



Das Lebensministerium



Bodenzustandserhebung

Bodenzustandserhebung (BZE) in den sächsischen Wäldern

Inhalt

	Vorwort	2
1	Einleitung	3
2	Material und Methoden	5
2.1	Feldaufnahme	5
2.2	Probenahme	5
2.2.1	Organische Auflage und Mineralboden	6
2.2.2	Nadeln von Fichte und Kiefer	7
2.3	Probenvorbereitung	7
2.4	Analysen	8
2.4.1	pH-Wert	8
2.4.2	C _{org} - und N-Gehalte von Nadeln, Humusauflage und Mineralboden	8
2.4.3	Gehalte von K, Na, Mg, Ca, Mn, Al, Fe, S, P, Pb, Cu, Zn, Cd in Humus- und Nadelproben	8
2.4.4	Effektive Kationenaustauschkapazität (AKe oder KAK) des Mineralbodens	8
2.5	Datenverwaltung	9
2.6	Ergebnisdarstellung	9
3	Ergebnisse	9
3.1	Repräsentanz	9
3.2	Waldboden	10
3.2.1	Substratgruppen	10
3.2.2	Bodentypen	11
3.2.3	Organische Auflage	13
3.2.3.1	Humusformen	13
3.2.3.2	C/N- und C/P-Verhältnisse	14
3.2.3.3	Schwermetallgehalte (Blei, Kupfer, Cadmium, Zink)	16
3.2.4	Mineralboden	19
3.2.4.1	Bodenazidität	19
3.2.4.2	pH-Werte und Pufferbereiche	20
3.2.4.3	Effektive Kationenaustauschkapazität (AKe oder KAK)	27
3.2.4.4	Basensättigung	29
3.2.4.5	Sättigung austauschbarer Säure (Al- und Fe+H-Sättigung)	33
3.2.4.6	Basenneutralisierungskapazität (BNK)	37
3.2.4.7	Nährelementvorräte im Wurzelraum	38
3.2.4.8	Ca/Al- und Mg/Al-Verhältnisse in der Bodenlösung (1 : 2-Extrakt)	40
3.2.4.9	Sulfat in der Bodenlösung	42
3.3	Ernährung von Fichten- und Kiefernbeständen	43
3.4	Kritische Belastungsraten (Critical Loads)	50
3.4.1	Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff	51
3.4.2	Critical Loads für die Säurebildner Schwefel und Stickstoff	52

4	Schlussfolgerungen und Ausblick	54
5	Zusammenfassung	55
6	Anhang	58
6.1	Verteilung und Kennziffern der BZE-Punkte in Sachsen	58
6.2	Bewertungskriterien	58
6.3	Profilweise Ergebniszusammenstellung zu den BZE-Punkten auf CD-ROM	
7	Literatur	60

Vorwort

Durch die Bodenzustandserhebung (BZE) werden auf dem Stichprobenraster der Waldzustandserhebung (WZE) bundesweit vergleichbare Daten über den Zustand der Waldböden in Sachsen gewonnen. Ziel der vorliegenden, überarbeiteten Broschüre ist es, über die Ergebnisse der BZE möglichst zeitnah und flächenrepräsentativ zu informieren.

Die Ausführungen zu Material, Methoden sowie Ergebnissen der Untersuchung werden ergänzt durch eine CD, die aktualisierte Datendokumentationen für die einzelnen BZE-Erhebungspunkte enthält. Sie umfasst auch Standorte, die aufgrund einer Verengung des Stichprobennetzes vom anfänglichen 8x8-km-Raster auf ein 4x4-km-Raster hinzugekommen sind. Daten, wie Lagebeschreibungen, standortkundliche Angaben zur Einordnung der einzelnen Punkte sowie wichtige Intensitäts- und Kapazitätsparameter, sollen dem Leser eine ökologische Bewertung bzw. Einordnung der Standorte ermöglichen.

Seit Beginn der Industrialisierung sind Waldökosysteme mehr oder weniger von Schadstoff-Emissionen betroffen und in ihrer Vitalität beeinträchtigt. In der Anfangsphase kam es zunächst in Verbindung mit punktförmigen Quellen einer hohen SO₂-Emission und entsprechend hohen SO₂-Konzentrationen der Luft besonders zu direkten Schäden an Bäumen auf lokaler Ebene („Rauchschäden“) bis hin zum Absterben ganzer Waldkomplexe in den Hochlagen des Erzgebirges ab etwa 1960.

Erst im Verlauf der Waldschadensdiskussion während der 80er-Jahre des vorigen Jahrhunderts und seit dem großflächigen Auftreten der so genannten „neuartigen Waldschäden“ setzte sich die Erkenntnis durch, dass unter dem Einfluss der jahrzehntelangen Schadstoffeinträge auch gravierende Veränderungen und Schädigungen der Waldböden stattgefunden haben. Die kontinuierliche Belastung durch den so genannten „Sauren Regen“ und die Versickerung eines sauren Niederschlagswassers hat eine schlechende Nährstoffauswaschung und Versauerung der Waldböden induziert, die wiederum zu teilweise erheblichen Veränderungen der natürlichen Stoffkreisläufe der Ökosysteme führte. Diese Veränderungen der Bodeneigenschaften sind im Gegensatz zur

äußerlichen Schädigung der Bäume unsichtbar und äußern sich im Allgemeinen nicht in der Ausbildung morphologischer Bodenmerkmale. Störungen der Bodenfunktion können deshalb nur durch spezielle chemische Analysen erfasst werden. Funktionsfähige Waldböden sind aber eine Voraussetzung für vitale und langfristig stabile Wälder. Im Zuge einer nachhaltigen Waldwirtschaft sind daher die Erhaltung der Fruchtbarkeit und ein entsprechendes chemisches Milieu der Waldböden von großer Bedeutung.

Angesichts regional hoher Belastungen durch Stoffeinträge, umfangreicher Waldschäden und des Zieles sächsischer Forstpolitik, reine Nadelholzbestände in standortgerechte, stabile Mischwälder umzubauen, stellte sich im Jahre 1991 mit der Gründung der ehemaligen Sächsischen Landesanstalt für Forsten (LAF) am Standort des heutigen Landesforstpräsidiums (LFP) die dringende Aufgabe, ein System der Zustandserfassung und Umweltkontrolle in den sächsischen Wäldern zu installieren. Vor allem sollte der Zustand des Waldbodens landesweit erfasst werden. Im Rahmen dieses Monitorings wird einerseits auf mittlerweile 8 Forstlichen Dauerbeobachtungsflächen in typischen Waldökosystemen Sachsens eine laufende Überwachung der Stoffbelastung durchgeführt, während andererseits die landesweite periodische Kontrolle des Bodenzustandes und seiner Veränderung durch die Bodenzustandserhebung auf dem Stichprobenraster der Waldzustandserhebung erfolgt. Sämtliche Untersuchungen im Rahmen dieses Umweltmonitorings werden nach international abgestimmten Methoden durchgeführt und durch die Europäische Union (EU) gefördert.



Dr. B. Klein
Leiter des Landesforstpräsidiums

1 Einleitung

Seit vielen Jahrhunderten bis Jahrtausenden greift der Mensch auf vielfältige Weise in das ökologische Zusammenspiel von biologischen, chemischen und physikalischen Prozessen der Waldökosysteme ein. Hierdurch wurden schon in vorindustrieller Zeit deren natürliche Entwicklungsabläufe aus Stoff- und Energieflüssen teilweise erheblich überlagert bzw. beeinträchtigt. Spätestens seit dem Übergang von der Nutzung des Waldes als Weide für Rinder, Schweine und andere Nutztiere hin zur Stallfütterung kam es in den nach großflächigen Rodungen verbliebenen Wäldern im Zuge der intensiven Nutzung von Nadeln und Blättern als Stalleinstreu zu bedeutenden langfristigen Eingriffen in den Stoffkreislauf der betreffenden Waldökosysteme. Dieses Vorgehen stellte einen massiven Nährstoffentzug aus dem Waldökosystem dar und induzierte eine Nährstoffverarmung der Böden mit langfristigen Folgen, die teilweise bis heute nachwirken. Ähnliche Auswirkungen hatten die so genannten Plaggenhiebe oder die übermäßige Holznutzung, z. B. für Salinen und Bergwerksbetriebe.

Erst ab Mitte des 18. Jahrhunderts wurde mit Beginn einer nachhaltigen Forstwirtschaft auf diese ökologisch nachteiligen Eingriffe in Waldökosysteme weitgehend verzichtet, was insbesondere auch dem Schutz der Waldböden zugute kam. Waldböden konnten sich wieder mehr oder weniger ungestört von menschlichen Eingriffen entwickeln und waren damit – im Gegensatz zu den regelmäßig bearbeiteten und gedüngten Ackerböden – relativ naturnah. Die Situation änderte sich jedoch drastisch ab etwa der Mitte des vorigen Jahrhunderts, im Zuge der zunehmenden Industrialisierung, durch die großräumige Veränderung der chemischen Zusammensetzung in der Atmosphäre. Sie ist gekennzeichnet durch die Freisetzung bzw. Emission von Luftverunreinigungen und deren Eintrag mit dem so genannten „Sauren Regen“ auch in entlegene Waldökosysteme. Es ist unumstritten, dass infolge dieser Stoffbelastungen besonders in den letzten Jahrzehnten – lokal und regional unterschiedlich – eine beschleunigte Veränderung sowohl der chemischen, der biologischen als auch der physikalischen Bodeneigenschaften stattgefunden hat (ULRICH et al. 1979, ULRICH und MEYER

1987, ULRICH et al. 1989, v. ZEVSCHWITZ 1985, HILDEBRAND 1986, ROST-SIEBERT 1986, MATZNER 1987, VEERHOFF et al. 1996, REHFUESS 2000). Dies wiederum führte zu teilweise nachhaltigen Störungen im Ökosystem mit dem Verlust wesentlicher Standortseigenschaften und vielfach zu einer Verlagerung der Schadstoffbelastung bis in das Quell- und Grundwasser (BENECKE 1987, BEIERKUHNEIN und DURKA 1993, RIEDEL 1999, HILDEBRAND 1987, BILLET et al. 1990, PAHLKE 1992, BUBERL et al. 1994). Der Versauerungsdruck vieler Standorte wird zudem durch eine oft nicht standortgerechte und in der Vergangenheit übermäßig ausgedehnte Nadelholzwirtschaft mit gegenüber strukturreichen Mischbeständen deutlich höheren Eintragsraten an Schadstoffen sowie stärkeren Belastungen aus bodeninternen Versauerungsprozessen unnötig erhöht. Demzufolge ist es das Ziel der sächsischen Landesforstverwaltung, im Rahmen eines umfangreichen und langfristigen Waldumbauprogramms einen großen Teil der Nadelwälder, die etwa 80 % der gesamten Waldfläche Sachsens einnehmen, überwiegend in Kombination mit bodenmeliorativen Maßnahmen (BARTELT et al. 1999, MEYERHEISIG 1996) in strukturreiche Mischbestände zu überführen und verstärkt naturgemäß zu bewirtschaften (SML 1998, SMUL 1999).

Die Ergebnisse zahlreicher interdisziplinärer Forschungsprogramme bestätigen die Tatsache, dass funktionsfähige Waldböden eine Grundvoraussetzung für vitale Wälder und stabile Waldökosysteme sowie für die Bereitstellung qualitativ hochwertigen Grund- und Quellwassers sind. Ergänzend zu den Maßnahmen, die Belastungen der Waldökosysteme durch anthropogene Luftverunreinigungen zu verringern, ist es deshalb auch das Ziel einer ordnungsgemäß betriebenen nachhaltigen Forstwirtschaft, die Waldböden als Naturkörper und Lebensgrundlage für Pflanzen, Tiere und Menschen zu schützen, nach ökologischen Gesichtspunkten pfleglich und sachkundig zu bewirtschaften und so ihre Fruchtbarkeit zu erhalten bzw. im Rahmen der natürlichen Standorts Ausstattung zu restaurieren (WALDGESETZ FÜR DEN FREISTAAT SACHSEN § 1, 6–8, 16–18).

Um landesweit nicht nur Informationen über den aktuellen Zustand der sächsischen Waldböden zu erhalten, sondern um vielmehr aus zukünftigen periodischen Wiederholungen des Untersuchungsprogrammes umfangreiche Erkenntnisse über die Veränderung und Dynamik insbesondere der chemischen Standortparameter zu gewinnen, wurde in den Jahren 1992 bis 1997 durch die Sächsische Landesanstalt für Forsten (LAF), Graupa – in Ergänzung zur jährlichen Waldschadenserhebung (WSE) – eine Bodenzustandserhebung im Walde (BZE) durchgeführt. Die dabei angewandten Methoden der Geländeaufnahme und chemischen Analyse erfolgten streng nach der in den 80er-Jahren von den Mitgliedern der Bund-/Länder-Arbeitsgruppe „BZE“ ausgearbeiteten Arbeitsanleitung, um dadurch einerseits überregional vergleichbare und hochwertige Daten zu erhalten und andererseits eine europaweit akzeptierte Methode des forstlichen Bodenmonitorings in den sächsischen Wäldern zu etablieren.

Die **Ziele** der Bodenzustandserhebung (BZE) finden sich zusammengefasst in der Arbeitsanleitung der Bund-/Länder-Arbeitsgruppe „BZE“ (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 Waldökosystemforschung 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.

Die Bodenzustandserhebung im Wald wird durch Blatt- und Nadelanalysen ergänzt, um

- den aktuellen Ernährungszustand der Waldbäume und dessen Veränderung sowie
- die Schadstoffbelastungen und deren Veränderungen im Laufe der Zeit zu charakterisieren.

Da auch zeitliche Veränderungen durch die BZE dokumentiert werden sollen, wurde gemeinsam mit den anderen Bundesländern eine Wiederholung der BZE auf dem 8x8-km-Raster für die Jahre 2006 bis 2008 beschlossen.

Naturgemäß befinden sich die Daten in einem kontinuierlich aktualisierten Auswertungsprozess, während gleichzeitig sowohl hausintern als auch im Rahmen bundesweiter Aktivitäten Arbeiten zur integrierenden Auswertung des Datenmaterials in Verbindung mit Ergebnissen der Waldzustandserhebung (WZE) und den digitalen Karten der Standortkartierung durchgeführt werden. Die Auswertungen zu den kritischen Belastungsraten (Critical Loads) an den BZE-Punkten erfolgten in Zusammenarbeit mit der Fa. ÖKO-DATA, Strausberg und werden periodisch nach dem neuesten Stand des Wissens überarbeitet.

Die Kosten der Untersuchung für die Datenerhebung und Analytik auf dem anfänglichen 8x8-km-Raster (68 Erhebungspunkte) wurden dankenswerterweise zur Hälfte von der Europäischen Union (EU) getragen, während die Finanzierung der Netzverdichtung auf den restlichen Standorten im 4x4-km-Netz durch den Freistaat Sachsen erfolgte.

2 Material und Methoden

2.1 Felddaufnahme

Grundlage für die Bodenzustandserhebung (BZE) im Freistaat Sachsen waren die Vorgaben der Arbeitsanleitung zur BZE (BML 1990 und 1994), die sich in wesentlichen Punkten an die Forstliche Standortaufnahme (ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG 1980, 1996), die Bodenkundliche Kartieranleitung (ARBEITSKREIS BODENKUNDE 1982) und den Datenschlüssel Bodenkunde (BGR 1984) anlehnt sowie das systematische Stichprobenraster der Waldschadenserhebung (WSE).

Die Felddaufnahmen und Probenahmen auf dem 8x8-km-Raster in den Jahren 1992 und 1993 erfolgten durch Standortkartierer der LAF. Bis zum Abschluss der Arbeiten zur Netzverdichtung im Jahre 1997 wurden 2 Forstunternehmen mit Erfahrungen in der forstlichen Standortkartierung Sachsens eingesetzt, die vor Beginn der Aufnahmen in die Methodik eingewiesen und fortlaufend kontrolliert wurden.

2.2 Probenahme

Im zentralen Bereich des so genannten Kreuztraktes zur jährlichen Kronenbonitur von 24 Bäumen bei der Waldschadenserhebung (WSE) wurde zunächst – häufig mit Unterstützung durch die örtlichen Forstämter – eine Profilgrube ausgehoben (vgl. Abb. 1, 2, 3a, 3b). An der Stirnseite des Bodenprofils erfolgte die Festlegung des Mittelpunktes der Probenahme-fläche und dessen langfristige Markierung durch die Versenkung einer elektronischen Unterflurmarke (PINOKIO; System EBEX der Fa. INTERMAK, Lüdenscheid) bis in ca. 60 cm Tiefe, der im Rahmen zukünftiger Untersuchungen von einer Suchsonde geortet werden kann. Die anschließende Entnahme der Proben erfolgte in den Haupthimmelsrichtungen an 8 Satellitenpunkten, die mithilfe von Bandmaß und Taschenbussole im Radius von 10 m um das Bodenprofil festgelegt wurden. Die standortsrelevanten Profildaten sowie die Lage des Profils und der Satelliten wurden in spezielle Formblätter übertragen und eventuelle Abweichungen von den Normalvorgaben dokumentiert.

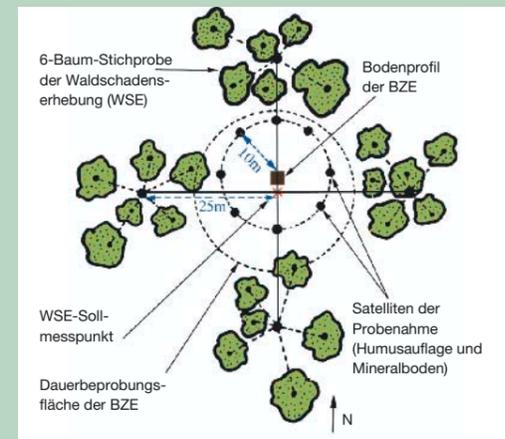


Abb. 1: Schema zur Verteilung der Entnahmestellen von Humus- und Mineralbodenproben bei der Bodenzustandserhebung (BZE)

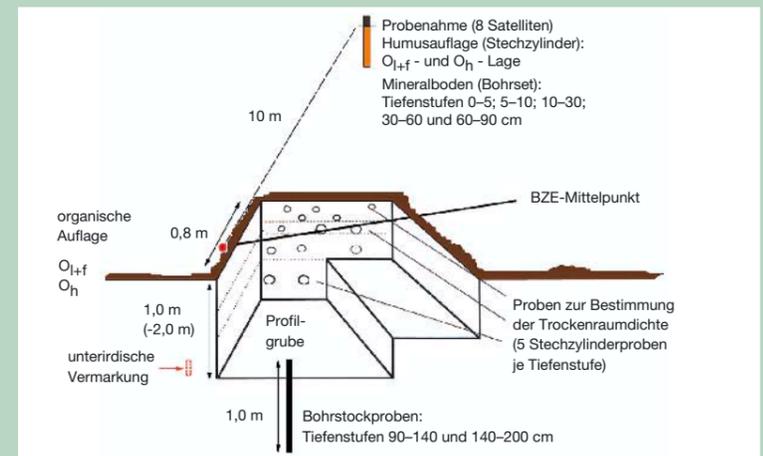


Abb. 2: Schema zur Probenahme aus dem Bodenprofil und an Satellitenpunkten

Abb. 3 a: Bodengrube in einem Kiefernbestand (BZE-Punkt 29 im Forstamt Niesky, Revier Kreba)



Abb. 3 b:
Bodenprofil in einem
Kiefernbestand (BZE-
Punkt 29 im Forstamt
Niesky, Revier Kreba;
Bodentyp:
Gley-Podsol)



2.2.1 Organische Auflage und Mineralboden

Die repräsentative Beprobung der Standorte bezüglich der chemischen Verhältnisse von organischer Auflage und Mineralboden wurde zur bestmöglichen Berücksichtigung der naturgegebenen Heterogenität von Waldböden (RABEN 1988) ausschließlich an den 8 Satellitenpunkten mittels Stechzylinder oder bzw. eines 3-teiligen Bohrsets durchgeführt.

Die Proben aus der organischen Auflage wurden getrennt nach O_{1+f} -Lage und O_h -Lage mittels ein-

seitig angeschliffener Stechzylinder aus Edelstahl (80 cm² Querschnittsfläche) in mindestens 8facher Wiederholung gewonnen und zu flächenweisen Mischproben vereinigt (vgl. Abb. 4a, 4b). Im Mineralboden erfolgte die tiefenstufenmäßige Probenahme aus jeweils 30 cm langen Bohrschaufeln (3-teiliges Bohrset) bis in 90 cm Tiefe (vgl. Abb. 5a, 5b). Nur in den Fällen, wo – wie z. B. in den sandigen, skelettarmen Substraten des pleistozänen Flachlandes – eine Entnahme von Proben aus tieferen Bodenschichten von der etwa 1 m tiefen Profilsohle aus möglich war, wurde die Beprobung mithilfe des Bohrsets oder eines Pürckhauer Bohrstockes bis maximal 2 m Tiefe fortgesetzt (vgl. Abb. 2). Das Material aus den Einzelbohrungen wurde jeweils in den festgelegten Tiefenstufen 0–5, 5–10, 10–30, 30–60, 60–90, 90–140 und 140–200 cm zu Mischproben vereinigt. In den wenigen Fällen eines Substratwechsels innerhalb der Tiefenbereiche wurden die Bodenhorizonte als Tiefenbegrenzung berücksichtigt und entsprechend Zwischenproben genommen. Für die 2 Entnahmestufen bis 10 cm Tiefe kamen Stechzylinder mit jeweils 100 cm³ Volumen und einer Höhe von 5 cm zum Einsatz, die vertikal in den Mineralboden getrieben wurden. Sämtliche Proben wurden innerhalb der jeweiligen Entnahmeweche zur weiteren Bearbeitung an das Labor übergeben, wobei zwischenzeitlich zur Vermeidung etwaiger Stoffumsetzungen auf eine möglichst kühle und dunkle Aufbewahrung geachtet wurde.

In der Bodengrube erfolgte bis 90 cm Tiefe neben der Profilbeschreibung die für die Berechnung von Kapazitätsgrößen notwendige Entnahme von 5 Stechzylinderproben zur Bestimmung der Trocken-

Abb. 4 a, b.:
Entnahme von Proben
der organischen Auflage – getrennt nach den
Humushorizonten –
aus dem Stechzylinder



raumdichten (Stechzylinder von 100 und 250 cm³ Volumen). Die Arbeiten wurden ebenfalls nach den festgelegten Tiefenstufen durchgeführt. Wo dies nicht möglich war, wurde eine Schätzung der TRD nach dem vorgegebenen Verfahren der Forstlichen Standortaufnahme (ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG 1980) vorgenommen.

2.3 Probenvorbereitung

Die Vorbereitung und Analyse der meisten Proben erfolgte im Labor der LAF, dessen hoher Qualitätsstandard auch heute im LFP durch die regelmäßige Teilnahme an europaweiten Ringanalysen belegt ist. Nur in der Anfangsphase der Untersuchungen, als sich das Labor im Aufbau befand, wurde die Analytik an das Labor des Instituts für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen vergeben, das entscheidend an der Entwicklung der Methoden der BZE beteiligt war und auf eine entsprechend umfangreiche Erfahrung und Zuverlässigkeit in der Bearbeitung derartiger Proben verweisen kann. Zu Beginn der Netzverdichtung auf das 4x4-km-Raster wurde wegen fehlender eigener Kapazitäten zeitweise das Labor LÜTEK, Heiligenstadt, mit der Probenvorbereitung beauftragt.



2.2.2 Nadelproben von Fichte und Kiefer

Nadelentnahmen zur Untersuchung des Ernährungszustandes wurden im Winter 1992/93 – also außerhalb der Vegetationsperiode – in 33 Fichten- und 22 Kiefernbeständen des 8x8-km-Netzes durchgeführt und dabei jeweils 3 vorherrschende oder herrschende Bäume für eine jeweilige Mischprobe durch Zapfenflücker beprobt. Bei Fichte wurden getrennte Proben für den 1. und 3. Nadeljahrgang des 7. Quirls, bei Kiefer der 1. und 2. Nadeljahrgang vorwiegend von Zweigen aus der besonnten Oberkrone entnommen. Für alle Probebäume wurde der Kronenzustand nach dem Verfahren der Waldschadenserhebung eingeschätzt.

Abb. 5 a, b:
Entnahme von Boden-
proben mit dem
Bohrset

Die Verfahren der Probenvorbereitung und Analyse sind in der BZE-Arbeitsanleitung (BML 1990) und in der Veröffentlichung von KÖNIG und WOLFF (1993) detailliert beschrieben und werden im Folgenden nur kurz abgehandelt:

Unmittelbar nach Anlieferung wurden die Proben der organischen Auflagen und der Nadelproben bei 60 °C – die der Mineralböden bei 40 °C – unter Umluft mindestens 48 Stunden lang getrocknet.

Das Trockenraumgewicht und der Feinbodenanteil des Mineralbodens ließen sich nach mindestens

16-stündiger Trocknung (105 °C) und anschließender Wägung aus den volumengerechten Stechzylinderproben bestimmen.

Für alle chemischen Analysen wurde die organische Substanz der Auflagen anschließend manuell durch ein 2 mm-Nylonsieb getrieben und eine Teilprobe in einer Planetenmühle mit 250-ml-Mahlbechern aus Achat und den dazugehörigen Achatkugeln ca. 20 Min. fein gemahlen und dadurch homogenisiert. Mineralböden wurden mithilfe einer Bodenbürstenmühle auf 2 mm abgesiebt und das restliche Material als Skelettanteil des Bodens verworfen. Eine Teilprobe musste für die C- und N-Bestimmung ebenfalls in der Planetenmühle (125-ml-Mahlbecher) homogenisiert werden. Die Nadelproben wurden in einer Ultrazentrifugalmühle auf 0,25 mm komplett aufgemahlen.

2.4 Analysen

2.4.1 pH-Wert

Eine Teilprobe der gesiebten Humusprobe wurde jeweils mit H₂O bzw. 1-molarer KCl-Lösung im Volumenverhältnis Humusprobe : Lösung = 1 : 2,5 verrührt. Nach mindestens 4 Stunden in einem abgedeckten Gefäß und mehrfachem zwischenzeitlichen Umrühren erfolgte die Messung in dem Humus-Lösungsgemisch mittels pH-Glaselektrode.

Eine Teilprobe des gesiebten Mineralbodens wurde jeweils mit H₂O bzw. 1-molarer KCl-Lösung im Gewichtsverhältnis Boden : Lösung = 1 : 2,5 verrührt und – wie bei der Humusprobe – erfolgte nach 4 Stunden die Messung.

2.4.2 C_{org}- und N-Gehalte von Nadeln, Humusaufgabe und Mineralboden

Die Bestimmung des C_{org}- und N-Gehaltes von Nadel-, Humusaufgabe- und Mineralbodenproben an den jeweils gemahlten Teilproben erfolgte mittels Elementaranalysator.

2.4.3 Bestimmung Gehalte von K, Na, Mg, Ca, Mn, Al, Fe, S, P, Pb, Cu, Zn, Cd in Humus- und Nadelproben

Als zugelassenes Aufschlussverfahren wurde der Salpeter-Druckaufschluss bei mindestens 160 °C in Teflongefäßen durchgeführt. Die Elementbestimmung in der Aufschlusslösung erfolgte neben der Bestimmung am Flammen- und Graphitrohr-AAS überwiegend mit sequenzieller ICP-Technik.

2.4.4 Effektive Kationenaustauschkapazität (AKe oder KAK) des Mineralbodens

Zur Gewinnung des Perkolates wurden jeweils 2,5 g der gesiebten Probe über Nacht mit einigen ml 1-molarer NH₄Cl-Lösung in den zugehörigen Perkolationsäulen eingeweicht und nach anschließender Auffüllung auf 100 ml durch Regelung der Tropfgeschwindigkeit mindestens 4 Stunden in der AKe-Anlage perkoliert. Die Bestimmung der H⁺-Gehalte ergab sich aus der Differenz der pH-Messung in der NH₄Cl-Lösung vor der Perkolation bzw. anschließend im Perkolat. Die Berechnung der austauschbar gebundenen Protonen erfolgte mittels eines Rechenprogramms in Anlehnung an MEIWES et al. 1984. Die AKe insgesamt ergibt sich aus der Ionenäquivalentsumme der austauschbaren Kationen (Ca, Mg, K, Na, Al, Fe, Mn) – überwiegend bestimmt mittels ICP-Technik; Kalium mit Flammen AAS – und berechneten Protonen.

Von sämtlichen für die chemische Analyse bestimmten Feststoffproben werden Teilmengen (Rückstellproben) je nach Probenart in unterschiedlich großen Polyethylen Dosen in einem Probendauerlager bei Dunkelheit und Raumtemperatur aufbewahrt und stehen damit für weitergehende Untersuchungen bzw. als Referenzmaterial für spätere Vergleiche zur Verfügung.

2.5 Datenverwaltung

Für die Verwaltung und Auswertung der umfangreichen Datensammlung wurde 1994 bis 1996 das in moderner Client-Server-Architektur gestaltete Datenverwaltungssystem STPSAX eingerichtet, das auf dem von der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten (LÖBF) in Recklinghausen entwickelten Stichprobeninformationssystem (STPINFO) basiert. Den Datenbankkern bildet ein SYBASE-SQL-SERVER auf SUN/SOLARIS. Die Auswerte-Clients arbeiten in

einem WINDOWS-Netzwerk mit den Standardprogrammen ACCESS und EXCEL. Die Datenpflege erfolgt über eine ACCESS-Oberfläche.

Die Sachdaten (z. B. Baumarten, Analyseergebnisse) sind an die in ARCVIEW GIS 3.2a gehaltenen Geometriedaten angebunden und können somit für die Erarbeitung von Berichten bzw. als Kartenplots verwendet werden.

2.6 Ergebnisdarstellung

Für die Darstellung einer derart großen landesumfassenden Datenmenge in einer überwiegend auch von dem interessierten Laien und Praktiker verständlichen Weise wurden neben der textlichen Beschreibung für die Ergebnisaufbereitung farbige thematische Karten gewählt, aus denen die Klassifizierung der Boden- und Ernährungswerte in ihrer räumlichen Verteilung zu entnehmen sind. Die Klassifizierung erfolgte anhand von überregional gültigen Bewertungsmaßstäben, die von der Bund-/Länder-Arbeitsgruppe „BZE“ in Form eines Bewertungsschlüssels zusammengestellt wurden, oftmals ergänzt durch weitere relevante aktuelle Literaturangaben.

Statistische Auswertungen wurden in Form der sogenannten Boxplots über SPSS 8.0 durchgeführt, deren Darstellungsform im Text erläutert ist. Über die Merkmalsausprägung geben die Darstellungen der kumulierten prozentualen Häufigkeitsverteilung

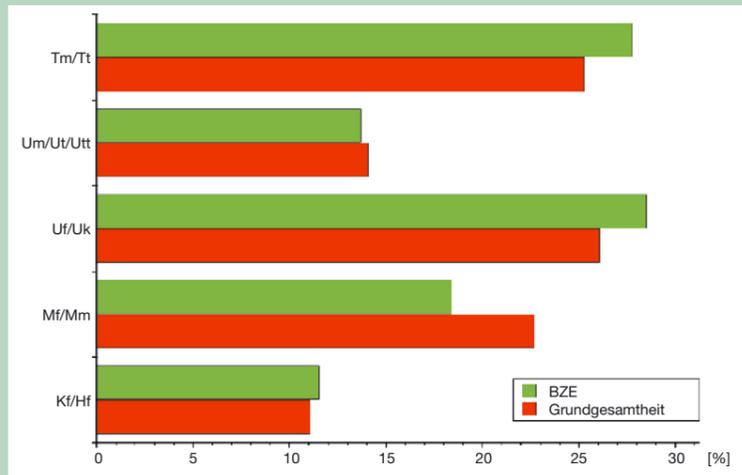
(PKH) Auskunft. Sie eignen sich besonders zur Verdeutlichung von Streuung, Minimum-/Maximumwerten, Median sowie beliebiger Perzentilklassen. Gleichzeitig lässt sich daraus auch unmittelbar auf die Über- und Unterschreitungshäufigkeit von Richtwerten schließen. Ergänzende Grafiken wurden aus EXCEL-Dateien erstellt. Zu den einzelnen Erhebungspunkten wurde zudem ein jeweils zweiseitiges Datenblatt zusammengestellt (vgl. *beiliegende CD-ROM*). Die CD-ROM enthält die Lagebeschreibung und Angaben zur standortkundlichen Einordnung des BZE-Punktes sowie die wichtigsten chemischen Intensitäts- und Kapazitätsparameter der Böden. Sie sollen dem Leser jeweils zusammen mit den in Tabellenform zusammengestellten Rahmenwerten (vgl. *Kap. 6.2*) eine grobe ökologische Bewertung bzw. Einordnung der einzelnen Standorte ermöglichen.

3 Ergebnisse

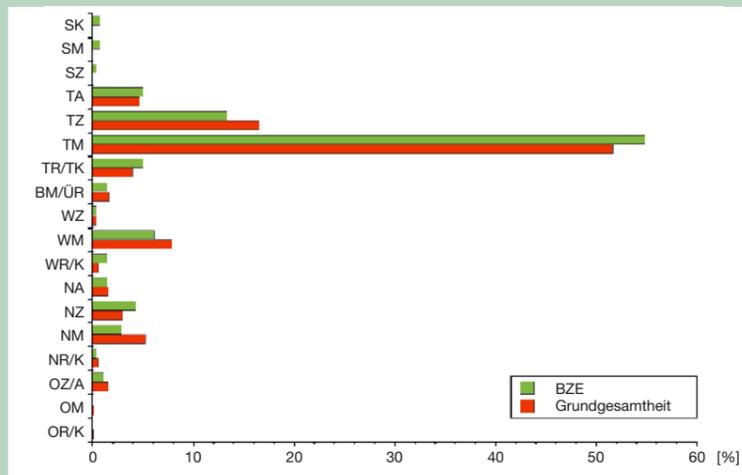
3.1 Repräsentanz

Ein wichtiges Kriterium für die Aussagekraft der Datenerhebung ist die weitgehend repräsentative Berücksichtigung der in den sächsischen Wäldern vorherrschenden Standortverhältnisse. Auf der Basis einer kartierten Grundgesamtheit von 412 000 ha Waldfläche zeigt eine Repräsentanzanalyse für die Parameter „Klimastufe“ und „Trophie“

eine gute bis sehr gute Übereinstimmung (vgl. *Abb. 6, 7; Tab. 1, 2*). Aufgrund einer Variabilitätsanalyse zu den bodenchemischen Parametern aus der Stichprobe des 8x8-km-Netzes von 1992/93 ergab sich unter der Vorgabe einer Aussagegenauigkeit von 90 % bei p = 0,1 die Notwendigkeit, die Stichprobe von 68 auf mindestens 269 Standorte zu erweitern.



Tt	Tiefeland mit trockenem Klima
Tm	Tiefeland mit mäßig trockenem Klima
Utt	Hügelland mit sehr trockenem Klima
Ut	Hügelland und Untere Berglagen mit trockenem Klima
Um	Hügelland und Untere Berglagen mit mäßig trockenem Klima
Uk	Hügelland und Untere Berglagen mit mäßig feuchtem, kühlem Klima
Uf	Hügelland und Untere Berglagen mit feuchtem Klima
Mf	Mittlere Berglagen mit feuchtem Klima
Hf	Höhere Berglagen mit feuchtem Klima
Kf	Kammlagen mit feuchtem Klima



O	Organische Nassstandorte
N	Mineralische Nassstandorte
B	Bachtälchenstandorte
Ü	Auenartige Standorte
W	Wechselfeuchte Standorte
T	Terrestrische Standorte
S	Schwer bewirtschaftbare und schutzwaldartige Standorte
R	reiche Nährstoffausstattung
K	kräftige Nährstoffausstattung
M	mittlere Nährstoffausstattung
Z	ziemlich arme Nährstoffausstattung
A	arme Nährstoffausstattung

Abb. 6: Eine entsprechende Erweiterung der Erhebung auf das 4x4-km-Netz der Waldschadenserhebung mit 280 Aufnahmepunkten wurde zwischen 1995 und 1997 durchgeführt.

Repräsentanzanalyse zur BZE: Parameter „Klimastufe“ (n = 278)

Abb. 7: Repräsentanzanalyse zur BZE: Parameter „Trophie“ (n = 278)

3.2 Waldboden

3.2.1 Substratgruppen

Tab. 1: Kurzerläuterungen zum Parameter „Klimastufe“

Tab. 2: Kurzerläuterungen zum Parameter „Trophie“

Für die Klassifizierung der Substratgruppen wurde der von der BZE-Arbeitsgruppe nach den geologischen Ausgangsmaterialien gruppierte Schlüssel herangezogen. Es werden darin 10 Gruppen unterschieden, die sich aufgrund ihrer Mineralzusammensetzung, insbesondere im Hinblick auf die langfristig verfügbaren Nährstoffe sowie die potenzielle Säureneutralisierungskapazität (SNK), unterscheiden (WOLF und RIEK 1997).

Danach zählen in Sachsen nur die Gruppe der **basischen Magmatite** (z. B. Basaltverwitterungslehme im Zittauer Gebiet), die der karbonathaltigen **Lockersedimente** (z. B. Auenlehme) und die der umgelagerten, kalkfreien Lockersedimente (z. B. entkalkte Löss des Hügellandes, Geschiebelehme) zu den besseren Standorten mit sehr hohen, hohen bzw. mittleren Säureneutralisationskapazitäten (SNK). Diese Gruppen umfassen etwa 19 % der Rasterpunkte (vgl. Abb. 8). Etwa die Hälfte der Profile (47 %) gehören der Gruppe der intermediären und **sauren**

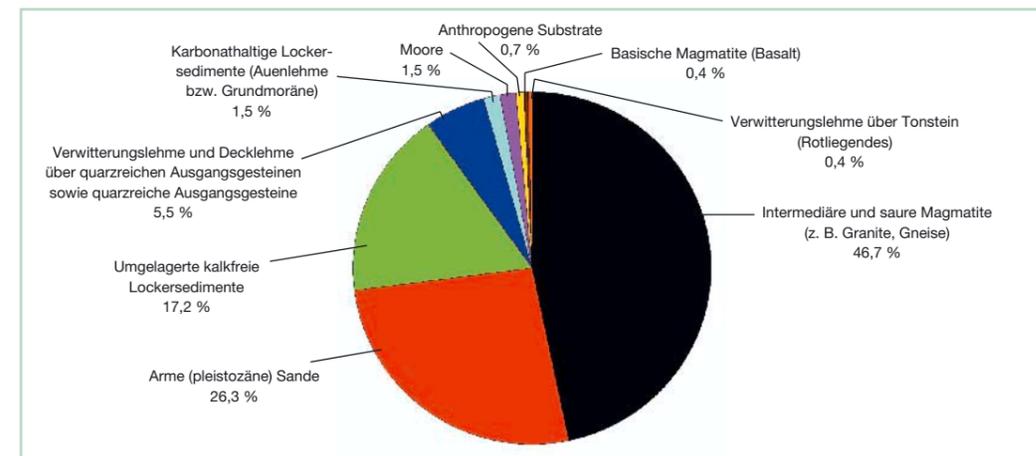


Abb. 8: Anteile der Substratgruppen der BZE (n = 278)

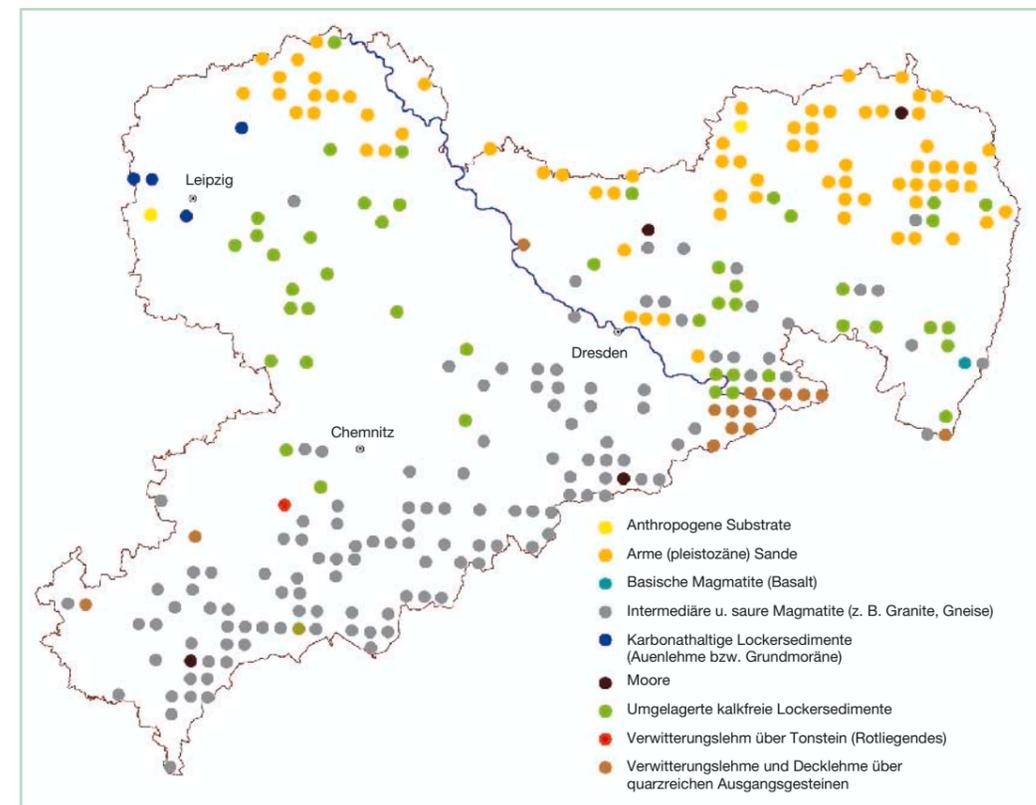


Abb. 9: Räumliche Verteilung der Substratgruppen der BZE

Magmatite oder **Metamorphite** an, zu denen in Sachsen vor allem die Gneise, Schiefer und Granite im Erzgebirgsbereich zählen. Sie liegen ebenfalls noch im Bereich mittlerer Säureneutralisierungskapazitäten. Mehr als ein Viertel der Standorte (26,3 %) ist der Gruppe der armen **pleistozänen Sande** zuzuordnen, deren SNK als nur sehr gering bewertet wird. Eine nur geringe SNK besitzen die Böden auf den quarzreichen, oftmals lössüberlagerten Standorten des **Quadersandsteins** (5,5 %) im Gebiet der Sächsischen Schweiz. Die räumliche Verteilung der einzelnen Substratgruppen zeigt die Abb. 9.

3.2.2 Bodentypen

Im Rahmen der Außenaufnahmen erfolgte eine bodentypologische Klassifikation nach Bodentypen und Mooren. Zusätzlich wurde bei Vorliegen von Podsoligkeit im Oberboden der Grad der Podsolierung in drei Stufen eingeschätzt. Bei Übergängen zwischen zwei Bodentypen wurden nach der Methodik der Forstlichen Standortaufnahme (ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG 1980, 1996) der Hauptbodentyp festgelegt.

Braunerden (inkl. Auenbraunerden) stellen mit Abstand den häufigsten Hauptbodentyp dar (58,8 %) und sind landesweit verbreitet (vgl. Abb. 10, 11). Das Hauptverbreitungsgebiet der oftmals mehr oder weniger stark podsolierten und damit ökologisch sehr heterogenen Braunerden liegt auf den Gneis-, Schiefer-, Granit- und pleistozänen Sandstandorten. Sie weisen ebenfalls hohe Anteile der Übergangsformen aus Podsol-Braunerden und Braunerde-Podsolen auf. Die zweithäufigste Bodentypengruppe bilden die **Pseudogleye** und **Gleye** (27,4 %), deren Schwerpunkt die Lösslehmstandorte

des Hügellandes und die pleistozänen Tieflandsstandorte sind. An immerhin etwa 12 % der BZE-Punkte haben sich **Podsole** entwickelt (vgl. Abb. 12). Ihr Verbreitungsgebiet sind neben einigen Standorten



Abb. 10:
Anteile der Hauptbodentypen der BZE
(n = 278)

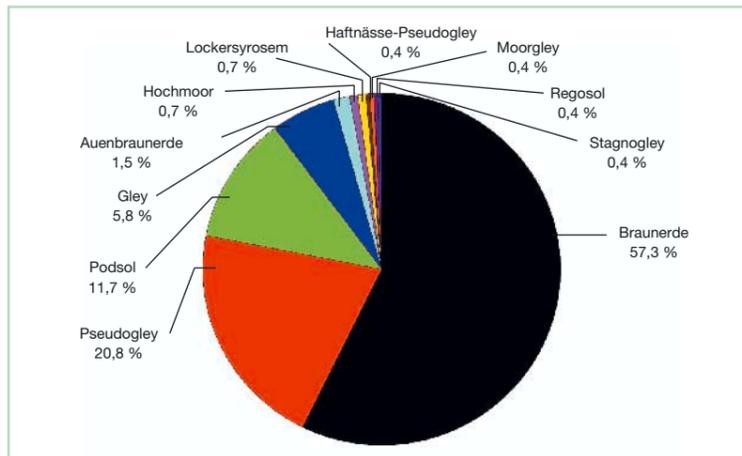


Abb. 11:
Räumliche Verteilung der Hauptbodentypen der BZE

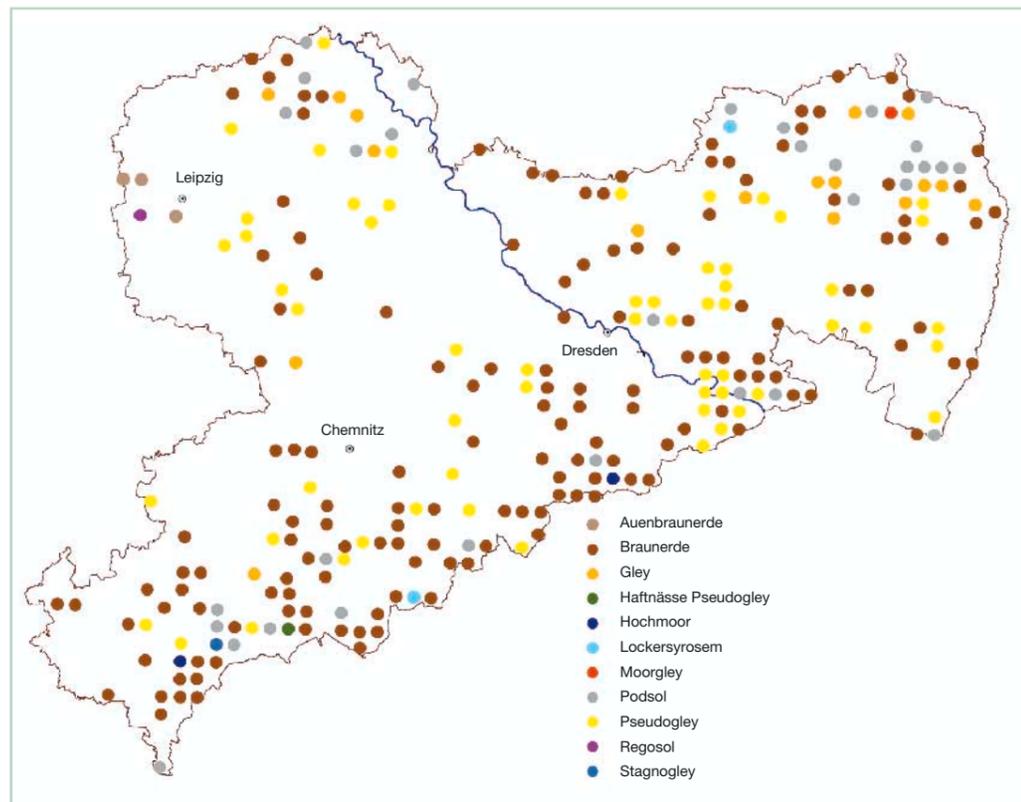


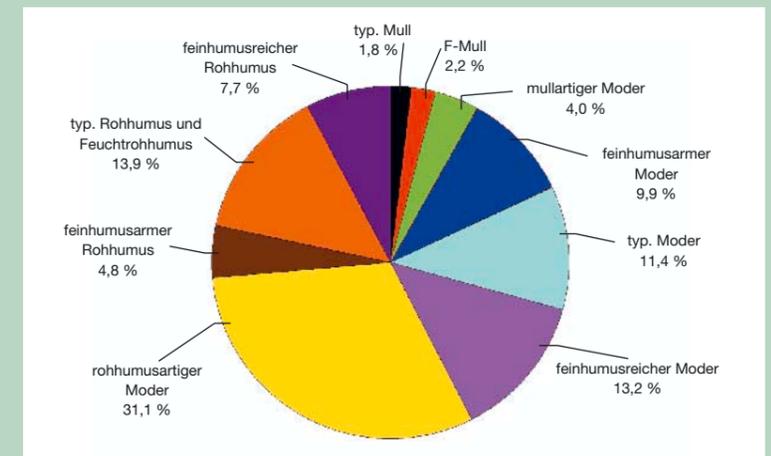
Abb. 12:
Bodenprofil am BZE-Punkt 292 (Forstamt Taura, Revier Schildau; Bodentyp: Podsol)

auf Granit, Gneis und Sandstein vor allem die sandigen Substrate des Pleistozän. Die außerdem genannten Bodentypen treten nur vereinzelt auf.

3.2.3 Organische Auflage

3.2.3.1 Humusformen

Von dem biologischen Bodenzustand eines ungestörten Waldbodens geben bereits Humusprofil und Humusform einen ersten Eindruck. So werden zur Einschätzung des ökologischen Humuszustandes anhand der Humusform die morphologischen Charakteristika der einzelnen Humushorizonte aus L-, F- und H-Lage aufgenommen. Über deren Ausprägung und Mächtigkeit entscheidet vor allem die Zusammensetzung der Streu – ungünstig sind die schwer zersetzlichen Nadeln von Fichte, Kiefer und Lärche –, das Bodensubstrat, das Standortsklima sowie die Abbauraten und die Einmischung des in Zersetzung befindlichen organischen Materials in den Mineralboden durch die Bodenlebewesen (Regenwürmer, Mikroorganismen). Damit ist die Humusform letztlich Ausdruck eines bestimmten Gleichgewichtszustandes zwischen dem Nährstoffstatus des Standortes und der biologischen Akti-



vität und ist Hinweis für die örtlichen Zersetzungsbedingungen sowie die Mineralisierung, die wiederum als wesentlicher Teilprozess des Stoffkreislaufs das Waldwachstum entscheidend beeinflusst. Unter dem Einfluss der Schadstoffeinträge in Waldökosysteme werden jedoch die stoffliche Zusammensetzung der Streu und damit deren Säure-/Basenzustand und letztlich auch die Humusform erheblich beeinflusst und überprägt.

Die als ökologisch ungünstig einzustufenden **Moder- und Rohhumusformen** (vgl. Abb. 13, 14)

Abb. 13:
Anteile der Humusformen der BZE
(n = 272)

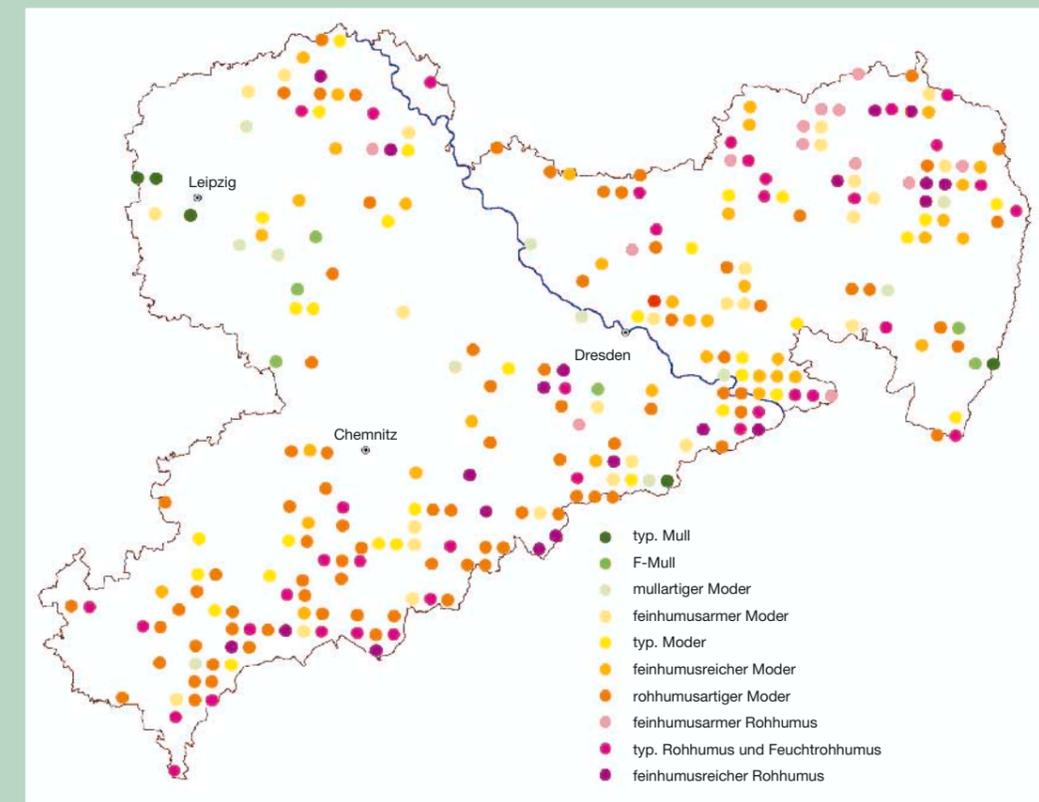


Abb. 14:
Räumliche Verteilung der Humusformen der BZE

sind mit einem Anteil von 92 % aller an den Profildrücken der BZE-Punkte vorgefundenen Humusformen deutlich dominierend.

Entsprechend weisen die biologisch aktiveren Humusformen, zu denen neben dem typischen Mull und F-Mull auch der mullartige Moder zählt, nur einen Anteil von 8 % auf. Sie erreichen damit im Vergleich mit der bundesweiten BZE-Auswertung (35,7 %) nur etwa ein Viertel des Bundesanteils (WOLFF und RIEK 1997) und auch die österreichische Waldbodenzustands-Inventur weist mit 24,7 % einen deutlich höheren Anteil auf (ENGLISCH et al. 1992). Diese Feststellung ist zu einem großen Teil auf den in Sachsen unverhältnismäßig hohen Anteil von Nadelwäldern bei gleichzeitig insgesamt unterdurchschnittlicher Standortsausstattung zurückzuführen. In den sächsischen Waldökosystemen ist folglich die **Akkumulation der organischen Substanz auf der Mineralbodenoberfläche** in Form teilweise mächtiger Humuspakete besonders stark ausgeprägt. Vor allem der Rohhumus und der rohhumusartige Moder sind Ausdruck für eine unzureichende Rate des mikrobiellen Abbaus der überwiegenden Nadelstreu und verweisen auf die langfristige **Entkopplung des Stoffkreislaufes** aus der

Mineralisierung der organischen Substanz einerseits und der Ionenaufnahme durch die Pflanzenwurzeln andererseits. Insbesondere die Nährstoffkationen (Kalzium, Kalium, Magnesium) und Stickstoff werden im Zuge der Bildung der organischen Auflage dem Elementkreislauf des Waldökosystems entzogen und überproportional in den Humusaufgaben gespeichert (vgl. S. 38 ff). Damit stehen sie dem Waldbestand jedoch nur in eingeschränktem Maße für eine erneute Aufnahme zur Verfügung. Dies hat insofern einen negativen bodenchemischen Effekt, als der durch Säureinträge induzierte Versauerungsdruck im Oberboden vielfach durch eine **bodeninterne Säureproduktion verstärkt** wird (Ungleichgewicht in der Produktion und Konsumtion von Protonen im Ökosystem). An 6 Standorten konnte die Humusform aufgrund von Störungen (Rabatten, Vieheintrieb, Kultur) nicht bestimmt werden.

3.2.3.2 C/N- und C/P-Verhältnisse

Den Humusformen werden in der Literatur bestimmte Rahmenwerte der C/N- und C/P-Verhältnisse zugeordnet, die Ausdruck für die jeweilige

mikrobielle Zersetzbarkeit der organischen Substanz bzw. die biologische Bodenaktivität und Humusqualität sind (v. ZEESCHWITZ 1980, 1985). Je enger das C/N-Verhältnis ist, desto günstiger ist die Bioverfügbarkeit des Stickstoffs und entsprechend höher ist die Mineralisierungsrate. Während C/N-Verhältnisse kleiner 20 als günstig für die Zersetzungsbedingungen angesehen werden, geht man bei Werten über 25 von einer gehemmten bzw. mehr oder weniger stark eingeschränkten Mikroorganismenaktivität aus (vgl. Tab. 7 im Anhang). Der Streuabbau ist entsprechend vermindert und es kommt zur Akkumulation von Auflagehumus. Ähnliche Auswirkungen bei allerdings anderen Rahmenwerten werden den C/P-Verhältnissen zugewiesen.

Die Gültigkeit dieser Rahmenwerte erscheint gegenwärtig stark eingeschränkt. So liegen bereits die Mittelwerte der C/N-Werte des rohhumusartigen Moders und des typischen Rohhumus erheblich unterhalb des jeweils angegebenen Bereiches und ihre Unterschiede sind nur unbedeutend. Es lässt sich für die C/N-Verhältnisse folglich keine eindeutige Differenzierung zwischen den Humusformen erkennen und die Werte liegen im mittleren bis

mäßig weiten Bereich (C/N: 16–20 bzw. 20–25). Demnach kann davon ausgegangen werden, dass gegenüber vormals festgestellten Werten generell eine starke Verengung der C/N-Verhältnisse stattgefunden hat. Diese Tatsache besagt letztlich, dass aus der Morphologie der Humushorizonte bzw. der Auflagehumusformen kein Rückschluss auf ihre C/N-Verhältnisse mehr möglich ist. Auch ein substratbezogener Zusammenhang ist nicht erkennbar (vgl. Abb. 15, 16). Es scheint eher ein regionaler Bezug gegeben, indem besonders im nordöstlichen Pleistozän und im Vogtland gehäuft weite C/N-Quotienten > 25 auftreten. Die Ergebnisse sind mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die Überlagerung der natürlichen bodenökologischen Prozesse durch die Stoffeinträge aus Luftverunreinigungen sowohl von Säure als auch von Stickstoff zurückzuführen (BUBERL et al. 1994, WOLFF und RIEK 1997). Analoge Zusammenhänge gelten auch für das C/P-Verhältnis, das sich ebenfalls für eine differenzierte Trennung der unterschiedlichen Humusformen als ungeeignet erweist.

Abb. 15: Räumliche Verteilung der C/N-Verhältnisse im O_{1+f} -Horizont der organischen Auflagen der BZE

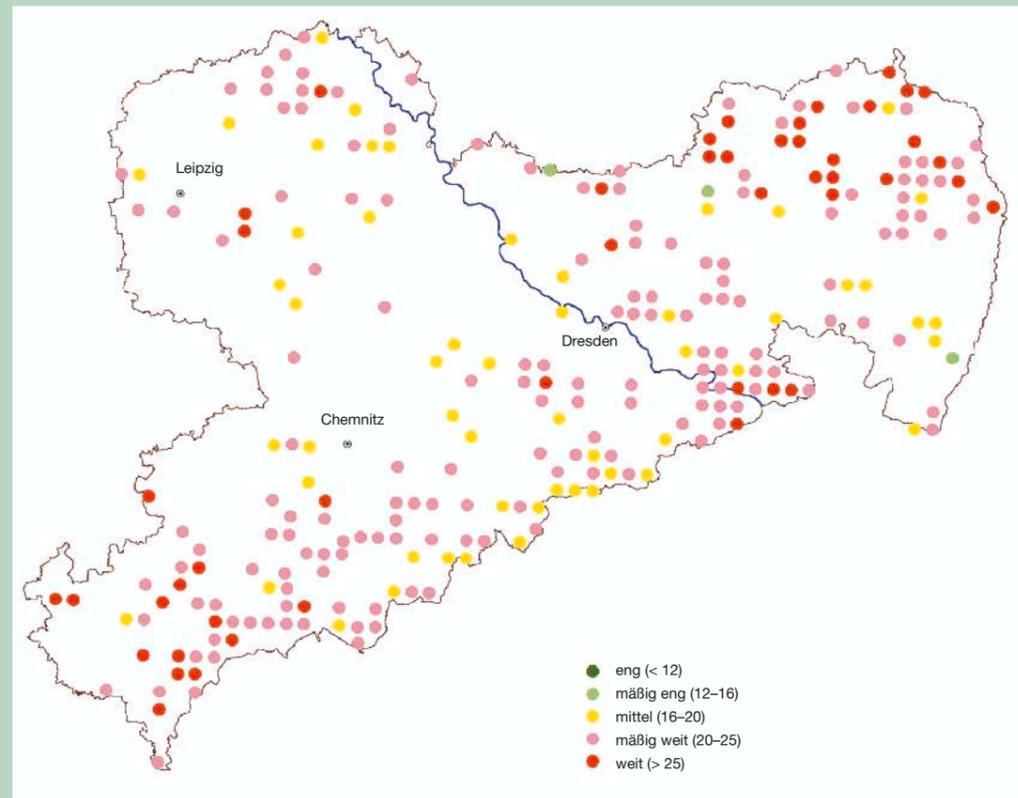
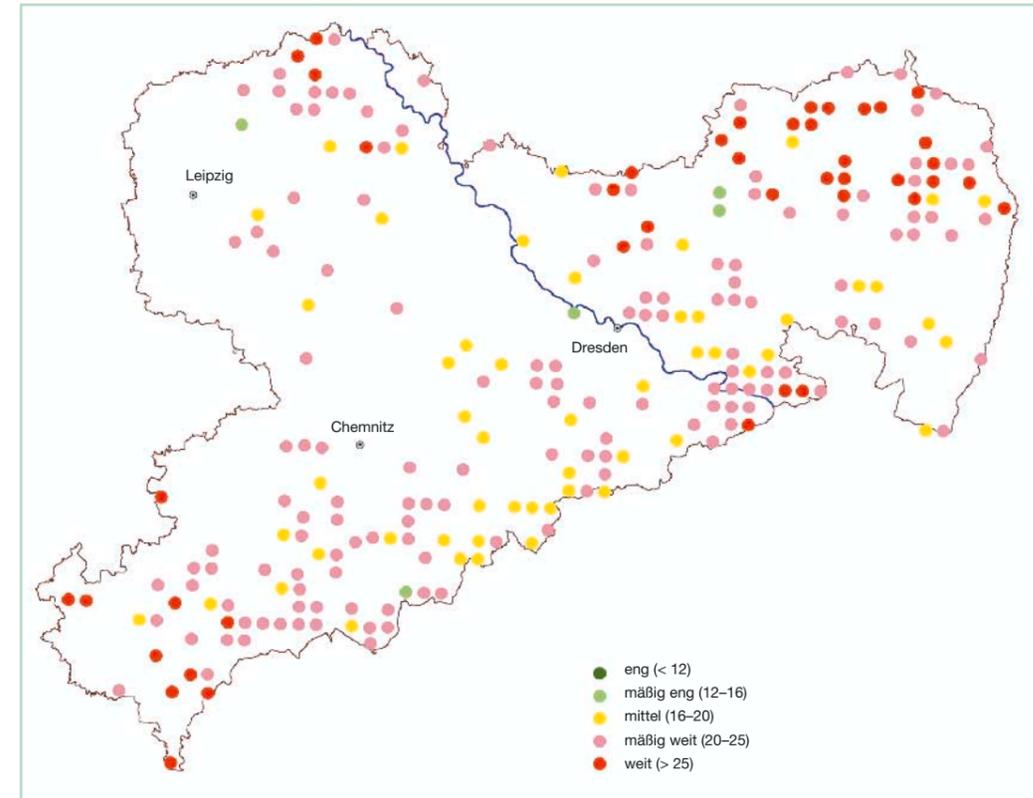


Abb. 16: Räumliche Verteilung der C/N-Verhältnisse im O_h -Horizont der organischen Auflagen der BZE



3.2.3.3 Schwermetallgehalte (Blei, Kupfer, Cadmium, Zink)

Waldökosysteme besitzen aufgrund ihrer hohen Oberflächenrauigkeit eine bedeutende Filterfunktion für schwermetallhaltige Stäube. Folglich werden die in unterschiedlichem Umfang geogen bedingten Schwermetallgehalte der Böden durch die atmosphärischen Schwermetalleinträge erheblich gesteigert. Früher oder später gelangen die an die Umwelt abgegebenen Schwermetalle in Kontakt und in Reaktion mit Böden, wo sie entweder festgelegt oder in den Biokreislauf aufgenommen werden können. Da einige Schwermetalle (Chrom, Blei, Kupfer) dazu neigen, metallorganische Komplexe zu bilden, spiegelt sich die Schwermetallbelastung durch atmogene Stoffeinträge vor allem in den organischen Auflagen und den humusreichen Oberbodenhorizonten wider.

Ein Gefährdungspotenzial durch **akkumulierte Schwermetalle** in den Waldböden besteht hauptsächlich für die Bodenorganismen und die Pflanzenwurzeln. Besonders für die Zersetzerorganismen können über die einfache Säurebelastung hinaus zusätzliche toxische Wirkungen auftreten (ANDREAE und MAYER 1989, WELP und BRÜMMER

1989, WILKE 1988), wodurch sich die oben beschriebenen Streuabbauprozesse nochmals verzögern und Nährstoffmangelsituationen möglich werden. Auch Feinwurzelschäden sind bei hohen Schwermetallgehalten in der Bodenlösung nicht auszuschließen (GODBOLD 1991 und 1994, EBBEN und AVENHAUS 1989, KAHLE et al. 1989). In Abhängigkeit von der standörtlichen Gesamtsituation wächst mit zunehmender Belastung der Oberböden die Gefahr eines Übertritts von Schwermetallen in das Oberflächen- bzw. Grundwasser.

Blei und **Cadmium** zählen zu den potenziell toxischen Schwermetallen, die genau wie Zink einer weiträumigen Abgasbelastung aus dem Kraftfahrzeugverkehr entstammen oder infolge einer vielseitigen industriellen Verwendung oder durch Müllverbrennungsanlagen in die Atmosphäre gelangen und sehr verbreitet sind. Bleibelastungen sind zudem auf die regional enormen Einträge aus der über Jahrhunderte betriebenen Verhüttung von Bleierzen zurückzuführen. **Kupfer** – das in hohem Maße der Buntmetallurgie entstammt – und **Zink** gehören u. a. zu den Mikronährstoffen, die bei einer Unterversorgung wachstumshemmend wirken können, bei einem Überangebot jedoch toxisch sind.

Da differenzierte Angaben zu geogenen Grundgehalten von Humusaufgaben nicht vorliegen, dienen im Folgenden die von PRÜESS (1994) angegebenen Hintergrundgehalte („Vorsorgewerte“) für organische Auflagen und die von TYLER (1992) definierten „Orientierungswerte“ für kritische Schwermetallkonzentrationen in der organischen Substanz zur groben Einstufung der atmogenen Schwermetallbelastung der BZE-Punkte. Die „Vorsorgewerte“ nach PRÜESS der hier betrachteten Schwermetalle Blei (Pb) und Kupfer (Cu) liegen bei 130 bzw. 20 mg/kg Trockensubstanz (TS). Wenn man die TYLER'SCHEN Werte in der Form klassifiziert, dass eine schädigende Wirkung auf mindestens eine der untersuchten Ökosystemkomponenten nachweisbar ist, so ergibt sich ein ähnlicher bzw. gleicher Schwellenwert von 150 (Pb) und 20 (Cu) mg/kg Trockensubstanz.

Anhand der kartenmäßigen Darstellung der nach Perzentilklassen gegliederten Blei-Gehalte im O_{1+f} - und O_h -Horizont der organischen Auflagen (vgl. Abb. 17, 18) lassen sich deutliche Belastungszentren in Sachsen lokalisieren. Sehr **hohe Bleigehalte** treten insbesondere **im Osterzgebirge zwischen Freiberger Raum bis hinüber nach Altenberg** im

Südosten sowie nach Olbernhau und Marienberg/Zschopau im Südwesten auf. Weitere Schwerpunkte sind das Gebiet um Schneeberg und der Fichtelberg. Auch im Bereich des Elbsandsteingebirges können hohe Bleigehalte angetroffen werden. Insgesamt treten häufig Gehalte weit über den genannten Schwellenwerten auf. Dies verdeutlicht die auch vom Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie (LFUG 1999) festgestellte Tatsache, dass die organischen Auflagen in den Wäldern des Erzgebirges zu den am stärksten Pb-belasteten Deutschlands zählen. Zwar ist Blei im Allgemeinen sehr immobil, doch sind speziell in den forstlichen Oberböden hohe mobile Pb-Gehalte zu verzeichnen und bei pH 3 kann der Anteil des pflanzenverfügbaren Pb bis zu 10 % des Gesamtgehaltes erreichen. Im Zuge eines flachgründigen, überwiegend horizontalen Abflusses aus stark podsolierten Oberbodenhorizonten besteht in den betreffenden Gebieten somit die Gefahr der Verlagerung von Blei in die Oberflächengewässer.

Eine ähnliche regionale Zuordnung wie bei Blei ergibt sich für die **Kupfergehalte** (vgl. Abb. 19, 20), die vor allem durch Cu-Einträge in Verbindung mit der in der Vergangenheit betriebenen Buntme-

Abb. 17: Bleigehalte (mg/kg TS) im O_{1+f} -Horizont der organischen Auflagen der BZE (Untergliederung nach Perzentilstufen 10, 25, 50, 75 und 90 %)

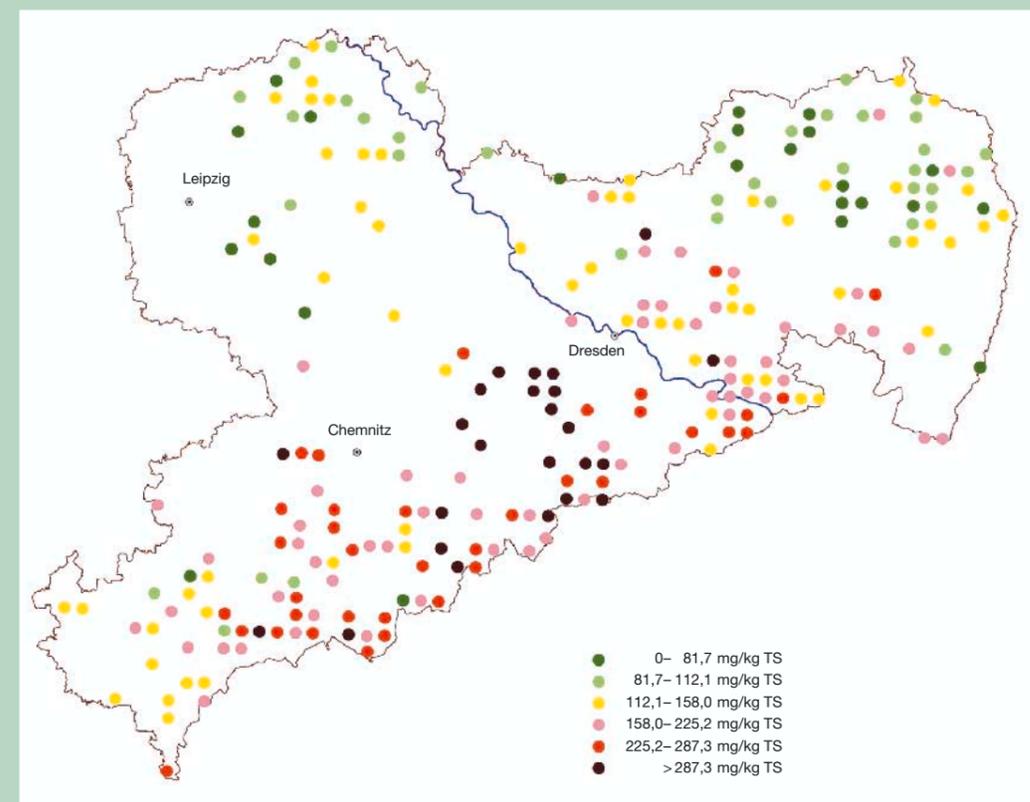
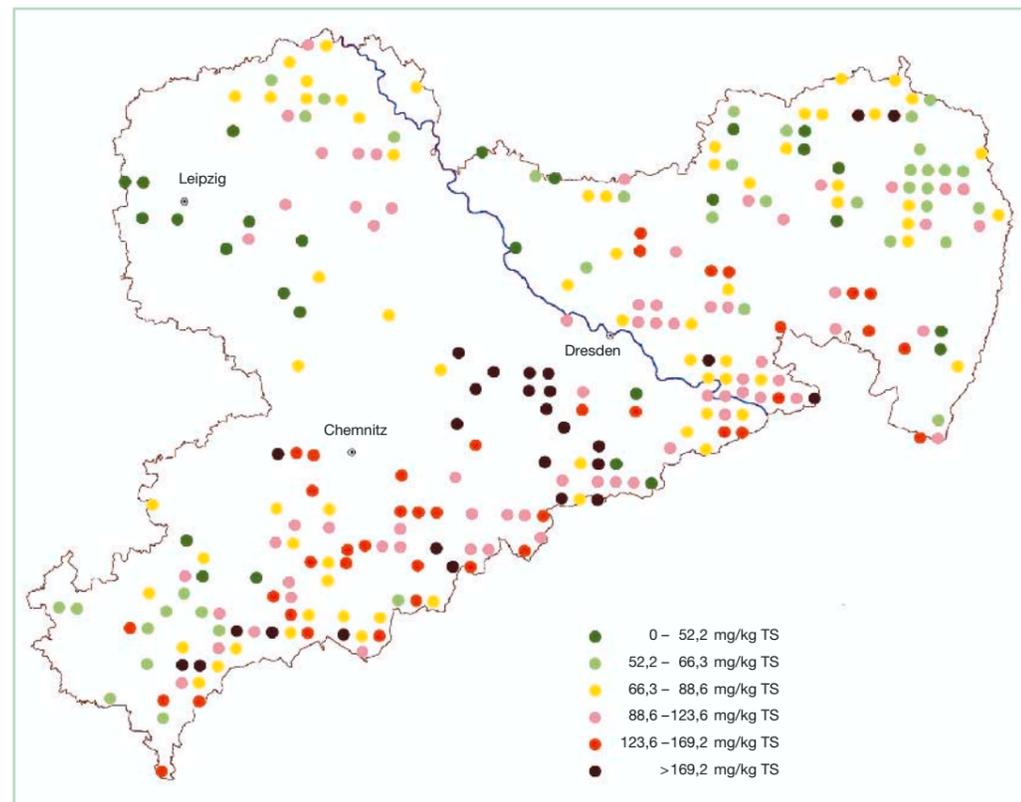


Abb. 18: Bleigehalte (mg/kg TS) in der O_h -Lage der organischen Auflagen der BZE (Untergliederung nach Perzentilstufen 10, 25, 50, 75 und 90 %)

Abb. 19:
Kupfergehalte (mg/kg TS) im O_{1+f}-Horizont der organischen Auflagen der BZE (Untergliederung nach Perzentilstufen 10, 25, 50, 75 und 90 %)

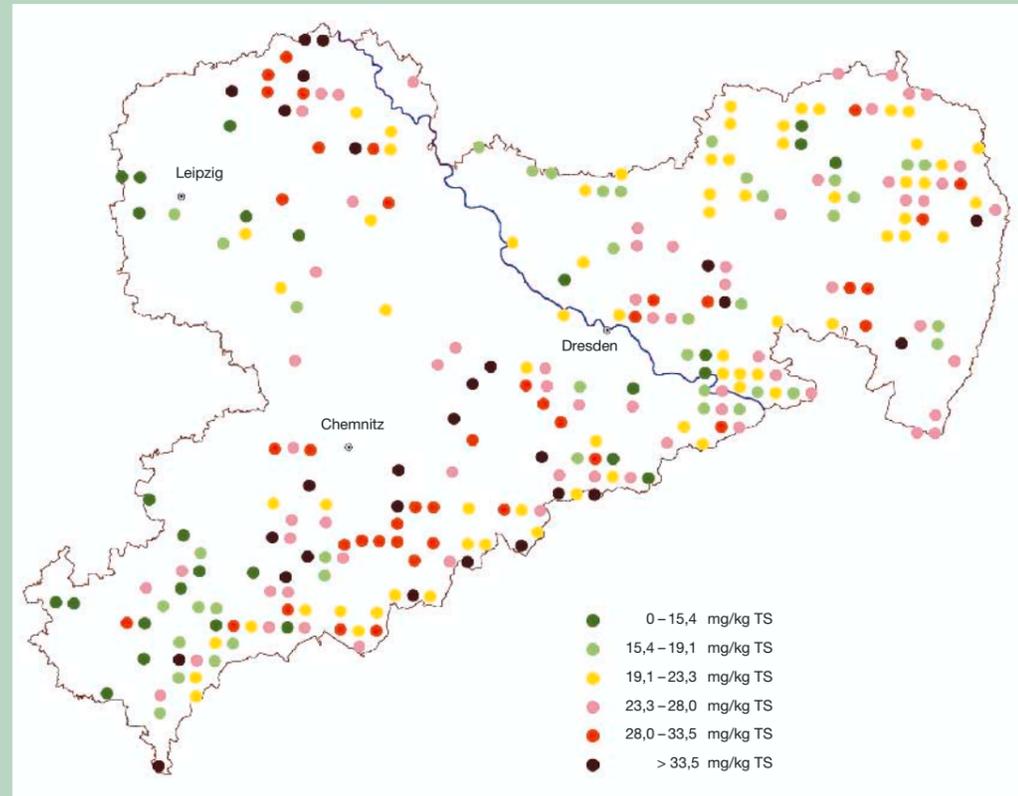
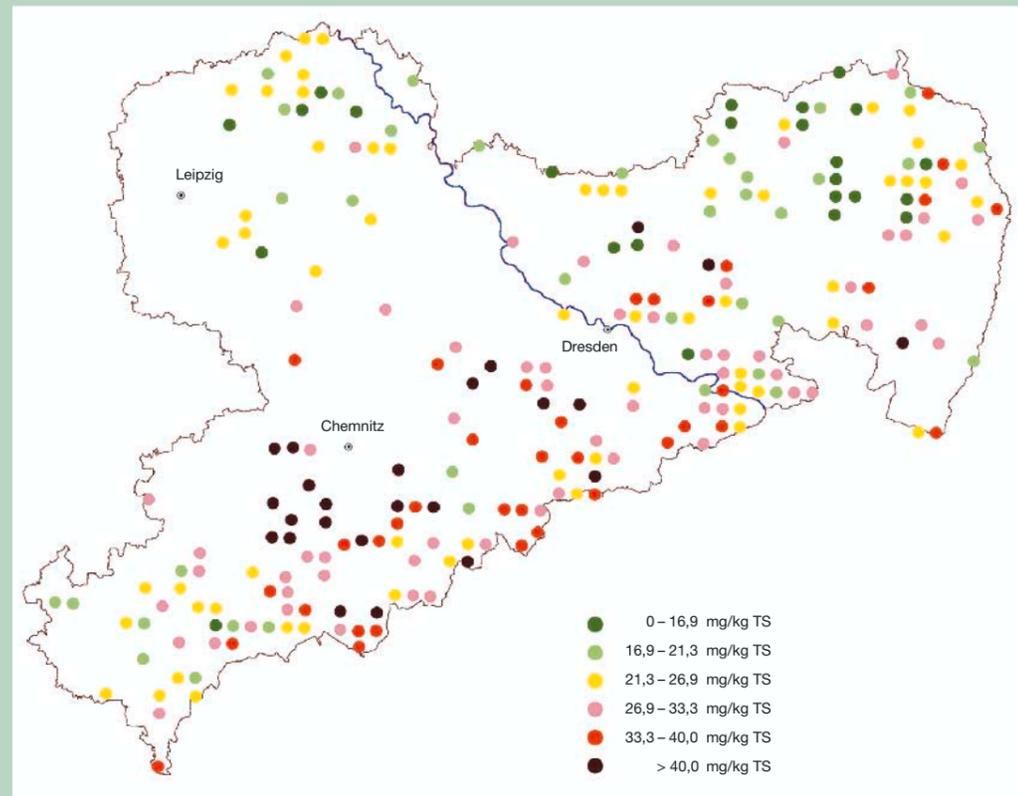


Abb. 20:
Kupfergehalte (mg/kg TS) in der O_h-Lage der organischen Auflagen der BZE (Untergliederung nach Perzentilstufen 10, 25, 50, 75 und 90 %)



tallurgie geprägt wurden. Die kritische Konzentration von 20 mg Cu pro kg Trockensubstanz (TYLER 1992) wird besonders in der **Region um Oelsnitz, Stollberg und Aue** südwestlich von Chemnitz oftmals deutlich überschritten. Die vielfach im nordöstlichen Landesteil zwischen Eilenburg und Torgau auffällig höheren Cu-Gehalte der O_{1+f}-Lagen verweisen auf möglicherweise zunehmende Cu-Einträge in der jüngeren Vergangenheit. Es besteht somit auch hier das Risiko, dass ein Überangebot eines ansonsten für die Ernährung aller Lebewesen essenziellen Elementes durchaus zu toxischen Wirkungen u. a. auf biochemische Aktivitäten und die Mikroflora führen kann.

Cadmium, das unter den 4 analysierten Schwermetallen von seinem Gefährdungspotenzial her an erster Stelle steht, und Zink sind in sauren Waldböden besonders mobil. Die Löslichkeit der Schwermetalle und ihre Verlagerung in tiefere Bodenschichten hängt außer vom Vorrat an mobilisierbaren Fraktionen und der Bodenart entscheidend von der Bodenazidität ab; niedrige pH-Werte erhöhen ihre Mobilität. Bei tieferreichend versauerten Böden erwächst daraus die Gefahr, dass einmal gelöste Schwermetalle im Mineralboden nicht mehr an Tonminerale oder Sesquioxide angelagert werden können, sondern in das Grundwasser eintreten. Der Boden verliert dann seine Speicherfähigkeit und wird selbst zur Schadstoffquelle. Dies unterstreicht die Forderung, eine weitere Zunahme der Versauerung der Waldböden unbedingt zu vermeiden bzw. abzuwenden. Bereits bei pH-Werten < 6 steigt die Löslichkeit von Cd und Zn stark an und es kommt zur Verlagerung in den Unterboden. In den sauren Humusaufgaben der in Sachsen durchweg karbonatfreien Oberböden wurden im Vergleich mit der Bundeserhebung (WOLFF und RIEK 1997) bei **Zink** mit Gehalten überwiegend zwischen 60 und 90 mg/kg TS nur durchschnittliche, bei **Cadmium** mit 0,3 bis 0,6 mg/kg TS eher unterdurchschnittliche Werte festgestellt. Jedoch ist wegen der überwiegend tiefgründig sauren Standorte davon auszugehen, dass diese Werte bei weitem nicht die regional tatsächlich gegebene Belastungssituation widerspiegeln und im Gegenteil vielfach von einem bedeutenden Austrag in tiefere Mineralbodenhorizonte (und möglicherweise ins Grundwasser) auszugehen ist. Entsprechend der vorgefundenen Gehalte sind auch die in den Humusaufgaben der

genannten Regionen gespeicherten Schwermetallvorräte von Blei und Kupfer teilweise sehr hoch. Sie sind vornehmlich als Resultat der lang zurückreichenden und allgemein hohen Industriedichte in Sachsen zu werten, insbesondere auch in Verbindung mit der jahrhundertelangen Bergbau- und Hüttentätigkeit im Erzgebirge bzw. in seinem Vorland. Durch unkontrollierten Abbau der organischen Auflagen – beispielsweise nach Kahlschlag oder durch übermäßige Kompensationskalkungen in stark aufgelichteten Beständen – kann es durch verstärkte Nitrifizierung und Mineralisierung ebenfalls zur Schwermetallmobilisierung und -verlagerung in den Mineralboden kommen.

3.2.4 Mineralboden

3.2.4.1 Bodenazidität

Der Säurezustand der Waldböden ist entscheidend für die Lebensbedingungen der Bodenorganismen, die Verfügbarkeit von Nährstoffen und die Nitrifizierung. Er bestimmt ferner die Gefahr des Auftretens von toxisch wirkenden Aluminium- und Schwermetallkationen in der Bodenlösung.

Auch unter natürlichen Bedingungen wird z. B. durch mikrobielle Vorgänge oder bei der Wurzelatmung Säure gebildet. Die Entnahme von Nährstoffkationen (Ca, Mg, K) aus dem Boden und deren Festlegung in der Biomasse stellt ebenfalls einen Versauerungsprozess dar. Auf diese Säurebelastung reagieren Böden mit chemischen Reaktionen, bei denen die H⁺-Ionen reversibel bzw. irreversibel gepuffert oder weitergeleitet werden. Im Rahmen einer nachhaltigen und standortgemäßen Waldwirtschaft mit stabilen oder quasi-stationären Ökosystemen, in denen bodeninterne Säureproduktion und Säurepufferung aneinander angepasst sind und zudem die Stoffkreisläufe vor dem Hintergrund konstanter Umweltbedingungen geschlossen sind, werden Tendenzen zur natürlichen Bodenversauerung gering bleiben (ULRICH 1987). Dieser **Prozess einer moderaten natürlichen Versauerung der Waldböden wird jedoch seit Jahrzehnten durch den Eintrag von Säuren aus der Atmosphäre** – insbesondere bei Nadelwäldern mit ganzjähriger Benadelung – **unnatürlich beschleunigt** und verstärkt und übersteigt häufig bei weitem die Säure-

bildung aus ökosysteminternen Vorgängen. Damit wurden Fremdstoffeinträge zu einem primären Belastungsfaktor insbesondere auch der Waldböden (ULRICH 1980, BREDEMEIER und ULRICH 1989), die im Waldökosystem als einziges langfristiges Puffermedium gegenüber den aus der Fremdstoffbelastung resultierenden anthropogenen Säureinträgen und der bodeninternen Säureproduktion wirken. Es hängt letztlich von den Filter-, Puffer- und Transformatoreigenschaften der unterschiedlichen Standorte ab, ob und wann die im Laufe der Zeit im Ökosystem akkumulierten Fremdstoffe zu Störungen ökosystemarer Prozesse auch in benachbarten Systemen (z. B. des Grundwassers) führen.

Bereits zu Beginn der 70er-Jahre hatte ULRICH (1971) auf den Effekt der Bodenversauerung durch die Deposition von Säurebildnern hingewiesen. Auf deren Schlüsselrolle für das komplexe Phänomen der Waldschäden wurde z. B. vom FORSCHUNGSBEIRAT WALDSCHÄDEN/LUFTVERUNREINIGUNGEN (1989) verwiesen und gleichzeitig die indirekten Wirkungen über den Bodenpfad in Abhängigkeit von den standörtlichen Bedingungen hervorgehoben. Mittlerweile besteht in Deutschland und anderen europäischen Ländern eine beinahe flächendeckende, weitgehend substratunabhängige Nährstoffverarmung, Versauerung und oftmals Degradation der Waldböden, von der nur die Böden auf oberflächlich anstehenden Karbonaten (Kalkstein, Mergel) nicht merklich betroffen sind (JURITSCH und WIENER 1993, HUBER und ENGLISCH 1997, WOLFF und RIEK 1997). Jedoch ist anzumerken, dass saurer Boden nicht automatisch „schlechter Boden“ bedeuten muss (ENGLISCH et al. 1992). Beispielsweise haben sich subalpine Fichtenwälder im Laufe ihrer Entwicklung an saure Bedingungen angepasst und zeigen oft beste Wuchsleistung. Die chemische Filterwirkung dieser Böden ist aber gering, sodass Kationen und Schadstoffe ungehindert in den Unterboden und das Grundwasser ausgewaschen werden können.

Zwar sind in den letzten Jahren auch in Sachsen, besonders in den vormals hochbelasteten südlichen Landesteilen, die durch den Ferntransport bedingten Schwefel- und Säureinträge in die Waldökosysteme und damit auch die Säurebelastungen der Böden erheblich zurückgegangen. Dennoch wird die ökologisch langfristig vertretbare Säurebelas-

tung der Waldstandorte (Critical Load) auch weiterhin mehr oder weniger deutlich überschritten und der Prozess einer Nährstoffverarmung und Versauerung der Waldböden hält großflächig an (RABEN et al. 1996 und 1998, RABEN und ANDREAE 1999, SML 1998 u. SMUL 1999). **Waldböden können folglich nicht mehr als ein konstanter Standortsfaktor angesehen werden.** Auch die wenigen von der Vegetation her scheinbar noch natürlichen Wälder sind anthropogenen Belastungen ausgesetzt und dadurch mehr oder weniger stark beeinflusst. Ihre Fähigkeit zur Selbstregulation, nämlich Störungen, wie z. B. Witterungsextreme oder ökosysteminterne Versauerungsschübe ohne funktionelle Beeinträchtigungen auszugleichen, sind ebenfalls eingeschränkt. Diese Feststellungen können in der praktischen Forstplanung zu diversen Unzulänglichkeiten führen, da z. B. die forstliche Standortskartierung den individuellen Standorten natürliche und damit zeitlich weitgehend einheitliche Waldgesellschaften zuordnet, die sich normalerweise als strukturelle und ökologische Einheiten über Verjüngungszyklen fortlaufend erhalten sollten.

3.2.4.2 pH-Werte und Pufferbereiche

Ein unmittelbares Maß für den Säurezustand ist der pH-Wert, der die im Boden vorhandene Säurestärke beschreibt. Er ist leicht zu messen und seine Änderung im Zeitverlauf wird häufig als Kriterium der Bodenversauerung verwendet, ist dafür jedoch nicht ausreichend. Aufgrund seiner logarithmischen Skala ist die Abnahme um eine pH-Wertstufe mit einer Konzentrationserhöhung von Säureprotonen (H^+) in der Bodenlösung um das Zehnfache verbunden. Absinkende Werte weisen darauf hin, dass die Säurebelastung die Pufferrate der Böden übersteigt.

Die in der Lösungsphase des Mineralbodens gemessenen pH-Werte lassen sich jeweils bestimmten Pufferbereichen mit spezifischen ökologischen Funktionen zuordnen (ULRICH 1981, MEIWES et al. 1994, PRENZEL 1985, SCHEFFER und SCHACHTSCHA-BEL 1989), deren Reaktionen das bodenchemische Milieu prägen und die im Folgenden zusammengestellt sind:

Calciumcarbonatpufferbereich ($pH > 6,3$)

Kalk ($CaCO_3$) als Puffersubstanz; die H^+ -Ionen reagieren mit dem Carbonat unter Bildung von Hydrogencarbonat, sodass freie Ca^{2+} -Ionen mit dem Sickerwasser verlagert werden; sehr hohe Pufferrate: $> 2 \text{ kmol } H^+/ha^*Jahr$; optimale Bedingungen für die Mikroorganismen; rasche Umsetzung der Streu; Humusform: Mull

Silikatpufferbereich ($6,3 \geq pH > 5,0$)

Säurepufferung an primären Silikaten (Wirkung grundsätzlich in allen Pufferbereichen); Entstehung sekundärer Minerale (Tonmineralneubildung); Freisetzung von Alkali- und Erdalkali-Ionen aus den Silikatgittern; Pufferrate: $1-2 \text{ kmol } H^+/ha^*Jahr$; optimale Nährstoffverfügbarkeit; Humusform: Mull bis mullartiger Moder

Austauscherpufferbereich ($5,0 \geq pH > 4,2$)

Säurepufferung durch Verwitterung der Restgitter primärer Silikate sowie Freisetzung von Al-Ionen aus den Tonmineralen; Entstehung polymerer Al-Hydroxo-Kationen und Einlagerung in die Tonmineralzwischen-schichten; Verminderung der effektiven Kationenaustauschkapazität (AKE bzw. KAK) sowie Verdrängung und Auswaschung von Alkali- und Erdalkaliionen (Basenauslaugung); geringe Pufferrate: ca. $0,2 \text{ kmol } H^+/ha^*Jahr$; Rückgang der biotischen Aktivität; Bildung von Auflagehumus (Moder)

Al-Pufferbereich ($4,2 \geq pH > 3,8$)

Säurepufferung durch Auflösung der sekundären Tonminerale und Al-Hydroxo-Komplexe; Freisetzung von Al^{3+} -Ionen; zunehmend toxische Kationensäurekonzentrationen in der Bodenlösung; Pufferrate ist abhängig von der Menge der in den Zwischenschichten der Tonminerale eingelagerten Al-Hydroxo-Kationen

Al-Fe-Pufferbereich ($3,8 \geq pH > 3,2$)

Säurepufferung durch Auflösung von Eisenhydroxiden; Mobilisierung von Eisen und Huminstoffen; zunehmend H^+ und Fe^{3+} in der Bodenlösung; Pufferrate $> 2 \text{ kmol } H^+/ha^*Jahr$; Säurestress und Wachstumsstörungen

Fe-Pufferbereich ($pH < 3,2$)

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

Die Pufferraten schwanken demnach zwischen etwa 0,2 (Austauscher-Pufferbereich) und mehr als $2 \text{ kmol } H^+/ha^*Jahr$ (Carbonat-Pufferbereich) und somit variiert der Widerstand, den der Boden einer Säurebelastung entgegenzusetzen kann mit dem chemischen Bodenzustand in einem weiten Rahmen. Übersteigt die Gesamtsäurebelastung aus externen Quellen (Säureinträge mit den Niederschlägen) und ökosysteminternen Prozessen (z. B. Versauerungsschübe infolge verstärkter Nitrifizierung) die Pufferrate eines Pufferbereiches, gelangt der Boden in den folgenden Pufferbereich mit den entsprechenden ökochemischen Konsequenzen. Bodenhorizonte, die sich im Austauscher- oder Silikatpufferbereich befinden, reagieren bei vergleichbarer Belastungssituation weitaus empfindlicher als Bodenhorizonte im Carbonat- oder Aluminium-Pufferbereich, sodass der Anteil der Böden im Bereich von etwa pH 4,6 bis 5,6 relativ gering ist (SCHWERTMANN und FISCHER 1982, WIGGERING 1984, VEERHOFF et al. 1996, WOLFF und RIEK 1997).

Besonders kritisch entwickelt sich die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung unterhalb einem pH-Wert von 4,2, wenn zusätzlich zu den Protonen (H^+) zunehmend auch die das Pflanzenwachstum und die Bodenlebewesen (z. B. Mikroorganismen) schädigende Aluminium- und Eisen-Ionen von der Bodenmatrix in die Bodenlösung gelangen und aufgespeicherte Schwermetallvorräte wie z. B. Cadmium und Zink verstärkt mobilisiert werden können.

Im Rahmen der BZE-Untersuchungen wurden die pH-Werte des Bodens in wässriger ($pH[H_2O]$) und Salzsuspension ($pH[KCl]$) bestimmt. Die in reiner Boden-Wasser-Suspension ermittelten Werte geben den aktuellen Zustand (aktuelle Azidität) der Säurebelastung an, die sowohl aus biologischen Prozessen, wie z. B. der Nitrifizierung, von organischer Substanz als auch aus den Säureinträgen mit den Niederschlägen herrühren kann. Dies bedeutet, dass die pH- (H_2O -)Werte i. d. R. stärkeren saisonalen Schwankungen unterliegen. Demgegenüber liefern die in der Salzsuspension gemessenen pH-Werte einen von den aktuellen Einflüssen weitgehend unabhängigen Eindruck einer potenziellen Azidität. Bei der Zugabe von Kaliumchlorid (KCl) findet ein Austausch von Ionen statt, der wiederum Protonen in die Lösung transferiert. Dieser Vorgang ist insbesondere dort festzustel-

len, wo Kationsäuren (Al, Fe, Mn, H) am Austauschkomplex des Bodens angelagert sind. Darüber hinaus können aber auch austauschbar gebundene Protonen in Lösung gehen. Die pH-(KCl-)Werte lassen sich demnach als Maß der bei ungünstigen Rahmenbedingungen derzeit maximal möglichen Säurestärke interpretieren. Nach BACKES (1993) und WOLFF und RIEK (1997) sind die in Salzlösung bestimmten pH-Werte normalerweise um 0,6 bis 0,8 pH-Wert-Einheiten geringer als die in Wasser gemessenen, was in hohem Maße als Resultat der erhöhten Protonenkonzentrationen durch Hydrolyse infolge verstärkter Freisetzung von Al-Ionen gedeutet werden kann.

Die kartenmäßigen Darstellungen der pH-(H₂O-)Werte für den O_h-Horizont der organischen Auflage und die Tiefenstufen 0–5, 10–30 und 30–60 cm des Mineralbodens (vgl. Abb. 21 bis 24) verdeutlichen – zusammen mit der Boxplot-Graphik (vgl. Abb. 25) – die überwiegend hohe Säurebelastung und geringe **Elastizität der sächsischen Waldböden gegenüber Säuretoxizität**. (In der Boxplot-Graphik wird als Mittelwert der Median – als Balken dargestellt – verwendet, der sich allgemein gegenüber Extremen robuster verhält als das arithmetische Mittel. Aus der Länge der Kästchen ober- und unterhalb des Medians

kann auf die Ausdehnung oder die Variabilität der erhobenen Werte geschlossen werden. Je nachdem, ob der Median dem unteren oder dem oberen Rand des Kästchens näher liegt – dies entspricht dem 25- und 75-Perzentil – ist eine rechts- bzw. linksschiefe Verteilung der Werte vorhanden. Die Box selber enthält 50 % der Werte und repräsentiert damit den Schwerpunkt der Ergebnisse, während die Verteilungsenden durch die Linien dargestellt sind und von Ausreißern und Extremwerten überschritten werden.) Für die organische Auflage existiert keine dem Mineralboden vergleichbare ökologische Bedeutung und Klassifizierung von Pufferbereichen und die entsprechende Gruppierung der pH-Werte dient der besseren Übersicht und Vergleichbarkeit. Es zeigt sich bis in tiefe Bodenschichten eine **bevorzugte Einordnung der bodenchemischen Reaktionen in den Aluminium-(Al-)Pufferbereich zwischen pH 3,8 und 4,2**, wobei allgemein mit zunehmender Bodentiefe ein pH-Anstieg zu verzeichnen ist. Im obersten Mineralboden (0–5 cm) ist sogar flächenweise der Eisen-(Fe-)Pufferbereich anzutreffen. Ähnlich hoch ist auch der Aziditätsgrad der Humusaufgaben. In diesem bodenchemischen Milieu werden die auf der Oberfläche der Bodenkolloide angelagerten Al-Hydroxide (der Kationenaustausch-

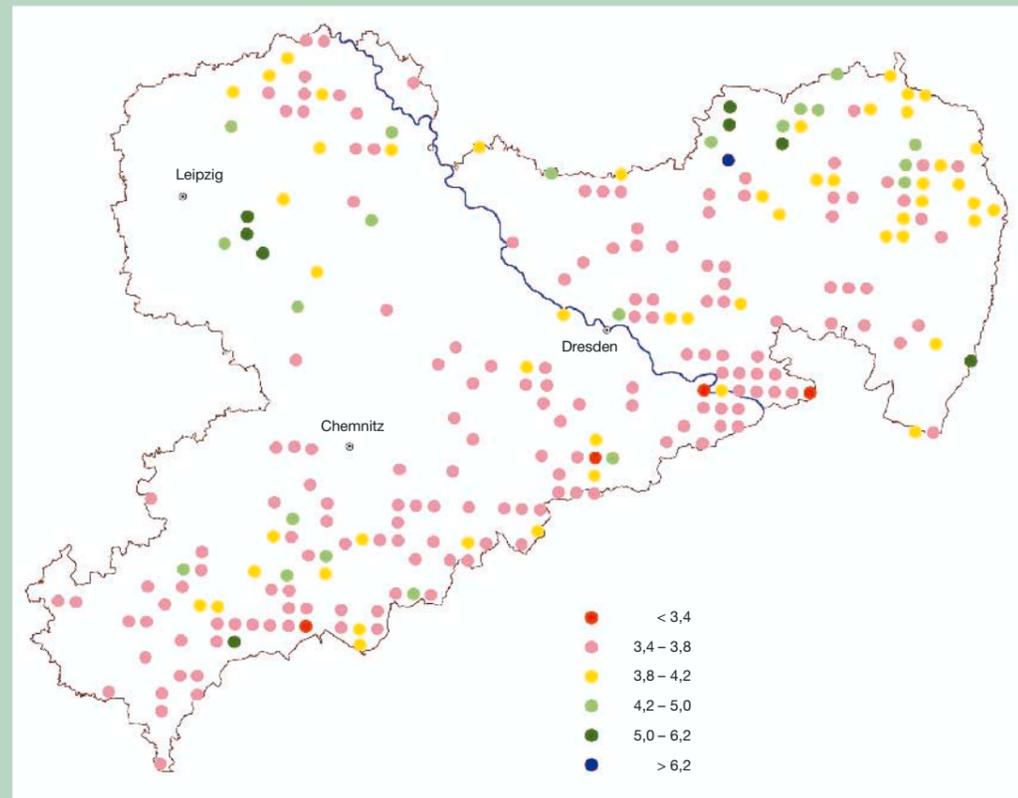


Abb. 21:
pH(H₂O) im
O_h-Horizont der
organischen Auflagen
der BZE

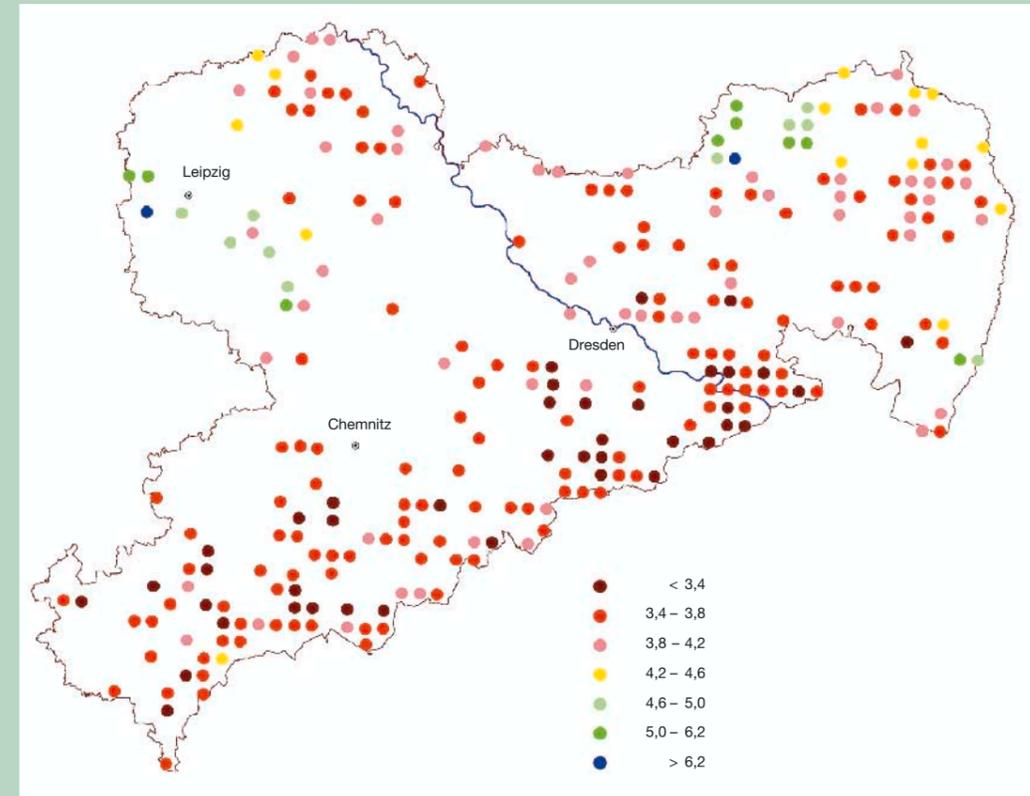


Abb. 22:
pH(H₂O) in der
Tiefenstufe 0–5 cm
der BZE

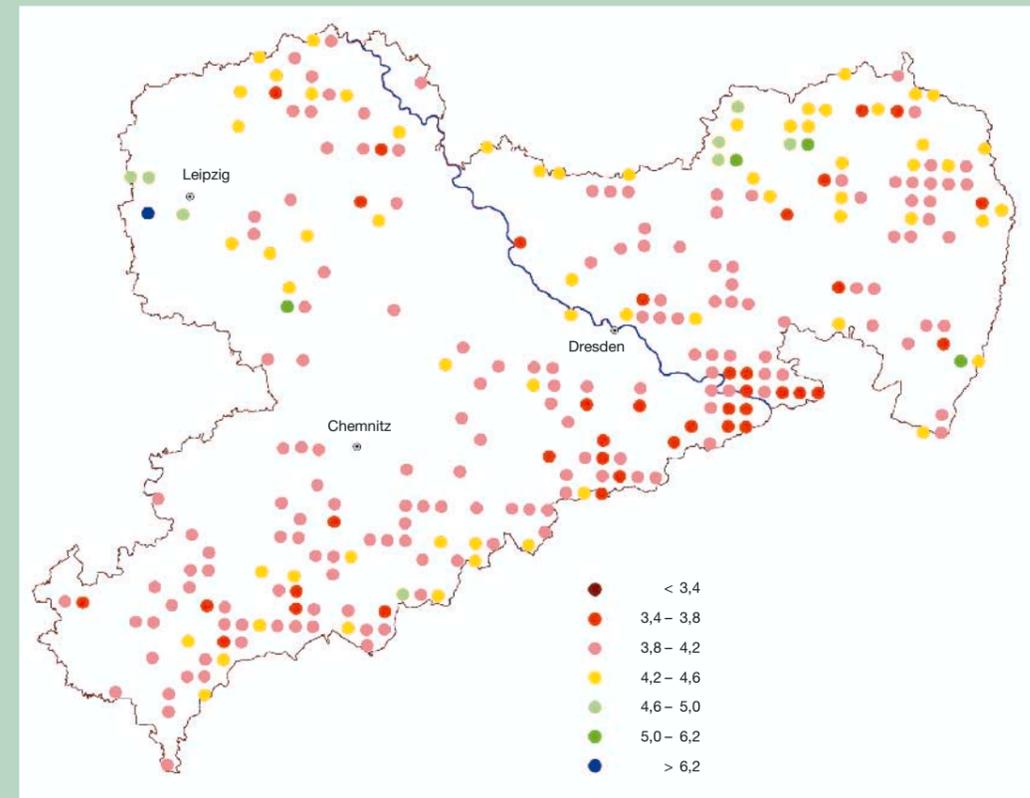


Abb. 23:
pH(H₂O) in der
Tiefenstufe 10–30 cm
der BZE

Abb. 24:
pH(H₂O) in der
Tiefenstufe 30–60 cm
der BZE

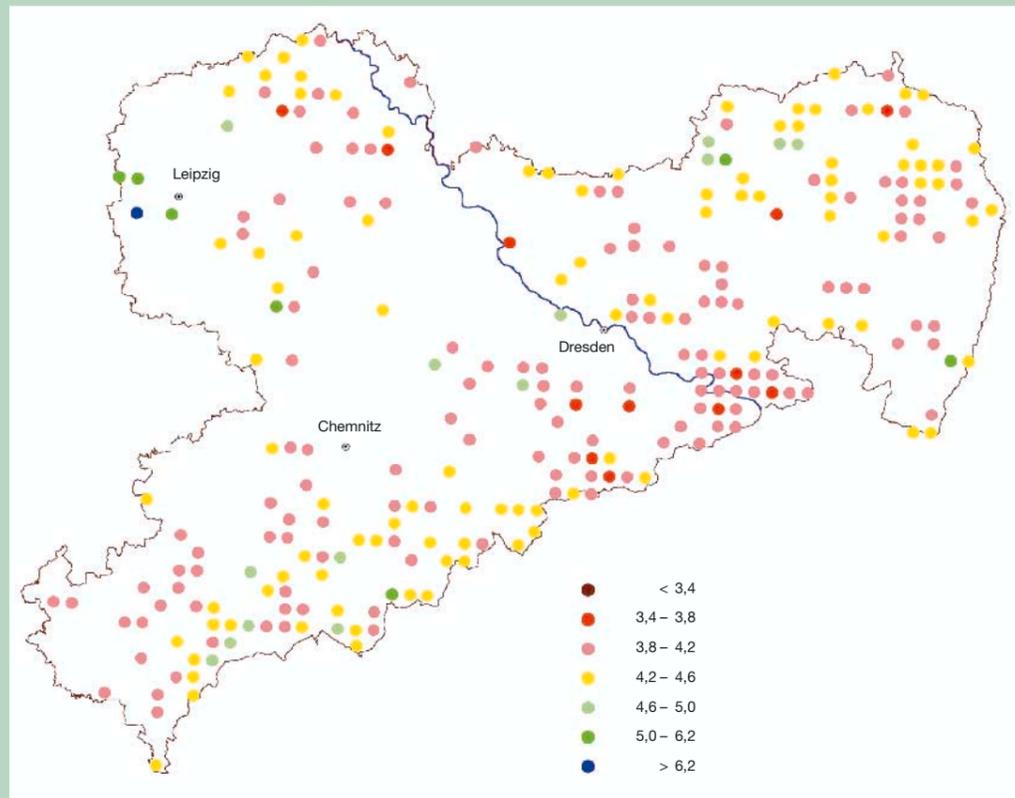
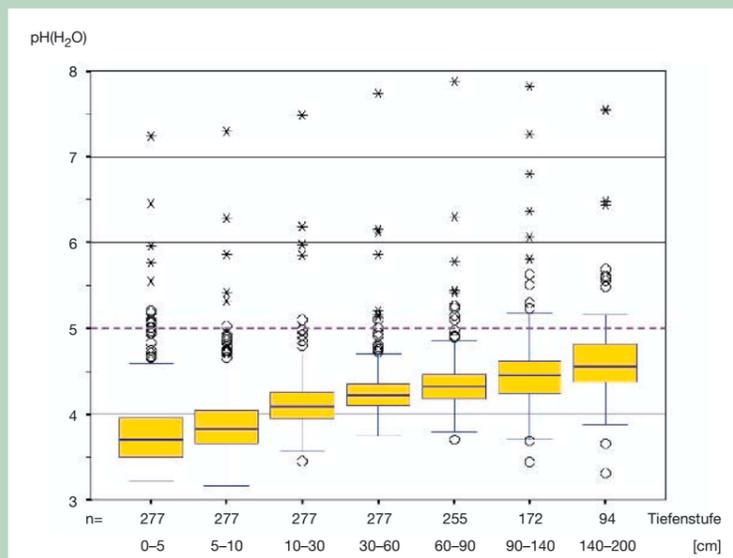


Abb. 25:
Boxplot zu den
pH-(H₂O)-Werten
sämtlicher Tiefen-
stufen des Mineralbo-
dens der BZE

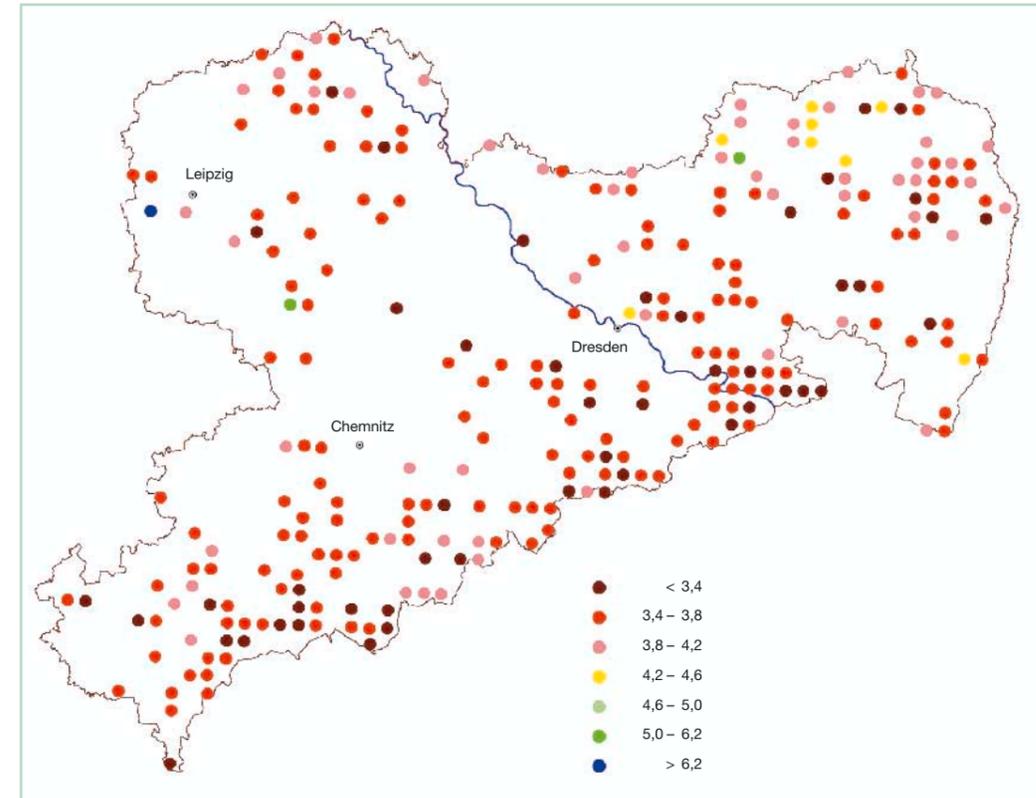


scher der Tonmineraloberflächen kann bis zu 95 % mit Al belegt sein) verstärkt in die Pufferprozesse einbezogen und Al³⁺-Ionen in die Bodenlösung transferiert. Sie erreichen dort Konzentrationen, die auch für die heimischen, relativ säuretoleranten Baumarten ökophysiologisch wirksam bis toxisch sind. Allgemein befindet sich heutzutage der Hauptteil der Waldböden im Aluminiumpufferbereich und Säurebelastungen aus ökosysteminternen Vorgängen spie-

len eine weitaus geringere Rolle als Belastungen durch die Deposition von Säuren und Säurebildnern, die überwiegend aus der Verbrennung fossiler Energieträger in die Atmosphäre gelangen (BREDEMEIER et al. 1987, MATZNER 1988).

Auffällig sind die oft sehr niedrigen Werte im Bereich der Sächsischen Schweiz bis hinüber zum östlichen Rand des Erzgebirges. Dies kann einerseits auf die unterschiedliche Belastungssituation während der Beprobungskampagnen zurückgeführt werden, während andererseits die Pufferraten auf den Böden des Quadersandsteins naturgemäß nur gering sind. Die Standorte im östlichen Teil Sachsens wurden im Rahmen der Netzverdichtung im Verlauf des Sommers 1996 beprobt, folglich also in einem Zeitraum, in dem für die südlichen Landesteile im Anschluss an die erneut sehr hohen Schadstoff- und Säureeinträge des vorangegangenen Winters und Frühjahrs von einem ausgeprägten Versauerungsdruck in den betreffenden Waldböden auszugehen ist (RABEN et al. 1996, SML 1998 u. SMUL 1999). Dabei sind ähnliche Verläufe von Versauerungsschüben in der Bodenlösung anzunehmen, wie sie z. B. im Rahmen der Stoffbilanzuntersuchungen auf Forstlichen Dauerbeobachtungsflächen des sächsischen Level II-Programms

Abb. 26:
pH(KCl) in der
Tiefenstufe 10–30 cm
der BZE



registriert wurden (SMUL 1999). Die Werte der Bodenzustandserhebung in der Forstdirektion Chemnitz aus dem Jahr 1997 fallen entsprechend der im Vergleich der Jahre speziell im Erzgebirgsbereich deutlich geringeren Belastung moderater aus. Es ist davon auszugehen, dass an den genannten Standorten im Zuge dieser übermäßigen und längerfristigen Säurebelastung vielfach sogar die maximal mögliche Säurestärke erreicht wurde. Das zeigt der Vergleich mit den entsprechenden Grafiken zu den pH-(KCL-)Werten (vgl. Abb. 26 bis 28), die – wie oben erläutert – die potenzielle Azidität bzw. extreme Versauerungsereignisse der Vergangenheit dokumentieren. Unter ungünstigen örtlichen Rahmenbedingungen können folglich erneut ähnliche bodenchemische Verhältnisse auftreten und flächenweise zum pH-Einbruch bis in den Aluminium-Eisen-Pufferbereich (pH: 3,8–3,2) führen, in dem Säurestress und Wachstumsstörungen vorgezeichnet sind. Die Grafik lässt zudem erkennen, dass dies für die meisten Standorte zutrifft, auch für viele der weniger durch Säureeinträge belasteten Standorte im pleistozänen nördlichen Landesteil.

Aus den pH-Ergebnissen lässt sich folgern, dass Waldböden mit ausreichenden Pufferkapazitäten (Böden im Austauscher-, Silikat- und Carbonatpuf-

ferbereich) gegenüber der regional/standörtlichen Säurebelastung in größerem Umfang nur im Bereich der nährstoffreichen Flussauen, z. B. der Weißen Elster und der Mulde, der lehmreichen Grundmoränenstandorte des pleistozänen Tieflandes sowie in durch Basaltverwitterung geprägten Standortsbereichen (speziell des Zittauer Gebietes) vertreten sind. Offensichtlich ist die Pufferkapazität der Waldböden auch auf den im Vergleich zu den Sandsteinen und Sanden als geogen besser basenversorgt ausgewiesenen Graniten, Gneisen, Phylliten und Schiefen in den südlichen Landesteilen – besonders im Erzgebirgsbereich – sehr niedrig. Die potenzielle Azidität (pH[KCl]) zahlreicher Standorte liegt im gesamten Wurzelraum (bis 60 cm) im Aluminium-Eisen bis Eisen-Pufferbereich (pH: 3,8–3,2 bzw. < 3,2). Dies unterstützt die These einer durch saure Stoffeinträge verursachten allgemeinen **Nivellierung des Bodenchemismus auf niedrigem Niveau** (BUBERL et al. 1994, WOLFF und RIEK 1997). Insbesondere bei Podsolen muss daher mit einem erhöhten Säurebelastungsrisiko für das Waldökosystem und einem akuten Risiko für die Rohwasserqualität aus den betreffenden Waldgebieten gerechnet werden.

Abb. 27:
pH(KCl) in der
Tiefenstufe 30–60 cm
der BZE

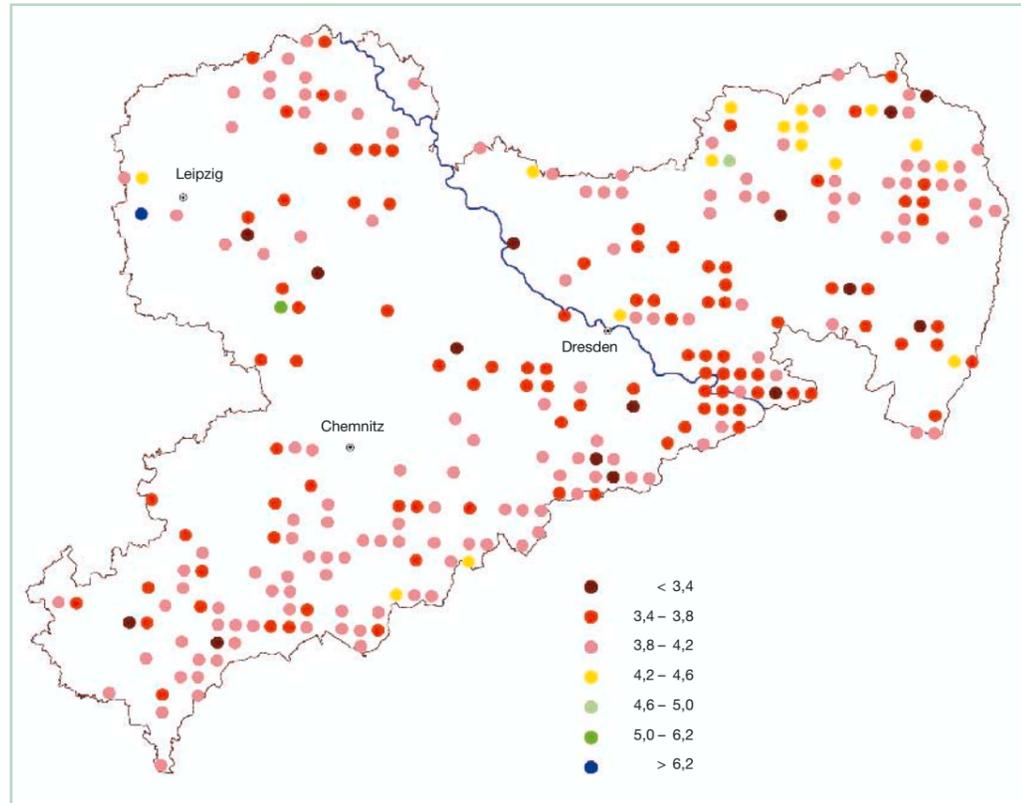
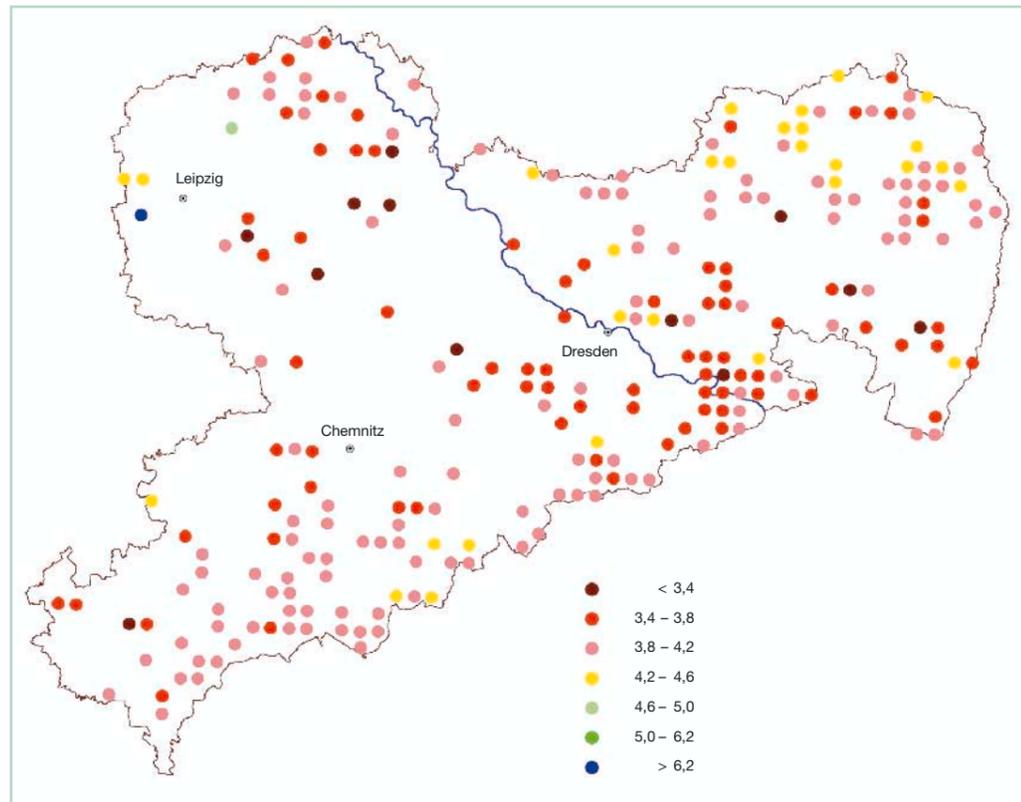


Abb. 28:
pH(KCl) in der
Tiefenstufe 60–90 cm
der BZE



3.2.4.3 Effektive Kationenaustauschkapazität (AKE oder KAK)

Für die Beschreibung des Säurezustandes von Waldböden ist zwar der pH-Wert ein wichtiger Parameter. Er beschreibt jedoch nur die im Boden vorliegende Säurestärke, nicht die vorhandene Säuremenge und ist deshalb als alleiniges Kriterium nicht ausreichend. Denn Säurezufuhr kann auch zu stofflichen Veränderungen im Boden führen, ohne dass sich der pH-Wert verändert. Dies bedeutet, dass trotz gleich bleibendem pH-Wert in Abhängigkeit von den jeweiligen Puffermöglichkeiten des Bodens die Bodenversauerung durch Verluste an Basen bzw. Pufferkapazität zunehmen kann. Deshalb müssen zur Diagnose von Versauerungserscheinungen in Böden auch die austauschbar an die Bodenkolloide gebundenen Kationen einbezogen werden.

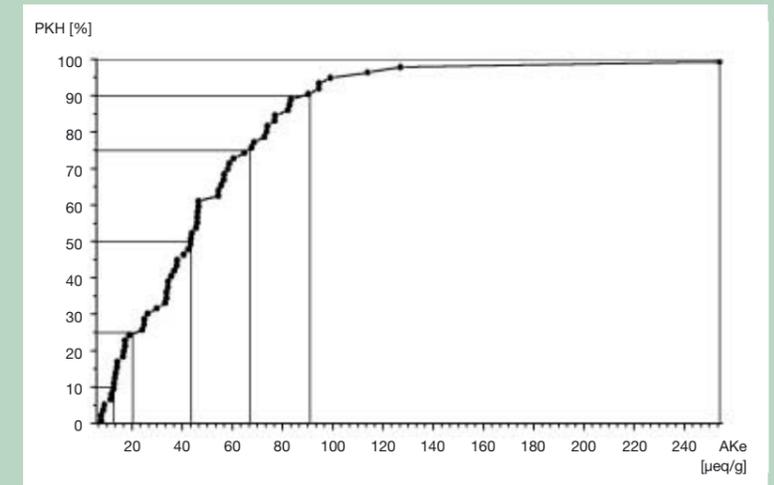
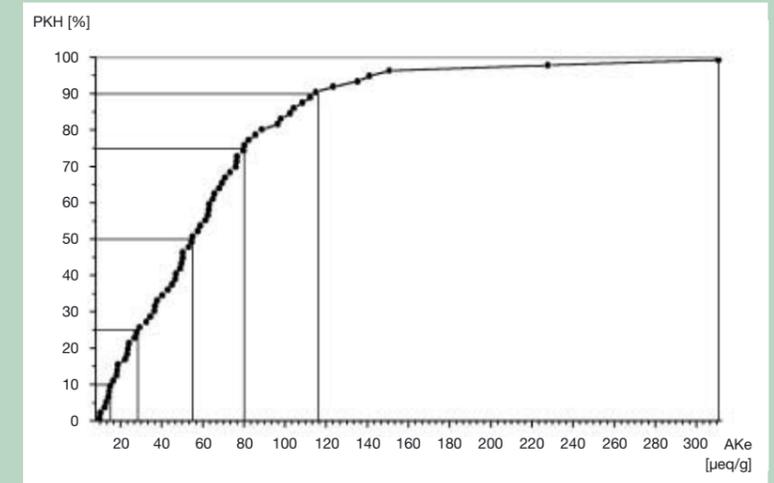
Die effektive Kationenaustauschkapazität (AKE = KAK) des Feinbodens und die Belegung des Austauschers, d. h. die Anteile der basischen (Mb-Kationen) und sauren Kationen (Ma-Kationen) an der Kationenaustauschkapazität, beschreiben den mobilisierbaren Ionenpool der Böden. Je geringer die Kationenaustauschkapazität ist, umso empfindlicher sind die Böden gegen Säurebelastungen und umso geringer ist auch deren Fähigkeit, Nährstoffe und Schadstoffe zu binden. Stark versauerte Böden mit hoher Austauschkapazität benötigen daher mehr basische Kationen, um ihren Puffer wieder aufzufüllen. Sie reagieren relativ langsam, aber nachhaltig auf Meliorationsmaßnahmen (HUBER und ENGLISCH 1997).

Die austauschbaren Kationen stehen mit der Bodenlösung im Gleichgewicht, sodass Analysen zur AKE und der Austauscherbelegung Rückschlüsse auf die chemischen Eigenschaften der Lösungsphase in Böden zulassen. Sie sind deshalb wesentliche Kennwerte zur Einschätzung der Gefährdung des Ökosystems durch Säuretoxizität und Nährstoffmangel und als Kapazitätsgrößen unterliegen sie weit geringeren zeitlichen Schwankungen als die in der Lösungsphase gemessenen pH-Werte. Damit eignen sich diese Kennwerte in besonderem Maße für periodische Vergleiche innerhalb des Bodenmonitorings.

Insgesamt zeigen die effektiven Kationenaustauschkapazitäten der Waldböden Abhängigkeiten von der

Gesamtnährstoffausstattung der Ausgangsgesteine sowie vom Ton- und Humusgehalt (ULRICH 1966, ALLNOCH et al. 1984, VEERHOFF 1992) und sind folglich im Oberboden aufgrund des dort höheren Humusanteils generell höher. (Die Austauschkapazität der organischen Substanz übertrifft diejenige an den mineralischen Bindungsplätzen um etwa das 4fache; ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG 1996).

Abb. 29:
Prozentuale kumulative
Häufigkeit (PKH = %) der AKe in der Tiefenstufe 10–30 cm der BZE im 8x8-km-Raster (n = 68)



Jedoch erreichen nur etwa 10 bis 15 % der sächsischen BZE-Punkte im Hauptwurzelbereich zwischen 10 und 60 cm eine Austauschkapazität, die über eine mittlere Ausstattung von etwa 40 bis 100 µeq pro Gramm Feinboden hinausgeht (vgl. Abb. 29 und 30). Unterhalb eines Kationenaustauschwertes von 100 µeq pro Gramm kann es zunehmend zu reduzierter Säurepufferung und Engpässen in der Nährstoffaufnahme durch die Wurzeln kommen und die Filterwirkung der Böden zur Rückhaltung von Schad- und Nährstoffen ist vermindert (HUBER und ENGLISCH 1997).

Abb. 30:
Prozentuale kumulative
Häufigkeit (PKH = %) der AKe in der Tiefenstufe 30–60 cm der BZE im 8x8-km-Raster (n = 68)

Abb. 31:
Räumliche Verteilung
der AKe in der
Tiefenstufe 10–30 cm
der BZE

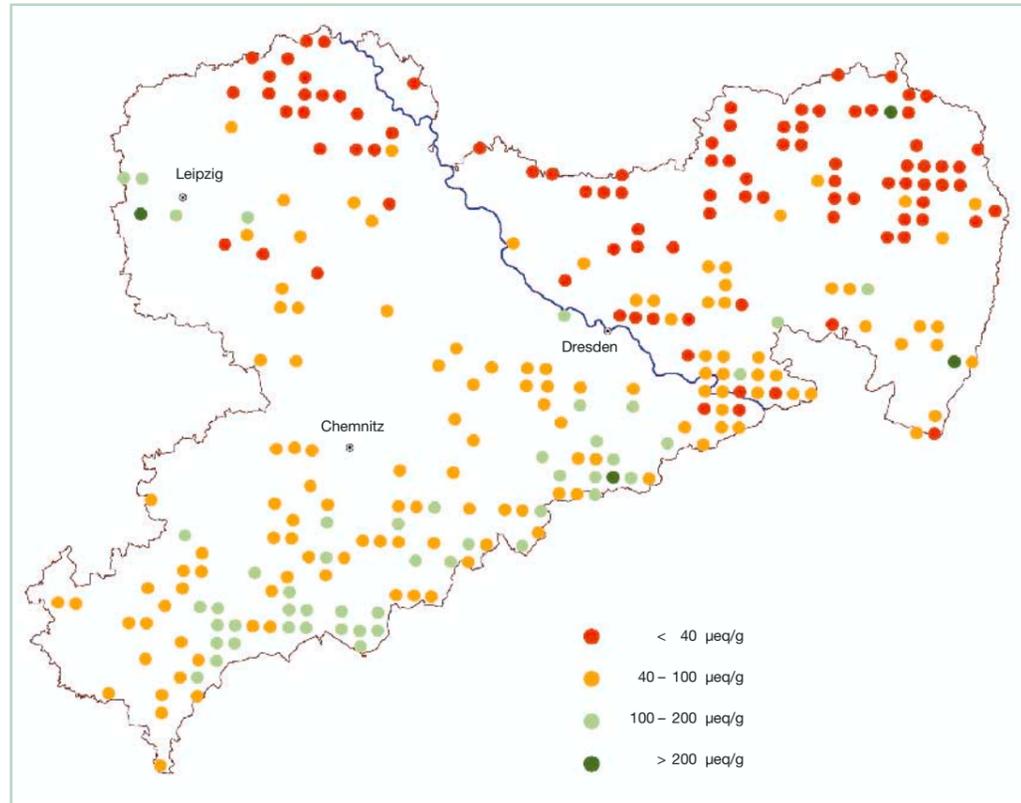
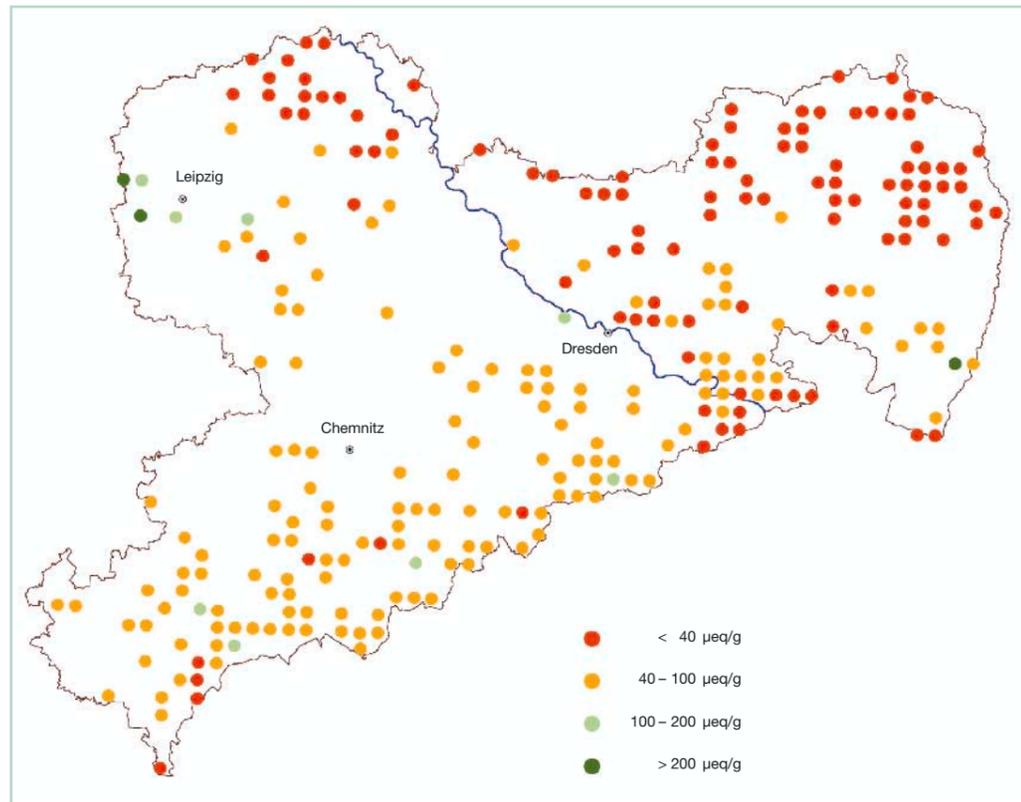


Abb. 32:
Räumliche Verteilung
der AKe in der
Tiefenstufe 30–60 cm
der BZE



Erwartungsgemäß und entsprechend den geologischen Verhältnissen zeigt sich ein ausgeprägtes Süd-Nord-Gefälle mit teilweise extrem niedrigen Austauschkapazitäten bis unter 5 µeq pro Gramm Feinboden auf den tonmineralarmen pleistozänen Sandstandorten des Tieflandes (vgl. Abb. 31 und 32). Letztere weisen von Natur aus nur sehr geringe Kationenaustausch- bzw. Pufferkapazitäten auf, insbesondere dann, wenn sie humusarm sind. Geringe Austauschkapazitäten sind auch auf den Standorten aus Verwitterungs- und Decklehmen über quarzreichem Quadersandstein im Bereich der Sächsischen Schweiz anzutreffen, deren Puffermöglichkeiten in Verbindung mit niedrigen Basensättigungsgraden häufig ebenfalls nur mangelhaft sind. Eine Tatsache, die speziell auch für diese Standorte ein erhöhtes Risiko für tiefreichende Versauerungsschübe im Boden darstellt, da in dieser Region das Auftreten von Säureeinträgen vergleichbar denjenigen in den Waldökosystemen des Erzgebirges möglich ist (SMU 1998).

3.2.4.4 Basensättigung

Der entscheidende Kennwert zur Charakterisierung des Kationenaustauschkomplexes ist die Basensättigung. Sie umfasst den Anteil der Neutralkationen Kalzium, Magnesium, Kalium und Natrium (sog. „Mb-Kationen“) an der gesamten effektiven Kationenaustauschkapazität (AKE = KAK), während der Rest von den Kationsäuren (H, Fe, Al, Mn; sog. „Ma-Kationen“) eingenommen wird. Die Basensättigung in Verbindung mit der Kationenaustauschkapazität (AKE) ist ein guter Weiser für die Elastizität der Böden gegenüber Säurebelastungen bzw. für die Möglichkeit der Standorte, diese Säurebelastung ohne negative ökologische Konsequenzen abzapfeln zu können.

Prinzipiell verringern sich die austauschbaren Kationen mit sinkendem pH-Wert. Besonders im Austauscherpufferbereich zwischen pH 4,2 und 5,0 kann es in relativ kurzen Zeitspannen zu beschleunigten Basenverlusten (Basenauslaugung) kommen. Dies ist auf die in diesem pH-Bereich beschleunigte Freisetzung von Aluminium durch Silikatverwitterung zurückzuführen, wodurch sich wiederum die Verdrängung und Auswaschung von Alkali- und Erdalkalitionen verstärkt, sodass in Abhängigkeit

vom Tonmineralbestand auch der Übergang in den Aluminiumpufferbereich relativ rasch erfolgen kann. Dies bedeutet einerseits, dass im Austauscherpufferbereich bei gleichem pH-Wert sehr unterschiedliche Basensättigungen vorliegen können. Andererseits sind Waldböden unter dem Einfluss jahrzehntelanger Säureinträge nur noch relativ selten dem Austauscherpufferbereich (vgl. S. 20 ff) oder mittleren Basensättigungen zuzuordnen (PAHLKE 1992, ULRICH und PUHE 1994, WOLFF und RIEK 1997, VEERHOFF et al. 1996). Als kritischer Wert hat sich eine Basensättigung von 15 % erwiesen, bei dessen Unterschreitung ein signifikanter Anstieg toxischer Al^{3+} -Ionen in der Bodenlösung zu erwarten ist (REUSS 1983, REUSS und JOHNSON 1996). Sinkt die Basensättigung unter diesen Schwellenwert, so führt dies selbst bei den relativ säuretoleranten einheimischen Baumarten wie Buche, Eiche, Tanne, Fichte und Kiefer aufgrund der verminderten Elastizität des Bodens zu Säurestress und zu einer Einschränkung der Nährstoffaufnahme. Die Bäume reagieren mit Wurzelschäden und Blattverfärbungen, die durch Magnesium-, Kalium- und Spurennährstoffmangel bedingt sein können.

Die weitere Untergliederung der Basensättigung zur differenzierten Beurteilung der Elastizität gegenüber weiteren Säurebelastungen zeigt das Bewertungsschema des ARBEITSKREISES STANDORTSKARTIERUNG (1996) in Tab. 12 im Anhang. Beispielhaft ist in den Abb. 33 bis 37 die Basensättigung bzw. Elastizität an sämtlichen BZE-Punkten des 4x4-km-Rasters für die Tiefenstufen 0–5, 10–30, 30–60, 60–90 und 90–140 cm dargestellt, die damit die diesbezügliche Situation im Hauptwurzelbereich des Mineralbodens wiedergeben.

Es wird deutlich, dass geringe (5–15 %) und sehr geringe (< 5 %) Basenanteile und damit entsprechend geringe Elastizitäten großflächig mit einem ausgeprägten Schwerpunkt im Erzgebirgsbereich von den Hochlagen über die Hügellandsstandorte bis in das Tiefland auftreten.

Auffällig ist zudem, dass hohe Sättigungsgrade bzw. Elastizitäten auch auf den relativ armen Substraten des pleistozänen Flachlandes zu finden sind. Diese Tatsache erklärt sich einerseits aus den teils relativ geringen Säurebelastungsraten der Tieflandstandorte sowie aus einer häufig sekundären Aufbasung der

Abb. 33:
Elastizität bzw.
Basensättigung (%)
in der Tiefenstufe
0–5 cm der BZE

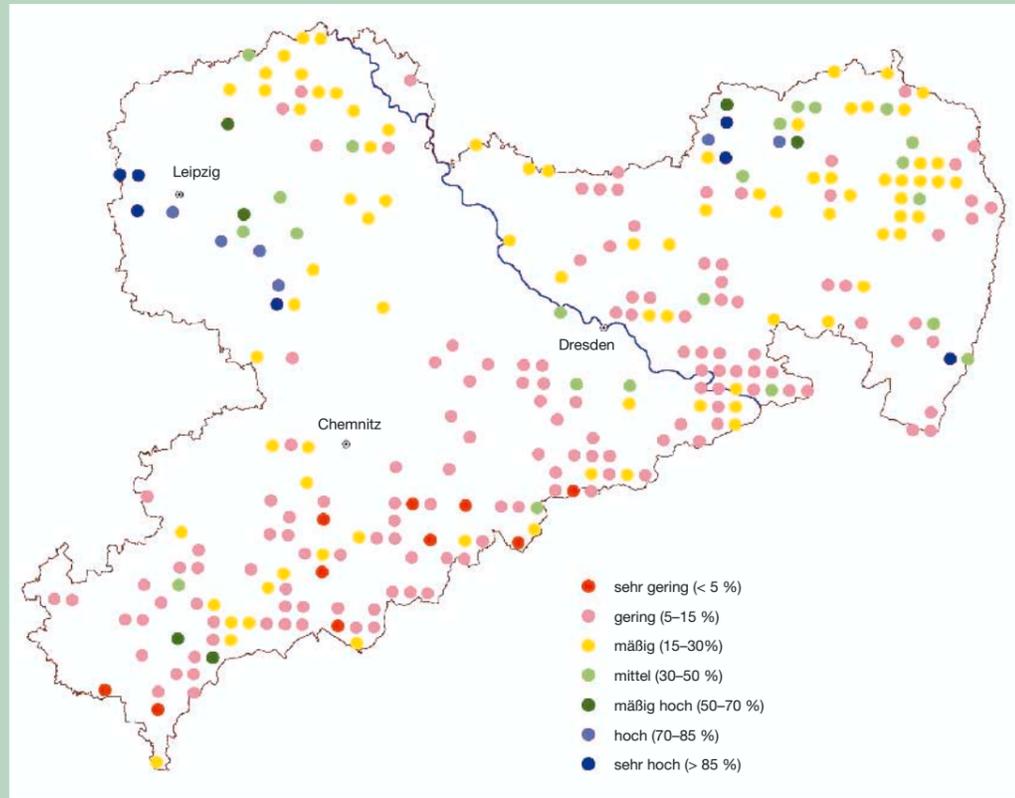


Abb. 35:
Elastizität bzw.
Basensättigung (%)
in der Tiefenstufe
30–60 cm der BZE

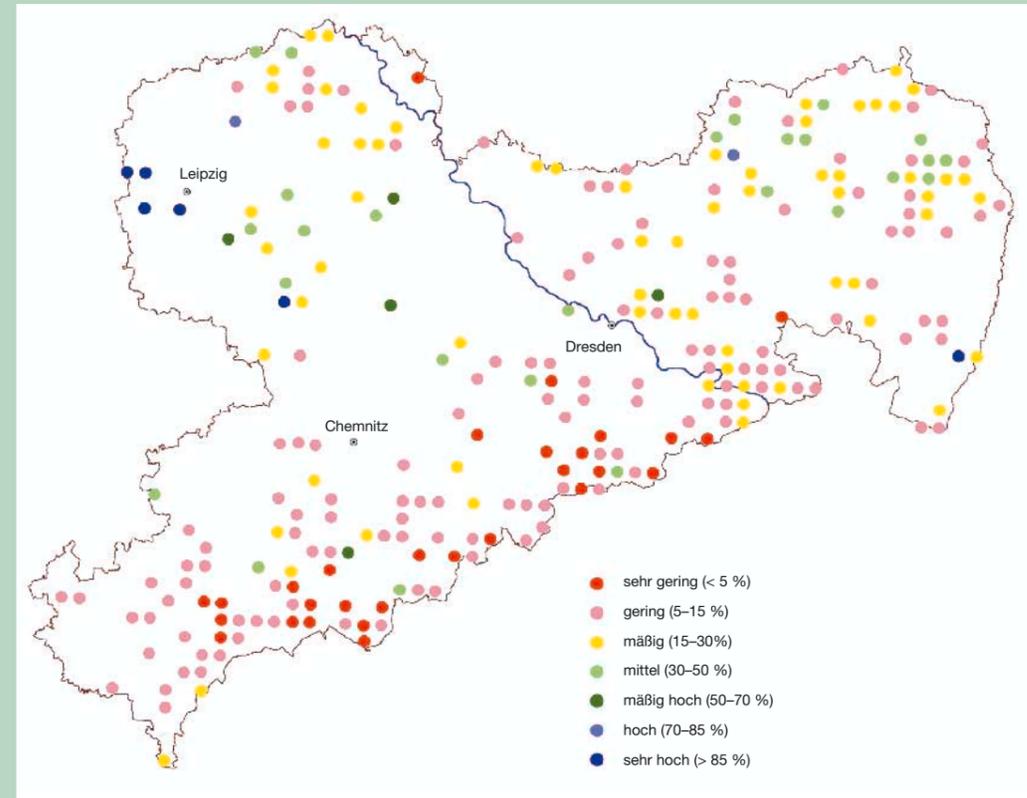


Abb. 34:
Elastizität bzw.
Basensättigung (%)
in der Tiefenstufe
10–30 cm der BZE

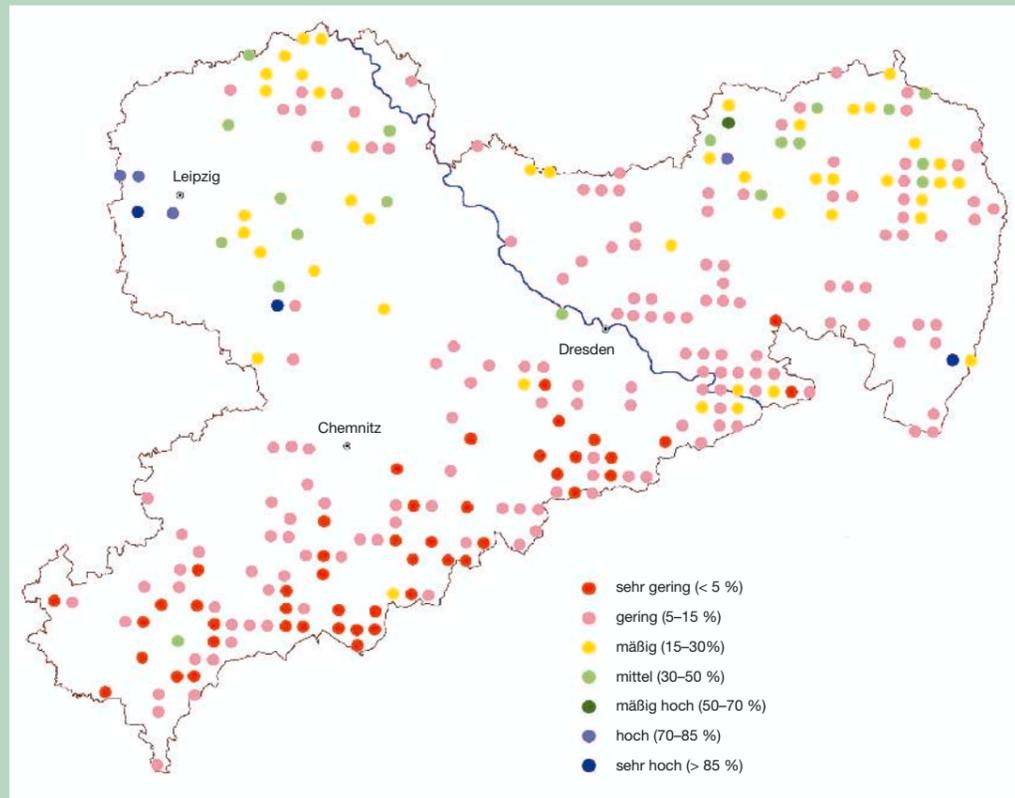
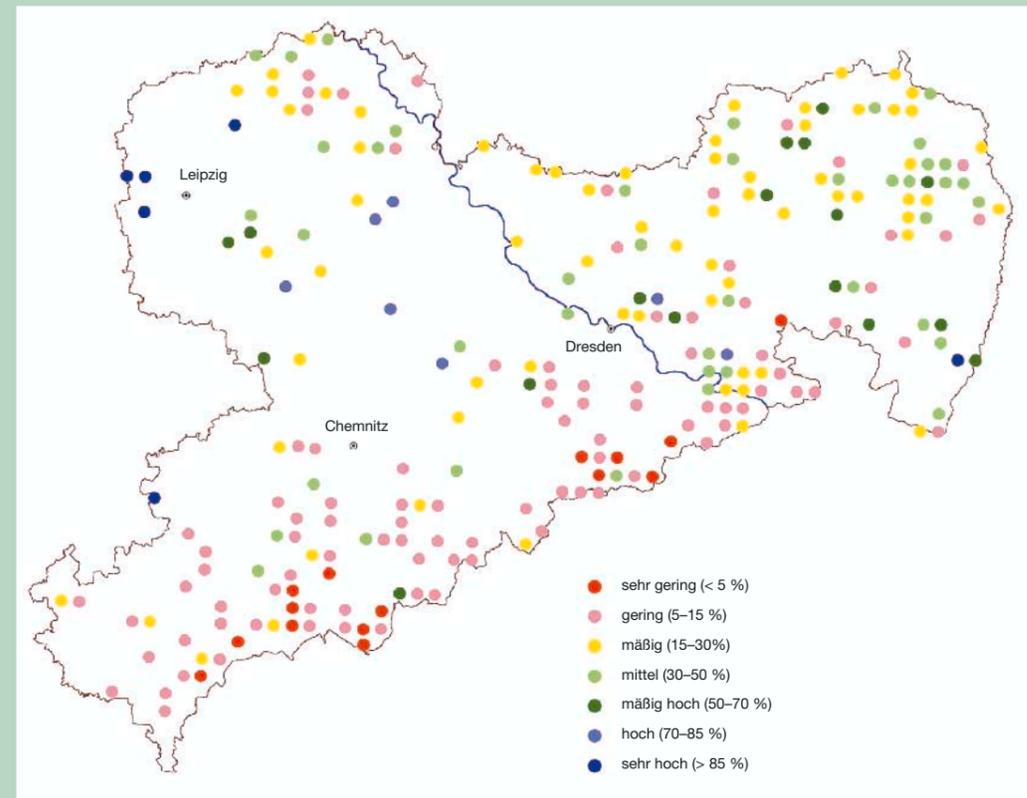


Abb. 36:
Elastizität bzw.
Basensättigung (%)
in der Tiefenstufe
60–90 cm der BZE



Standorte durch basische Staubeinträge in der Vergangenheit aus benachbarten Brikettfabriken und Kohlekraftwerken. Andererseits handelt es sich vielfach um die hydromorph geprägten Bodentypen der Gleye und Pseudogleye, also um Grund- und Stauwasserböden. Sie stellen nach den Braunerden die insgesamt zweithäufigste Bodentypengruppe dar (vgl. S. 21 ff) und verteilen sich vorwiegend auf die Lösslehmstandorte des Hügel- und Flachlandes.

Diese Bodentypen weisen im Unterboden höhere Basensättigungswerte über 30 bis 50 % auf, was sich in Verbindung mit deren Wasserhaushalt erklärt. Entweder werden Basenverluste durch das bis in den Oberboden anstehende basenreiche Grundwasser kompensiert (Gleye) oder eine Stauwasserohle reduziert den vertikalen Wasserfluss und verringert dadurch letztlich sowohl die Säurebelastung im Unterboden als auch die Basenverluste mit dem

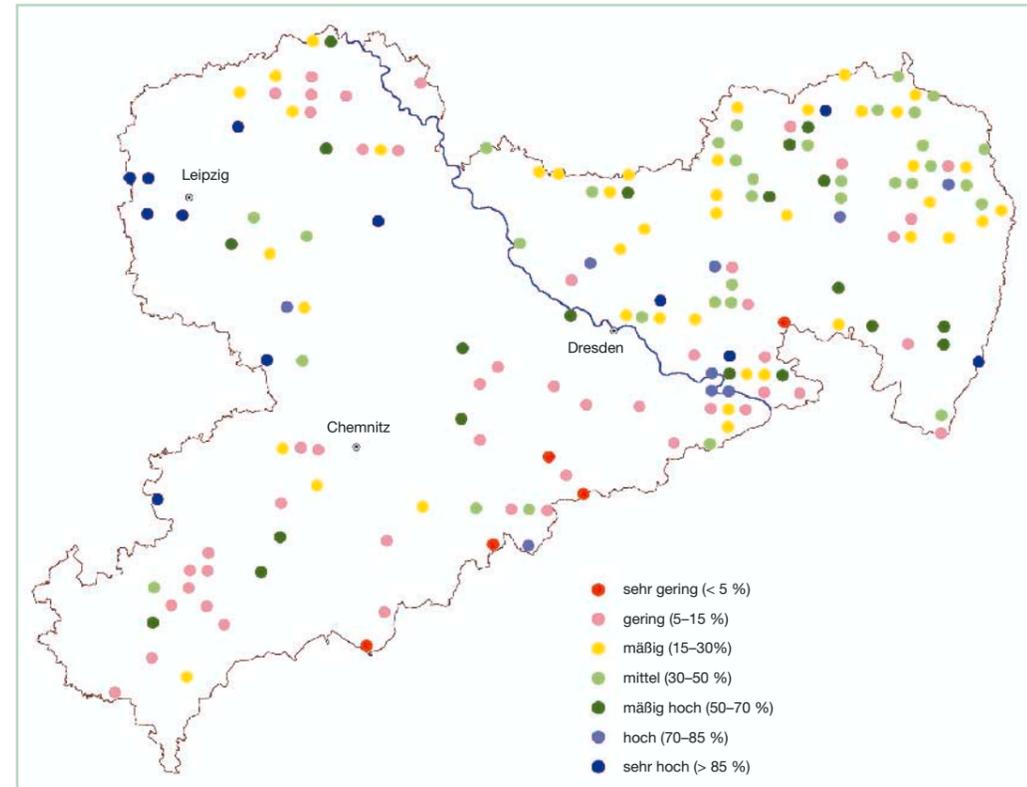
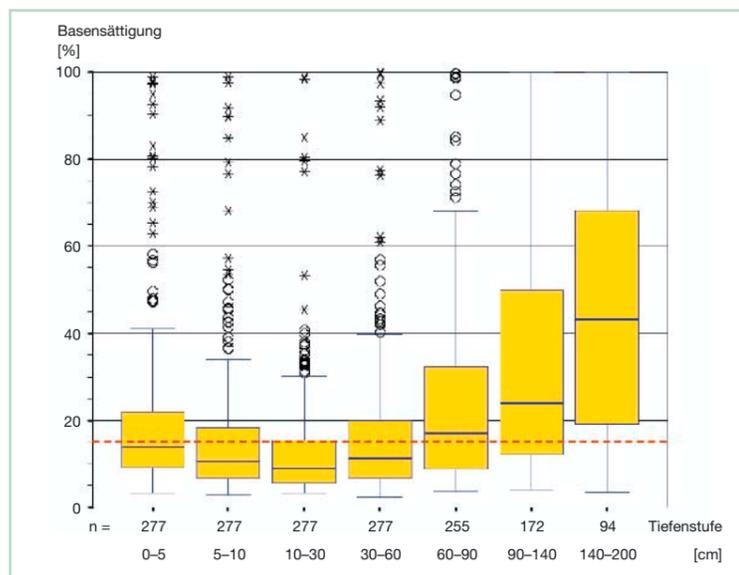


Abb. 37:
Elastizität bzw.
Basensättigung (%)
in der Tiefenstufe
90–140 cm der BZE

Abb. 38:
Boxplot zur Basensättigung nach Tiefenstufen der BZE;
gestrichelte Linie =
15 % Basensättigung



Sickerwasser (Pseudogleye). Andere Erhebungspunkte im Raum Leipzig repräsentieren nährstoffreiche Auenstandorte. Relativ günstige Bodenverhältnisse können vereinzelt auch auf Kippen des Braunkohletagebaus angetroffen werden. Letztere zeigen aufgrund der Durchmischung von unterschiedlichem Bodenmaterial im Zuge der Verkippung des Abraums keinen natürlichen Profilaufbau und die Basensättigung kann ebenfalls sehr hoch sein. Sehr hohe Sättigungsgrade treten zudem auf den basenreichen Standorten aus Basaltverwitterungsmaterial im Zittauer Bereich auf.

Die Boxplot-Darstellung zu sämtlichen Tiefenstufen in der Abb. 38 unterstreicht, dass geringe bis sehr geringe Sättigungsgrade in den sächsischen Waldböden bis in 60 cm Tiefe dominieren. Erst in

größeren Bodentiefen ab 90 cm treten verstärkt auch hohe (> 70 %) und sehr hohe Sättigungsgrade bis zu 100 % auf. Somit wird in den meisten sächsischen Standorten erst im Unterboden der kritische Wert von 15 % Basensättigung deutlich überschritten. Die tendenziell höhere Basensättigung des obersten Mineralbodenbereiches bis 10 cm Tiefe gegenüber den direkt darunter anschließenden Bodenhorizonten ist einerseits auf das hohe selektive Bindungsvermögen der organischen Substanz für Kalzium-Ionen („Humus-Effekt“) zurückzuführen (NÄTSCHER 1987), während andererseits Kalkungseffekte eine Rolle spielen können.

Insgesamt wird deutlich, dass bei **Waldböden über Gneis, Phyllit, Schiefer, Granit und Sandstein im Hauptwurzelbereich bis 60 cm Tiefe nur noch eine Basensättigung von etwa 10–15 %** anzutreffen ist. Damit zeigt sich auch für die sächsischen Waldökosysteme eine **großräumige, weitgehend substratunabhängige und tiefgründige Nivellierung des chemischen Bodenzustandes auf niedrigem Niveau** (PAHLKE 1992, JURITSCH und WIENER 1993, BUBERL et al. 1994, VEERHOFF et al. 1996, HUBER und ENGLISCH 1997, WOLFF und RIEK 1997). Die Ergebnisse unterstreichen die bereits aus den pH-Werten abgeleiteten Bewertungen und belegen die entscheidende Bedeutung der Basensättigung für den aktuellen und potenziellen Säurestatus der Waldböden. Die häufig günstigen Basensättigungsgrade pleistozäner Standorte sind teilweise auf die genannten basischen Flugascheinträge zurückzuführen, jedoch ist die absolute Austauschkapazität dieser Standorte und damit auch ihre Elastizität gegenüber Säurebelastungen insgesamt nur sehr gering. Ähnliche Häufigkeitsverteilungen der Basensättigung zeigen auch die Ergebnisse anderer Waldbodeninventuren (BLOCK et al. 1991, GULDER und KÖLBEL 1993, JURITSCH und WIENER 1993, BUBERL et al. 1994, BURSE und SCHRAMM 1996, HOCKE 1995, HUBER und ENGLISCH 1997, WOLFF und RIEK 1997, BÜTTNER 1997).

Die so genannte „**Versauerungsfront**“ (ULRICH und MALESSA 1989, MATZNER 1988, VEERHOFF et al. 1996) als Resultat eines in die Tiefe vordringenden kontinuierlichen Verlustes der basisch wirkenden Kationen in Begleitung der mit dem Sickerwasser ausgetragenen Anionen, Protonen und Kationsäuren ist mittlerweile vielfach bis in Zonen unter-

halb 140 cm Bodentiefe bzw. in das anstehende Gestein verlagert worden. Der für die Versauerungsfront typische sprunghafte Anstieg der Basensättigung auf etwa 70–80 % konnte deshalb nur in seltenen Fällen über die normale Probenahmetiefe erfasst werden. Erst unterhalb der Versauerungsfront erfolgt die Pufferung der Säurebelastung im Wesentlichen unter Freisetzung der Alkali- und Erdalkalitionen.

3.2.4.5 Sättigung austauschbarer Säure (Al- und Fe+H-Sättigung)

Entsprechend der geringen Anteile von Neutralkationen finden sich hohe Anteile an Protonen und „sauren“ Kationen am Kationenaustauschkomplex. Die Kationsäuren sind Aluminium, Eisen und Mangan, die in der Bodenlösung durch Hydrolyse Protonen bilden können. Mit sinkendem pH-Wert finden Veränderungen innerhalb des Kationsäureanteils am Austauscher statt. PRENZEL und SCHULTE-BISPING (1991) stellten anhand umfangreicher Analysedaten von Waldböden eine lineare Zunahme der Al-Anteile bis pH 4,4 fest. Unterhalb pH 4 sinkt der Al-Anteil zugunsten von austauschbaren Fe+H-Ionen wieder ab. Mengenmäßig haben deshalb die Al-Ionen im sauren bis stark sauren Bereich die größte Bedeutung und bilden im Wesentlichen den Gegenpol zur Basensättigung. Als Beleg für die Initialphase der Versauerung kann das Auftreten von Mangan am Austauscher angesehen werden. Im sehr stark sauren Bereich (pH < 3,2) kommt die Pufferung von eingetragenen Protonen durch die Auflösung von Fe- und Al-(Hydr-)oxyden allmählich zum Erliegen. Die Al-Sättigung sinkt deutlich ab und die Belegung des Austauschers mit Protonen kann auf Werte > 30 % ansteigen (WOLFF und RIEK 1997).

Die folgenden Darstellungen zu den Al- und Fe+H-Sättigungsgraden in den Tiefenstufen des Hauptwurzelbereiches unterstreichen das erhebliche Gefährdungspotenzial für die Wurzeln Al- und H-sensitiver Bäume (z. B. Fichte, Buche). Etwa 50 % der Böden weisen in den Tiefenbereichen von 10 bis 60 cm Al-Sättigungen von über 80 % auf und die Gefahr der Säurepufferung über die Freisetzung von Aluminium in die Bodenlösung ist hoch (vgl. Abb. 39, 40). Geringere Al-Sättigungsgrade

Abb. 39:
Prozentuale kumulative Häufigkeit (PKH = %) der Al-Sättigung (%) in der Tiefenstufe 10–30 cm (4x4-km-Raster)

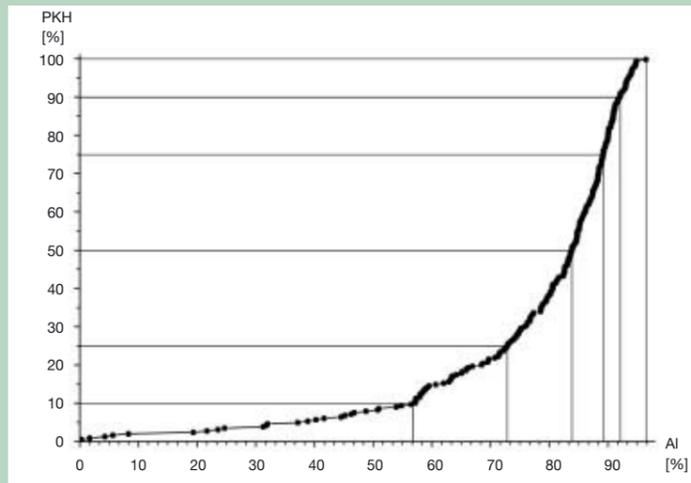
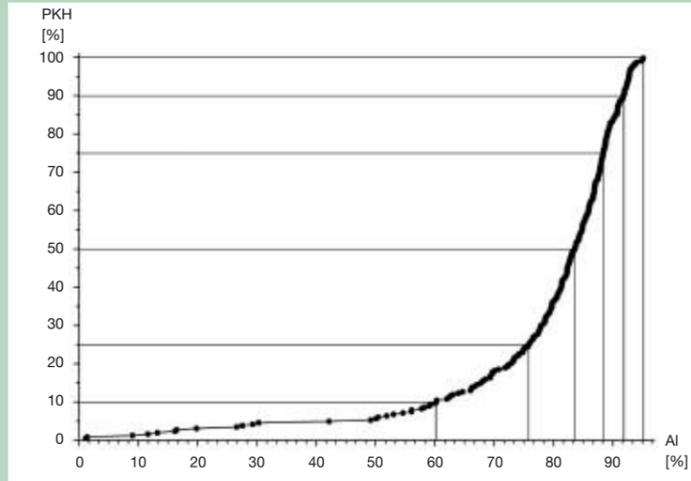


Abb. 40:
Prozentuale kumulative Häufigkeit (PKH = %) der Al-Sättigung (%) in der Tiefenstufe 30–60 cm (4x4-km-Raster)

im Tiefenbereich 0–10 cm sind auf höhere Basensättigungen im humosen Oberboden (hohe Ca-Bindung der organischen Substanz; vgl. S. 29 ff) und eine gleichzeitig hohe H- und Fe-Belegung zurückzuführen. Die höchsten Al-Werte treten auf den Standorten des Erzgebirges auf und verweisen auf eine durch die Tiefenversauerung induzierte Gefahr der Aluminiumauswaschung und mögliche Grundwasserbelastung (vgl. Abb. 41, 42). Nur auf den bereits oben erwähnten nährstoffreichen Standorten liegen die Al-Sättigungsgrade des Unterbodens oft nahe 0 % und die Pufferreserven sind offensichtlich ausreichend um die weitere Tiefenversauerung zu stoppen.

In stark sauren Böden treten bei gleichzeitiger Abnahme des Aluminiumanteils die Eisen- und Protonenanteile am Austauscher in den Vordergrund. Dies ist ein Hinweis dafür, dass die Pufferkapazität sekundärer Tonminerale und Al-Hydroxokomplexe in der entsprechenden Bodenschicht weitgehend erschöpft ist und die Protonen an die nächst tiefere Bodenschicht weitergegeben werden. Die Fe+H-Sättigungsgrade liegen in 5–10 cm Tiefe weitgehend zwischen 10 und 30 %, womit die Elastizität durchschnittlich als sehr gering einzustufen ist (vgl. Abb. 43 und Tab. 11). Die Unterschiede der Fe+H-Sättigungsgrade erscheinen ausgesprochen gering und ergänzen die Aussagen über eine ebenfalls geringe Differenzierung der pH-Werte des Oberbodens im Eisen-Aluminiumpufferbereich (pH 3,2 bis 3,8). Die Standorte mit Fe+H-Sättigungsgraden > 10 % bis in 60 cm Tiefe müssen als tiefgründig versauert erachtet werden (vgl. Abb. 44, 45). Die Möglichkeit, eingetragene Säuren zu puffern, ist auf diesen Standorten nahezu erschöpft. Danach ist die **Tiefenversauerung auf den Granitstandorten des Erzgebirges, den Standorten des Quadersandsteins im Bereich der Sächsischen Schweiz und vereinzelt auf den pleistozänen Sanden besonders stark ausgeprägt**. Dies sind auch die Waldböden mit der geogen bedingt geringsten Nährstoffausstattung, die durch die forstliche Standortskartierung den als arm ausgewiesenen Trophiestufen zugeordnet wurden.

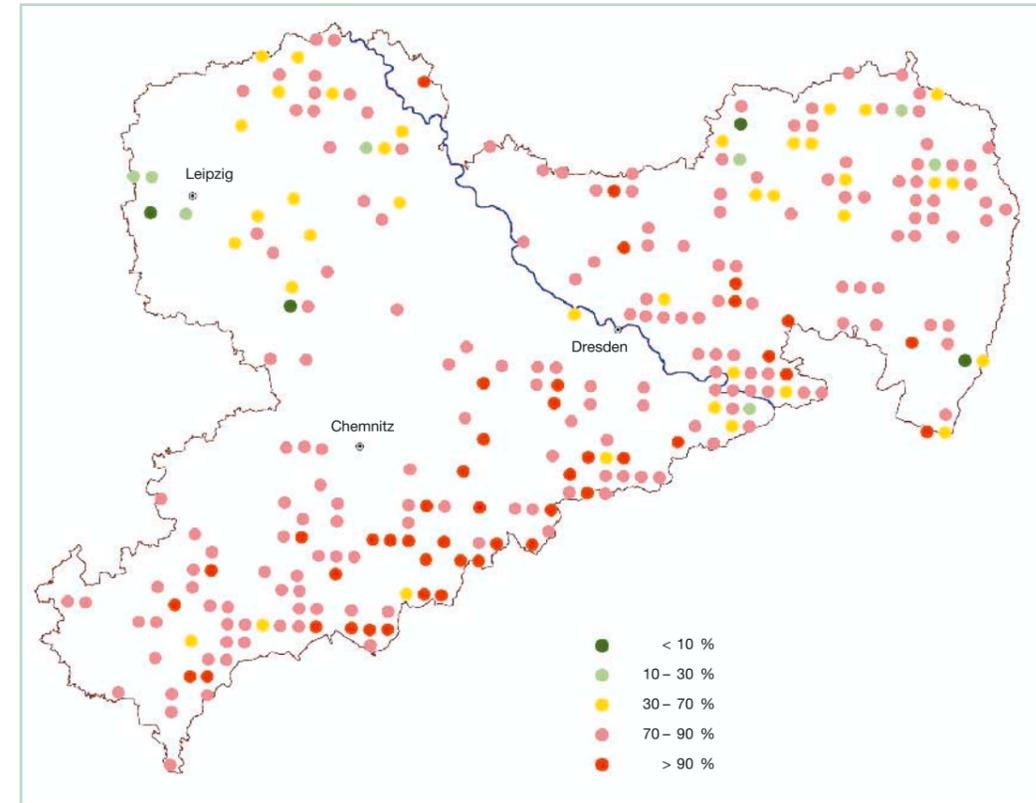


Abb. 41:
Al-Sättigung (%) in der Tiefenstufe 10–30 cm der BZE

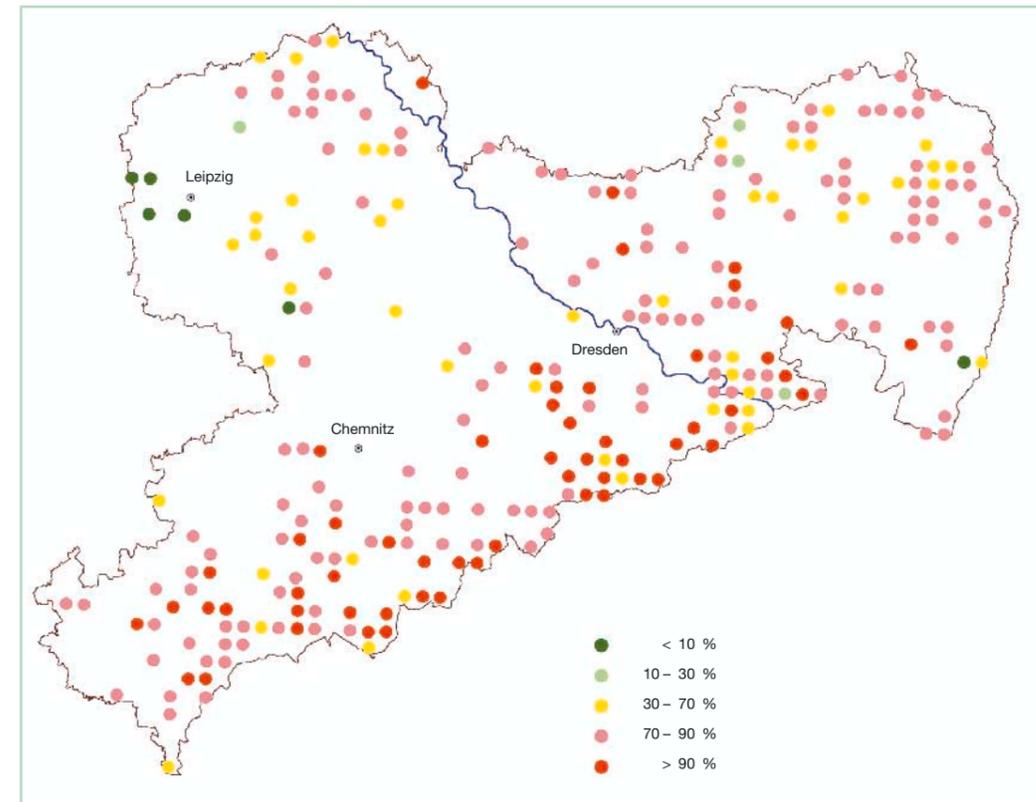


Abb. 42:
Al-Sättigung (%) in der Tiefenstufe 30–60 cm der BZE

Abb. 43:
Fe+H-Sättigung (%)
in der Tiefenstufe
5–10 cm der BZE

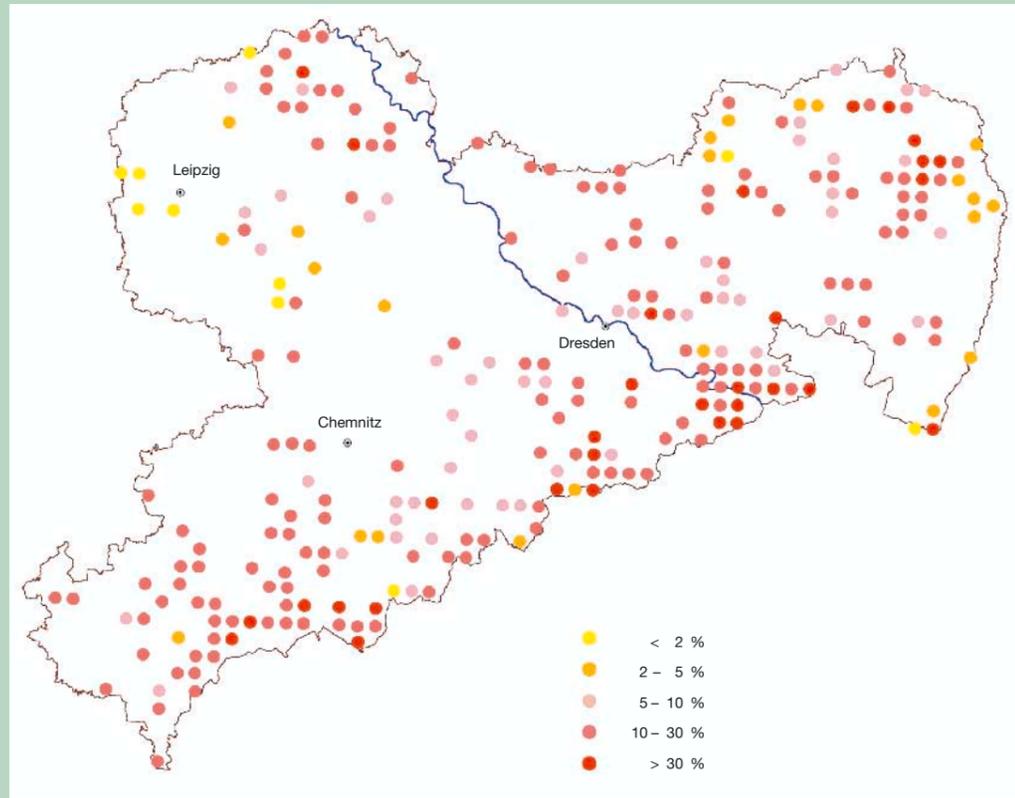


Abb. 44:
Fe+H-Sättigung (%)
in der Tiefenstufe
10–30 cm der BZE

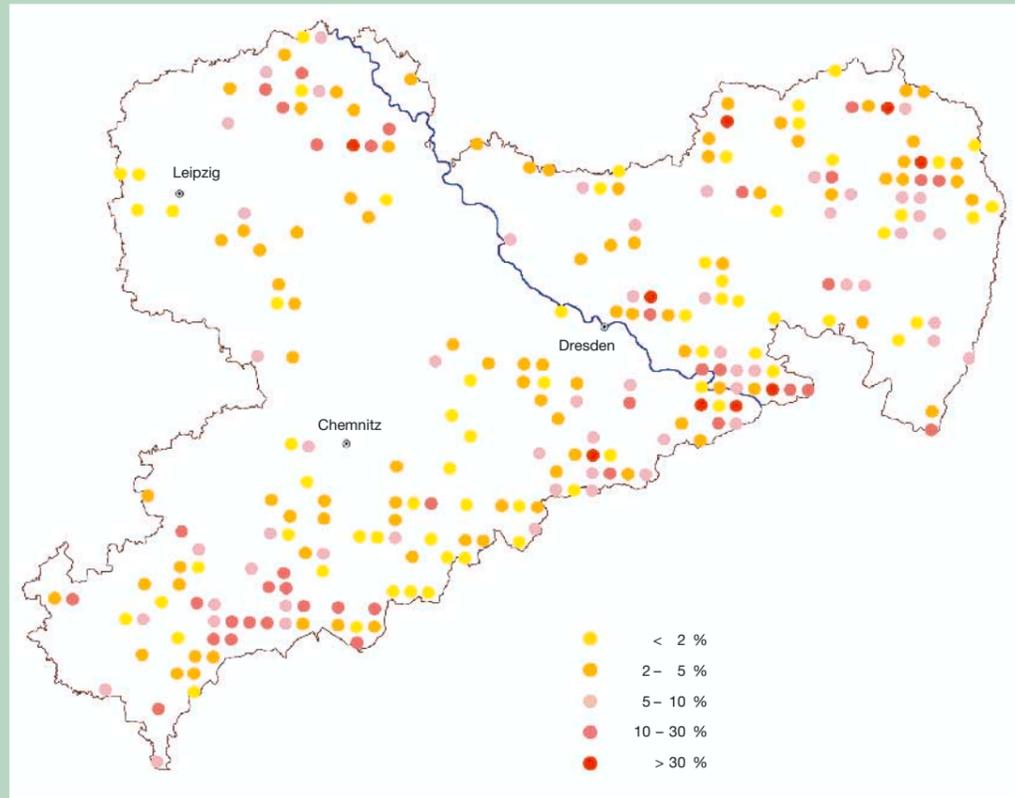


Abb. 45:
Fe+H-Sättigung (%)
in der Tiefenstufe
30–60 cm der BZE

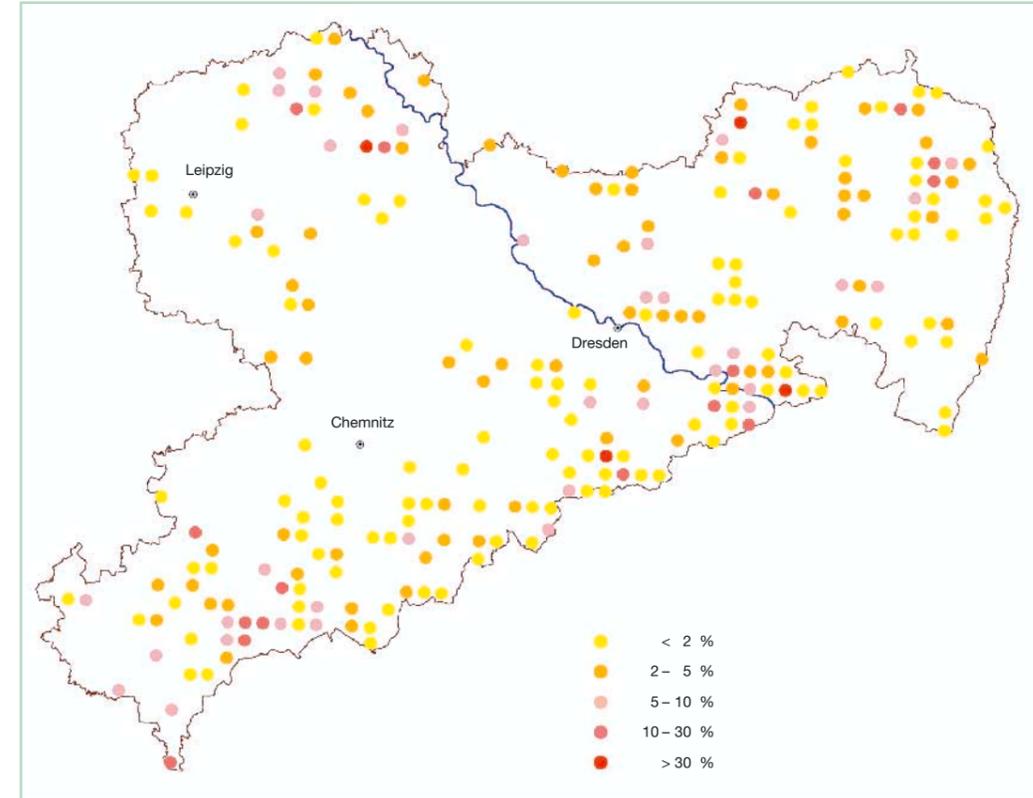
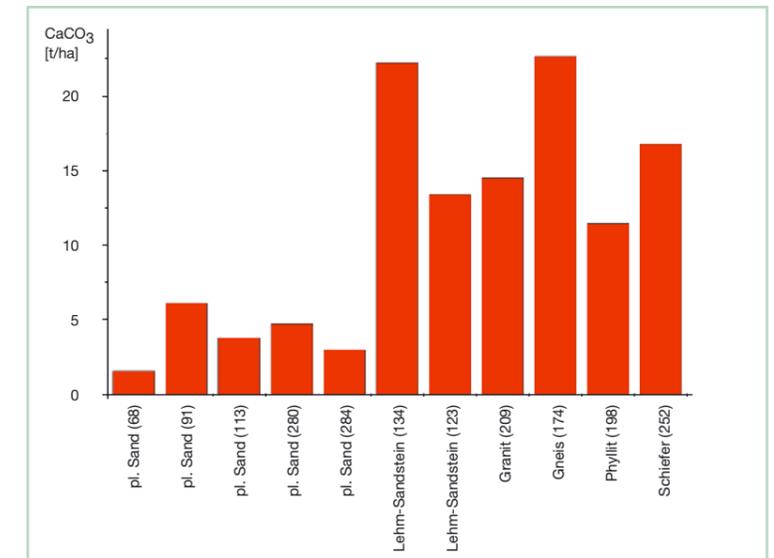


Abb. 46:
Aufwandmengen an
Kalk (CaCO_3)
für ein theoretisches
Kalkungsziel pH 5,0
an Beispielen der BZE

gen, die neben den Säuregehalten entscheidend vom Tongehalt des Bodens abhängig sind. Letzterer bestimmt die Menge der an den Tonmineraloberflächen gebundenen Al-Hydroxo-Kationen. Diese puffern die freien Protonen (H^+) und erhöhen

3.2.4.6 Basenneutralisierungskapazität (BNK)

ULRICH et al. (1984) führten die Basenneutralisierungskapazität (BNK) als Maß für den Säuregehalt des Bodens ein, deren Zunahme einer Bodenversauerung entspricht, während eine Abnahme sich in einer pH-Anhebung dokumentiert. Unter Berücksichtigung der bodenphysikalischen Standortdaten aus Trockengewicht und Skelettanteil sowie der Bodenmächtigkeit lassen sich aus den BNK-Werten diejenigen Kalkmengen abschätzen, die zur Anhebung des Boden-pH auf einen bestimmten Wert notwendig sind (MEIWES et al. 1984). In der Abb. 46 ist an einigen BZE-Beispielen der pro Hektar bis 90 cm Bodentiefe berechnete Kalkbedarf für ein theoretisches Kalkungsziel pH 5 dargestellt, um damit die bodenchemischen Reaktionen in den ökologisch günstigen Grenzbereich zwischen Austausch- und Silikatpufferbereich zu überführen. Es zeigen sich anhand dieser typischen Standorte deutliche Unterschiede zwischen den erforderlichen Aufwandmengen



dadurch die BNK. Entsprechend schwanken die Aufwandmengen an CaCO_3 zwischen den Standorten erheblich. Sie betragen in Waldböden auf pleistozänen Sanden zwischen etwa 3,8 und 6,1 t CaCO_3/ha , während auf den Quadersandstein-, Granit-, Gneis-, Schiefer- und Phyllitstandorten mit höheren Kalkmengen zwischen etwa 12 bis 23 t CaCO_3/ha kalkuliert werden muss.

Die einmalige Einarbeitung derartiger Gesamtmenngen würde jedoch oftmals erhebliche Eingriffe in das Waldökosystem darstellen und könnte zu nur schwer kalkulierbaren negativen Auswirkungen durch z. B. verstärkten Humusabbau und beträchtliche Stickstoffverluste führen. Zudem ist die Durchführung auf den meisten Waldflächen aufgrund schwieriger Geländebedingungen, hoher Skelettanteile sowie wegen der Gefahr der Verschlämzung auf lehmigen Substraten nicht praktikabel bzw. sinnvoll. Letztlich sind derartige umfangreiche Meliorationsverfahren nur im Zuge von Verjüngungsmaßnahmen auf Kahlflächen denkbar und durch Nadel-/Blattuntersuchungen zu prüfen. Dennoch geben die Werte einen Eindruck vom Umfang des Basenverlustes bzw. vom Rückgang der Pufferkapazität vieler Waldböden im Verlauf des tiefgründigen Versauerungsprozesses, dessen Folgen es langfristig zu beheben gilt.

3.2.4.7 Nährelementvorräte im Wurzelraum

Die Nährelementvorräte im Mineralboden wurden für die BZE-Punkte im 8 x 8-km-Raster mittels

gemessener und teils geschätzter Trockenraumdichten und unter Berücksichtigung der geschätzten Skelettanteile bestimmt. Dabei können sich die Schätzfehler im ungünstigsten Fall bis zu 35 % addieren (BUBERL et al. 1994) und die letztlich aus exakten Gehaltsangaben errechneten Vorratsangaben sind entsprechend „aufgeweicht“.

Aus dem Verlust der leicht verfügbaren und der mittelfristig mobilisierbaren Nährelementvorräte des Bodens einschließlich der organischen Auflage resultiert langfristig die Gefahr einer gestörten Nährstoffversorgung der Waldökosysteme. Ein Vergleich der Nährelementvorräte der Böden mit den in der Biomasse von Waldbeständen gebundenen Elementvorräten ermöglicht die Abschätzung der aktuellen bis mittelfristigen Nährstoffversorgung der Waldbestände. So werden bereits als durchschnittlicher Kalium- und Kalziumvorrat für die Biomasse von Baumhölzern etwa 400 kg/ha angegeben. Der Richtwert von Magnesium liegt bei 100 kg/ha (z. B. ULRICH und PUHE 1994, ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG 1996). Eichen-Hainbuchenwälder können aber wesentlich höhere Ca-Vorräte von > 2 000 kg/ha aufweisen (WOLFF und RIEK 1997). Demgegenüber lassen sich in ertragschwachen, geringwüchsigen Kiefernbeständen oft nur etwa 210 kg/ha Kalzium und etwa 40 kg/ha Magnesium in der Biomasse bestimmen.

Eine Einschätzung der **Nährelementvorräte im Wurzelraum** – definiert als die Summe der Vorräte der organischen Auflage und des Mineralbodens bis in 60 cm Tiefe – ergibt sich aus dem Box-Plot in Abb. 47, die auf den 68 Standorten des 8 x 8-km-Rasters basiert. (Die punktbezogenen Vorräte können jeweils den Datenblättern zu den Bodenprofilen entnommen werden.)

Die **Kalziumvorräte** sind nach dem ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG (1996) mit überwiegend etwa 500 bis 1 100 kg/ha **mäßig bis mittel** (vgl. Tab. 13 im Anhang). Die gleiche Einstufung gilt für die **Magnesiumvorratswerte**, die mehrheitlich zwischen etwa 150 und 350 kg/ha liegen, während die **Kaliumvorräte** mit etwa 200 bis 550 kg/ha nur **gering bis mäßig** zu bewerten sind. Einschränkung ist anzumerken, dass erhebliche Elementmengen in den überwiegend ungünstigen Humusformen bzw. teilweise mächtigen Humusaufgaben eingebunden

sind (vgl. S. 13 ff) und vielfach diejenigen der Mineralböden überschreiten. Von dieser Umverteilung der Nährstoffvorräte ist Magnesium offensichtlich bevorzugt betroffen (vgl. Abb. 48). Das bedeutet, dass sich die Waldbestände bevorzugt vom kleinen Magnesiumkreislauf aus der Humusmineralisierung versorgen und der Mineralboden für die Mg-Ernährung von untergeordneter Bedeutung ist (BUBERL et al. 1994). Dies kann ungünstige Auswirkungen auf die Mg-Ernährung der Bestände haben und wird häufig durch die bekannten Mangelsymptome (Nadelvergilbungen) dokumentiert.

Die Karten zur räumlichen Verteilung der Ca- und Mg-Vorräte (vgl. Abb. 49 und 50) unterstreichen einerseits die **geringe Variabilität der Nährstoffausstattung der Waldböden**, die andererseits keine substratbezogene Klassifizierung erkennen lassen und somit auch bezüglich dieses Bodenparameters auf eine landesweite Nivellierung verweisen. Dieser Befund ist wiederum dem langfristigen, regional unterschiedlich intensiven Versauerungsprozess der Waldböden geschuldet und lässt auf die in Verbindung damit intensive Silikatverwitterung und die anschließende Tiefenverlagerung und Ver-

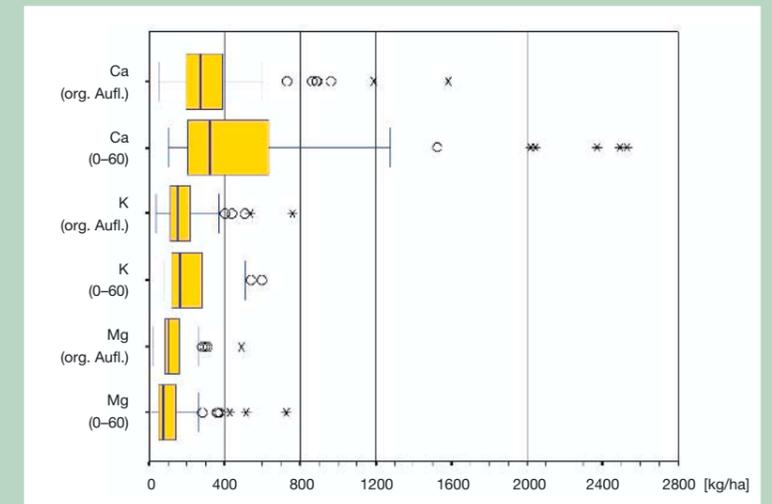


Abb. 48: Boxplot zu den Kalzium-, Kalium- und Magnesiumvorräten in der organischen Auflage (org. Aufl.) und im Mineralboden bis 60 cm Tiefe (0–60 cm) der BZE im 8x8-km-Raster (n = 68)

Abb. 49: Kalzium-Vorräte (kg/ha) im Wurzelraum der BZE-Punkte im 8x8-km-Raster

Abb. 47: Boxplot zu den Kalzium-, Kalium- und Magnesiumvorräten im Wurzelraum (= organische Auflage + Mineralboden bis 60 cm Tiefe) der BZE im 8x8-km-Raster (n = 68)

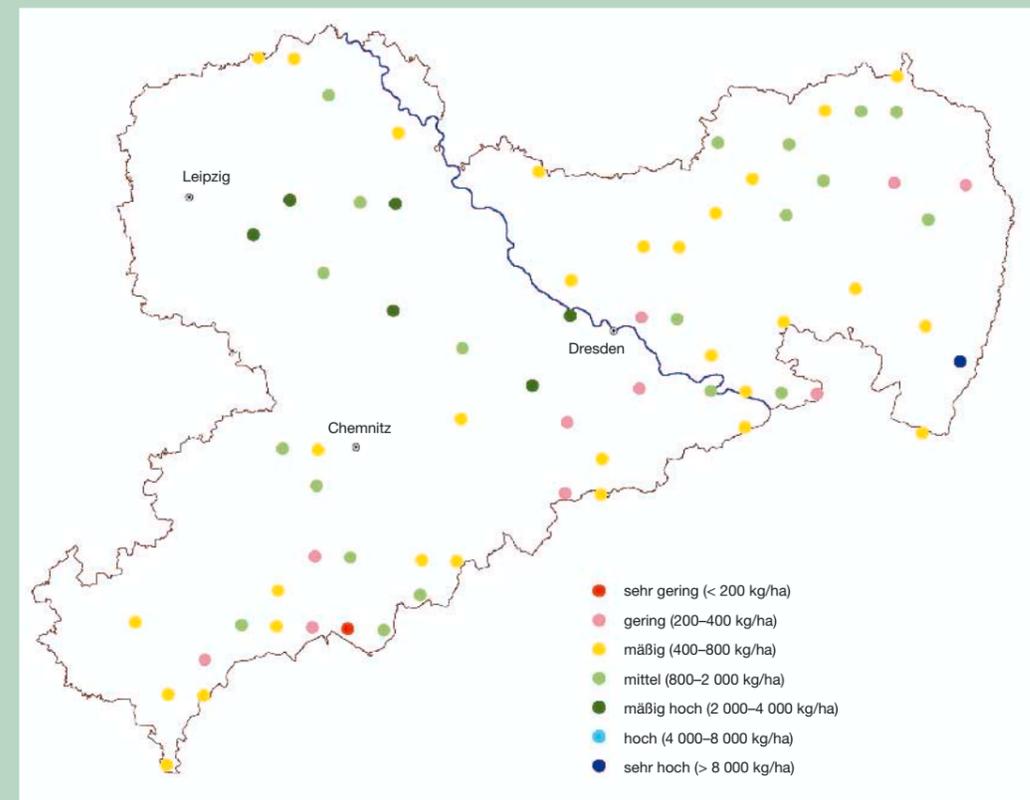
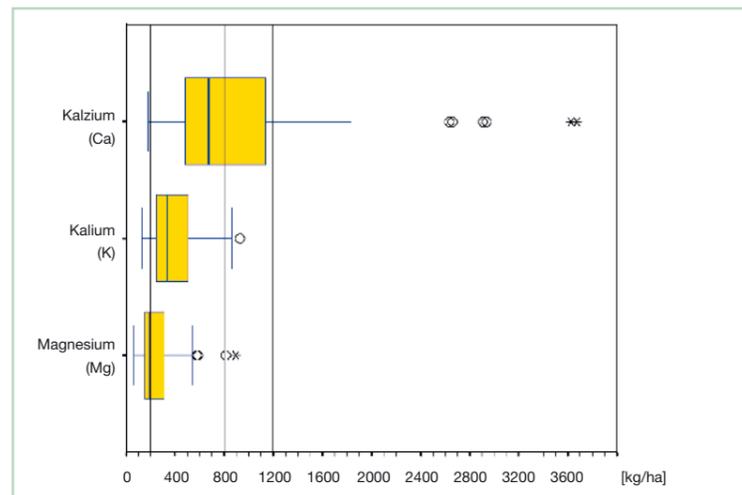
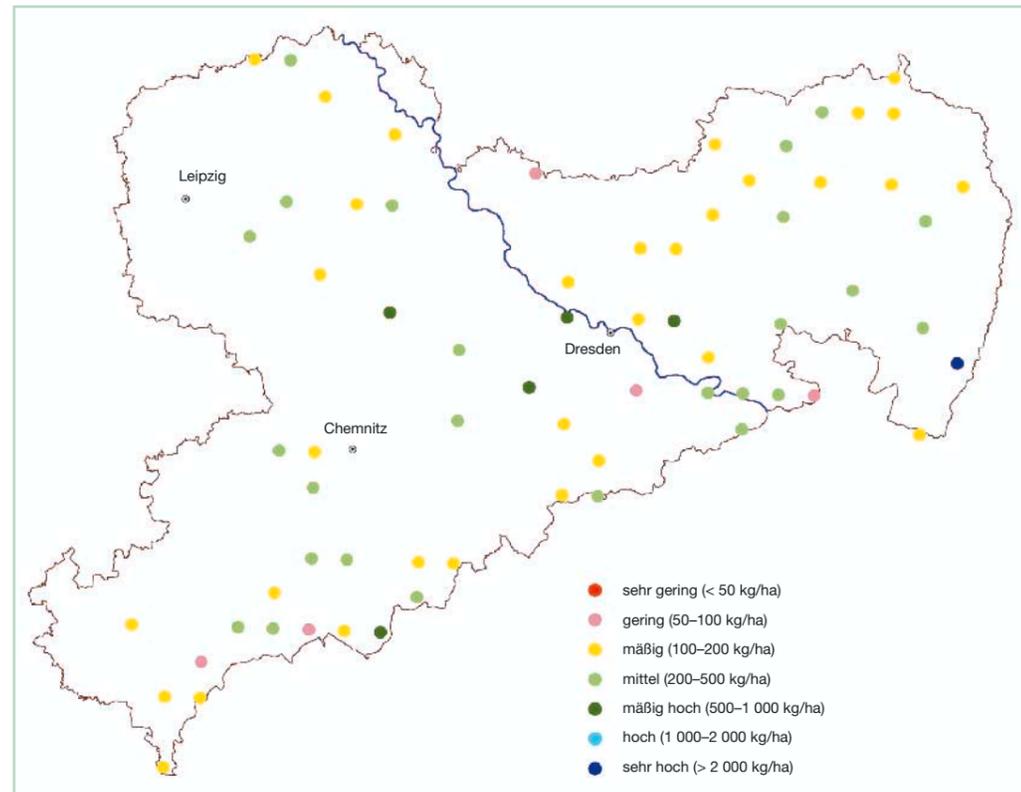


Abb. 49: Kalzium-Vorräte (kg/ha) im Wurzelraum der BZE-Punkte im 8x8-km-Raster

Abb. 50:
Magnesium-Vorräte
(kg/ha) im Wurzel-
raum der BZE-Punkte
im 8 x 8-km-Raster



3.2.4.8 Ca/Al- und Mg/Al-Verhältnisse in der Bodenlösung (1 : 2-Extrakt)

Für die Abschätzung einer ökophysiologischen Gefährdung der Waldbestände durch die Bodenversauerung sind ferner die prozentualen Anteile von Ca^{2+} , Mg^{2+} und Al^{3+} an der Gesamtsumme der Kationen in der Bodenlösung wichtige Parameter, da mit zunehmender Versauerung der Kationenanteil von Ca und Mg in der Bodenlösung abnimmt, während der Anteil von Al^{3+} zunimmt.

Als ein praktikables Verfahren für umfangreiche und routinemäßige Untersuchungen der Bodenlösung wurde im Rahmen der BZE im 8x8-km-Raster der wässrige 1 : 2-(Boden-Wasser-)Extrakt gewonnen, der durch Zugabe von jeweils 200 ml Wasser auf 100 g gesiebten und getrockneten Boden hergestellt wird. Die Problematik dieses Verfahrens gegenüber einer mithilfe der Saugkerzentechnik unter erheblichem Aufwand vor Ort gewonnenen Bodenlösung besteht in der Verwendung von aufbereitetem, gestörten Probenmaterial.

Es gibt eine Anzahl von Untersuchungen, die – allerdings an Baumsämlingen in Kulturlösungen – deutliche Beeinträchtigungen des Feinwurzelsystems der Bäume durch Aluminium feststellten (ROST-SIEBERT 1985, GODBOLD 1994), wobei für eine Schädigung vor allem das Verhältnis von Al zu Ca entscheidend ist, weniger die absolute Al-Konzentration. Zwar lassen sich die aus Kulturversuchen abgeleiteten Werte nicht ohne weiteres auf Freilandbedingungen übertragen. Die Wahrscheinlichkeit, dass zumindest bei den angeführten Werten mit einem durch Aluminium bedingten Stress zu rechnen ist, lässt sich jedoch aus der genetisch festgelegten Reaktion der Waldbäume ableiten (BÜTTNER 1997). Nach CRONAN und CRIGAL (1995) werden als kritische Parameter ein molares Verhältnis von $\text{Ca}/\text{Al} < 1,0$ (50%iges Risiko) in der Bodenlösung und eine Basensättigung $< 15\%$ der effektiven Austauschkapazität (AKe) angesehen. Bei Vorliegen einer Basensättigung unter 15% wird mit abnehmendem Ca/Al -Quotienten das Risiko durch Al-Toxizität wie folgt eingeschätzt: 50%iges Risiko bei Ca/Al zwischen 0,5 und 1,0; 75%iges Risiko bei Ca/Al zwischen 0,2 und 0,5; 100%iges Risiko bei $\text{Ca}/\text{Al} < 0,2$.

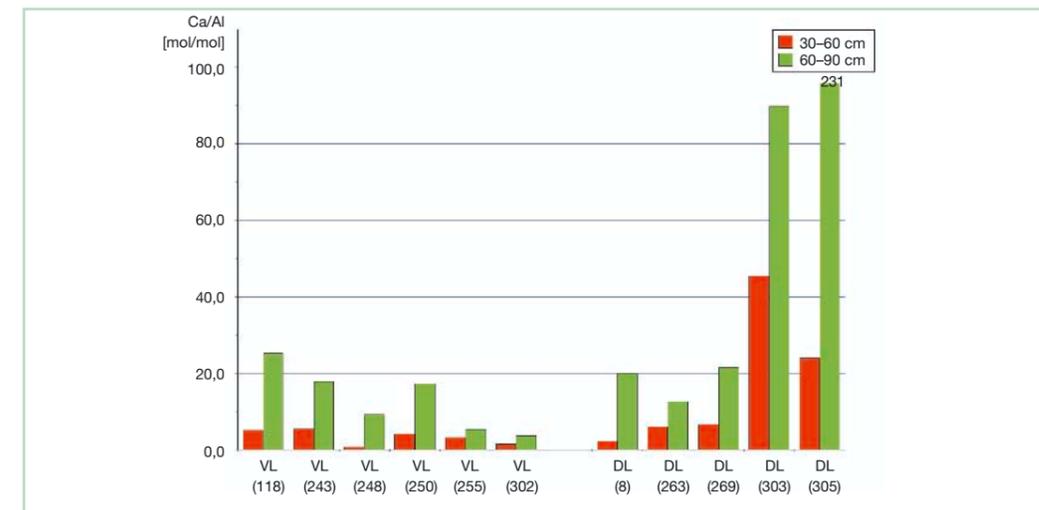
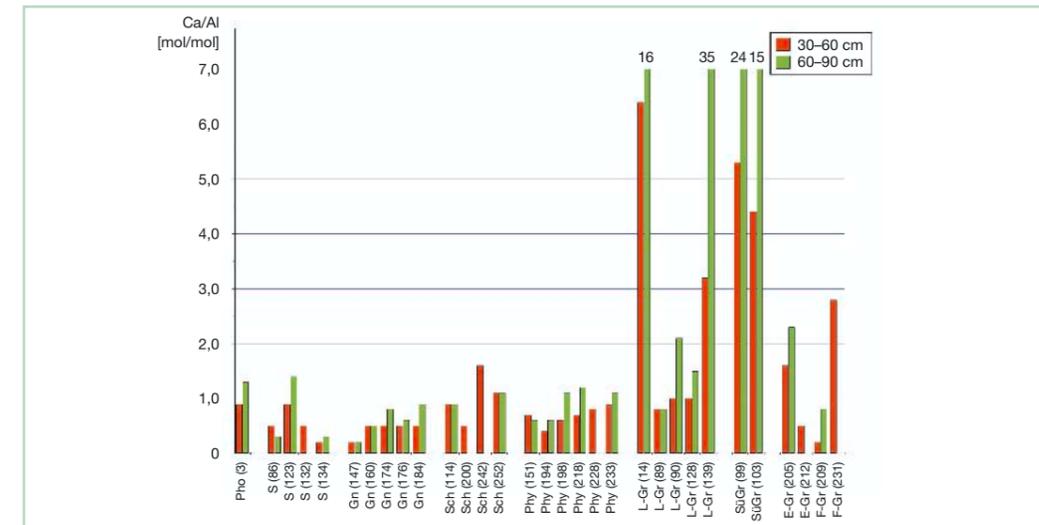


Abb. 51:
Ca/Al-Verhältnisse im
1 : 2-Extrakt der BZE im
8 x 8-km-Raster
(Pho = Phonolith,
S = Sandstein,
Gn = Gneis,
Sch = Schiefer,
Phy = Phyllit,
L-Gr = Lausitzer Granit,
SüGr = Sand ü. Granit,
E-Gr = Eibenstocker
Granit,
F-Gr = Fichtelgebirgs-
Granit)

Abb. 52:
Ca/Al-Verhältnisse im
1 : 2-Extrakt der BZE
im 8x8-km-Raster auf
Voll-Lössen (VL) und
Decklössen (DL)

Die Ergebnisse ergänzen die Klassifikation der Waldböden, wie sie bereits aufgrund der pH-Werte und der Basensättigung vorgenommen wurde. Es sind vor allem wieder die Fichtenbestände auf den Sandstein-, Gneis-, Schiefer- und Phyllitstandorten, deren Wurzelsystem infolge der geringen bodenchemischen Elastizität von einer zunehmenden Gefährdung durch Al-Toxizität bedroht erscheint (vgl. Abb. 51). Diese Gefährdung ist auf den Granitstandorten offensichtlich heterogener ausgeprägt. Ca/Al -Verhältnisse von 1,0 werden teilweise deutlich unterschritten, sodass zumindest ein erhöhter Feinwurzelsatz aufgrund der erhöhten Regeneration geschädigter Feinwurzeln wahrscheinlich ist. Entsprechend den hohen Basensättigungsgraden ergeben sich im Unterboden der Lössböden Ca/Al -Verhältnisse, die weit außerhalb eines Gefährdungsbereiches

liegen (vgl. Abb. 52). Dennoch wird die Verbesserung der chemischen Bedingungen mit zunehmender Bodentiefe deutlich. (Auch im Oberboden können durchaus wieder bessere ökologische Bedingungen vorherrschen, da in den humusreichen Horizonten ein großer Teil des Al^{3+} organisch komplexiert vorliegt und damit seine toxische Wirkung verliert). Im Fall der Löss-Standorte 248 und 302 erscheint die zeitweilige Unterschreitung des Grenzwertes in der Tiefe 30–60 cm möglich; diese Standorte weisen in dieser Tiefe allerdings auch die niedrigsten Basensättigungsgrade ($\text{BS} \% < 10$ bzw. 16) der Lössböden auf.

Die Vitalität der Bestände kann zudem durch die Einschränkung der Magnesiumaufnahme gemindert werden. Das scheint besonders auf Gneisbodenformen der Fall zu sein (vgl. Abb. 53). Dies ist

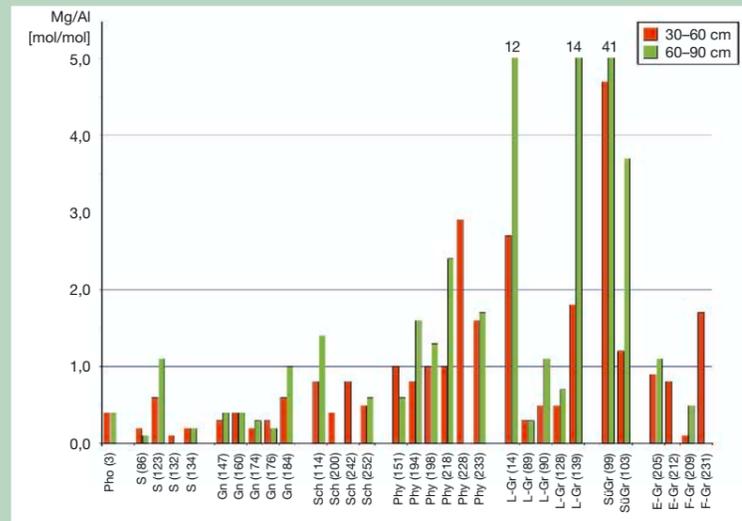
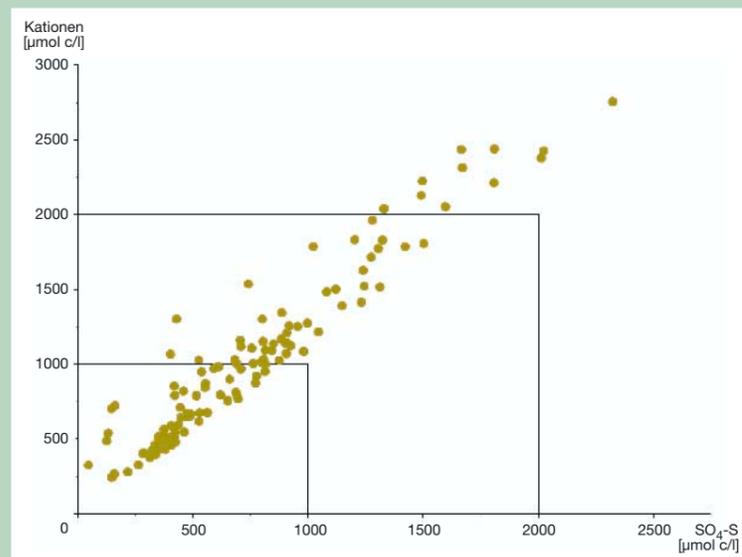


Abb. 53: bei Mg/Al-Molverhältnissen der Bodenlösung unterhalb 0,3–0,2 anzunehmen und kann zu abnehmenden Mg-Gehalten in den Nadeln sowie zur Ausbildung von Mg-Mangelsymptomen führen (ROST-SIEBERT 1985). Da es sich bei den vorgestellten Daten – wie auch bei den Auswertungen zu pH und Basensättigung – um Ergebnisse aus Mischproben von 8 volumengleichen Bodenproben handelt, können wegen der kleinräumigen Heterogenität bodenchemischer Zustände in Waldböden kleinstandörtlich noch ungünstigere bodenchemische Bedingungen erwartet werden.

Abb. 54: Beziehung zwischen Sulfat-Schwefel (SO_4-S) und Kationen im 1 : 2-Extrakt der BZE im 8x8-km-Raster



3.2.4.9 Sulfat in der Bodenlösung

Sulfat-Ionen in der Bodenlösung entstammen praktisch ausschließlich der Deposition von Schwefelverbindungen. Sie haben zwar nach Einschätzung der Wasserversorger keine Bedeutung für die Trinkwasserqualität (BÜTTNER 1997) und gelten als gesundheitlich unbedenklich. Das Risiko sulfathaltiger Niederschläge für die Böden liegt jedoch in der kontinuierlichen Auswaschung von Nährstoffen und dem Verlust von Pufferkapazität, womit der Versauerungsprozess vorangetrieben wird. Die S-Deposition hat deshalb eine hohe Bedeutung für die Boden- und Gewässerversauerung (MATZNER 1988, BEIERKUHNEIN 1991, LANGUSCH 1995, RIEDEL 1999). Da Waldböden zudem über ein „chemisches Gedächtnis“ in Form akkumulierter Al-Sulfate verfügen, kann die Auflösung der Al-Sulfat-Salzphase im Boden für längere Zeit – auch bei reduzierten S-Einträgen – die treibende Kraft bei der Säurebelastung tieferer Bodenschichten und des Grundwassers sein (VEERHOFF et al. 1997).

Die Abb. 54 verdeutlicht anhand der Steilheit der Beziehung zwischen S-Ionen und Kationen, die häufig dem Verhältnis von etwa 1 : 1 nahe kommt, den **dominierenden Einfluss der Schwefelgehalte auf Umfang und Zusammensetzung der Kationen in der Bodenlösung**. Demzufolge tragen mobile Sulfat-Ionen weiterhin entscheidend zur Versauerungsprozessen und Nährstoffverlusten von Waldstandorten bei.

Ein negativer Effekt kann auch durch die zunehmende Nitrat-Belastung des Sickerwassers auf sauren Standorten gegeben sein, wenn die häufig übermäßigen Stickstoffeinträge nicht durch die Pflanzenaufnahme und durch N-Immobilisierung kompensiert werden und ebenfalls Nährstoffkationen als Begleitkationen zum NO_3 -Anion aus dem Waldökosystem ausgetragen werden.

3.3 Ernährung von Fichten- und Kiefernbeständen

Im Rahmen der BZE 1992 im 8x8-km-Raster wurde der Ernährungszustand von 33 Fichtenbeständen (9–132 Jahre) und von 22 Kiefernbeständen (16–99 Jahre) an Mischproben von 3 herrschenden Bäumen je Bestand des 8x8-km-Rasters untersucht.

Die **Fichtenstichprobe** entspricht mit Ausnahme der unterbesetzten ersten Altersklasse etwa der sächsischen Fichten-Altersstruktur (vgl. Abb. 55a). In den stark fichtenbestockten Hochlagen (650–800 m ü. NN) liegen 11 Probepunkte (vgl. Tab. 3). Die Mittleren Berglagen (450–700 m ü. NN) und Unteren Berglagen/Hügellandbereich (100–450 m ü. NN) sind gemessen an ihrem relativen Flächenanteil im Standortsspektrum gerecht besetzt. Von nur einem Probepunkt sind für das Tiefland (< 200 m ü. NN) keine sicheren Aussagen zu erwarten. Analog gilt das auch für die Trophiestufen R/K (reich/kräftig); insgesamt spiegelt sich die standortkundliche Nährkraftabstufung in der Probepunktverteilung des 8x8-km-Rasters annähernd wider.

Die **Kiefernstichprobe** hat ein ausgeprägtes Maximum in 40- bis 59-jährigen Beständen, während Jung- und Altbestände (Alter: 0–39 sowie > 80 Jahre) nur schwach oder gar nicht besetzt sind (vgl. Abb. 55b). Die meisten Probebestände liegen erwartungsgemäß im Tiefland (T), die Trophiestufen A/Z (arm/ziemlich arm) und M (mittel) haben etwa den gleichen Stichprobenumfang (vgl. Tab. 4).

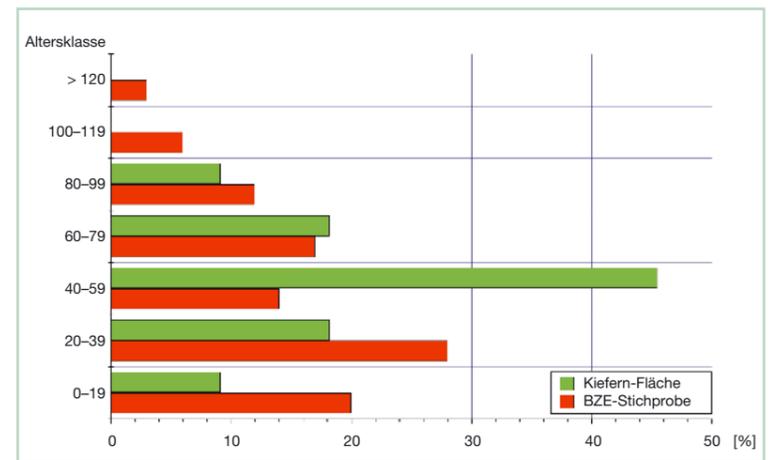
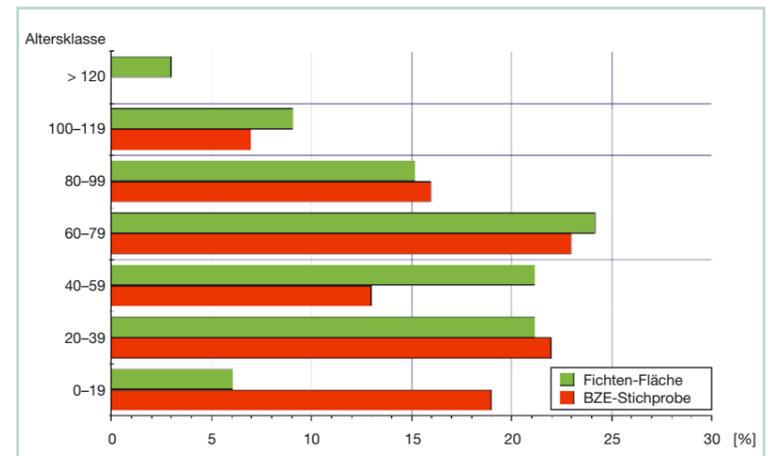
Die ernährungkundlichen Ergebnisse wurden den standortkundlichen Befundeinheiten Höhen-/Klimastufe bzw. Trophiestufe zugeordnet (vgl. Tab. 3, 4) und zusätzlich nach Minimal-, Maximalwert, Median und 15-, 35-, 65-, 85-Perzentilstufen der prozentualen Summenhäufigkeits-Verteilung klassifiziert. Diese Perzentile charakterisieren die bei 15, 35, 65, und 85 % aller Messwerte der Stichprobe erreichten Elementkonzentrationen. Sie sind nicht identisch mit ernährungsphysiologischen Mangel- und Belastungsgrenzen für die einzelnen Elemente. Diese Bewertung erfolgte im Wesentlichen für Fichte nach NEBE (1997), für Kiefer nach HOFMANN, KRAUSS (1988) und nach WOLFF und RIECK (1997). Bei einem Stichprobenumfang von nur 3 Bäumen je BZE-Punkt können – elementspezifisch

differenziert – statistisch gesicherte Unterschiede von vornherein nur eingeschränkt erwartet werden (LEUBE 1999).

Die **Stickstoffversorgung** beider Baumarten bewegt sich im natürlichen Schwankungsbereich (vgl. Tab. 3, 4; Abb. 56a, b), ältere Nadeln haben meist niedrigere Spiegelwerte als 1-jährige (rezen-te) Nadeln. Bis auf je einen Fichten- und Kiefern-Bestand (Punkt 250 bzw. 90) mit Gehalten über 20 mg N/g TS in den älteren Nadeln treten extreme Anreicherungen nicht auf.

Kiefern im ehemals stark streugennutzten nordost-sächsischen Tiefland und auf A/Z-Standorten leiden sogar noch relativ häufig unter Mangel (8, 21, 44, 47, 50, 56, 61, 68, 71, 79, 86; vgl. Abb. 57). Bei Fichte ist keine Abhängigkeit der N-Nadelspiegelwerte von den Höhen- bzw. Trophiestufen (vgl. Tab. 3) erkennbar, Mangel tritt an 4 Probepunkten (184, 191, 194, 242) auf.

Abb. 55 a, b: Relative Altersklassenanteile von Fichte und Kiefer an der jeweiligen Baumartenfläche in Sachsen und an den BZE-Punkten 1992 (100 % = n = 33 und 22 bei Fichte bzw. Kiefer)



Tab. 3:
Ernährung der BZE-Fichten 1992, gegliedert nach der Gesamt-Stichprobe (n = 33) und nach standortkundlichen Befundeinheiten

NJ = Nadeljahrgang
St = Gesamtschwefel
SO₄-S = Sulfat-schwefel-Anteil in Prozent zu St
Hf = Höhere Berglagen mit feuchtem Klima
Mf = Mittlere Berglagen mit feuchtem Klima
Uf, m = Untere Berglagen/Hügelland mit feuchtem bzw. mäßig trockenem Klima
Tm = Tiefland mit mäßig trockenem Klima
R/K = reiche/kräftige Trophie
M = mittlere Trophie
Z/A = ziemlich arme/arme Trophie

Element-Gehalt in d. TS	NJ	Stichproben-Charakteristika										Höhen- und Klimastufe (Median)					Trophiestufe (Median)		
		Perzentile					Min	Median	Max	Hf (n = 11)	Mf (n = 7)	Uf, m (n = 14)	Tm (n = 1)	R/K (n = 2)	M (n = 21)	Z/A (n = 10)			
		≤ 15	≤ 35	≤ 65	≤ 85														
N (mg/g)	1	14,1	14,7	16,7	17,5	12,5	15,9	19,2	15,5	15,4	16,1	14,1	15,8	15,6	15,9				
	3	12,7	13,2	14,3	14,8	11,5	13,7	20,3	14,0	13,2	14,6	11,5	14,2	14,3	13,2				
P (mg/g)	1	1,26	1,34	1,47	1,63	1,14	1,39	2,05	1,52	1,45	1,38	1,15	1,31	1,43	1,47				
	3	0,98	1,03	1,14	1,24	0,74	1,08	1,83	1,16	1,19	1,03	0,74	1,10	1,09	1,12				
St (mg/g)	1	1,6	1,8	2,0	2,4	1,2	1,9	2,8	1,8	1,9	2,1	1,5	1,8	2,0	1,7				
	3	2,1	2,6	3,1	3,6	1,5	2,8	4,9	2,5	3,0	3,2	2,7	2,8	3,0	2,6				
SO ₄ -S (% v. St)	1	38	44	51	56	27	48	64	43	48	50	39	45	50	41				
	3	57	64	72	75	35	69	84	63	70	68	73	68	68	65				
K (mg/g)	1	4,2	5,8	6,9	7,8	3,5	6,6	10,4	6,5	6,4	6,1	5,6	5,2	6,2	6,8				
	3	5,3	5,9	7,1	8,2	3,6	6,5	10,6	6,8	6,8	6,3	6,5	5,6	6,6	6,8				
Ca (mg/g)	1	4,5	5,1	6,4	7,2	3,5	5,4	7,6	5,6	5,8	5,7	7,3	4,3	5,7	6,0				
	3	6,0	6,5	8,7	10,8	4,7	7,2	16,1	7,2	7,3	9,1	11,4	7,5	8,4	7,5				
Mg (mg/g)	1	0,73	0,89	1,13	1,26	0,53	1,01	1,57	0,99	0,96	1,04	1,47	0,93	1,03	1,04				
	3	0,40	0,57	0,69	1,03	0,32	0,66	1,53	0,52	0,78	0,76	1,25	0,63	0,71	0,68				
N/S	1	7,0	7,9	8,9	9,8	5,7	8,2	11,6	8,9	8,2	7,9	9,6	8,7	7,9	9,3				
	3	3,9	4,5	5,7	6,7	2,5	4,8	10,3	5,9	4,8	5,0	4,2	5,1	5,1	5,6				
N/Mg	1	11,9	13,8	17,6	22,9	9,2	14,5	33,9	17,2	17,0	16,4	9,6	18,2	16,0	17,4				
	3	13,1	19,7	25,1	34,7	7,9	21,5	45,4	29,5	21,3	21,0	9,2	23,0	23,2	24,7				
Mn (mg/kg)	1	465	744	1414	2175	193	1101	3438	950	1094	1670	1433	1458	1500	851				
	3	417	914	1766	3536	195	1329	6971	1076	1405	2733	2000	2682	2192	947				
Fe (mg/kg)	1	57	66	83	95	46	73	150	65	89	84	87	91	80	75				
	3	72	89	103	148	57	94	239	80	102	124	239	140	108	99				
Al (mg/kg)	1	86	108	135	152	57	118	183	104	111	141	82	129	126	108				
	3	140	188	234	268	88	213	396	166	192	272	223	306	222	182				
Zn (mg/kg)	1	26	31	36	42	25	31	62	37	32	33	46	26	34	36				
	3	21	23	31	36	15	26	62	28	27	29	52	24	29	29				
Cu (mg/kg)	1	2,5	2,8	3,2	3,6	2,3	2,9	4,6	3,2	3,3	2,9	2,5	3,2	2,9	3,4				
	3	2,5	2,6	3,1	3,5	2,3	2,8	7,0	3,1	3,5	2,8	2,8	2,8	3,1	3,2				

Tab. 4:
Ernährung der BZE-Kiefern 1992, gegliedert nach der Gesamt-Stichprobe (n = 22) und nach standortkundlichen Befundeinheiten

NJ = Nadeljahrgang
St = Gesamtschwefel
SO₄-S = Sulfat-schwefel-Anteil in Prozent zu St
Hf = Höhere Berglagen mit feuchtem Klima
Mf = Mittlere Berglagen mit feuchtem Klima
Uf, m = Untere Berglagen/Hügelland mit feuchtem bzw. mäßig trockenem Klima
Tm = Tiefland mit mäßig trockenem Klima
R/K = reiche/kräftige Trophie
M = mittlere Trophie
Z/A = ziemlich arme/arme Trophie

Element-Gehalt in d. TS	NJ	Stichproben-Charakteristika										Höhen- und Klimastufe (Median)					Trophiestufe (Median)		
		Perzentile					Min	Median	Max	Hf (n = 0)	Mf (n = 1)	Uf, m (n = 8)	Tm (n = 13)	R/K (n = 0)	M (n = 12)	Z/A (n = 10)			
		≤ 15	≤ 35	≤ 65	≤ 85														
N (mg/g)	1	13,9	15,2	17,9	18,5	13,0	16,1	20,6	16,1	18,1	17,6	15,2	17,8	14,6					
	2	13,6	16,1	18,9	19,7	12,5	16,9	22,9	16,9	19,7	19,0	15,8	19,0	15,0					
P (mg/g)	1	1,19	1,29	1,39	1,71	0,92	1,36	1,82	1,36	1,04	1,45	1,38	1,41	1,36					
	2	1,06	1,19	1,40	1,57	0,92	1,32	1,64	1,32	1,01	1,36	1,28	1,34	1,24					
St (mg/g)	1	1,6	1,7	2,0	2,1	1,4	1,8	2,6	1,8	1,8	2,1	1,7	2,0	1,7					
	2	1,7	1,8	2,1	2,2	1,4	2,0	2,4	2,0	2,0	2,1	1,8	2,1	1,8					
SO ₄ -S (% v. St)	1	38	42	46	49	32	43	54	43	36	45	44	43	44					
	2	36	41	49	51	32	46	56	46	36	43	45	41	47					
K (mg/g)	1	5,2	5,4	6,1	6,5	4,5	5,6	7,2	5,6	4,9	6,1	5,7	5,9	5,6					
	2	4,2	4,6	5,3	5,6	3,5	4,7	7,2	4,7	3,5	5,2	4,9	5,0	5,0					
Ca (mg/g)	1	2,1	2,2	2,6	4,0	1,6	2,4	4,4	2,4	2,0	3,1	2,6	2,9	2,5					
	2	3,3	3,8	4,7	5,8	2,4	4,1	7,4	4,1	3,6	4,6	4,3	4,4	4,5					
Mg (mg/g)	1	0,74	0,87	1,07	1,19	0,48	0,99	1,49	0,99	0,48	0,90	1,05	0,87	1,09					
	2	0,59	0,74	0,90	1,05	0,35	0,81	1,31	0,81	0,35	0,78	0,90	0,71	0,97					
N/S	1	8,0	8,4	9,1	9,7	7,3	8,9	10,6	8,9	10,1	8,7	8,9	9,0	8,7					
	2	7,7	8,0	9,4	10,1	7,0	8,5	10,7	8,5	10,1	9,0	8,6	9,2	8,3					
N/Mg	1	12,4	15,4	18,8	24,6	9,0	16,8	37,5	16,8	37,5	21,0	15,1	21,9	13,9					
	2	12,4	18,7	24,5	29,6	10,8	21,4	56,7	21,4	56,7	25,8	19,0	28,8	16,5					
Mn (mg/kg)	1	168	212	496	738	125	368	1132	368	975	631	283	636	208					
	2	250	316	745	1195	186	478	1473	478	1403	906	438	937	310					
Fe (mg/kg)	1	153	184	229	262	115	197	1358	197	156	371	216	318	211					
	2	196	217	284	339	125	250	2314	250	150	471	284	403	277					
Al (mg/kg)	1	358	377	436	506	254	403	600	403	378	438	400	406	422					
	2	355	391	569	605	248	474	730	474	337	471	498	453	514					
Zn (mg/kg)	1	41	46	55	61	36	47	67	47	47	50	50	49	51					
	2	41	44	61	72	36	47	78	47	47	52	54	50	56					
Cu (mg/kg)	1	3,2	3,5	4,0	5,1	2,6	3,7	9,1	3,7	3,5	3,9	4,3	4,2	4,0					
	2	2,8	3,0	3,5	3,9	2,7	3,3	4,5	3,3	3,0	3,6	3,2	3,5	3,2					

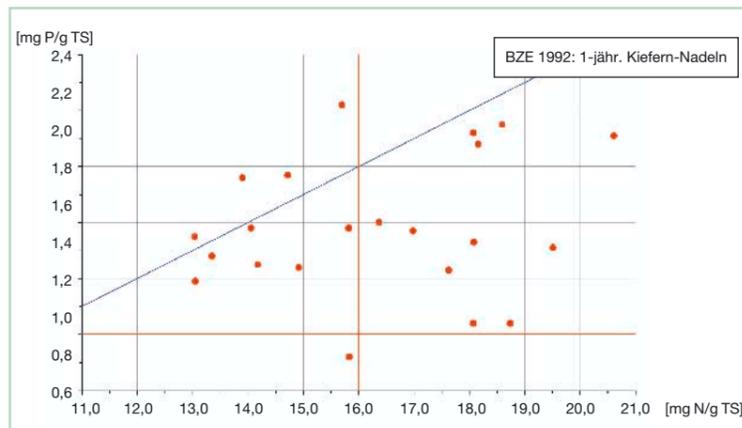
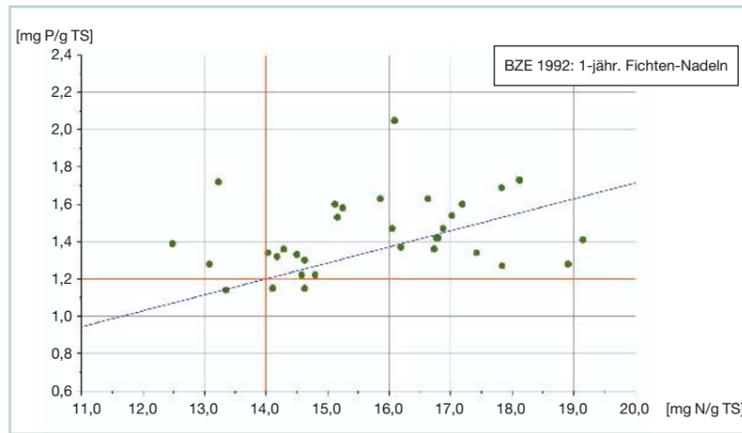
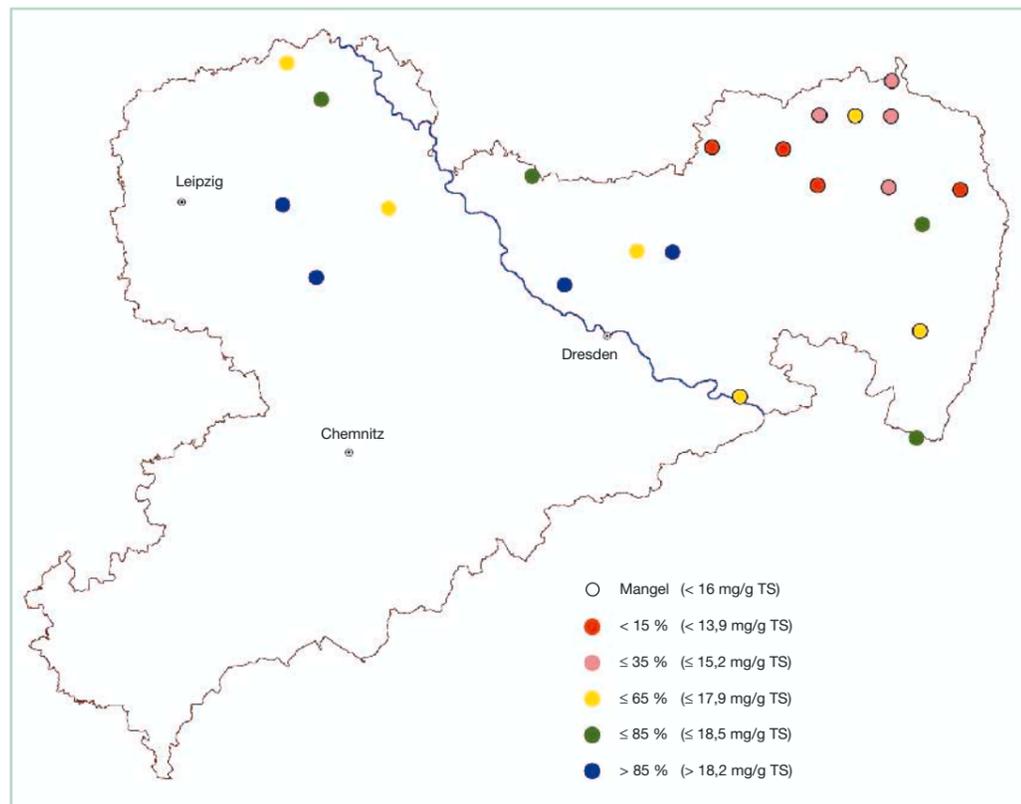


Abb. 56a, b:
Stickstoff- und Phosphor-Gehalte in 1-jährigen Fichten- bzw. Kiefern-Nadeln der BZE-Stichprobe 1992:
rote Linien = Mangelgrenzen;
blaue Linie = harmonisches N/P-Verhältnis

Abb. 57:
Perzentile der Summenhäufigkeitsverteilung der Stickstoffgehalte in 1-jährigen Kiefern-Nadeln der BZE-Stichprobe 1992



Mit **Phosphor** sind Fichte und Kiefer nahezu ausnahmslos ausreichend bis reichlich versorgt (vgl. Abb. 56a, b); Abhängigkeiten zu den Höhen- und Trophiestufen bestehen nicht, ältere Nadeln sind phosphorärmer als 1-jährige (vgl. Tab. 3, 4). Die Punkte unterhalb der N/P-Optimum-Geraden (8 Fichten- bzw. 18 Kiefern-Bestände = 24 bzw. 82 %) zeigen zwar eine – auf Phosphor bezogen – reichliche N-Ernährung, aber noch keine extrem disharmonische Elementrelation an.

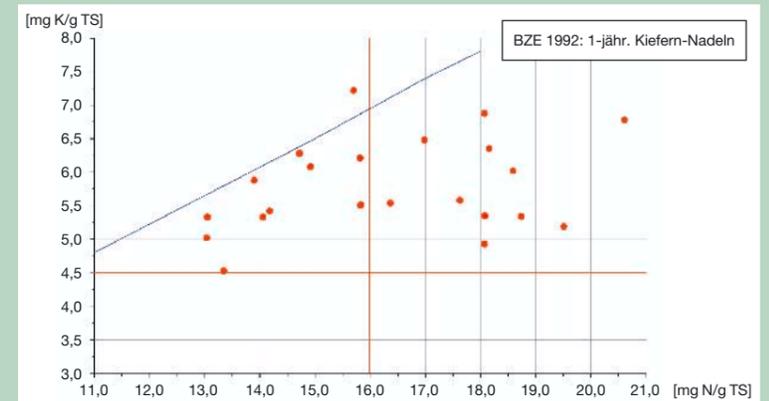
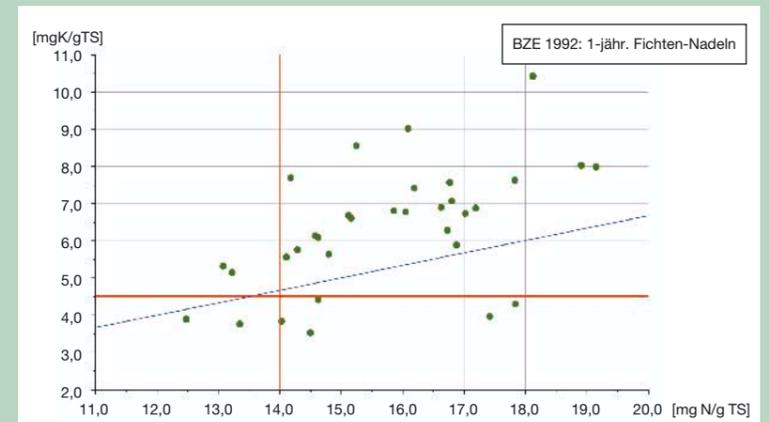
Das **Kaliumernährungsniveau** der Kiefer (vgl. Abb. 58b) ist hoch, nach dem Nadelalter abgestuft (1-jährige Nadeln > 2-jährige Nadeln) und in seiner Differenzierung ohne Bezug zu den Standortseinheiten (vgl. Tab. 4). Folgt man HOFMANN und KRAUSS (1988), sind für die Punkte 8, 89 und 113 entsprechende Fremdstoffeinträge nicht auszuschließen. Andererseits liegen an nahezu allen Punkten die N/K-Relationen über dem Optimalwert von 2,3; daran gemessen hätten niedrigere K-Gehalte deutlichere Elementdisharmonien zur Folge. Demgegenüber wird für die Fichten (vgl. Abb. 58a) eine ausgeglichene Stickstoff- und Kaliumversorgung ausgewiesen mit Ausnahme der 7 Bestände im beginnenden Mangelbereich (14, 176, 186, 194,

209, 242, 305). Allerdings sind bei 5 von ihnen (14, 176, 186, 194, 209) die 3-jährigen Nadeln kaliumreicher als die 1-jährigen, sodass dort Ernährungsdefizite zunächst ausgeschlossen werden können. Die Kaliumernährung zeigt sich gleichfalls nicht an die Standortseinheiten gebunden.

Die **Kalziumernährung** der Kiefern und Fichten schwankt in einem weiten Rahmen, wobei die älteren Nadeln bis auf einen Kiefernbestand (89) erwartungsgemäß kalziumreicher als 1-jährige sind. Insgesamt liegt das Niveau der Fichte (vgl. Tab. 3) deutlich über dem der Kiefer (vgl. Tab. 4), Standortbezüge fehlen. Beginnender Mangel wird für Kiefer und Fichte einheitlich bei Unterschreitung von 2,0 mg Ca/g TS in 1-jährigen Nadeln angenommen. Danach sind die Fichten stets ausreichend ernährt. Vier Kiefernbestände (3, 8, 29, 113) haben zwar relativ kalziumarme 1-jährige Nadeln (< 2,1 mg Ca/g TS), gleichzeitig aber kalziumreichere 2-jährige Nadeln, ein Mangel liegt also nicht vor.

Die **Schwefelgehalte** 1- und 2-jähriger Kiefernadeln sind standörtlich kaum differenziert und etwa gleich hoch (vgl. Tab. 4). Dieser fehlende Anreicherungseffekt deutet zunächst darauf hin, dass die Bestände keiner gravierenden Schwefelbelastung ausgesetzt sind; der von HOFMANN und KRAUSS (1988) oberhalb 2,7 mg S/g TS angesetzte Belastungsbereich wird nicht erreicht (vgl. Abb. 59).

Nach STRASBURGER (1987) stehen Stickstoff und Schwefel bei den Zellproteinen in einem konstanten Anteil von 36 Atomen N zu einem Atom S. Daraus folgt ein optimales N/S-Verhältnis von etwa 15, das in Abb. 59 als blaue Linie dargestellt worden ist und von allen Probestellen deutlich unterschritten



wird. Der Median liegt um 9, der höchste Quotient nur bei 11 (vgl. Tab. 4). Aus diesen disharmonischen schwefeldominierten Elementrelationen resultieren physiologische Belastungen dahin gehend, dass der Schwefel nicht mehr vollständig als Eiweiß gebunden wird, sondern teilweise als Sulfat-Schwefel vorliegt – im Mittel etwa 45 % des Gesamt-Schwefels (vgl. Tab. 4) – und von Metallkationen (K, Mg, Ca) „entgiftet“ werden muss. Vor diesem Hintergrund markiert die o. g. Belastungsgrenze vermutlich okular sichtbare Schäden, nicht

Abb. 58a, b:
Stickstoff- und Kalium-Gehalte in 1-jährigen Fichten- bzw. Kiefern-Nadeln der BZE-Stichprobe 1992:
rote Linien = Mangelgrenzen;
blaue Linie = harmonisches N/K-Verhältnis

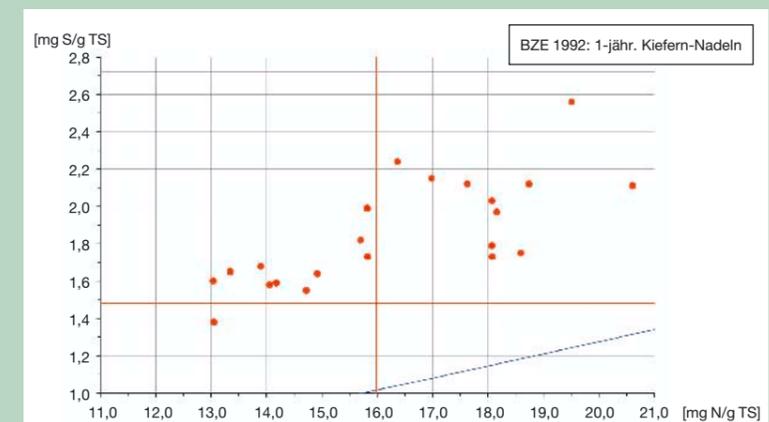


Abb. 59:
Stickstoff- und Schwefel-Gehalte in 1-jährigen Kiefern-Nadeln der BZE-Stichprobe 1992:
rote Linie = Mangelgrenzen;
violette Linie = Belastungsschwelle;
blaue Linie = harmonisches N/S-Verhältnis

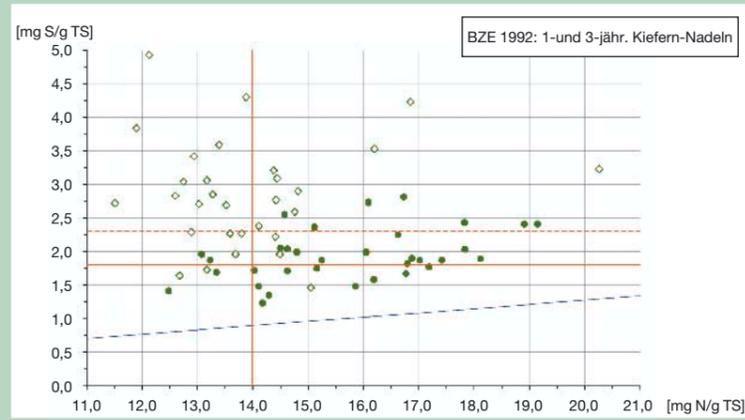


Abb. 60:
Stickstoff- und Schwefel-Gehalte in 1-jährigen (Voll-Kreis) und 3-jährigen (Leer-Rhombus) Fichten-Nadeln der BZE-Stichprobe 1992: rote Voll- bzw. Strich-Linie = N-Mangelgrenze bzw. S-Grenze für luxuriös bis toxisch bei 1- bzw. 3-jährigen Nadeln; blaue Linie = optimales N/S-Verhältnis

aber die Schwelle physiologischer Stressreaktionen. Demgegenüber sind die 3-jährigen Fichtennadeln auffallend schwefelreicher als 1-jährige (vgl. Abb. 60). Diese Altersanreicherung sowie Nadelspiegelwerte bis weit über 4,0 mg S/g TS weisen auf eine kontinuierliche, teilweise toxische SO₂-Belastung im Untersuchungszeitraum hin. Sie ist vergleichsweise gering im Vogtland (vgl. Abb. 61), wo bis 1990 auch nur schwache oder keine Immissions-schäden kartiert wurden. In den oberen und mittleren Berglagen des Erzgebirges wechseln Bestockungen mit hohen S-Spiegelwerten (151, 160, 186) und solche mit mittleren und vergleichsweise niedrigen

Gehalten miteinander ab. Die höchsten Werte wurden in den Unteren Berglagen/Hügelland (vgl. Tab. 3) in exponierter Lage zu Luftmassenströmungen aus dem Zwickau-Meeraner-Industriegebiet (252, 255), der Braunkohlen- bzw. Chemieindustrie um Böhlen/Borna (302), den Kraftwerken Hirschfeld und Turow (8) oder lokalen Nahemittenten (205) gefunden. Zwischen Standortstrophie und S-Ernährung bestehen keine Beziehungen. Stärker noch als bei der Kiefer reichert sich vor allem in den 3-jährigen Fichtennadeln Sulfat-Schwefel an (vgl. Tab. 3) und belastet den Stoffwechsel.

Unzureichend mit **Magnesium** versorgt (< 0,75 mg Mg/g TS in 1-jährigen Nadeln) sind nur 3 Kiefernbestände (3, 8, 89), in 8 Beständen (= 36 %) wird das harmonische N/Mg-Verhältnis von 17 überschritten (vgl. Tab. 4). Die Magnesiumspiegel der physiologisch aktivsten 1-jährigen Fichtennadeln liegen bei 7 Beständen (152, 160, 174, 198, 233, 248, 252) unterhalb der Grenze für latenten Mangel (< 0,80 mg/g TS), für 94 % der Stichprobe (= 31 Bestände) weisen N/Mg-Quotienten über 10 eine disharmonische N-Mg-Ernährung aus. Noch deutlicher wird die labile Magnesiumernährung an den 3-jährigen Nadeln sichtbar (vgl.

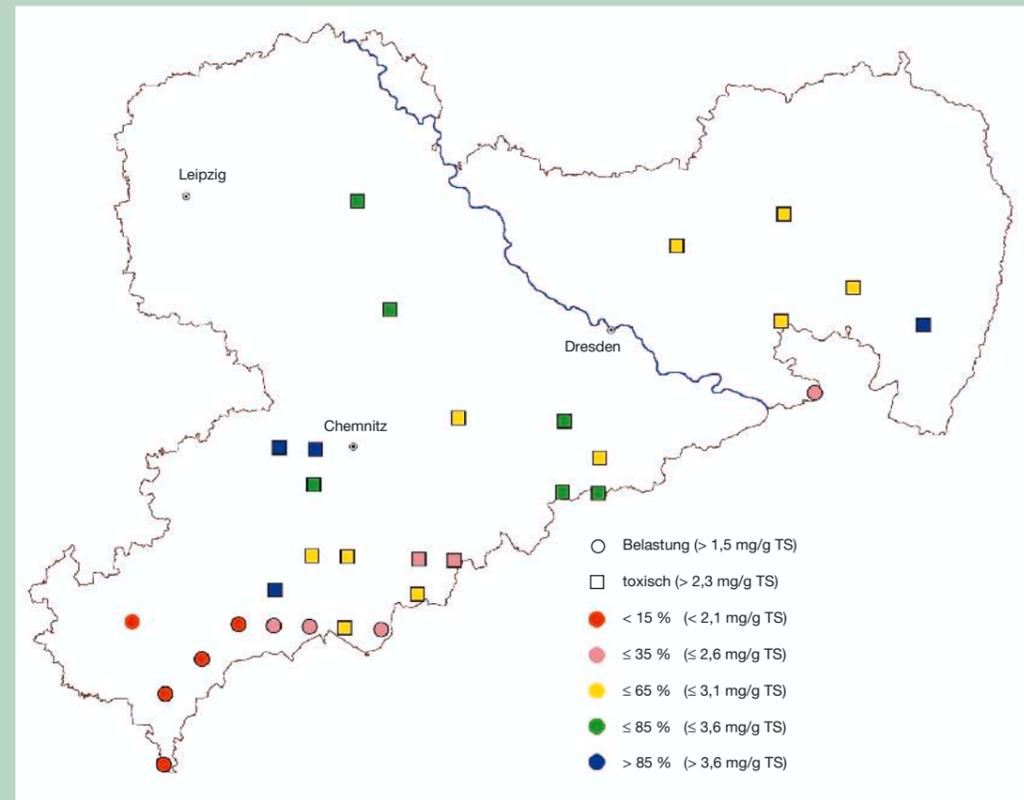


Abb. 61:
Perzentile der Summenhäufigkeitsverteilung der Schwefelgehalte in 3-jährigen Fichten-Nadeln der BZE-Stichprobe 1992

Abb. 62). Danach sind 8 Bestände (134, 152, 174, 184, 209, 233, 248, 252) latent (< 0,60 mg Mg/g TS), 3 Bestände (160, 198, 212) akut (0,35 mg Mg/g TS) unterversorgt, für 18 Bestände (= 55 %) liegen die N/Mg-Relationen teilweise deutlich über dem harmonischen Quotienten von 20.

Die Mangelbestände stocken vornehmlich in den oberen und mittleren Berglagen auf Gneis-, Phyllit-, Granit- und Schieferböden, seltener in den Unteren Lagen (vgl. Abb. 63) und sind durch entsprechende Mangelchlorosen älterer Nadeln gekennzeichnet.

Dieser Bezug zu den Höhen-/Klimastufen (vgl. Tab. 3) wird in Abb. 64 besonders für die 3-jährigen Nadeln augenscheinlich. Die losere Korrelation bei den 1-jährigen Nadeln spiegelt bauminterne Mg-Umlagerungsprozesse wider. Diese bewirken auch den Anstieg der Mg-Gehalte 1-jähriger Nadeln nach Kalkungsmaßnahmen für die 7 Bestände, die sich über der Ausgleichsgeraden im Höhenbereich 680–820 m eingruppierten. Demgegenüber fügen sich die Mg-Spiegel der zugehörigen 3-jährigen Nadeln zwanglos in die übrige Punktwolke ein, profitieren also von der Kalkung in geringerem Maße

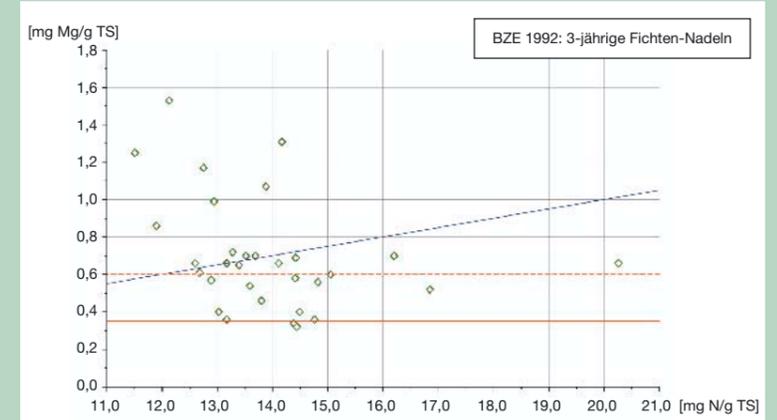


Abb.62 :
Stickstoff- und Magnesium-Gehalte in 3-jährigen Fichten-Nadeln der BZE-Stichprobe 1992: rote Strich- bzw. Voll-Linie = latenter bzw. akuter Mangel; blaue Linie = harmonisches N/Mg-Verhältnis

als die physiologisch aktiveren jungen. Für den Punkt 205 müssen basische Flugascheinträge eines lokalen Emittenten angenommen werden.

Die **Spurenelement**-Versorgung beider Baumarten (vgl. Tab 3, 4) ist weitgehend frei von Mangel und auffälligen Belastungen. Die Mangan-Ernährung der Fichten schwankt in einem weiten Rahmen. Die Kiefern weisen deutlich niedrigere Spiegelwerte auf, etwa 30 % der Stichprobe (= 7 Bestände) sind knapp versorgt (unter 212 mg/kg TS). Mit **Eisen** sind beide Baumarten durchweg optimal ernährt (Fichte > 30 mg Fe/kg TS, Kiefer > 120 mg Fe/kg

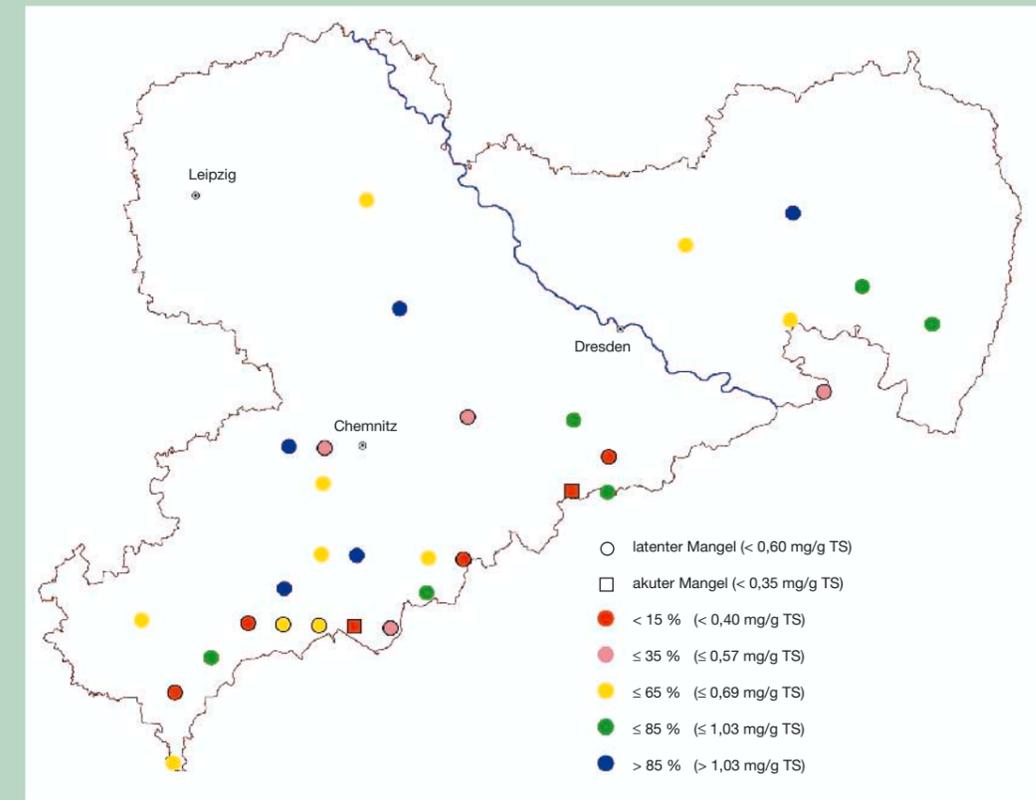


Abb. 63:
Perzentile der Summenhäufigkeitsverteilung der Magnesiumgehalte (mg Mg/g TS) in 3-jährigen Fichten-Nadeln der BZE-Stichprobe 1992

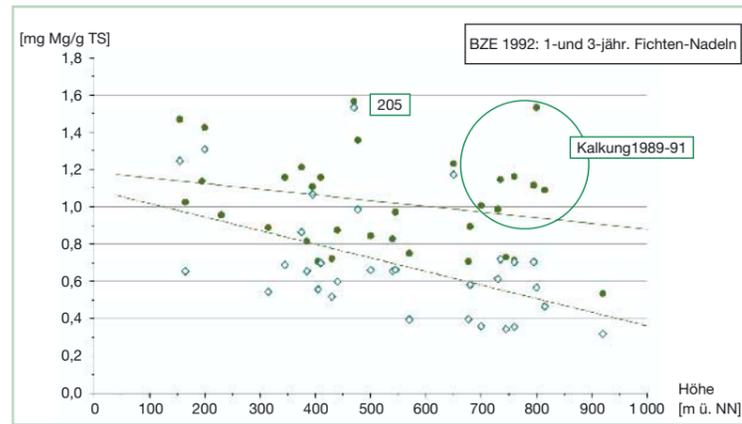


Abb. 64:
Abhängigkeit der Mg-Gehalte in 1- und 3-jährigen Fichten-Nadeln der BZE-Stichprobe 1992 von der Höhenlage der Bestände:
1-jährige Nadeln = Voll-Kreis ($n = 33$), $y_1 = 0,0003x + 1,1854$, $r = 0,253$, Voll-Linie;
3-jährige Nadeln = Leer-Rhombus ($n = 31$), $y_3 = 0,0007x + 1,0962$, $r = 0,503$ (signif.), Strich-Linie

3.4 Kritische Belastungsraten (Critical Loads)

Aus den bisher vorgestellten Ergebnissen wurde deutlich, dass Luftschadstoffe über deren Eintrag mit den Niederschlägen in Waldökosysteme (Deposition) – neben direkten, akuten Wirkungen (z. B. Blattschäden) – vor allem indirekte, chronische Wirkungen hervorrufen. Sie betreffen insbesondere durch die chemischen Veränderungen des Bodens das gesamte Ökosystem. Diese Erkenntnis führte in den letzten Jahren zu neuen Strategien der Luftreinhaltung. Es wurden internationale Methoden zur ganzheitlichen, ökosystemaren Bestimmung der Empfindlichkeitsbereiche von Ökosystemen gegenüber den Stoffeinträgen abgestimmt, die eine fundierte Abschätzung der tatsächlichen Belastungsgrenzen erlauben (NAGEL und GREGOR 1999). Die Grundannahme dabei ist, dass die langfristigen Stoffeinträge gerade noch so hoch sein dürfen, wie den daraus resultierenden Belastungen ökosysteminterne Prozesse gegenüberstehen, die den Eintrag puffern, speichern, aufnehmen oder in unbedenklichen Mengen aus dem Ökosystem austragen können. Damit werden auf der Grundlage der spezifischen Eigenschaften der jeweiligen Ökosysteme die

TS). **Zinkmangel** ist für Fichte (< 30 mg Zn/kg TS) und Kiefer (< 40 mg Zn/kg TS) gleichfalls auszuschließen. Der **Kupferstatus** liegt bei 35 % der Fichtenstichprobe (= 12 Bestände) mit < 3 mg Cu/kg TS an der Grenze zum Mangelbereich, die Kiefern sind ausreichend versorgt (> 3 mg Cu/kg TS). Bei Kiefer sind die **Aluminium-Nadelspiegel** höher als bei Fichte, sie liegen für beide Baumarten innerhalb der üblichen Schwankungsbreiten.

An 3 Probepunkten mittlerer Trophie und Wasserversorgung in den Mittleren Berglagen (8: Luchsburger Decklöss-Braunstaugley; 89, 90: Laußnitzer Granit-Braunerde) mit etwa 40-jährigen Fichten-Kiefern-Mischbeständen konnte die Ernährung beider Baumarten verglichen werden. Danach hat die Fichte ein höheres Kalzium-, Magnesium- und vor allem Mangan-Ernährungsniveau als die Kiefer und zeichnet sich durch höhere Schwefelgehalte der nichtrezenten Nadeln aus. Demgegenüber liegen die Eisen- und Aluminiumspiegelwerte der Kiefer über denen der Fichte.

kritischen Belastungsraten (Critical Loads) ermittelt. Sie legen nach dem heutigen Stand des Wissens die langfristig als ökologisch unbedenklich angesehenen Belastungsraten fest. Grundlage für die Bewertung der Auswirkungen von Stoffeinträgen ist dabei die Zusammensetzung bzw. Reaktion der Bodenlösung, die folglich als Kontrollindikator dient. Critical Loads können somit auch als die maximale Deposition beschrieben werden, bei deren langfristigem Eintrag sich die Verhältnisse in der Bodenlösung nicht dahin gehend ändern, dass als kritisch erkannte Werte – wie z. B. niedrige pH-Werte und die Freisetzung von Aluminium in die Bodenlösung – auftreten. Modellmäßig werden hierzu Ergebnisse zu Stoffeintrags- bzw. Depositionsraten der betreffenden Waldbestände bzw. der BZE-Punkte – abgeleitet z. B. aus gemessenen Stoffflussdaten aus Forstlichen Dauerbeobachtungsflächen (RABEN et al. 1996, 1999) – den für den einzelnen Standort kalkulierten Bodenreaktionen gegenübergestellt. Zentrale Belastungsindikatoren des Bodens sind der Versauerungsgrad, die Verwitterung basischer Kationen und der Nährstoffent-

zug durch die Biomasse sowie die Auswaschung basischer Kationen mit dem Sickerwasser. Als Resultat ergeben sich Unter- bzw. Überschreitungen der kritischen Belastungsraten. Der Critical-Load-Ansatz ist somit auf eine nachhaltige Stabilität ausgerichtet und bietet sich auch als theoretische Grundlage zur Überprüfung des von der Forstwirtschaft entwickelten Nachhaltigkeitsprinzips im Sinne einer ökologischen Nachhaltigkeit der Waldbewirtschaftung an.

Kritische Belastungsraten werden für übermäßige (eutrophierende) Stickstoffeinträge sowie für die Einträge der Säurebildner Schwefel und Stickstoff kalkuliert. Die Ergebnisse der sächsischen BZE-Punkte wurden vor dem Hintergrund der Stoffbelastung der Jahre 1995 kalkuliert und sind in den folgenden Abb. dargestellt.

3.4.1 Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff

Aus ökologischer Sicht sind eutrophierende, d. h. übermäßige Stickstoffeinträge in Waldökosysteme insofern gravierend, da unter naturnahen Bedingun-

gen Stickstoff im Vergleich zu anderen Nährstoffen knapp ist und sich Ökosysteme im Verlauf der Evolution auf diese natürliche Mangelsituation eingestellt haben. Insbesondere infolge der Verbrennung fossiler Energieträger in den Bereichen Verkehr und Industrie, aber auch durch den Einsatz stickstoffhaltiger Düngemittel und die Tierhaltung in der Landwirtschaft, haben diese anthropogenen Stickstoffeinträge die natürlichen Kreisläufe vielfach dahin gehend verändert, dass der einstmalige Mangelnährstoff im Überfluss vorhanden ist. Dadurch können ökologische Effekte oder Wirkungen auftreten, die zur Destabilisierung des Ökosystems beitragen. Dies sind z. B. eine disharmonische Ernährung, verminderte Frosthärte, steigende Schädlingsanfälligkeit oder ein erhöhtes Windwurf-risiko. Aus langjährigen Beobachtungen und experimentellen Ergebnissen konnten für Waldökosysteme – je nach Vegetationstyp – kritische Stickstoffeintragsraten zwischen etwa 5 und 20 kg pro ha und Jahr ermittelt werden. Die Kartendarstellung in Abb. 65 zeigt, dass einerseits diese über einen empirischen Ansatz abgeleiteten Werte durch die Critical-Load-Berechnungen bestätigt werden. Andererseits wird deutlich, dass die ökologisch langfristig vertretbare Stickstoffbelastbarkeit – hauptsächlich

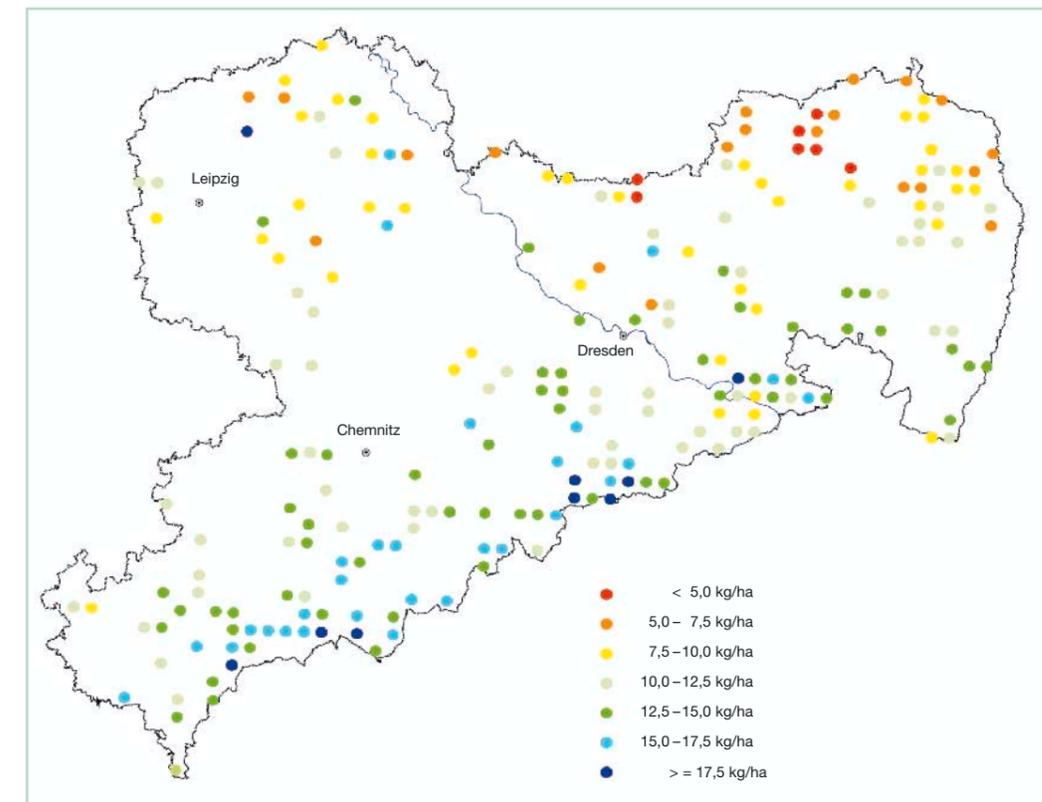
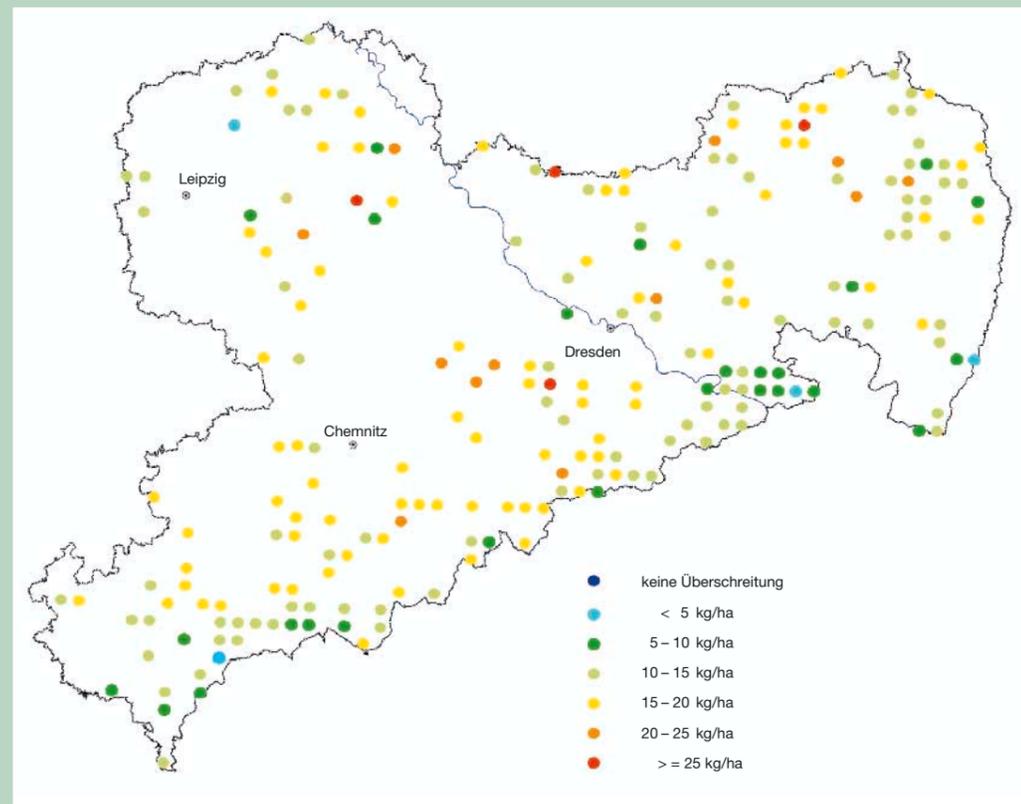


Abb. 65:
Kritische jährliche Belastungsraten (Critical Loads) für eutrophierenden Stickstoff an den BZE-Punkten

Abb. 66:
Überschreitungen der
kritischen Belastungs-
raten (Critical Loads)
für eutrophierenden
Stickstoff an den BZE-
Punkten
(Bezugsjahr 1995)



bedingt durch allgemein wüchsige Fichtenbestände in den höheren Lagen bei gleichzeitig relativ hohen Stickstoff-Immobilisierungsraten – zu den südlichen Landesteilen hin ansteigt. Dennoch werden **an sämtlichen BZE-Punkten die kritischen N-Belastungsraten mehr oder weniger stark überschritten** (vgl. Abb. 66). Das Schwergewicht der Überschreitungen liegt nochmals zwischen 5 und 20 kg pro ha und Jahr, wodurch die vertretbare Rate oftmals um ein Vielfaches übertroffen wird. Diese Feststellung trifft insbesondere für Standorte im Hügel- und Flachland zu und ist trotz des Bezugsjahres 1995 weiterhin aktuell, da in den letzten Jahren die Stickstoffeinträge der Waldökosysteme – im Gegensatz zu den regional deutlich verminderten Schwefeleinträgen – das hohe Niveau beibehalten haben (SMUL 1999).

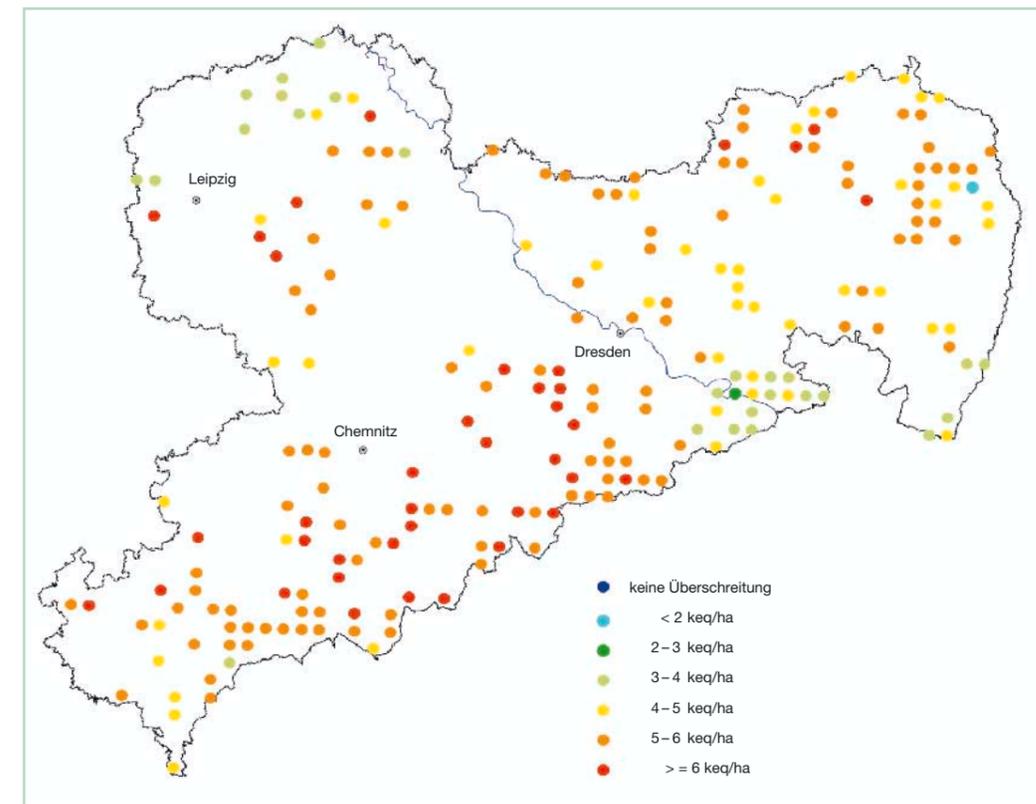
3.4.2 Critical Loads für die Säurebildner Schwefel und Stickstoff

Gemäß der Critical-Load-Betrachtung im Sinne von ökologischen Belastungsgrenzen wird als Critical Load für Säureeinträge die höchste Deposition von säurebildenden Verbindungen verstanden, die lang-

fristig nicht zu schädlichen Effekten in Struktur und Funktion der Ökosysteme führen.

Wie im Kap. 3.2.4.1 beschrieben, ist in heutiger Zeit die Versauerung von Waldökosystemen insbesondere auf Schwefel- und Stickstoffeinträge zurückzuführen. Diese werden erst in der Atmosphäre aus den Vorläufersubstanzen Schwefeldioxid und Stickstoffoxide über Kontakt mit der Feuchtigkeit der Luft zu Schwefel- bzw. Salpetersäure umgewandelt. Generell reagiert der Boden auf diese Säurebelastungen durch die beschriebenen pH-abhängigen Puffersysteme (vgl. S. 20 ff). Während in basenreichen Böden eine Pufferung über die Freisetzung der basischen Kationen erfolgt, verändern sich bei pH-Werten zwischen 5,0 und 4,2 die Kationenaustauschverhältnisse der Böden insofern, als vermehrt Al-Ionen aus dem Gerüst der Tonminerale basische Kationen verdrängen und andererseits Austauscheroberflächen blockieren. Unterhalb pH 4,2 (Aluminiumpufferbereich) treten zunehmend Al^{3+} -Ionen in die Bodenlösung über und das Verhältnis zwischen der Aluminiumkonzentration und der Summe der Konzentrationen gelöster Elemente aus dem Basenbestand der Bodenminerale (Bc/Al-Verhältnis, Bc = Summe der molaren Kon-

Abb. 67:
Überschreitungen der
kritischen Belastungs-
raten (Critical Loads)
für die Säurebildner
Schwefel und Stick-
stoff an den BZE-
Punkten
(Bezugsjahr 1995)



zentrationen von Ca, Mg und K) nimmt ökologisch bedenkliche Werte an (vgl. S. 38 ff). Um derartige Prozesse langfristig auszuschließen, wird bei der Critical-Load-Berechnung ein pH-Wert der Bodenlösung von 4,0 vorgegeben und ein Bc/Al-Verhältnis in Abhängigkeit von der unterschiedlichen Empfindlichkeit der Baumarten von mindestens 1 gefordert.

Aus den Ergebnissen in der Abb. 67 wird deutlich, dass im Bezugsjahr 1995 mit noch hohen Schwefelbelastungen und ebenfalls hohen Säureeinträgen in den Waldökosystemen (RABEN et al. 1996, RABEN und ANREAE 1999) die **ökologisch langfristig tolerierbare Säurebelastung** auf sämtlichen Standorten sehr deutlich – meistens sogar um ein Vielfaches – **übertroffen** wurde. Die akzeptable jährliche Säure-Belastungsrate beträgt im pleistozänen Flachland überwiegend nur zwischen 1 und maximal 2 Kiloäquivalente (keq) pro Hektar, während in den

Hügel-, Berg- und Hochlagen – wiederum mit Ausnahme der Substrate auf Quadersandstein im Bereich der Sächsischen Schweiz – das Schwergewicht zwischen 2 und 3 keq/ha liegt. Im Jahr 1995 wurden etwa 75 % der Überschreitungen durch die Schwefeldeposition und der Rest durch Stickstoffverbindungen induziert. In den Jahren 1996 bis 1997 haben sich die Schwefel- und Säurebelastungen jedoch erheblich vermindert (SMUL 1999) und es kann davon ausgegangen werden, dass die Critical Loads für den Säureeintrag mittlerweile in den Tief- und Hügellagen vielfach den tolerierbaren Grenzwert erreichen. Darauf verweisen die Ergebnisse aus den Forstlichen Stoffbilanzstationen des LFP (Level II der EU). Sie machen aber auch deutlich, dass infolge der anhaltend hohen Stickstoffeinträge deren Anteil an der Gesamtsäurebelastung in den Waldökosystemen vielfach auf etwa 50 % angestiegen ist.

4 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Ergebnisse der Bodenzustandserhebung (BZE) in Sachsen unterstreichen die auch in vergleichbaren Untersuchungen festgestellte Tatsache, dass ohne eine **weitere Rückführung der Emissionen** auf ein ökosystemar langfristig verträgliches Maß ein Schutz bzw. die Regeneration der Waldböden nicht möglich ist. Dennoch lassen sich zahlreiche wichtige Bausteine für die forstliche Praxis aufzählen, die ergänzend zu emissionsmindernden Maßnahmen dazu beitragen können, die Bemühungen zur Verringerung der ökosystemaren Belastungen in den Waldökosystemen durch entsprechende **Maßnahmen der Waldbewirtschaftung** zu unterstützen.

Die **Nutzung der Wälder sollte durch eine ökosystemgerechte, nachhaltig umweltschonende Bewirtschaftung** erfolgen, deren Ziel insbesondere die Verminderung von Stoffbelastungen aus Entkoppelungsprozessen des Stoffumsatzes der Waldökosysteme ist. Dadurch können Belastungen auch in benachbarten Systemen wie dem Grundwasserleiter oder den Waldbächen vermieden werden. Demnach haben forstliche Eingriffe bzw. waldbauliche Maßnahmen – z. B. Durchforstungen – schonend zu erfolgen, um übermäßige Auflichtungen und dadurch möglicherweise induzierte Mineralisierungsschübe der organischen Auflagen und diesbezügliche Versauerungseffekte weitgehend zu verhindern. Dies auch deshalb, da in den meisten Wäldern erhebliche Nährelementvorräte in den Humusaufgaben gespeichert sind, während gleichzeitig die Elementvorräte des Mineralbodens nur gering sind, sodass ein weiterer Vorratsabbau unbedingt zu vermeiden ist. **Die in der organischen Auflage festgelegten Nährelemente gilt es im Zuge einer schonenden Waldbehandlung ohne Kahlschläge und Mineralisierungsverluste langfristig wieder in den Stoffkreislauf der Waldökosysteme einzubinden.** Ein höherer Lichtgenuss durch eine Forstwirtschaft mit möglichst standortgemäßen, artenreichen und strukturierten Waldbeständen kann über eine besser bis leicht zersetzbare Streu der Bildung von Auflagehumus und den damit verbundenen Entkoppelungsprozessen entgegenwirken. Zudem ist in aufgelockerten, strukturierten Waldbeständen das Binnenklima ökologisch günstiger zu bewerten und

durch die geringeren Blatt- und vor allem Nadelmassen werden interne Versauerungsprozesse gering gehalten. Um den Entzug von Nährelementen aus dem Stoffkreislauf des Waldökosystems durch die Holzernte zu minimieren sollte ein möglichst großer Anteil der Biomasse in Form von Blättern, Nadeln, Reisig und Rinde im Wald verbleiben. Darüber hinaus sind oftmals bereits eingewanderte **Weichlaubhölzer wie Birke, Weide, Erle und Vogelbeere in den Waldbeständen zu fördern** bzw. verstärkt einzubringen, um den Humuszustand und damit Humusform und Bodenzustand positiv zu beeinflussen (BARTELT et al. 1999). Folglich hat sich die Nutzfunktion dem Ziel einer Vermeidung von Stoffdefiziten in Waldökosystemen im Sinne einer stabilen Kreislaufwirtschaft unterzuordnen und fördert auf diese Weise die Optimierung der Selbstregulationsprozesse. Nur eine Holzproduktion in Form einer nachhaltigen und ressourcenschonenden Waldbewirtschaftung dient nachhaltig auch der Schutz- und Erholungsfunktion der Wälder.

Die Ergebnisse der Bodenzustandserhebung zeigen, dass die natürlichen Kreisläufe der Waldökosysteme hauptsächlich durch die jahrzehntelangen anthropogenen Stoff- und Säurebelastungen nachhaltig gestört sind und ihren Ausdruck in einer großflächig tiefgründigen Bodenversauerung finden. Parallel zur notwendigen Rückführung der Emissionen auf ein ökosystemverträgliches Maß sind auf großer Fläche **Maßnahmen zum Objektschutz** zu fordern, die in Anlehnung an ULRICH (1986) und in Ergänzung der oben genannten waldbaulichen Gesichtspunkte einer ökosystemgerechten Waldbewirtschaftung vor allem auf **die Verringerung des Risikos von Säuretoxizität, die Behebung akuter versauerungsbedingter Ernährungsstörungen sowie die Vertiefung des potenziellen Wurzelraumes** ausgerichtet sein müssen. Dementsprechend sollte z. B. vor der Neubegründung von Waldökosystemen, die auch ohne die Deposition langfristig stabil und von hoher Elastizität sein sollen, die Chance genutzt werden, die Bodenversauerung durch **meliorative Maßnahmen der Bodenbearbeitung** zurückzuführen (NEBE und LEUBE 1995, MEYER-HEISIG 1996).

Eine direkte Maßnahme zur Verhinderung von Säuretoxizität ist die **Waldkalkung**. Sie ist kein Allheilmittel und im Hinblick auf eventuell kurzfristige überschießende Nitrifizierung der organischen Auflagen nicht völlig risikolos und hat dementsprechend standortgemäß und den Säureeinträgen der Waldökosysteme angepasst zu erfolgen. Allerdings lässt sich durch die dabei ausgebrachten Kalk- bzw.

Puffermengen auf keinen Fall die über einen langen Zeitraum nutzungs- und depositionsbedingte Bodenversauerung rückgängig machen. Vielmehr stellt sie den Versuch dar, über eine moderate Zufuhr von Pufferkapazitäten noch vorhandene standortstypische Regelmechanismen zu stabilisieren bzw. neu zu etablieren.

5 Zusammenfassung

In den Jahren 1992 bis 1997 wurden in den sächsischen Wäldern im Rahmen der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) die 280 Stichprobenpunkte des 4 x 4-km-Raster der jährlichen Waldschadenserhebung (WSE) beprobt. Neben einer standörtlichen Aufnahme wurden Boden-, Humus- und Nadelproben gewonnen und analysiert. Zur Gewährleistung einer überregionalen Vergleichbarkeit der Erhebung wurden die angewandten Methoden streng nach den Richtlinien der BZE-Arbeitsanleitung durchgeführt und die Qualität der Laboranalysen durch die regelmäßige Teilnahme an europaweiten Ringanalysen überprüft.

Insbesondere aus den Ergebnissen zu Kationenaustauschkapazität, Basensättigung und pH-Wert ergibt sich eine **auch in den Wäldern Sachsens großflächig ausgeprägte Bodenversauerung**, deren negative Auswirkungen für das gesamte Waldökosystem vor allem auf den Einfluss durch Immissionen zurückzuführen sind. Besonders gravierend ist, dass mit Ausnahme einzelner sekundär aufgebafter Standorte des pleistozänen Tieflandes sowie der nährstoffreichen Auenböden und der Böden auf allerdings nur kleinflächig ausgebildeten basaltbeeinflussten Substraten, die Oberböden bis in 30 cm Tiefe pH-Werte überwiegend deutlich unterhalb von 4,2 aufweisen. Die weitaus größte Anzahl der untersuchten Standorte ist damit im Hauptwurzelbereich dem Aluminium-, Aluminium/Eisen- und Eisenpufferbereich zuzuordnen. Selbst unterhalb von 60 cm Bodentiefe befinden sich die Böden unter Säurebelastung bei den nur unzureichenden Pufferkapazitäten im Al-Pufferbereich. Die Basensättigung erreicht nur auf den vorgenannten besseren Substraten sowie den Löss-Standorten des Hügellandes – dann allerdings erst in größeren Bodentiefen – Wer-

te oberhalb von 15 % und die **Elastizität der Böden gegenüber Säurestress** ist entsprechend **gering**. Besonders niedrige Basensättigungen unter 5 % mit nur sehr geringen Elastizitäten bis in 90–140 cm Tiefe treten gehäuft auf den Graniten und Gneisen des Erzgebirges sowie im Verbreitungsgebiet des Quadersandsteins auf. Die so genannte Versauerungsfront kann bis in das Rohwasser bewaldeter Wassereinzugsgebiete durchschlagen, was entsprechend umfangreiche Maßnahmen bei der Trinkwasseraufbereitung erforderlich macht. Von derartig verarmten, sauren Mineralböden ist zudem nur noch eine sehr eingeschränkte Reglerfunktion bezüglich einer ausgeglichenen Waldernährung zu erwarten.

In etwa **90 % der Waldböden** werden im Hauptwurzelbereich zwischen 10 und 60 cm Tiefe **nur niedrige und mittlere effektive Kationenaustauschkapazitäten** angetroffen. Die aktuellen Pufferkapazitäten bzw. -reserven sind damit im Zuge des Kationenaustausches bei der Säurepufferung allgemein relativ rasch verbraucht. In Verbindung mit den überwiegend geringen Basensättigungsgraden stellt sich unter Säurebelastung oftmals eine pH-Wertabsenkung ein und die Böden gelangen in ein anderes Puffersystem. Mit Ausnahme der flächenmäßig relativ unbedeutenden Böden auf den genannten nährstoffreicheren Substraten besteht landesweit ein **starkes bis sehr starkes Säurebelastungsrisiko**.

Allgemein ist festzustellen, dass **substratspezifische Unterschiede auffallend gering** ausgebildet sind. Die Versauerung beschränkt sich nicht auf die naturgemäß besonders schwach gepufferten Standortorte des pleistozänen Tieflandes, die aufgrund von sekundären Aufbasungen in der Vergangenheit

teilweise sogar relativ günstige bodenchemische Parameter aufweisen, sondern sie ist flächen-deckend und weitgehend substratunabhängig ausgeprägt und verweist damit auf eine fortgeschrittene **Egalisierung bzw. Nivellierung des chemischen Bodenzustandes**.

Eine **Differenzierung der Humusformen anhand des C/N-Verhältnisses**, das als Indikator für die biologische Bodenaktivität gilt, ist **nicht möglich**. Es sind im Vergleich zu entsprechenden Referenzwerten aus der Literatur deutlich engere Verhältnisse in den überwiegend „ungünstigen“ Humusformen aus Rohhumus und rohhumusartigem Moder vorhanden. Dies verdeutlicht eine Diskrepanz zwischen Humuszustand und chemischem Bodenzustand und dokumentiert die Entkopplung von morphologischen und chemischen Eigenschaften von Humusformen. Die Diskrepanz der C/N-Verhältnisse ist ferner als Indiz für eine **Überlagerung** der wesentlich von der Vitalität der Bodenorganismen gesteuerten **bodenökologischen Transformationsprozesse durch die Einträge von Stickstoffverbindungen und Säurebildnern** zu werten. Diese Prozesse werden oftmals im Verein mit einer nicht standortsgerechten Waldbewirtschaftung verstärkt.

Die überwiegend ungünstigen Humusformen sind Beleg für die **Akkumulation von organischer Substanz auf der Mineralbodenoberfläche** infolge gehemmter Streuzersetzung, wodurch dem Stoffkreislauf der Ökosysteme wesentliche Nährstoffmengen entzogen werden. Mit Ausnahme der wenigen Standorte mit günstigerer Humusform (8 %) ist landesweit eine deutliche **Umverlagerung der kurz- bis mittelfristig verfügbaren Nährelementvorräte – vor allem von Magnesium – in die Humusaufgaben** festzustellen. Folglich sind die größten Anteile des von den Wurzeln erreichbaren Elementvorrates häufig besonders labil in der Humusaufgabe gespeichert. Dadurch ist die Bedeutung der organischen Auflage als Nährelementspeicher und -lieferant hoch, die Nährelementversorgung ist jedoch stark von den relativ stark schwankenden Witterungsbedingungen abhängig. Die **Nährstoffvorräte** an sich erreichen **nur geringe bis mittlere Werte**. Das betrifft insbesondere Kiefernwälder auf armen Substraten des pleistozänen Flachlandes.

Die **Gehalte der Schwermetalle Blei und Kupfer in den organischen Auflagen sind regional hoch**. Hohe Gehalte konzentrieren sich auf die südlichen Landesteile mit deutlichen Schwerpunkten im mittleren und östlichen Erzgebirge. Die höchsten Bleigehalte und Grenzwertüberschreitungen treten im Freiburger Raum bis hinüber nach Altenberg im Erzgebirge auf. Die organischen Auflagen in den Wäldern dieser Region gehören zu den am stärksten Pb-belasteten Deutschlands. Bei Kupfer wird der Grenzwert besonders häufig in der Region um Oelsnitz, Stollberg und Aue südlich von Chemnitz überschritten. Hohe Kupfergehalte im obersten Horizont der organischen Auflage wurden ebenfalls in der Region nordöstlich von Leipzig zwischen Eilenburg und Torgau festgestellt. Da Cadmium und Zink – besonders in Fällen einer regional (z. B. im Erzgebirge) sehr tief reichenden Bodenversauerung – äußerst mobil sind, dürfen trotz der relativ geringen Cd- und Zn-Gehalte der Humusaufgaben die atmosphärischen Cd- und Zn-Einträge und die daraus resultierenden Belastungssituationen des tieferen Mineralbodens sowie des Sicker- und Quellwassers nicht unterschätzt werden.

Untersuchungen zu Elementrelationen im Boden-Wasser-Extrakt aus 30 bis 90 cm Bodentiefe unterstreichen in Abhängigkeit von Basensättigung und pH-Wert eine auf den Sandstein-, Gneis-, Schiefer- und Phyllit-Standorten deutlich ausgeprägte Gefährdung bzw. **Beeinträchtigung des Feinwurzelwachstums und der Pflanzenernährung** durch im Vergleich zu Kalzium und Magnesium unverhältnismäßig **hohe Aluminiumgehalte der Bodenlösung**. Dies ist auf Granitsubstraten weniger der Fall und auf Deck- und Voll-Lössen im Hügellandsbereich erscheint ein Risiko durch Al-Toxizität in den betreffenden Tiefenstufen nicht gegeben.

Sulfat ist das dominierende Ion in der Bodenlösung. Dies deutet auf die anhaltend hohe Beeinträchtigung der Waldböden durch Schwefeleinträge hin. Die Belastung beruht jedoch nicht nur auf den aktuellen S-Einträgen, sondern sie wird vielfach durch Mobilisierungsvorgänge vormals gespeicherter Schwefel- und Säurevorräte des Bodens überlagert und verstärkt die damit verbundenen Versauerungsprozesse bzw. Nährstoffverluste der Waldböden.

Die 1992 an 33 Fichten- und 22 Kiefern-Beständen untersuchte **Ernährung** weist für Stickstoff bei Kiefern im ehemals streugenutzten nordostsächsischen Tiefland Mangel, für Fichte keine Auffälligkeiten aus. Mit Phosphor, Kalium und Kalzium sind beide Baumarten ausreichend bis optimal ernährt. Die Schwefelgehalte in 1-jährigen und älteren Nadeln der Kiefer unterscheiden sich kaum, die von Fichte auffällig. Sie spiegeln eine **starke Schwefelbelastung und entsprechende Stoffwechselstörungen** zum Zeitpunkt der Untersuchung wider. Bis auf Magnesium zeigt keines der Mengenelemente einen Bezug zu den Standortseinheiten „Höhen-/Klimastufe“ und „Trophiestufe“. Die **Mg-Gehalte** 3-jähriger Fichten-Nadeln kennzeichnen für ein Drittel der Bestände **latenten bis akuten Mangel**. Sie stocken vornehmlich in den oberen und mittleren Berglagen **auf Gneis-, Phyllit-, Granit- und Schieferböden**. Mit abnehmender Meereshöhe verbessert sich die Magnesiumernährung und ordnet sich so zwanglos in das Bild der „Hochlagen-Erkrankung“ ein. Die Spurenelement-Ernährung beider Baumarten ist weitgehend frei von Mangel und Belastungen.

Vor dem Hintergrund anhaltend hoher Stickstoffeinträge in Waldökosysteme werden die kritischen, ökologisch langfristig **tolerierbaren N-Belastungsraten (Critical Loads) auf sämtlichen BZE-Standorten** mehr oder weniger stark **überschritten**. Die jährlichen Überschreitungen schwanken überwiegend zwischen 5 und 20 kg pro Hektar und betragen damit oftmals ein Vielfaches der unbedenklichen Eintragsrate.

Die **Critical Loads für den Säureeintrag** durch die Säurebildner Schwefel und Stickstoff werden auf der Grundlage der Depositionsdaten des Jahres 1995 ebenfalls an allen Aufnahmepunkten sehr deutlich **überschritten**. Aufgrund der grenzüberschreitenden Reduktionsmaßnahmen im Bereich der Schwefelemission haben sich in den letzten Jahren die Schwefeleinträge in den sächsischen Waldökosystemen regional stark vermindert. Mitterweile wird auf vereinzelten Standorten des Tief- und Hügellandes die tolerierbare Säurebelastungsrate erreicht. Durch die veränderte Zusammensetzung der Stoffeinträge ist dagegen der Anteil der durch die Stickstoffdeposition induzierten Säurebelastung

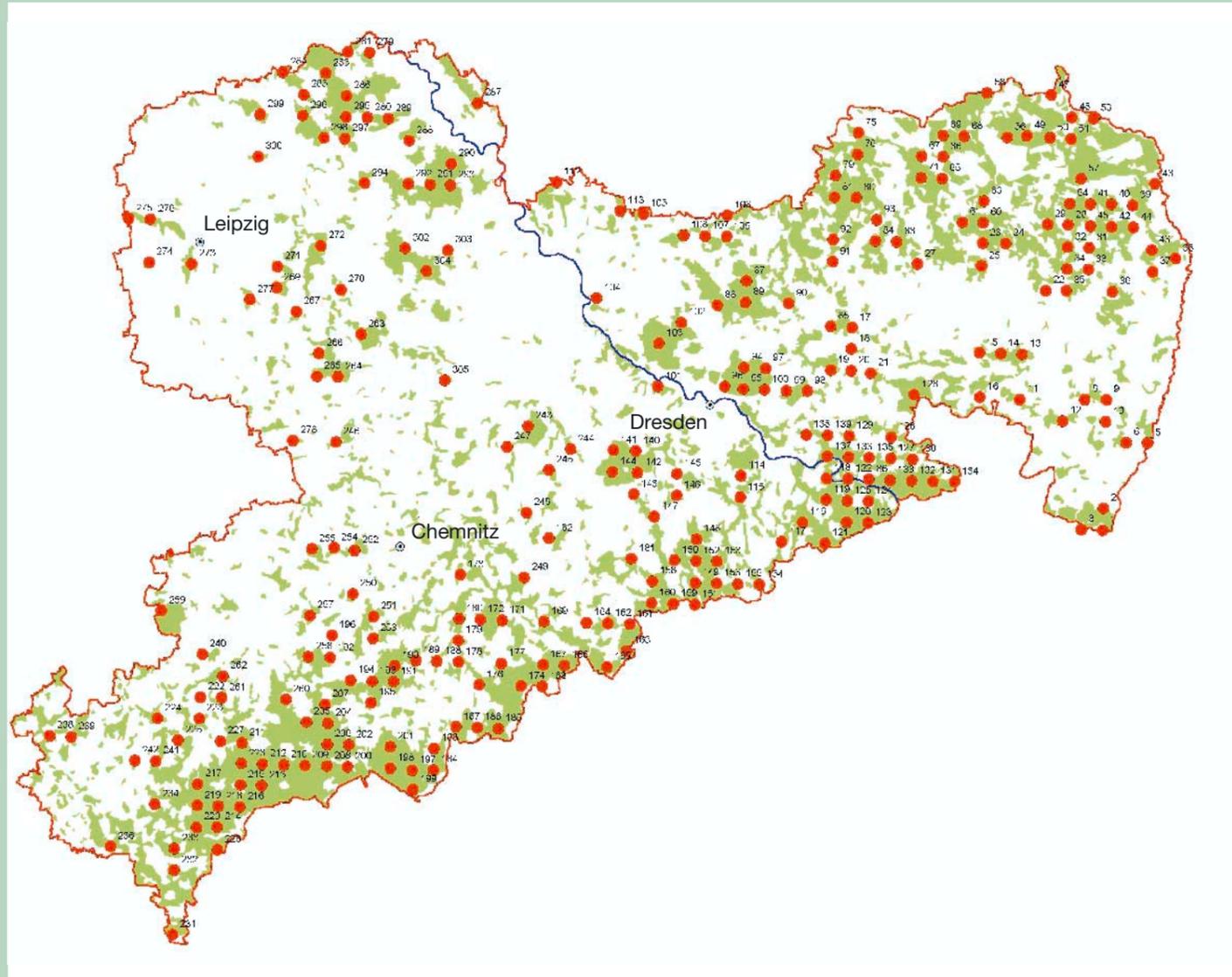
auf etwa 50 % angestiegen. Besonders in den westlichen Landesteilen wird sie oftmals allein durch die Stickstoffdeposition bestimmt. Die höchste Gesamtbelastung aus Stickstoff- und Schwefeleinträgen im Jahr 2002 wiesen die Standorte des östlichen Erzgebirges und des Elbsandsteingebirges auf.

Zur Verbesserung der insgesamt ungünstigen Waldökosystemzustände ist trotz der erheblichen Erfolge bei der Reduktion der Schwefelemissionen und der damit verbundenen positiven Entwicklung bei den Schwefel- und Säureinträgen, **weiterhin eine Verminderung der unkontrollierten Stoffeinträge zu fordern**. Das gilt in verstärktem Maße hinsichtlich der Umsetzung von Strategien zur Verminderung von Stickstoffemissionen besonders in den Bereichen Verkehr und Landwirtschaft.

Als ökosystemstabilisierende Maßnahme zur Kompensation der regional weiterhin zu hohen Säureinträge und zur allmählichen langfristigen Verbesserung des bodenchemischen Zustandes erscheint die **Waldkalkung in Verbindung mit gezielten meliorativen Bodenbearbeitungsverfahren** unverzichtbar. Waldbauliche Maßnahmen können die Stoffbelastung in den Waldökosystemen zusätzlich vermindern. Dazu zählt der **langfristige Waldumbau in stabilere standortgemäße Waldökosysteme** mit i. d. R. höheren Laubholzanteilen unter Einsatz und Förderung der so genannten Pionierbaumarten Birke, Weide, Erle oder Vogelbeere, die als dienende Baumarten vor allem zur Bodenpflege beitragen.

6 Anhang

6.1 Verteilung und Kennziffern der BZE-Punkte in Sachsen



6.2 Bewertungskriterien

nach ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG (1996)

Pufferbereich	Eisen	Eisen/Aluminium	Aluminium	Austauscher	Silikat	Carbonat
pH-Wert	< 3,2	3,2–3,8	3,8–4,2	4,2–5,0	> 5,0	> 6,2

Tab. 5:
Pufferbereiche/
pH-Werte

Bewertung	Bewertungskriterien
minimal	gesamter Wurzelraum im Carbonat- oder Silikat-Pufferbereich
gering	Oberboden im Kationenaustauscher-Pufferbereich Folge: Beeinträchtigung säureintoleranter (kalkholder Arten)
mittel	Oberboden im Aluminium- oder Aluminium-Eisen-Pufferbereich und Unterboden im Silikat- oder Kationenaustauscher-Pufferbereich Folge: Verdrängung säureintoleranter Arten
stark	Ober- und Unterboden im Al- oder Al-/Fe-Pufferbereich und pH im $O_h > 3,0$ Folgen: <ul style="list-style-type: none"> geringe bis sehr geringe Vorräte an (austauschbaren) Ca-, K-, Mg- und Na-Kationen niedrige Ca- und hohe Al-Gehalte in den Feinwurzeln Schäden im Meristem und gehemmtes Längenwachstum von Feinwurzeln
sehr stark	Ober- und Unterboden im Al- oder Al-/Fe-Pufferbereich und pH im $O_h < 3,0$

Bewertung	C/N
sehr eng	< 10
eng	10–12
mäßig eng	12–16
mittel	16–20
mäßig weit	20–25
weit	25–35
sehr weit	> 35

Bezugshorizonte: bei L- und F-Mull sowie mullartigem Moder A_h (0–5 cm); ansonsten O_h -Lage

Bewertung	N_t (kg/ha)
sehr gering	< 2 500
gering	2 500– 5 000
mittel	5 000–10 000
hoch	10 000–20 000
sehr hoch	> 20 000

Bewertung	C/P
sehr eng	< 50
eng	50– 100
mäßig eng	100– 200
mittel	200– 400
mäßig weit	400– 800
weit	800–1 200
sehr weit	>1 200

Bezugshorizonte: bei L- und F-Mull sowie mullartigem Moder A_h (0–5 cm); ansonsten O_h -Lage

Bewertung	C_{org} (t/ha)
sehr gering	< 50
gering	50–100
mittel	100–200
hoch	200–400
sehr hoch	> 400

Elastizität	(Ca+Mg)/AKE	Mg/AKe	K/AKe	(Fe+H)/AKE
sehr gering	< 5	< 1	< 1	> 10
gering	5–15	1–2	1–2	2(5)–10
mäßig	15–30	/	/	/
mittel	30–50	2–4	2–4	/
mäßig hoch	50–70	/	/	/
hoch	70–85	4–8	4–8	/
sehr hoch	> 85	> 8	> 8	/

Elastizität	Basensättigung
sehr gering	< 5
gering	5–15
mäßig	15–30
mittel	30–50
mäßig hoch	50–70
hoch	70–85
sehr hoch	> 85

Bewertung	K (kg/ha)	Ca (kg/ha)	Mg (kg/ha)
sehr gering	< 200	< 200	< 50
gering	200– 400	200– 400	50– 100
mäßig	400– 600	400– 800	100– 200
mittel	600– 800	800–2 000	200– 500
mäßig/hoch	800–1 200	2 000–4 000	500–1 000
hoch	1 200–1 600	4 000–8 000	1 000–2 000
sehr hoch	>1 600	> 8 000	> 2 000

Tab. 6:
Bewertung des Risikos der Säurebelastung für mittlere und anspruchsvolle Pflanzengesellschaften;
Def. **Wurzelraum**: Mineralboden bis 60 cm
Def. **Oberboden**: Mineralboden bis 30 cm (ohne organ. Auflage)
Def. **Unterboden**: Mineralboden unter 30 cm

Tab. 7: ■ □
C/N-Verhältnis der organischen Substanz

Tab. 8: □ ■
C/P-Verhältnis der organischen Substanz

Tab. 9: ■ □
N-Vorräte im Wurzelraum (inkl. organ. Auflage)

Tab. 10: □ ■
C-Vorräte im Wurzelraum (inkl. organ. Auflage)

Tab. 11:
Relative Austauschbelegung (%) der effektiven Kationenaustauschkapazität (AKE = KAK)

Tab. 12:
Basensättigung = prozentualer Anteil der (austauschbar gebundenen) M_B -Kationen (Ca, Mg, K, Na) an der AKE bzw. KAK;
BS (%) = $(Ca+Mg+K+Na)/AKE$

Tab. 13:
leicht bis mittelfristig verfügbare Vorräte im Wurzelraum (inkl. Humusaufgabe!) von mittleren Baumhölzern

7 Literatur

ANDREAE, H.; MAYER, R. (1989): Einfluss der Bodenversauerung auf die Mobilität von Schwermetallen im Einzugsbereich der Söse-Talsperre im Harz. DVWK-Mitteilungen 17, 285–292.

ALLNOCH, G.; GIESLER, G.; HANKE, H. (1984): Überregionales Kataster der Schadstoffbelastung des Bodens. Forschungsvorhaben 10901001 des Bundesministeriums des Inneren, unveröff.

ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENKUNDE DER GEOLOGISCHEN LANDESÄMTER UND DER BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE IN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover. (Neuaufgabe: 1996).

ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (1980): Forstliche Standortaufnahme: Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. 4. Auflage. Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup.

ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (1996): Forstliche Standortaufnahme: Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. 5. Auflage. IHW-Verlag, Eching.

BACKES, J. (1993): Aufbau eines Waldbodeninformationssystems und Ergebnisse der saarländischen Waldbodeninventur. Saarbrücken.

BARTELT, D.; NEBE, W.; LEUBE, F. (1999): Biogeochemisches Potenzial ausgewählter Baumarten auf meliorierten, immissionsbeeinflussten Standorten des Erzgebirges. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten, Heft 18, Graupa.

BEIERKUHNEIN, C.; DURKA, W. (1993): Beurteilung von Stoffausträgern immissionsbelasteter Waldökosysteme Nordostbayerns durch Quellwasseranalysen. Forstw. Cbl. 112, 225–239.

BENECKE, P. (1987): Schadstoffeintrag in den Boden durch Niederschlagswasser. Wasser und Boden 39, 502–507.

BGR, BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (1984): Datenschlüssel Bodenkunde. Dieterich'sche Universitätsdruckerei, Göttingen.

BILLETT, M. F.; PARKER-JERVIS, F.; FITZPATRICK, E. A.; CRESSER, M. S. (1990): Forest soil chemical changes between 1949/50 and 1987. Journal of Soil Science, 41: 133–145. Edinburgh.

BLOCK, J.; BOPP, O.; GATTI, M.; HEIDINGSFELD, N. UND ZOTZ, R. (1991): Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz. Mittlgn. FVA Rheinland-Pfalz 17, 237 S.

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

BREDEMEIER, M.; ULRICH, B.; SCHULTZ, R. (1987): Belastung von Waldböden durch Stoffeinträge und ihre Folgewirkungen für Waldökosysteme. In: Bodenschutz. Rosenkranz, D., Einsele, G., Harress, H.M. (Hrsg.). Berlin.

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

BUBERL, H. G.; V. WILPERT, K.; TREFZ-MALCHER, G.; HILDEBRAND, E. E. UNTER MITARBEIT VON WIEBEL, M. (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.

BÜTTNER, G. (1997): Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) in Niedersachsen 1990–1991. Schriftenreihe der Forstlichen Fakultät und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt. Bd. 122. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt/Main.

BURSE, D. D.; SCHRAMM, H.-J. (1996): Waldbodenzustandsbericht für Thüringen. Mitt. d. Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. Heft 10/1996, 1–118. Gotha.

CRONAN, C. S.; CRIGAL, D. F. (1995): Use of Calcium/Aluminium Ratios as Indicators of Stress in Forest Ecosystems. J. Environ. Qual. 24, 209–226.

EBBEN, U. (1989): Die toxische Wirkung von Aluminium auf das Wurzelwachstum der Buche. AFZ 29/30, 781–783.

ENGLISCH, M.; KARRER, G.; KILIAN, W.; MUTSCH, F. (1992): Österreichische Waldbodenzustandsinventur. Waldbodenbericht, I. und II. Band. Österreichischer Agrarverlag, 1141 Wien.

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

GODBOLD, D. L. (1991): Die Wirkung von Aluminium und Schwermetallen auf Picea abies Sämlinge. Schriftenreihe der Forstlichen Fakultät und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt. Bd. 104, J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt/Main.

GODBOLD, D. L. (1994): Aluminium and heavy metal stress: from the rizosphere to the whole plant. In: Godbold, D. L. and Hüttermann, A. (eds.): Effects of acid rain on forest processes. Wiley-Liss, New York.

GULDER, H.-J.; KÖLBEL, M. (1993): Waldbodeninventur in Bayern. Forstliche Forschungsberichte München, Nr. 132.

HILDEBRAND, E. E. (1986): Zustand und Entwicklung der Austauschereigenschaften von Mineralböden aus Standorten mit erkrankten Waldbeständen. Forstw. Centralbl. 105/1, 60–76.

HILDEBRAND, E. E. (1987): Zustand und Entwicklung chemischer Eigenschaften von Mineralböden aus Standorten mit erkrankten Waldbeständen. KfK-PEF 28, 40 S.

HOCKE, R. (1995): Waldbodenzustand in Hessen. Hessisches Ministerium des Innern und für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz (Hrsg.), Forschungsbericht, Bd. 19.

HOFMANN, G.; KRAUSS, H.-H. (1988): Die Ausscheidung von Ernährungsstufen für die Baumarten Kiefer und Buche auf der Grundlage von Nadel- und Blattanalysen und Anwendungsmöglichkeiten in der Überwachung des ökologischen Waldzustandes. Sozial. Forstwirtschaft. 38, 9, 272–273.

HUBER, S.; ENGLISCH, M. (1997): Auswertungen von Waldbodeninventuren im Bereich von Arge Alp und Arge Alpen-Adria. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, München (Hrsg.).

JURITSCH, G.; WIENER, L. (1993): Salzburger Bodenzustandsinventur. Amt der Salzburger Landesregierung.

KAHLE, H.; BERTELS, C.; NOAK, G.; RUTHER, P.; BRECKLE, S. W. (1989): Wirkungen von Blei und Cadmium auf Wachstum und Mineralstoffgehalt von Buchenjungwuchs. AFZ 29–30; 783–788.

KÖNIG, N.; WOLFF, B. (1993): Abschlussbericht über die Ergebnisse und Konsequenzen der im Rahmen der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) durchgeführten Ringanalysen. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme, Göttingen, Reihe B, Bd. 33: 1–33.

LANGUSCH, J. (1995): Untersuchungen zum Ionenhaushalt zweier Wassereinzugsgebiete in verschiedenen Höhenlagen des Osterzgebirges. Diss. TU Dresden, Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften, 183 S.

LEUBE, F. (1999): Grundlagen der Ernährungsdiagnose – Vorschläge zur weiteren Standardisierung der Erhebungsmethoden und Optimierung der Diagnose. In: BML (1999): Ergebnisse Dauerbeobachtungsflächen zur Umweltkontrolle (Level II) – Workshop zur wissenschaftlichen Diskussion der Auswertungskonzepte sowie Symposium, Bonn.

LFUG, LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (1999): Bodenatlas des Freistaates Sachsen. Teil 3, Bodenmessprogramm.

MATZNER, E. (1988): Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme, Göttingen, Reihe A, Bd. 40.

MEIWES, K. J.; KÖNIG, N.; KHANNA, P.; PRENZEL, J.; ULRICH, B. (1984): Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralboden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme, Göttingen, Reihe A, Bd. 7, 1–67.

MEYER-HEISIG, M. (1996): Einfluss des boden- und ernährungkundlichen Zustandes auf die Verfahren des Waldumbaus. In: Waldumbau. Beiträge zum Kolloquium. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten. Heft 6/96, 76–95.

NÄTSCHER, L. (1987): Art, Menge und Wirkungsweise von Puffersubstanzen in Auflagenhorizonten forstlich genutzter Böden des Fichtelgebirges. Diss. TU München-Weihenstephan, 143 S.

NAGEL, H.-D.; GREGOR, H.-D. (1999): Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels, Springer Verlag Berlin Heidelberg 1999.

NEBE, W. (1997): Nährstoffversorgungsbereich für Fichte. Vorlesungsmaterial, unveröffentlicht.

NEBE, W.; LEUBE, F. (1995): Experimente zum meliorativen Waldumbau im Erzgebirge. Forst und Holz 50, 177–182.

PRENZEL, J. (1985): Verlauf und Ursachen der Bodenversauerung. Z. dt. geol. Ges. 136, 293–302.

PRENZEL, J.; SCHULTE-BISPING, H. (1991): Ionenbindung in deutschen Waldböden - Eine Auswertung von 2 500 Bodenuntersuchungen aus 25 Jahren. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme, Reihe B, Bd. 29.

PAHLKE, U. (1992): Langzeit-Entwicklung chemischer Bodeneigenschaften in säurebelasteten Waldstandorten Nordrhein-Westfalens. Ergebnisse einer dreifachen Bodeninventur. Forschungsberichte zum Forschungsprogramm des Landes Nordrhein-Westfalen „Luftverunreinigungen und Waldschäden“ Nr. 20, 143 S.

PRÜESS, A. (1994): Einstufung mobiler Spurenelemente in Böden. In: Bodenschutz. Rosenkranz, D., Einsels, G., Harress, H.M. (Hrsg.), Berlin.

RABEN, G. (1988): Untersuchungen zur raumzeitlichen Entwicklung boden- und wurzelchemischer Stressparameter und deren Einfluss auf die Feinwurzelentwicklung in bodensauernden Waldgesellschaften des Hils. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme Univ. Göttingen, Reihe A, Bd. 38, 253 S.

RABEN, G.; ANDREAE, H. (1999): Short- and Long-term pulses of Acidification in Forest Ecosystems of Saxony (Germany). J. For. Sci., 45 (4): 163–168; Prague.

RABEN, G.; ANDREAE, H.; LEUBE, F. (1996): Schadstoffbelastungen in sächsischen Waldökosystemen. AFZ/Der Wald 22/96, 1244–1248.

RABEN, G.; ANDREAE, H.; SYMOSSEK, F. (1998): Consequences of Reduced Emissions on the Ecochemical Status of Forest Ecosystems in Saxony (Germany). Chemosphere 36 (4/5), 1007–1012; Elsevier Sci. Ltd.

REHFUESS, K. E. (2000): Anthropogene Veränderungen von Waldböden – Folgerungen für die Bewirtschaftung. Forst u. Holz 55, 3–8.

REUSS, J. O.; JOHNSON, D. W. (1986): Acid Deposition and the Acidification of Soils and Waters. Ecol. Studies 59, Springer Verlag, 119 S.

RIEDEL, R. (1999): Vergleichende Untersuchungen an Waldquellfluren des Westlichen Erzgebirges anhand floristischer und hydrologischer Parameter. Diplomarbeit Lehrstuhl Biogeographie, Universität Bayreuth, 114 S.

ROST-SIEBERT, K. (1985): Untersuchungen zur H- und Al-Ionen-Toxizität an Keimpflanzen von Fichten (*Picea abies*, Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.) in Lösungskultur. Ber. Forschungszentrum Waldökosystem/Waldsterben, Rh. A, Bd.12, 219 S.

ROST-SIEBERT, K. (1986): Feststellung von Veränderungen in der Bodenvegetation und im chemischen Oberbodenzustand während der letzten Jahrzehnte. Seminarvortrag Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Universität Göttingen.

SCHAEFFER, F.; SCHACHTSCHABEL, P. (1989): Lehrbuch der Bodenkunde. – 12. Neubearb. Aufl. von P. Schachtschabel, H.-P. Blume, K. H. Hartge und U. Schwertmann: 491 S., 220 Abb., 102 Tab., 1 Taf.: Stuttgart, (Enke).

SCHWERTMANN, U.; FISCHER, W. R. (1982): pH-Verteilung und Pufferung von Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 145, 221–223.

SML, SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND FORSTEN 1998: Waldschadensbericht 1998. Dresden.

SMUL, SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (1999): Waldzustandsbericht 1999. Dresden.

STRASBURGER, E.; NOLL, F.; SCHENCK, H.; SCHIMPER, A. F. W. (1987): Lehrbuch der Botanik für Hochschulen. 32. Auflage, VEB Gustav Fischer Verlag, Jena.

TYLER, G. (1992): Critical Concentrations of Heavy Metals in the Mor Horizon of Swedish Forests. SNV-Report 4078. Solna.

ULRICH, B. (1966): Kationenaustausch-Gleichgewichte im Boden. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 113, 141–159.

ULRICH, B. (1971): Grundsätzliches zur Forstdüngung. Forst und Holz 26, 433–435.

ULRICH, B. (1980): Die Wälder in Mitteleuropa. Messergebnisse ihrer Umweltbelastung, Theorie ihrer Gefährdung, Prognose ihrer Entwicklung. Allg. Forstz. 35, 1198–1202.

ULRICH, B. (1981): Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 144, 289–305.

ULRICH, B. (1986): Die Rolle der Bodenversauerung beim Waldsterben. Forstw. Cbl. 105, 421–435.

ULRICH, B. (1987): Stability, elasticity and resilience of terrestrial ecosystems with respect to matter balance. Ecological Studies 61, 11–49.

ULRICH, B.; MALESSA, V. (1989): Tiefengradient der Bodenversauerung. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 152, 81–84.

ULRICH, B.; MAYER, R.; KHANNA, P. K. (1979): Depositionen von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. Schriftenreihe der Forstlichen Fakultät und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt. Bd. 58, 291 S., J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt/Main.

ULRICH, B.; MEYER, H. (1987): Chemischer Zustand der Waldböden Deutschlands zwischen 1920 und 1960, Ursachen und Tendenzen seiner Veränderung. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme, Bd. 6, 125 S.

ULRICH, B.; MEYER, H.; JÄNICH, K.; BÜTTNER, G. (1989): Basenverluste in den Böden von Hainsimsen-Buchewäldern in Südniedersachsen zwischen 1954 und 1986. Forst und Holz, 44, 251–253.

ULRICH, B.; PUHE, J. (1994): Auswirkungen der zukünftigen Klimaveränderung auf mitteleuropäische Waldökosysteme und deren Rückkopplung auf den Treibhauseffekt. Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ des deutschen Bundestages (Hrsg.). Studienprogramm Bd. 2 Wälder, Economia Verlag Bonn.

VON ZEJSCHWITZ, E. (1980): Analytische Kennwerte typischer Humusformen westfälischer Bergwälder. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 143, 692–700.

VON ZEJSCHWITZ, E. (1985): Qualitätsänderungen des Waldhumus. Forstw. Cbl. 104, 205–220.

VEERHOFF, M.; ROSCHER, S.; BRÜMMER, G. (1996): Ausmaß und ökologische Gefahren der Versauerung von Böden unter Wald. Forschungsbericht 107 02 0004/14. Berichte Bundesumweltamt 1/96.

WALDGESETZ FÜR DEN FREISTAAT SACHSEN (ANONYMUS)

WELP, G.; BRÜMMER, G. W. (1989): Wirkungen von Schwermetallen auf Bodenorganismen. In: Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden. DECHEMA-Fachgespräche Umweltschutz. 253–269.

WIGGERING, G. (1984): Mechanismen bei der Verwitterung aufgehaldeter Sedimente (Berge) des Oberkarbons. Diss. Univ. Gesamthochsch. Essen, 228 S.

WILKE, M. (1988): Langzeitwirkungen potenzieller anorganischer Schadstoffe auf die mikrobielle Aktivität einer sandigen Braunerde. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 151. 131–136.

WOLFF, B.; RIEK, W. (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996, Band 1 und 2. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.), Bonn.

Impressum

Herausgeber

Landesforstpräsidium (LFP)

Bonnewitzer Straße 34, 01796 Pirna / OT Graupa

E-Mail: poststelle@lfp.smul.sachsen.de

(Kein Zugang für elektronisch signierte sowie für verschlüsselte elektronische Dokumente)

Internet: www.forsten.sachsen.de

Redaktion

Landesforstpräsidium (LFP)

Autoren

Dr. Gerhard Raben, Dr. Henning Andreae, DFI Hans Karst, Dipl. Chem. Frank Symosseck;

Dr. Frieder Leube (Kap. 3.3)

Fotografie

DFI Hans Karst, DFI Gerhard Heymann, Dr. Gerhard Raben

Grafik

DFI Olaf Nowatzki, Dr. Gerhard Raben

CD-ROM

Markus Weise

Die Darstellungen zur Lage der Erhebungspunkte erfolgte auf der Grundlage der Topographischen Karte 1 : 25000 (N) mit Genehmigung des Landesvermessungsamtes Sachsen; Genehmigungsnummer DN 061/00. Änderungen und thematische Ergänzungen durch den Herausgeber. Jede weitere Vervielfältigung bedarf der Erlaubnis des Landesvermessungsamtes Sachsen.

Gesamtgestaltung

STEINER & STEINER Werbeagentur Dresden GmbH

Druck

Tümmel interMedia – W. Tümmels, Buchdruckerei und Verlag GmbH & Co. KG

Redaktionsschluss

09/2004

2. überarbeitete Auflage

500 Exemplare

Bezug

Landesforstpräsidium

ISBN 3-932967-61-5

Gedruckt auf Papier aus 100% chlorfrei gebleichtem Zellstoff

Verteilerhinweis:

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen ihrer verfassungsmäßigen Verpflichtung zur Information der Öffentlichkeit herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern im Zeitraum von sechs Monaten vor einer Wahl zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen. Erlaubt ist es jedoch den Parteien, diese Informationsschrift zur Unterrichtung ihrer Mitglieder zu verwenden.

In der Schriftenreihe des LFP sind bisher die folgenden Titel erschienen:

Erstausgabe	Waldfunktionenkartierung
Heft 1/1994	Forstpflanzenzüchtung – Quo vadis?
Heft 2/1995	Wald und Klima
Heft 3/1995	Erhaltung und Förderung forstlicher Genressourcen
Heft 4/1995	Übersicht der natürlichen Waldgesellschaften
Heft 5/1995	Genetik und Waldbau der Weißtanne, Bd. I und II
Heft 6/1996	Waldumbau – Beiträge zum Kolloquium
Heft 7/1996	Wald und Boden
Heft 8/1996	Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke im Freistaat Sachsen
Heft 9/1996	Waldbiotopkartierung in Sachsen
Heft 10/1996	Empfehlungen geeigneter Herkünfte forstlichen Saat- und Pflanzgutes für den Anbau im Freistaat Sachsen (Herkunftsempfehlungen)
Heft 11/1997	Waldklimastationen
Heft 12/1997	Möglichkeiten einer integrierten Bekämpfung des Blauen Kiefernprachtkäfers
Heft 13/1998	Forstpflanzenzüchtung für Immissionsschadgebiete
Heft 14/1998	Der Waldzustand im Nationalpark Sächsische Schweiz nach den Ergebnissen der Permanenten Stichprobeninventur 1995/96
Heft 15/1998	Zuordnung der natürlichen Waldgesellschaften zu den Standortformengruppen (Ökogramme)
Heft 16/1998	Sanierung von Waldschadensflächen im extremen Immissionsschadgebiet unter besonderer Berücksichtigung des Nichtstaatswaldes
Heft 17/1998	Wald- und Forstökosysteme auf Kippen des Braunkohlenbergbaus in Sachsen – ihre Entstehung, Dynamik und Bewirtschaftung –
Heft 18/1999	Biogeochemisches Potenzial ausgewählter Baumarten auf meliorierten, immissionsbeeinflussten Standorten des Erzgebirges
Heft 19/1999	Waldumbau auf Tieflands- und Mittelgebirgsstandorten
Heft 20/2000	Bodenzustandserhebung (BZE) in den sächsischen Wäldern (1992–97)
Heft 21/2000	Leitfaden forstliche Bodenschutzkalkung in Sachsen
Heft 22/2000	Empfehlungen zur Wiedereinbringung der Weißtanne
Heft 23/2000	Der sächsische Wald im Dienst der Allgemeinheit
Heft 24/2002	Die Baum- und Straucharten Sachsens – Charakterisierung und Verbreitung als Grundlagen der Generhaltung
Heft 25/2002	Waldvegetation – Vegetationsuntersuchungen in sächsischen Wäldern (Level I und II)
Heft 26/2003	Luftbild-Interpretation – Bestimmungsschlüssel für die Beschreibung von strukturreichen Waldbeständen im Color-Infrarot-Luftbild
Heft 27/2004	Ökogramme der Natürlichen Waldgesellschaften und Stamm-Vegetationsformen in Sachsen
Heft 28/2004	Bodenzustandserhebung (BZE) in den sächsischen Wäldern (erweiterte, aktualisierte Auflage)