

**Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Hamburg**  
**Alfred-Möller-Straße 1, 16255 Eberswalde**

**Tel: 03334 / 65-300**  
**Fax: 03334 / 653962-354**

**Institut für Forstökologie und Walderfassung**

**Deutscher Beitrag zur europäischen  
Waldbodenzustandserhebung**

**(Level I)**

**von**

**W. Riek und B. Wolff**

**Arbeitsbericht des Instituts für Forstökologie und Walderfassung**  
**95/1**



Text: W. Riek Bundesforschungsanstalt für  
B. Wolff Forst- und Holzwirtschaft  
Institut für Forstökologie und  
Walderfassung,  
Eberswalde  
Bund-Länder-  
Arbeitsgruppe BZE

Kartenprojektion: M. Förster Bundesforschungsanstalt für  
Forst- und Holzwirtschaft  
Institut für Weltforstwirtschaft,  
Hamburg

Inhaltsverzeichnis

	Seite
<b>1 Einführung</b> .....	4
1.1 „Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald“ (BZE) .....	4
1.2 Europaweite Bodenzustandserfassung .....	6
<b>2 Material und Methoden</b> .....	8
2.1 Auswahl der Erhebungspunkte .....	9
2.1.1 Lage der Erhebungspunkte .....	9
2.1.2 Repräsentanz .....	11
2.2 Geländeerhebungen und Probenahme.....	12
2.3 Labormethoden.....	15
2.3.1 Ringanalysen.....	16
2.3.2 Labormethoden Humusaufgabe .....	17
2.3.3 Labormethoden Mineralboden.....	21
<b>3 Ergebnisse</b> .....	<b>25</b>
3.1 Allgemeine Standortdaten .....	25
3.1.1 Standortdaten als Stratifizierungskriterien .....	26
3.1.2 Bodentypen, Höhenlage über NN.....	27
3.2 Bodenchemischer Zustand .....	29
3.2.1 Bodenacidität.....	30
3.2.2 Kationenaustauschverhältnisse.....	35
3.2.3 Humusstatus.....	42
3.2.4 Schwermetalle .....	51
<b>4 Diskussion</b> .....	<b>60</b>
4.1 Filter- und Pufferfunktion der Böden.....	60
4.2 Transformationsfunktion der Böden.....	63
<b>5 Zusammenfassung</b> .....	<b>65</b>
<b>6 Literatur</b> .....	<b>68</b>

## 1 Einführung

Seit Beginn der 80er Jahre werden in vielen Regionen Europas Waldschäden von erheblichem Ausmaß beobachtet. Die Untersuchung dieses Phänomens im Rahmen zahlreicher interdisziplinär ausgerichteter Forschungsprogramme führte zu dem Schluß, daß es sich bei den auftretenden Baumschäden um die sichtbaren Symptome einer komplexen Walderkrankung handelt, deren multifaktorielles Ursachengefüge sowohl biotische als auch abiotische Komponenten umfaßt. Eine Schlüsselrolle spielen die in die Wälder eingetragenen Luftschadstoffe, wobei sich deren Wirkungswege entsprechend den standörtlichen Randbedingungen unterscheiden (FORSCHUNGSBEIRAT WALDSCHÄDEN / LUFTVERUNREINIGUNGEN 1989). Bei der Analyse von Ursachen und Ausmaß der immissionsbedingten Veränderungen unserer Waldökosysteme stellen daher standort- und bodenkundliche Untersuchungen eine wichtige Komponente dar. Von den Filter-, Puffer- und Transformatoreigenschaften der Böden hängt es letztlich ab, ob die im Laufe der Zeit im Ökosystem akkumulierten Fremdstoffe zu Störungen der Biozönose und ökosystemaren Prozesse sowie zu Beeinträchtigungen benachbarter Systeme (z.B. des Grund- und Quellwassers) führen.

Um die Rolle des Bodens im Zusammenhang mit den Immissionsbelastungen der Waldökosysteme regional differenziert beurteilen zu können, wurde in Deutschland in Ergänzung zur jährlichen terrestrischen Waldschadenserhebung (WSE) im Zeitraum von 1987 bis 1992 eine bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) durchgeführt. Auf europäischer Ebene liegt seit 1993 eine methodisch einheitliche Konzeption zur Erfassung des Waldbodenzustands vor. Sie ist Bestandteil des internationalen Kooperationsprogramms zur Erfassung und Überwachung der Auswirkungen von Luftverunreinigungen auf Wälder (ICP Forests). Im folgenden werden die bundesweite BZE und die transnationale Bodenzustandserfassung der EU sowie deren Verknüpfungen erläutert.

### 1.1 „Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald“ (BZE)

Die BZE findet in Deutschland als bundesweite systematische Stichprobenerhebung in der Regel auf der Grundlage des Beprobungsrasters statt, das auch bei der Waldschadenserhebung angewendet wird.

Den Anlaß zur Durchführung der BZE gaben folgende Faktoren:

- Bedarf an bundesweit vergleichbaren, d.h. methodisch einheitlich erhobenen Boden- und Standortinformationen zur Validierung von Ergebnissen der Waldschadensforschung
- Notwendigkeit der Überprüfung von Befunden neuerer Bodenuntersuchungen, wonach sich die bodenchemischen Eigenschaften als vom atmogenen Eintragsgeschehen überprägt erwiesen und eintragsbedingte Bodenzustandsveränderungen anscheinend innerhalb weniger Jahrzehnte erfolgt sind (z.B. Diskrepanz zwischen humusmorphologischen und analytischen Kennwerten, pH-Wert-Absenkungen u.a.)
- Frage nach dem Verhalten radioaktiver Stoffe im Boden anlässlich des Reaktorunglücks von Tschernobyl (primärer Anlaß zur Durchführung der BZE in Bayern im Jahre 1987)

Die Ziele der BZE sind im einzelnen in der Arbeitsanleitung der Bund-/ Länder-Arbeitsgruppe "BZE" zusammengefaßt (BML 1990). Danach soll die BZE in Ergänzung zur Waldschadenserhebung relevante und bundesweit vergleichbare Informationen liefern

- über den aktuellen Zustand der Waldböden und deren Veränderung im Laufe der Zeit in Verbindung mit dem aktuellen Kronenzustand der Waldbäume (Anbindung an das Waldschadenserhebungsnetz)
- für eine bessere Übertragbarkeit der Ergebnisse der Waldbodenforschung auf größere Waldflächen
- als Beitrag zur Identifizierung von Ursachen der Veränderungen des Bodenzustandes sowie des Einflusses von Depositionen
- zur Einschätzung von Gefahren, die sich für den derzeitigen Waldbestand und für die nächste Waldgeneration aus dem Bodenzustand ergeben
- zur Einschätzung von Risiken für die Qualität von Grund-, Quell- und Oberflächenwasser
- zur Planung und Durchführung von notwendigen Maßnahmen zur Erhaltung und Verbesserung des Bodenzustandes sowie des Nährstoffangebotes im Boden und der Nährstoffaufnahme durch die Baumwurzeln.

Das Beprobungsraster der BZE orientiert sich an den Gauss-Krüger-Koordinaten und erstreckt sich über die gesamte Waldfläche Deutschlands. Die Mindestdichte der Erhebungspunkte beträgt 8x8 km. Die Beprobung dieser Punkte wurde im Zeitraum von 1987 (Bayern) bis 1992 (neue Bundesländer) durchgeführt. Zur Analyse der zeitlichen Veränderung des Bodenzustandes sind Wiederholungsaufnahmen in angemessenen Zeitintervallen erwünscht.

Entsprechend dem föderalen Staatsaufbau in Deutschland erfolgten die Beprobung, die laboranalytische Untersuchung der Bodenproben sowie die Auswertung der daraus resultierenden Daten für jedes Bundesland getrennt durch die jeweiligen Forstverwaltungen und deren Forschungsinstitutionen. Die Ergebnisse liegen zum Teil bereits in Form von Länderberichten vor. Eine Auswahl elementarer Daten wurde zur bundesweiten Auswertung von den Ländern an das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten übermittelt. Alle übermittelten Daten werden zentral bei der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft / Institut für Forstökologie und Walderfassung gespeichert, verwaltet, länderübergreifend analysiert und im Rahmen eines nationalen BZE-Berichtes publik gemacht. Dieser Bericht wird voraussichtlich Ende 1996 fertiggestellt sein.

Die bundesweite BZE ist ferner an das 16x16 km-Raster der europaweiten Waldschadenserhebung gekoppelt, wodurch zusätzliche Auswertungsmöglichkeiten der BZE-Daten auf europäischer Maßstabebene bestehen.

## **1.2 Europaweite Bodenzustandserfassung**

Die internationale Dimension der Waldschäden macht es im Zusammenhang mit immissionsbedingten Veränderungen des Waldbodenzustands erforderlich, daß die national erhobenen Bodendaten auch staatenübergreifend ausgewertet werden. Zum einen ergibt sich diese Notwendigkeit aus der grenzüberschreitenden atmosphärischen Schadstofftransmission; zum anderen hat die transnationale Datenauswertung den Vorteil eines wesentlich breiteren Standortspektrums zur statistischen Analyse bodenchemischer und ökosystemarer Wirkungszusammenhänge. Die europäische Waldschadenserhebung ist daher 1993 um Aufnahmen des Waldbodenzustandes erweitert worden. Die Grundlage zur Durchführung der europaweiten Waldbodenzustandserfassung bildet das "International Cooperative Programme on Assessment and

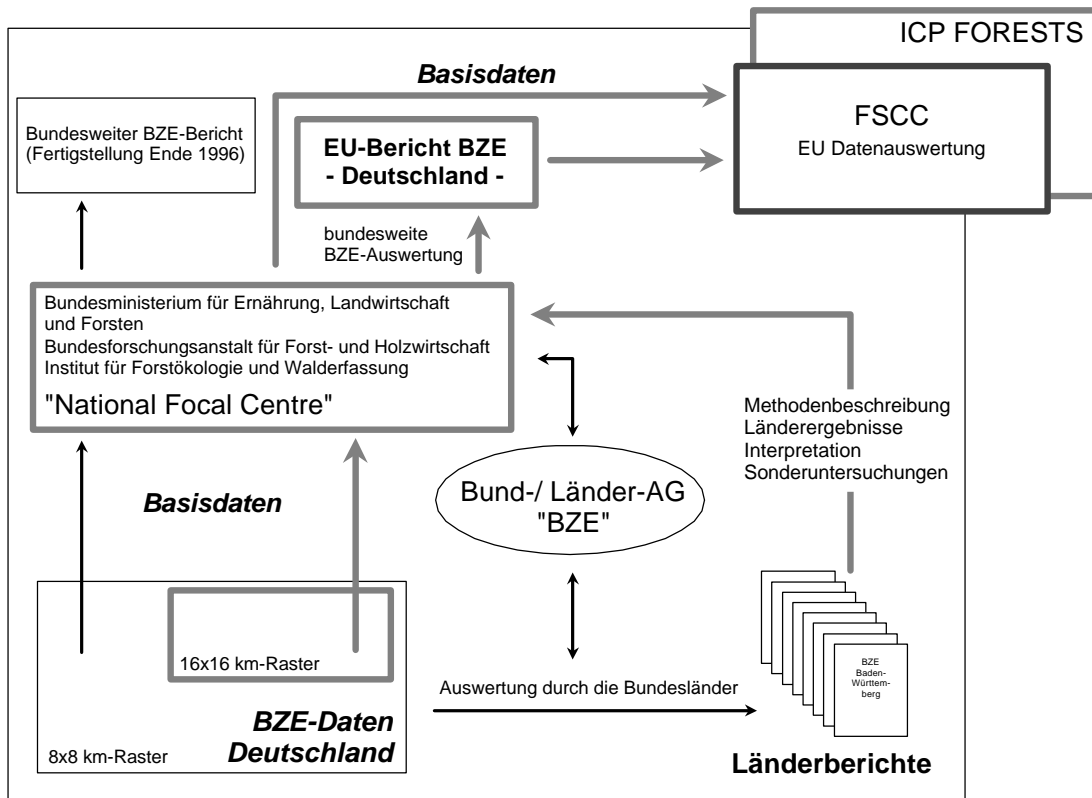
Monitoring of Air Pollution Effects on Forests" (ICP-Forests) der "United Nations Economic Commission for Europe" (UNEP/ECE).

Für die Realisierung der europaweiten Bodenzustandserfassung war zunächst die Abstimmung einheitlicher Beprobungs- und Analyseverfahren auf EU-Ebene erforderlich. Hierzu wurde im Rahmen des ICP-Forests ein Handbuch geschaffen, in dem das methodische Vorgehen im einzelnen definiert ist (ICP-FORESTS 1994).

Den rechtlichen Rahmen der europäischen Bodenzustandserfassung bildet die Verordnung (EWG) No.926/93 der Kommission (vom 01.04.1993), veröffentlicht im Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft Nr. L 100 vom 26.04.1993. Alle EU-Staaten sind gemäß dieser Verordnung verpflichtet, Daten über den nationalen Waldbodenzustand auf dem 16x16 km-Netz der Waldschadenserhebung an die EU weiterzuleiten. Einzelheiten zur Datenübermittlung finden sich in den Anhängen II, V und VIb der Verordnung. Neben der reinen Datenübermittlung durch das in jedem Staat dafür zuständige sogenannte "National Focal Centre" ist ein nationaler Bodenbericht an die EU zu übersenden, der eine Methodenbeschreibung sowie weitergehende Informationen zur Dateninterpretation und Verweise auf weiterführende fachspezifische Forschungsaktivitäten im jeweiligen Staat enthalten soll.

Gemäß den Vereinbarungen der 4. Sitzung des "Forest Soil Expert Panels" des ICP-Forests vom 01.-02.02.1993, können für Deutschland die im Rahmen der nationalen BZE erhobenen Daten an die EU übermittelt werden, auch wenn diese zum Teil aus Analyse- und Beprobungsverfahren resultieren, die von den im Handbuch des ICP-Forests beschriebenen Standardverfahren abweichen. Die Dokumentation der in Deutschland eingesetzten Methoden und die Darstellung der wichtigsten Ergebnisse der nationalen BZE-Auswertung erfolgt durch den hier vorliegenden Bericht. Dieser Bericht wurde von der BFH auf der Basis bereits veröffentlichter BZE-Länderberichte, eigener Auswertungen der 16x16 km-Raster-Daten sowie zusätzlicher Informationen zu den angewandten laboranalytischen Verfahren (KÖNIG & WOLFF 1993) erstellt. Die Auswertung der BZE-Ergebnisse auf Bundesebene erfolgte in Zusammenarbeit mit der Bund-/ Länder-Arbeitsgruppe "BZE" und den Unterarbeitsgruppen "Klassifizierung" und "Analytik". Die für die transnationale Betrachtung benötigten Bodenzustandsdaten wurden aus den bundesweit verfügbaren Daten extrahiert und in der lt. Verordnung (EWG) No.926/93 vorgeschriebenen Datenbankstruktur an das "Forest Soil Coordinating Centre" in Gent (FSCC) übermittelt.

Der Informationstransfer wird durch Abb.1 veranschaulicht.



**Abb.1: Schema zum Informationstransfer**

## 2 Material und Methoden

Die Entnahme, Aufbereitung und Analyse der Bodenproben erfolgte eigenständig durch die Bundesländer bzw. beauftragten Labors nach den in der Arbeitsanleitung der Bund-/ Länder-Arbeitsgruppe "BZE" definierten Anweisungen (BML 1990). Da diese Arbeitsanleitung vor dem Inkrafttreten der Verordnung (EWG) No.926/93 der Kommission entstanden ist, konnte eine Abstimmung der Verfahren mit denen der EU (lt. Handbuch des ICP-Forests) nicht erfolgen. Zudem waren zum Zeitpunkt der Erstellung der BZE-Arbeitsanleitung in einigen Bundesländern die Vorbereitungen für die BZE schon weit fortgeschritten bzw. die Außenaufnahmen und Bodenprobenentnahmen bereits abgeschlossen, so daß auch innerhalb Deutschlands methodische Abweichungen von der gemeinsamen Arbeitsanleitung bestehen. Aufgrund dieser Heterogenität der auf den einzelnen Untersuchungsebenen (EU - Deutschland - Bundesländer) empfohlenen bzw. tatsächlich realisierten Verfahren soll im folgenden ausführlich auf die Vergleichbarkeit der Daten eingegangen werden. In der nachfolgenden Zusammenstellung sind die BZE-Standardverfahren, bundeslandspezi-



fischen Modifikationen sowie relevante Abweichungen von den EU-Standardverfahren aufgeführt.

## **2.1 Auswahl der Erhebungspunkte**

### **2.1.1 Lage der Erhebungspunkte**

Die Auswahl der BZE-Punkte erfolgte nach den Kriterien einer systematischen Zufallsstichprobe auf einem 8x8 km-Grundraster, das lokal teilweise auf 4x4 km verdichtet wurde. Dieses Raster ist i.d.R. identisch mit dem der terrestrischen Waldschadenserhebung. Der Umfang der gesamten BZE-Stichprobe in Deutschland beträgt ca. 1700 Punkte. Die für die EU-Auswertung zu berücksichtigenden Rasterpunkte im 16x16 km-Abstand bilden hiervon eine Unterstichprobe von 416 Punkten.

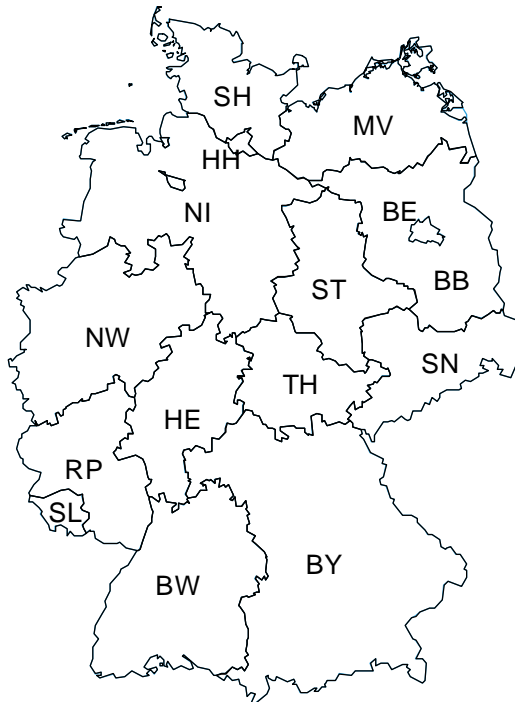
Bei der Festlegung der Beprobungspunkte im Gelände kam es zu folgenden systematischen (länderspezifischen) Abweichungen der tatsächlichen von der theoretischen Lage aufgrund des vorgegebenen Beprobungsrasters:

- In *Baden-Württemberg* entsprechen die Erhebungspunkte nicht denen der bundes- bzw. europaweiten terrestrischen Waldschadensinventur (TWI) sondern sind identisch mit denjenigen der nationalen „Immissionsökologischen Waldzustandserfassung“ (IWE). Diese Stichprobenpunkte liegen ebenfalls im 16x16 km-Abstand, jedoch ist das gesamte Raster um ca. 4 km zum TWI-Raster verschoben. Die Auswahl der IWE reduziert sich auf die über 60-jährigen Nadelwaldbestände (Fichte, Tanne) des Landes. Es liegen für diese Bestände Ernährungs-, Belastungs- und Zuwachsdaten aus den Jahren 1983, 1988 und 1994 vor. Für den Fall, daß ein Soll-Meßpunkt dieses Rasters in einem Laubholzbestand gelegen war, wurde nach einem Zufallsprinzip ein maximal 500 m entfernt gelegener Nadelholzbestand ermittelt und beprobt. Die tatsächlichen Punktkoordinaten in Baden-Württemberg (vgl. Karte 1) weisen mithin eine Ungenauigkeit von +/- 500 m auf. Die Reduktion der Untersuchungen auf Nadelholzbestände dürfte ferner eine leichte Verzerrung der Stichprobe Baden-Württembergs hinsichtlich bodenchemischer Kennwerte, die besonders von Bestandeseinflüssen (z.B. Streufall) gesteuert werden, zur Folge haben.

- Innerhalb eines jeden Bundeslandes liegen die BZE-Punkte wie gefordert im 16x16 km-Abstand. Zwischen diesen, durch die WSE vorgegebenen Rastern der einzelnen Bundesländer treten allerdings gewisse Verschiebungen auf. Eine vollständige Übereinstimmung der Rasterlage besteht a) zwischen den Bundesländern Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Sachsen-Anhalt, Sachsen und Thüringen, b) zwischen Bayern und Hessen, c) Saarland und Rheinland-Pfalz sowie d) Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen. Zwischen diesen in sich homogenen Ländergruppen treten Rasterverschiebungen von ca. 4 - 8 km auf (vgl. Karte 1).
- An einigen Soll-Rasterpunkten mußte von einer Beprobung abgesehen werden, da sie nicht zugänglich waren (z.B. Punkte in militärischem Sperrgebiet).

Die Lage der BZE-Punkte geht aus Karte 1 hervor. Karte 2 liefert in Verbindung mit Tab.1 zusätzliche Informationen zu den einzelnen Bundesländern.

### Karte 1: Lage der Erhebungspunkte



**Karte 2: Lage der Bundesländer  
(Länderkürzel vgl. Tab.1)**

**Tab.1: Waldfläche und Anzahl der Stichprobenpunkte  
in den Bundesländern (ohne Bremen)**

Bundesland	Kürzel	Landes- fläche (km <sup>2</sup> )	Waldfläche <sup>+) (Tsd. ha)</sup>	Waldanteil (%)	Anzahl der Raster- punkte
Schleswig-Holstein	SH	15.727	155	10	5
Hamburg	HH	755	4	5	1
Niedersachsen	NI	47.438	1.068	23	32
Nordrhein-Westfalen	NW	34.067	860	25	37
Hessen	HE	21.114	881	42	29
Rheinland-Pfalz	RP	19.847	771	39	22
Baden-Württemberg	BW	35.741	1.353	38	61
Bayern	BY	70.553	2.526	36	107
Saarland	SL	2.568	90	35	3
Berlin	BE	889	17	19	4
Brandenburg	BB	29.479	993	34	41
Mecklenburg-Vorpommern	MV	23.415	499	21	16
Sachsen	SN	18.407	495	27	17
Sachsen-Anhalt	ST	20.444	474	23	17
Thüringen	TH	16.181	510	32	24
gesamt		356.625	10696	30	416

### 2.1.2 Repräsentanz

Im Zusammenhang mit dem eingesetzten Stichprobenverfahren stellt sich die Frage nach der Flächenrepräsentativität der aus diesem Beprobungsraster resultierenden Stichprobe. Bezüglich der Repräsentativität der EU-Daten (16x16 km) bestehen in Deutschland noch keine abschließenden Untersuchungen auf nationaler Ebene. Einzelne Ergebnisse auf regionaler Ebene weisen darauf hin, daß das 16x16 km-Raster dem Anspruch der Flächenrepräsentativität nicht gerecht wird. Tab.2 zeigt exemplarisch eine Gegenüberstellung der Häufigkeiten geologischer Ausgangssubstrate für das 8x8 km-Raster (BZE) und 16x16 km-Raster (EU-Erhebung) im Vergleich zum Gesamtflächenanteil der Substrate für das Land Hessen (mündl. Mitt. HOCKE vom 04.07.1995). Diese Gegenüberstellung läßt die Überlegenheit des 8x8 km-Rasters (n=139) gegenüber der 16x16 km-Stichprobe (n=29) erkennen. Die Repräsentanz der 16x16 km-Rasterstichprobe ist hinsichtlich der Standortvariable „Ausgangssubstrat“ bei Betrachtung des ca. 880.000 ha großen Waldgebietes Hessens ganz offensichtlich nicht gewährleistet.

**Tab.2: Repräsentativität unterschiedlicher Rasterweiten (8x8 km, 16x16 km) bezüglich des Ausgangssubstrates am Beispiel Hessen**

Geologisch-stratigraphische Einheit	Anteil (%) an der Gesamtwaldfläche Hessens	Häufigkeit (%) in der 8x8 km-Rasterstichprobe (BZE); n = 139	Häufigkeit (%) in der 16x16 km-Rasterstichprobe (EU); n = 29
Odenwald-Kristallin	4	2	7
Devon	10	16	10
Karbon	8	6	0
Perm	5	5	7
Buntsandstein	34	34	24
Muschelkalk	3	3	7
Basalt / Diabas	18	16	24
quartäre und tertiäre Lockergesteine	18	18	21

Die Wahl der Rasterweite eines Erhebungsnetzes sollte in erster Linie vom Verwendungszweck der Erhebungsergebnisse und dem Skalenniveau der Betrachtungsebene sowie der auf dieser Maßstabsebene auftretenden räumlichen Variabilität abhängig sein. Bei allen Einschränkungen hinsichtlich flächenrepräsentativer Aussagen auf nationaler Ebene hat die Datenerhebung im 16x16 km-Raster ihre Berechtigung, da sie, entsprechend der Zielsetzung der europäischen Waldbodeninventur, dem Anspruch genügt, den Ist-Zustand der Böden auf europäischer Maßstabsebene zu erfassen und v.a. mögliche Veränderungen nach einer Wiederholungsaufnahme an denselben Meßpunkten aufzudecken. Für die Analyse immissionsbedingter Bodenveränderungen ist es dabei erforderlich, nicht nur flächenbezogene Durchschnittswerte einzelner Bodenparameter vergleichend gegenüberzustellen, sondern die Häufigkeitsverteilungen integrativer Kenngrößen und deren Verschiebung über der Zeitachse statistisch zu erfassen.

## 2.2 Geländeerhebungen und Probenahme

Die Erfassung von boden- und standortkundlichen Geländedaten auf den BZE-Punkten erfolgte nach der BZE-Anleitung und orientiert sich im wesentlichen an den in Deutschland gebräuchlichen Arbeitsanleitungen "Forstliche Standortsaufnahme" des

AK STANDORTSKARTIERUNG (1980) und "Bodenkundliche Kartieranleitung" der AG BODENKUNDE (1982).

Bei der Probenahme auf den Erhebungspunkten wurde entsprechend der BZE-Anleitung wie folgt verfahren:

An jedem Punkt wurde eine Profilgrube angelegt. Um die kleinräumige Variabilität der bodenchemischen Parameter mit zu berücksichtigen, wurden zusätzlich im Umkreis von 10 m in allen acht Haupt- und Nebenhimmelsrichtungen Satellitenbohrungen durchgeführt und tiefenstufenweise mit volumengleichen Proben aus der Profilgrube zu Mischproben vereinigt. Die Beprobung erfolgte für die Tiefenstufen 0-5 cm, 5-10 cm und 10-30 cm. Für die Tiefenstufen 30-60 cm und 60-90 cm wurden Mischproben aus den 4 Bohrkernen der Hauptbohrungen und aus der Profilgrube gebildet. In der Mitte der Profilgrube erfolgte bei entsprechend günstigen Bodenverhältnissen eine Tiefenbohrung zur Gewinnung von Proben aus den Tiefenstufen 90-140 cm und 140-200 cm. Bei Substratwechsel innerhalb einer Tiefenstufe wurden bei der Beprobung abweichend von der reinen tiefenstufenweisen Probenahme auch Bodenhorizonte als Tiefenbegrenzung berücksichtigt.

Material für die Analyse der Humusaufgabe wurde an den 8 Satellitenbohrpunkten gewonnen. Bei der Herstellung der Mischproben fand eine Differenzierung zwischen den L/Of- und Oh-Lagen statt. Die Beprobung der Humusaufgabe erfolgte flächenbezogen mittels Stechzylinder, Stechrahmen oder Wurzelbohrer.

Abweichend bzw. ergänzend zum Standardvorgehen kamen in den einzelnen Bundesländern nachstehende Verfahrensweisen zum Einsatz:

- In *Rheinland-Pfalz* wurde die Humusaufgabe ohne Trennung in die L/Of- bzw. Oh-Schicht beprobt.
- Im *Saarland* erfolgte die Beprobung der Humusaufgabe nicht an den „Satellitenpunkten“ sondern mit mindestens 3 Parallelproben (Wiederholungen) an zuvor für den jeweiligen Bestand als repräsentativ erachteten, ausgewählten Stellen.
- In *Baden-Württemberg*, *Hessen* und *Thüringen* wurde auf die in der BZE-Arbeitsanleitung vorgeschlagene Bohrstockbeprobung („Satellitenbohrungen“) verzichtet. Die Beprobung des Mineralbodens erfolgte hier durch Mischproben aus den drei Profilwänden. Die Humusaufgaben wurden an repräsentativ erscheinenden Stellen in Profildnähe beprobt (*Baden-Württemberg*, *Thüringen*) bzw. an systematisch

verteilten Punkten gewonnen (*Hessen*: 4 Punkte in den Haupthimmelsrichtungen in 10 m Abstand vom Profil).

- In *Sachsen* erfolgte die Probennahme für die chemischen Analysen ausschließlich aus den acht Satellitenbohrungen bzw. unterhalb 90 cm Tiefe aus einer Bohrung am Grund des Profils.
- In *Bayern* wurden an 10 gleichmäßig über jeden Inventurbestand verteilten Aufnahmepunkten Bohrstockproben entnommen und daraus tiefenstufenweise Mischproben hergestellt. Dabei wurde wie folgt verfahren: Zunächst erfolgte die Entnahme der Humusauflage ohne Trennung in unterschiedliche Humuslagen mittels Stechrahmen. Nach der Beprobung der Auflage wurden innerhalb des Stechrahmens insgesamt 5 Bohrstockeinschläge durchgeführt (in jeder Ecke und in der Mitte). Die Probenahme erfolgte aus den Tiefenstufen 0-10 cm und 10-30 cm. Von allen 10 Entnahmeorten eines Bestandes wurden die Humusauflage- bzw. die Mineralbodenproben (bestehend aus je 5 Einstichen) tiefenstufenweise zu je einer Mischprobe vereinigt.
- In den Bundesländern *Mecklenburg-Vorpommern*, *Sachsen-Anhalt* und *Brandenburg* wurde die Beprobung (mit Ausnahme der Tiefenstufe 0-5 cm) horizontweise durchgeführt. Die Entnahme der Mineralbodenhorizonte erfolgte aus den Stirn- bzw. Seitenwänden des Profils ohne zusätzliches Bohrstockmaterial aus „Satellitenbohrungen“. Das Material für die Tiefenstufe 0-5 cm sowie die Humusauflagen wurde als Mischprobe aus jeweils 3 volumengleichen Teilproben an repräsentativen Stellen in Profilnähe (max. 3 m Entfernung) entnommen. Für die bundesweite und transnationale Auswertung der BZE-Daten rechneten die genannten Bundesländer ihre horizontbezogenen Ergebnisse in Tiefenstufen um. Dabei wurden die Horizonte entsprechend ihrer Mächtigkeit anteilig zu den jeweiligen Tiefenstufen zusammengefaßt. Die Wichtung der an einer Tiefenstufe beteiligten Horizonte erfolgte bei den Kapazitätsparametern (Elementgehalte und -vorräte) nach dem Volumengewicht der Einzelproben. Beim pH-Wert (Intensitätsparameter) wurde eine Wichtung mit dem cm-Spannenanteil an der Gesamtmächtigkeit der Tiefenstufe vorgenommen. Ferner fand in den genannten Bundesländern keine flächenbezogene Beprobung der Humusauflage statt. Der Flächenbezug wurde rechnerisch aus den volumenbezogenen Proben durch Multiplikation mit Lagerungsdichte und Auflagenmächtigkeit hergestellt.

Im Rahmen der Waldbodenzustandserhebung der EU werden hinsichtlich der Anzahl und Art der Probenparallelen keine Einschränkungen gemacht. Problematisch erscheint jedoch die Vergleichbarkeit der Daten für die Tiefenstufen des Mineralbodens unterhalb von 10 cm Tiefe, die in Deutschland grundsätzlich für die Spannen 10-30 cm, 30-60 cm, ... erfolgte, während lt. Handbuch des ICP-Forests Spannen von 10-20 cm, 20-40 cm, ... empfohlen werden. Eine Umrechnung der Daten kann nicht erfolgen. Für eine mögliche Übertragbarkeit der Daten sollte anhand des in der Tiefe stärker differenzierten EU-Datenmaterials geprüft werden, wie stark der Gradient der einzelnen Bodenparameter in den in Betracht kommenden Tiefenbereichen ausgeprägt ist und mit welchem Fehler man bei Gleichsetzen bspw. der Tiefenstufen 10-30 cm und 10-20 cm zu kalkulieren hätte.

**Generell ist zu den dargestellten Beprobungsverfahren anzumerken, daß eine exakte Trennung zwischen zeitlicher und kleinräumiger Variabilität, d.h. zwischen der räumlichen Streuung an den Erhebungspunkten und der jeweiligen Bodenzustandsveränderung bei einer zukünftigen Wiederholungsaufnahme, nicht gewährleistet ist, da über die jeweiligen kleinräumigen Variabilitäten der Kennwerte keine spezifischen Informationen vorliegen. Diese Schwierigkeit besteht grundsätzlich nur bei isolierter Betrachtung des einzelnen Standortes. Einen Lösungsansatz bietet die häufigkeitsstatistische Auswertung der raum-zeitlichen Veränderungen integrativer Kennwerte aller Standorte. Es dürfte davon auszugehen sein, daß sich kleinräumige Effekte in der Summe aller Einzelstandorte gegenseitig aufheben und damit die Summe der Differenzen zwischen den aktuellen und den zukünftigen Merkmalsausprägungen als zeitliche Variation interpretiert werden kann.**

### **2.3 Labormethoden**

Die Vergleichbarkeit aller im Rahmen der BZE zur Anwendung gekommenen Laboranalyseverfahren wurde durch insgesamt drei aufeinander folgende Ringanalysen überprüft. Die Ergebnisse dieser Ringanalysen und eine Übersicht aller von den Bundesländern eingesetzten Analyseverfahren haben KÖNIG & WOLFF (1993) zusammengefaßt.

### 2.3.1 Ringanalysen

Die erste Ringanalyse im Jahr 1989 sowie Sonderuntersuchungen einzelner Labors dienten der Methodenpräzisierung und Abstimmung der Analyseverfahren. Sie führten zur Festlegung der BZE-Standardverfahren, die in ihren jeweiligen Modifikationen Eingang in die Arbeitsanleitung der Bund-/Länder-AG „BZE“ (BML 1990) fanden. Daneben führten diese Untersuchungen zur Freistellung der Auswahl einiger Elementbestimmungsmethoden, die sich durch eine akzeptable Übereinstimmung der Meßergebnisse auszeichneten.

Durch die ständige Qualitätskontrolle der Labors und der angewandten Analyseverfahren sollte der Erfolg der Methodenpräzisierung überprüft und die Absicherung der Vergleichbarkeit aller im Rahmen der BZE anfallenden Analyseergebnisse gewährleistet werden. Zu diesem Zweck fand parallel zur Durchführung der BZE eine weitere Ringanalyse statt. Während die Ergebnisse dieser begleitenden Ringanalyse für Mineralbodenproben zufriedenstellend waren, mußte für die Humusanalytik festgestellt werden, daß die lt. BZE-Anleitung zugelassenen Aufschlußverfahren sehr unterschiedliche, bundesweit nicht vergleichbar auszuwertende Ergebnisse lieferten.

Als Konsequenz wurde eine weitere Ringanalyse speziell mit Humusproben durchgeführt, bei der die hauptsächlichen Fehlerquellen bei der Humusanalytik aufgedeckt und geeignete Aufschlußverfahren ermittelt werden sollten. Die Ergebnisse dieser dritten Ringanalyse fanden Eingang in eine überarbeitete Version der BZE-Arbeitsanleitung (BML 1994).

**Die drei Ringanalysen liefern einen wesentlichen Beitrag zur Interpretation der bundesweiten BZE-Ergebnisse, indem sie die Abschätzung der Variationen infolge verschiedener Analyseverfahren und unterschiedlicher Labors und damit die Einschätzung der Datenqualität ermöglichen.** Die Ergebnisse der Ringanalysen hinsichtlich dieser labor- bzw. methodenbedingten Variabilität (dargestellt als Variationskoeffizienten) wurden in die nachfolgende Zusammenstellung der Labormethoden eingearbeitet. Eine abschließende Bewertung der methodisch bedingten Streuungen sollte jedoch erst im Zusammenhang mit der Gesamtvariabilität der einzelnen Kennwerte im Untersuchungsraum (methodische plus räumliche Variation) erfolgen. Für den Fall, daß die allein durch methodische Unterschiede erzeugte Streuung größenordnungsmäßig im Bereich der Gesamtvariabilität liegen sollte,



erscheint die Interpretation von Meßwertunterschieden zwischen verschiedenen Straten nicht sinnvoll.

### 2.3.2 Labormethoden Humusaufgabe

Eine Übersicht der an die EU zu übermittelnden Daten zur Humusaufgabe sowie deren Dateiformate finden sich im Anhang.

#### Aufbereitung der Humusaufgabe

- BZE-Verfahren: Die gesamte Auflageprobenmenge wird mindestens 48 Stunden bei 60°C Umluft getrocknet. Die getrocknete Probe wird manuell durch ein 2 mm-Sieb gerieben. Eine Teilprobe der getrockneten und gesiebten Humusprobe wird in einer Achatkugel- oder Scheibenschwingmühle gemahlen. Der Mahlvorgang ist so durchzuführen, daß 80 % des Materials < 60 µm gemahlen sind.
- Länderspezifische Modifikationen: keine
- **Unterschiede zu EU-Standardverfahren:** keine

#### pH-Wert der Humusaufgabe

- BZE-Verfahren: Die gesiebte Humusprobe wird mit H<sub>2</sub>O bzw 1-molarer KCl-Lösung im Volumenverhältnis Humusprobe : Lösung = 1 : 2.5 verrührt. Das Gemisch muß mindestens 4 Stunden in einem abgedeckten Gefäß stehen und zwischendurch mehrfach umgerührt werden. Die Messung des pH-Wertes erfolgt in dem Humus-Lösungsgemisch mittels einer pH-Glaselektrode.
- Länderspezifische Modifikationen:
  1. *Rheinland-Pfalz* und *Bayern*: zusätzlich pH-Wertmessung in 0.01 M CaCl<sub>2</sub>-Lösung (Probe : Lösungsverhältnis = 1:2.5)
  2. *Schleswig-Holstein*: Probe : Lösungsverhältnis = 1:10
- Ergebnisse der Ringanalysen: Es werden unterschiedliche Ergebnisse bei der pH-Messung erzielt, wenn die Probe mit Wasser stehengelassen und gerührt oder geschüttelt wird (EU-Standard: Schütteln). Auch das Verschließen bzw. das Offenlassen des Gefäßes führt zu unterschiedlichen Ergebnissen. Die Variationskoeffizienten (VK) der aus den pH-Werten ermittelten H<sup>+</sup>-Ionenkonzentrationen

liegen bei 15 - 45 %. Die pH-Werte wurden von der AG „Bodenanalyse“ als bundesweit vergleichbar eingestuft.

- **Unterschiede zum EU-Standardverfahren:** Lt. Handbuch des ICP-Forests hat die pH-Wertmessung in 0.01 M  $\text{CaCl}_2$ -Lösung zu erfolgen (Probe : Lösungsverhältnis 1 : 20; 2 Std. Schütteln; Messung mit pH-Elektrode). Nach Vergleichsuntersuchungen der pH-Werte im Rahmen der BZE im Saarland sind die  $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ - und  $\text{pH}(\text{KCl})$ -Werte im stark sauren Bereich (pH 3 - pH 4) nahezu identisch. Im pH-Bereich  $> 4.0$  werden die Differenzen zunehmend größer, wobei für  $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Werte um 6.0  $\text{pH}(\text{KCl})$ -Werte um 5.0 gemessen werden (BACKES 1993). Hierbei ist zu berücksichtigen, daß es sich beim pH um einen logarithmischen Zahlenwert handelt. Die größeren Unterschiede zwischen den  $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ - und  $\text{pH}(\text{KCl})$ -Werten im schwach sauren und neutralen Bereich sind also hinsichtlich der Menge aktiver  $\text{H}^+$ -Ionen vernachlässigbar gering. Nach einer häufigkeitsstatistischen Auswertung der im Rahmen der BZE in Rheinland-Pfalz erhobenen pH-Werte von Humusaufgaben liegen die  $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Werte im sauren Bereich um etwa 0.2 pH-Einheiten höher als die in KCl gemessenen Werte (BLOCK et al. 1991). Bei Gleichsetzen der unterschiedlich gemessenen pH-Werte muß von einem systematischen Fehler dieser Größenordnung ausgegangen werden.

### **Bestimmung des $\text{C}_{\text{org}}$ -Gehaltes der Humusaufgabeproben (mg/g)**

- BZE-Verfahren: Für die Bestimmung des  $\text{C}_{\text{org}}$ -Gehaltes in den gemahlene Humusproben sind folgende in der Literatur beschriebene Verfahren zugelassen:
  1. trockene Verbrennung (Wösthoff-Verfahren)
  2. Elementaranalyse mittels Elementaranalysatoren
  3. Indirektbestimmung über Glühverlustermittlung bei  $550^\circ\text{C}$
  4. nasse Veraschung mit Kaliumdichromat und Schwefelsäure
- Länderspezifische Modifikationen: nicht relevant
- Ergebnisse der Ringanalysen: Die Bestimmungsverfahren der  $\text{C}_{\text{org}}$ -Gehalte werden von der AG „Bodenanalyse“ bei Variationskoeffizienten von 5-10 % als vergleichbar angesehen.
- **Unterschiede zum EU-Standardverfahren:** keine (EU: trockene Verbrennung)

### **Bestimmung des N-Gehaltes der Humusaufgabeproben (mg/g)**

- BZE-Verfahren: Für die Bestimmung des N-Gehaltes in den gemahlten Humusproben sind folgende in der Literatur beschriebene Verfahren zulässig:
  1. Kjeldahl-Aufschluß und anschließende photometrische oder titrimetrische N-Bestimmung
  2. Elementaranalyse mittels Elementaranalysatoren
- Länderspezifische Modifikationen: nicht relevant
- Ergebnisse der Ringanalysen: Die Ergebnisse der N-Bestimmungen bei Humusproben werden als brauchbar akzeptiert (VK 5-10 %). Die bundesweiten BZE-Daten sind dementsprechend vergleichbar.
- **Unterschiede zum EU-Standardverfahren:** keine (EU: trockene Verbrennung)

### **Bestimmung der Gehalte von K, Mg, Ca, Mn, Al, Fe, P, Pb, Cu, Zn, Cd in Humusaufgabeproben**

- BZE-Verfahren: Folgende Aufschlußverfahren für die gemahlten Humusproben waren bei der Durchführung der BZE zugelassen:
  1. Salpetersäure-Druckaufschluß
  2. Königswasseraufschluß
  3. Gesamtaufschluß mit Flußsäurezusatz
  4. Perchlorsäureaufschluß

Die Wahl der Elementbestimmungsmethode in der Aufschlußlösung war freigestellt (z.B. Flammen- und Graphitrohr-AAS, ICP, photometrische Verfahren).

- Länderspezifische Modifikationen: In den einzelnen Bundesländern kamen alle vier genannten Verfahren zum Einsatz. Teilweise wurden diese gegenüber der BZE-Anleitung modifiziert (Probemenge, Aufschlußdauer, etc.). Aufgrund der insgesamt hohen Variabilität der Meßergebnisse bereits innerhalb der empfohlenen und standardisierten Verfahren (vgl.: Ergebnisse der Ringanalysen) werden diese vergleichsweise geringen Modifikationen hier nicht im einzelnen erläutert. Neben den in der BZE-Anleitung aufgeführten kamen jedoch noch folgende weitere Verfahren zum Einsatz:

1. *Hamburg*: Röntgenfluoreszenzanalyse
  2. *Schleswig-Holstein*: Mikrowellendruckaufschluß mit unterschiedlichen Säuregemischen ( $\text{HNO}_3$ , HF, HCl,  $\text{HClO}_3$ )
  3. *Baden-Württemberg*:  $\text{HNO}_3$ -Aufschluß unter Rückfluß
  4. *Hessen*:  $\text{HNO}_3$ -/  $\text{H}_2\text{O}_2$ -Druckaufschluß
  5. *Nordrhein-Westfalen*:  $\text{HNO}_3$ -/  $\text{H}_2\text{O}_2$ -/ HCl-Mikrowellendruckaufschluß
- Ergebnisse der Ringanalysen: Es stellte sich heraus, daß die zugelassenen Verfahren für die Elemente K, Mg, Ca, Mn, Al und Fe sehr unterschiedliche Ergebnisse liefern. Je nach Aufschlußart und Element treten Variationskoeffizienten bis zu 40 % und Minimum-Maximum-Unterschiede bis zu einem Faktor 3 auf. Die Bund-Länder-Arbeitsgruppe „BZE“ beschloß daher 1993 auf Vorschlag der AG Bodenanalyse, daß die Gehalte der genannten Elemente bundesweit nicht vergleichend ausgewertet werden sollen. Die Ergebnisse der P-Bestimmungen wurden hingegen mit VK von 5-20 % als bundesweit vergleichbar eingestuft.

In der 3. Ringanalyse zeigte sich, daß die beiden Verfahren des  $\text{HNO}_3$ -Druckaufschlusses sowie des Königswasseraufschlusses in sich gut vergleichbare Ergebnisse liefern, untereinander jedoch nicht für alle Elemente vergleichbar sind. Nicht vergleichbar sind die beiden Verfahren für die Elemente Mg, Al und K, bei denen man mit dem  $\text{HNO}_3$ -Druckaufschluß als Folge der stärker aufgeschlossenen silikatischen Anteile aus beigemengtem Mineralbodenmaterial je nach Probe um den Faktor 1-1.3 (Mg), 1.5-2.2 (Al) bzw. 1.5-3 (K) höhere Gehalte als beim Königswasseraufschluß findet. Der ebenfalls untersuchte  $\text{HNO}_3$ -Druckaufschluß mit Mikrowelle führte zu keinen reproduzierbaren Ergebnissen. Die dritte Ringanalyse zeigte ferner, daß neben dem Aufschlußverfahren auch die Meßmethodik eine wichtige Rolle bei der Erklärung der hohen Streuung der Ergebnisse spielt.

- **Unterschiede zum EU-Standardverfahren:** Der im Handbuch des ICP-Forests empfohlene Königswasseraufschluß ist in leicht modifizierter Weise lediglich in den beiden Bundesländern *Bayern* und *Thüringen* angewandt worden. Für alle anderen Bundesländer muß entsprechend den Ergebnissen der Ringanalysen von relevanten methodisch bedingten Unterschieden zwischen den nach EU-Standard definierten Kationengehalten und den in den einzelnen Bundesländern ermittelten Werten ausgegangen werden.

### 2.3.3 Labormethoden Mineralboden

Eine Übersicht der an die EU zu übermittelnden Mineralbodenzustandsdaten sowie deren Dateiformate finden sich im Anhang.

#### Aufbereitung der Mineralbodenproben

- BZE-Verfahren: Die Bodenmischproben werden mindestens 48 Stunden bei 40°C Umluft getrocknet. Die getrocknete Bodenmischprobe wird zerkleinert und gemischt. Anschließend wird die Fraktion < 2 mm manuell abgesiebt. Eine Teilprobe wird mittels Achatkugel- oder Scheibenschwingmühle fein gemahlen.
- Länderspezifische Modifikationen: keine
- **Unterschiede zum EU-Standardverfahren:** keine

#### pH-Werte von Mineralbodenproben

- BZE-Verfahren: Die gesiebte Bodenmischprobe wird mit H<sub>2</sub>O bzw. KCl-Lösung im Gewichtsverhältnis Boden : Lösung = 1 : 2.5 verrührt. Das Gemisch muß mindestens 4 Stunden in einem abgedeckten Gefäß stehen und zwischendurch mehrfach gerührt werden. Die Messung des pH-Wertes erfolgt in dem Boden-Lösungsgemisch mittels pH-Glaselektrode.
- Länderspezifische Modifikationen:  
*Rheinland-Pfalz und Bayern:* pH-Wertmessung in 0.01 M CaCl<sub>2</sub>-Lösung (1:2.5)
- Ergebnisse der Ringanalysen: (vgl. Ausführungen zur pH-Wert-Messung von Humusaufgabeprüfungen)
- **Unterschiede zum EU-Standardverfahren:** Lt. ICP-Manual hat die pH-Wertmessung in 0.01 M CaCl<sub>2</sub>-Lösung zu erfolgen (Probe : Lösungs-Verhältnis 1:5; 2 Std. Schütteln; Messung mit pH-Elektrode); vgl. Ausführungen zur pH-Wert-Messung von Humusaufgabeprüfungen.

#### Effektive Kationenaustauschkapazität von Mineralbodenproben (Ake)

- BZE-Verfahren: Vor Beginn der Analyse sollte eine pH(H<sub>2</sub>O)-Messung durchgeführt werden. Bei pH(H<sub>2</sub>O) > 6.2 muß der Carbonatgehalt des Bodens ermittelt werden.

Wird Carbonat (>0.3%) gefunden, muß anstelle der AKe- eine AKpot-Bestimmung (potentielle Kationenaustauschkapazität) durchgeführt werden.

Gewinnung des Perkolates: 2.5 g der gesiebten und gut gemischten Bodenmischprobe werden über Nacht mit einigen ml 1 N NH<sub>4</sub>Cl-Lösung in der später verwendeten Perkolationssäule eingeweicht. Am nächsten Tag wird der Boden mit 100 ml in 1 N NH<sub>4</sub>Cl-Lösung perkoliert. Durch Regelung der Tropfgeschwindigkeit muß eine Perkulationsdauer von mindestens 4 Stunden sichergestellt sein.

Bestimmung der Kationen im Perkolat: Die H<sup>+</sup>-Konzentration wird indirekt über die Bestimmung des pH-Wertes ermittelt. Dazu ist es erforderlich, daß der pH-Wert der NH<sub>4</sub>Cl-Lösung sowohl vor der Perkolation als auch im Perkolat bestimmt wird. Die Berechnung der austauschbar gebundenen Protonen kann dann mittels eines von PRENZEL erstellten Rechenprogramms (MEIWES et al. 1984) bzw. eines vereinfachten Rechenansatzes nach HILDEBRAND (unveröffentlicht) erfolgen. Die Auswahl der Bestimmungsmethoden für die übrigen Kationen ist freigestellt. Die Ake wird ermittelt als Ionenäquivalentsumme der austauschbaren Kationen (Ca, Mg, K, Na, Al, Fe, Mn) und berechneten Protonen. Die Basensättigung ergibt sich aus  $[(Ca+Mg+K+Na) / AKe] * 100\%$ .

- Länderspezifische Modifikationen:

1. *Bayern*: Die Bestimmung der austauschbaren Kationen erfolgte nicht durch Perkolation, sondern im Schüttelextrakt. Vorgehen: Einwaage von 10g Mineralboden und Zugabe von 400 ml der 0.5 N NH<sub>4</sub>Cl-Lösung. Kräftiges Aufschütteln von Hand, sodann 2 h Schütteln der Probe mit einer Schüttelmaschine. Die Proben bleiben über Nacht stehen, werden dann erneut 60 Min. geschüttelt und filtriert.

2. *Schleswig-Holstein*: Die AKe wurde mit dem SrCl<sub>2</sub>-Verfahren nach BACH (SÄNGER-VON OEPEN et al. 1993) ermittelt. Hierbei werden die austauschbaren Kationen im Perkulationsverfahren mit einer 0.1 M SrCl<sub>2</sub>-Lösung freigesetzt und im Perkolat analysiert; anschließend wird die AKe durch Rücktausch des eingetauschten Sr mit 0.1 M MgCl<sub>2</sub>-Lösung und AAS-Bestimmung des freigesetzten Sr ermittelt. Die austauschbaren H<sup>+</sup>-Ionen werden aus der Differenz zwischen dem rückgetauschten Sr und der Summe der ausgetauschten Kationen errechnet:

$$H = AK(Sr) - (Ca + Mg + K + Na + Al + Fe + Mn).$$

- Ergebnisse der Ringanalysen: Die in Bayern praktizierte Ausschüttelung in  $\text{NH}_4\text{Cl}$  liefert im Vergleich zur Perkolationsmethode bei einigen Elementen (insbesondere bei Al) etwas geringere Werte. Bei dem in Schleswig-Holstein eingesetzten BACH-Verfahren werden ebenfalls besonders für Al leicht geringere Gehalte ermittelt als bei Anwendung der  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -Methode. Die AG „Bodenanalytik“ kam jedoch zu dem Schluß, daß die aus den genannten AKe-Bestimmungsverfahren resultierenden Daten für den bundesweiten Vergleich verwendet werden können.
- **Unterschiede zum EU-Standardverfahren:** Lt. dem Handbuch des ICP-Forests wird die Ake mit einer ungepufferten 0.1 M  $\text{BaCl}_2$ -Lösung versetzt und nach 2 Stunden Schütteln werden in dieser Lösung die austauschbaren Kationen gemessen (AAS, ICP). H kann entweder nach der in Deutschland praktizierten Methode (s.o.) oder durch Titration bestimmt werden. Nach Vergleichsuntersuchungen im Rahmen der Arbeit der AG „Bodenanalyse“, bei denen die in  $\text{BaCl}_2$ - und  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -Lösung gemessenen austauschbaren Elementgehalte von Mineralbodenproben vergleichend gegenübergestellt wurden, bestehen elementspezifische, mehr oder weniger systematische Unterschiede zwischen den aus den einzelnen Verfahren resultierenden Analysewerten.

Die Ableitung eines Algorithmus zur rechnerischen Anpassung der in Deutschland erhobenen AKe-Werte ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ -Perkolation) an die europaweiten Werte ( $\text{BaCl}_2$ -Methode) war Gegenstand einer Studie der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt (KÖNIG & BARTENS 1995). Dieser Studie liegen ca. 150 Bodenproben zugrunde, die im wesentlichen auf den Versuchsflächen des von der EU geförderten Level II-Untersuchungsprogramms genommen wurden sowie 30 Bodenproben, die aus der BZE-Erhebung stammen. Alle Bodenproben wurden auf Untersuchungsflächen im Land Niedersachsen gewonnen. Anhand der im Rahmen dieser Studie ermittelten Regressionsgleichungen lassen sich die mit der  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -Methode erhobenen Elementgehalte in der  $\text{BaCl}_2$ -Methode vergleichbare Werte umrechnen. Die Gesamt-AKe kann dann als Summe der Einzelkationen berechnet werden. Dieses Umrechnungsverfahren sollte nach KÖNIG & BARTENS jedoch mit äußerster Vorsicht eingesetzt werden, da trotz insgesamt enger Korrelationen in Einzelfällen Abweichungen zwischen berechneten und gemessenen Werten von bis zu 100 % auftreten können.

### **Carbonatgehalt von Mineralbodenproben**

- BZE-Verfahren: Die Carbonatbestimmung erfolgt nach der Methode von SCHEIBLER (SCHLICHTING & BLUME 1966). Dabei wird der Carbonatgehalt aus dem bei der Bestimmung freigesetzten CO<sub>2</sub> berechnet.
- Länderspezifische Modifikationen: keine
- Ergebnisse der Ringanalysen: Über die Carbonatbestimmung konnte keine Aussage gemacht werden.
- **Unterschiede zum EU-Standardverfahren:** keine

### **C<sub>org</sub>-Gehalt von Mineralbodenproben**

- BZE-Verfahren: Für die Bestimmung des C<sub>org</sub>-Gehaltes in der gemahlene Bodenmischprobe sind folgende in der Literatur beschriebene Verfahren zugelassen:
  1. trockene Verbrennung (Wösthoff-Verfahren)
  2. Elementaranalyse mittels Elementaranalysatoren
  3. Indirektbestimmung über Glühverlustermittlung bei 550°C
  4. nasse Verbrennung mit Kaliumdichromat und Schwefelsäure
- Länderspezifische Modifikationen: nicht relevant
- Ergebnisse der Ringanalysen: Die Bestimmung der C<sub>org</sub>-Gehalte bei Mineralbodenproben wird bei Variationskoeffizienten von 5-20 % als brauchbar akzeptiert. Die bundesweiten BZE-Daten sind im entsprechenden Rahmen vergleichbar.
- **Unterschiede zu EU Standardverfahren:** keine (empfohlenes Verfahren: trockene Verbrennung)



## N-Gehalt von Mineralbodenproben

- BZE-Verfahren: Für die Bestimmung des N-Gehaltes in der gemahlene Bodenmischprobe sind folgende in der Literatur beschriebene Verfahren zugelassen:
  1. Kjeldahl-Aufschluß und anschließende photometrische oder titrimetrische N-Bestimmung
  2. Elementaranalyse mittels Elementaranalysatoren
- Länderspezifische Modifikationen: nicht relevant
- Ergebnisse der Ringanalysen: Die Ergebnisse der N-Bestimmungen bei Mineralbodenproben werden bei Variationskoeffizienten von 5-30 % als brauchbar akzeptiert. Die bundesweiten BZE-Daten sind dementsprechend vergleichbar.
- **Unterschiede zu EU-Standardverfahren:** keine (empfohlenes Verfahren: trockene Verbrennung)

## 3 Ergebnisse

Die Datenübermittlung der Bundesländer an das BML war Anfang November 1995 abgeschlossen. Die länderübergreifende Auswertung dieser Daten durch die BFH beschränkt sich auf eine erste deskriptive Darstellung wichtiger Bodenzustandskennwerte. Bei der Interpretation und Bewertung der Daten wurden die BZE-Ergebnisse der Bundesländer, für die bereits Länderberichte vorliegen, berücksichtigt. Weiterführende multivariat-statistische Analysen werden im Rahmen der bundesweiten BZE-Auswertungen auf der Basis der ca. 1700 Untersuchungsflächen des 8x8 km-Rasters erfolgen.

### 3.1 Allgemeine Standortdaten

Hierunter fallen Informationen, die sich aus der Geländeansprache ergeben und den einzelnen Untersuchungsstandort als Ganzes charakterisieren. Für die bundesweite BZE-Auswertung der 8x8 km-Rasterdaten wurden von den Bundesländern die folgenden allgemeinen Standortdaten an das BML übermittelt: Ausgangssubstrat, Bodentyp, Humusform, Höhe über NN sowie Angaben zur Baumartenzusammensetzung des aufstockenden Bestandes. Diese standörtlichen Daten haben große Bedeutung als Stratifizierungskriterien zur Interpretation der laboranalytischen

Bodenmerkmale. Sie stellen ferner eine wichtige Grundlage für Repräsentanzuntersuchungen dar.

### 3.1.1 Standortdaten als Stratifizierungskriterien

Die von den **Bundesländern** auf der Basis der 8x8 km-Rasterstichprobe durchgeführten Stratifizierungen bodenchemischer Kennwerte haben im wesentlichen zu folgenden Ergebnissen geführt:

In Bayern (GULDER & KÖLBEL 1993), Rheinland-Pfalz (BLOCK et al. 1991) und Hessen (HOCKE 1995) erwies sich die Stratifizierung der Analysedaten nach geologischen Substratgruppen als gut geeignet für eine erste Strukturierung der untersuchten Böden bzw. Standorte. Die Mehrzahl der bodenchemischen Charakteristika erwies sich als von den jeweiligen geologischen Gegebenheiten abhängig. Die BZE im Saarland bestätigt überdies, daß das geologische Ausgangssubstrat nicht nur für die bodenchemischen Verhältnisse im Mineralboden relevant ist, sondern daß auch die Elementgehalte in der Humusaufgabe neben Bestandeseinflüssen und der lokalen Eintragssituation vom Chemismus des Ausgangssubstrates bestimmt werden (BACKES 1993).

GULDER & KÖLBEL (1993) weisen auf große Streuungen der bodenchemischen Kennwerte innerhalb vieler Substratgruppen Bayerns hin. In den Berichten der Länder Baden-Württemberg (BUBERL et al. 1994) und Sachsen (LAF 1994) wird die Diskrepanz zwischen bodenchemischem Zustand und Ausgangssubstrat betont und festgestellt, daß der Einfluß der sauren atmogenen Stoffeinträge offensichtlich dazu geführt hat, daß dem Substrat keine differenzierende Bedeutung mehr zukommt und man von einer weitgehend substratunabhängigen Nivellierung des chemischen Zustandes der Oberböden auszugehen habe.

GEHRMANN (1993) konstatiert für die Böden Nordrhein-Westfalens, daß die Einwirkung von Luftverunreinigungen über die Deposition zu Bodenveränderungen geführt hat, die sich nicht aus der Profilmorphologie erschließen lassen. Nur wenige Bodentypen, wie z.B. Podsol und Rendzina, erlauben nach GEHRMANN noch allgemeine Rückschlüsse auf die chemischen Gegebenheiten. Im übrigen differenziere der Bodentyp nur wenig den chemischen Zustand im Oberboden. Das profilmorphologische Bild ist auch nach BUBERL et al. (1994) häufig als reliktsch anzusehen und für die aktuell wirksamen ökologischen Eigenschaften der Böden Baden-Württembergs nur

noch sehr eingeschränkt interpretierbar. So erweist sich in Baden-Württemberg z.B. die morphologische Humusform als ungeeignetes Stratifizierungskriterium für die Ausprägung der C/N-Verhältnisse - ein Effekt, der mit hoher Wahrscheinlichkeit auf N-Einträge aus Luftverunreinigungen zurückzuführen ist (BUBERL et al. 1994). Zu ähnlichen Ergebnissen kommen auch die Auswertungen der BZE-Daten von Hessen und Sachsen (HOCKE 1995, LAF 1994). BLOCK et al. (1991) konstatieren für die Böden in Rheinland-Pfalz, daß ungünstige C/N- und C/P-Verhältnisse in der Regel auch mit ökologisch ungünstigen Humusformen verbunden sind, welche vorwiegend in nadelholzreichen Beständen auftreten.

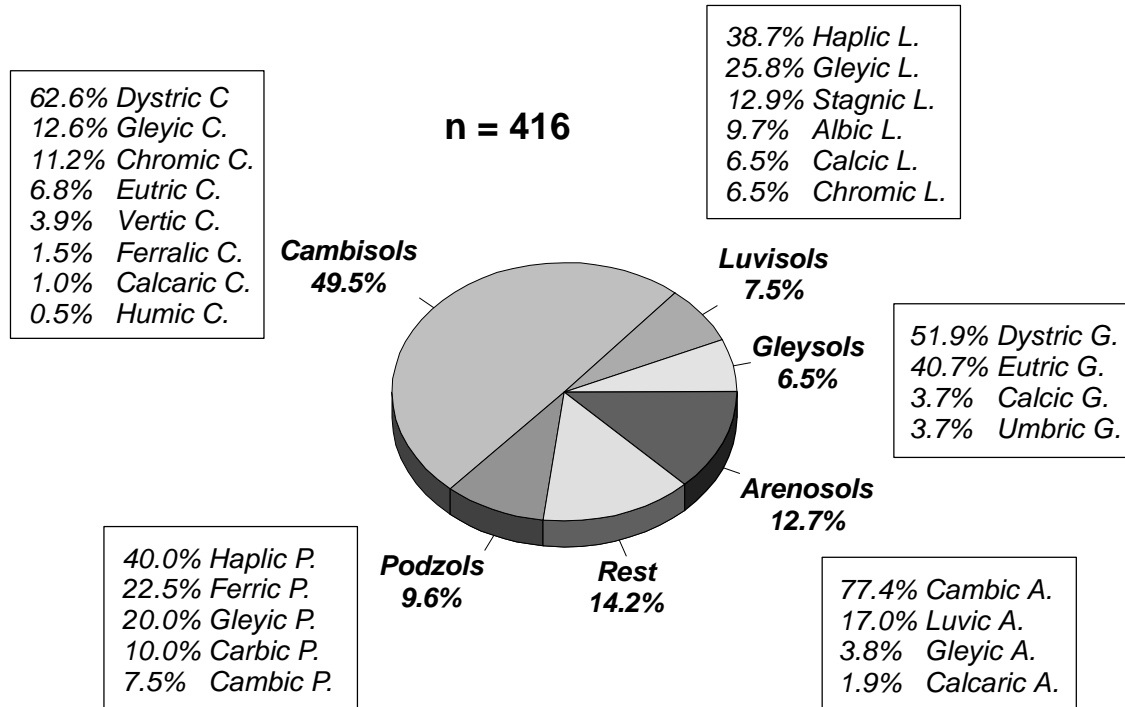
Diese Übersicht von Ergebnissen der Länderauswertungen verdeutlicht, daß die Auswirkungen der atmosphärischen Depositionen auf den Bodenzustand offensichtlich regional und in Abhängigkeit von allen standörtlichen Randbedingungen (Substrat(gruppen), Bestand, etc.) sehr differenziert bewertet werden müssen. In diesem Zusammenhang sind weitere relevante Ergebnisse durch die bundesweite BZE-Auswertung zu erwarten. Anhand des sehr umfangreichen Datenmaterials dürfte es mittels geeigneter Verfahren der multivariaten Statistik (Diskriminanzanalyse) möglich sein, zu ermitteln, welche Spanne standörtlicher Gegebenheiten für eine interpretierbare Datenstratifizierung vorliegen muß, bzw. welches geo- und pedogenetische Standortsspektrum vom aktuellen Einfluß der atmosphärischen Deposition überlagert wird.

### **3.1.2 Bodentypen, Höhenlage über NN**

Die für die 16x16 km-EU-Rasterpunkte übermittelten Standortinformationen umfassen die Kennzeichnung des Bodentyps nach der FAO-Klassifizierung (FAO 1988) sowie die Höhe der Standorte über NN (Angaben in 50 m-Klassen). In Abb.2 sind die prozentualen Häufigkeiten der Bodentypen wiedergegeben.

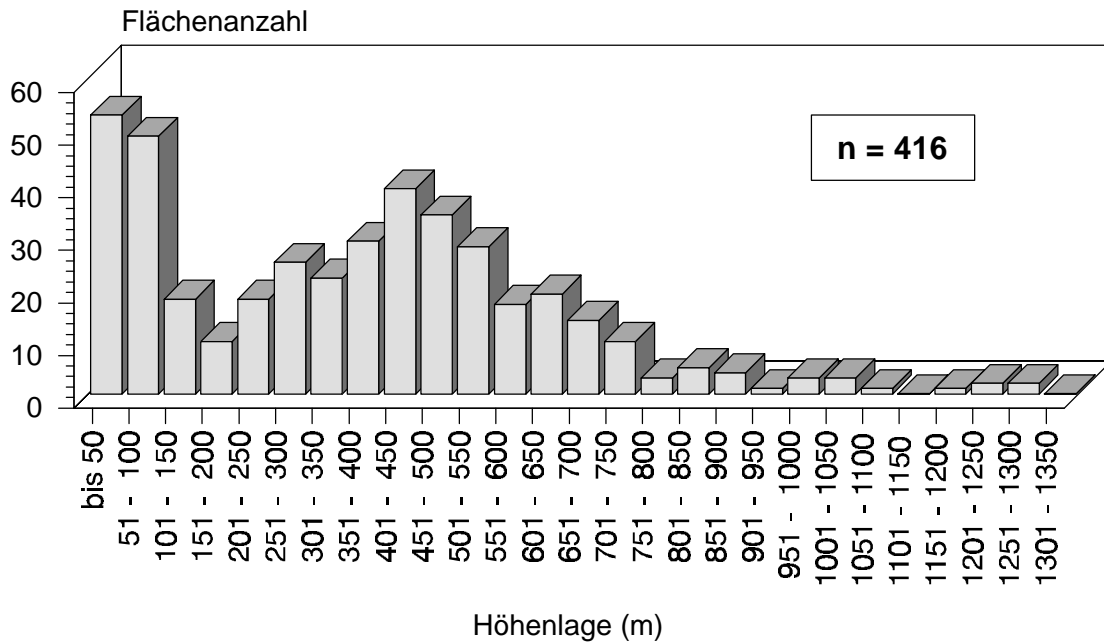
Die verbreitetsten Bodeneinheiten sind die Cambisols und Arenosols, wobei innerhalb dieser Einheiten basenarme, verbraunte (Sand-)Böden mit mehr oder weniger stark ausgeprägter Kornpodsoligkeit (Dystric Cambisols, Cambic Arenosols) dominieren. Weitere verbreitete Bodeneinheiten sind die Podzols, Luvisols und Gleysols. Zwischen „stagno-gleyic“ (= durch Stauwassereinfluß bedingte hydromorphe Eigenschaften) und „gleyic“ (= durch Grundwassereinfluß bedingte Bodeneigenschaften) wurde bei der Datenübermittlung nicht differenziert. In beiden Fällen erfolgte eine Einordnung in die

Gruppe der Gleysols bzw. gleyic Cambisols, gleyic Luvisols, gleyic Podzols, etc.. Die restlichen, in Abb.2 nicht im einzelnen aufgeführten Bodentypen (14.2 %), sind genetisch breit gefächert. Sie verteilen sich überwiegend auf die Bodeneinheiten Leptosols, Regosols, Vertisols, Planosols, Podzoluvisols, Fluvisols, Histosols und Anthrosols.



**Abb.2: Prozentuale Häufigkeiten der Bodentypen**

Abb.3 zeigt die Höhenlage aller Standorte der 16x16 km-Stichprobe. Die Höhenlage unterliegt einer zweigipfeligen Häufigkeitsverteilung. Es dominieren zum einen die Standorte im Tiefland mit Höhen < 100 m und zum anderen Standorte des Hügellandes und der Mittelgebirge mit den häufigsten Höhen im Bereich zwischen 400 - 600 m.



**Abb.3: Höhenlage der Erhebungsflächen**

### 3.2 Bodenchemischer Zustand

In den folgenden Abschnitten werden die Ausprägungen wichtiger laboranalytischer Parameter zur Kennzeichnung des bodenchemischen Zustandes der 16x16 km-Rasterflächen dargestellt. Nach einer kurzen Erläuterung der Kennwerte werden Klassifizierungs- und Bewertungsmaßstäbe aus der Literatur genannt und die prozentualen kumulativen Häufigkeiten (PKH) der empirischen Merkmalsausprägungen dargestellt. Diese graphische Darstellungsform eignet sich besonders zur Visualisierung von Streuung, Minimum-/ Maximumwerten, Median (PKH = 50%) sowie beliebiger Perzentilklassen. Es läßt sich daraus unmittelbar auf die Über-/ Unterschreitungshäufigkeit von Richtwerten schließen. Zudem sind alle Einzelwerte und somit auch Ausreißer sowie mögliche Unterstichproben, die für weitere Auswertungen eventuell zu extrahieren sind, sofort erkennbar.

Bei den Interpretationen der statistischen Befunde werden auch die Ergebnisse berücksichtigt, die sich aus der Auswertung der 8x8 km-Rasterdaten durch die einzelnen Bundesländer ergeben haben. Dabei ist jedoch zu beachten, daß nur die Ergebnisse einfließen, die in den bislang erschienenen BZE-Länderberichten zusammengestellt sind. Die Ausführungen zu den 8x8 km-Rasterpunkten betreffen aus diesem Grund überwiegend Mittelgebirgsstandorte; die spezifischen Bodenverhältnisse des gesamten nordostdeutschen Tieflandes kommen darin nicht zum Ausdruck und werden nur durch die 16x16 km-Stichprobe erfaßt.

### 3.2.1 Bodenacidität

- **Erläuterung:** Die Bodenacidität wirkt sich auf die Lebensbedingungen der Bodenorganismen, die Verfügbarkeit von Nährstoffen, die Nitrifizierung und das Auftreten toxisch wirkender Aluminium- und Schwermetallionen aus. Die natürliche Entstehung der Bodenacidität resultiert aus der Bildung von Kohlensäure und organischen Säuren durch mikrobielle Vorgänge und Wurzelatmung sowie aus der Auswaschung bzw. Festlegung von Ca-, Mg- und K-Ionen in der Biomasse. Hinzu kommt die Wirkung anthropogener Stoffeinträge, deren Säurebildung die ökosystem-interne Versauerung übersteigen kann (vgl. BREDEMEIER & ULRICH 1989). Auf diese Säurebelastung reagieren Böden mit chemischen Reaktionen, bei denen die H<sup>+</sup>-Ionen reversibel bzw. irreversibel gepuffert oder weitergeleitet werden. Die pH-Bereiche, innerhalb der bestimmte Puffersubstanzen dominierend für eine pH-Nivellierung sorgen, werden als Pufferbereiche bezeichnet.
- **Bewertungsmaßstäbe:** Der Aciditätszustand ist nach AG BODENKUNDE (1995) in pH(CaCl<sub>2</sub>)-Stufen wie folgt zu bewerten:

pH(CaCl <sub>2</sub> )						
7	7 - 6.5	6.5 - 6	6 - 5	5 - 4	4 - 3	< 3
neutral	sehr schwach sauer	schwach sauer	mittel sauer	stark sauer	sehr stark sauer	äußerst sauer

Die pH-Werte lassen sich bestimmten Pufferbereichen mit spezifischen ökologischen Funktionen zuordnen, die im folgenden zusammengestellt sind (vgl. ULRICH 1981):

#### **Calciumcarbonatpufferbereich (pH > 6.2):**

Kalk (CaCO<sub>3</sub>) als Puffersubstanz; optimale Bedingungen für die Mikroorganismen; rasche Umsetzung der Streu; Humusform: Mull

#### **Silikatpufferbereich (6.2 > pH > 5.0):**

Säurepufferung an primären Silikaten; Entstehung sekundärer Minerale (Tonmineralneubildung); Freisetzung von Alkali- und Erdalkali-Ionen aus den Silikatgittern; optimale Nährstoffverfügbarkeit; Humusform: Mull bis mullartiger Moder

#### **Austauscherpufferbereich (5.0 > pH > 4.2):**

Säurepufferung durch Verwitterung der Restgitter primärer Silikate sowie Freisetzung von Al-Ionen aus den Tonmineralen; Entstehung polymerer Al-Hydroxo-Kationen und Ein-

lagerung in die Tonmineralzweischichten; dadurch Reduktion der effektiven Kationenaustauschkapazität sowie Verdrängung und Auswaschung von Alkali- und Erdalkalitionen (Basenauslaugung); Rückgang der biotischen Aktivität; Bildung von Auflagehumus (Moder)

**Al-Fe-Pufferbereich (4.2 > pH > 3.0):**

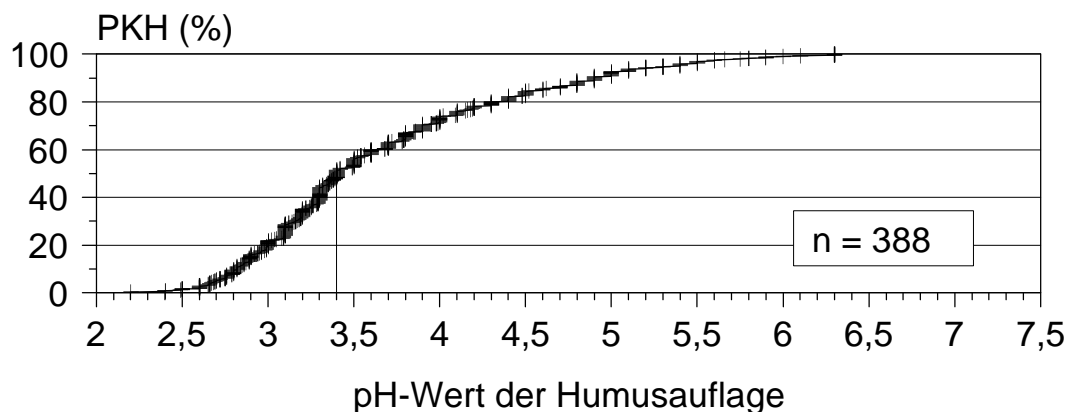
Säurepufferung durch Auflösung der sekundären Tonminerale und Al-Hydroxo-Komplexe; Freisetzung von  $Al^{3+}$ -Ionen; zunehmend toxische Kationsäurekonzentrationen in der Bodenlösung; Bildung von Auflagehumus (Moder bis Rohhumus)

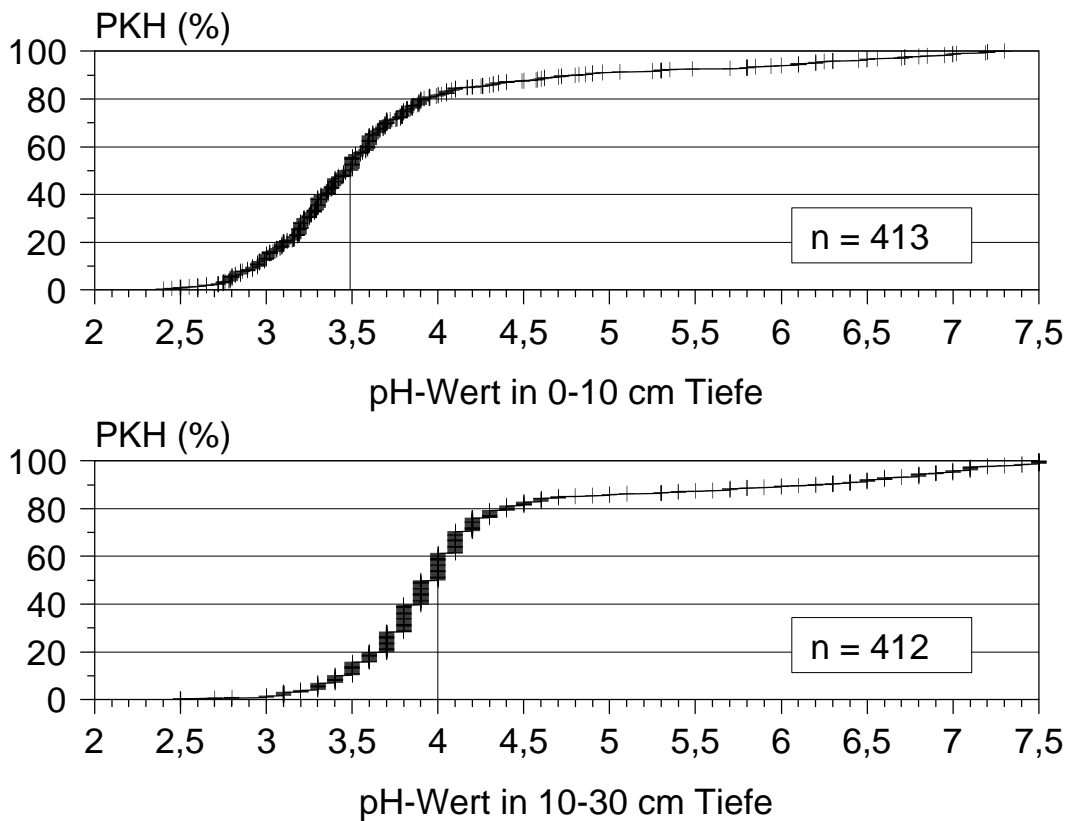
**Fe-Pufferbereich (pH < 3.0):**

Säurepufferung durch Auflösung der Fe-Oxide; Fe-Verlagerung (Podsolierung); Rohhumusbildung

• **Häufigkeitsverteilungen und Interpretation:**

Für den europäischen Waldbodenzustandsbericht werden die pH-Werte der **gesamten** Humusaufgabe benötigt. Für die Bundesländer, in denen eine horizontweise Auflagebeprobung erfolgte, wurden diese durch arithmetische Mittelung der delogarithmierten L/Of- und Oh-Horizontwerte berechnet. Die pH-Werte in 0-10 cm Tiefe wurden ebenfalls rechnerisch aus den delogarithmierten pH-Werten in 0-5 cm und 5-10 cm Tiefe ermittelt. Dadurch konnten die Meßwerte aus allen Bundesländern trotz unterschiedlicher Beprobungstiefen berücksichtigt werden. Abb.4 zeigt die Häufigkeitsverteilungen der pH-Werte in der Humusaufgabe sowie im Mineralboden in 0-10 cm und 10-30 cm Tiefe





**Abb.4: pH-Werte ( $\text{CaCl}_2$ , KCl) in der Humusauflage sowie im Mineralboden in 0-10 cm und 10-30 cm Tiefe (PKH = Prozentuale kumulative Häufigkeit; Senkrechte: Median)**

Die Häufigkeitsverteilungen der pH-Werte sind insbesondere im Mineralboden deutlich linkssteil, d.h. es besteht eine asymmetrische Verteilungsfunktion, bei der das Häufigkeitsmaximum deutlich in Richtung minimaler pH-Werte verschoben ist. So befinden sich in der Tiefenstufe 10-30 cm ca. 75 % aller Werte im Bereich zwischen pH 3 bis pH 4.2 und nur ca. 25 % in der Spanne von pH 4.2 bis pH 7.5. Die Mediane (PKH = 50 %) liegen in der Humusauflage bei pH = 3.40, in 0-10 cm Tiefe bei pH = 3.49 und in 10-30 cm Tiefe bei pH = 4.00. Die linkssteilen Verteilungsfunktionen sind in erster Linie auf den logarithmischen Charakter dieser Variable zurückzuführen; die delogarithmierten pH-Werte (= aktive  $\text{H}^+$ -Ionenkonzentrationen) sind annähernd normalverteilt.

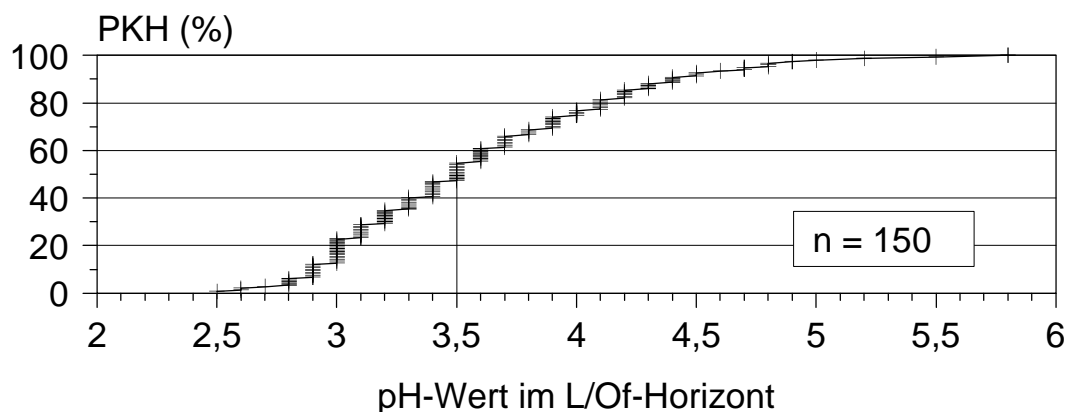
Bei den vergleichsweise wenigen Standorten mit erhöhten pH-Werten im Oberboden (pH > 4.5 in 0-10 cm) dürfte es sich im wesentlichen um gekalkte Flächen oder Standorte auf stark kalkhaltigem Ausgangssubstrat handeln. Insgesamt weist nur etwa jeder zehnte Standort keine Anzeichen einer Oberbodenversauerung (pH > 5) bis in 30 cm Tiefe auf.

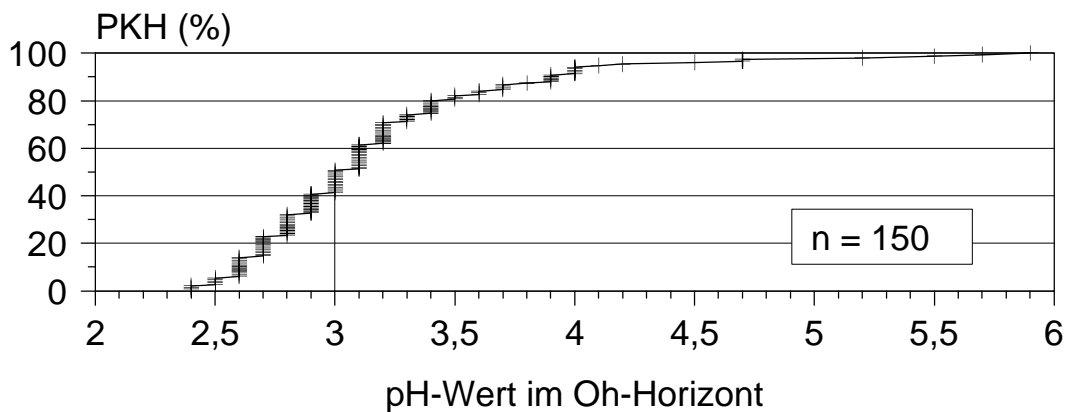


Beachtenswert ist die geringe Streubreite der pH-Werte im **mineralischen Oberboden** trotz der gegebenen geologischen Vielfalt der Standorte. Etwa 80 % der untersuchten Oberböden befinden sich im Al / Fe- bzw. Fe-Pufferbereich ( $\text{pH} < 4.2$ ), legt man das in Salzsuspension gemessene pH bei der Zuordnung zugrunde. Dies unterstützt die These einer durch saure Einträge verursachten allgemeinen Nivelierung des Bodenchemismus auf niedrigem Niveau (vgl. BUBERL et al. 1994).

Geht man davon aus, daß bei pH-Werten unter 3.0 Feinwurzelschäden an Fichten und Buchen zunehmend wahrscheinlich werden (vgl. MURACH 1984, ROST-SIEBERT 1985), so wären von dieser Situation bei Zugrundelegen der pH-Werte im oberen Mineralboden, mehr als 10 % aller Standorte betroffen. SVERDRUP & WARFVINGE (1995) weisen anhand von Felduntersuchungen nach, daß unter diesen stark sauren Verhältnissen auch das Stammwachstum reduziert sein kann.

Eine differenziertere Darstellung der pH-Werte in der **Humusauflage** geben die Häufigkeitsverteilungen in Abb.5. Hier sind die pH-Werte der L/Of-Lage sowie der Oh-Lage dargestellt. Berücksichtigt sind alle Böden mit einem L/Of-Oh-Humusprofil, bei denen eine getrennte Beprobung vorgenommen wurde ( $n=150$ ). Es zeigt sich sehr deutlich, daß innerhalb des Humusprofils horizontabhängig sehr unterschiedliche pH-Werte auftreten, deren Extremwerte bei Beprobung der Gesamtauflage oder bei rechnerischer Mittelung zwischen L/Of- und Oh-Lage „weggeglättet“ werden. Die pH-Werte im Oh-Horizont sind deutlich niedriger als im angrenzenden Mineralboden. Dies ist vor allem auf organische Säuren zurückzuführen, die bei der mikrobiellen Zersetzung der organischen Substanz freigesetzt werden. In der L/Of-Lage trägt der Basengehalt der Streu zur Protonenpufferung bei. So weist jeder zweite Standort im Oh-Horizont pH-Werte  $< 3.0$  auf (Median), während dieser Wert in der L/Of-Lage nur auf ca. 20 % aller Standorte unterschritten wird.





**Abb.5: pH-Werte (CaCl<sub>2</sub>, KCl) in den L/Of- und Oh-Horizonten von Standorten mit Of-Oh-Humusprofil (PKH = Prozentuale kumulative Häufigkeit; Senkrechte: Median)**

Diese aus der 16x16 km-Stichprobe abgeleiteten Befunde werden durch die **Länderauswertungen** der 8x8 km-Stichprobe im Grundsatz bestätigt. Im Rahmen der BZE wurden neben den Oberboden-pH-Werten auch pH-Werte in tieferen Bodenschichten gemessen. Dabei zeigte sich, daß viele Standorte deutliche Anzeichen für eine tiefgründige Bodenversauerung aufweisen.

Unterhalb des Bh-Horizontes saurer Waldböden sind aus theoretischen Überlegungen organische Säuren nur von geringer Bedeutung für die Bodenacidität. Die Acidität resultiert in diesem Tiefenbereich vor allem aus der Dissoziation von Kohlensäure, die bei der Wurzel- und Zersetzeratmung freigesetzt wird und zu einer pH-Einstellung von minimal 5.0 führen kann. Die BZE-Auswertungen durch die Bundesländer zeigen indes, daß die pH-Werte im Unterboden häufig geringer sind. So liegen beispielsweise die pH(KCl)-Werte von etwa einem Drittel der insgesamt 99 in Rheinland-Pfalz untersuchten BZE-Flächen bis in 200 cm Tiefe unter 3.8 (BLOCK et al. 1991). Die Ergebnisse von Rammkernbohrungen bis 5 m Tiefe, die im Saarland im Rahmen der BZE zusätzlich durchgeführt worden sind, machen das Ausmaß der Tiefenversauerung besonders deutlich. Es zeigt sich, daß für die Mehrzahl der Profile auf Buntsandstein innerhalb des beprobten Tiefenbereiches die Tiefenlage der Versauerungsfront (Wechsel vom Austauscher- in den Silikatpufferbereich) noch nicht erreicht wird. Die pH-Werte im Untergrund liegen zwischen 3.8 - 4.2 bei Messung in KCl bzw. zwischen 4.5 - 5.2 bei Messung in H<sub>2</sub>O (BACKES 1993). Generell kann nach BACKES davon ausgegangen werden, daß durch die tiefgründige Versauerung, wie sie auf den silikatarmen und kalkfreien

Waldstandorten immissionsbedingt auftritt, die Gefährdung der Hydrosphäre (unter entsprechenden hydrogeologischen und klimatischen Verhältnissen) nicht mehr auszuschließen ist. Auch in Baden-Württemberg (Schwarzwald, Odenwald) weisen die pH-Messungen im Unterboden auf eine Tiefenversauerung hin, deren wesentliche Ursache im atmogenen Eintrag starker anorganischer Mineralsäuren (z.B.  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ,  $\text{HNO}_3$ ) gesehen wird (BUBERL et al. 1994).

Von diesen Befunden weichen die Waldböden Schleswig-Holsteins insofern ab, als die Versauerung meist nicht tiefer als 100 cm reicht und mit einem Durchbruch der Versauerungsfront in das anstehende Grundwasser vorerst nicht zu rechnen ist. Der chemische Zustand der Unterböden auf den 8x8 km-Inventurflächen Schleswig-Holsteins stellt sich nach BENECKE et al. (1994) insbesondere angesichts des hohen Anteils sandiger Substrate als überraschend günstig dar. Der Grund hierfür wird von BENECKE et al. in der geringeren Belastung mit atmogenen Säurebildnern gesehen. Für das übrige nord(ost)deutsche Tiefland liegen zur Zeit noch keine weiteren Auswertungsergebnisse zum Grad der Tiefenversauerung auf der Basis der 8x8 km-Rasterbeprobung vor.

### 3.2.2 Kationenaustauschverhältnisse

- **Erläuterung:** Der Kationenaustausch der Böden ist für den ökosystemaren Stoffhaushalt und die Nährstoffversorgung der Bäume von zentraler Bedeutung. Das potentielle Kationenaustauschvermögen wird in erster Linie vom Gehalt an Tonmineralen und organischer Substanz bestimmt. Die effektive Kationenaustauschkapazität (Ake) ist zusätzlich vom pH-Wert abhängig. Weitere Einflußfaktoren auf die Höhe der Ake sind die Qualität der organischen Substanz (Humifizierungsgrad) sowie die Art der Tonminerale. In sauren Waldböden wird die Ake der Tonminerale außerdem durch irreversible Einlagerung polymerer Al-Hydroxo-Komplexe in die Zwischenschichträume der Tonminerale erniedrigt (ULRICH 1981). Ake und Basensättigung charakterisieren die Bodenfestphase hinsichtlich der Menge austauschbar gebundener Nährstoffkationen und Kationsäuren. Die Kationenbelegung der Festphase läßt Rückschlüsse auf das chemische Verhalten der Lösungsphase zu und eignet sich insofern zur Standorteinschätzung hinsichtlich der Risiken von Säuretoxizität und Nährstoffmangel. Dabei ist zu beachten, daß die Basensättigung im all-

gemeinen vorwiegend von der Calcium- und in geringerem Maß von der Magnesiumsättigung bestimmt wird. Die Basensättigung gibt kaum Hinweise auf mögliche Kaliummangelsituationen, zu denen es bekanntlich gerade auf carbonatreichem Substrat kommen kann.

- **Bewertungsmaßstäbe:** Nach MEIWES et al. (1984) besteht für Ake < 0.5 cmol<sub>c</sub>/kg eine insgesamt sehr geringe ökosystemare Elastizität hinsichtlich Säuretoxizität und der K-/ Mg-Versorgung. Im Entwurf der Forstlichen Standortaufnahme (AK STANDORTSKARTIERUNG 1996) stellt sich die Einstufung der Ake von Oberböden wie folgt dar:

Ake (cmol <sub>c</sub> / kg)						
< 1.5	1.5-4.0	4.0-7.0	7.0-12.0	12.0-24.0	24.0-48.0	> 48.0
sehr gering	gering	mäßig	mittel	mittel - hoch	hoch	sehr hoch

Die Basensättigung ((Ca+Mg+K+Na)/Ake \* 100%) ist nach AG BODENKUNDE (1994) wie folgt zu bewerten:

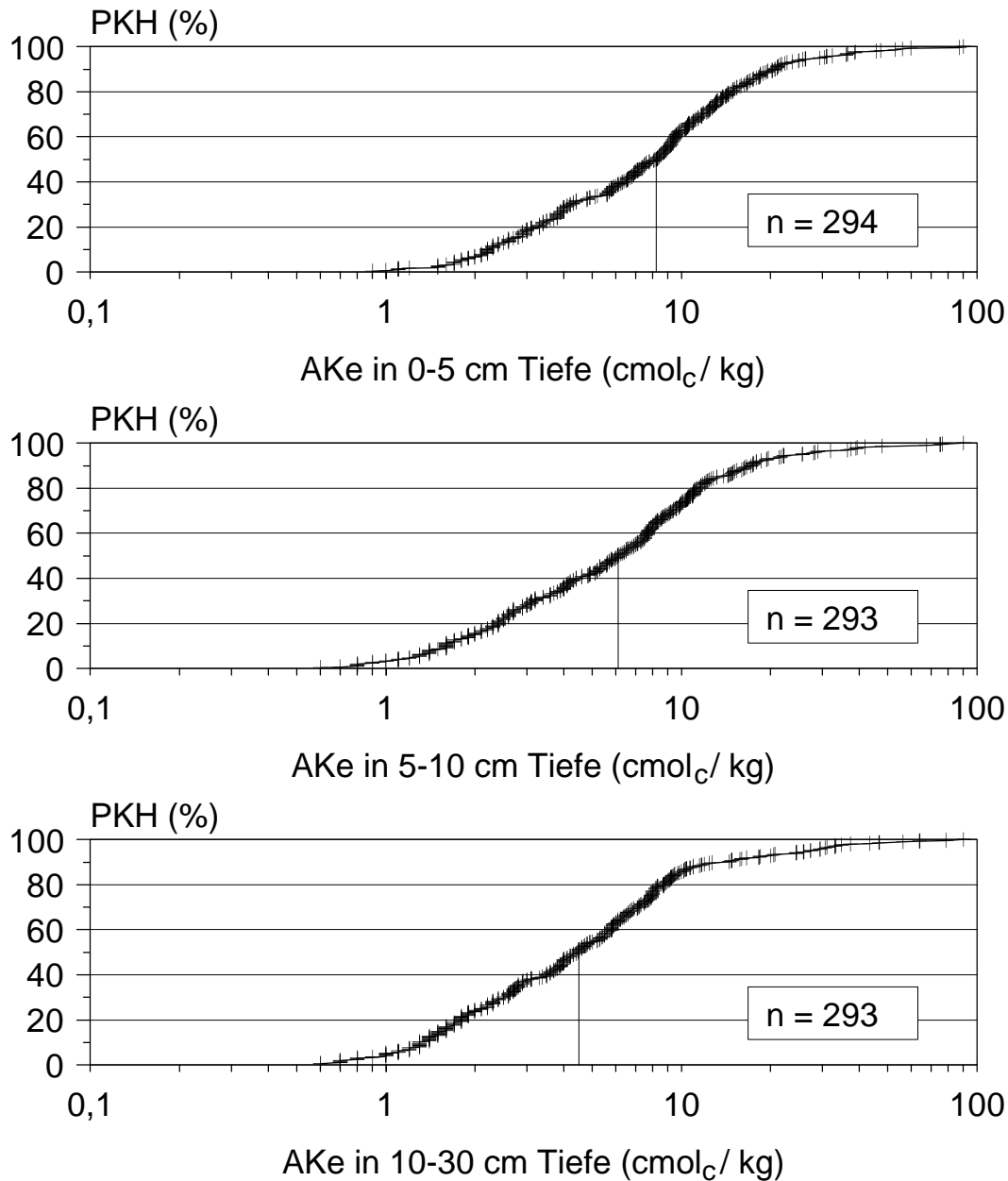
Basensättigung (%)				
<5	5-20	20-50	50-80	80-100
sehr basenarm	basenarm	mittelbasisch	basenreich	sehr basenreich bis basengesättigt

- **Häufigkeitsverteilungen und Interpretation:**

Die Häufigkeitsverteilungen der Ake in verschiedenen Tiefenstufen geht aus Abb.6 hervor. Die Standorte Bayerns konnten in dieser und den folgenden Darstellungen nicht berücksichtigt werden. Aufgrund der sehr breiten Streuung der Werte wurde in Abb.6 eine logarithmische Darstellung gewählt. Die Stichprobe deckt das Bewertungsspektrum zwischen „sehr gering“ bis „sehr hoch“ ab. Der Median (PKH = 50%) in 0-5 cm Tiefe liegt bei 8.3 cmol<sub>c</sub>/kg und ist damit als „mittel“ einzustufen. In der Tiefe 5-10 cm liegt der Median bei 6.1 cmol<sub>c</sub>/kg („mittel“) und in 10-30 cm bei 4.5 cmol<sub>c</sub>/kg („mäßig“). Die mit der Tiefe abnehmenden Werte dürften auf den sich verringernden Anteil an organischer Substanz zurückzuführen sein. In 10-30 cm Tiefe sind 47 % aller Werte kleiner als 4 cmol<sub>c</sub>/kg und liegen damit im Bereich von „sehr gering“ bis „gering“. Die Einstufung „sehr gering“ (Ake < 1.5 cmol<sub>c</sub>/kg) erfolgt für 15 % der Standorte.

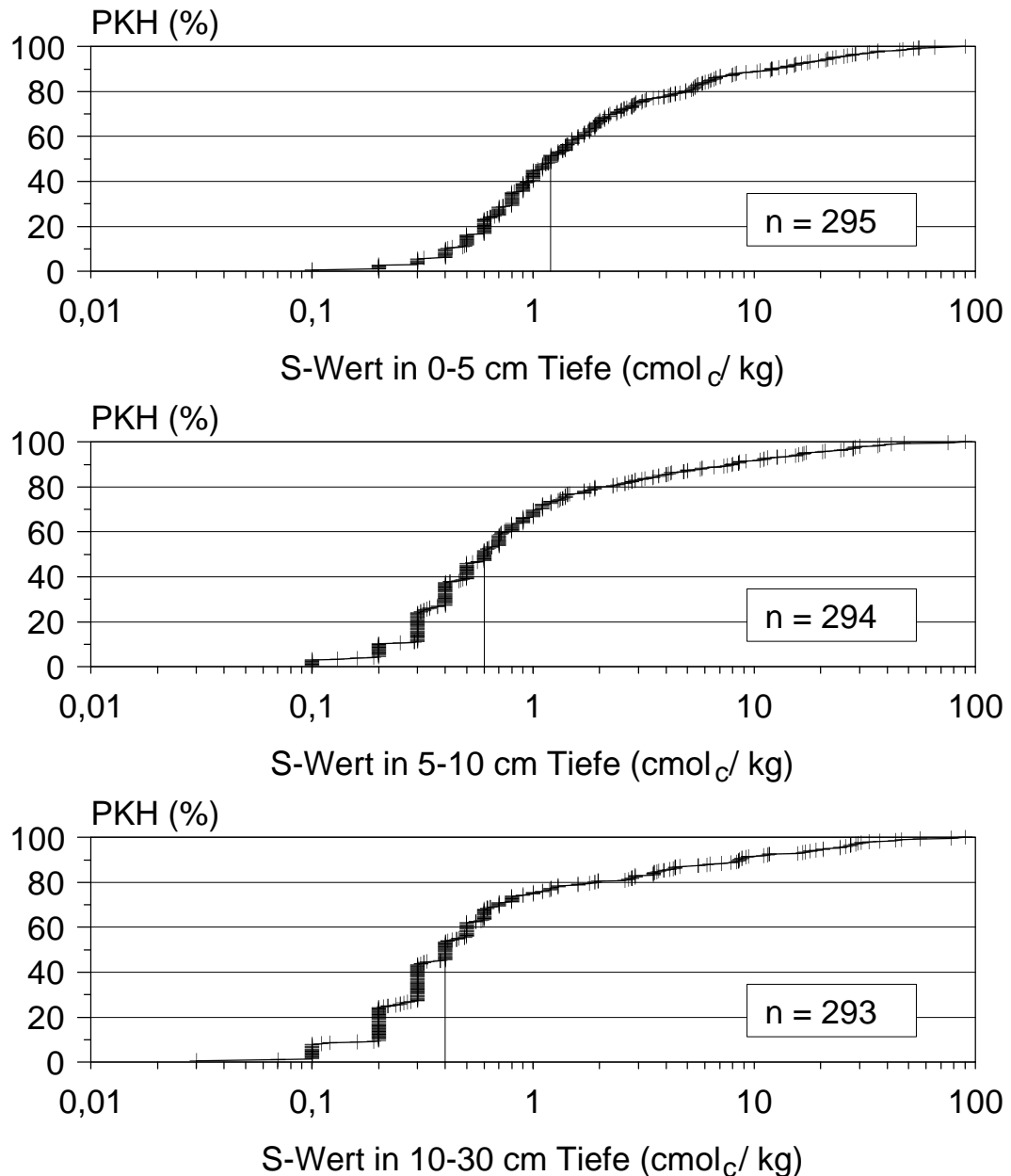
Die Häufigkeitsverteilungen des sogenannten S-Wertes (= Äquivalentsumme der austauschbaren „basischen“ Kationen Ca, Mg, K in  $\text{cmol}_c/\text{kg}$ ) sind für verschiedene Tiefenstufen in Abb.7 dargestellt. Aufgrund der sehr breiten Streuung der Werte wurde eine logarithmische Darstellungsweise gewählt. Die höchsten S-Werte entsprechen meist annähernd den Werten der Ake bzw. sind mit diesen identisch. Es handelt sich auf diesen Standorten um „sehr basenreiche bis basengesättigte“ Böden. Der S-Wert nimmt mit der Tiefe ab. Die Mediane betragen  $1.2 \text{ cmol}_c/\text{kg}$  in 0-5 cm,  $0.6 \text{ cmol}_c/\text{kg}$  in 5-10 cm und  $0.4 \text{ cmol}_c/\text{kg}$  in 10-30 cm Tiefe. Es zeigt sich, daß die Steilheit der Verteilungsfunktionen im Bereich 0.1 bis  $1 \text{ cmol}_c/\text{kg}$  mit zunehmender Tiefe wächst. Dies ergibt sich dadurch, daß die S-Werte insgesamt geringer werden, ein Minimalwert von ca.  $0.1 \text{ cmol}_c/\text{kg}$  aber offensichtlich nicht unterschritten wird.

Noch deutlicher wird das Vorhandensein derartiger minimaler Grenzwerte, wenn nicht die Nährelementkonzentrationen sondern die -vorräte betrachtet werden. BUBERL et al. (1994) sprechen in diesem Zusammenhang von „eisernen Beständen“. Die Autoren folgern aus den BZE-Daten Baden-Württembergs, daß auch bei hoher Säurestärke im Boden austauschbare Ionenvorräte existieren, die entgegen dem Ergebnis theoretisch berechneter Ionengleichgewichte nicht unterschritten werden. Dies wird auf ökosystemare Anpassungsreaktionen zurückgeführt, wie die Entwicklung einer mächtigen Humusauflage, durch die der Nährstoffkreislauf weitgehend vom Mineralboden abgekoppelt wird. In weiten Teilen des Schwarzwaldes finden sich über 80 % des verfügbaren Mg-Vorrates in der Auflage, so daß in diesen Fällen der Mineralboden für die Mg-Ernährung eine untergeordnete Bedeutung besitzt. Dieser Zustand, in dem der Mineralboden seine ökosystemaren Funktionen als Nährstoffspeicher und Puffer gegenüber externen Einflüssen nicht mehr erfüllen kann, muß als sehr labil eingeschätzt werden. Die Nährstoffverfügbarkeit ist unter diesen Verhältnissen insbesondere stark vom Feuchtegehalt in der Humusauflage abhängig, wodurch klimatische Faktoren zunehmend Einfluß auf die Waldernährung gewinnen.



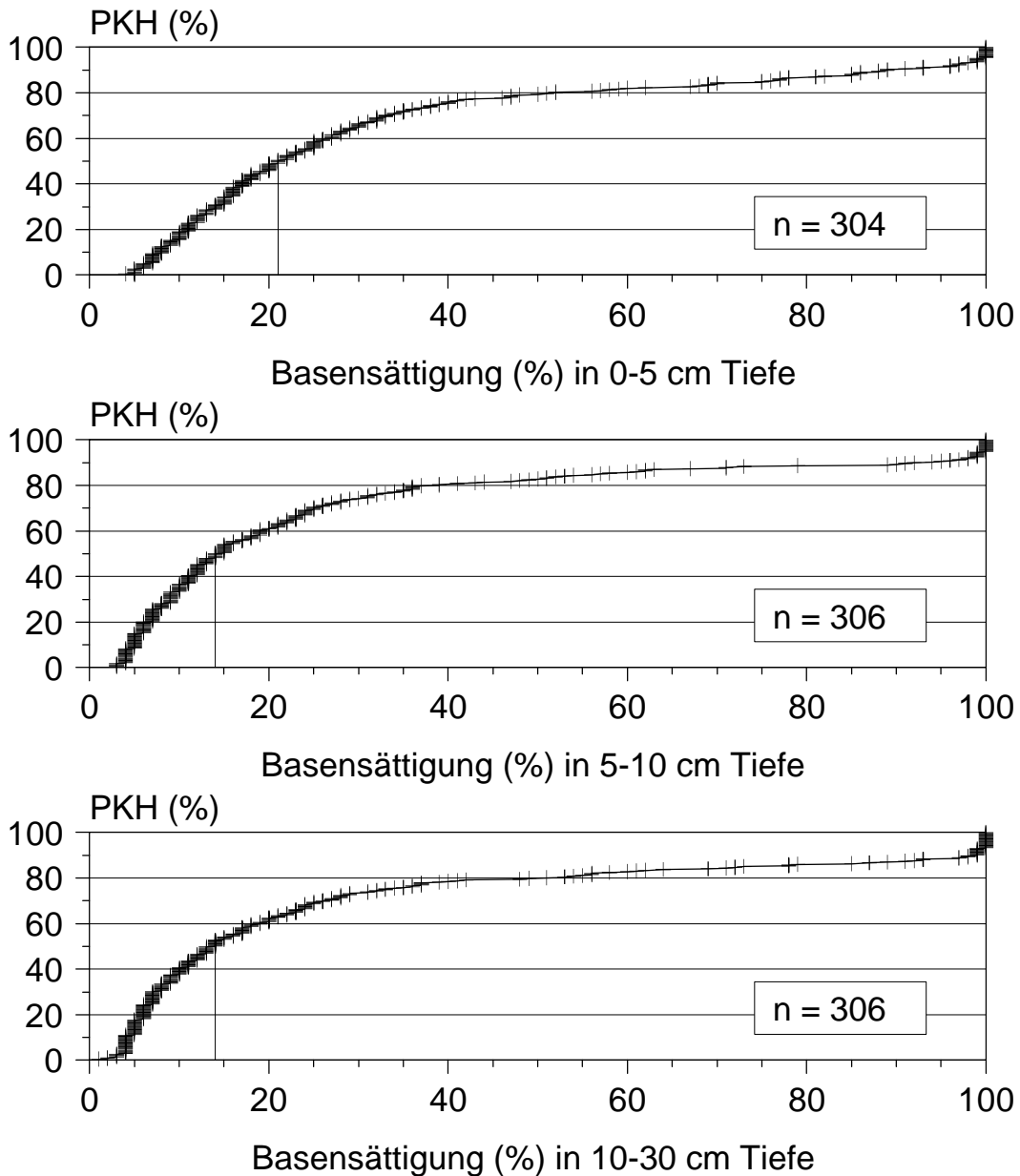
**Abb.6: Ake carbonatfreier Böden in 0-5 cm, 5-10 cm und 10-30 cm Tiefe (PKH = Prozentuale kumulative Häufigkeit; Senkrechte: Median)**

Die Basensättigung (BS), als prozentualer Anteil des S-Wertes an der Ake, ist in Abb.8 dargestellt. Die Mediane betragen 21 % in 0-5 cm, 14,5 % in 5-10 cm und 14 % in 10-30 cm Tiefe. Die Einstufung „sehr basenarm“ (BS < 5 %) erfolgt in 10-30 cm Tiefe für fast 20 % aller Standorte; in 0-5 cm Tiefe nur für einen Standort. In der höheren Basensättigung der Tiefe 0-5 cm gegenüber den darunter liegenden Bodenschichten zeigt sich zum einen das hohe selektive Bindungsvermögen der organischen Substanz für Ca-Ionen durch spezifische Adsorption; zum anderen dürften Kalkungseffekte eine Rolle spielen.



**Abb.7: S-Wert in 0-5 cm, 5-10 cm und 10-30 cm Tiefe  
(PKH = Prozentuale kumulative Häufigkeit; Senkrechte: Median)**

Der Vergleich der drei Darstellungen in Abb.8 verdeutlicht, wie auch schon die Betrachtung der S-Werte, daß mit abnehmendem Median die Kurvenverläufe der Häufigkeitsfunktionen linkssteiler werden und sich die niedrigsten Werte einem Grenzwert nähern, der nur in Einzelfällen unterschritten wird. Dieser Wert liegt bei der Basensättigung bei  $BS \cong 3\%$ . Ferner ist aus Abb.8 ersichtlich, daß das Gesamtkollektiv einer zweigipfeligen Verteilung unterliegt, die zum einen die silikatischen, zunehmend entbasten Standorte und zum anderen die geogen gut versorgten, carbonatreichen Standorte ( $BS \cong 100\%$ ) widerspiegelt.

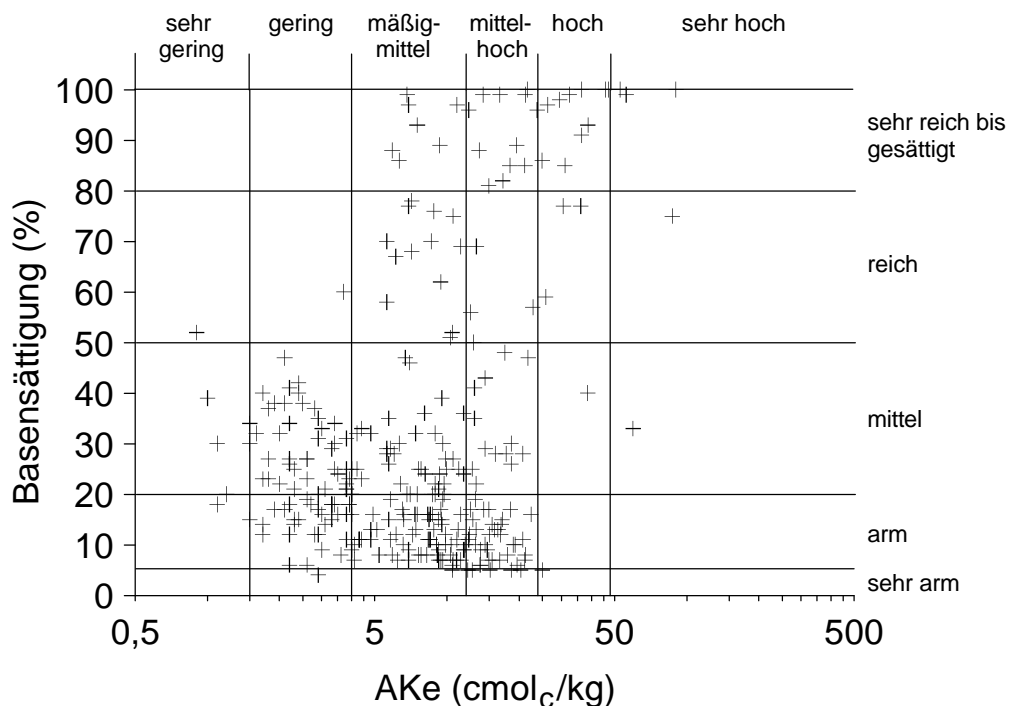


**Abb.8: Basensättigung in 0-5 cm, 5-10 cm und 10-30 cm Tiefe  
(PKH = Prozentuale kumulative Häufigkeit; Senkrechte: Median)**

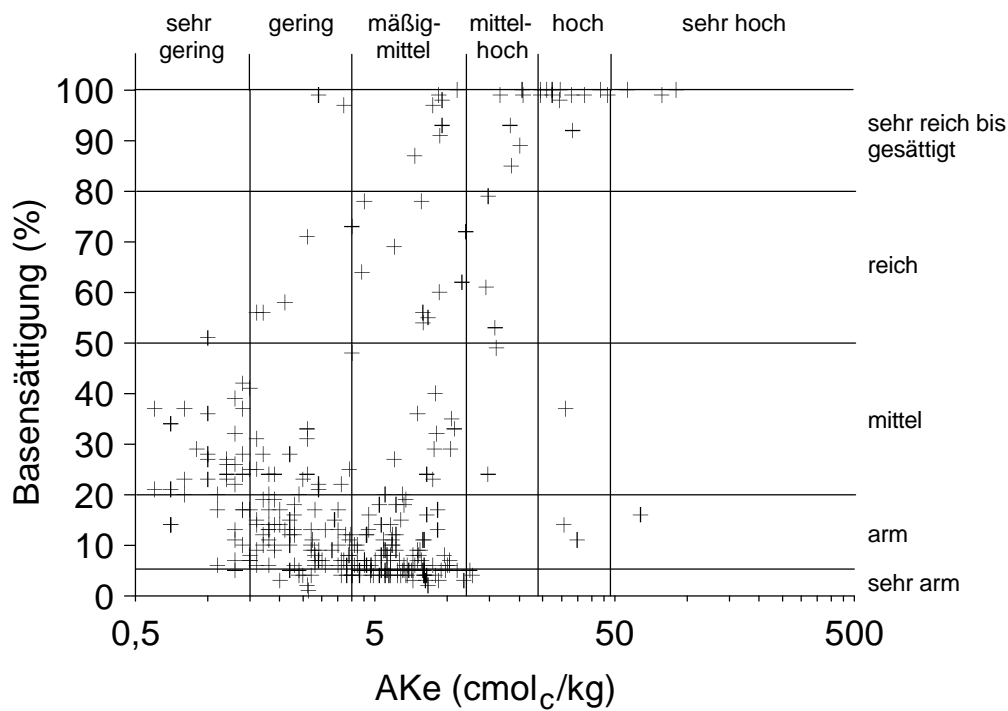
Abb.9 und Abb.10 zeigen Diagramme zur Einstufung der Ake und Basensättigung anhand der oben aufgeführten Bewertungsschlüssel. Diese Form der Darstellung eignet sich besonders zur zweidimensionalen Visualisierung von Unterschieden zwischen verschiedenen Straten (hier: Tiefenstufen). Da sich die Parameterausprägungen innerhalb der Straten auf der Bewertungsebene für alle Datensätze anschaulich gegenüberstellen lassen, ist der vermittelte Informationsgehalt höher als die alleinige Angabe von Mittelungs- und Streuungsmaßen.



Die dargestellte Kombination der beiden Parameter Ake und Basensättigung ermöglicht eine integrative Einschätzung der bodenökologischen Elastizität bezüglich Nährstoffversorgung und Säurepufferungsvermögen, da die Kationenaustausch-situation sowohl relational (Basensättigung) als auch absolut (Ake) Berücksichtigung findet. Es zeigt sich, daß die Werte in 10-30 cm Tiefe sowohl hinsichtlich der Ake als auch hinsichtlich der Basensättigung ungünstiger zu bewerten sind als in 0-5 cm Tiefe. Als Hauptursache kommt hierfür der Tiefengradient der Humusgehalte in Verbindung mit der Ca-Affinität der organischen Substanz in Betracht. Insgesamt ist die ökosystemare Elastizität von 64 % aller berücksichtigten Standorte auf der Basis dieses kombinierten Bewertungsschemas als gering einzustufen (Basensättigung < 20 %, Ake < 12 cmol/kg in 10-30 cm Tiefe). Die Standorte mit „mittlerer“ Basensättigung befinden sich größtenteils im Bereich „sehr geringer“ und „geringer“ Ake; die absolut vorliegenden Gehalte an Alkali- und Erdalkali-Ionen im Hauptwurzelraum (10-30 cm Tiefe) sind mithin auch bei diesen Standorten gering.



**Abb.9: Diagramm zur kombinierten Bewertung der Basensättigung und Ake (Tiefenstufe 0-5 cm)**



**Abb.10: Diagramm zur kombinierten Bewertung der Basensättigung und Ake (Tiefenstufe 10-30 cm)**

### 3.2.3 Humusstatus

- Erläuterung:** Der Begriff Humus wird hier synonym für die organische Substanz gebraucht. Zur organischen Substanz der Böden zählen alle in und auf dem Boden befindlichen abgestorbenen pflanzlichen und tierischen Stoffe sowie deren organische Umwandlungsprodukte. Der Humuskörper durchsetzt im Boden teils den Mineralkörper, teils bedeckt er diesen als Auflagehumus (SCHEFFER & SCHACHT-SCHABEL 1989). Zur Beschreibung des Humuskörpers und zur Charakterisierung der standörtlichen Zersetzungs- bzw. Humifizierungsdynamik können verschiedene, im Rahmen der BZE erhobene Daten herangezogen werden. So geben die C-Vorratsmengen in der Humusaufgabe Hinweise auf den Grad der Entkopplung des ökosystemaren Stoffkreislaufs (Nährstoffaufnahme / Streufall / Mineralisierung). Die C-Gehalte im Auflage- und Mineralbodenhumus sind Indikatoren für Bioturbation und biologische Aktivität. Beide Kennwerte unterliegen ferner dem Einfluß von Wasserhaushalt und Klima. C/N- und C/P-Verhältnisse beschreiben allgemein die mikrobiellen Zersetzungsbedingungen und geben Hinweise auf die stoffliche Zusammensetzung und Qualität der organischen Substanz. Im Zusammenhang mit der Untersuchung depositionsbedingter Bodenzustandsveränderungen ist es von

besonderem Interesse, in welchem Maß die Humusdynamik aktuell durch den Einfluß saurer Niederschläge und N-Einträge beeinflusst wird und welche ökosystemaren Folgen sich daraus ergeben. So führt die durch Säuredeposition und Bodenversauerung reduzierte biologische Aktivität zu forcierter Humusakkumulation in der Auflage und zum Entzug von Elementen aus dem ökosystemaren Stoffkreislauf. Dadurch können sich Nährstoffengpässe und zusätzliche Versauerungsprobleme im Mineralboden ergeben.

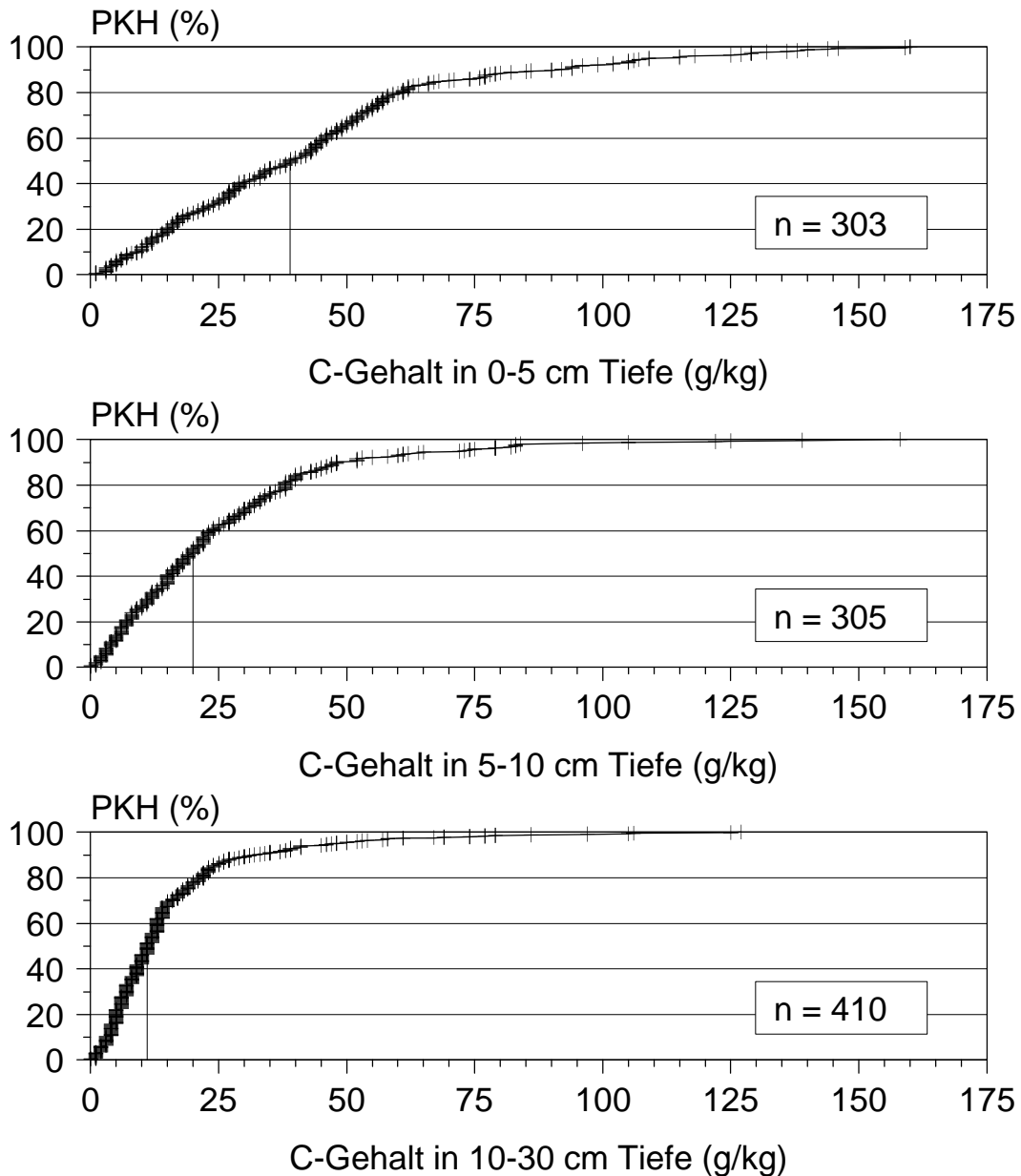
- **Bewertungsmaßstäbe:** Die Gruppierung der C/N- und C/P-Verhältnisse erfolgt anhand nachstehender Tabelle (AK STANDORTSKARTIERUNG 1996):

C/N- und C/P-Verhältnisse der organischen Substanz							
C/N	< 10	10-12	12-16	16-20	20-25	25-35	> 35
C/P	< 50	50-100	100-200	200-400	400-800	800-1200	> 1200
Stufe	sehr eng	eng	mäßig eng	mittel	mäßig weit	weit	sehr weit

- **Häufigkeitsverteilungen und Interpretation:**

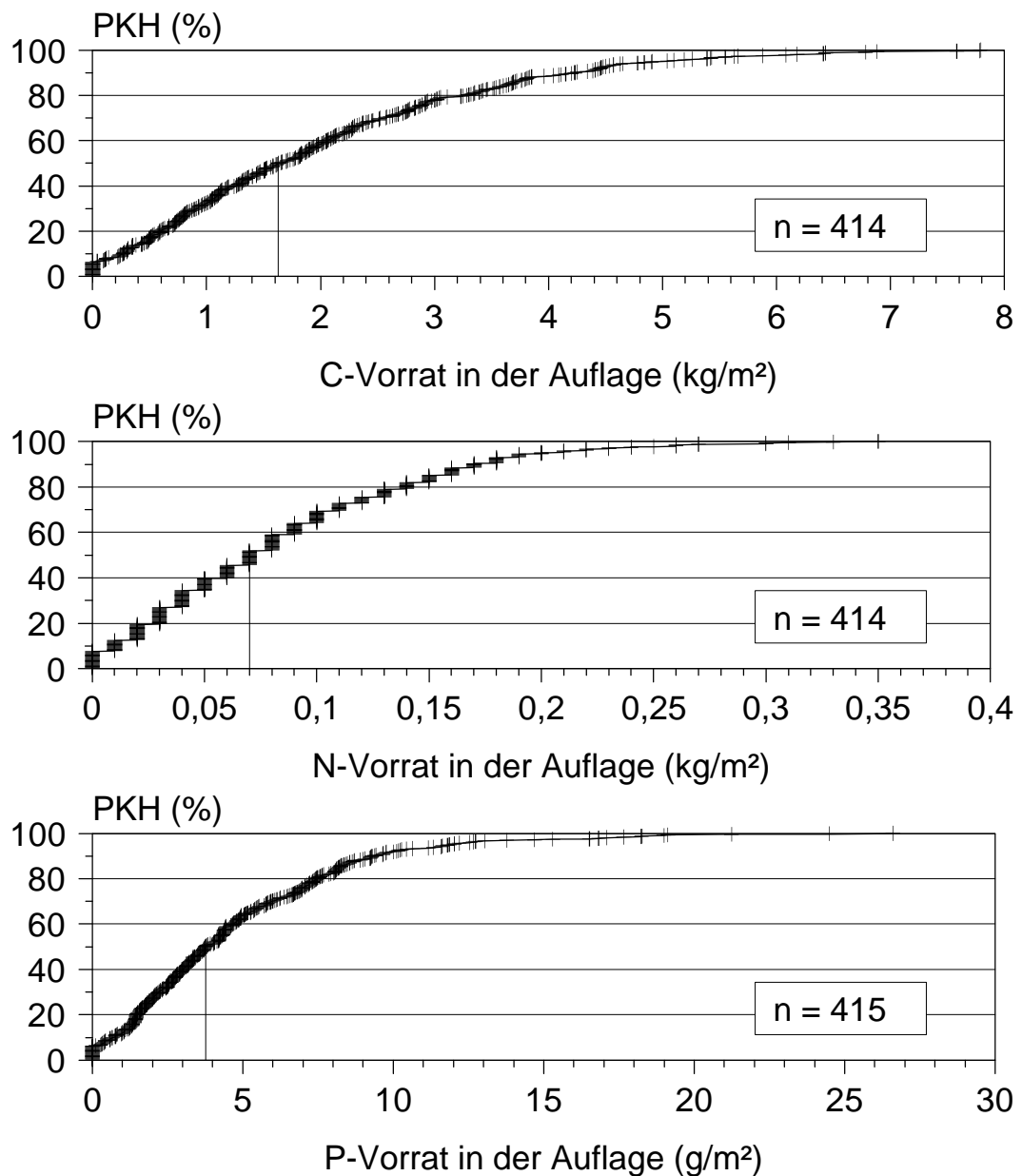
In Abb.11 sind die Häufigkeiten der C-Gehalte im Mineralboden tiefenstufenweise wiedergegeben. Für die Tiefen 0-5 cm und 5-10 cm sind die Standorte Bayerns nicht berücksichtigt, da diese Tiefen in Bayern nicht differenziert beprobt worden sind. Außerdem sind fünf Böden mit C-Gehalten bis zu 42 % aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht dargestellt.

Die Häufigkeitsverteilungen sind deutlich linkssteil. In der Tiefe 0-5 cm weist die kumulative Häufigkeitsfunktion einen nahezu linearen Anstieg bis zu einem C-Gehalt von ca. 60 g/kg auf. In diesem Bereich liegen ca. 80 % aller berücksichtigten Böden; ihre C-Gehalte sind dabei nahezu gleichverteilt. Mit zunehmender Tiefe verringern sich die C-Gehalte stark und nehmen in der Tiefenstufe 10-30 cm zu fast 90 % Werte < 30 g/kg an.



**Abb.11: C-Gehalte im Mineralboden  
(PKH = Prozentuale kumulative Häufigkeit; Senkrechte: Median)**

Die Häufigkeiten der C-, N-, und P-Vorräte in der Humusauflage sind in Abb.12 wiedergegeben. In der Darstellung der C- und N-Vorräte wurden aus Gründen der Übersichtlichkeit zwei Extremstandorte (1. C=13 kg/m<sup>2</sup>, N=0.46 kg/m<sup>2</sup>; 2. C=16 kg/m<sup>2</sup>, N=0.58 kg/m<sup>2</sup>) nicht berücksichtigt. 26 Standorte (6.3 %) besitzen keine Humusauflage (C, N, P = 0). Die Mediane (PKH = 50 %) betragen bei Berücksichtigung aller Standorte 1.65 kg/m<sup>2</sup> (C), 0.072 kg/m<sup>2</sup> (N) bzw. 3.772 g/m<sup>2</sup> (P).

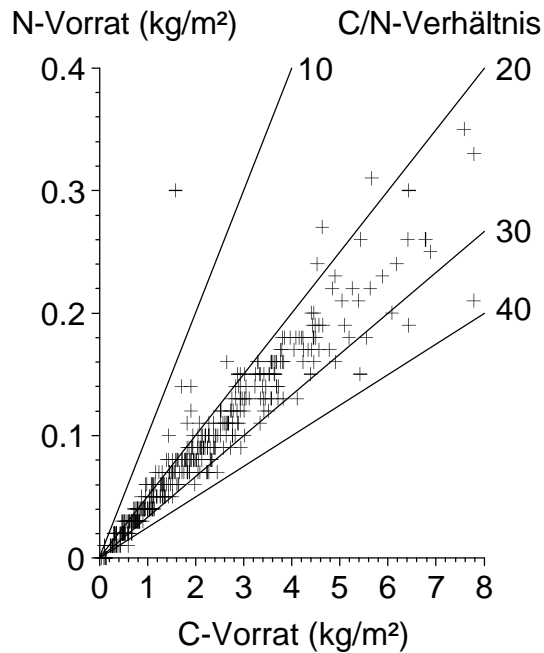


**Abb.12: C-, N- und P-Vorräte in der Humusaufgabe(PKH = Prozentuale kumulative Häufigkeit; Senkrechte: Median)**

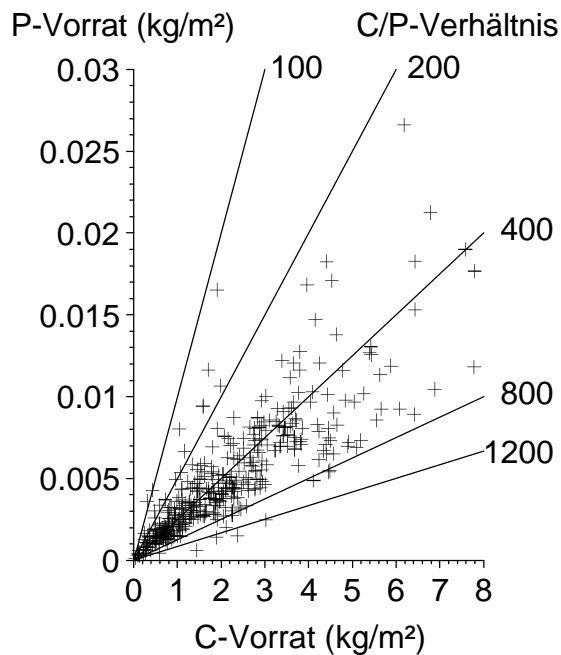
Die ökosystemare Bedeutung der Humusakkumulation in der Auflage besteht vor allem in der damit verbundenen Entkopplung der internen Nährstoffkreisläufe. Als Parameter für den Grad dieser Entkopplung kann die Relation zwischen den in der Humusaufgabe und den im Mineralboden gespeicherten Nährelementvorräten herangezogen werden. Für die Böden in Rheinland-Pfalz konstatieren BLOCK et al. (1991), daß insbesondere auf Standorten mit geringen Nährelementvorräten häufig mehr als die Hälfte der Ca- und Mg-Vorräte in der Humusaufgabe gespeichert vorliegen. Ähnlich stellt sich die Situation in Baden-Württemberg dar. So finden

BUBERL et al. (1994) auf ca. 30 % der Böden des Schwarzwaldes und Odenwaldes mehr als 60 % des verfügbaren Magnesiums in der Auflage gespeichert.

In Abb.13 und Abb.14 sind die N- und P-Vorräte der Humusauflage den C-Vorräten gegenübergestellt. Die Darstellungen enthalten zusätzlich Isolinien konstanter C/N- bzw. C/P-Verhältnisse.



**Abb.13: Streudiagramme der N-und C-Vorräte in der Humusauflage**



**Abb.14: Streudiagramme der P-und C-Vorräte in der Humusauflage**

Die Einstufung der C/N- bzw. C/P-Verhältnisse zur Beschreibung von Humusqualität und biologischer Aktivität erfolgt graphisch auf der Basis des oben genannten Bewertungsschlüssels (Abb.15, Abb.16). In dem Bewertungsdiagramm in Abb.15 ist ferner der Bereich für  $C/N > 20$  und  $C/P > 200$  abgegrenzt. Diese Werte gelten als Grenzwerte, oberhalb derer die mikrobielle Zersetzung der Streu infolge von N- bzw. P-Knappheit gehemmt ist. Die Diagramme in Abb.16 differenzieren zwischen der „Gesamtauflage“ (Berechnungsbasis: Summe der Vorräte in den L/Of- und Oh-Lagen), dem Oh-Horizont sowie der Tiefenstufe 0-5 cm. Die Mediane der C/N- und C/P-Verhältnisse dieser Tiefenstufen liegen wie folgt:

	Median	
	C/N-Verhältnis	C/P-Verhältnis
Auflage (L/Of-, Oh-Lage)	23.5	431
Oh-Lage	23.2	440
0-5 cm Tiefe	17.2	100

Ein wichtiges Ergebnis konnte im Rahmen der BZE-Auswertung Baden-Württembergs anhand des Vergleichs der aktuellen mit historischen Analysedaten erzielt werden: Es zeigte sich, daß die C/N-Verhältnisse, offenbar bedingt durch die N-Deposition, innerhalb der letzten 30 Jahre relevant enger geworden sind (BUBERL et al. 1994). Während die C/N-Verhältnisse der Vergleichsdaten aus dem Jahr 1968 die größte Häufigkeit im Bereich 25-30 aufweisen und damit überwiegend als „weit“ zu bezeichnen sind, liegen die aktuellen Werte in Baden-Württemberg überwiegend im Bereich „eng“ bis „mittel“. Mit der zu beobachtenden C/N-Verengung geht nach BUBERL et al. keine entsprechende Verbesserung der Humusformen einher, was als Indiz für die maßgebliche Beteiligung von N-Einträgen an der Ausprägung der aktuellen C/N-Werte gedeutet wird.

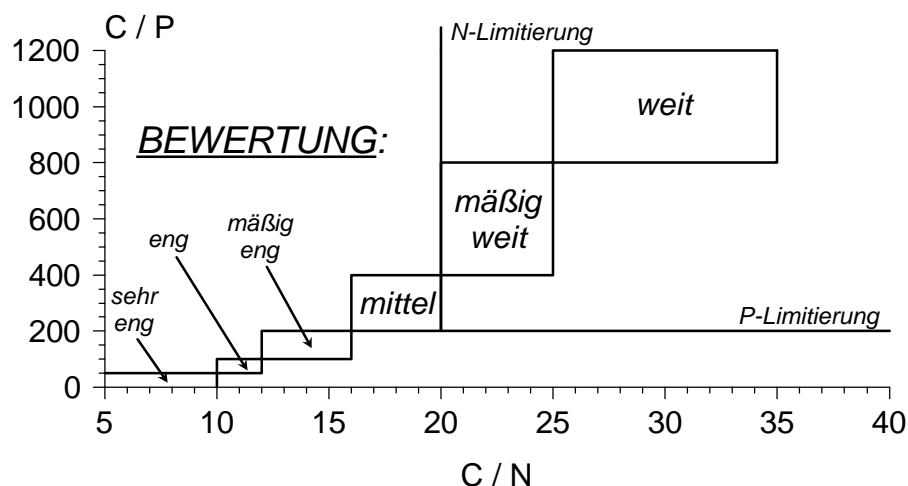


Abb.15: Diagramm zur Bewertung der C/N- und C/P-Verhältnisse

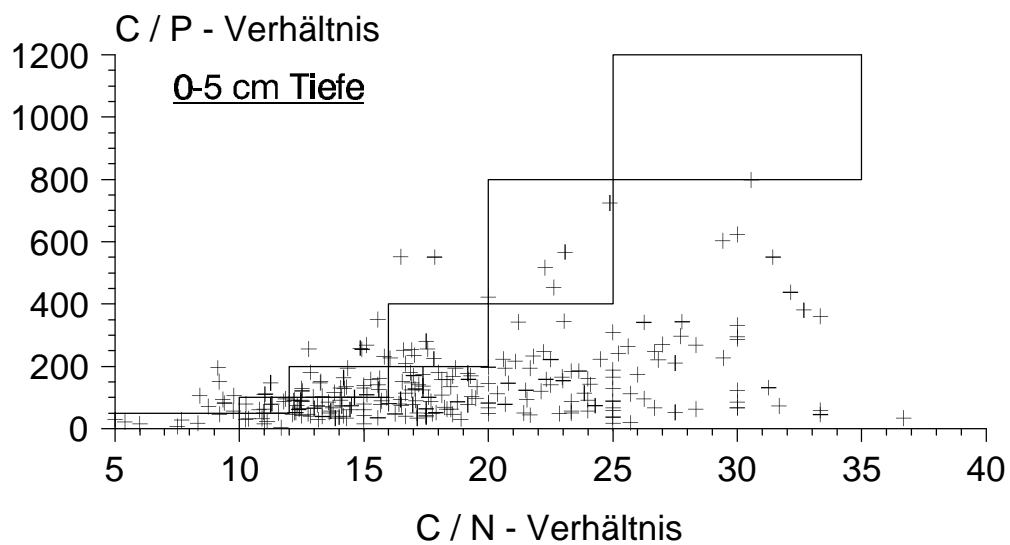
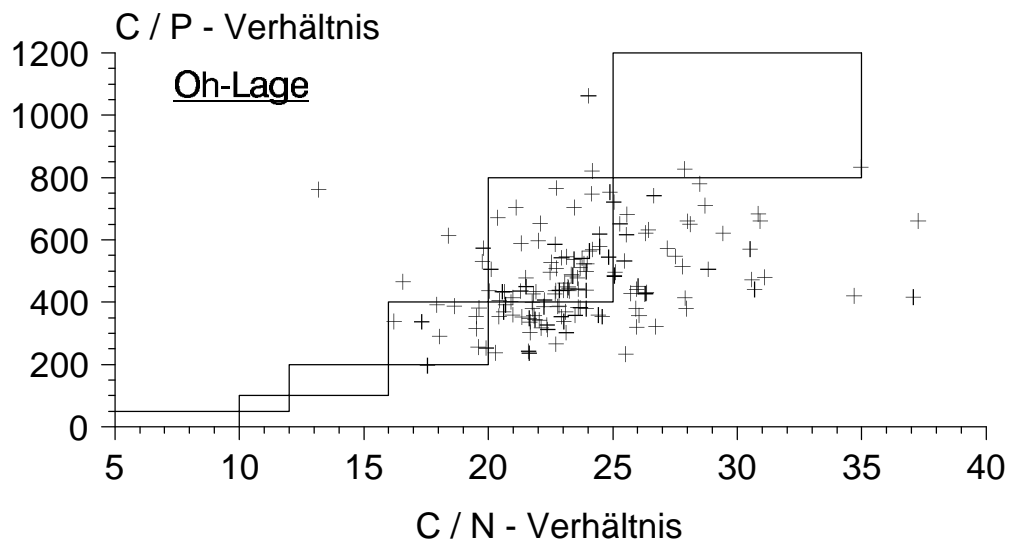
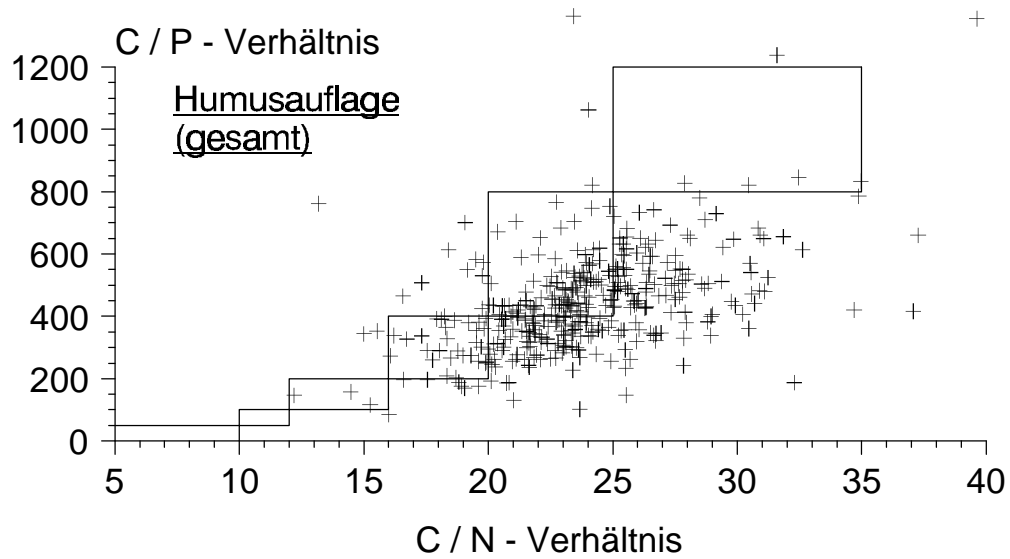


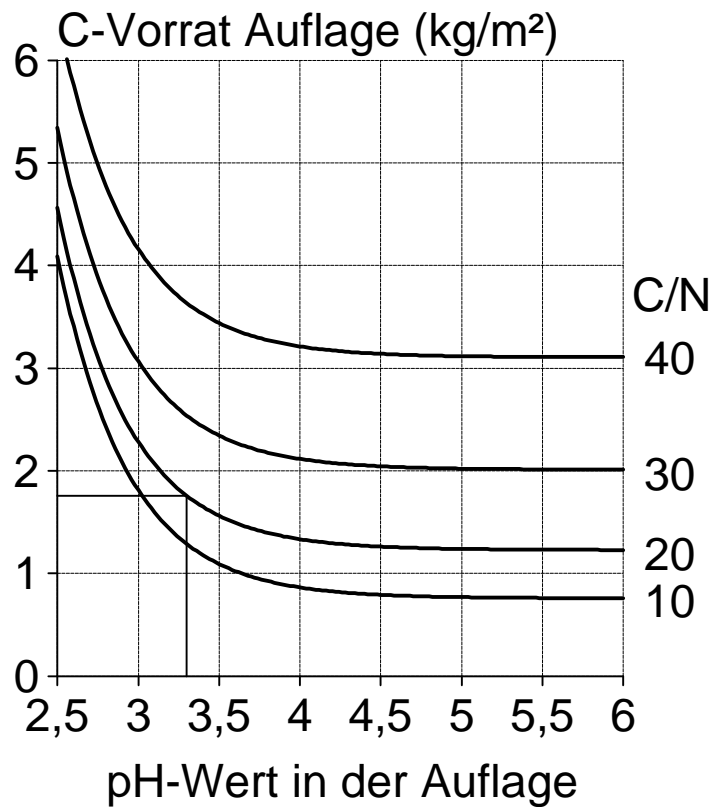
Abb.16: Bewertung der C/N- und C/P-Verhältnisse in der Humusauflage (L/Of/Oh), der Oh-Lage und in 0-5 cm Tiefe



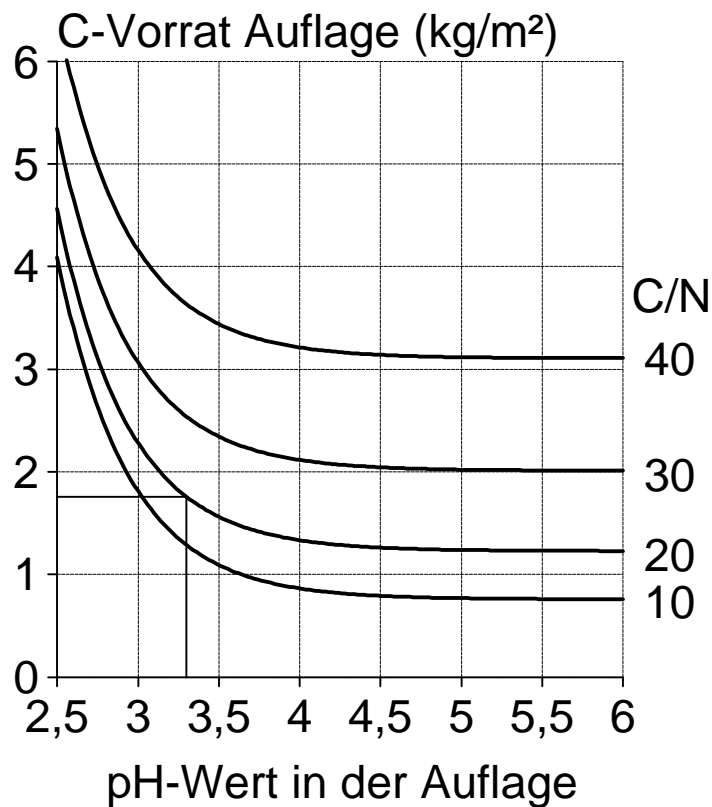
Abb.16 zeigt, daß sich die Humusaufgaben nahezu aller Standorte im Bereich einer sowohl durch N- als auch durch P-Mangel gehemmten mikrobiologischen Zersetzer-tätigkeit befinden. Dabei entsprechen sich in der Auflage größtenteils „mäßig weite“ bis „weite“ C/N-Verhältnisse und „mittlere“ bis „mäßig weite“ C/P-Verhältnisse. Im Mineralboden ist die Variation der auftretenden C/P-Verhältnisse gegenüber der Variation der C/N-Verhältnisse relativ gering. Die C/P-Quotienten befinden sich überwiegend im Bereich „sehr eng“ bis „mäßig eng“.

Abb.17 zeigt eine nomographische Darstellung der Beziehung zwischen C-Vorrat in der Humusaufgabe, C/N-Verhältnis und dem in Salzsuspension gemessenen pH-Wert. Für die Modellanpassung wurden alle Standorte mit Auflagehumus berücksichtigt (n=388). Aus dem Nomogramm geht zunächst hervor, daß bis  $\text{pH} \cong 4.5$  die Zersetzung und damit die Akkumulation organischer Substanz in der Auflage maßgeblich von der Bodenreaktion bestimmt wird. Der Einfluß des C/N-Verhältnisses auf die mikrobielle Aktivität ist nicht linear, sondern wird mit weiteren C/N-Werten immer stärker.

Das dargestellte Nomogramm basiert auf den empirischen BZE-Daten und ist damit als Momentaufnahme des aktuellen Bodenzustandes zu sehen; es spiegelt hingegen nicht die historischen Prozesse wider, die zu diesem Zustand geführt haben. Es ist daher nicht verwunderlich, daß bei C/N-Verhältnissen  $< 10$  scheinbar N-Mangel die Zersetzung hemmt und C in der Auflage angereichert wird. Die bei  $\text{pH} > 4.5$  und  $\text{C/N} < 10$  gegebenen C-Vorräte in der Auflage (Abb.17) spiegeln somit eher die Diskrepanz zwischen aktuellen bodenchemischen Eigenschaften (C/N, pH) und der Humusform, die hier über den C-Vorrat zum Ausdruck kommt, wider.



**Abb.17: Nomographische Darstellung der Beziehung zwischen pH-Wert, C/N-Verhältnis und C-Vorrat in der Humusauflage (n=388, r=0.58)**  
 Bsp: pH = 3.3; C/N = 20  $\Rightarrow$  C-Vorrat = 1.8 kg/m<sup>2</sup>



**Abb.17: Nomographische Darstellung der Beziehung zwischen pH-Wert, C/N-Verhältnis und C-Vorrat in der Humusauflage (n=388, r=0.58)**  
**Beispiel: pH = 3.3; C/N = 20  $\Rightarrow$  C-Vorrat = 1.8 kg/m<sup>2</sup>**

### 3.2.4 Schwermetalle

- **Erläuterung:** Der atmogene Eintrag von Schwermetallen in die Waldökosysteme kann in zweierlei Hinsicht von ökologischer Bedeutung sein: Die Schwermetalle reichern sich in den humosen Oberböden der Wälder stark an und stellen hier zum einen ein Gefährdungspotential für die Bodenorganismen und Wurzeln der Pflanzen dar. Zum andern wächst durch die zunehmende Belastung der Oberböden die Gefahr der Schwermetallverlagerung und damit - in Abhängigkeit von den hydrogeologischen Standortverhältnissen - die Gefahr der Grundwasserkontamination. Die ökologische Bedeutung geht in beiden Fällen von den aktuell in der Bodenlösungsphase befindlichen Schwermetallen aus und ist daher stark vom pH-Wert des Bodens sowie den Gehalten an organischen und anorganischen Komplexbildnern abhängig. Die alleinige Betrachtung der Schwermetallgesamtgehalte ermöglicht demzufolge nur eingeschränkte ökologische Aussagen.

- **Bewertungsmaßstäbe:** Die in den Böden auftretenden Schwermetallgehalte sind vom Mineralbestand des Ausgangssubstrates, den pedogenetischen Prozessen (z.B. Verlagerung von Schwermetallen, relative Anreicherung durch Entkalkung, usw.) sowie vom anthropogenen Schwermetalleintrag abhängig. Für eine **grobe Einordnung** der Schwermetallgehalte in der Humusaufgabe der BZE-Standorte dienen die in nachfolgender Zusammenstellung wiedergegebenen Schwankungsbereiche der Schwermetallgehalte von Substraten, Böden und Pflanzen. Die Unterschiede zwischen den hier angegebenen Werten und den tatsächlichen Schwermetallgehalten geben Hinweise auf die atmogene Eintragsituation.

<b>BLEI (mg/kg)</b>	
Geogene Gehalte (TUREKIAN & WEDEPOHL 1961, LICHTFUß 1989, BLUME 1985)	<b>ca. 5 - 30</b>
häufig gemessene Werte in Kulturböden (KLOKE 1980)	<b>0.1 - 20</b>
Vorsorgewert für organische Auflagen <sup>*)</sup> (PRÜEß 1994)	<b>130</b>
Pflanzengehalte (MERIAN 1984, BERGMANN & NEUBERT 1976)	<b>0 - 10</b>

<b>KUPFER (mg/kg)</b>	
Geogene Gehalte (TUREKIAN & WEDEPOHL 1961, LICHTFUß 1989, BLUME 1985)	<b>ca. 5 - 20</b> (Lockergesteine des Pleistozän, Holozän) <b>ca. 5 - 90</b> (Festgesteine: Granit, Basalt, Tonstein, ...)
häufig gemessene Werte in Kulturböden (KLOKE 1980)	<b>1 - 20</b>
Vorsorgewert für organische Auflagen <sup>*)</sup> (PRÜEß 1994)	<b>20</b>
Pflanzengehalte (MERIAN 1984, BERGMANN & NEUBERT 1976)	<b>1 - 20</b>

<b>ZINK (mg/kg)</b>	
Geogene Gehalte (TUREKIAN & WEDEPOHL 1961, LICHTFUß 1989, BLUME 1985)	<b>ca. 10 - 60</b> (Lockergesteine des Pleistozän, Holozän) <b>ca. 15 - 105</b> (Festgesteine: Granit, Basalt, Tonstein, ...)
häufig gemessene Werte in Kulturböden (KLOKE 1980)	<b>3 - 50</b>
Vorsorgewert für organische Auflagen <sup>*)</sup> (PRÜEß 1994)	<b>85</b>
Pflanzengehalte (MERIAN 1984, BERGMANN & NEUBERT 1976)	<b>10 - 100</b>

<sup>\*)</sup> Grundlage der Vorsorgewerte sind die natürlichen Stoffgehalte, einschließlich der anthropogenen ubiquitären Kontamination (PRÜEß 1994).

<b>CADMIUM (mg/kg)</b>	
Geogene Gehalte (TUREKIAN & WEDEPOHL 1961, LICHTFUß 1989, BLUME 1985)	<b>ca. 0.05 - 0.4</b>
häufig gemessene Werte in Kulturböden (KLOKE 1980)	<b>0.01 - 1</b>
Vorsorgewert für organische Auflagen*) (PRÜEß 1994)	<b>0.7</b>
Pflanzengehalte (MERIAN 1984, BERGMANN & NEUBERT 1976)	<b>&lt; 0.5</b>

\*) Grundlage der Vorsorgewerte sind die natürlichen Stoffgehalte, einschließlich der anthropogenen ubiquitären Kontamination (PRÜEß 1994).

Aus dem Löslichkeitsverhalten der Schwermetalle und Beobachtungen zu Schadwirkungen an Bodenmikroorganismen, Pflanzen, Tieren und Menschen leitet HERMS (1989) in Abhängigkeit vom pH-Wert die folgenden Schwellenwerte für tolerierbare Schwermetallgehalte in Böden ab.

<b>Element:</b>	<b>tolerierbarer Gesamtgehalt (mg/kg) bei pH-Wert</b>		
	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>
BLEI	200	200	200
KUPFER	40	70	100
ZINK	40	100	150
CADMIUM	0.3	0.5	2.5

Oberhalb der angegebenen Schwellenwerte ist die volle Funktionsfähigkeit der Böden nicht mehr gewährleistet und Schädigungen der empfindlichsten Teile der Biosphäre sind zu erwarten (HERMS 1989). Bei der Interpretation dieser Werte darf jedoch nicht vergessen werden, daß Abweichungen nach oben und unten möglich sind, daß es sich also lediglich um Mittelwerte eines **Grenzbereiches** handelt.

- **Häufigkeitsverteilungen und Interpretation:**

Die Häufigkeitsverteilungen der Schwermetalle Cd, Zn, Cu und Pb in den L/Of- bzw. Oh-Horizonten der Humusauflage sind in Abb.18 - 21 wiedergegeben. Um einen Vergleich der horizontspezifischen Gehalte zu ermöglichen, liegen diesen Darstellungen nur Standorte zugrunde, auf denen ein L-Of-Oh-Humusprofil ausgebildet ist und eine getrennte Beprobung der Auflagehorizonte erfolgte.

Die **Cd-Gehalte** (Abb.18) variieren zwischen 0 - 5 mg/kg in den L/Of-Horizonten bzw. 0 - 7.6 mg/kg in den Oh-Horizonten. Zwischen den mittleren Gehalten in den

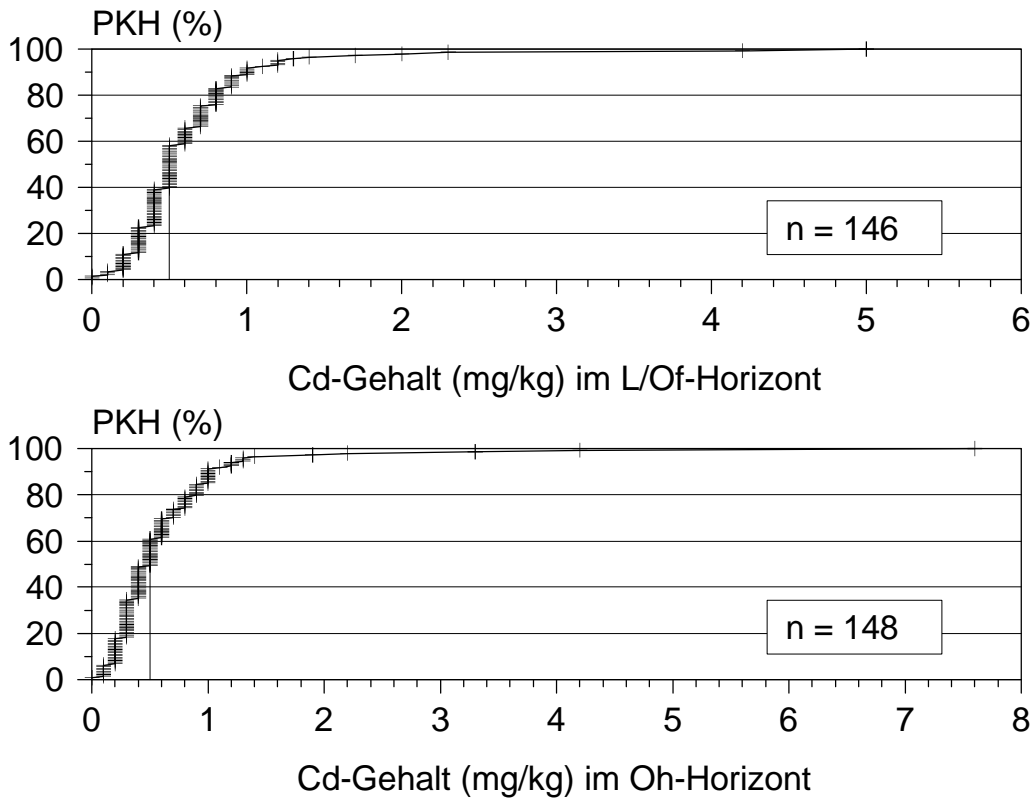
Oh- und L/Of-Lagen besteht kein wesentlicher Unterschied. Der Median liegt jeweils bei 0.5 mg/kg. Das beim Streuabbau aus dem Of-Horizont freigesetzte Cadmium akkumuliert offensichtlich nicht im Oh-Horizont, sondern wird aufgrund der niedrigen pH-Werte tiefer in den Mineralboden verlagert. Auf ca. 10 % aller Standorte treten Cd-Gehalte > 1.0 mg/kg auf. Über die Bedeutung lokaler Emittenten als Ursachen der Extremwerte (Oh-Lage: 3.3 mg/kg, 4.2 mg/kg, 7.6 mg/kg) können auf dem derzeitigen Stand der Auswertung keine Angaben gemacht werden.

Die **Zn-Gehalte** (Abb.19) liegen zwischen 10 - 486 mg/kg. Die Gehalte der L/Of- und Oh-Lagen unterscheiden sich nicht wesentlich. Der Median beträgt 69 mg/kg (L/Of-Lage). 10 % aller Werte liegen über 145 mg/kg; 20 % liegen über 110 mg/kg.

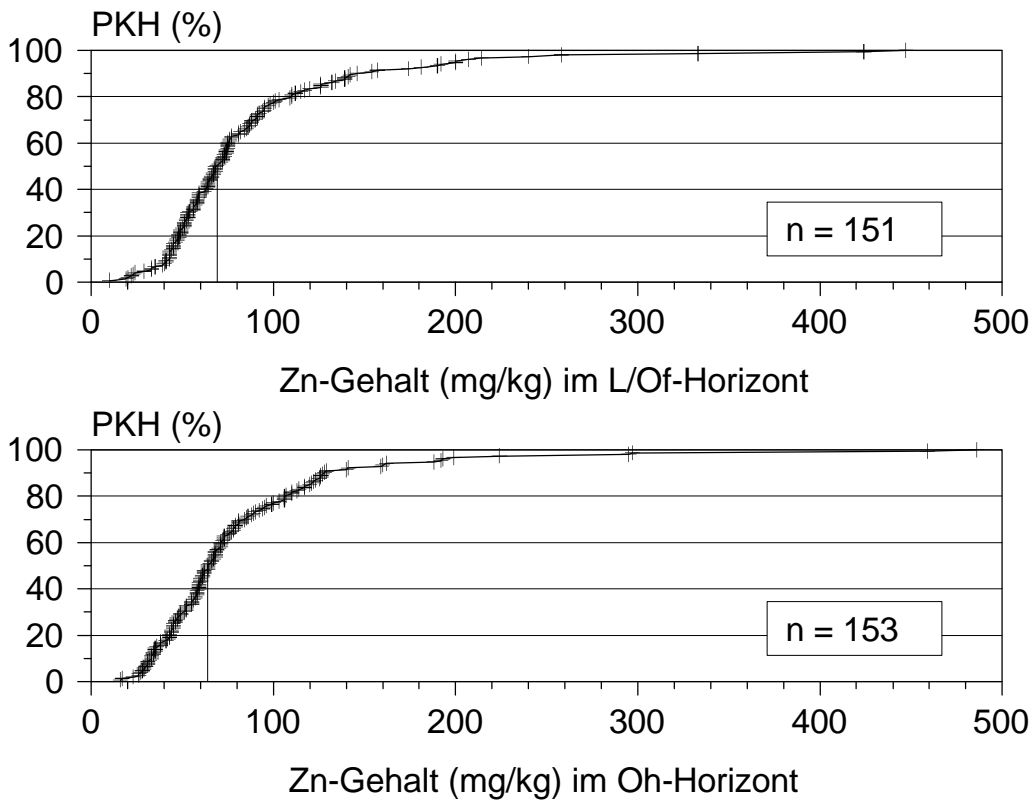
Die **Cu-Gehalte** (Abb.20) variieren zwischen 0 - 133 mg/kg (L/Of-Lage) bzw. 0 - 148 mg/kg (Oh-Lage). Die Mediane der Auflagehorizonte unterscheiden sich kaum und liegen bei 19 mg/kg. Auffallend ist beim Kupfer der im Vergleich zu den anderen Schwermetallen höhere Anteil kaum belasteter bzw. unbelasteter Standorte. In den L/Of-Lagen weisen 6.6 % der Standorte (gerundete) Werte von 0 mg/kg auf. Da die Elementgehalte in der Humusaufgabe zumindest grob die Elementausstattung der Assimilationsorgane widerspiegeln, muß auf diesen Standorten die Möglichkeit einer Kupfermangelsituation in Betracht gezogen werden. Als eine der Ursachen kommt die versauerungsbedingte Auswaschung von Kupfer aus dem Wurzelraum in Betracht.

Die Häufigkeitsverteilungen der **Pb-Gehalte** gibt Abb.21 wieder. Aus Gründen der Übersichtlichkeit sind zwei extrem hohe Werte nicht dargestellt. Diese Werte betragen 1395 mg/kg bzw. 2002 mg/kg im L/Of-Horizont und 2343 mg/kg bzw. 2380 mg/kg im Oh-Horizont. Über die Bedeutung lokaler Emittenten als Ursachen der Extremwerte können keine Angaben gemacht werden. Wie Abb.21 zeigt, liegen sowohl die mittleren Bleikonzentrationen im Oh-Material als auch die Extremwerte deutlich höher als die Werte im L/Of-Material. Die Ursache hierfür besteht in der Komplexbindung und Akkumulation des beim Streuabbau freiwerdenden Bleis im Oh-Horizont. Der Median liegt im Oh-Horizont bei 135 mg/kg gegenüber 82 mg/kg in der L/Of-Lage. Die Einzelwerte variieren zwischen 0 - 442 mg/kg (L/Of-Lage) und 1 - 864 mg/kg (Oh-Lage). 10 % der Standorte weisen Werte > 400 mg/kg in der Oh-Lage auf, 20 % Werte > 250 mg/kg. Die oben angegebenen Spannen der Bleige-

halte unbelasteter Böden und Pflanzen werden im Oh-Horizont auf mehr als 90 % aller Standorte überschritten.



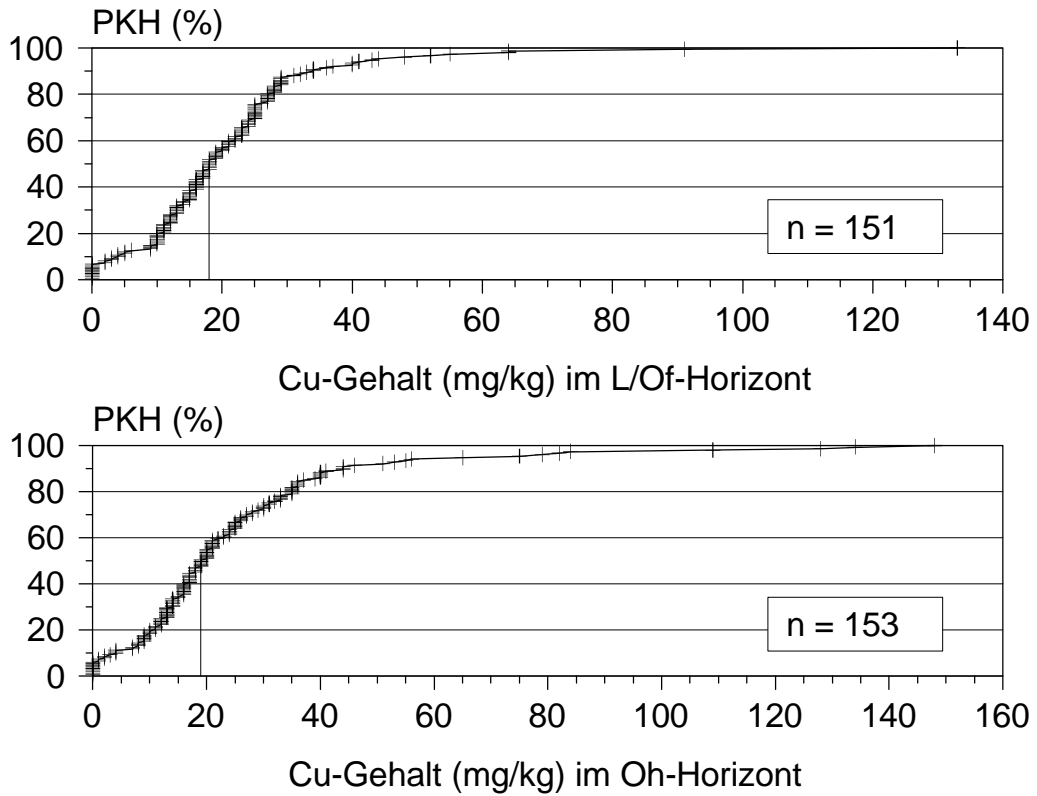
**Abb.18: Cd-Gehalte im L/Of- bzw. Oh-Horizont**



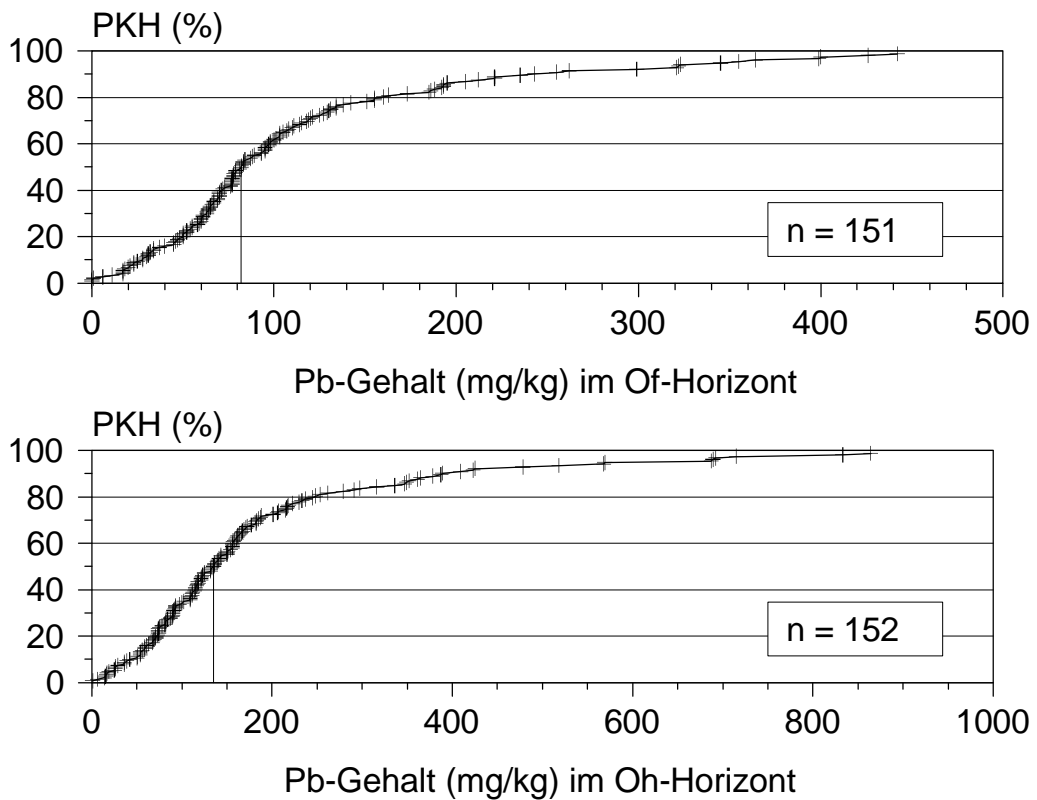
**Abb.19: Zn-Gehalte im L/Of- bzw. Oh-Horizont**

(PKH = Prozentuale kumulative Häufigkeit; Senkrechte: Median)





**Abb.20: Cu-Gehalte im L/Of- bzw. Oh-Horizont**

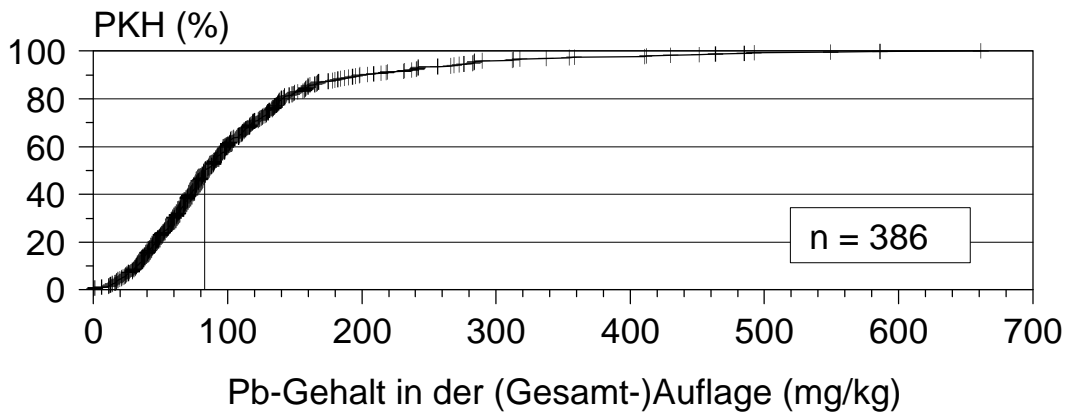
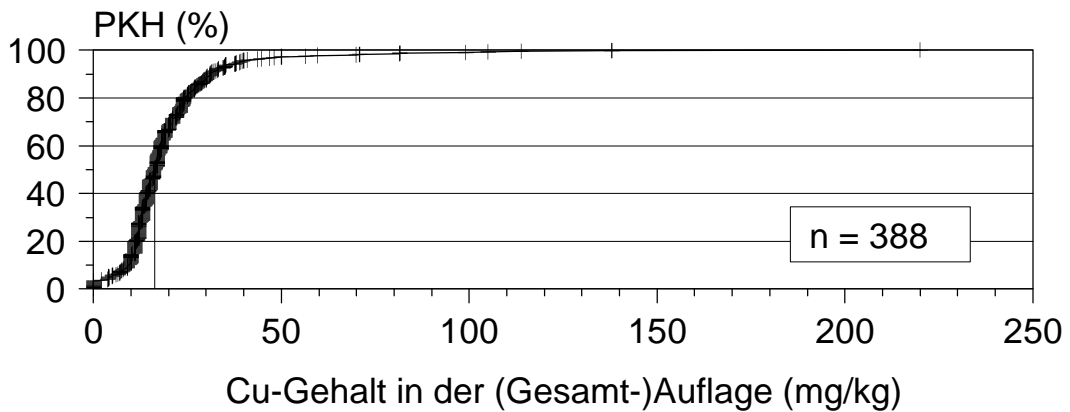
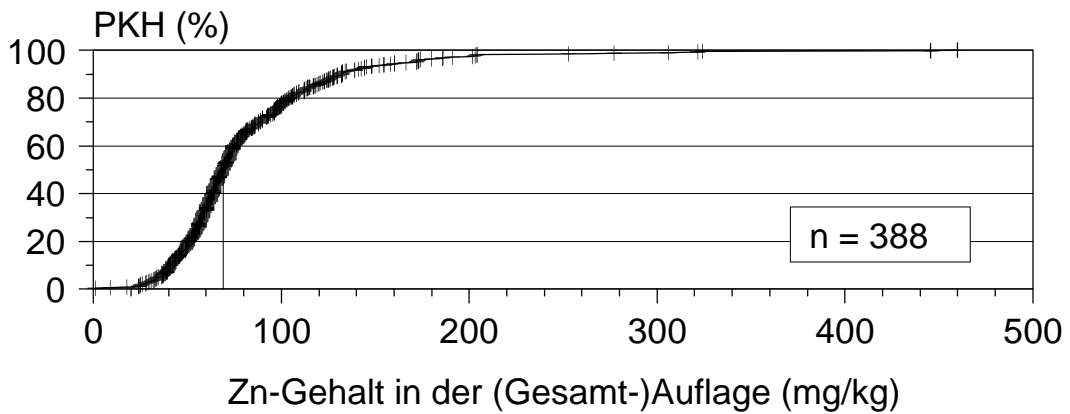
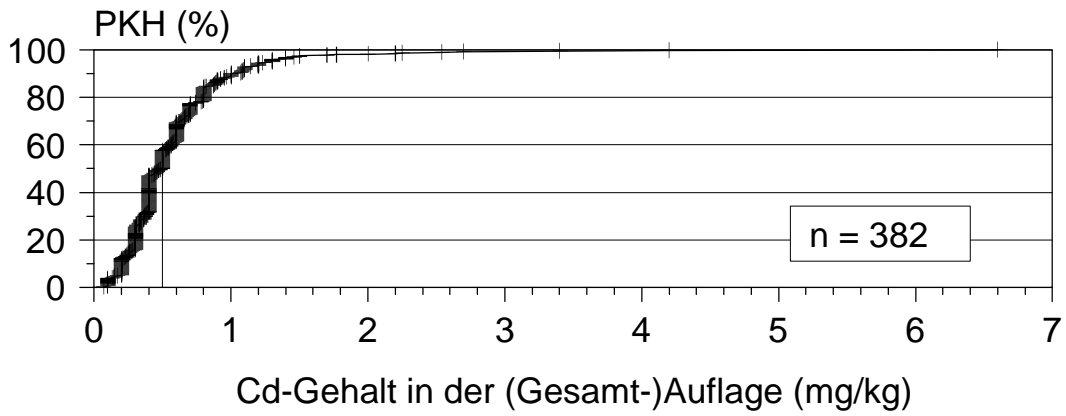


**Abb.21: Pb-Gehalte im L/Of- bzw. Oh-Horizont**

(PKH = Prozentuale kumulative Häufigkeit; Senkrechte: Median)

Diese Ergebnisse gelten für die Teilstichprobe aller Standorte, auf denen eine differenzierte Beprobung der Humusauflage erfolgt ist ( $n \cong 150$ ). Zur Überprüfung der statistischen Befunde auf der Basis der Gesamtstichprobe des 16x16 km-Erhebungsnetzes, wurden die Schwermetallgehalte der Humusauflage ohne Horizontdifferenzierung ausgewertet. Für Böden mit getrennt beprobten L/Of- und Oh-Lagen erfolgte die Ermittlung der Gesamtauflagewerte rechnerisch durch Wichtung der Horizontwerte mit den jeweiligen flächenbezogenen Auflagemassen. Dadurch können trotz unterschiedlicher Beprobungsverfahren alle Standorte des Untersuchungsnetzes berücksichtigt und - unter Beachtung der in Kap.2.1.2 genannten Einschränkungen hinsichtlich der Flächenrepräsentativität - bundesweite Aussagen zur Schwermetallbelastung der Waldböden getroffen werden.

Die wesentlichen Ergebnisse der horizontspezifischen Auswertungen bestätigen sich auch für die Gesamtstichprobe (Abb.22). Der Maximalwert von Kupfer liegt mit 220 mg/kg in der Gesamtstichprobe allerdings deutlich höher als in der oben betrachteten Stichprobe. Die Häufigkeitsverteilung der Bleigehalte in der Gesamtstichprobe entspricht ungefähr dem Durchschnitt der L/Of- und Oh-Horizonte in der Teilstichprobe. Die bereits oben genannten Extremböden, deren Pb-Gehalte in der Gesamtauflage 2001.6 mg/kg bzw. 2114.3 mg/kg betragen, wurden auch in Abb.22 aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht dargestellt.



**Abb.22: Cd-, Zn-, Cu- und Pb-Gehalte in der (Gesamt-)Humusaufgabe (PKH = Prozentuale kumulative Häufigkeit; Senkrechte: Median)**

## 4 Diskussion

Im vorangegangenen Kapitel wurden die Ergebnisse einer ersten statistischen Analyse von BZE-Daten des bundesweiten 16x16 km-Erhebungsnetzes vorgestellt. In Verbindung mit den differenzierten Auswertungen der 8x8 km-Rasterdaten durch die Bundesländer, deren Hauptergebnisse ebenfalls dargelegt wurden, ergibt sich ein erstes Bild des Waldbodenzustandes auf Bundesebene. Hierbei interessiert vor allem die Frage nach dem **Ausmaß immissionsbedingter Beeinträchtigungen ökosystemrelevanter Bodenfunktionen**. In diesem Zusammenhang wurde bereits eingangs auf die große Bedeutung der Filter-, Puffer- und Transformatoreigenschaften von Böden hingewiesen. Die im vorliegenden Bericht dargestellten BZE-Ergebnisse sollen im folgenden unter dem Aspekt der Leistungsfähigkeit dieser Bodenfunktionen diskutiert werden.

### 4.1 Filter- und Pufferfunktion der Böden

- Durch physikalische und physikochemische Prozesse bilden Böden ein effektives **Filtersystem** gegenüber extern zugeführten *festen* (bzw. suspendierten) Stoffen. Besondere Bedeutung hat dies für die in der Atmosphäre befindlichen Stäube, die sich entweder direkt auf dem Boden ablagern, vom Niederschlag ausgewaschen und dem Boden zugeführt werden oder nach Ablagerung an den Vegetationsoberflächen entweder vom Regen abgewaschen oder später mit dem Streufall ebenfalls auf die Bodenoberfläche gelangen. Hier verbleiben die deponierten Staubpartikel und die an sie gebundenen potentiell toxischen Stoffe (z.B. Schwermetalle), bis sie mit dem Sickerwasser in den Boden infiltrieren und von nun an selbst Bestandteile der Pedosphäre sind.
- Unter **Pufferung** versteht man die physikochemische und chemische Bindung *gelöster* Stoffe. Diese Bindung erfolgt über Ionenaustausch an mineralischen und organischen Bodenkolloiden oder durch chemische Fällung in Abhängigkeit vom pH-Wert des Bodens. Je nach Art und Menge der gebundenen Stoffe sowie den Eigenschaften der Böden, verbleibt jedoch immer ein mehr oder weniger großer Stoffanteil in der Lösungsphase. Gelöste Stoffe können sowohl von den Pflanzen aufgenommen werden und so in den ökosystemaren Stoffkreislauf gelangen, als auch durch Verlagerung und Auswaschung aus dem Ökosystem entweichen.

Die große Bedeutung unserer Böden als natürliche Filter wird deutlich bei Betrachtung der im Rahmen der BZE erhobenen **Schwermetallgehalte**. Im Boden akkumulierte Schwermetalle werden häufig als Indikatoren für die aktuelle und historische Immissionsbelastung herangezogen. Die ermittelten Schwermetallgesamtgehalte in den Streu- und Humusaufgaben der BZE-Standorte spiegeln ein erhebliches Ausmaß anthropogener Schadstoffeinträge wider. Die in Kap.3.2.4 dargestellten Häufigkeits-

verteilungen der Pb-, Cu-, Zn- und Cd-Gehalte in der Humusauflage zeigen gegenüber den mittleren Gehalten unbelasteter Böden und Pflanzen meist deutlich erhöhte Werte.

Die elementspezifische Betrachtung der Schwermetallgehalte verdeutlicht insbesondere für Blei eine ausgesprochen hohe Anreicherung in der Humusauflage (Kap.3.2.4). Die Bleigehalte der Oh-Horizonte liegen im Mittel bei 135 mg/kg (Median). Auf 10 % der Standorte treten Werte > 400 mg/kg auf, 20 % der Standorte liegen über 250 mg/kg. Zum einen zeigt sich hierin die hohe, nahezu flächendeckende atmogene Bleibelastung, deren hauptsächliche Ursache im Kfz-Verkehr (bleihaltiges Benzin) gesehen werden muß. Zum zweiten spiegelt sich in den hohen Bleiwerten auch das spezifische Lösungsverhalten dieses Elementes wider. Durch die Bildung stabiler metallorganischer Komplexe unterliegt Blei weniger der Verlagerung als die anderen untersuchten Schwermetalle und akkumuliert besonders stark im humosen Oh-Horizont der Auflage. Der Bleigehalt in der Humusauflage wird durch die hohe Immobilität dieses Elementes am ehesten der Rolle eines Immissionsindikators gerecht, wobei sich aus den historisch akkumulierten Bleivorräten jedoch keine Rückschlüsse auf die aktuelle Immissionssituation ziehen lassen. Zur Einschätzung der aktuellen Belastungssituation durch Schwermetalle wären zusätzlich zu den bodenkundlichen Untersuchungen Depositionsmessungen notwendig. Dieser Ansatz wird auf den Dauerbeobachtungsflächen des Level II-Programms der EU realisiert.

Das unterschiedliche Lösungsverhalten der einzelnen Schwermetalle ist v.a. auf den Einfluß des pH-Wertes zurückzuführen. Cadmium wird bereits bei pH-Werten ab 6.5 und tiefer zunehmend löslich, während die Mobilität von Blei erst unterhalb von pH 4 allmählich zunimmt (Zink: pH 5.5 - 6, Kupfer: pH 4.5). Bei der ökologischen Einschätzung der Schwermetallbelastung muß berücksichtigt werden, daß die pH-Werte der BZE-Standorte überwiegend sehr niedrig sind (Kap.3.2.1). Bei den mobileren Elementen Cadmium und Zink muß mit großer Wahrscheinlichkeit von einer Verlagerung relevanter Anteile in den Mineralboden ausgegangen werden, so daß die ermittelten Gesamtgehalte in der Humusauflage die durch atmosphärischen Eintrag kumulierten Vorräte unterschätzen.

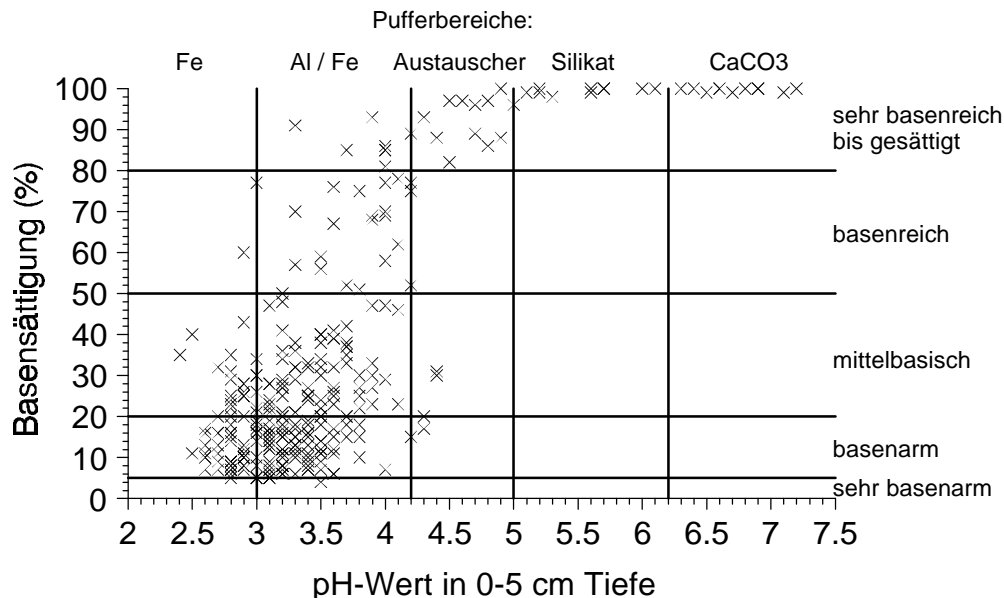
Die Rolle der Bodenacidität für die Austauschprozesse zwischen Bodenfest- und Lösungsphase muß vor dem Hintergrund der aktuell durch anthropogene Einträge von Säurebildnern forciert ablaufenden **Bodenversauerung** gesehen werden (Kap.3.2.1). Bodenversauerung besteht definitionsgemäß dann, wenn Säureneutralisationskapa-

azität verbraucht wird. Dies kann durch natürliche, pedogenetische Prozesse als auch anthropogen bedingt erfolgen. Die Fähigkeit zur Säureneutralisation basiert auf Pufferreaktionen, bei denen die im Boden vorhandenen Carbonate, Tonminerale, Huminstoffe, Metalloxide und Silikate als Puffersubstanzen fungieren. Fände keine Pufferung der intern im Boden gebildeten oder mit dem Niederschlag zugeführten Protonen statt, hätte dies ein Absinken des pH-Wertes zur Folge. Durch ihre Säurepufferkapazität sind Böden also in der Lage, der Zunahme der Protonenaktivität in der Bodenlösung einen Widerstand entgegenzusetzen.

Im Zuge der Pufferungsprozesse verbrauchen sich die pufferwirksamen Substanzen. Es wäre daher zu erwarten, daß sich die chemischen Kennwerte der Böden in Abhängigkeit vom primären (geogenen) Mineralbestand der Ausgangssubstrate stark unterscheiden. Die BZE-Daten zeigen indes, daß trotz breiter geologisch-stratigraphischer Fächerung der Untersuchungsstandorte, viele chemische Eigenschaften der Oberböden in relativ engen Bereichen variieren. Die Häufigkeitsverteilungen bodenchemischer Kennwerte, wie Ake, S-Wert und Basensättigung, sind meist stark linkssteil, d.h. sie unterliegen einer asymmetrischen Verteilungsfunktion, bei der das Häufigkeitsmaximum deutlich in Richtung minimaler Werte verschoben ist (Kap.3.2.2). Diese Verdichtung der Parameterausprägungen im Minimumbereich kann als die Tendenz einer allgemeinen Egalisierung (Verringerung der Variabilität) auf niedrigstem Niveau interpretiert werden.

Der an die Versauerung gekoppelte Verlust an Erdalkali- und Alkali-Ionen manifestiert sich offenkundig in den niedrigen Basensättigungen (BS) der untersuchten Böden. Die BZE-Stichprobe zeigt auf 33 % der Erhebungspunkte Anzeichen für eine starke Oberbodenversauerung und daran gekoppelte Entbasung (BS < 20 %, pH < 4.2 in 0-5 cm Tiefe; vgl. Abb.23). Wie Abb.23 erkennen läßt, hat die Mehrheit der untersuchten Böden bereits den Austauscherpufferbereich durchlaufen und befindet sich im Aluminium- und Eisenpufferbereich. In diesen Pufferbereichen ist im Zuge der Auflösung von Tonmineralen und pedogenen (Hydr-)Oxiden mit einer zunehmenden Mobilisierung der darin fixierten Metalle (Al, Fe, Mn) zu rechnen. Hohe Lösungskonzentrationen dieser als **potentiell toxische Kationsäuren** wirksamen Metalle können Schäden an den Pflanzenwurzeln zur Folge haben sowie durch Verlagerung zur Belastung des Grund- und Quellwassers führen.

Die Einlagerung von polymeren Al-Hydroxokomplexen in die Zwischenschichten der Tonminerale bei niedrigen pH-Werten führt zudem zur Reduktion der effektiven Kationenaustauschkapazität (AKe). Die AKe in 10-30 cm Tiefe (Hauptwurzelraum) ist auf 47 % der BZE-Punkte als „sehr gering“ und „gering“ zu bewerten, wobei auf der Mehrheit dieser Standorte ausgeprägte Basenarmut auftritt. **Durch die Verdrängung und Auswaschung von Nährstoffkationen sowie die Reduktion der vorhandenen Austauscherplätze für pflanzenverfügbare Nährstoffkationen verliert der Mineralboden in zunehmendem Maße an Bedeutung für die Nährstoffversorgung der Pflanzen. Die Rolle des Humuskörpers bzw. der organischen Substanz als Puffer, Austauscher und Speicher mittelfristig verfügbarer Nährstoffe gewinnt gleichermaßen an Wichtigkeit.** Unter diesem Aspekt sollte die Humusdynamik und die sie steuernden Transformatoreigenschaften der Böden gesehen werden.



**Abb.23: Bewertungsdiagramm der Basensättigung und Pufferbereiche der pH-Werte in 0-5 cm Tiefe**

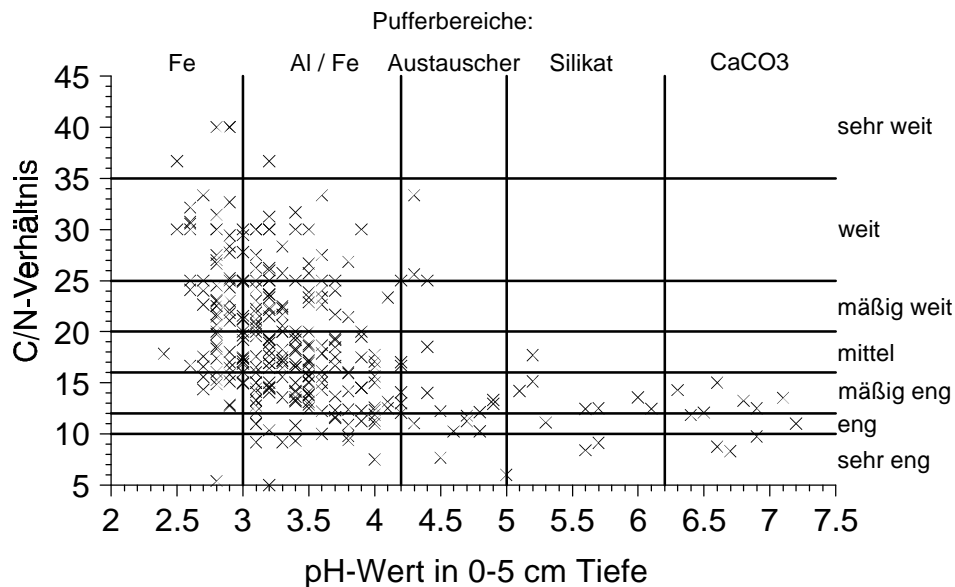
## 4.2 Transformationsfunktion der Böden

- Die **Transformatoreigenschaften** der Böden manifestieren sich im wesentlichen in der Aktivität der Mikroorganismen bei der Streuzersetzung und Humifizierung. Diese Transformationsprozesse sind für den Ökosystemhaushalt von zentraler Bedeutung. Sie dienen der Aufrechterhaltung der Stoffkreisläufe und sind auf den häufig silikatarmen Ausgangssubstraten der Waldböden für die nachhaltige Nährstoffversorgung der Pflanzen lebensnotwendig.

Bei niedrigen pH-Werten ist die Aktivität der Mikroorganismen stark reduziert, die Streuzersetzung verläuft entsprechend verlangsamt, und die Freisetzung von anorganischen Nährelementen aus der organischen Substanz verzögert sich. Außerdem kann die im Zuge der Versauerung erhöhte Mobilität von Schwermetallen zu Vitalitätsverlusten der Mikroflora und -fauna führen und so eine zusätzliche Verlangsamung der Transformationsprozesse bewirken.

Unter den stark sauren Verhältnissen in den Oberböden vieler BZE-Standorte ist davon auszugehen, daß die Stickstoffmineralisation deutlich reduziert ist, was sich in weiten C/N-Verhältnissen der organischen Substanz äußern müßte. Das C/N-Verhältnis gilt als Indikator für die biologische Bodenaktivität und sollte dementsprechend qualitativ mit dem aktuellen Aciditätszustand der Böden korrelieren. Die BZE-Ergebnisse verdeutlichen indes eine **Diskrepanz zwischen Aciditätszustand und C/N-Verhältnissen**. Wie Abb.24 zeigt, weisen viele Böden auch bei extrem niedrigen pH-Werten noch „mittlere“ bis „mäßig enge“, teilweise sogar „enge“ und „sehr enge“ C/N-Verhältnisse auf. Betrachtet man ausschließlich die Standorte, deren Oberböden als „sehr stark sauer“ zu bezeichnen sind (Al-/ Fe- und Fe-Pufferbereich), so sind auf 79 % dieser Standorte die C/N-Verhältnisse < 25, auf 57 % sogar < 20. C/N-Verhältnisse < 20 gelten als Anzeichen für sehr günstige Zersetzungsbedingungen. **Das ungewöhnliche Auftreten von äußerst starker Oberbodenversauerung bei gleichzeitig relativ engen C/N-Verhältnissen muß auf diesen Flächen als Indiz für die Überlagerung der bodenökologischen Transformationsprozesse durch atmogene Einträge sowohl von Säure als auch von Stickstoff interpretiert werden.**





**Abb.24: Bewertungsdiagramm der C/N-Verhältnisse und Pufferbereiche der pH-Werte in 0-5 cm Tiefe**

Die (über)reichliche Stickstoffversorgung auf den sauren Standorten kann gesteigerte Biomassenproduktion bewirken (Düngungseffekt) und so indirekt die Basenverarmung im Mineralboden durch erhöhte Nährstoffentnahme der Pflanzen sowie die Streuakkumulation stark forcieren. Die Folgen sind **Disproportionen in der Waldernährung**, die auf den betroffenen Standorten eine **Destabilisierung der Waldökosysteme** bewirken können.

## 5 Zusammenfassung

Der vorliegende nationale Waldbodenzustandsbericht ist der Beitrag Deutschlands zur transnationalen Auswertung von Bodenzustandsdaten durch das Forest Soil Coordinating Centre (FSCC) in Gent / Belgien. Der Bericht beinhaltet

- die Dokumentation der bei der nationalen Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) eingesetzten Beprobungs- und Analyseverfahren (insbesondere auch bundesland-spezifische Modifikationen dieser Verfahren)
- eine Bewertung der in Deutschland angewandten Methoden hinsichtlich ihrer Vergleichbarkeit mit den Standardmethoden der EU-Waldbodenerhebung
- eine statistische Auswertung und Interpretation von Bodenzustandsdaten der nationalen Erhebungspunkte des 16x16 km-Erhebungsnetzes (Level I-Raster der EU)
- die Darstellung von Ergebnissen der BZE-Auswertungen durch die Bundesländer (soweit diese bereits in Länderberichten publiziert sind).

Die vorgestellten deskriptiv-statistischen Analyseergebnisse der BZE-Daten des europäischen 16x16 km-Rasters (416 Inventurpunkte in Deutschland) geben einen ersten Überblick über den Zustand deutscher Waldböden. Regionale Aspekte sowie Stratifizierungen nach Standortmerkmalen wurden in dieser Auswertung bewußt ausgespart, da hierfür die weit umfangreichere Stichprobe des 8x8 km-Rasters der nationalen BZE-Auswertung geeigneter ist (ca. 1700 Inventurpunkte). Auch erschien es hier nicht sinnvoll, Maßnahmenempfehlungen zum Schutz der Waldböden abzuleiten, bevor nicht die Absicherung der vorgestellten statistischen Befunde anhand der Stichprobe des 8x8 km-Netzes erfolgt ist.

Die vorliegende Auswertung hat unter anderem zu folgenden Ergebnissen geführt:

- Ein Drittel der BZE-Standorte zeigt im mineralischen Oberboden Anzeichen für eine sehr starke bis äußerst starke Versauerung und eine fortgeschrittene Basenauslaugung (Basensättigung < 20 %, pH-Wert < 4.2 in 0-5 cm Tiefe). Die pH-Werte im Oh-Horizont der Humusaufgabe liegen im Durchschnitt bei pH 3.0 (Median).
- Auf 13 % der Standorte besteht im mineralischen Oberboden (0-10 cm Tiefe) zeitweilig die Gefahr akuter Säuretoxizität für Feinwurzeln (pH < 3.0). Die möglichen Wurzelschäden können den Nährstoff- und Wasserhaushalt der Bäume beeinträchtigen.
- Auf 64 % der Standorte ist die Elastizität gegenüber weiterer Säurebelastung - gemessen an der Basensättigung und effektiven Austauschkapazität - als gering einzustufen (Basensättigung < 20 % und Ake < 12 cmol<sub>e</sub>/kg).
- Viele Böden weisen trotz der sehr niedrigen pH-Werte relativ enge C/N-Verhältnisse auf. So sind auf 57 % aller Standorte mit „sehr stark sauren“ Oberböden C/N-Verhältnisse < 20 zu verzeichnen. C/N-Verhältnisse < 20 gelten als Anzeichen für sehr günstige Zersetzungsbedingungen. Diese Diskrepanz zwischen Aciditätszustand und C/N-Verhältnissen kann nur durch den Einfluß der atmogenen Säure- und Stickstoffdeposition interpretiert werden. Als Folge können sich Disproportionen in der Waldernährung und Nährstoffmangelsituationen einstellen.
- Die großflächige Immissionsbelastung der Waldböden zeigt sich auch bei der Betrachtung der Schwermetallgehalte im Auflagehumus. So liegen die Bleigehalte der Humusaufgabe (Oh-Horizont) im Durchschnitt bei 134 mg/kg und sind damit

deutlich höher als die Maximalwerte unbelasteter Böden und Pflanzen. Bei den mobileren Schwermetallen, wie Cadmium und Zink, muß davon ausgegangen werden, daß relevante Anteile im Zuge der Bodenversauerung bereits in den Mineralböden und möglicherweise ins Grundwasser verlagert worden sind.

### **Fazit:**

**Die Bodenzustandsdaten des bundesweiten 16x16 km-Erhebungsnetzes in Verbindung mit den Aussagen fast aller bisher veröffentlichten BZE-Länderberichte verdeutlichen, daß sich in verschiedenen Regionen Deutschlands wichtige Funktionen der Waldböden an den Grenzen ihrer Belastbarkeit befinden. Der wesentlichste ursächliche Faktor dieses Instabilitätszustandes vieler Waldböden ist die durch den atmogenen Eintrag von Säurebildnern forcierte Bodenversauerung. Insbesondere in Verbindung mit Stickstoffeinträgen und hohen Schwermetallgehalten in der Humusaufgabe entwickelt sich ein Gefahrenpotential. Die nachhaltige Nährelementversorgung der Bäume, der Schutz der Organismen vor Schadstoffen sowie die Grundwasserschutzfunktion der Böden muß in Anbetracht der aktuellen Datenlage auf einem relevanten Anteil der Waldstandorte in Deutschland als gefährdet bezeichnet werden.**

**Bedingt durch die standörtliche Vielfalt und das unterschiedliche Depositionsgeschehen verlangen diese generellen Aussagen eine differenzierte regionale Bewertung. Für weitergehende Aussagen über die Wirkung natürlicher und anthropogener Faktoren auf die Dynamik bodenökologischer Prozesse ist eine Wiederholungsaufnahme aller BZE-Punkte in einem angemessenen zeitlichen Abstand unbedingt notwendig.**

## 6 Literatur

ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENKUNDE DER GEOLOGISCHEN LANDESÄMTER UND DER BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE IN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND 1982: Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover. (Neuaufgabe: 1994).

ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG 1980 (Neuaufgabe 1996: im Druck): Forstliche Standortsaufnahme. Münster-Hiltrup.

BACKES, J. 1993: Aufbau eines Waldbodeninformationssystemes und Ergebnisse der saarländischen Waldbodeninventur. Saarbrücken.

BENECKE, P., EBERL, C., SCHULTE-BISPING, H. (1994): Die Waldböden Schleswig-Holsteins. Eine Auswertung der Bodenzustandserhebung. Bodenzustandserfassung im Wald 1990-1992. Der Minister für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei des Landes Schleswig-Holstein.

BERGMANN, W., NEUBERT, P. (1976): Pflanzendiagnose und Pflanzenanalyse. VEB Gustav Fischer. Jena.

BLOCK, J., BOPP, O., GATTI, M., HEIDINGSFELD, N., ZOTH, R. 1991: Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz. Nr. 17/91. Ministerium für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten. Trippstadt.

BLUME, H.P. (1985): Schwermetallbelastung Berliner Böden. In: Arbeitshefte Berliner Gewässer- und Bodenschutz Nr.2.

BML; BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG; LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN 1990: Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE). Arbeitsanleitung. Bonn. (Neuaufgabe: 1994)

BREDEMEIER, M., ULRICH, B. (1989): Depositionsbedingte und ökosysteminterne Anteile der Säurebelastung von Waldböden. AFZ 11. 256-260.

BUBERL, H.G., WILPERT, K.v., TREFZ-MALCHER, G., HILDEBRAND, E.E. 1994: Der chemische Zustand von Waldböden in Baden-Württemberg. Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 1989-92 (BZE). Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und

Forschungsanstalt Baden-Württemberg. Heft 182. Ministerium für ländlichen Raum, Ernährung Landwirtschaft und Forsten. Freiburg i.B.

FORSCHUNGSBEIRAT WALDSCHÄDEN / LUFTVERUNREINIGUNGEN DER BUNDESREGIERUNG UND DER LÄNDER 1989: Internationaler Kongress Waldschadensforschung: Wissensstand und Perspektiven. Karlsruhe.

FAO, FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS 1988: Soil map of the world. Revised Legend. Rome.

GEHRMANN, J. 1993: Zwischenbericht über Ergebnisse der landesweiten Bodenzustandserhebung im Wald - BZE. Stand September 1993. Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen. Recklinghausen.

GULDER, H.J., KÖLBEL, M. 1993: Waldbodeninventur in Bayern. Forstliche Forschungsberichte München. Nr.132. Forstwissenschaftliche Fakultät der Universität München und Bayerische Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt (Hrsg.). Freising.

HERMS, U. (1989): Löslichkeit von Schwermetallen in Böden unter variierenden Milieubedingungen. In: Beurteilung von Schwermetallkontaminationen in Böden. DECHEMA-Fachgespräche Umweltschutz. Frankfurt a.M.

HOCKE, R. 1995: Waldbodenzustand in Hessen. Hessische Landesanstalt für Forsteinrichtung, Waldforschung und Waldökologie. Wald in Hessen Forschungsbericht. Bd.19. Hessisches Ministerium des Innern und für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz (Hrsg.). Gießen.

ICP-FORESTS, INTERNATIONAL COOPERATIVE PROGRAMME ON ASSESSMENT AND MONITORING OF AIR POLLUTION EFFECTS ON FORESTS 1994: Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Hamburg und Prag.

KLOKE, A. (1980): Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden. In: Bodenschutz. ROSENKRANZ, D., EINSELE, G., HARRESS, H.M. (Hrsg.). Berlin.

KÖNIG, N., BARTENS, H. 1995: Untersuchung zur Vergleichbarkeit der AKe-Bestimmungen mittels BaCl<sub>2</sub>-Extraktion (EG-Methode) und NH<sub>4</sub>Cl-Perkolation (deutsche

Methode) - im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme. Reihe B. Bd.44. Göttingen.

KÖNIG, N., WOLFF, B. 1993: Abschlußbericht über die Ergebnisse und Konsequenzen der im Rahmen der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) durchgeführten Ringanalysen. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme. Reihe B. Bd.33. Göttingen.

LAF, SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR FORSTEN 1994: Waldschadensbericht 1994. Sächsisches Staatsministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Forsten (Hrsg.). Graupa.

LICHTFUSS, R. (1989): Geogene, pedogene und anthropogene Schwermetallgehalte in Böden. In: Beurteilung von Schwermetallkontaminationen in Böden. DECHEMA-Fachgespräche Umweltschutz. Frankfurt a.M.

MEIWES, K.J., KÖNIG, N., KHANA, P.K., PRENZEL, J., ULRICH, B. 1984: Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralböden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme / Waldsterben. Bd.7. Göttingen.

MERIAN, E. (1984): Metalle in der Umwelt. Verlag Chemie. Weinheim.

MURACH, D. 1984: Die Reaktion von Feinwurzeln von Fichten (*Picea abies* Karst.) auf zunehmende Bodenversauerung. Göttinger Bodenkundliche Berichte. Bd.77. Göttingen.

PRÜEß, A. (1994): Einstufung mobiler Spurenelemente in Böden. In: Bodenschutz. ROSENKRANZ, D., EINSELE, G., HARRESS, H.M. (Hrsg.). Berlin.

ROST-SIEBERT, K. 1985: Untersuchungen zur H<sup>+</sup>- und Al-Ionentoxizität an Keimpflanzen von Fichte (*Picea abies* Karst.) und Buche (*Fagus silvatica* L.) in Lösungskultur. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme / Waldsterben. Bd. 12. Göttingen.

SÄNGER-von OEPEN, P., NACK, T., NIXDORF, J. und MENKE, B. 1993: Vorstellung der SrCl<sub>2</sub>-Methode nach Bach zur Bestimmung der effektiven Kationenaustauschkapazität und Vergleich mit der NH<sub>4</sub>Cl-Methode. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 156. 311-316.

SCHLICHTING, E., BLUME, H.P. 1966: Bodenkundliches Praktikum. Hamburg und Berlin. (Neuaufgabe 1995).

SVERDRUP, H., WARFVINGE, P. 1995: The (Ca+Mg+K)/Al-ratio as an indicator of soil acidification effects on tree growth. In: Ecosystem Research Report 21. „Nutrient uptake and cycling in forest ecosystems“. Hrsg.: Nilsson, L.O. et al..

TUREKIAN, K.K., WEDEPOHL, K.H. (1961): Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. Bull. Geol. Soc. Am. 72. 175-192.

ULRICH, B. 1981: Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 144. 289-305.

## Abbildungen

Seite

- Abb.1: Schema zum Informationstransfer
- Abb.2: Prozentuale Häufigkeiten der Bodentypen
- Abb.3: Höhenlage der Erhebungsflächen
- Abb.4: pH-Werte (CaCl<sub>2</sub>, KCl) in der Humusauflage sowie im Mineralboden in 0-10 cm und 10-30 cm Tiefe
- Abb.5: pH-Werte (CaCl<sub>2</sub>, KCl) in den L/Of- und Oh-Horizonten von Standorten mit Of-Oh-Humusprofil
- Abb.6: Ake carbonatfreier Böden in 0-5 cm, 5-10 cm und 10-30 cm Tiefe
- Abb.7: S-Wert in 0-5 cm, 5-10 cm und 10-30 cm Tiefe
- Abb.8: Basensättigung in 0-5 cm, 5-10 cm und 10-30 cm Tiefe
- Abb.9: Diagramm zur kombinierten Bewertung der Basensättigung und Ake (Tiefenstufe 0-5 cm)
- Abb.10: Diagramm zur kombinierten Bewertung der Basensättigung und Ake (Tiefenstufe 10-30 cm)
- Abb.11: C-Gehalte im Mineralboden
- Abb.12: C-, N- und P-Vorräte in der Humusauflage
- Abb.13: Streudiagramme zwischen Ca-, Mg-, bzw. K-Vorräten und C-Vorräten in der Humusauflage
- Abb.14: Streudiagramme der N- bzw. P-Vorräte und C-Vorräte in der Humusauflage
- Abb.15: Diagramm zur Bewertung der C/N- und C/P-Verhältnisse
- Abb.16: Bewertung der C/N- und C/P-Verhältnisse in der Humusauflage (L/Of/Oh), der Oh-Lage und in 0-5 cm Tiefe
- Abb.17: Nomographische Darstellung der Beziehung zwischen pH-Wert, C/N-Verhältnis und C-Vorrat in der Humusauflage ( $r=0.58$ )
- Abb.18: Cd-Gehalte im L/Of- bzw. Oh-Horizont
- Abb.19: Zn-Gehalte im L/Of- bzw. Oh-Horizont
- Abb.20: Cu-Gehalte im L/Of- bzw. Oh-Horizont
- Abb.21: Pb-Gehalte im L/Of- bzw. Oh-Horizont
- Abb.22: Cd-, Zn-, Cu- und Pb-Gehalte in der (Gesamt-)Humusauflage
- Abb.23: Bewertungsdiagramm der Basensättigung und Pufferbereiche der pH-Werte in 0-5 cm Tiefe
- Abb.24: Bewertungsdiagramm der C/N-Verhältnisse und Pufferbereiche der pH-Werte in 0-5 cm Tiefe



**Karten**

Seite

Karte 1: Lage der Untersuchungsflächen

Karte 2: Lage der Bundesländer

**Tabellen**

Seite

Tab.1: Waldfläche und Anzahl der Stichprobenpunkte in den Bundesländern

Tab.2: Repräsentativität unterschiedlicher Rasterweiten (8x8 km, 16x16 km)  
bezüglich des Ausgangssubstrates am Beispiel Hessen