirkender Stoffe um ein Vielfaches über der Säurepufferungsrate durch Silikatverwitterung liegen (BLOCK 1990). Auf karbonatfreien Standorten ist demnach mit einem Fortschreiten der Bodenversauerung auch in größere Tiefen zu rechnen. Bei einem Durchbruch saurer Sickerwässer bis hin zur wassergesättigten Zone ist eine Belastung der Grund- und Quellwässer zu erwarten. Diese wird sich vor allem in niedrigen pH-Werten, erhöhten Aluminium- und Schwermetallkonzentrationen (FRINGS u.a. 1989) sowie einer erhöhten Korosivität des Rohwassers gegenüber Leitungsrohren (JANTZEN 1989) äußern. Hierdurch kann die Qualität des Trinkwassers gefährdet werden.

Zur Abschätzung dieser Risiken sind Informationen über den Stand der Bodenversauerung und zur derzeitigen Lage der "Versauerungsfronten" von Interesse. Diese lassen sich insbesondere aus chemischen Charakteristika der aus tieferen Bodenbereichen gewonnenen Proben ableiten, wobei die Aussagen verständlicherweise auf die jeweils erreichte Probenahmetiefe beschränkt sind.

Etwa zwei Drittel der untersuchten Standorte weisen bis 90 cm Tiefe, also im gesamten Hauptwurzelraum, deutliche Versauerungsmerkmale auf. Die in wässrigen Suspensionen gemessenen pH-Werte liegen an diesen Standorten in der Tiefenstufe 60-90 cm unter pH 5,0, die in Salzlösung gemessenen pH-Werte unter 4,2. Die Basensättigung beträgt in der Regel deutlich weniger als 50 %. Da die Böden ständig oder zeitweise im Aluminiumpufferbereich liegen, ist davon auszugehen, daß Kationsäuren, vor allem Al^{+++} -Ionen, in noch tiefere Bodenbereiche verlagert werden (ULRICH und MALESSA 1989).

An 99 der 143 Rasterpunkte war eine Probenahme auch aus der Tiefenstufe 90-140 cm möglich. Etwas mehr als die Hälfte der in dieser Tiefe beprobten Standorte wies $pH(H_2O)$ -Werte unter 5,0 und eine Basensättigung unter 50 % auf. Die Versauerung ist demnach an diesen Standorten auch in diesen Tiefenbereich vorgedrungen. Die genaue

Lage der "Versauerungsfront", die sich nach Untersuchungen von ULRICH und MAL-ESSA (1989) an einem deutlichen Abfall des Aluminiumanteils am Austauscher und einen merklichen Anstieg der Basensättigung auf über 80 % äußert, ist wegen der 50 cm umfassenden Mächtigkeit dieser Tiefenstufe häufig nicht festzulegen. Ein Drittel der 99 Rasterpunkte weist allerdings in der Tiefe 90-140 cm Basensättigungen von weniger als 20 % und pH(KCL)-Werte von unter 3,8 auf. Dies belegt, daß die "Versauerungsfront" an diesen Standorten sich noch unter 140 cm befindet.

Die Tiefenstufe 140-200 cm war nur an 39 Rasterpunkten mit dem in dieser Erhebung angewandten Verfahren zu beproben. An mehr als einem Drittel dieser Bodenproben liegt die Basensättigung unter 20 % und der pH(H₂O)-Wert im Bereich der Aluminium- oder Austauscherpufferung. Der Kationenaustauscher dieser Böden ist auch in dieser Tiefe noch zu über 80 % mit Aluminiumionen belegt. Die "Versauerungsfront" liegt hier demnach tiefer als zwei Meter.

Wie zu erwarten ist die Unterbodenversauerung auf quarzreichen Böden vor allem im Buntsandsteingebiet des Pfälzerwaldes und in der Westeifel sowie auf Quarzit im Hunsrück besonders ausgeprägt (Karte 3.38). Zu beachten ist, daß gerade auf besonders skelettreichen Böden wie den Quarzitücken im Hunsrück, die eine besonders tiefreichende Versauerung erwarten lassen, eine Beprobung tieferer Bodenbereiche nicht möglich war. Daher kann diese Untersuchung kein vollständiges Bild über das Ausmaß der Unterbodenversauerung vermitteln. Auch darf aus dem chemischen Zustand des Sickerwasserleiters bis zu einer maximalen Tiefe von 200 cm nicht ohne weiteres auf eine konkrete Gefährdung des Grundwassers geschlossen werden, da die geohydrologischen Verhältnisse in darunterliegenden Schichten bis hin zur Hydrosphäre nicht untersucht wurden. Dennoch ist die Beobachtung, daß sich an der Mehrzahl der Standorte die "Versauerungsfront" weit unterhalb des durchwurzelten Bereichs befindet und zum Teil tiefer als zwei Meter in den Boden eingedrungen ist, Anlaß zur Sorge. Die Analysen des wässrigen Extrakts der Unterbodenproben zeigt, daß der Chemismus der Bodenlösung von Sulfationen aus der Deposition von Luftverunreinigungen beherrscht wird. Möglicherweise wird bereits zuvor aufgespeichertes Sulfat aus der Luftschadstoffdeposition wieder mobilisiert (vgl. Kap. 3.4.2.4). Hierdurch dürfte die Tiefenversauerung rasch vorangetrieben werden. Ein Durchbruch der "Säurefronten" in die Hydrosphäre wird vor allem auf den äußerst pufferschwachen Quarzit- und Buntsandsteinstandorten immer wahrscheinlicher. Schon derzeit sind eine Reihe von für die Trinkwassergewinnung verwendeten Rohwässer vor allem auf Quarzit und Buntsandstein versauert und weisen Aluminiumkonzentrationen von mehr als 200 µg/l auf (FRINGS u.a. 1990). Das in dieser Arbeit festgestellte Ausmaß der Unterbodenversauerung läßt ein-

gedenk der überhöhten Säureeinträge in rheinland-pfälzische Waldökosysteme (BLOCK 1990) befürchten, daß sich Umfang und Intensität der Grund- und Quellwasserversauerung ausdehnen werden.

4.2.3 Streßsituation der Waldbäume

Die landesweit als systematische Stichprobe durchgeführte Kronenzustandserhebung hat sowohl bei der okularen Schätzung relativer Nadel- und Blattverluste an allen Baumarten im Rahmen der terrestrischen Waldschadenserhebung (TWE) als auch bei der sensitiven Bioindikation mit Hilfe quantitativer Zweigbonituren an den Weiserbaumarten Fichte und Kiefer deutliche Indizien einer örtlich oder regional unterschiedlichen Streßsituation der Waldbäume angedeutet. Vor allem in den höheren Lagen des Landes zeigt ein größerer Teil der Bäume äußerlich sichtbare Symptome einer möglichen Belastung. Die neben der Regionalisierung besonders wichtige Zeitreihe der Inventurergebnisse weist zwar landesweit seit fünf Jahren stagnierende Waldschäden aus, die aber auf regionaler Ebene bei ohnehin höherem Schadniveau, wie z.B. im Hunsrück, vermehrt auch deutliche Schadenszunahmen verzeichnen.

Die zentrale Frage nach den Ursachen solcher regional unterschiedlichen Entwicklungen führt zu den im Zusammenhang mit den aktuellen Waldschäden diskutierten Hypothesen immissionsbedingter

- Verschiebungen und Engpässe im Nährstoffhaushalt der Bäume und
- Schadstoffbelastungen der Assimilationsorgane mit gestörter Transpiration und nachfolgendem Wasserstreß.

Die alle Waldflächen in Rheinland-Pfalz flächenrepräsentativ erfassende Rastererhebung erbrachte hierzu wichtige Beiträge. Die Versorgung der Fichten und Kiefern mit den Nährelementen Stickstoff, Phosphor, Kalium und Eisen ist im allgemeinen als mittel und die Versorgung mit Calcium, Kupfer und Zink als niedrig einzustufen. Die Magnesiumgehalte befinden sich im sehr niedrigen bis mangelhaften Bereich und bei Mangan deutet sich eine Überversorgung an. Diese Grobgruppierung enthält aber selbstverständlich auch Ausnahmen und abweichende Einzelergebnisse. Obwohl Stickstoff in die Gruppe mittlerer Versorgung gehört, gibt es durchaus auch einen nennenswerten Teil an Stichprobepunkten, wo die Stickstoffversorgung der Bäume schwach bis mangelhaft ist und auch keine oder wenig Übereinstimmung mit den Stickstoffvorräten

im Boden zu erkennen ist. Ähnliches gilt für die Phosphorernährung der Bäume. Dies belegt, daß die ausschließliche Betrachtung einzelner Elemente nicht ausreicht, denn die Gehalte an essentiellen Pflanzennährstoffen unterliegen gewissen Wechselwirkungen. Als Maß für ein harmonisches Verhältnis in der Versorgung mit bestimmten Nährelementen eignen sich daher Elementquotienten besonders gut. So streut das N/P-Verhältnis normalerweise in einem relativ engen Bereich um das Verhältnis 10:1. Größere Verschiebungen dieses Verhältnisses können zu physiologischen Störungen im Baum führen. An etwa 70 % der Fichten-Punkte liegt der N/P-Quotient im ersten Nadeljahrgang in einem Bereich zwischen 8 und 12 und deutet somit eine weitgehend harmonische Stickstoff- und Phosphorernährung an. Niedrigere N/P-Quotienten (< 8), die relative Stickstoffengpässe bei normaler oder hoher Phosphorversorgung ausdrücken, kommen an nur 3 % der Punkte vor. An diesen Punkten wäre theoretisch eine Stickstoffdüngung denkbar, sinnvoll wäre sie jedoch nicht, denn die Stickstoffversorgung wird in Folge der erhöhten Stickstoffeinträge aus Luftverunreinigungen langfristig ohnehin verbessert. Problematisch ist eine Stickstoffdüngung an allen Punkten, wo ausgeprägte Versorgungsengpässe oder Mangelerscheinungen bei anderen Komponenten (z.B. Magnesium) vorliegen, da diese dann noch stärker hervortreten würden. An knapp 30 % der Fichten-Punkte liegt das N/P-Verhältnis aber über 12 (Maximum = 17) und ist somit zugunsten des Stickstoffs verschoben. Da die Phosphorversorgung absolut aber allenfalls an 15 % der Punkte als schwach einzustufen ist (vgl. Kap. 3.3.1.2), kann an weiteren 15 % der Punkte eine physiologische Ernährungsstörung infolge relativ zu hoher Stickstoffgehalte angenommen werden. Hier könnte eine Reduktion der Stickstoffeinträge Abhilfe schaffen.

Hervorzuheben ist ferner die schwache Calciumversorgung an 35 % der Fichten- und fast 65 % der Kiefernstandorte. Dies dürfte aber überwiegend standörtliche Ursachen haben, denn die Punkte niedriger Calciumgehalte decken sich bei der Fichte weitgehend mit den armen Quarzitstandorten im Hunsrück und bei der noch schwächer calciumversorgten Kiefer mit den Buntsandsteinstandorten im Pfälzerwald und in der Eifel sowie mit den Flug- und Schwemmsanden im Oberrheintal (vgl. Karte 3.6 und 3.19). Diese Sand- und Sandsteinstandorte sind auch identisch mit den Rasterpunkten geringer Calciumvorräte im Boden (Karte 3.47), die somit keine bessere Calciumversorgung zu garantieren vermögen.

Eine besondere Stresssituation für die Waldbäume stellt der verbreitet niedrige Magnesiumgehalt in den Nadeln dar, der sich zudem von 1983 bis 1989 weiter verschärft zu haben scheint. Die Nadelanalyse bestätigt zwar eindrucksvoll ein Detailergebnis der terrestrischen Waldschadenserhebung, daß auffällige Vergilbungssymptome, die auf sehr

starken Magnesiummangel hinweisen, zurecht an nur etwa 3 % der Bäume feststellbar sind. Sie offenbart aber auch einen deutlichen Prozeß voranschreitender Magnesiumverluste, die bereits ernsthafte Ernährungsengpässe zur Folge haben, der visuellen Kronenzustandserhebung bisher jedoch verborgen bleiben mußten, weil sie sich - glücklicherweise - noch oberhalb der Vergilbungsschwelle abspielen (vgl. Kap. 3.3.1.5, Tab. 3.4).

Die tendenzielle Abnahme der Magnesiumgehalte mit zunehmender Höhe der Jahresniederschläge (Abb. 4.2) ist als Hinweis für die Bedeutung von Auswaschungs- (leaching)-Effekten sowie depositions- und damit versauerungsbedingter Abnahme der Magnesiumverfügbarkeit aus dem Boden anzusehen. Die Tatsache, daß eine schwache Magnesiumversorgung mit geringen Calciumgehalten in den Nadeln verknüpft ist (Abb. 4.3), spricht für die Verwendung magnesiumhaltiger Kalke (z.B. Dolomit) im Rahmen der Kompensationskalkung oder macht sie auf entsprechenden Standorten zwingend erforderlich.

In diesem Zusammenhang sind auch die ungewöhnlich hohen Mangangehalte der Nadeln zu sehen. Manganüberschuß induziert "multiple" Symptome, zu denen auch eine der Aluminiumtoxizität vergleichbare hemmende Wirkung auf die Magnesium- und Calciumaufnahme und möglicherweise auf die Calcium-Translokation gehört (KEIL u.a. 1986). Ein Überangebot an Mangan könnte also die Disposition für Calcium- und Magnesiummangel verstärken. Im Gegensatz zu Untersuchungen an mittelalten Fichten in Hessen (GÄRTNER u.a. 1990) konnte dieser Zusammenhang anhand der Nadelspiegelwerte aus Rheinland-Pfalz bisher noch nicht nachgewiesen werden.

Neben Nährstoffengpässen ist vor allem von der Schadstoffbelastung der Waldökosysteme ein entscheidender Streß für die Waldbäume zu erwarten. Insbesondere die über das natürliche Maß hinausgehende Anreicherung von Schwefel in den Nadeln ist ein sicherer Hinweis auf eine Immissionsbelastung. Der Nachweis einer Belastungs- oder Gefährdungssituation durch Schwefeldioxid (SO_2) aufgrund nadelanalytischer Schwefelbestimmungen ist jedoch problematisch. Vergleichende Ringanalysen an identischen Nadelproben im Rahmen der bundesweiten Auswertung der IWE'83 haben nämlich gerade beim Schwefel die größten Streuungen zwischen den Ergebnissen verschiedener Labors ergeben. Da die Daten aus Rheinland-Pfalz zur bundesweiten Angleichung systematisch mit dem Faktor 1,639 multipliziert werden mußten (KNABE u.a. 1988, Tab. 2, S. 43), ist anzunehmen, daß die apparative Ausstattung dieses Labors eher zu relativ niedrigen

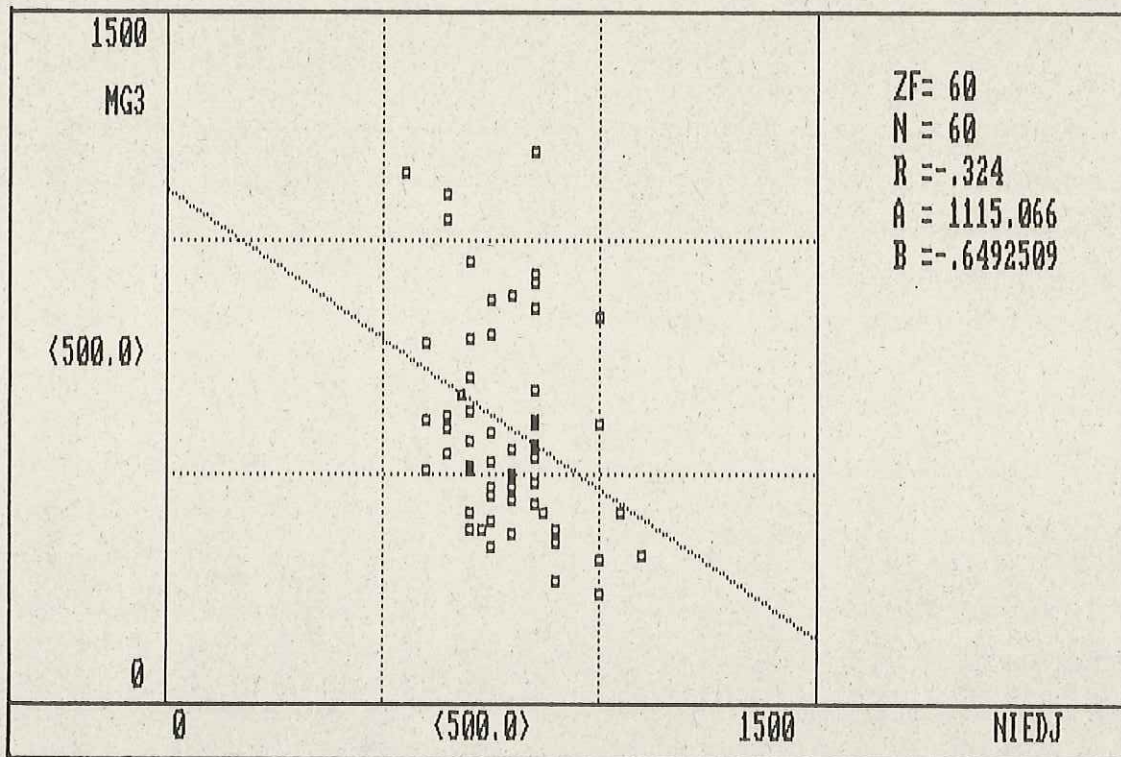


Abb. 4.2: Magnesiumgehalte dreijähriger Fichtennadeln (MG3, in mg/kg TS) in Abhängigkeit von der Höhe der Jahresniederschläge (NIEDJ, in mm)

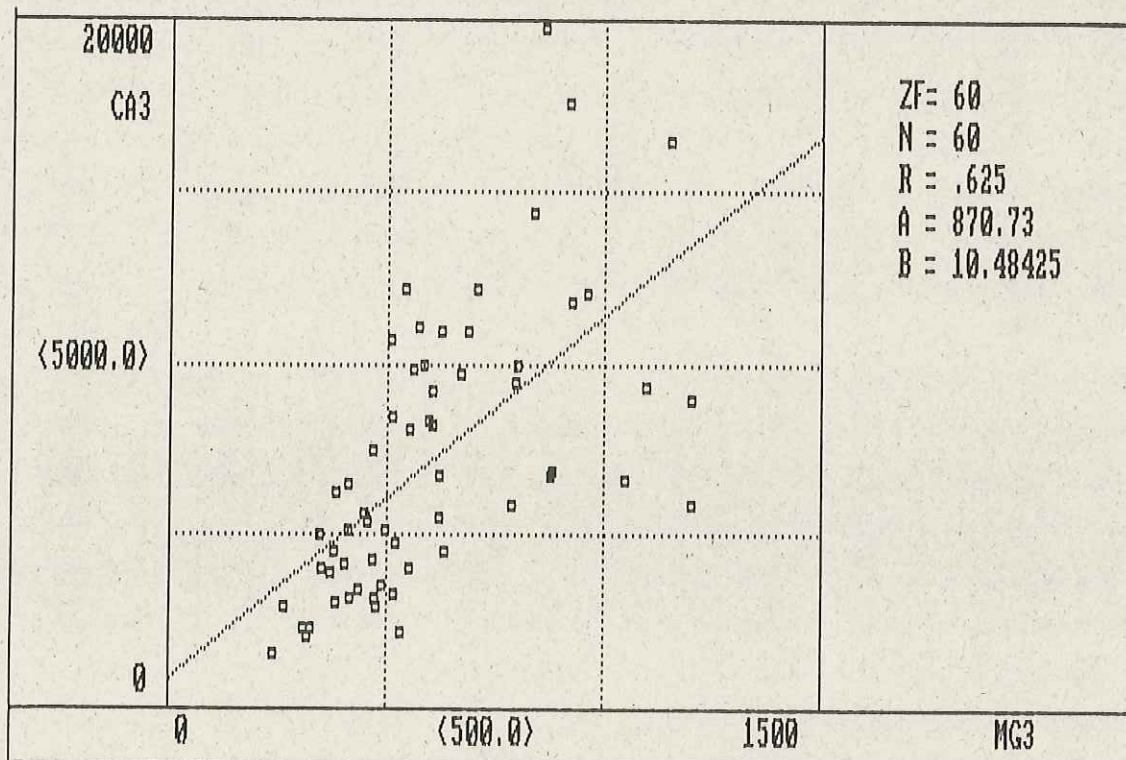


Abb. 4.3: Calciumgehalte dreijähriger Fichtennadeln (CA3) in Abhängigkeit von den Magnesiumgehalten (MG3); (jeweils in mg/kg TS)

als zu übertrieben hohen Schwefelwerten führt. Da die 1989 gewonnenen Nadeln aber wieder in demselben Labor und mit derselben technischen Ausstattung analysiert worden sind, kann von methodischer und zeitlicher Vergleichbarkeit ausgegangen werden. Dieser Vergleich der Nadelanalysen von 1983 und 1989, deren Proben zwar nicht an denselben Punkten, aber in beiden Fällen flächenrepräsentativ gewonnen worden waren (vgl. Kap. 3.3), zeigt deutlich abgesenkte mittlere Schwefelgehalte und einen starken Rückgang von Punkten, an denen die Schwefelkonzentrationen in den Nadeln über dem Schwellenwert der österreichischen Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen von 1984 liegen (vgl. Kap. 3.3.2.1). Wird dieser Befund mit den ebenfalls rückläufige Tendenz anzeigenden Ergebnissen der Depositions- (BLOCK 1990) und Luftschadstoffmessungen in Waldgebieten von Rheinland-Pfalz (BORCHERT 1989) zusammengeführt, so verdichten sich die Indizien für einen tatsächlichen Rückgang der Schwefelbelastung in weiten Teilen der Wälder in Rheinland-Pfalz.

Auch die Berechnung des N/S-Verhältnisses, das EVERS (1986) zur besseren Einschätzung der ermittelten Schwefelgehalte hinsichtlich der Belastung, die sie anzeigen, empfohlen hat, deutet die gleiche Tendenz an. Nach EVERS (1986) liegen normale Quotienten zwischen 8 und 12. Bei Werten unter 12 % in jungen und 5 in älteren Fichtennadeln seien schon Anreicherungseffekte zu vermuten. Während dies 1983 noch an 5 - 6 % der Fichten-Punkte der Fall war und 47 % der Fichten im ersten Nadeljahrgang normale und 46 % optimale N/S-Verhältnisse aufwiesen, haben 1989 fast alle Fichten-Punkte ein optimales N/S-Verhältnis (Tab. 4.2). Dies gilt für die nur 1989 analysierten Kiefernadeln entsprechend.

Tab. 4.2: N/S-Verhältnisse der Nadelanalysen von Fichten aus 1983 und 1989 und Kiefern aus 1989; Klassengrenzen nach EVERS (1986)

Njg.	Quotient	Klasse	Fichte 1983		Fichte 1989		Kiefer 1989	
			(n)	(%)	(n)	(%)	(n)	(%)
1.	N_1/S_1	> 12 optimal	52	46,4	58	96,7	29	96,7
		8-12 normal	53	47,3	2	3,3	1	3,3
		< 8 kritisch	7	6,3	-	-	-	-
3.	N_3/S_3	> 8 optimal	70	62,5	58	96,7		
		5-8 normal	37	33,0	2	3,3		
		< 5 kritisch	5	4,5	-	-		

Da aber aufgrund der absoluten Schwefelgehalte an 35 % der 1983 noch nicht untersuchten Kiefern-Punkte, vor allem am Nordrand des Pfälzerwaldes sowie im Rheintal, nach wie vor von einer Schwefelbelastung auszugehen ist (vgl. Kap. 3.3.2.1), sollte der Rückgang der Schwefelbelastung an den Fichten derzeit noch vorsichtig bewertet werden. Erst wenn er sich auch in abnehmender Bodenversauerung niederschlägt, ist tatsächlich mit einer verminderten Stresssituation der Waldbäume zu rechnen.

Die derzeitige Stagnation der im Rahmen der Kronenzustandserhebung okular erfassbaren Schadsymptome ist nadelanalytisch nicht nur mit möglicherweise rückläufiger Schwefelbelastung verbunden, sondern auch mit dem Befund schwerwiegender und sich verschärfender Nährstoffimbancen und -engpässe, vor allem bei dem essentiellen Pflanzennährstoff Magnesium. Eine Prognose, in welche Richtung sich die Stresssituation der Waldbäume künftig ändern könnte, ist in dieser Situation nicht möglich.

5 AUSBLICK

Der vorliegende Bericht beschränkt sich auf die Beschreibung eines landesweiten Katasters mit detaillierten Informationen über den Kronenzustand, den Ernährungszustand der Waldbestände und den chemischen Bodenzustand sowie eine aus diesen Untersuchungsbefunden abgeleitete Einschätzung der Gefährdung der Waldökosysteme und des Grund- und Quellwassers durch Luftschadstoffeinträge.

Das sehr umfangreiche Datenmaterial des Katasters bietet sich jedoch an, durch weitere Auswertungen weitaus tiefer erschlossen zu werden. Durch eingehende statistische Analysen sollten unter anderem folgende Beziehungen überprüft werden:

- Beziehungen zwischen den Stoffgehalten in unterschiedlichen Phasen (Gesamtgehalte, austauschbare Gehalte, wasserlösliche Gehalte)
- Beziehungen verschiedener Stoffgehalte in Nadeln und Böden zueinander
- Beziehungen zwischen Bodenzustandkennwerten (wasserlösliche und austauschbare Gehalte, Stoffvorräte, ökochemische Streßkennwerte) und nadelanalytischen Befunden

- Beziehungen zwischen Bestockungsparametern (z.B. Baumart, Baumartenmischung) und dem Bodenzustand (z.B. Humusform, ökochemische Kennwerte der Humusauf-lage und des humosen Oberbodens)
- Beziehungen zwischen dem Kronenzustand (z.B. Nadel-/Blattverlustprozent, Ge-samtbenadelungswert) und nadelanalytischen sowie bodenchemischen Kennwerten

Darüberhinaus erscheint es sinnvoll, die bodenchemischen und gegebenenfalls auch die nadelanalytischen Untersuchungsbefunde nach den wesentlichsten Ausgangsgesteinen in den Waldgebieten des Landes zu stratifizieren. Unter Einbeziehung anderer mit ver-gleichbaren Verfahren hergeleiteter Untersuchungsergebnisse (z.B. aus den Bodendau-erbeobachtungsflächen des Landes und der forstlichen Standortkartierung) sollte ver-sucht werden, den ökochemischen Zustand der Waldböden und den Ernährungszustand der Bäume für die wesentlichsten Substratgruppen des Landes so zu beschreiben, daß differenzierte Empfehlungen für die weitere waldbauliche Behandlung der Standorte abgeleitet werden können.

6 ZUSAMMENFASSUNG

Eine gezielte Steuerung von Maßnahmen zum Schutz des Waldbodens vor fortschrei-tender Versauerung durch Luftschadstoffeinträge und zur Erhaltung bzw. Wiederher-stellung gesunder und leistungsfähiger Waldökosysteme erfordert landesweite, repräsen-tative Informationen über den gegenwärtigen Zustand und die Belastung von Waldbäu-men und Waldböden. Hierzu wurde an 143 in einem systematischen Raster über das Land verteilten Aufnahmepunkten der Kronenzustand bonitiert, die Nähr- und Schad-stoffgehalte von Fichten und Kiefern ermittelt und ein umfangreiches Spektrum an che-mischen und physikalischen Bodenkennwerten erfaßt.

Die Aufnahmen wurden auf dem 4 x 12-km-Raster der Unterstichprobe der terrestri-schen Waldschadenserhebung (TWE) in Rheinland-Pfalz einschließlich des 16 x 16-km-Rasters der EG/ECE-Waldschadenserhebung durchgeführt. Von diesen Rasterpunk-ten stehen seit 1984 jährlich Waldschadensdaten und auch eine umfassende Standorts- und Bestandesbeschreibung zur Verfügung.

Alle wesentlichen Untersuchungsbefunde werden für jeden Rasterpunkt in jeweils 4 Reports dargestellt. Diese dienen der dauerhaften Dokumentation der Aufnahmeergebnisse und der Information der Waldbesitzer über die Untersuchungsbefunde der in ihrem Bereich liegenden Stichprobenpunkte.

Für die wichtigsten Befunde der Nadel- und Bodenanalysen wurden jeweils die Spanne sowie die 15-, 35-, 65- und 85-Perzentile der Summenhäufigkeitsverteilung angegeben. Diese Tabellen können als Einhängerrahmen zur Beurteilung von Einzelergebnissen von Boden- und Nadelanalysen im Rahmen der Standortkartierung oder anderer Untersuchungen in Rheinland-Pfalz Verwendung finden. Besonders wesentlich erscheinende Kenndaten zum Kronenzustand der Bäume, den Nähr- und Schadstoffgehalten der Nadeln, zum Waldbodenzustand und den Nährstoffvorräten im Waldboden wurden klassifiziert und in Übersichtskarten dargestellt. Diese erlauben einen Einblick in die regionale Verteilung der wesentlichsten Immissions-, Nährstoff- und Schadcharakteristika, zeigen regionale Schadensschwerpunkte sowie Bereiche mit besonders gefährdeten Waldböden auf. Sie können so zur Steuerung von notwendigen Maßnahmen zur Erhaltung bzw. Wiederherstellung leistungsfähiger Waldökosysteme benutzt werden.

Kronenzustand

Die Ansprache des Kronenzustandes erfolgte am Kollektiv der terrestrischen Waldschadenserhebung und an 80 Rasterpunkten mit mindestens 15-jährigen Fichten oder Kiefern auch an gefälltten Probebäumen dieser beiden Baumarten.

Die Aufnahme des TWE-Kollektivs im Sommer 1989 ergab einen Anteil von 50 % Bäumen ohne Schadensmerkmale (Stufe 0). Schwach geschädigt (Stufe 1) waren 40 %, deutlich geschädigt (Stufen 2-4) 10 % der Bäume. Ältere Bäume sind in der Regel wesentlich stärker geschädigt (18 % Stufe 2-4) als jüngere (4% Stufe 2-4). Von den Baumarten wies die Buche im Sommer 1989 mit 17 % deutlich geschädigter Bäume die höchsten Schäden auf, gefolgt von der Eiche mit 13 %. An 9 % der Rasterpunkte lag der Anteil deutlich geschädigter Bäume bei über 30 %. Hier ist bereits von einer akuten Gefährdung der waldbaulichen Zielsetzung dieser Bestände auszugehen.

Die Zweigbonituren an den gefälltten Probebäumen zeigten, daß sich bei Fichte der 11. Quirl besser als sensitiver Bioindikator eignet als der bislang üblicherweise verwendete 7. Quirl, vor allem da die Anzahl der benadelten Jahrgänge in höheren Lagen auch

über 7 liegen kann. Zur Ermittlung von höhenstufenunabhängigen Benadelungsindizes wird die Verwendung von Korrekturfaktoren für unterschiedliche Höhenstufen empfohlen.

Bei der Kiefer zeigte sich eine sehr gute Übereinstimmung zwischen der Ermittlung von Benadelungswerten an stehenden Bäumen und an nachfolgend gefällten Bäumen.

Nach der prozentualen Gesamtbenadelung der gefällten Fichten und Kiefern ergaben sich an etwa einem Viertel der 80 Rasterpunkte kein Hinweis auf eine Waldgefährdung, dagegen an einem Drittel der Punkte Hinweise auf eine starke bis sehr starke Waldgefährdung. Knapp 40 % der Rasterpunkte waren in den Kategorien "mögliche" oder "beginnende Waldgefährdung" einzuordnen.

Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln

An 60 Rasterpunkten konnten Fichtennadelproben (7. Quirl, 1. und 3. Nadeljahrgang) und an 30 Rasterpunkten Kiefernadelproben (1. Nadeljahrgang) gewonnen und auf Nähr- und Schadstoffgehalte hin analysiert werden.

Die Ergebnisse der Nadelanalysen wurden zunächst wertfrei anhand projektinterner Perzentilgrenzen der Summenhäufigkeiten ausgewertet, dann mit den Werten der gleichen Perzentilgrenzen aus der IWE'83 verglichen und abschließend anhand von Referenzwerten aus der einschlägigen Fachliteratur und regionalen Erfahrungen bewertet.

Die Nährstoffversorgung der Fichten und Kiefern in Rheinland-Pfalz mit Stickstoff ist an etwa 85 % der Punkte als mittel und an 15 % der Punkte als schwach einzustufen. Ebenso weisen auch die Phosphor- und Kaliumgehalte allenfalls an 15 % der Punkte auf mögliche Versorgungsengpässe hin. Die Versorgung mit Calcium ist an 35 % der Fichten- und 65 % der Kiefernstandorte relativ schwach. Hierfür liegt eine standörtliche Disposition vor, denn die Punkte niedriger Calciumgehalte decken sich bei der Fichte weitgehend mit calciumarmen Quarzitstandorten im Hunsrück und bei der noch schwächer calciumversorgten Kiefer mit den Buntsandsteinstandorten im Pfälzerwald und in der Eifel sowie mit den Flug- und Schwemmsanden im Oberrheintal.

Eine besondere Streßsituation für die Waldbäume stellt der verbreitet niedrige Magnesiumgehalt der Nadeln dar, der sich zudem von 1983 bis 1989 weiter verschärft zu haben scheint. Hier offenbart die Nadelanalyse einen deutlichen Prozeß voranschreitender Magnesiumverluste, die der visuellen Kronenzustandserhebung bisher verborgen bleiben mußten, weil sie sich noch knapp oberhalb der Vergilbungsschwelle abspielen.

Die Mangengehalte sind ungewöhnlich hoch. Eine hemmende Wirkung auf die Magnesium- und Calciumaufnahme konnte anhand der Nadelspiegelwerte aus Rheinland-Pfalz bisher aber noch nicht nachgewiesen werden.

Die Schadstoffbelastung der Nadeln mit Schwefel ist im Vergleich zur IWE'83 deutlich zurückgegangen. Dieser Befund deckt sich mit den ebenfalls rückläufige Tendenz anzeigenden Ergebnissen der Depositions- und Luftschadstoffmessungen in den Wäldern von Rheinland-Pfalz. Diese Indizien eines allgemeinen Rückgangs der Schwefelbelastung werden angesichts der nach wie vor hohen Schwefelgehalte an 35 % der 1983 noch nicht untersuchten Kiefern-Punkte derzeit aber noch vorsichtig bewertet.

Da noch nicht absehbar ist, wann sich die tendenziell rückläufige Schwefelbelastung auch in abnehmender Bodenversauerung niederschlägt und ob sich die schwerwiegenden Nährstoffimbalancen und -engpässe beim Magnesium weiter verschärfen, ist eine Prognose über die künftige Entwicklung der Streßsituation der Waldbäume in dieser Situation nicht möglich.

Bodenzustand

Ziel der Bodenzustandserhebung ist vor allem die Ermittlung des Standes der Bodenversauerung in den rheinland-pfälzischen Waldgebieten und eine Abschätzung der Gefährdung der Waldökosysteme durch Säuretoxizität und Engpässe im Nährstoffangebot sowie der aus der Bodenversauerung entstehenden Risiken für das Grund- und Quellwasser. Hierzu wurden für die Humusaufgabe und den Mineralboden bis 2 m Tiefe eine Vielzahl von morphologischen, physikalischen und chemischen Kennwerten ermittelt (**Humus**: Humusform, pH-Werte, C/N- und C/P-Verhältnisse, Stoffgehalte und -vorräte (C, N, P, K, Ca, Mg, Mn, Fe, Al, Si, Pb, Cu, Zn, Cd); **Mineralboden**: Trockenraumdicke, Skelettgehalt, Humusgehalt, Stickstoff- und Phosphorgehalte, pH-Werte, Kationenaustauschkapazität, austauschbare Stoffgehalte und -vorräte (H, Na, K, Mg, Ca, Al, Mn, Fe), Stoffgehalte im wässrigen Extrakt (pH, Na, K, Mg, Ca, Al, Mn, Fe, NH_4 , NO_3 , SO_4 , Cl, PO_4 , DOC), Mineralgehalte und Tonmineralzustand).

Nur etwa 8 % der aufgenommenen Waldböden weisen keine oder nur sehr geringe Versauerungsmerkmale auf. An etwa einem Fünftel der Standorte sind zwar bereits deutliche Versauerungszeichen zu erkennen, doch besitzen diese Böden in der Regel noch eine ausreichende Kapazität eingetragene oder im Boden freigesetzte Säuren ökosystemunschädlich abzupuffern (Basensättigung > 20 %, hohe Ca-, Mg- und K-Vorräte). Bei laubholzreichen Bestockungen und humusschonender Bewirtschaftung sind diese Böden vergleichsweise stabil und nicht akut durch Säuretoxizität gefährdet. Bodenschutzkalkungen sind hier daher nicht vordringlich, auf einigen Standorten auch schädlich.

Etwa 70 % der untersuchten Böden sind stark bis sehr stark versauert. In der Humusaufgabe treten hier deutlich sichtbare OH-Lagen auf, die auf eine Entkoppelung der Nährelementkreisläufe hindeuten. Die Calciumsättigungen in der Humusaufgabe liegen häufig unter 10 %, zum Teil auch bereits unter 5 %. Der Mineralboden dieser Standorte weist im Hauptwurzelraum niedrige bis sehr niedrige pH-Werte ($\text{pH}(\text{H}_2\text{O}) < 5,0$; $\text{pH}(\text{Salz}) < 4,2$) und Basensättigungen von unter 20 %, zum Teil bereits auch unter 10 % der Austauschkapazität auf. Ma-Kationen (Al^{+++} , Mn^{++} , Fe^{+++} , H^+) nehmen meist deutlich mehr als 80 % der Austauschkapazität ein. In diesen Böden dürften zumindest zeitweise toxische Verhältnisse in der Bodenlösung auftreten, da hohe Konzentrationen von Aluminium und Manganionen sowie geringe Ca/Al-Verhältnisse erreicht werden können.

An einem Drittel aller untersuchten Standorte ist der Kationenaustauscher auch in humusarmen Horizonten bereits in nennenswertem Umfang mit Protonen und Eisenionen belegt. In der Bodenlösung (wässriger Extrakt) ergeben sich in der Regel sehr hohe Aziditätsgrade und Ca/Al-Verhältnisse deutlich < 1. Diese Standorte sind akut durch Säure- bzw. Aluminiumtoxizität gefährdet. Die Magnesium- und Kaliumsättigungen des Kationenaustauschers betragen auf den stark und sehr stark versauerten Standorten meist weniger als zwei, teilweise sogar weniger als ein Prozent. Die verfügbaren Magnesiumvorräte liegen meist unter 100 kg/ha. Gerade auf den stark versauerten Böden befindet sich in der Regel mehr als die Hälfte, zum Teil auch mehr als drei Viertel des bereits knappen Magnesiumvorrates in der Humusaufgabe. Ein Verlust dieses Nährstoffpotentials durch längere Kahllagen ohne Bodenvegetation, durch intensive Bodenbearbeitungen, Oxiddüngungen o.ä. würde die häufig bereits bestehenden Nährelementengpässe noch weiter verschärfen. Daher sollten alle waldbaulichen Maßnahmen so humusschonend wie möglich ausgerichtet sein.

Die Mehrzahl der stark und sehr stark versauerten Böden besitzt nur einen geringen Tonmineralgehalt, einen meist bereits schlechten Tonmineralzustand und dementsprechend nur sehr geringe Säurepufferkapazitäten und -raten. Daher sind diese Standorte gegenüber weiteren Säureeinträgen als besonders sensibel zu erachten. Um die Böden vor weiterer Versauerung zu schützen, wird eine Bodenschutzkalkung dringend empfohlen. Besonders stark versauerte Standorte finden sich in Rheinland-Pfalz vor allem auf Mittlerem Buntsandstein im Pfälzerwald, armen Flug- und Schwemmsanden im Rheintal, Quarzit im Hunsrück sowie auf Oberem und Mittlerem Buntsandstein in der Westeifel, im Gutland und im Moseltal.

An etwa zwei Drittel der untersuchten Standorte liegt die "Versauerungsfront" (Umkehrzone hoher Aluminiumsättigung in hohe Basensättigung) unterhalb des Hauptwurzelbereichs der Bäume, bei mindestens einem Drittel der Standorte bereits unterhalb von 2 m Bodentiefe. Da die geohydrologischen Verhältnisse tieferer Bodenschichten nicht Gegenstand dieser Untersuchung waren, läßt sich hieraus nicht zwangsweise auf eine konkrete Gefährdung des Grund- und Quellwassers schließen. Dennoch sind diese Befunde Anlaß zur Sorge, daß sich vor allem auf Quarzit und Hauptbuntsandstein die von der Wasserwirtschaft vereinzelt bereits beobachtete Grund- und Quellwasserversauerung in Umfang und Intensität ausdehnen wird.

7 SUMMARY

The protection of forest soil from increasing acidification through air pollution and the preservation respectively the restoration of healthy and productive forest ecosystems requires state-wide, representative informations on the present state and contamination of forest trees and soils.

At 143 sample points, which are distributed systematically over the state Rheinland-Pfalz, the crown condition was assessed, the amount of nutrients and toxic agents in needles of Norway Spruce and Scotch pine was analysed and a large number of chemical and physical soil parameters were collected.

Samples were taken on a 4 x 12 km grid pattern of the sub-sample of the terrestrial forest damage survey in Rheinland-Pfalz, including the 16 x 16 km grid pattern of the EEC/ECE forest damage survey. Since 1984 annual forest damage data for these sample points have been available as well as an extensive description of sites and stands.

For each sample point all relevant results of the investigation are summed up in four reports.

The reports serve as a permanent documentation of the investigation and as a source of information for forest land owners concerning analyses data of sample points in their area.

For the most important results of needle and soil analyses the span as well as the 15-, 35-, 65- and 85-percentiles are given. These tables may serve as an overall frame to evaluate and classify single results of soil and needle analyses, derived from site-mapping or other related investigations in Rheinland-Pfalz. The most relevant parameters concerning the crown-condition of trees, the content of nutrients and toxic agents in needles, the forest soil condition and the nutrient potential in forest soil were classified and presented in survey maps. These maps provide information on the regional distribution of the most important characteristics of immissions, nutrients and damage. They also show regional centres of damage as well as areas with forest soils that are particularly endangered. So the maps provide valuable informations to decide on necessary measures for the conservation and restoration of productive forest ecosystems.

Crown Condition

Crown condition was assessed at the sample points of the terrestrial forest damage survey. At 80 sample points with at least 15-year-old pine or spruce trees the crown condition of felled samples of both species was also assessed.

This analysis in summer 1989 showed that 50 % of the trees had no signs of damage (class 0), 40 % were slightly (damage class 1) and 10 % were severely damaged (class 2-4)). As a rule older trees are more severely damaged than younger trees.

In the summer of 1989 beech was the most damaged species with 17 % of severely damaged trees followed by oak with 13 %. For 9 % of the sample points the share of severely damaged trees amounted to more than 30 %. In those stands the silvicultural purposes are increasingly endangered.

Branch assessments of felled spruce sample trees show that the eleventh whorl is a more sensitive bioindicator than the commonly used seventh whorl. One reason is that in higher regions needles can become older than 7 years. To eliminate the influence of different altitudes on the amount of foliage, a correcting factor is recommended.

Foliage data of pine gathered on standing and felled trees respectively were closely correlated. For about one third of 80 sample points the foliage of felled spruce and pine trees showed hints that the forest ecosystems are severely endangered. Almost 40 % of the sample points indicated that the ecosystems are potentially or slightly endangered. At about one quarter of the sample points the forest ecosystems seem to be not endangered.

Concentration of nutrients and toxic agents in needles

Spruce needles were sampled at 60 sample plots (7th whorl, 1st and 3rd age-class) and pine needles at 30 sample plots (1st age-class). Concentration of nutrients and pollutants were analysed. The results of needle analyses were evaluated with the help of project-related percentiles then compared with data of the same percentiles of a similar investigation in 1983. Finally they were evaluated with the help of data derived from relevant forestry literature and regional experience.

In Rheinland-Pfalz nutrient supply with nitrogen for spruce and pine is sufficient for about 85 % of the sample points and bad for about 15 % of the points. The situation is similar for P and K. The supply with Ca is relatively bad for 35 % of spruce sites and 65 % of pine sites.

This phenomenon can be directly related to the sites, because spruce plots with a low Ca-concentration coincide with quartzitic sites in the Hunsrück mountains which are low on Ca. This is also valid for pine whose supply with Ca is even worse because of its mainly quartzitic sites in the Pfälzerwald, in parts of the Eifel and the upper Rhine-valley. The low concentration of Mg in needles indicates a special stress situation for forest trees which seems to have become worse from 1983 to 1989. Here the needle analysis reveals a continuing loss of Mg which could not be registered by visual assessment of crown condition up to now, because it has not produced yellowing yet.

The concentration of Mn is unusually high. However up to now it has not been possible to prove a blocking of the absorption of Mg and Ca by needle analyses in Rheinland-Pfalz.

The concentration of S in needles has decreased in comparison with the investigation of 1983. The results of assessments of deposition and air pollution in the forests of Rheinland-Pfalz show the same decreasing tendency. Nevertheless these tendencies have to be regarded cautiously since 35 % of the pine plots, which were not part of the investigation in 1983, still show high concentrations of S.

As it cannot be foreseen when the decreasing concentrations of S will also result in decreasing soil acidification or whether the serious imbalances in nutrient supply and the shortage of Mg will aggravate, a prognosis of the future development of trees is presently impossible.

Soil condition

The assessment of the forest soil condition aims at monitoring the extent of soil acidification and estimating the harmful effects of acid toxicity and nutrient deficiency in the soil in forest ecosystems of Rheinland-Pfalz. It also tries to ascertain the risks for ground- and spring water quality due to an ongoing soil acidification.

To accomplish this a variety of morphological, physical and chemical parameters were ascertained for humus layers and the mineral soil down to a depth of 2 m. (Organic surface horizon: humus type, pH, C/N, C/P, concentration and storage of C, N, P, K, Ca, Mg, Mn, Fe, Al, Si, Pb, Cu, Zn, Cd; mineral soil layer: specific dry weight, percentage of coarse soil particles (> 2 mm), organic content, N- and P-content, pH, cation exchange capacity, concentration and storage of exchangeable ions - H, Na, K, Mg, Ca, Al, Mn, Fe-, mineral content and condition of clay minerals).

Only about 8 % of the investigated forest soils showed no or few acidification symptoms. At about one fifth of the sites significant signs of acidification could already be noticed, yet in general these soils still have a sufficient capacity to buffer acids deposited from the atmosphere or released within the ecosystem (base saturation > 20 %, high Ca-, Mg- and K-storages). These soils are not acutely threatened by acid toxicity as long as they are planted with deciduous trees and their humus layers are protected by a careful silvicultural management. Therefore liming against soil acidification is not absolutely necessary, for some sites it is even harmful.

About 70 % of the soils investigated are severely or very severely acidified. Distinctly visible OH-layers in these soils indicate a decoupling of the nutrient cycle. The humus layers saturation with Ca is frequently less than 10 %, partly even less than 5 %. In the main rooting zone of these sites the pH-values are low or very low (pH (H₂O) < 5,0; pH (salt) < 4,2) and the base saturation is less than 20 %, in some cases even less than 10 % of the exchange capacity. Acid cations (Al⁺⁺⁺, Mn⁺⁺, Fe⁺⁺⁺, H⁺) are predominant in these soils. Mostly they are occupying more than 80 % of the exchange capacity.

In consequence of periods with dry and warm weather acidification pushes and associated high concentrations of Al- and Mn-ions may occur in the soil solution. Thus acid cation toxicity for plant roots and soil animals has to be expected.

One third of all investigated sites show a relatively high H^+ and Fe-saturation even in horizons poor in organic content. In the soil solution the Ca/Al-ratio is distinctly below 1. These sites are severely threatened by acid toxicity. For severely or very severely acidified sites, the Mg- and K-saturation often is less than 2 %, partly even less than 1 %. The stocks of available Mg are in most cases less than 100 kg/ha. In general, more than one half, partly even more than three fourth of the already scarce Mg-supplies can be found in the humus layers. This is especially true for soils that are severely acidified.

A loss of this nutrient potential for example on clear-cut areas without any ground vegetation or after storm events or in consequence of intensive soil cultivation or a fertilization with soluble salts would aggravate the potential of severe nutrient deficiencies within the ecosystem.

Thus, all silvicultural management activities ought to be as protective towards the humus stock as possible.

The majority of severely and very severely acidified soils are low in clay mineral content. Mostly, the clay minerals are in a bad condition. Accordingly, the buffer capacity and the buffer rates are only small. Thus, these sites have to be regarded as particularly sensitive to an ongoing acid input. In order to protect these soils against further acidification, a protective liming is urgently required.

Extremely acidified sites in Rheinland-Pfalz can be found especially on triassic sandstone in the Pfälzerwald, on poor aeolic and fluvatile sandy soils in the Rhine valley, on quartzite in the Hunsrück mountains and on sandstone in the Westeifel, in the Gutland and the Mosel valley.

At about two thirds of the investigated sites the "acidification horizon" (soil depth where a high Al-saturation is rapidly changing towards a high base saturation) is already situated below the main rooting horizon of the trees, for about one third of the sites it can already be found below a depth of 2 m. Since the geohydrological conditions below a depth of 2 m were not the topic of this investigation, a real danger for ground- and spring water quality cannot be necessarily concluded. Nevertheless these findings give reason to worry that especially on quartzite and triassic sandstone the acidification of ground and spring water already occasionally detected by the state office of water management will increase in extent and intensity.

als zu übertrieben hohen Schwefelwerten führt. Da die 1989 gewonnenen Nadeln aber wieder in demselben Labor und mit derselben technischen Ausstattung analysiert worden sind, kann von methodischer und zeitlicher Vergleichbarkeit ausgegangen werden. Dieser Vergleich der Nadelanalysen von 1983 und 1989, deren Proben zwar nicht an denselben Punkten, aber in beiden Fällen flächenrepräsentativ gewonnen worden waren (vgl. Kap. 3.3), zeigt deutlich abgesenkte mittlere Schwefelgehalte und einen starken Rückgang von Punkten, an denen die Schwefelkonzentrationen in den Nadeln über dem Schwellenwert der österreichischen Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen von 1984 liegen (vgl. Kap. 3.3.2.1). Wird dieser Befund mit den ebenfalls rückläufige Tendenz anzeigenden Ergebnissen der Depositions- (BLOCK 1990) und Luftschadstoffmessungen in Waldgebieten von Rheinland-Pfalz (BORCHERT 1989) zusammengeführt, so verdichten sich die Indizien für einen tatsächlichen Rückgang der Schwefelbelastung in weiten Teilen der Wälder in Rheinland-Pfalz.

Auch die Berechnung des N/S-Verhältnisses, das EVERS (1986) zur besseren Einschätzung der ermittelten Schwefelgehalte hinsichtlich der Belastung, die sie anzeigen, empfohlen hat, deutet die gleiche Tendenz an. Nach EVERS (1986) liegen normale Quotienten zwischen 8 und 12. Bei Werten unter 12 % in jungen und 5 in älteren Fichtennadeln seien schon Anreicherungseffekte zu vermuten. Während dies 1983 noch an 5 - 6 % der Fichten-Punkte der Fall war und 47 % der Fichten im ersten Nadeljahrgang normale und 46 % optimale N/S-Verhältnisse aufwiesen, haben 1989 fast alle Fichten-Punkte ein optimales N/S-Verhältnis (Tab. 4.2). Dies gilt für die nur 1989 analysierten Kiefernnadeln entsprechend.

Tab. 4.2: N/S-Verhältnisse der Nadelanalysen von Fichten aus 1983 und 1989 und Kiefern aus 1989; Klassengrenzen nach EVERS (1986)

Njg.	Quotient	Klasse	Fichte 1983		Fichte 1989		Kiefer 1989	
			(n)	(%)	(n)	(%)	(n)	(%)
1.	N_1/S_1	> 12 optimal	52	46,4	58	96,7	29	96,7
		8-12 normal	53	47,3	2	3,3	1	3,3
		< 8 kritisch	7	6,3	-	-	-	-
3.	N_3/S_3	> 8 optimal	70	62,5	58	96,7		
		5-8 normal	37	33,0	2	3,3		
		< 5 kritisch	5	4,5	-	-		

Da aber aufgrund der absoluten Schwefelgehalte an 35 % der 1983 noch nicht untersuchten Kiefern-Punkte, vor allem am Nordrand des Pfälzerwaldes sowie im Rheintal, nach wie vor von einer Schwefelbelastung auszugehen ist (vgl. Kap. 3.3.2.1), sollte der Rückgang der Schwefelbelastung an den Fichten derzeit noch vorsichtig bewertet werden. Erst wenn er sich auch in abnehmender Bodenversauerung niederschlägt, ist tatsächlich mit einer verminderten Streßsituation der Waldbäume zu rechnen.

Die derzeitige Stagnation der im Rahmen der Kronenzustandserhebung okular erfassbaren Schadsymptome ist nadelanalytisch nicht nur mit möglicherweise rückläufiger Schwefelbelastung verbunden, sondern auch mit dem Befund schwerwiegender und sich verschärfender Nährstoffimbalancen und -engpässe, vor allem bei dem essentiellen Pflanzennährstoff Magnesium. Eine Prognose, in welche Richtung sich die Streßsituation der Waldbäume künftig ändern könnte, ist in dieser Situation nicht möglich.

5 AUSBLICK

Der vorliegende Bericht beschränkt sich auf die Beschreibung eines landesweiten Katasters mit detaillierten Informationen über den Kronenzustand, den Ernährungszustand der Waldbestände und den chemischen Bodenzustand sowie eine aus diesen Untersuchungsbefunden abgeleitete Einschätzung der Gefährdung der Waldökosysteme und des Grund- und Quellwassers durch Luftschadstoffeinträge.

Das sehr umfangreiche Datenmaterial des Katasters bietet sich jedoch an, durch weitere Auswertungen weitaus tiefer erschlossen zu werden. Durch eingehende statistische Analysen sollten unter anderem folgende Beziehungen überprüft werden:

- Beziehungen zwischen den Stoffgehalten in unterschiedlichen Phasen (Gesamtgehalte, austauschbare Gehalte, wasserlösliche Gehalte)
- Beziehungen verschiedener Stoffgehalte in Nadeln und Böden zueinander
- Beziehungen zwischen Bodenzustandkennwerten (wasserlösliche und austauschbare Gehalte, Stoffvorräte, ökochemische Streßkennwerte) und nadelanalytischen Befunden

- Beziehungen zwischen Bestockungsparametern (z.B. Baumart, Baumartenmischung) und dem Bodenzustand (z.B. Humusform, ökochemische Kennwerte der Humusauf-
lage und des humosen Oberbodens)
- Beziehungen zwischen dem Kronenzustand (z.B. Nadel-/Blattverlustprozent, Ge-
samtbenadelungswert) und nadelanalytischen sowie bodenchemischen Kennwerten

Darüberhinaus erscheint es sinnvoll, die bodenchemischen und gegebenenfalls auch die nadelanalytischen Untersuchungsbefunde nach den wesentlichsten Ausgangsgesteinen in den Waldgebieten des Landes zu stratifizieren. Unter Einbeziehung anderer mit vergleichbaren Verfahren hergeleiteter Untersuchungsergebnisse (z.B. aus den Bodendauerbeobachtungsflächen des Landes und der forstlichen Standortkartierung) sollte versucht werden, den ökochemischen Zustand der Waldböden und den Ernährungszustand der Bäume für die wesentlichsten Substratgruppen des Landes so zu beschreiben, daß differenzierte Empfehlungen für die weitere waldbauliche Behandlung der Standorte abgeleitet werden können.

6 ZUSAMMENFASSUNG

Eine gezielte Steuerung von Maßnahmen zum Schutz des Waldbodens vor fortschreitender Versauerung durch Luftschadstoffeinträge und zur Erhaltung bzw. Wiederherstellung gesunder und leistungsfähiger Waldökosysteme erfordert landesweite, repräsentative Informationen über den gegenwärtigen Zustand und die Belastung von Waldbäumen und Waldböden. Hierzu wurde an 143 in einem systematischen Raster über das Land verteilten Aufnahmepunkten der Kronenzustand bonitiert, die Nähr- und Schadstoffgehalte von Fichten und Kiefern ermittelt und ein umfangreiches Spektrum an chemischen und physikalischen Bodenkennwerten erfaßt.

Die Aufnahmen wurden auf dem 4 x 12-km-Raster der Unterstichprobe der terrestrischen Waldschadenserhebung (TWE) in Rheinland-Pfalz einschließlich des 16 x 16-km-Rasters der EG/ECE-Waldschadenserhebung durchgeführt. Von diesen Rasterpunkten stehen seit 1984 jährlich Waldschadensdaten und auch eine umfassende Standort- und Bestandesbeschreibung zur Verfügung.

Alle wesentlichen Untersuchungsbefunde werden für jeden Rasterpunkt in jeweils 4 Reports dargestellt. Diese dienen der dauerhaften Dokumentation der Aufnahmeergebnisse und der Information der Waldbesitzer über die Untersuchungsbefunde der in ihrem Bereich liegenden Stichprobenpunkte.

Für die wichtigsten Befunde der Nadel- und Bodenanalysen wurden jeweils die Spanne sowie die 15-, 35-, 65- und 85-Perzentile der Summenhäufigkeitsverteilung angegeben. Diese Tabellen können als Einhängerrahmen zur Beurteilung von Einzelergebnissen von Boden- und Nadelanalysen im Rahmen der Standortkartierung oder anderer Untersuchungen in Rheinland-Pfalz Verwendung finden. Besonders wesentlich erscheinende Kenndaten zum Kronenzustand der Bäume, den Nähr- und Schadstoffgehalten der Nadeln, zum Waldbodenzustand und den Nährstoffvorräten im Waldboden wurden klassifiziert und in Übersichtskarten dargestellt. Diese erlauben einen Einblick in die regionale Verteilung der wesentlichsten Immissions-, Nährstoff- und Schadcharakteristika, zeigen regionale Schadensschwerpunkte sowie Bereiche mit besonders gefährdeten Waldböden auf. Sie können so zur Steuerung von notwendigen Maßnahmen zur Erhaltung bzw. Wiederherstellung leistungsfähiger Waldökosysteme benutzt werden.

Kronenzustand

Die Ansprache des Kronenzustandes erfolgte am Kollektiv der terrestrischen Waldschadenserhebung und an 80 Rasterpunkten mit mindestens 15-jährigen Fichten oder Kiefern auch an gefälltten Probestämmen dieser beiden Baumarten.

Die Aufnahme des TWE-Kollektivs im Sommer 1989 ergab einen Anteil von 50 % Bäumen ohne Schadensmerkmale (Stufe 0). Schwach geschädigt (Stufe 1) waren 40 %, deutlich geschädigt (Stufen 2-4) 10 % der Bäume. Ältere Bäume sind in der Regel wesentlich stärker geschädigt (18 % Stufe 2-4) als jüngere (4% Stufe 2-4). Von den Baumarten wies die Buche im Sommer 1989 mit 17 % deutlich geschädigter Bäume die höchsten Schäden auf, gefolgt von der Eiche mit 13 %. An 9 % der Rasterpunkte lag der Anteil deutlich geschädigter Bäume bei über 30 %. Hier ist bereits von einer akuten Gefährdung der waldbaulichen Zielsetzung dieser Bestände auszugehen.

Die Zweigbonituren an den gefälltten Probestämmen zeigten, daß sich bei Fichte der 11. Quirl besser als sensitiver Bioindikator eignet als der bislang üblicherweise verwendete 7. Quirl, vor allem da die Anzahl der benadelten Jahrgänge in höheren Lagen auch

VERZEICHNIS DER TABELLEN, ABBILDUNGEN UND KARTEN

Tabellenverzeichnis		Seite
2.1	Baumarten- und Altersklassenverteilung (in %) an den Rasterpunkten der TWE-Voll- und Unterstichprobe im Vergleich zur Forsteinrichtung von 80 % der Waldfläche (Staats- und Gemeindewald)	13
3.1	Waldschäden 1989 in Rheinland-Pfalz nach Baumarten und Altersstufen	40
3.2	Verteilung der Gesamtbenadelungswerte (GB) am 7., 11. und 15. Quirl der gefällten Probefichten	44
3.3	Klassen unterschiedlicher Waldbelastung; abgeleitet aus der prozentualen Gesamtbenadelung (%-GB) von Fichten und Kiefern	46
3.4	Kombinierte Beurteilung der Magnesiumgehalte ein- und dreijähriger Fichtennadeln aus dem 7. Quirl; Vergleich 1989 mit 1983 nach den "Alterslinien" von REEMTSMA (1986)	66
3.5	Verteilung der 143 Rasterpunkte auf Pufferbereiche	101
3.6	Verteilung der Proben des wässrigen Bodenextraktes auf die Tiefenstufen	124
3.7	Verteilung der 143 Rasterpunkte nach dem Verhältnis Elementvorrat Humusauflage (HUM)/Elementvorrat Humusauflage und durchwurzelter Mineralboden (SUM)	139
4.1	Verteilung der 143 Rasterpunkte auf Gruppen unterschiedlichen Versauerungsgrades und unterschiedlicher Elastizität gegenüber Säuretoxizität	160
4.2	N/S-Verhältnisse der Nadelanalysen von Fichten aus 1983 und 1989 und Kiefern aus 1989; Klassengrenzen nach EVERS (1986)	169

Verzeichnis der Abbildungen	Seite
2.1 Abweichungen der drei potentiellen Unterstichproben im 4x12-km-Raster (Alternative 1-3) von den Ergebnissen (Summe Schadstufen 1-4) der jeweiligen TWE-Vollstichprobe im 4x4-km-Raster	12
2.2 Verteilung der Bodentypen an den Rasterpunkten der TWE-Unterstichprobe im Vergleich zur TWE-Vollstichprobe	15
2.3 Systemübersicht	33
2.4 Datenstromübersicht	34
2.5 Schema zur Erstellung der Kartenplots	37
3.1 Einzelbaumweiser Vergleich der Gesamtbenadelungswerte am 11. Quirl (GB11) mit den GB-Werten des 7. Quirls (GB7) und mit den GB-Werten des 15. Quirls (GB15)	45
3.2 Einzelbaumweiser Vergleich der Gesamtbenadelungswerte an Kiefer aus Stehendbonitierung (GBW) mit den errechneten GB-Werten aus der Bonitierung von jeweils 10 Probezweigen vom liegenden Baum (GBKI)	48
4.1 Modell zur Optimierung der regionalen und zeitlichen Vergleichbarkeit von Daten aus terrestrischen Rastererhebungen zu Waldschäden sowie Nadel- und Bodenanalysen	149
4.2 Magnesiumgehalte dreijähriger Fichtennadeln in Abhängigkeit von der Höhe der Jahresniederschläge	168
4.3 Calciumgehalte dreijähriger Fichtennadeln in Abhängigkeit von den Magnesiumgehalten	168

Verzeichnis der Karten	Seite
2.1 Stichprobenvarianten der terrestrischen Waldschadenserhebung in Rheinland-Pfalz	14
2.2 Erhebungsraster = TWE-Unterstichprobe	16
2.3 Rasterpunkte mit Probebaumfällung zur quantitativen Zweigbonitur und Nadelanalyse	20
3.1 Anteil deutlich geschädigter Bäume (Stufen 2-4) pro Rasterpunkt; alle Baumarten, alle Alter TWE 1989	42
3.2 Prozentuale Gesamtbenadelung (% GB) der gefällten Probebäume in Fichte und Kiefer	49
3.3 Nährstoffversorgung der Fichten- und Kiefernadeln; Stickstoff (N), Fichte und Kiefer 1. Nadeljahrgang	53
3.4 Nährstoffversorgung der Fichten- und Kiefernadeln; Phosphor (P), Fichte und Kiefer 1. Nadeljahrgang	56
3.5 Nährstoffversorgung der Fichten- und Kiefernadeln; Kalium (K), Fichte und Kiefer 1. Nadeljahrgang	58
3.6 Nährstoffversorgung der Fichten- und Kiefernadeln; Calcium (Ca), Fichte 3., Kiefer 1. Nadeljahrgang	61
3.7 Nährstoffversorgung der Fichten- und Kiefernadeln; Magnesium (Mg), Fichte und Kiefer 1. Nadeljahrgang	64
3.8 Nährstoffversorgung der Fichten- und Kiefernadeln; Mangan (Mn), Fichte und Kiefer 1. Nadeljahrgang	67
3.9 Nährstoffversorgung der Fichten- und Kiefernadeln; Zink (Zn), Fichte und Kiefer 1. Nadeljahrgang	70

3.10	Schadstoffbelastung in Fichten- und Kiefernadeln; Schwefel (S), Fichte 3., Kiefer 1. Nadeljahrgang	74
3.11	Schadstoffbelastung in Fichten- und Kiefernadeln; Chlor (Cl), Fichte und Kiefer 1. Nadeljahrgang	76
3.12	Schadstoffbelastung in Fichten- und Kiefernadeln; Cadmium (Cd), Fichte und Kiefer 1. Nadeljahrgang	79
3.13	C/N-Verhältnis (Humus)	82
3.14	C/P-Verhältnis (Humus)	83
3.15	Bleigehalte in der Humusauflage	85
3.16	Kupfergehalte in der Humusauflage	86
3.17	Zinkgehalte in der Humusauflage	87
3.18	Cadmiumgehalte in der Humusauflage	88
3.19	Ausgangssubstrate der Bodenbildung	90
3.20	pH(H ₂ O)-Werte, Tiefenstufe 0-5 cm	93
3.21	pH(H ₂ O)-Werte, Tiefenstufe 30-60 cm	94
3.22	pH(H ₂ O)-Werte, Tiefenstufe 90-140 cm	95
3.23	pH(KCl)-Werte, Tiefenstufe 0-5 cm	98
3.24	pH(KCl)-Werte, Tiefenstufe 30-60 cm	99
3.25	pH(KCl)-Werte, Tiefenstufe 90-140 cm	100
3.26	Kationenaustauschkapazität, Tiefenstufe 0-5 cm	103
3.27	Kationenaustauschkapazität, Tiefenstufe 30-60 cm	104

3.28	Calciumsättigung des Kationenaustauschers $[(Ca/Ake)*100]$, Tiefenstufe 0-5 cm	106
3.29	Calciumsättigung des Kationenaustauschers $[(Ca/Ake)*100]$, Tiefenstufe 30-60 cm	107
3.30	Magnesiumsättigung des Kationenaustauschers $[(Mg/Ake)*100]$, Tiefenstufe 0-5 cm	108
3.31	Magnesiumsättigung des Kationenaustauschers $[(Mg/Ake)*100]$, Tiefenstufe 30-60 cm	109
3.32	Anteil von Calcium- und Magnesiumionen am Kationenaustauscher $[(Ca+Mg/Ake)*100]$, Tiefenstufe 0-5 cm	111
3.33	Anteil von Calcium- und Magnesiumionen am Kationenaustauscher $[(Ca+Mg/Ake)*100]$, Tiefenstufe 30-60 cm	112
3.34	Kaliumsättigung des Kationenaustauschers $[(K/Ake)*100]$, Tiefenstufe 0-5 cm	114
3.35	Kaliumsättigung des Kationenaustauschers $[(K/Ake)*100]$, Tiefenstufe 30-60 cm	115
3.36	Basensättigung $[(Ca+Mg+K+Na/Ake)*100]$, Tiefenstufe 0-5 cm	117
3.37	Basensättigung $[(Ca+Mg+K+Na/Ake)*100]$, Tiefenstufe 30-60 cm	118
3.38	Basensättigung $[(Ca+Mg+K+Na/Ake)*100]$, Tiefenstufe 90-140 cm	119
3.39	Anteil von Protonen und Eisenionen am Kationenaustauscher $[(H+Fe/Ake)*100]$, Tiefenstufe 0-5 cm	121
3.40	Anteil von Protonen und Eisenionen am Kationenaustauscher $[(H+Fe/Ake)*100]$, Tiefenstufe 30-60 cm	122
3.41	Aziditätsgrad im wässrigen Extrakt - Oberbodenproben -	128

3.42	Aziditätsgrad im wässrigen Extrakt - Unterbodenproben -	129
3.43	Ca/Al-Verhältnis im wässrigen Extrakt - Oberbodenproben -	131
3.44	Ca/Al-Verhältnis im wässrigen Extrakt - Unterbodenproben -	132
3.45	Stickstoffvorräte bis Wurzeltiefe (Humusauflage + Mineralboden)	136
3.46	Phosphorvorräte bis Wurzeltiefe (Humusauflage + Mineralboden)	137
3.47	Calciumvorräte bis Wurzeltiefe (Humusauflage + Mineralboden)	138
3.48	Magnesiumvorräte bis Wurzeltiefe (Humusauflage + Mineralboden)	140
3.49	Kaliumvorräte bis Wurzeltiefe (Humusauflage + Mineralboden)	141
3.50	Gliederung der Böden nach dem Mineralbestand - Hauptgruppen -	146
3.51	Untergliederung der illit/muscovitreichen Böden nach dem Tonmineralanteil und dem Tonmineralzustand	147
4.1	Verteilung der Böden auf Gruppen unterschiedlichen Stabilitäts- und Elastizitätszustandes gegenüber Säuretoxizität und Nähr- elementengpässen	161

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

ANONYMUS 1987: Verfahrensbeschreibung bei der Waldschadenserhebung 1987 in Rheinland-Pfalz. Holz-Zentralblatt 113: S. 1983

"ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE" DER GEOLOGISCHEN LANDESÄMTER UND BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE IN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND 1982: Bodenkundliche Kartieranleitung, 3. Auflage, Hannover

"ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG" IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG 1980: Forstliche Standortsaufnahme, 4. Auflage, Münster-Hiltrup

ASHTON-TATE 1990: dBASE IV. Handbuch: Befehle und Funktionen, Frankfurt/M.

AUTODESK 1990: AutoCAD Release 10, Benutzerhandbuch

BERGMANN, W. 1983: Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen, Entstehung und Diagnose. G. Fischer Verlag, Jena, 614 S.

BLOCK, J. u. NIESAR, M. 1989: Waldbodenversauerung durch Luftverunreinigungen. Allg. Forst Zeitschrift 44: S. 954-956

BLOCK, J. 1990: Ergebnisse der Stoffdepositionsmessungen in rheinland-pfälzischen rheinland-pfälzischen Waldgebieten 1984-1989. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz Nr. 15/90, 45 S. u. Anhang

BORCHERT, H. 1989: Fortlaufende Messungen von Luftschadstoffen in den Waldgebieten von Rheinland-Pfalz. Allg. Forst Zeitschrift 44: S. 945-948

BOSCH, C. 1986: Standorts- und ernährungskundliche Untersuchungen zu den Erkrankungen der Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) in höheren Gebirgslagen. Forstliche Forschungsberichte München Nr. 75, 241 S.

BREDEMEIER, M. 1987: Stoffbilanzen, interne Protonenproduktion und Gesamtsäurebelastung des Bodens in verschiedenen Waldökosystemen Norddeutschlands. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe A, Bd. 33, 183 S.

BRUGGENWERT, M.G.M., BOLT, G.H. and HIEMSTRA, T. 1986: Acid-Base systems in soils. Zit. in BREDEMEIER, M. 1987: Stoffbilanzen, interne Protonenproduktion und Gesamtsäurebelastung des Bodens in verschiedenen Waldökosystemen Norddeutschlands. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe A, Bd. 33, S. 12

BUCHER, J. B., 1984: Waldsterben - was verstehen wir darunter, wie ist die Situation in der Schweiz? Schweiz. Z. Forstwes. 135: S. 905-914

BUCHER, J. B., KAUFMANN, E. u. LANDOLT, W. 1984: Waldschäden in der Schweiz - 1983 (1. Teil), Interpretation der Sanasilva-Umfrage und der Fichtennadelanalysen aus der Sicht des forstlichen Immissionsschutzes. Schweiz. Z. Forstwes. 135: S. 271-287

BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (BML) 1983: Arbeitsanweisung für die Immissionsökologische Waldzustandserfassung (IWE). Entwurf vom 05.05.1983 (unveröffentlicht, in den Akten des BML und der Forstlichen Versuchsanstalten der Länder)

BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (BML) 1989: Waldzustandsbericht, Ergebnisse der Waldschadenserhebung 1989, Schriftenreihe des BML, Reihe A: Angewandte Wissenschaft, Heft 381, Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup, 105 S.

BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (BML) 1990: Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE), Arbeitsanleitung. Bonn, 147 S.

BUTZ-BRAUN, R. 1990: Quantitative Mineralanalysen und chemische Gesamtanalysen der Bodenproben des Immissions-, Nährstoff- und Schadenskatasters für die Wälder in Rheinland-Pfalz. Gutachten im Auftrag der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, unveröffentlicht.

- DONG, P.H. 1986:** Wie genau läßt sich der Nadelverlust durch Zählung der grünen Nadeljahrgänge bestimmen? Allg. Forst und Jagd Zeitung 157: S. 41-43
- EDER, W. 1979:** Quantifizierung von bodenkundlichen Standortsfaktoren als Grundlage für eine leistungsbezogene Standortskartierung insbesondere auf Buntsandsteinstandorten der Pfalz. Mitteilungen aus Forsteinrichtung und Waldbau Nr. 23, Landesforstverwaltung Rheinland-Pfalz, Mainz
- EVERS, F.-H. 1986:** Die Blatt- und Nadelanalyse als Instrument der Bioindikation. Allg. Forst Zeitschrift 41: S. 6-9
- FIEDLER, H.J., NEBE, W., HOFFMANN, F. 1973:** Forstliche Pflanzenernährung und Düngung, VEB Gustav Fischer Verlag, Jena, 481 S.
- FÖRSTER, B. 1989:** Untersuchung der Verwendbarkeit von Satellitenbilddaten (Thematic Mapper) zur Kartierung von Waldschäden. Forschungsbericht der Deutschen Forschungs- und Versuchsanstalt für Luft- und Raumfahrt, DFVLR-FB 89-06, Oberpfaffenhofen, 197 S.
- FRAUDE, H.-J. 1987:** Zur Anzahl der Nadeljahrgänge der Waldkiefer - Untersuchungen im Rahmen von Waldschadenserhebungen in Rheinland-Pfalz. Der Forst- und Holzwirt 42: S. 415-417
- FRINGS, H., PLAUL, W. u. RÖMER, G. 1989:** Auswirkungen der Luftschadstoffe auf das Grundwasser in Waldstandorten. Allg. Forst Zeitschrift 44: S. 957-959
- FRINGS, H., KAMPF, J. u. RITTMAYER, W. 1990:** Grundwasserversauerung in Rheinland-Pfalz. Zwischenbericht über den Stand der Versauerung der zur Trinkwassergewinnung genutzten Grundwässer in Rheinland-Pfalz. Landesamt für Wasserwirtschaft, Mainz (Hrsg.), 21 S.
- GÄRTNER, E.J., URFER, W., EICHHORN, J., GRABOWSKI, H. u. HUSS, H. 1990:** Mangan - ein Bioindikator für den derzeitigen Schadzustand mittelalter Fichten in Hessen. Forstarchiv 61: S. 229-233

- GRUBER, F. 1987:** Das Verzweigungssystem und der Nadelfall der Fichte (*Picea abies* (L.) KARST) als Grundlage zur Beurteilung von Waldschäden. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe A, Band 26, 214 S.
- GUSSONE, H.A. 1964:** Faustzahlen für Düngung im Walde.
BVL Bayerischer Landwirtschaftsverlag, München/Basel/ Wien, 98 S.
- HANISCH, B. u. KILZ, E. 1990:** Waldschäden erkennen: Fichte und Kiefer = Monitoring of forest damage. Verlage E. Ulmer, Stuttgart und C. Helm, London, 334 S.
- HANTSCH, R., KAUPENJOHANN, M., HORN, R. u. ZECH, W. 1986:** Kationenkonzentrationen in der Gleichgewichts- und Perkolationsbodenlösung (GBL und PBL). Ein Methodenvergleich. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 149: S. 136 - 139
- HEIDINGSFELD, N. 1987:** Fünf Jahre Waldschadenserhebungen in Rheinland-Pfalz - Von der BML-Umfrage 1982 zur integrierten Waldschadenserhebung 1987. Der Forst- und Holzwirt 42: S. 418-419
- HEIDINGSFELD, N., SOMMER U. u. FRAUDE H.-J. 1985:** Immissionsökologische Waldzustandserfassung in Rheinland-Pfalz. Allg. Forst Zeitschrift 39: S. 628-630
- HEIDINGSFELD, N. u. IMMETSBERGER, H. 1989:** Zustand des Waldes in Rheinland-Pfalz 1989 insgesamt unverändert, Regionale unterschiedliche Entwicklung. Forst und Holz 44: S. 610-613
- HEIDINGSFELD, N., BLOCK, J. u. ZOTH, R. 1990:** Zur Waldzustandssituation 1990 in Rheinland-Pfalz. Forst und Holz 45: S. 659-662
- HILDEBRAND, E.E. 1986:** Zustand und Entwicklung der Austauschereigenschaften von Mineralböden aus Standorten mit erkrankten Waldbeständen. Forstw. Cbl. 105: S. 60 - 76
- HILDEBRAND, E.E. 1991:** Die chemische Untersuchung ungestört gelagerter Waldbodenproben - Methoden und Informationsgewinn - KfK-PEF 85, Kernforschungsanlage Karlsruhe GmbH, Postfach 3640, 7500 Karlsruhe 1, 201 S.

- HILDEBRANDT, G., GRUNDMANN, O., SCHMIDTKE, H., TEPASSE, P. 1986:** Entwicklung und Durchführung einer Pilotinventur für eine permanente europäische Waldschadensinventur. Kernforschungszentrum Karlsruhe, KfK-PEF 11, 84 S.
- HRADETZKY, J. 1984:** Fehlertheoretische Überlegungen bei der Planung und Auswertung von Stichprobeninventuren. Mitt. d. Forstl. Versuchs- u. Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Heft 111, S. 131-146
- HÜTTL, R. 1985:** "Neuartige" Waldschäden und Nährelementversorgung von Fichtenbeständen (*Picea abies* Karst.) in Südwestdeutschland. Freiburger Bodenkundl. Abhandl., Heft 16, Freiburg 195 S.
- JANTZEN, G. 1989:** Welche Bedeutung hat die Versauerung von Boden und Trinkwasser für unsere Gesundheit? Allg. Forst Zeitschrift 44: S. 968-970
- JORNS, A. u. HECHT-BUCHHOLZ, C. 1985:** Aluminium - induzierter Magnesium - und Calciummangel im Laborversuch bei Fichtensämlingen. Allg. Forst Zeitschrift 40: S. 1248 - 1252
- KEIL, P., HECHT-BUCHHOLZ, C. u. ORTMANN, U. 1986:** Zum Einfluß von erhöhtem Mangan-Angebot auf Fichtensämlinge. Allg. Forst Zeitschrift 40: S. 855-858
- KELLER, T., BAJO, S. u. WYTTEBACH, A. 1986:** Gehalte an einigen Elementen in den Ablagerungen auf Fichtennadeln als Nachweis der Luftverschmutzung. Allg. Forst und Jagd Zeitung. 157: S. 69-77
- KNABE, W. 1983:** Immissionsökologische Waldzustanderfassung in Nordrhein-Westfalen (IWE 1979); Forschung und Beratung, Reihe C, Heft 37, Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster, 143 S.
- KNABE, W. 1984:** Merkblatt zur Entnahme von Blatt- und Nadelproben für chemische Analysen. Allg. Forst Zeitschrift 39: S. 847 + 848

KNABE, W., COUSEN G. und die Mitglieder der BML-AG "IWE" 1988:

Regionale Verteilung einiger Nähr- und Schadstoffgehalte in Fichtennadeln.
Schriftenreihe des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft u. Forsten,
Reihe A: Angewandte Wissenschaft, Heft 360, Landwirtschaftsverlag Münster-
Hiltrup, 65 S.

KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (EG) 1989: Be-

richt über den Gesundheitszustand der Wälder in der Europäischen Gemeinschaft,
1987 - 1988. Brüssel, Luxemburg, 132 S.

KRAUSS, H.H., HEINSDORF, D., HIPPELI, P. u. TÖLLE, H. 1986:

Untersuchungen zu Ernährung und Wachstum wirtschaftlich wichtiger Nadelbaum-
arten im Tiefland der DDR. Beiträge für die Forstwirtschaft 20: S. 156-164

KRIVAN, V. u. SCHALDACH, G. 1985: Untersuchungen zur Rolle der Makro-

und Mikromineralnährstoffe sowie anderer Elemente bei der Erkrankung von
Waldbäumen. Projekt Europ. Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhal-
tung (PEF), 1. Statuskolloquium März 1985, PEF-Berichte S. 163-188

KÖHL, M. 1987: Aufnahmemethoden für Waldschadensinventuren in Abhängigkeit

von der räumlichen Verteilung. Kernforschungszentrum Karlsruhe, KfK-PEF 12,
S. 81-86

LANDESFORSTVERWALTUNG RHEINLAND-PFALZ (LFV R-P) 1974:

Forsteinrichtungs-Anweisung für den Staats- und Körperschaftswald (FA 72) mit
Anweisung für die Standortserkundung und -kartierung im Staatswald der FD Ko-
blenz (A.Sta.61)

LANDOLT, W., BUCHER, J.B. u. KAUFMANN, E. 1984: Waldschäden

in der Schweiz - 1983 (2. Teil), Interpretation der Sanasilva-Umfrage und der
Fichtennadelanalysen aus der Sicht der forstlichen Ernährungslehre. Schweiz. Z.
Forstwes. 135: S. 637-653

MANDERSCHIED, B. 1991: Die Modellierung von Wasser- und Stoffflüssen an

zwei ausgewählten Waldökosystemen in Rheinland-Pfalz. Schlußbericht zu einem
Werkvertrag der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, unveröffentlicht

- MATZNER, E. 1988:** Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe A, Bd. 40, 217 S.
- MATZNER, E., KHANNA, P.K., MEIWES, K.-J., CASSENS-SASSE, E., BREDEMEIER, M. u. ULRICH, B. 1984:** Ergebnisse der Flüßmessungen in Waldökosystemen. Ber. d. Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben, Bd. 2, S. 29 - 49
- MEHLICH, A. 1953:** Rapid determination of cation and anion exchange properties and pHe of soils. J. Assos. Off. Agric. Chem. 36, pp. 445-457.
- MEIWES, K.-J., KÖNIG, N., KHANNA, P.K., PRENZEL, J. und ULRICH, B. 1984:** Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralboden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Bd. 7, S. 1-67
- MURACH, D. 1984:** Die Reaktion der Feinwurzeln von Fichten (*Picea abies* Karst.) auf zunehmende Bodenversauerung. Gött. Bodenkdl. Ber. 77, S. 1-126
- NIEHAUS, G. 1989:** Terrestrische Zustandserfassung von Kiefernkronen (*Pinus sylvestris*) - Ein differenzierter Anspracheschlüssel. Forst und Holz 44: S. 200-206
- NILSSON, J. a. GRENNFELT, P. (eds) 1988:** Critical Loads for Sulphur and Nitrogen. Report from a workshop held at Skokloster, Sweden. Miljörapport 1988: 15, 418 pp.
- OELKERS, K.-H. (Bearb.) 1984:** Datenschlüssel Bodenkunde. Herausgegeben von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und den Geologischen Landesämtern in der Bundesrepublik Deutschland, Hannover
- ÖSTERR. BUNDESMINISTER FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (ÖSTERR. BML) 1984:** Zweite Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen. Österr. Bundesgesetzblatt Jg. 1984, S. 1319-1524
- PELZ, E. 1990:** Die Anwendung von Infrarotluftbildern zur Waldschadenserkenung in den neuen Bundesländern. In: Schriftenreihe der Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN, Band 14, S. 169-193

- REEMTSMA, J.B. 1979:** Nadelanalytische Untersuchungen an Fichte (*Picea abies*) nach Grünästung und Düngung. Schr. aus d. Forstl. Fak. Univ. Gött. u. der Nieders. Forstl. Versuchsanstalt, Bd. 59, J.D. Sauerländer's Vlg., Frankfurt/M., 96 S.
- REEMTSMA, J.B. 1986:** Der Magnesium-Gehalt von Nadeln niedersächsischer Fichtenbestände und seine Beurteilung. Allg. Forst und Jagd Zeitung 157: S. 196-203
- REIGBER, E. u. BRAUN, G. 1985:** Forstliche Bioindikatoruntersuchungen in Bayern - Methodik und erste Ergebnisse 1981/82. Forstliche Forschungsberichte München Nr. 68, 179 S.
- ROLOFF, A. 1985:** Schadstufen bei der Buche: Vorschlag für eine bundeseinheitliche Einordnung der Buche in 4 Schadstufen bei terrestrischen Aufnahmen. Der Forst- und Holzwirt 40: S. 131-134
- ROST-SIEBERT, K. 1985:** Untersuchungen zur H⁺- und Al-Ionentoxizität an Keimpflanzen von Fichte (*Picea abies* Karst.) und Buche (*Fagus silvatica* L.) in Lösungskultur. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Bd. 12, S. 1-219
- SCHMIDT-VOGT 1983:** Nadeljahrgangserhebungen zur Beurteilung der Immissions-schäden bei Fichte. Der Forst- und Holzwirt 38: S. 391
- SCHMITTINGER, H. 1990:** Methoden und Ergebnisse der Forsteinrichtungsstatistik. Allg. Forst Zeitschrift 45: S. 1088-1089
- SCHÖPFER, W. 1985:** Das Schulungs- und Kontrollsystem der terrestrischen Waldschadensinventuren. Allg. Forst Zeitschrift 40: S. 1353-1357
- SCHÖPFER, W. u. HRADETZKY, J. 1983:** Zielsetzungen, Methoden und Probleme der terrestrischen Waldschadensinventur Baden-Württemberg 1983. Mitt. der Forstl. Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Heft 109, 65 S.
- SCHÖPFER, W. u. HRADETZKY, J. 1988:** Vergleich von Kronenkennwerten als Vitalitätsweiser für Fichte und Tanne. Forst und Holz 43: S. 132-137

- SCHRÖTER, H. u. ALDINGER, E. 1985:** Beurteilung des Gesundheitszustandes von Fichte und Tanne nach der Benadelungsdichte, Allg. Forst Zeitschrift 40: S. 438-442
- SCHÜLER, G. 1988:** Herkömmliche Methoden der Nadelprobennahme im Vergleich zum Helikoptereinsatz. Allg. Forst Zeitschrift 43: S. 924-925
- SHRIVASTAVA, M.B. 1976:** Quantifizierung der Beziehung zwischen Standortsfaktoren und Oberhöhe am Beispiel der Fichte (*Picea abies* Karst.) in Hessen. Göttinger Bodenkundliche Berichte 43
- SIEMENS 1986:** BS2000 EDT (BS2000) Beschreibung, Siemens AG, München
- SMIDT, S. u. STEFAN, K. 1980:** Nadelanalytische Ergebnisse aus dem Raum Breitenau. Mitt. d. Forstlichen Bundesversuchsanstalt, Wien, Heft 131, S. 59-71
- SPSS.X 1983:** SPSS.X User's Guide, Chicago
- STEFAN, K. 1971:** Chemische Nadelanalyse - Schadstoffbestimmung. Mitt. d. Forstlichen Bundesversuchsanstalt, Wien, Heft 92, S. 84-102
- STEFAN, K. 1980:** Ergebnisse von Luft- und Nadelanalysen aus dem Einflußbereich der Hütte Donawitz. Mitt. d. Forstlichen Bundesversuchsanstalt, Wien, Heft 131, S. 89-108
- TRÜBY, P. u. LINDNER, M. 1989:** Mangan-Verteilungsmuster in Fichten. Allg. Forst Zeitschrift 44: S. 1248
- ULRICH, B. 1981 a:** Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 144: S. 289-305
- ULRICH, B., 1981 b:** Zur Stabilität von Waldökosystemen. Forstarchiv 52: S. 165-170
- ULRICH, B. 1983:** Belastung und Belastbarkeit von Waldökosystemen mit Luftverunreinigungen. Allg. Forst und Jagd Zeitung 154: S. 76-82

- ULRICH, B. 1988:** Ökochemische Kennwerte des Bodens. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 151: S. 171 - 176
- ULRICH, B., MAYER, R. u. KHANNA, P.K. 1979:** Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. Schr. aus d. Forstl. Fak. Univ. Gött. u. der Nieders. Forstl. Versuchsanstalt, Sauerländer's Verlag, Frankfurt/M., Bd. 58, 273 S.
- ULRICH, B., MEIWES, K.J., KÖNIG, N. u. KHANNA, P.K. 1984:** Untersuchungsverfahren und Kriterien zur Bewertung der Versauerung und ihrer Folgen in Waldböden. Der Forst- und Holzwirt 39: S. 278-286
- ULRICH, B. u. MALESSA, V. 1989:** Tiefengradienten der Versauerung, Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 152: S. 81-84
- UNITED NATIONS ECONOMIC COMMISSION FOR EUROPE (UN-ECE) 1989:** Manual on methodologies and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Programme Coordinating Centres UNEP/UN-ECE, Hamburg/Geneva, 90 p.
- WEHRMANN, J. 1983:** Möglichkeiten und Grenzen der Blattanalyse in der Forstwirtschaft. Landw. Forsch. 16, S. 130-145
- WYTTENBACH, A., TOBLER, L. u. BAJO, S. 1989:** Nadelinhaltsstoffe und Ablagerungen auf Nadeloberflächen von Fichten (*Picea abies* Karst.). Forstw. Cbl. 108: S. 233-243
- ZECH, W., POPP, E. 1983:** Magnesiummangel, einer der Gründe für das Fichten- und Tannensterben in NO-Bayern. Forstw. Cbl. 102: S. 50-55
- ZEZSCHWITZ, E.v. 1980:** Analytische Kennwerte typischer Humusformen westfälischer Bergwälder. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 143: S. 692-700
- ZIMMERMANN, R.-D. 1990:** Erste Ergebnisse des Klon-Fichten-Meßnetzes Baden-Württemberg. Allg. Forst Zeitschrift 45: S. 281-284
- ZÖTTL, H.W. 1983:** Zur Frage der toxischen Wirkung von Aluminium auf Pflanzen. Allg. Forst Zeitschrift 38: S. 206-208

ZÖTTL, H.W. u. HÜTTL, R. 1985: Schadsymptome und Ernährungszustand von Fichtenbeständen im südwestdeutschen Alpenvorland. Allg. Forst Zeitschrift 40: S. 197-199

ANHANG 1

AUFSCHLUSS- UND ANALYSEVERFAHREN SOWIE MUSTER DER RASTER- PUNKTBEZOGENEN ZUSAMMENSTELLUNG DER UNTERSUCHUNGSBEFUNDE

Teil 1: Aufschluß- und Analyseverfahren 1989

- 1.1 Koniferennadeln
- 1.2 Humus- und Mineralbodenproben
(Festphase, austauschbare Ionengehalte)
- 1.3 Wässriger Mineralbodenextrakt (1:2 Extrakt)
- 1.4 Quantitative Mineralanalyse und chemische
Gesamtanalyse

Teil 2: Rasterpunktbezogene Zusammenstellung der Untersuchungsbefunde

- Muster der 4 Reports -

ANHANG 1, Teil 1: Aufschluß- und Analyseverfahren

1.1 Koniferennadeln

Labor : Landwirtschaftliche Untersuchungs- und
Forschungsanstalt Speyer

Laborleiter: Dr. E. Koch

Probenaufbereitung:

Das Probenmaterial wird bei 70° C getrocknet und anschließend mit einer Planetenschnellmühle in Mahlbechern aus Zinkdioxid pulverisiert.

Chemische Analytik:

Parameter	Methode	Wellenlänge (nm)	Gerät	Literatur
Kohlenstoff	Verbrennung im Sauerstoffstrom Detektion als CO ₂ (IR-Spektrometr.)	-	(A)	(1)
Stickstoff	Verbrennung im Sauerstoffstrom Detektion als N ₂ (Wärmeleitzelle)	-	(A)	(1)
Phosphor	zweimalige trockene Veraschung bei 450° C Aufnahme der Asche mit 0,5 M Salzsäure Messung mittels ICP-Spektrometer	- 178,29	(B) (C)	(2),(3) (4),(9)

Parameter	Methode	Wellenlänge (nm)	Gerät	Literatur
Kalium	siehe Phosphor	766,49	(B),(C)	(2),(3),(4)
Calcium	siehe Phosphor	317,93	(B),(C)	(2),(3),(4)
Magnesium	siehe Phosphor	279,08	(B),(C)	(2),(3),(4)
Natrium	siehe Phosphor	589,59 + 589,592	(B),(C)	(2),(3),(4)
Eisen	siehe Phosphor	259,94	(B),(C)	(2),(3),(4)
Mangan	siehe Phosphor	294,92	(B),(C)	(2),(3),(4)
Kupfer	siehe Phosphor	324,75	(B),(C)	(2),(3),(4)
Zink	siehe Phosphor	206,19	(B),(C)	(2),(3),(4)
Blei	Probenvorbereitung wie bei Phosphor		(B)	(3)
	Messung mittels Invers- voltametrie		(D)	(5)
Cadmium	siehe Blei		(B),(D)	(3),(5)
Chlor	Verbrennung im Sauerstoffstrom Bestimmung als Chlorid mittels Ionenchromatograph		(E)	(6)
			(F),(G)	
Schwefel	siehe Chlor		(E),(F),(G)	(6)
Silicium	HNO ₃ /HClO ₄ -Aufschluß; Aufnahme des abgeschiedenen SiO ₂ mit NaOH; spektralphoto- metrische Bestimmung über die Molybdatokieselsäure als Molybdänblau		(H)	(7)
		405	(J)	(8)
Aluminium	HNO ₃ /HClO ₄ /H ₂ SO ₄ - Aufschluß Messung mittels ICP-Spektrometer		(K)	
		237,34	(C)	(4),(16)

Bestimmungsgrenzen

Element	C	N	P	K	Ca	Mg	Na	Fe	Mn	Cu	Zn
mg/kg	100	500	20	50	50	50	5	10	5	0,6	3

Element	Pb	Cd	Cl	S	Si	Al
mg/kg	0,05	0,01	20	27	500	10

Analysengeräte

- A) CHN-Analysator (CHN-600, LECO)
- B) Muffelofen (Heraeus, MR 260)
- C) ICP-Spektrometer (ARL 3580 OES)
- D) Polarograph (Polarecord 626, METROHM)
- E) Verbrennungsapparatur nach WICKBOLD (Heraeus V 5)
- F) Ionenchromatograph (Dionex 2000 i/SP)
- G) Integrator (Shimadzu, Chromatopac C-R3A)
- H) Naßveraschungsautomat (KÜRNER; VAO)
- J) Spektralphotometer (VARIAN; DMS 100)
- K) Aufschlußblock mit 36 Bohrlöchern (Gerhard)

Anmerkungen

Die LUFA Speyer konnte durch die Teilnahme an verschiedenen Ringversuchen (BZE-Arbeitsgruppe, Fachgruppe Umweltanalytik des VDLUFA) ihre Analytik überprüfen. Zusätzlich wurden Standard-Referenzmaterialien zur Methodenabsicherung eingesetzt:

- BNS 1572 (Citrus Leaves)
- BNS 1573 (Tomato Leaves)
- BNS 1575 (Pine Needles)

Literatur

- 1) LECO-Application (1990)
- 2) Die chem. Untersuchung von Futtermitteln. Methodenbuch Bd. 3; (Zweite Ergänzungslieferung) VDLUFA-Verlag Darmstadt (1988)
- 3) Oelschläger W.; Frenkel E.
Bestimmung von Blei in pflanzl. u. tier. Materialien. Landwirtschaft. Forsch. 26, 3 (1973) 281 - 292
- 4) Boumans, P.W.J.M.
Line Coincidence Tables for Inductively Coupled Plasma. Atomic Emission Spectrometry Vol. 1/Vol. 2, 2nd Edition (1984) Pergamon Press., Oxford
- 5) METROHM-Application E 506 (1977)
- 6) Hoffmann, H.-J.; Besler, W.
Chlor- und Schwefelbestimmung in Fichten- und Kiefernadeln. Laborpraxis 28 (1984) 162 - 165
- 7) Naßaufschlußmethoden (Manual zum Naßveraschungsautomat Hans Kürner, Rosenheim (1982))
- 8) Persönliche Mitteilung von H. Dr. H. Munk, Versuchsanstalt Kamperhof, 4330 Mülheim-Saarn
- 9) Fortschritte in der atomspektrometrischen Spurenanalytik (Bd. 2); Herausgeb.: B. Welz
VCH-Verlagsges. Weinheim (1986)

1.2 Humus- und Mineralbodenproben

Labor : Institut für Bodenkunde und Waldernährung der
Universität Göttingen

Laborleiter: Dr. N. Lamersdorf

Humusproben

- a) pH(CaCl₂) und pH(KCl): lufttrockene auf 2 mm gesiebte Proben; 10 ml Probe + 25 ml Lösung; 0,01 M CaCl₂ Lösung bzw. 1 N KCl-Lösung, elektrometrische Bestimmung.

- b) C und N: verbrennungstechnisch/gaschromatographisch mit C/N-Rapid (HERAEUS).
- c) P: HNO_3 -Druckaufschluß (2 ml), 200 mg Einwaage, kolorimetrische Bestimmung (kontinuierlicher Durchfluß, CENCO).
- d) K, Ca, Mg, Mn, Fe, Al, Si: HNO_3 -Druckaufschluß (2 ml) bei 200 mg Einwaage; Si-Bestimmung durch gravimetrische Rückstandsbestimmung über Filtration und Veraschung des Filters;
Bestimmung der übrigen Elemente über Flammen- und Graphitrohr-AAS.
zusätzlich: Trockene Veraschung (550°C , 2 g Einwaage), Aufnahme in HCl, Analyseverfahren wie bei Druckaufschluß
- e) Cu, Zn, Cd, Pb: HNO_3 -Druckaufschluß (2 ml) bei 100 mg Einwaage, Bestimmung mit AAS-Graphitrohrofentechnik

Mineralbodenproben

- a) $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$, $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$: Lösungszubereitung: 10 g lufttrockener Boden + 25 ml H_2O /25 ml 0,01 M CaCl_2 -Lösung/ 25 ml 1 N KCl-Lösung, mehrmaliges Rühren, elektrometrische Bestimmung nach 2 Stunden Standzeit
- b) C und N: verbrennungstechnisch/gaschromatographisch mit C/N-Rapid (HERAEUS)
- c) P: HNO_3 -Druckaufschluß (3 ml), Einwaage bei humosen Proben 0,3 bis 0,4 g, sonst 0,8 bis 1 g, kolorimetrische Bestimmung (kontinuierlicher Durchfluß, CENCO)
- d) Effektive Kationenaustauschkapazität (AKe), austauschbare Kationen (H, Na, K, Mg, Ca, Al, Mn, Fe): Perkolation von 2,5 g lufttrockenem Boden mit 1 N NH_4Cl . Über Nacht Einweichen der Proben in Perkolutionslösung, 5 h Perkulationszeit mit 90 ml, auf 100 ml aufgefüllt.
Bestimmung: H^+ mittels pH-Elektrode, Fe und Al kolori-

metrisch (kont. Durchfluß, CENCO), restliche Kationen mit
Flammen-AAS, Rechengänge siehe MEIWES u.a. (1984).

- e) Gesamt-Austauschkapazität (AKt) nach MEHLICH (1953):
Perkolation mit BaCl_2 (> 5 h) bei pH 8, Rücktausch mit
HCl und gravimetrische Bestimmung des Bariums.

Literatur:

1. KÖNIG, N., N. LOFTFIELD und K.-L. LÜTER (1989):
Atom-Absorptionsspektroskopische Bestimmungsmethoden für
Haupt- und Spurenelemente in Probenlösungen aus Waldöko-
system-Untersuchungen. Ber. d. Forschungszentr. Waldöko-
systeme, Reihe B, Bd. 13.
2. MEHLICH, A. (1953): Rapid determination of cation and an-
ion exchange properties and pHe of soils. J. Assos. Off.
Agric. Chem. 36, 445-457.
3. MEIWES, K.-J., N. KÖNIG, P.K. KHANNA, J. PRENZEL und B.
ULRICH (1984):
Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralboden, Aufla-
gehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung
der Versauerung in Waldböden. Ber. d. Forschungszentr.
Waldökosysteme, Bd. 7.

1.3 Wässriger Mineralbodenextrakt (1:2 Extrakt)

Labor : Landwirtschaftliche Untersuchungs- und For-
schungsanstalt Speyer

Laborleiter: Dr. E. Koch

Gewinnung des wässrigen Extraktes

Ein Gewichtsteil luftgetrockneten und gesiebten Bodens wird
mit 2 Gewichtsteilen H_2O (demin) verrührt. Diese Suspension
bleibt 24 Stunden stehen und wird dabei mindestens 5 mal mit
einem Spatel gut durchgerührt. Danach wird die Suspension
ohne Vorschaltung eines Glasfilters membranfiltriert (0,45
 μm Porenweite)

Mineralanalyse

Die gewonnene Teilprobe wurde im Achatmörser per Hand fein gemörsert und auf einen Präparateträger (Präparatelänge 30 mm, Präparatedicke 0,1 mm) trocken aufgetragen. Anschließend wurden die Minerale nach dem Prinzip der Röntgenbeugung mit einem Röntgendiffraktometer bestimmt.

Meßbedingungen: Divergenzblende $0,5^\circ$, Zählrohrblende 0,1 mm, Goniometergeschwindigkeit $1^\circ 2 \theta/\text{min}$, Papiervorschub 10 mm/min, Zeitkonstante 1 s, Meßbereich 10^3 imp/s, Cu $K\alpha$ -Strahlung (50 kV, 20 mA).

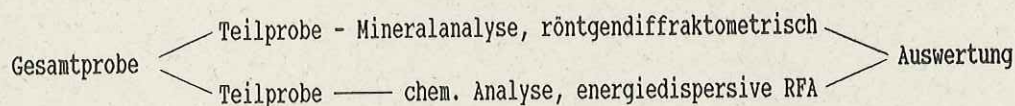
Chemische Gesamtanalyse

Die zweite gewonnene Teilprobe wurde zunächst bei 1050°C , 30 min geglüht, mit Spektromelt (LiBO_4) gemischt und anschließend bei 1200°C geschmolzen.

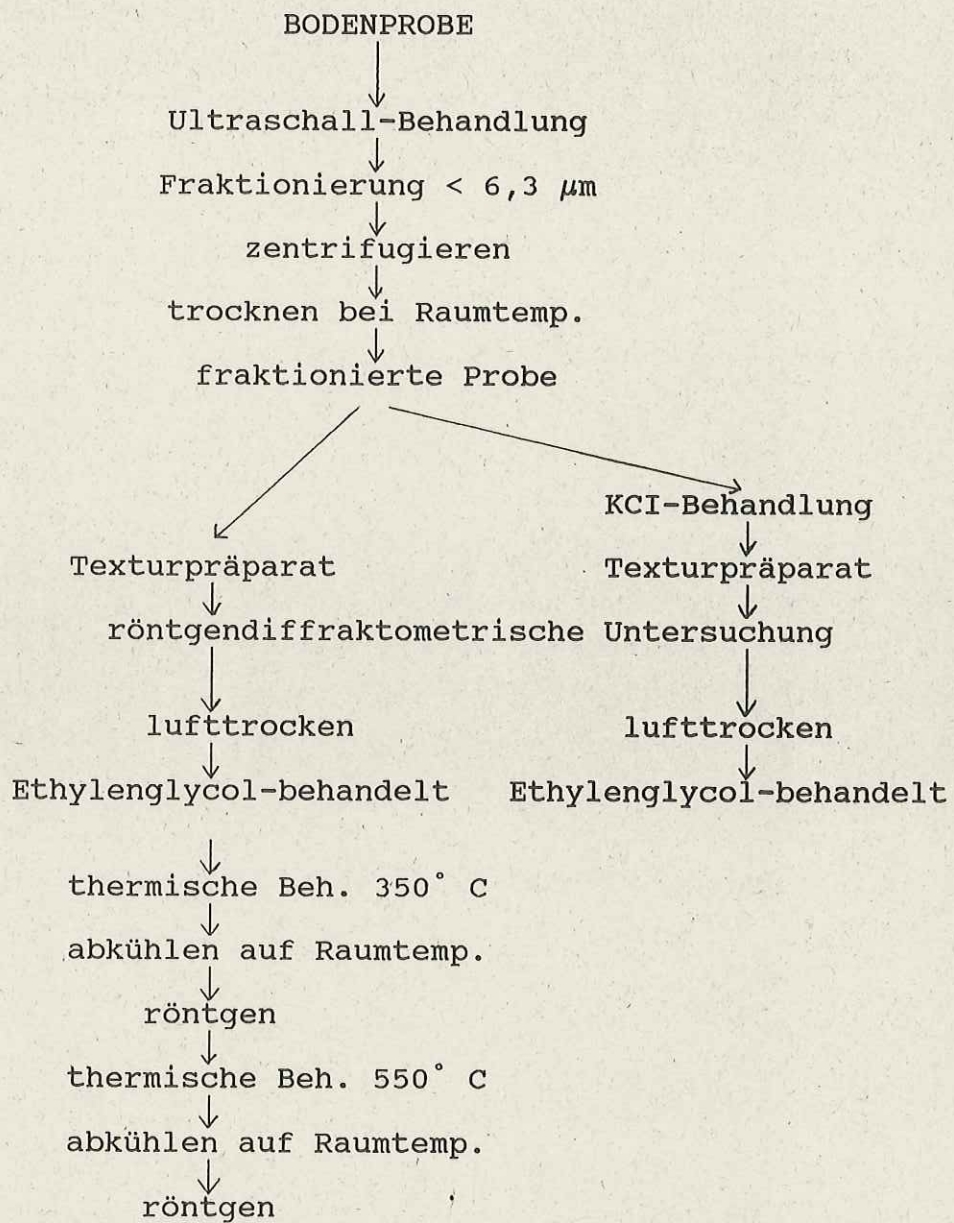
Die so gewonnene Schmelztablette wurde mit einem energiedispersiven Röntgenfluoreszenz-Analysen-System (RFA) 400 s bei 10 kV auf die Hauptelemente hin untersucht.

Ein Rechner vergleicht die gemessenen Spektren mit Standards und berechnet die Anteile der Hauptelemente in Gewichtsprozent.

Verfahrensablauf: 1. Quantitative Mineralanalyse



Verfahrensablauf: 2. Genauere Identifizierung der Tonminerale



Auswertung der quantitativen Mineralanalyse

Jedes in der Probe vorhandene Mineral erzeugt in dem Röntgendiffraktogramm bei bestimmten 2 Theta-Winkeln für das Mineral charakteristische Reflexe. Durch die Intensität der einzelnen Reflexe können quantitative Anteile der entsprechenden Minerale abgeschätzt werden.

Durch die chemische Gesamtanalyse können die Hauptelemente (Na_2O , MgO , Al_2O_3 , SiO_2 , K_2O , CaO , TiO_2 und Fe_2O_3) den analysierten Mineralen zugeordnet werden (z.B. Quarz 100 % SiO_2 , Illit 6 % K_2O), wodurch die quantitative Abschätzung der Mineralanteile relativ genau wird.

Identifizierung des Entwicklungszustandes der Tonminerale

1. Aufbereitung

- Ultraschallbehandlung,
- Fraktionierung der Feinschluff- und Tonfraktion ($< 6,3 \mu\text{m}$) nach dem Atterbergverfahren,
- zentrifugieren,
- trocknen bei Raumtemperatur.

2. Von allen Proben wurde je ein Texturpräparat (smear on glass), von den KCl-behandelten je zwei Texturpräparate angefertigt.

3. Röntgendiffraktometrische Untersuchungen

- unbehandelt
 - a) lufttrocken: $30-2^\circ 2\theta$
 - b) Ethylenglycol (60°C , $\geq 15 \text{ h}$): $22-2^\circ 2\theta$
 - c) thermische Behandlung (2 h; geröntgt nach Abkühlung auf Raumtemperatur): 1. 350°C , $22-2^\circ 2\theta$; 2. 550°C , $22-2^\circ 2\theta$
- KCl-Behandlung: (1 N KCl-Lösung)
 - a) lufttrocken: $30-2^\circ 2\theta$
 - b) Ethylenglycol (60°C , $\geq 15 \text{ h}$): $22-2^\circ 2\theta$

**ANHANG 1, Teil 2: Rasterpunktbezogene Zusammenstellung der
Untersuchungsbefunde - Muster der 4
Reports -**

Report 1: Ergebnisse der Standortsaufnahme

Report 2: Daten der Humus- und Mineralbodenanalyse
-Festphase und austauschbarer Ionenpool-

Report 3: Daten der Mineral- und Nadelanalyse sowie
der Kronenzustandserhebung

Report 4: Ergebnisse der Analyse des wässrigen
Bodenextraktes

REPORT 1 (Muster)

Forstamt: Annweiler Forstrevier: Bürgerwald Waldort: IV 3 a/b Rasterpunkt-Nr. 56
 Allgemeine Titeldaten: Rechtswert: 3416 Hochwert: 5459 Wuchsgebiet: Pfälzerwald
 Aufnahmedatum: 21. 7.1989

Daten über Aufnahmesituation: Höhe in m: 390 Reliefform: Mittelhang Hangneigung: in % 65 -richtung: 0
 Niederschläge in mm: pro Jahr: 900 in der Vegetationszeit: 410
 Temperatur in °C: " " 8,0 " " " 14,8

Forstliche Daten: Waldfunktion: Naturpark
 Vorbestandsgeschichte: Laubwald
 Forstliche Bodenbearbeitung: keine

Anthropog. Beeinflussung: keine
 Begründungsjahr: 1895 -art: Naturverjüngung
 Baumarten: Anteil in %
 Buche 60
 Fichte: alle Picea-Arten 40 Bestandesstruktur: stufig
 Mischungsform: gruppenweise
 Schlussgrad: geschlossen

Es wurde nicht gedüngt

Profilbeschreibung: Humus
 Lagen Mächtigkeit HUMUSFORM: feinhumusarmer Moder -
 L 3 cm
 Of 2 cm
 Oh 1 cm

Profilbeschreibung: Bodenhorizonte				LAGERUNGS-				nutzbare Wasser-	
HORIZONT	TIEFE(cm)	BODENART	SKEL(%)	HUMUSGEH.	GEFÜGE	DICHTE	CARBONATGEH.	DURCHWURZELUNG	speicherkapazität(mm)
Aeh	5	Su3	1	3	koh	gering	f	stark	11.6
Bv	90	Su2	2	0	koh	gering	f	mittel	109.8
Cv	120	Su1	2	0	ein	mittel	f	sehr schwach	0.0
Wurzeltiefe (cm):									75 121.4

Beschreibung des Bodenprofils
 AUSGANGSGESTEIN 41.52 HS
 0.00
 (s. Anlage)
 BESCHREIBUNG DES BODENTYPS: podsolige Braunerde
 Trophie: arm/mittel
 Frische-o.Leistungstufe: sehr frisch
 Standortseinheit: Ka/ml Grundform: II

REPORT 2 (Muster)

Forstamt: Annweiler

Forstrevier: Bürgerwald

Waldort: IV 3 a/b

Rasterpunkt-Nr. 56

Analysedaten Humus

pH in H₂O: 3.20 in KCl: 2.75 in CaCl₂: 2.93

Humusmenge (Trockengewicht) in t/ha: 132.428

	C	N	P	K	Ca	Mg	Mn	Fe	Al	Si	Asche
Stoffgehalt mg/g:	230.800	9.400	0.530	1.621	1.277	0.501	0.226	4.322	6.680	246.570	0.000
Stoffvorräte kg/ha:		1244.823	70.187	214.639	169.111	66.346	29.915	572.380	884.593	32652.8	

	Pb	Cu	Zn	Cd	Verhältnis:
Stoffgehalt mg/kg:	84.480	10.120	39.290	0.690	C/N: 24.553
Stoffvorräte kg/ha:	11.188	1.340	5.203	0.091	C/P: 435.472

Analysedaten Mineralboden

Tiefenstufe	Skel.	TRD	pH H ₂ O	pH KCl	pH CaCl ₂	Corg mg/g	Humus-gehalt in %	N mg/g	N Vorrat kg/ha	P mg/g	P Vorrat kg/ha	C/N	C/P	
Nr.	in cm	%	g/cm ³											
1.	0 - 5	1	1.04	3.59	2.90	3.05	45.00	7.7	1.70	875.16	0.22	113.50	26.471	204.110
2.	5 - 10	4	1.40	4.44	3.20	3.35	28.80	5.0	1.10	739.20	0.16	110.51	26.182	175.120
3.	10 - 30	9	1.43	4.86	4.00	4.10	12.20	2.1	0.50	1301.30	0.13	342.02	24.400	92.836
4.	30 - 60	11	1.48	4.97	4.05	4.20	4.80	0.8	0.30	1185.50	0.60	2378.90		
5.	60 - 90	9	1.60	4.87	4.02	4.15	2.00	0.3	0.20	873.60	0.34	1492.30		
6.	90 - 140			4.65	3.98	4.10	1.90	0.3	0.00		0.10			
7.	140 - 200			4.56	3.82	3.92	0.80	0.1	0.00		0.12			

Summe

4974.76

4437.23

Nr.	H nymol IA/g	Na nymol IA/g	K nymol IA/g	K Vorrat kg/ha	Mg nymol IA/g	Mg Vorrat kg/ha	Ca nymol IA/g	Ca Vorrat kg/ha	Al nymol IA/g	Mn nymol IA/g	Fe nymol IA/g
1.	16.755	0.261	1.299	26.15	0.757	4.74	2.954	30.48	30.167	0.379	3.566
2.	6.510	0.313	0.829	21.77	0.461	3.76	1.317	17.74	37.686	0.291	2.814
3.	0.000	0.104	0.501	51.01	0.428	13.53	0.559	29.15	22.469	0.466	0.000
4.	0.000	0.313	0.491	75.87	0.164	7.90	0.339	26.87	16.018	0.291	0.000
5.	0.000	0.191	0.481	82.12	0.099	5.24	0.200	17.47	14.861	0.146	0.000
6.	0.000	0.157	0.849		0.066		0.000		15.751	0.000	0.000
7.	0.000	0.244	0.982		0.164		0.000		16.151	0.218	0.000

Summe

256.92

35.18

121.71

Nr.	Ake (=Sum) nymol IA/g	Sättigung des Austauschers (mol Ionenäquivalent)			Sum = Na+K+Mg+Ca+H+Al+Mn+Fe mit Protonen und Eisen (H+Fe)/Sum	
		mit Nährstoffen K/Sum	Mg/Sum	Ca/Sum		
1.	56.137	0.023	0.013	0.053	0.906	0.362
2.	50.221	0.016	0.009	0.026	0.942	0.186
3.	24.528	0.020	0.017	0.023	0.935	0.000
4.	17.617	0.028	0.009	0.019	0.926	0.000
5.	15.977	0.030	0.006	0.012	0.939	0.000
6.	16.822	0.050	0.004	0.000	0.936	0.000
7.	17.760	0.055	0.009	0.000	0.922	0.000

REPORT 3 (Muster)

Forstamt: Annweiler

Forstrevier: Bürgerwald

Waldort: IV 3 a/b

Rasterpunkt-Nr. 56

Mineralboden:

Chemische Gesamtanalyse in %:

Tiefenst. (cm)	Na2O	MgO	Al2O3	SiO2	K2O	CaO	TiO2	Fe2O3	Glühverlust
5 - 10	0.00	0.20	7.17	88.68	2.05	0.06	0.51	1.29	6.52
90 - 140	0.05	0.31	7.35	88.45	2.03	0.00	0.39	1.38	1.24

Quantitative Mineralanalyse:

Tiefenst. (cm)	Feld- Quarz	Cal- späte	Dolo- cit	Horn- mit	Hörn- blende	Goethit	Häma- tit	Illit/ Muscovit	Kao- lin	Chlorit	Smektit	mixed- layer	TM	Org. übrige Substanz
5 - 10	74	18	0	0	0	0	0	3	0	2	0	0	0	3
90 - 140	75	15	0	0	0	0	0	6	0	4	0	0	0	0

Nadelanalysedaten in mg/g:	K	Mg	Ca	Mn	N	P	S	Cl	Na	Fe	Si
Fichtennadeln 1. Nadeljahrgang	5.800	0.715	3.350	1.350	15.1	1.5	1.170	0.310	0.008	0.052	2.600
3. Nadeljahrgang	5.050	0.350	4.050	1.550	13.6	1.0	1.209	0.244	0.016	0.086	6.800
Kiefernadeln 1. Nadeljahrgang											

Nadelanalysedaten in mg/g:	Zn	Cu	Cd	Pb	Al	Asche
Fichtennadeln 1. Nadeljahrgang	0.029	0.0029	0.000130	0.0005	0.0910	0.0031
3. Nadeljahrgang	0.017	0.0014	0.000080	0.0008	0.2070	0.0042
Kiefernadeln 1. Nadeljahrgang						

Waldschäden 1989: mittlerer Kronenzustand der 3 'Analyseebäume': Fichte: 22 % Nadelverlust, 5 % Nadelvergilbung

Daten der 'TWE-Bäume' (TWE= terrestrische Waldschadenserhebung) nach Baumartengruppen:

	Fichte	Kiefer	Buche	Eiche	Sonstige	Gesamt
Anzahl	11	0	13	0	0	24
Alter (durchschnittl.)	96	0	96	0	0	96
mittlerer Nadel/Blatt- verlust (%)	20	0	20	0	0	20
Anteil deutl. geschädig- ter Bäume (n)	1	0	2	0	0	3
(%)	9	0	15	0	0	13

Report 4 (Muster)

W Ä S S R I G E R B O D E N E X T R A K T			Rasterpunkt - Nr : 56
Forstamt : Annweiler	Forstrevier : Bürgerwald	Waldort : IV 3 a/b	
Oberboden : 10 cm bis 30 cm			

ph(H ₂ O) 4,85	Analysedaten in mg / l Lösung ==> ppm					
	Na	K	Mg	Ca	NH ₄ -N	NO ₃ -N
	1,13	1,63	0,70	1,07	0,85	0,17
DOC mg C / l 44,6	Cl	SO ₄ -S	PO ₄ -P	Al	Mn	Fe
	1,94	4,17	0,009	3,04	1,92	0,20

Ionenanteile und Ionenverhältnisse							
Anionen	Kationen	Anionen - Überschuß in %	Aziditäts - grad	Ca/Al	Ca/H	Mg/Al	K/Ca
0,33	0,69	52,89	0,68	0,237	1,890	0,256	1,557
NH ₄ /K	NH ₄ /Mg	NH ₄ /NO ₃	NH ₃ /Cl	NO ₃ /KAT	SO ₄ /Cl	SO ₄ /KAT	Cl/KAT
1,452	1,047	4,971	0,225	0,017	4,815	0,375	0,078

W Ä S S R I G E R B O D E N E X T R A K T			Rasterpunkt - Nr : 56
Forstamt : Annweiler	Forstrevier : Bürgerwald	Waldort : IV 3 a/b	
Unterboden : 140 cm bis 200 cm			

ph(H ₂ O) 4,74	Analysedaten in mg / l Lösung ==> ppm					
	Na	K	Mg	Ca	NH ₄ -N	NO ₃ -N
	1,26	3,88	0,63	1,22	0,18	0,11
DOC mg C / l 9,1	Cl	SO ₄ -S	PO ₄ -P	Al	Mn	Fe
	0,93	7,50	0,012	0,89	2,22	0,06

Ionenanteile und Ionenverhältnisse							
Anionen	Kationen	Anionen - Überschuß in %	Aziditäts - grad	Ca/Al	Ca/H	Mg/Al	K/Ca
0,50	0,48	-4,74	0,43	0,923	1,673	0,780	3,260
NH ₄ /K	NH ₄ /Mg	NH ₄ /NO ₃	NH ₃ /Cl	NO ₃ /KAT	SO ₄ /Cl	SO ₄ /KAT	Cl/KAT
0,130	0,250	1,636	0,299	0,016	17,821	0,974	0,055

ANHANG 2

SPANNE UND PERZENTILGRENZEN DER SUMMENHÄUFIGKEITSVERTEILUNGEN DER NADELANALYTISCHEN UND BODENCHEMISCHEN UNTERSUCHUNGSBEFUNDE

Tab. 1.1 u. 1.2: Nadelanalysen der Rastererhebung 1989 in Rheinland-Pfalz; Nähr- und Schadstoffgehalte in Fichten und Kiefernadeln

Tab. 2: Nadelanalysen der IWE 1983 in Rheinland-Pfalz; Nähr- und Schadstoffgehalte in Fichtennadeln

Tab. 3: Humusanalysen der Rastererhebung 1989 in Rheinland-Pfalz; Stoffgehalte, Stoffvorräte und ökochemische Kennwerte in der Humusaufgabe

Tab. 4: Mineralbodenanalysen der Rastererhebung 1989 in Rheinland-Pfalz; Stoffgehalte, Stoffvorräte und ökochemische Kennwerte der Festphase und des austauschbar gebundenen Ionenpools in 7 Mineralbodentiefenstufen

Tab. 5.1 u. 5.2: Analysen des wässrigen Bodenextrakts der Rastererhebung 1989 in Rheinland-Pfalz, Stoffgehalte des löslichen Ionenpools in jeweils einer Tiefenstufe des Ober- und Unterbodens

Tab. 5.3 u. 5.4: Analysen des wässrigen Bodenextraktes der Rastererhebung 1989 in Rheinland-Pfalz; Ökochemische Kennwerte des löslichen Ionenpools

Erläuterungen zu Anhang 2

Durch die Perzentile wird das Kollektiv der Untersuchungsergebnisse in 5 Klassen unterschiedlicher Klassenbreite aufgeteilt:

(nähere Erläuterungen siehe Text Kap. 3.1)

NN	= relativ sehr niedrig	=	< 15 %	der Summenhäufigkeitsverteilung
N	= relativ niedrig	=	15 - < 35 %	der Summenhäufigkeitsverteilung
M	= mittel	=	35 - < 65 %	der Summenhäufigkeitsverteilung
H	= relativ hoch	=	65 - < 85 %	der Summenhäufigkeitsverteilung
HH	= relativ sehr hoch	=	≤ 85 %	der Summenhäufigkeitsverteilung

Anzahl der in die Berechnung der Summenhäufigkeitsverteilung eingegangenen Rasterpunkte:

Tab. 1.1	:	60 Rasterpunkte
Tab. 1.2	:	30 Rasterpunkte
Tab. 2	:	112 Rasterpunkte
Tab. 3	:	141 Rasterpunkte
Tab. 4.1 bis 4.33:	Tiefenstufe 0 - 5 cm	143 Rasterpunkte
	Tiefenstufe 5 - 10 cm	143 Rasterpunkte
	Tiefenstufe 10 - 30 cm	143 Rasterpunkte
	Tiefenstufe 30 - 60 cm	142 Rasterpunkte
	Tiefenstufe 60 - 90 cm	133 Rasterpunkte
	Tiefenstufe 90 - 140 cm	99 Rasterpunkte
	Tiefenstufe 140 - 200 cm	39 Rasterpunkte
Tab. 5.1 und 5.3	:	124 Rasterpunkte
Tab. 5.2 und 5.4	:	122 Rasterpunkte

Tab. 1.1: Nadelanalysen der Rastererhebung 1989 in Rheinland-Pfalz; Spanne und Perzentilgrenzen der Summhäufigkeitsverteilung sowie Medianwerte aller Rasterpunkte für die Nähr- und Schadstoffgehalte in Fichten-Nadeln (i.d.R. in mg/kg TS; für N, P und Asche in %)

Element	Njg.	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.	Median
			15	35	65	85		
N	1	1,19	1,32	1,45	1,53	1,62	1,72	1,48
	3	1,08	1,23	1,29	1,39	1,48	1,70	1,37
P	1	0,09	0,11	0,12	0,14	0,16	0,20	0,13
	3	0,07	0,09	0,10	0,11	0,12	0,18	0,10
K	1	3000	4150	4850	5650	7000	7800	5400
	3	2350	3300	4000	4900	5700	7250	4430
Ca	1	1850	2450	3150	4400	5700	12400	3600
	3	1650	3200	4750	8300	10900	19800	6200
Mg	1	255	610	730	885	980	1500	800
	3	240	375	470	620	875	1200	540
Mn	1	235	680	1450	2250	3200	4550	1800
	3	195	780	2050	3350	5200	8800	2700
Fe	1	47	59	70	95	115	173	85
	3	58	80	90	112	135	615	102
Cu	1	2,00	2,30	2,80	3,10	3,40	4,60	2,9
	3	1,10	1,50	1,80	2,40	2,80	3,70	2,0
Zn	1	15	26	30	39	49	73	35
	3	16	19	24	35	47	100	28
Na	1	1	11	19	37	50	160	27
	3	9	20	31	60	100	320	46
Si	1	1100	1700	2200	2700	4100	8900	2400
	3	2300	5000	6600	8300	11500	15800	7200
Al	1	54	66	81	106	151	223	87
	3	86	115	143	183	214	994	154
S	1	805	884	950	1047	1133	1435	996
	3	823	892	1029	1270	1379	1716	1167
Cl	1	310	388	478	613	804	1292	535
	3	244	352	445	630	925	1653	528
Pb	1	0,34	0,59	0,85	1,15	1,35	2,26	0,98
	3	0,48	1,07	1,40	1,97	2,35	5,39	1,63
Cd	1	0,04	0,08	0,13	0,22	0,29	0,63	0,17
	3	0,04	0,08	0,12	0,19	0,29	0,51	0,15
Asche	1	2,14	2,73	3,12	3,45	3,89	5,77	3,30
	3	2,54	3,76	4,88	5,47	6,41	9,11	5,19

Tab. 1.2: Nadelanalysen der Rastererhebung 1989 in Rheinland-Pfalz; Spanne und Perzentilgrenzen der Summenhäufigkeitsverteilung sowie Medianwerte aller Rasterpunkte für die Nähr- und Schadstoffgehalte in Kiefern-Nadeln (i.d.R. in mg/kg TS; für N, P und Asche in %)

Element	Njg.	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.	Median
			15	35	65	85		
N	1	1,23	1,46	1,59	1,75	1,81	1,93	1,70
P	1	0,05	0,11	0,12	0,12	0,15	0,16	0,12
K	1	3400	4400	4650	5150	5500	6950	5000
Ca	1	1650	1950	2100	2700	3000	3800	2400
Mg	1	445	610	690	750	1000	1340	735
Mn	1	125	290	540	935	1090	2050	815
Fe	1	53	69	79	97	120	130	92
Cu	1	2,60	3,10	3,30	3,90	4,30	4,70	3,6
Zn	1	36	42	47	52	59	69	49
Na	1	11	17	27	38	64	190	30
Si	1	300	600	700	1300	1500	2500	900
Al	1	94	196	208	259	303	364	234
S	1	1012	1105	1159	1212	1272	1466	1196
Cl	1	284	339	378	447	499	563	409
Pb	1	1,30	2,14	2,70	3,00	3,58	4,62	2,84
Cd	1	0,07	0,11	0,15	0,19	0,26	0,78	0,17
Asche	1	2,13	2,19	2,27	2,45	2,65	2,82	2,33

Tab. 2: Nadelanalysen der IWE 1983 in Rheinland-Pfalz; Spanne und Perzentilgrenzen der Summenhäufigkeitsverteilung sowie Medianwerte aller Punktmittelwerte der Nähr- und Schadstoffgehalte in Fichten-Nadeln (i.d.R. in mg/kg TS; für N, P und Asche in %)

Element	Njg.	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.	Median
			15	35	65	85		
N	1	0,93	1,36	1,44	1,54	1,63	2,08	1,51
	3	1,02	1,13	1,18	1,29	1,36	1,61	1,24
P	1	0,09	0,12	0,13	0,15	0,16	0,19	0,14
	3	0,06	0,09	0,10	0,11	0,12	0,15	0,10
K	1	3007	5020	5513	6347	7187	8573	5880
	3	3027	3700	4267	5027	5820	8487	4513
Ca	1	993	2714	3824	5075	6449	9500	4440
	3	1108	3024	4885	6597	8641	13038	5853
Mg	1	340	685	796	960	1103	1673	868
	3	172	387	477	599	760	1561	544
Mn	1	107	924	2095	3068	3825	6317	2739
	3	32	892	2268	3872	5044	8014	3321
Fe	1	30	56	75	101	122	368	85
	3	42	71	97	121	146	256	108
Cu	1	2,10	2,60	2,90	3,40	3,80	7,80	3,2
	3	1,40	1,70	1,90	2,30	2,90	6,50	2,1
Zn	1	20	24	29	34	42	58	32
	3	14	17	19	26	35	47	23
Na	1	9	19	33	47	67	231	39
	3	14	26	46	80	134	306	61
Si	1	1967	3600	4367	5567	6500	9000	4833
	3	5100	8300	9950	11833	13700	20533	11150
Al	1	51	104	125	146	178	295	135
	3	46	153	190	219	258	365	206
S	1	894	1112	1210	1318	1462	2211	1262
	3	879	1177	1337	1546	1798	2896	1407
Cl	1	327	481	584	736	880	2079	651
	3	248	338	416	546	717	2765	496
Pb	1	0,33	1,12	1,35	1,76	2,14	7,47	1,52
	3	1,30	1,47	2,02	2,65	3,22	11,0	2,3
Cd	1	0,02	0,09	0,16	0,23	0,36	0,65	0,2
	3	0,02	0,06	0,14	0,19	0,28	0,63	0,16
Asche	1	2,51	3,29	3,79	4,40	4,88	6,05	4,13
	3	3,20	4,54	5,24	5,99	6,70	8,46	5,59

Tab. 3: Humusanalysen der Rastererhebung 1989 in Rheinland-Pfalz; Stoffgehalte, Stoffvorräte und ökochemische Kennwerte in der Humusaufgabe

Komponente	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
pH (KCl)	2,53	2,83	3,10	3,69	4,20	5,75
pH (CaCl ₂)	2,75	3,05	3,30	3,91	4,43	5,80
Humusmenge (t/ha)	3	14	39	88	118	393
Stoffgehalte (mg/g)						
C	98,7	190,4	275,3	361,5	400,3	466,0
N	4,9	8,6	11,5	14,4	16,2	18,9
P	0,3	0,5	0,6	0,9	1,0	1,7
K	0,8	1,4	2,0	4,0	6,8	18,5
Ca	0,8	1,7	2,6	4,7	8,7	20,4
Mg	0,3	0,5	0,9	1,9	3,3	17,3
Mn	< 0,1	0,3	0,7	1,7	3,1	7,0
Fe	1,6	4,1	5,9	10,5	17,4	34,2
Al	2,2	4,9	8,0	15,6	23,9	41,0
Si	9,5	62,0	101,0	170,9	245,3	354,2
Pb	0,0242	0,0475	0,0810	0,1310	0,1897	1,2287
Cu	0,0065	0,0105	0,0131	0,0187	0,0233	0,0387
Zn	< 0,0001	0,0494	0,0686	0,0844	0,1016	0,1771
Cd	< 0,0002	< 0,0004	< 0,0005	0,0007	0,0008	0,0038
Verhältnis						
C/N	15	20	22	25	28	34
C/P	126	278	348	451	579	869
Stoffvorräte (kg/ha)						
N	27	208	481	1039	1480	3769
P	2	14	33	58	82	179
K	3	51	104	238	505	1180
Ca	10	83	141	240	411	1352
Mg	2	22	45	108	194	1430
Mn	< 1	20	36	69	123	268
Fe	17	72	288	778	1273	2359
Al	10	111	301	923	1898	4195
Pb	0,18	0,81	3,47	11,19	21,48	56,69
Cu	0,05	0,21	0,64	1,40	2,24	6,02
Zn	< 0,01	1,13	3,11	5,92	9,04	19,55
Cd	< 0,01	0,01	0,02	0,05	0,07	0,48

Tab. 4.1 bis 4.33: Mineralbodenanalysen der Rastererhebung
1989 in Rheinland-Pfalz; Stoffgehalte, Stoff-
vorräte und ökochemische Kennwerte der Fest-
phase und des austauschbar gebundenen Ionen-
pools in 7 Mineralboden-Tiefenstufen

4.1: pH (H₂O)

Tiefenstufe (cm)	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
0 - 5	3,15	3,72	3,93	4,20	4,48	7,35
5 - 10	3,15	3,93	4,12	4,37	4,57	7,45
10 - 30	3,71	4,13	4,31	4,55	4,87	7,77
30 - 60	3,86	4,23	4,48	4,76	5,22	8,48
60 - 90	3,96	4,35	4,61	5,02	5,70	8,68
90 - 140	4,26	4,58	4,78	5,41	6,37	8,66
140 - 200	4,15	4,76	4,93	5,47	6,62	8,61

4.2: pH (CaCl₂)

Tiefenstufe (cm)	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
0 - 5	2,70	3,03	3,25	3,60	3,98	7,10
5 - 10	2,80	3,27	3,56	3,74	4,02	7,20
10 - 30	2,80	3,69	3,80	4,00	4,20	7,60
30 - 60	3,53	3,80	3,95	4,18	4,53	7,77
60 - 90	3,48	3,80	4,00	4,22	4,88	7,85
90 - 140	3,35	3,80	3,98	4,23	5,15	7,95
140 - 200	3,70	3,90	4,00	4,40	5,60	7,97

4.3: pH (KCl)

Tiefenstufe (cm)	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
0 - 5	2,43	2,81	3,04	3,39	3,71	6,90
5 - 10	2,50	3,07	3,30	3,50	3,79	6,95
10 - 30	2,58	3,34	3,52	3,77	4,00	7,15
30 - 60	2,95	3,40	3,68	3,98	4,25	7,50
60 - 90	2,85	3,40	3,65	4,00	4,44	7,52
90 - 140	2,95	3,43	3,65	3,95	4,38	7,90
140 - 200	3,10	3,60	3,80	4,00	4,88	7,74

4.4: Kohlenstoffgehalt (%)

Tiefenstufe (cm)	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
0 - 5	0,09	2,55	3,48	5,30	6,80	12,09
5 - 10	0,08	1,37	2,14	3,05	4,13	14,59
10 - 30	0,45	0,87	1,21	1,86	3,31	10,63
30 - 60	0,21	0,35	0,50	0,73	1,41	6,64
60 - 90	< 0,01	0,14	0,20	0,37	0,84	6,51
90 - 140	< 0,01	0,05	0,10	0,21	0,35	2,65
140 - 200	< 0,01	< 0,01	0,06	0,16	0,40	3,48

4.5: Stickstoffgehalt (%)

Tiefenstufe (cm)	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
0 - 5	< 0,01	0,12	0,17	0,28	0,39	0,63
5 - 10	< 0,01	0,07	0,11	0,18	0,28	0,80
10 - 30	0,03	0,05	0,07	0,13	0,19	0,61
30 - 60	< 0,01	0,03	0,05	0,08	0,11	0,35
60 - 90	< 0,01	< 0,01	0,03	0,07	0,09	0,30
90 - 140	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,06	0,08	0,16
140 - 200	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,04	0,07	0,13

4.6: Phosphorgehalt (mg/100g)

Tiefenstufe (cm)	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
0 - 5	< 1	15	25	43	60	200
5 - 10	6	12	20	37	52	189
10 - 30	3	11	18	36	48	192
30 - 60	6	10	16	31	43	193
60 - 90	4	9	18	32	44	222
90 - 140	3	8	14	33	44	221
140 - 200	4	7	11	32	43	61

4.7: C/N-Verhältnis (nur für Humusgehalt > 2 %)

Tiefenstufe (cm)	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
0 - 5	< 10	14	18	21	25	33
5 - 10	< 10	13	15	20	25	37
10 - 30	< 10	11	13	19	24	> 40
30 - 60	-	-	-	-	-	-
60 - 90	-	-	-	-	-	-
90 - 140	-	-	-	-	-	-
140 - 200	-	-	-	-	-	-

4.8: C/P-Verhältnis (nur für Humusgehalt > 2 %)

Tiefenstufe (cm)	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
0 - 5	42	84	109	176	245	750
5 - 10	23	56	77	119	174	529
10 - 30	16	37	54	90	129	485
30 - 60	-	-	-	-	-	-
60 - 90	-	-	-	-	-	-
90 - 140	-	-	-	-	-	-
140 - 200	-	-	-	-	-	-

4.9: Effektive Kationenaustauschkapazität (AKE)
($\mu\text{mol IÄ/g}$)

Tiefenstufe (cm)	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
0 - 5	19	49	70	101	137	652
5 - 10	23	37	60	80	103	627
10 - 30	15	26	42	62	79	562
30 - 60	8	16	35	57	90	574
60 - 90	5	11	30	56	91	700
90 - 140	5	12	25	65	104	508
140 - 200	4	7	16	74	112	444

4.10: austauschbarer Kalziumgehalt ($\mu\text{mol IÄ/g}$)

Tiefenstufe (cm)	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
0 - 5	0,8	2,4	5,0	9,2	26,9	614,8
5 - 10	0,2	1,1	1,9	3,8	21,3	596,8
10 - 30	0,2	0,5	1,1	2,3	12,1	538,4
30 - 60	< 0,1	0,3	0,8	3,8	26,1	546,4
60 - 90	< 0,1	0,3	0,7	7,0	40,1	546,0
90 - 140	< 0,1	0,3	1,1	12,1	63,1	446,6
140 - 200	< 0,1	0,2	0,5	34,9	67,3	422,8

4.11: austauschbarer Magnesiumgehalt ($\mu\text{mol IÄ/g}$)

Tiefenstufe (cm)	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
0 - 5	0,3	0,9	1,6	2,8	5,7	126,6
5 - 10	0,2	0,5	0,8	1,3	4,6	114,5
10 - 30	0,1	0,2	0,4	1,0	3,9	129,9
30 - 60	< 0,1	0,1	0,3	2,6	16,9	143,9
60 - 90	< 0,1	0,1	0,3	10,9	26,0	140,0
90 - 140	< 0,1	0,1	0,6	16,0	28,3	157,9
140 - 200	< 0,1	0,1	0,2	19,4	32,2	45,1

4.12: austauschbarer Kaliumgehalt ($\mu\text{mol I}\ddot{\text{A}}/\text{g}$)

Tiefenstufe (cm)	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
0 - 5	0,3	1,0	1,6	2,5	3,8	16,6
5 - 10	0,2	0,7	1,2	1,9	2,8	21,3
10 - 30	0,2	0,5	1,0	1,6	2,3	8,5
30 - 60	0,1	0,4	0,9	1,8	2,4	37,4
60 - 90	0,1	0,4	0,9	1,9	2,7	59,3
90 - 140	0,1	0,4	0,8	1,8	3,0	22,1
140 - 200	0,1	0,3	0,5	1,2	2,6	44,8

4.13: austauschbarer Natriumgehalt ($\mu\text{mol I}\ddot{\text{A}}/\text{g}$)

Tiefenstufe (cm)	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
0 - 5	0,1	0,4	0,6	0,9	1,4	4,4
5 - 10	< 0,1	0,3	0,5	0,8	1,2	5,1
10 - 30	< 0,1	0,3	0,5	0,8	1,4	4,6
30 - 60	< 0,1	0,3	0,5	0,9	1,8	9,2
60 - 90	< 0,1	0,3	0,5	1,0	2,1	5,5
90 - 140	< 0,1	0,3	0,5	1,2	2,4	6,6
140 - 200	< 0,1	0,2	0,5	1,1	3,0	13,9

4.14: austauschbarer Aluminiumgehalt ($\mu\text{mol I}\ddot{\text{A}}/\text{g}$)

Tiefenstufe (cm)	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
0 - 5	< 0,1	16,7	33,6	61,2	91,2	138,2
5 - 10	< 0,1	19,6	34,2	56,3	80,4	129,5
10 - 30	< 0,1	19,0	27,4	43,6	58,5	103,0
30 - 60	< 0,1	10,2	16,0	35,5	47,3	103,0
60 - 90	< 0,1	4,3	10,4	25,8	38,8	97,8
90 - 140	< 0,1	< 0,1	5,7	15,8	30,6	66,8
140 - 200	< 0,1	< 0,1	4,3	10,5	14,5	22,7

4.15: austauschbarer Mangengehalt ($\mu\text{mol I\ddot{A}/g}$)

Tiefenstufe (cm)	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
0 - 5	< 0,1	0,3	1,2	4,7	7,9	18,3
5 - 10	< 0,1	0,2	1,0	2,7	4,5	14,6
10 - 30	< 0,1	0,2	0,6	1,6	2,5	11,5
30 - 60	< 0,1	< 0,1	0,3	1,0	1,7	10,1
60 - 90	< 0,1	< 0,1	0,2	0,7	1,2	3,8
90 - 140	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,4	0,9	4,0
140 - 200	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,3	0,6	2,7

4.16: austauschbarer Eisengehalt ($\mu\text{mol I\ddot{A}/g}$)

Tiefenstufe (cm)	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
0 - 5	< 0,1	< 0,1	0,5	2,1	4,3	14,7
5 - 10	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,9	2,4	7,4
10 - 30	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,9	5,3
30 - 60	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,5	3,2
60 - 90	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	1,0
90 - 140	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	3,8
140 - 200	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,9

4.17: austauschbarer H^+ -Gehalt ($\mu\text{mol I\ddot{A}/g}$)

Tiefenstufe (cm)	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
0 - 5	< 0,1	0,6	3,9	3,5	18,9	34,2
5 - 10	< 0,1	< 0,1	1,0	3,6	7,0	29,2
10 - 30	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,8	2,0	18,8
30 - 60	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	1,3	6,5
60 - 90	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1	1,4	3,8
90 - 140	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,4	1,3	4,3
140 - 200	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	1,0	3,3

4.18: Kalziumsättigung des Kationenaustauschers (%)

Tiefenstufe (cm)	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
0 - 5	0,9	3,3	6,6	13,1	27,5	94,3
5 - 10	0,5	1,8	2,8	7,7	20,8	95,1
10 - 30	0,4	1,6	2,3	5,3	20,4	95,8
30 - 60	< 0,1	1,4	2,4	8,0	34,3	96,7
60 - 90	< 0,1	1,3	3,5	19,0	52,6	96,4
90 - 140	< 0,1	2,1	4,8	26,9	59,5	98,0
140 - 200	< 0,1	1,9	4,3	47,3	70,0	96,3

4.19: Magnesiumsättigung des Kationenaustauschers (%)

Tiefenstufe (cm)	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
0 - 5	0,7	1,3	1,9	3,5	6,5	42,5
5 - 10	0,6	0,9	1,2	2,2	4,8	47,1
10 - 30	0,5	0,7	0,9	2,1	5,8	56,3
30 - 60	0,3	0,6	1,0	4,3	20,0	92,2
60 - 90	0,3	0,8	1,3	16,4	28,2	58,6
90 - 140	0,4	1,0	2,5	24,3	36,6	72,2
140 - 200	0,4	0,9	1,8	24,6	34,6	62,1

4.20: Kaliumsättigung des Kationenaustauschers (%)

Tiefenstufe (cm)	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
0 - 5	0,4	1,4	1,9	2,8	3,9	13,5
5 - 10	0,4	1,3	1,7	2,6	3,6	22,1
10 - 30	0,3	1,4	1,9	2,8	3,8	14,1
30 - 60	0,1	1,7	2,4	3,3	4,1	28,1
60 - 90	0,1	2,0	2,7	3,8	4,7	28,7
90 - 140	< 0,1	2,0	2,9	3,8	4,9	28,2
140 - 200	0,1	1,5	2,7	4,0	5,5	31,0

4.21: Natriumsättigung des Kationenaustauschers (%)

Tiefenstufe (cm)	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
0 - 5	< 0,1	0,5	0,7	1,0	1,8	4,2
5 - 10	< 0,1	0,5	0,8	1,1	1,9	7,0
10 - 30	< 0,1	0,5	0,9	1,5	2,9	9,2
30 - 60	< 0,1	0,7	1,2	2,3	3,9	11,8
60 - 90	< 0,1	0,7	1,3	2,7	5,6	12,6
90 - 140	< 0,1	0,6	1,4	3,0	5,5	17,9
140 - 200	< 0,1	0,7	1,5	4,1	7,9	11,7

4.22: Aluminiumsättigung des Kationenaustauschers (%)

Tiefenstufe (cm)	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
0 - 5	< 0,1	32,5	52,7	68,9	76,2	92,9
5 - 10	< 0,1	47,7	68,2	81,6	88,0	93,2
10 - 30	< 0,1	58,0	78,8	88,0	91,9	96,0
30 - 60	< 0,1	23,7	74,4	88,6	92,0	94,9
60 - 90	< 0,1	4,7	51,9	84,7	91,1	96,5
90 - 140	< 0,1	< 0,1	25,3	77,4	89,0	93,8
140 - 200	< 0,1	< 0,1	8,3	82,5	89,3	92,2

4.23: Mangansättigung des Kationenaustauschers (%)

Tiefenstufe (cm)	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
0 - 5	< 0,1	0,4	1,5	5,3	9,0	22,0
5 - 10	< 0,1	0,2	1,8	3,6	6,3	14,8
10 - 30	< 0,1	0,4	1,4	2,8	4,7	18,1
30 - 60	< 0,1	< 0,1	0,8	2,2	3,4	13,6
60 - 90	< 0,1	< 0,1	0,3	1,5	2,5	5,9
90 - 140	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,7	1,7	5,4
140 - 200	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,5	2,2	4,6

4.24: Eisensättigung des Kationenaustauschers (%)

Tiefenstufe (cm)	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
0 - 5	< 0,1	< 0,1	0,5	3,4	5,5	9,6
5 - 10	< 0,1	< 0,1	< 0,1	1,4	4,9	11,1
10 - 30	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	2,1	11,3
30 - 60	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,8	6,2
60 - 90	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	5,3
90 - 140	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	10,8
140 - 200	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	3,5

4.25: H⁺-Sättigung des Kationenaustauschers (%)

Tiefenstufe (cm)	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
0 - 5	< 0,1	1,0	4,1	12,2	30,8	55,4
5 - 10	< 0,1	< 0,1	1,4	4,4	16,6	53,4
10 - 30	< 0,1	< 0,1	< 0,1	1,2	3,7	34,3
30 - 60	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	2,5	9,1
60 - 90	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1	2,5	5,2
90 - 140	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,8	2,6	9,9
140 - 200	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	1,2	4,0

4.26: Sättigung des Kationenaustauschers mit Ma-Kationen (Prozentualer Anteil der Ionen Al + Mn + Fe + H an der AKe)

Tiefenstufe (cm)	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
0 - 5	0,1	61,3	78,8	88,4	91,9	97,0
5 - 10	0,1	71,0	85,5	91,7	94,6	97,3
10 - 30	< 0,1	65,2	87,7	92,6	94,7	97,5
30 - 60	< 0,1	27,3	78,9	90,7	93,8	97,2
60 - 90	< 0,1	7,2	57,4	88,0	92,2	96,5
90 - 140	< 0,1	0,2	28,5	80,0	89,2	94,1
140 - 200	< 0,1	0,2	11,3	82,5	89,3	92,2

4.27: Sättigung des Kationenaustauschers mit Mb-Kationen
(Prozentualer Anteil der Ionen Ca + Mg + K + Na an der AKe)

Tiefenstufe (cm)	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
0 - 5	3,0	8,1	11,6	21,2	38,7	99,9
5 - 10	2,7	5,4	8,3	14,5	29,0	99,9
10 - 30	2,5	5,3	7,4	12,3	34,8	100,0
30 - 60	2,8	6,2	9,3	21,1	72,7	100,0
60 - 90	3,5	7,8	12,0	42,6	92,8	100,0
90 - 140	5,9	10,8	20,0	71,5	99,8	100,0
140 - 200	7,8	10,7	17,5	88,7	99,8	100,0

4.28: Sättigung des Kationenaustauschers mit starken Säuren
(Prozentualer Anteil der Ionen Fe + H an der AKe)

Tiefenstufe (cm)	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
0 - 5	< 0,1	1,3	5,2	16,0	35,9	57,2
5 - 10	< 0,1	< 0,1	2,1	6,7	22,7	54,9
10 - 30	< 0,1	< 0,1	< 0,1	2,4	4,5	37,6
30 - 60	< 0,1	< 0,1	< 0,1	1,0	3,1	12,4
60 - 90	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,6	2,6	6,3
90 - 140	< 0,1	< 0,1	< 0,1	1,4	3,3	10,8
140 - 200	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	2,1	5,6

4.29: Stickstoffvorrat (kg/ha)

Tiefenstufe (cm)	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
bis 30	1036	2308	3012	4420	5711	15518
bis 60	1286	3409	4195	6592	8257	28219
bis 90	1286	3675	5001	7756	10646	33535

4.30: Phosphorvorrat (kg/ha)

Tiefenstufe (cm)	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
bis 30	134	432	596	981	1297	2329
bis 60	261	786	1048	1762	2456	5410
bis 90	261	996	1529	2353	3484	7449

4.31: Vorrat an austauschbarem Kalzium (kg/ha)

Tiefenstufe (cm)	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
bis 30	27	64	111	207	855	34439
bis 60	32	90	156	401	2313	80429
bis 90	36	112	180	783	3289	125902

4.32: Vorrat an austauschbarem Magnesium (kg/ha)

Tiefenstufe (cm)	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
bis 30	6	16	23	49	145	5691
bis 60	10	21	34	107	554	9633
bis 90	10	25	46	296	1232	13329

4.33: Vorrat an austauschbarem Kalium (kg/ha)

Tiefenstufe (cm)	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
bis 30	24	81	116	187	274	1182
bis 60	56	133	187	359	528	5360
bis 90	59	168	247	527	818	10983

Tab. 5.1: Analysen des wässrigen Bodenextraktes der Rastererhebung 1989 in Rheinland-Pfalz; Stoffgehalte des löslichen Ionenpools

- Oberboden -

Komponente	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
pH	3,63	4,19	4,45	4,66	4,88	8,00
DOC (mg C / l)	9,7	39,3	64,0	96,0	135,0	198,5
Stoffgehalte (mg / l)						
Na	0,45	0,96	1,37	2,36	3,45	58,60
K	0,14	1,15	2,22	3,10	4,22	13,45
Mg	0,18	0,53	0,81	1,36	2,66	47,25
Ca	0,43	1,06	1,58	2,98	6,35	42,20
NH ₄ -N	0,10	0,29	0,49	0,85	1,22	5,17
NO ₃ -N	0,06	0,15	0,32	0,85	1,82	11,29
Cl	0,72	1,60	2,08	3,04	4,86	121,60
SO ₄ -S	2,16	3,56	4,79	7,61	12,30	116,37
PO ₄ -P	0,001	0,005	0,010	0,026	0,077	1,153
Al	0,17	0,96	1,81	3,30	4,49	7,48
Mn	0,03	0,33	1,43	5,38	8,90	53,55
Fe	< 0,01	0,07	0,20	0,68	1,65	7,41

Tab. 5.2: Analysen des wässrigen Bodenextraktes der Rastererhebung 1989 in Rheinland-Pfalz; Stoffgehalte des löslichen Ionenpools

- Unterboden -

Komponente	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
pH	4,30	4,55	4,76	5,20	6,35	7,99
DOC (mg C / l)	5,4	9,0	11,9	18,31	31,2	84,5
Stoffgehalte (mg / l)						
Na	0,15	0,80	1,45	2,89	4,92	34,75
K	0,02	0,69	1,45	2,38	3,46	27,20
Mg	0,04	0,22	0,49	1,86	3,03	29,10
Ca	0,02	0,58	1,10	2,56	5,59	54,25
NH ₄ -N	0,04	0,12	0,16	0,28	0,45	2,58
NO ₃ -N	0,05	0,11	0,16	0,29	0,89	3,76
Cl	0,43	0,93	1,42	2,18	3,59	34,45
SO ₄ -S	0,13	2,04	3,04	5,91	9,33	68,92
PO ₄ -P	0,001	0,005	0,007	0,014	0,036	0,680
Al	< 0,01	0,09	0,25	0,73	1,60	4,78
Mn	< 0,01	0,05	0,15	0,71	1,78	13,85
Fe	< 0,01	0,02	0,07	0,19	0,46	1,73

Tab. 5.3: Analyse des wässrigen Bodenextraktes der Rastererhebung 1989 in Rheinland-Pfalz; Ökochemische Kennwerte des löslichen Ionenpools

- Oberboden -

Stresskennwerte	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
Aziditätsgrad ^	0,03	0,33	0,54	0,64	0,73	0,84
Ca / Al ^^	0,06	0,26	0,45	0,91	2,71	37,27
Ca / H ^^	0,10	0,63	1,21	2,51	9,36	> 200
Mg / Al ^^	0,13	0,18	0,42	0,72	1,48	19,28
Indikationsparameter						
S04 / KÄS ^^^	0,09	0,24	0,32	0,53	0,67	0,93
Cl / KÄS ^^^	0,02	0,05	0,06	0,08	0,11	0,45
NO3 / KÄS ^^^	< 0,01	0,01	0,02	0,07	0,13	0,36
S04 / Cl ^^^^	0,95	3,36	4,61	6,51	9,20	13,36
NO3 / Cl ^^^^	0,03	0,14	0,30	0,95	1,84	5,58
<p>^ : $(H + Al + Mn + Fe) / (Na + K + Mg + Ca + H + Al + Mn + Fe)$ [mol IÄ / mol IÄ]</p> <p>^^ : berechnet in mol / mol</p> <p>^^^ : KÄS = Kationenäquivalentsumme $(Na + K + Mg + Ca + H + Al + Mn + Fe + NH_4)$ [mol IÄ / mol IÄ]</p> <p>^^^: berechnet in mol IÄ / mol IÄ</p>						

Tab. 5.4: Analysen des wässrigen Bodenextraktes der Rastererhebung 1989 in Rheinland-Pfalz; Ökochemische Kennwerte des löslichen Ionenpools

- Unterboden -

Stresskennwerte	Min.	Perzentile der Gesamthäufigkeit				Max.
		15	35	65	85	
Aziditätsgrad [^]	< 0,01	0,07	0,14	0,32	0,51	0,74
Ca / Al ^{^^}	0,03	0,60	1,23	6,09	105,59	> 200
Ca / H ^{^^}	0,02	0,75	1,52	8,94	148,90	> 200
Mg / Al ^{^^}	0,11	0,50	0,93	6,29	45,99	> 200
Indikationsparameter						
SO ₄ / KÄS ^{^^^}	0,03	0,27	0,48	0,68	0,79d	0,98
Cl / KÄS ^{^^^}	0,02	0,05	0,08	0,11	0,19	0,72
NO ₃ / KÄS ^{^^^}	< 0,01	0,01	0,02	0,05	0,08	0,62
SO ₄ / Cl ^{^^^^}	0,11	2,81	4,53	7,35	10,08	29,96
NO ₃ / Cl ^{^^^^}	0,01	0,12	0,27	0,52	1,01	3,19
[^] : $(H + Al + Mn + Fe) / (Na + K + Mg + Ca + H + Al + Mn + Fe)$ [mol IÄ / mol IÄ] ^{^^} : berechnet in mol / mol ^{^^^} : KÄS = Kationenäquivalentsumme $(Na + K + Mg + Ca + H + Al + Mn + Fe + NH_4)$ [mol IÄ / mol IÄ] ^{^^^^} : berechnet in mol IÄ / mol IÄ						

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

- | | | |
|---------|---|---------|
| 1/1987 | Jahresbericht 1984 - 1986
ISSN 0931 - 9662 | |
| 2/1987 | BLOCK, STELZER:
Radioökologische Untersuchungen in Waldbeständen
ISSN 0931 - 9662 | DM 12.- |
| 3/1987 | BLOCK, FRAUDE, HEIDINGSFELD:
Sondermeßprogramm Wald (SMW)
ISSN 0931 - 9662 | DM 12.- |
| 4/1987 | BEUTEL, BLOCK:
Terrestrische Feldgehölzschadenserhebung
(TFGE 1986)
ISSN 0931 - 9662 | DM 12.- |
| 5/1988 | Die Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz
im Dienste von Wald und Forstwirtschaft
- Reden anlässlich der Übergabe des Schlosses
Trippstadt als Dienstsitz am 10.04.1987
ISSN 0931 - 9662 | DM 12.- |
| 6/1988 | Jahresbericht 1987
ISSN 0931 - 9662 | |
| 7/1988 | BEUTEL, BLOCK:
Terrestrische Parkgehölzschadenserhebung
(TPGE 1987)
ISSN 0931 - 9662 | DM 12.- |
| 8/1988 | GERECKE:
Zum Wachstumsgang von Buchen in der Nordpfalz
ISSN 0931 - 9662 | DM 30.- |
| 9/1989 | Jahresbericht 1988
ISSN 0936 - 6067 | |
| 10/1989 | HEIDINGSFELD:
Verfahren zur luftbildgestützten Intensiv-
Waldschadenserhebung in Rheinland-Pfalz
ISSN 0936 - 6067 | DM 25.- |
| 11/1989 | BLOCK, DEINET, HEUPEL, ROEDER, WUNN:
Empirische, betriebswirtschaftliche und
mathematische Untersuchungen zur Wipfelköpfung
der Fichte
ISSN 0931 - 9662 | DM 12.- |
| 12/1989 | Jahresbericht 1989
ISSN 0931 - 9662
ISSN 0936 - 6067 | |

- 13/1990 SCHÜLER: DM 12.-
Der kombinierte Durchforstungs- und
Düngungsversuch Kastellaun
- angelegt 1959 - heute noch aktuell?
ISSN 0931 - 9662
- 14/1990 BLOCK: DM 12.-
Ergebnisse der Stoffdepositionsmessungen
in rheinland-pfälzischen Waldgebieten
1984 - 1989
- 15/1990 Jahresbericht 1990
ISSN 0931 - 9662
ISSN 0936 - 6067
- 16/1991 BLOCK, BOCKHOLT, BORCHERT, FINGERHUT,
HEIDINGSFELD, SCHRÖCK: DM 12.-
Immissions-, Wirkungs- und Zustandsunter-
suchungen in Waldgebieten von Rheinland-Pfalz
-Sondermeßprogramm Wald, Ergebnisse 1983-1989-
ISSN 0931 - 9662

