

1 Das Bodenmessprogramm des Freistaates Sachsen

Die bisher vorliegenden Daten von organischen und anorganischen Schadstoff- bzw. Nährstoffelementen in sächsischen Böden sind sehr heterogen und aufgrund unterschiedlicher Analysenverfahren oft untereinander nicht vergleichbar. Bei der Datenerhebung in der geochemischen Prospektion (u. a. PÄLCHEN et al., 1993) in der Land- und Forstwirtschaft (GRÜN et al., 1990; SML, 1995) sowie an Hochschulen und Forschungseinrichtungen (u. a. VOLAND et al., 1990) waren die Untersuchungsmethoden auf unterschiedliche Ziele ausgerichtet, so dass bei der Probenentnahme (tiefenstufen- und horizontbezogene Probenahme), Probenaufbereitung (Korngrößen) und Analytik (Aufschluss) unterschiedliche Verfahren zum Einsatz kamen. Eine landesweite Bewertung von organischen und anorganischen Stoffen der Böden nach einheitlichen Kriterien war deshalb nicht bzw. nur stark eingeschränkt möglich.

Zur Verbesserung der stofflichen Informationsgrundlagen über die Böden Sachsens, wurde durch das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG) ein Bodenmessprogramm konzipiert (OSSENKOPF & PÄLCHEN, 1992), mit welchem flächendeckend für Sachsen die Arsen- und Schwermetallbelastung der Böden beurteilt werden kann. Es ist Bestandteil des Umweltmessnetzes des Freistaates Sachsen. Das Bodenmessprogramm besteht aus den fünf Teilaufgaben:

1. Recherche vorhandener stofflich relevanter Daten
2. Bodenmessnetz Raster 4 km x 4 km Gesamtfläche Sachsen
3. Bodenmessnetze Raster 1 km x 1 km in ausgewählten Gebieten (Radebeul, Ehrenfriedersdorf, Zwickau, Zittau, Borna)
4. Ergänzende Schurfuntersuchungen in Gebieten mit Raster 1 km x 1 km
5. Einrichtung von ca. 50 Bodendauerbeobachtungsflächen in Sachsen (Langzeitmonitoring).

2 Bodenmessnetz Raster 4 km x 4 km

Die zwischen 1975 und 1989 durchgeführten stofflichen Untersuchungen im Rahmen der pedogeochemischen Prospektion von über 100 000 Bodenproben im Erzgebirge/Vogtland (Unterboden, Fraktion <1cm, Totalgehalte), von ca. 11 000 Bachsedimentproben aus den Grundgebirgseinheiten Sachsens sowie ersten umweltgeochemischen Untersuchungen im Raum Freiberg zeigten, dass die Schwermetallverteilung in den Böden regional und lokal von komplizierten geogenen und anthropogenen Prozessen abhängig ist, die eine Übertragung der Ergebnisse auf geologisch-bodenkundlich analog ausgebildete Gebiete nahezu unmöglich macht. Diese Kenntnisse beeinflussten auch im wesentlichen die Entscheidung für die gewählte Untersuchungsmethodik - einer landesweiten Rasteraufnahme, wie sie z. B. auch in England und Wales (Raster 5 km x 5 km, MC GRATH & LOVELAND, 1992), in Polen (Raster 5 km x 5 km, LIS & PASIECNA, 1995) und auch in Deutschland (Schleswig-Holstein, Raster 4 km x 4 km; MNU S.-H., 1994) mit Erfolg durchgeführt wurden. Das Bodenmessnetz Sachsen ist eingepasst in das 16 km x 16 km EG-Netz der Waldschadenserhebung, an das 8 km x 8 km-Netz der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald sowie an das 4 km x 4 km-Raster der sächsischen Forstzustandserhebung.

Es sollten im wesentlichen folgende Zielstellungen erreicht werden:

- erste flächendeckende Bestandsaufnahme des Belastungszustandes mit anorganischen und organischen Schadstoffen der Böden im Freistaat Sachsen,
- Ermittlung quasi-natürlicher Hintergrundwerte für Böden, die einen Nachweis und eine Bewertung von Bodenbelastungen ermöglichen,
- Nachweis und Abgrenzung von Gebieten mit stofflichen Bodenbelastungen, die durch Folgeuntersuchungen näher zu spezifizieren und hinsichtlich evtl. vorhandener Gefährdungspfade zu bewerten sind,
- Ermittlung von geogenen und anthropogenen Quellen für Bodenbelastungen,
- Schaffung eines Kartenwerks, das analog im Aufnahmemaßstab bereits bestehende bodenkundliche und geologische Übersichtskarten (BÜK 400, GÜK 400) ergänzt.

Bei der Wahl der Methodik stand auch eine Datengewinnung über Catenen in charakteristischen Bodenlandschaften zur Diskussion. Sie ermöglicht zwar für die jeweilige Situation eine sehr detaillierte bodenkundliche und stoffliche Charakteristik, besitzt aber bei der Interpretation der Daten in die Fläche gegenüber der Rasteraufnahme ihre Grenzen. Um

die geologische und bodenkundliche Heterogenität im Untersuchungsgebiet, insbesondere den Einfluss der stofflich unterschiedlichsten Mineralisationen im Erzgebirge/Vogtland (ca. 30 % der Gesamtfläche) und anthropogenen Einwirkungen bei der Untersuchung mittels Catenen gebührend zu berücksichtigen, wäre dazu ein unverzichtbar hoher Aufwand erforderlich gewesen.

Um die bekannten Nachteile der stofflichen Aufnahme eines mehr oder weniger regelmäßigen Untersuchungsnetzes auszugleichen, z. B. bei flächenmäßig kleinen Bodeneinheiten, wurde u. a. an den Auenböden ein spezielles Forschungsprogramm mit 21 Catenen in den Auen der wichtigsten Vorfluter durchgeführt (BEUGE & ULIQUE, 1997). Andererseits sollen im Rahmen der Messnetze 1 km x 1 km, in bekannten oder vermuteten Belastungsgebieten, Schurfuntersuchungen durchgeführt werden, die auf spezielle bodenkundliche Fragestellungen, Stoffanalytik, Einfluss von Emittenten und weiteren lokal wirksamen Einflussfaktoren auf konkrete Bodenbelastungen auszurichten sind.

2.1 Probenahme und Dokumentation

Als räumliches Bezugssystem für das Untersuchungsgebiet wurden die Gitterpunkte der topographischen Karten, Maßstab 1 : 25 000 (TK 25), im Raster von 4 km x 4 km, vorgegeben. Die Lage der Messstelle wurde durch die entsprechenden Hoch- und Rechtswerte des Rasters bestimmt (Abb. 1). Stellte der Probenehmer an diesem Punkt bodenkundliche Grenzlagen fest, erfolgte unter Berücksichtigung der Bodennutzung, Geländedeposition usw. eine Verlegung des Messpunktes in eine für den Geländebereich typische Fläche. Die Festlegung des Probenahmepunktes erfolgte anhand der Ergebnisse von Sondierbohrungen. Zur Beprobung wurde ein Grabloch mittels Spaten angelegt und jeweils eine horizontbezogene Sammelprobe über die Gesamtmächtigkeit entnommen (Abb. 2). Bei mineralischen Oberbodenhorizonten mit einer Mächtigkeit >40 cm wurde die Probenzahl auf zwei Proben je Bodenhorizont erhöht, bei Unterbodenhorizonten >30 cm wurde nur der obere Bereich bis 30 cm Tiefe beprobt. Die Probenmenge betrug bei mineralischen Böden ca. 1 kg, für die organischen Auflagen (Oh-Horizont) ca. 300 bis 500 g.

Für jeden Messpunkt erfolgte anhand der Sondierbohrungen und der Aufgrabung eine bodenkundliche Profilbeschreibung (Formblatt, Tab. D 1) Die horizontbezogene Probenahme umfasste folgende Horizonte:

- Waldflächen:
Auflage-, Oberboden-, Unterboden-Horizonte: Oh, Ah, B (S, G, M)
- Landwirtschaftsflächen (Acker, Grünland):
Oberboden-, Unterboden-Horizonte: Ap (Ah), B (S, G, M)
- Sonstige Flächen: 0 bis 10 cm, 10 bis 30 cm.

Eine Gliederung der periglazialen Lagen im Mittelgebirgsraum konnte nicht durchgeführt werden, da keine vollständig aufgetragenen Bodenprofile vorlagen. Insgesamt wurden an 1 164 Probenahmestellen 2 584 Proben entnommen. Die Probenahme erfolgte durch die Firma GEOMONTAN GbR Freiberg.

2.2 Laborarbeiten

Die Analysen der Bodenproben wurden im Umweltlabor Neusörnewitz des LfUG (ab 1994 Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft, UBG), im Bereich Anorganik und Bodenphysik (Analytiker Ch. Kawelke, O. Unger, A. Wagner, S. Goldstein) sowie im Organiklabor (Analytiker A. Wanke) von 1993 bis 1997 durchgeführt (Qualitätssicherung M. Richter). Die Bestimmung der mobilen Elementanteile im mineralischen Oberboden erfolgte mittels NH_4NO_3 -Extraktion 1997 im Labor Umweltanalytik Dr. Rietzler & Kunze (Freiberg). Ergänzende Untersuchungen wurden 1998/1999 durch die UBG durchgeführt (u. a. Tl, U; Analytiker S. Goldstein).

Probenvorbereitung und Analytik:

1. Probentrocknung bei Zimmertemperatur
2. Absieben bei 2 mm
3. Bestimmung Anteile Feinboden/Grobboden

4. Bestimmung pH-Wert (0,1 M KCl)
5. Zerkleinerung der Probe in Achatmühle <0,1 mm
6. Aufschluss für chemische Analyse
 - Metalle: Totalaufschluss 4 ml HClO₄ + 6 ml HNO₃ + 20 ml HF, nach RUPPERT (1987)
 - As: modifizierter Totalaufschluss
 - Hg: 9 ml HNO₃ + 3 ml HCl („umgekehrter Königswasseraufschluss“)
 - B, Be, Bi, Mo, Tl, U, V, W: 12 ml HNO₃ + 17 ml HF, WALDNER-Aufschlussapparatur

7. Elementbestimmung Metalle
 - AAS-Flamme: Pb, Cu, Zn, Ni, Ca, Mg, Fe, Al, Mn
 - AAS-Graphitrohr: Cd, Cr
 - AAS-Hydridtechnik: As
 - AAS-Kaltdampftechnik: Hg
 - AES-Flamme: K, Na

 - ICP-MS: B, Be, Bi, Mo, Tl, U, V, W

8. Elementbestimmung Nichtmetalle
 - C_{org}: Verbrennung im Sauerstoffstrom
 - N_{ges}: nach KJELDAHL
 - Fluorid: ionensensitive Elektrode
 - P_{ges}: photometrisch

9. Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) nach EPA: GC/MS nach Soxhlet-Extraktion (nur organische Auflage und mineralischer Oberboden)
10. Mobile Elementanteile As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Tl, Zn nach NH₄NO₃-Extraktion nach DIN 19730 im mineralischen Oberboden

Die Bestimmungsgrenzen der einzelnen Parameter sind in den entsprechenden Kartendarstellungen aufgeführt.

Das Probenrestmaterial (Fraktion <2 mm) wurde in die Bodenprobenbank des LfUG, Amtsteil Freiberg, eingelagert.

Neben der Bestimmung potentieller anorganischer und organischer Schadstoffe wurden eine Reihe von Hauptelementen analysiert, die z. T. wichtige pflanzliche Makronährstoffelemente darstellen. Ihre Bestimmung als Totalgehalte soll eine Übersicht und Dokumentation des Gesamtpotentials dieser Elemente vermitteln und gleichzeitig evtl. vorhandene korrelative Beziehungen zwischen Spuren- und Hauptelementen aufzeigen. Spezialuntersuchungen zu austauschbaren und verfügbaren Pflanzennährstoffen mittels elementspezifischer Extraktionsmethoden sind nicht Ziel dieser Arbeit. Zur Mineralstoffernährung von Kulturpflanzen, mineralstoffbedingten Mangel- und Überschusssymptomen sei u. a. auf die umfangreichen Darstellungen von BERGMANN (1993) verwiesen.

2.3 Statistische Berechnungen und Herstellung geochemischer Karten

Die DV-technische Bearbeitung der Analysendaten, vorliegend als dBase-Datei, erfolgte mit dem Statistikpaket SPSS. Dazu wurden die Proben nach Auflage- (O), mineralischen Oberboden- (A) und Unterbodenhorizonten (B, S, G, M) sortiert. Lagen mehrere Proben für einen der genannten Horizonte vor, wurden diese zusammengefasst (über die Mächtigkeit gewichtetes Mittel) und die deskriptiven statistischen arithmetischen Parameter Mittelwert, Standardabweichung, Minimum, Maximum, Median (50. Perzentil) sowie das 90. Perzentil für die Haupt- und Spurenelemente ermittelt (Empfehlungen LABO, 1995). Diese Berechnungen bildeten die Ausgangsdaten für die Kartenherstellung der Elementgehalte in den organischen Auflagen sowie im Ober- und Unterboden. Nach einer Verteilungsprüfung (Normal-

oder Lognormalverteilung) wurden mittels der Häufigkeitsverteilung die Klassengrenzen für jedes Element festgelegt (max. 11 Klassen). Für eine bessere Vergleichbarkeit der Elementgehalte in den einzelnen Bodenhorizonten wurde eine einheitliche Legende gewählt.

Für Parameter mit Messwerten unterhalb der Bestimmungsgrenze wurden für die statistischen Berechnungen und für die Kartenherstellung die Hälfte der Bestimmungsgrenze angesetzt.

Zur Herstellung der geochemischen Karten wurde das Geographische Informationssystem ARC/INFO (ESRI) einschließlich des GRID-Moduls genutzt. Mittels Inversdistanzwichtung (IDW) erfolgte eine Interpolation auf eine Rastergröße von 1 000 x 1 000 m. Die Bearbeitung der Karten und die Gestaltung des Layout erfolgte mit ARC/VIEW.

Für die Berechnung der Hintergrundwerte wurden die Datensätze nach dem Ausgangsmaterial der Bodenbildung (Substrate) und nach der Nutzung gegliedert. Grundlagen der Substratgliederung waren die Profilbeschreibungen. In Zweifelsfällen wurden weitere bodenkundliche und geologische Karten zur Entscheidungsfindung hinzugezogen. Für die Darstellung der Hintergrundwerte wurden die Leitbodengesellschaften (LBG) zugrundegelegt, die weitgehend aus der „Übersichtskarte der Böden des Freistaates Sachsen“ (BÜK 400, WÜNSCHE et al., 1994) abgeleitet wurden. Die Ergebnisse der stofflichen Untersuchungen des Bodenmessnetzes sind dadurch unmittelbar mit der BÜK 400 verknüpfbar (vgl. Tab. D 15 bis Tab. D 19). Die Angaben zu den Hintergrundwerten entsprechen damit weitgehend den Empfehlungen der LABO (1995) und SUTTNER (1995). Eine weitere Differenzierung der Böden erschien wenig sinnvoll, da die statistisch zu bearbeitenden Datenkollektive zu klein würden. Zum anderen erreichte die Qualität der bodenkundlichen Profilaufnahme nicht immer die hohen Anforderungen, wie sie bei der bodenkundlichen Landesaufnahme durch die Kartierung gestellt werden.

Mit Hilfe der Korrelations- und Faktoranalyse ausgewählter Elemente (Varimax-Rotation) sowie der Clusteranalyse wird versucht Gesetzmäßigkeiten bzw. Grundtendenzen der Elementverteilung in den Böden zu ermitteln (Tab. D 12 bis D 14, Abb. 5-1 bis Abb. 5-3).

2.4 Bewertungsgrundlagen für die Beurteilung von Böden

Maßgebende Bewertungsgrundlage für die Untersuchungsergebnisse des Bodenmessnetzes ist das Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG, 1998) einschließlich der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV, 1999). Zur Ausgestaltung des stofflichen Bodenschutzes wurden mit der BBodSchV Vorsorgewerte für Böden sowie Prüf- und Maßnahmenwerte für die Wirkungspfade Boden→Mensch (KW-Gesamtgehalte), Boden→Nutzpflanze (KW-Gesamtgehalte, mobile Gehalte) und Boden→Grundwasser (Bodensättigungsextrakt) festgelegt (Tab. D 2, D 3). Für den Wirkungspfad Boden→Grundwasser können die Ergebnisse nach DIN 19730 (NH₄NO₃-Extraktion) zur Abschätzung der Stoffkonzentration im Bodenwasser herangezogen werden. Für die Umrechnung von Stoffkonzentrationen im Ammoniumnitratextrakt zu Gehalten im Bodensättigungsextrakt wurde die Vornorm DIN V 19735 (1999) erarbeitet

In Sachsen sind die Feststellung von schädlichen Bodenveränderungen sowie die Maßnahmen zum Bodenschutz im "Sächsischen Abfallwirtschafts- und Bodenschutzgesetz" (SächsABG, 1999) geregelt.

Als Vorläufer zum BBodSchG können die gesetzlichen Regelungen zum Bodenschutz in Baden-Württemberg angesehen werden (UM BW, 1993b), wo der Ablauf – Grunduntersuchung → Folgeuntersuchung → Einstufung der Gehalte → Maßnahme - vom Gesetzgeber verbindlich vorgeschrieben ist. Für die Schutzgüter Mensch, Pflanze, Bodenorganismen und Wasser wurden Prüfwerte für Gesamtgehalte und zusätzlich für die Schutzgüter Pflanze, Bodenorganismen und Wasser Prüfwerte für die mobilen Gehalte festgelegt (Tab. D 4). Diese Prüfwerte werden bei der Auswertung der sächsischen Daten ergänzend zur BBodSchV hinzugezogen,

Hinsichtlich der Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen (speziell Bodenaushub bei Baumaßnahmen) werden die Orientierungswerte der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) - Technische Regeln - herangezogen (LAGA, 1994, Tab. D 5), die auf Prüfwerten zu den Gesamtgehalten (Königswasser) und Eluaten nach dem Deutschen Einheitsverfahren (DEV S4) basieren. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die genannten Prüfwerte nicht für "Mutterboden" (humosen Oberboden), sondern für Unterboden gelten.

Für die Verwertung von Klärschlämmen auf landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden wurden durch die Klärschlammverordnung (AbfKlärV, 1992) Höchstgehalte an Schwermetallen im Boden festgelegt, die ein Aufbringen von Klärschlamm verbieten (Tab. D 6).

Für organische Auflagen sind in der BBodSchV keine Prüf- und Maßnahmenwerte festgelegt. Vorsorgewerte werden lediglich für die Summe der PAK sowie B(a)P benannt (Tab. D 3). Für die Bewertung der hier erhobenen Daten wird deshalb auf die Vorsorgewerte nach PRÜEB (1994) und die Orientierungswerte nach TYLER (1992) zurückgegriffen, die auch beim Deutschen Waldbodenbericht (BMELF, 1997) Verwendung finden (Tab. D 7).

Die Gehaltsangaben für die Parameter der Oh-Horizonte sind stets massebezogen. Ein direkter Vergleich mit den mineralischen Böden, die eine höhere Dichte besitzen, ist deshalb nur eingeschränkt möglich.

Generell ist zu beachten, dass die anorganischen Komponenten in dieser Arbeit, mit Ausnahme des Quecksilbers, als Totalgehalte bestimmt wurden. Wesentlicher Grund dafür war, dass sich mit der einmaligen flächendeckenden Aufnahme zunächst ein Überblick über die tatsächlich vorliegenden Schwermetallgehalte verschafft werden sollte, der auch dazu notwendig ist, in späteren Bearbeitungsschritten lithogene/pedogene Elementanteile von anthropogenen Anteilen besser trennen zu können.

Beim Vergleich der Totalgehalte mit den Gesamtgehalten (des Königswasseraufschlusses) o. g. Prüf- und Maßnahmenwerte der BBodSchV ist zu bemerken, dass die Totalgehalte einer Probe in der Regel über den Gesamtgehalten derselben Probe liegen. Im Rahmen der Vorbereitung des BBodSchG (BMU, 1997a; BMU, 1997b) wurden zur Umrechnung der Totalgehalte in Gesamtgehalte (Königswasseraufschluss) folgende vorläufigen Umrechnungsfaktoren vorgeschlagen:

Cd, Zn, Ni, Pb, Cu	Faktor	0,8
As	Faktor	0,7
Cr	Faktor	0,5.

Im Rahmen eines UBA-Forschungsvorhabens wurden an bundesweiten Datenbeständen umfangreiche Untersuchungen von UTERMANN et al. (1999) zur Umrechnung von KW- in Totalgehalte (und umgekehrt) durchgeführt (die Ergebnisse des Bodenmessnetzes Sachsen, mineralischer Oberboden, waren Bestandteil des Datenpools). Im Ergebnis der Arbeiten werden für die Umrechnung substrat- und elementspezifische Regressionsfunktionen abgeleitet und zur Anwendung empfohlen. Es wird eingeschätzt, dass die Verwendung konstanter Umrechnungsfaktoren anstelle von Regressionsfunktionen in ausgewählten Fällen möglich, generell jedoch nicht vertretbar ist.

3 Allgemeiner Überblick zur geologischen und bodenkundlichen Situation

3.1 Geologie

3.1.1 Geologischer Bau

In geographischer Hinsicht finden sich in Sachsen trotz seiner relativ geringen Flächenausdehnung drei wichtige mitteleuropäische **Naturraumeinheiten**. Es sind dies von Süden nach Norden: das Bergland (Mittelgebirgszone), das Hügelland und das Flachland. Diese geographische Gliederung ist durch den geologischen Bau bedingt. Die Mittelgebirgszone wird im wesentlichen durch das oberflächlich anstehende paläozoische und präpaläozoische Grundgebirge gebildet. Das Flachland umfaßt die eiszeitlich geprägten und mit pleistozänen Sedimenten bedeckten Gebiete in Nordsachsen. Das dazwischenliegende Hügelland vermittelt morphologisch zwischen beiden peripheren Teilen und ist geologisch gekennzeichnet durch oberflächennah anstehendes Grundgebirge oder Jungpaläozoikum (Vulkanite, Molassesedimente), das von weichselzeitlichen äolischen Sedimenten (Löss, Sandlöss) überdeckt ist. Die Mächtigkeit der Lösssedimente nimmt von Ost nach West zu.

In Sachsen sind geologische Formationen verbreitet, die nahezu die gesamte Erdgeschichte repräsentieren. Beginnend mit dem Granulitgebirge, das dem mittleren Riphäikum (älter als 1 Mrd. Jahre) zugerechnet wird, sind bis zum Quartär alle geologischen Zeitabschnitte vertreten (vgl. Abb. 3-1).

Das **Grundgebirgsstockwerk**, d. h. alle Gesteine, die von der variszischen Orogenese betroffen wurden, einschließlich der Granitoidmassive, ist in den morphologisch höher liegenden Landesteilen an der Grenze nach Böhmen oberflächlich aufgeschlossen. Dazu gehören das Erzgebirge -Vogtland im Südwesten mit Gneisen und Glimmerschiefern (Proterozoikum bis Kambrium), Phylliten (Oberkambrium bis Ordovizium), Tonschiefern, Quarziten, Grauwacken und Diabasen (Silur bis Unterkarbon) sowie permokarbonischen Graniten, und die Oberlausitz im Osten mit alt- und vorpaläozoischen Granodioriten. Dem Grundgebirgsstockwerk nach Nordwesten und Nordosten vorgelagert sind die Einheiten des **Molassestockwerkes** (Vorerzgebirgische Senke, Döhlener Senke, Nordwestsächsischer Vulkanitkomplex). In den Senken sind klastische Rotsedimente (Konglomerate, Schiefertone) mit Vulkaniteinschaltungen verbreitet. In den Antiklinalbereichen (Osterzgebirge, Tharandter Wald) dominieren dagegen die Vulkanite (ignimbritische Rhyolithe).

Vom **Deckgebirgsstockwerk** sind die älteren Bildungen (Zechstein, Trias, Jura) primär nur gering verbreitet und auch nur reliktsch erhalten. Ihr Flächenanteil ist vernachlässigbar klein. Starke Verbreitung besitzen dagegen die meist sandigen Ablagerungen der Kreide (Elbsandstein-, Zittauer Gebirge). Der gesamte Nordteil Sachsens wird von känozoischen Sedimenten (Tertiär, Quartär) bedeckt, die stellenweise weit nach Süden auf Molasse und Grundgebirge übergreifen, was von einer ehemals weiteren Verbreitung zeugt. Mit den magmatisch-tektonischen Ereignissen des Tertiärs im südlich angrenzenden Ohre-(Eger-) Graben (Böhmisches Mittelgebirge, Duppauer Gebirge) stehen die Basalt- und Phonolithergüsse am Erzgebirgskamm und in der Oberlausitz in Verbindung.

Die letzte morphologisch entscheidende Prägung erfährt Sachsen im Pleistozän durch die Wirkungen des von Norden vorstoßenden Inlandeises, insbesondere während der Elster-, Saale- und Weichseleiszeit. Die damit im Zusammenhang stehenden Verwitterungs- und Bodenbildungsprozesse sind für die heutige Geländeoberfläche von Bedeutung.

3.1.2 Verbreitung und Häufigkeit der Gesteinsformationen

Den Hauptanteil der Oberfläche Sachsens nehmen mit ca. 43 % der Fläche die Lockersedimente des Känozoikums ein (Tab. 1). Nord- und Nordwestsachsen ist fast vollständig von Sanden, Kiesen, Tonen und Löss bedeckt. In Mittelgebirgsbereichen haben die quartären Bildungen Mächtigkeiten von wenigen Dezimetern bis über 10 m. Im Hügelland treten durchschnittliche Mächtigkeiten von 5 bis >15 m, und im Tiefland von 10 - 25 m auf. Prätertiäre Gesteine sind hier nur in den Flußtälern angeschnitten.

Die Oberlausitz ist im Norden ebenfalls von känozoischen Lockersedimenten bedeckt. Mittel- und Südsachsen ist durch anstehende oder oberflächennah auftretende paläozoische und proterozoische Gesteinskomplexe gekennzeichnet, zwischen denen das jungpaläozoische, mesozoische und känozoische Deckgebirge nur auf einzelne, mehr oder weniger flache Senken beschränkt ist. 6,6 % der Fläche Sachsens entfallen auf die bereits weitgehend wieder abgetragenen Sedimente der Kreide sowie des Rotliegenden. Letztere sind im wesentlichen auf das Döhlener Becken und die Vorerzgebirgische Senke beschränkt. Zechstein auf klastischen Gesteinen ist nur noch in lokalen kleinen Vorkommen erhalten.

Etwa die Hälfte der Fläche Sachsens wird von magmatischen und metamorphen Gesteinsformationen eingenommen. Ein Flächenanteil von ca. 24 % entfällt auf die Parametamorphite (Tonschiefer, Glimmerschiefer, Gneise, Grauwacken), des kristallinen Grundgebirges (Erzgebirge, Granulitgebirge) und der Schiefergebirge (Vogtländisches, Nossen-Wilsdruffer-, Elbtal- und Görlitzer Schiefergebirge). 9,7 % der Fläche Sachsens nehmen die proterozoischen und variszischen Granodiorite der Lausitz und die Monzodiorite des Meißner Komplexes ein und 11,6 % entfallen auf die extrem sauren Magmatite (i. W. Granite, Rhyolithe) und Orthometamorphite, die aus geochemischen Gründen gesondert ausgehalten werden. Die basischen Magmatite und Metamorphite besitzen einen Flächenanteil von 2,8 %.

3.2 Bodenbildung und Bodeneinheiten

3.2.1 Bodenbildende Prozesse

Die holozäne Entwicklung der mitteleuropäischen Böden lässt sich als Anpassungsprozess glazialer und periglazialer, örtlich auch älterer Substrate an die lokalen nacheiszeitlichen Milieubedingungen unter kühlgemäßigten Klimaverhältnissen definieren. Diese Anpassung führte im Laufe von Jahrtausenden zu bleibenden Veränderungen hinsichtlich der

äußeren Ausbildung und der physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften der Böden. Die dabei entstandenen **Bodentypen** zeichnen sich durch charakteristische Abfolgen von **Bodenhorizonten** aus.

Entscheidende Prägung erfährt die standortspezifische Bodenentwicklung durch die Faktoren Substrattyp, Lage im Relief sowie höhenabhängige regionale Klimaverhältnisse. Sie begrenzen das Spektrum der bodentypologischen Entwicklungsmöglichkeiten, indem sie die Wirkungsmechanismen der bodenbildenden Prozesse regulieren. Einfluss nehmen weiterhin die Faktoren Wasser, Schwerkraft, Pflanzen, Tiere und Mikroorganismen, die jedoch einzeln oder in ihrer Gesamtheit durch die erstgenannten Faktoren weitgehend gesteuert werden. An dieser Stelle muss auch der Mensch erwähnt werden, der zunächst im Zuge der flächenhaften Eroberung des mitteleuropäischen Lebensraumes (Waldrodung, Ackerbau) sowie später durch die Auswirkungen der Industrialisierung als bodenbeeinflussender Faktor in Erscheinung trat.

Auf Grundlage dieser Ausgangsbedingungen und Einflussfaktoren wird ein weites Spektrum bodenbildender Prozesse wirksam.

Die physikalische Verwitterung führt zu einer Zerkleinerung der Substratbestandteile. Vorwiegend in Festgesteinen werden Frost- (Ausdehnung gefrierenden Wassers), Wärme- (mineralspezifische Ausdehnung bei starken Temperaturschwankungen) und Wurzelsprengung (Dickenwachstum von Pflanzenwurzeln) wirksam. In tonreichen Lockergesteinen verursachen Feuchtwechsel Volumenveränderungen in Schichtsilikaten, die zur mechanischen Zerteilung von Gesteinen führen können (Abb. 3-4, Abb. 3-5).

Die chemische Verwitterung greift Minerale oberflächennaher Fest- und Lockergesteine gleichermaßen an. Dabei laufen Prozesse der Hydratation, Hydro- und Protolyse, Oxidation und Komplexbildung ab, die zur völligen Auflösung von Partikeln führen, andernorts aber auch Neubildungen hervorrufen können (BLUME, 1992).

Zersetzung und Humifizierung organischer Substanz beeinflussen die biologische Aktivität, sowie die Austausch- und Wasserkapazität des Bodens.

Der Wasser- und Lufthaushalt sowie die Durchwurzelbarkeit des Bodens werden durch das Gefüge, d. h. die räumliche Anordnung der Bodenaggregate bestimmt.

Turbationen sind physische Stoffverlagerungen, hervorgerufen durch Bodentiere (Bioturbation), Quellungs- und Schrumpfungsvorgänge tonreicher Böden (Peloturbation) oder gravitative Ausgleichsprozesse in auftauenden Frostböden (Kryoturbation).

Bodentypologisch charakteristische Prozesse, an denen die zuvor genannten Mechanismen beteiligt sind und die insofern komplexe Bodenbildungsprozesse darstellen, sind:

- Verlehmung und Verbraunung (Braunerden),
- Lessivierung (d. h. Auswaschung, Tonverlagerung, z. B. in Parabraunerden),
- Podsolierung (Verlagerung von Humusstoffen und Eisenverbindungen in Podsolen),
- Vergleyung, Pseudovergleyung (Reduktion/Oxidation von Eisen- und/oder Manganverbindungen unter Grund- bzw. Stauwassereinfluss).

Diese Bodenbildungsprozesse sind gleichzeitig geochemische Prozesse, die zu einer Umverteilung der im Ausgangsgestein vorhandenen Elemente, d. h. auch der Schwermetalle führen. Die physikalischen (z. B. Hangrutschung, Kryoturbation) und chemischen (Lösung, Adsorption, Präzipitation) Stoffumlagerungen sowie eine Zumischung von Löss bewirken eine gewisse Nivellierung der in den Gesteinen vorhandenen Elementgehalte. Dadurch werden in den entsprechenden Böden z. B. weder die extrem hohen Nickel- oder Chrom-Gehalte der basischen und ultrabasischen Gesteine noch die extrem niedrigen Gehalte der gleichen Elemente rhyolithischer Gesteine reflektiert. Ungeachtet dessen bleibt die stoffliche Verwandtschaft in allen Fällen deutlich erhalten und erkennbar.

3.2.2 Bodeneinheiten

Die oben angeführten, hauptsächlich geologisch bedingten naturräumlichen Einheiten Sachsens spiegeln sich im wesentlichen auch in der pedoregionalen Gliederung wider. Übereinstimmend mit den hierarchischen Aggregierungsregeln

von **Bodenvergesellschaftungen** gemäß der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODEN, 1994) sind in Sachsen auf der Grundlage der BÜK 400 (WÜNSCHE et al., 1993) 6 Bodenregionen zu unterscheiden (Abb. 3-2, Tab. 2). Aus der Tabelle ist ersichtlich, dass Böden über quartären Lockersedimenten bei weitem dominieren (56 %). Ein reichliches Drittel der Böden hat sich aus periglaziären Schuttdecken über vor allem paläozoischen und präkambrischen, teilweise auch kretazischen Festgesteinen des Berglandes gebildet (35 %). Die Böden der größeren Flussauen sind mit 6 % Flächenanteil vertreten. Auf ca. 3 % der Landesfläche beläuft sich der Anteil von Rohböden über Kippsubstraten der Bergbaufolgelandschaften des Braunkohlenabbaus.

Im Bergland und Bergvorland treten vor allem Braunerde- und Podsol-Braunerde-Leitbodengesellschaften - in Kuppenlagen assoziiert mit Rankern - aus periglaziären Deckschichten über Festgesteinen auf. Das Nährstoffpotential variiert in einem breiten Intervall in Abhängigkeit vom Grundgestein (Granit - Diabas/Basalt) und bestimmt wesentlich die ursprüngliche natürliche Waldvegetation und die aktuelle Bodennutzung.

In der Lössregion herrschen Parabraunerde-Pseudogley-Bodengesellschaften aus Sandlöss und Löss vor. Im äußersten Westen des Leipziger Lössstieflandes treten auch Tschernoseme auf. Wegen ihres hohen Ertragspotentials wird diese Region vorzugsweise ackerbaulich genutzt. Im nordsächsischen Altmoränengebiet mit vorwiegend sandigen Substraten treten neben Braunerde-Podsol-Leitbodengesellschaften auch Gleye und Pseudogleye in Erscheinung.

Die **Bodennutzung** (Abb. 3-3) ist eine Funktion der natürlichen Standorteigenschaften der Böden, wie Nährstoffpotential, Wasserhaushalt, Profiltiefe, Durchlässigkeit, in Verbindung mit klimatischen und morphologischen Faktoren. In grober Verallgemeinerung kann die Art der aktuellen Bodennutzung mit dem landwirtschaftlichen Ertragspotential in direkte Beziehung gesetzt werden. Das höchste Ertragspotential haben in Sachsen die Böden der Lössregion mit Ackerzahlen von 50 bis über 80. Infolgedessen sind diese Flächen nahezu ausschließlich landwirtschaftlich genutzt. Der Waldanteil liegt hier meist deutlich unter 20 %. Im südlich anschließenden Bergland ebenso wie im Altmoränengebiet Nordsachsens liegen die Ackerzahlen zwischen 20 und 40. Ursachen sind die Flachgründigkeit der Böden sowie ungünstige Klima- und Reliefaktoren im Bergland sowie geringes Nährstoffpotential im Flachland. Folgerichtig werden diese Gebiete vorrangig forstwirtschaftlich (meist >40 %) oder als Grünland genutzt.

Mit der Bodennutzung sind sowohl das geochemische Regime an der Erdoberfläche als auch die Art und Weise und das Ausmaß anthropogener Einwirkungen auf den Boden verbunden. Bei forstlicher Nutzung ist infolge der Vegetationsbedingungen von einem natürlich geringeren pH-Wert (<5) auszugehen, während auf ackerbaulich genutzten Flächen ein pH-Wert von 6 angestrebt und durch Aufkalkung erhalten wird. Daraus resultieren unterschiedliche Mobilitätsbedingungen für die meisten Schwermetalle. Anthropogene Einträge werden auf Ackerflächen im Bereich des Pflughorizontes (Ap) homogenisiert, während unter Wald eine (mindestens temporäre) Akkumulation im Ah-Horizont erfolgt. Durch den sog. Auskämmeffekt des Baumbestandes ist zudem die Einwirkung luftgetragener Immissionen auf forstlich genutzte Böden wesentlich stärker als bei Ackernutzung. Eine Folge davon ist die Versauerung der Waldböden.

Diese - hier nur kurz skizzierten - Besonderheiten von Böden in Abhängigkeit von ihrer Nutzung machen sich in den Untersuchungsergebnissen für die organischen Auflagen und die Oberbodenhorizonte deutlich bemerkbar und lassen einen flächendeckenden Vergleich der Elementgehalte strenggenommen nur für die Unterbodenhorizonte zu.

3.3 Geogene und anthropogene Einflüsse auf die Elementverteilung in den Böden

Die geogenen (natürlichen) Gehalte anorganischer Stoffe in Böden werden von der Zusammensetzung der Substrate (lithogene Komponente), evtl. stattgefundenen Mineralisationsprozessen (chalkogene Komponente) und durch die bodenbildenden Prozesse geprägt (pedogene Komponente).

Den wohl wesentlichsten Einfluss auf die Verteilung der Haupt- und Spurenelemente in den sächsischen Böden besitzen die Substrate („Grundgesteine“). Sie liefern im entscheidendem Umfang das Ausgangsmaterial für die Bodenbildung und bestimmen durch ihre mineralogische Zusammensetzung die chemische Beschaffenheit der Böden (Tab. 3-1, Tab. 3-2). Besonders deutlich wird dies bei den Schwermetallen Cr und Ni bzw. Mg bei den Hauptelementen, die in den basischen und ultrabasischen Substraten (u. a. Diabas, Serpentin) extrem stark angereichert sind. Sandige Sedimente des Tertiärs und Quartärs sowie Substrate mit sauren Magmatiten (z. B. Granit, Rhyolith) können dagegen extrem niedrige Gehalte dieser Elemente aufweisen.

Im Bereich periglazialer Deckschichten werden die Schwermetallgehalte innerhalb lithologischer Einheiten durch das Verhältnis Festgesteinsersatz-Fremdkomponente (z. B. Löss) bestimmt. Unterschiedlich hohe Einträge von Löss können in den Böden, in Abhängigkeit vom Substrat, zu Stoffan- und -abreicherungen führen (vgl. u. a. Kap. 4.8).

Eine weitere geogene Komponente, die im Freistaat Sachsen besondere Bedeutung erlangt, ist der Einfluss von Mineralisationsprozessen (HÖSEL et al., 1997). Neben der Elementanreicherung in den Vererzungen selbst, die Gegenstand des Bergbaus waren, kann es darüber hinaus zu einer großflächigen geochemischen Beeinflussung der Nebengesteine kommen, die durch deutliche Elementanreicherungen bis in Entfernungen von einigen 100 m von der Mineralisation nachweisbar sind (geochemische Aureole). Eine Vielzahl von Erzkörpern und Erztrümmern kann dadurch zu großen primären Dispersionshöfen führen, in welchen Spurenelemente weit über den lithogenen Anteil hinaus angereichert sind (das Freiburger Bergbaufeld umfasst z. B. ca. 1 000 polymetallische Erzgänge). Mit der Bodenbildung zusammenhängende Prozesse und vor allem die Hangneigungen sorgen für eine weitere Ausdehnung in den sekundären Dispersionshöfen, die im mineralischen Oberboden die größte Ausdehnung erfahren. Abb. 3-7 vermittelt einen Eindruck, in welchem hohen Dichte Mineralisationen im Erzgebirge/Vogtland anzutreffen sind. Besonders starken Einfluss auf die Verteilung der Schwermetalle in den Böden besitzen die Vererzungen im Raum Freiberg, Ehrenfriedersdorf, Schneeberg – Schwarzenberg - Johanngeorgenstadt, Altenberg - Dippoldiswalde und Annaberg - Marienberg, die vor allem bei den Elementen As, Pb, Cd, Cu und Zn zu beobachten ist.

Durch die Teilnahme der Spuren- und Hauptelemente an Prozessen der Bodenbildung, welche zu einer Profildifferenzierung führen, kann es durch Elementverschiebungen zu An- und Abreicherungen kommen. Im Vergleich zur Intensität der Stoffverteilungen durch die lithogenen und chalkogenen Prozesse, ist der durch pedogene Prozesse verlagerte Elementanteil als gering zu bewerten und spielt für die Bewertung der Gefährdungspfade nur eine untergeordnete Rolle.

Infolge eines intensiven Bergbaus seit dem Mittelalter, der relativ hohen Bevölkerungsdichte sowie der starken Industrialisierung Sachsens, wurden die Böden hohen anthropogenen Belastungen ausgesetzt. Bei der anthropogenen Beeinflussung der natürlichen Böden sind vor allem die Emissionen der Buntmetallhütten zu nennen. Da die Erze in der Regel am Standort ihrer Förderung verhüttet wurden, die bereits durch hohe geogene Elementanreicherungen gekennzeichnet sind, kam es durch die zusätzlichen Emissionen lokal zu enormen Schadstoffanreicherungen. Die emittierten Spurenelementmengen betragen z. B. im Raum Freiberg-Halsbrücke (1973 bis 1983) 244 t As, 21,3 t Cd, 1 161 t Pb und 286 t Zn (FIEDLER & KLINGER, 1996). Trotz Modernisierung und der teilweisen Schließung von Hüttenanlagen, sind auch heute noch erhöhte Elementgehalte im Schwebstaub und von Schwebstaub-Inhaltsstoffen feststellbar (z. B. Freiberg, Aue), die im Rahmen kontinuierlicher Messungen zur Feststellung der Immissionsituation durch das LfUG erhoben werden (Tab. D 8 bis D 10).

Hohe Stoffeinträge sind auch auf die Emissionen der Großfeuerungsanlagen zurückzuführen, die in der Vergangenheit fast ausschließlich mit Braunkohle betrieben wurden (Abb. 3-6). Da diese in nahezu allen Landesteilen vorhanden waren, trugen sie vor allem zu einem ubiquitären Eintrag von Spuren- und Hauptelementen bei. Besonders in Gebieten mit hoher Bevölkerungsdichte, die mit einer starken Industrialisierung einhergeht (Abb. 3-8, Abb. 3-9), sind hohe Immissionsbelastungen feststellbar (z. B. PAK; vgl. Tab. D 10). Obwohl die Löslichkeit der deponierten Stäube nur selten untersucht wurde, dürfte sie generell hoch sein. So wurden im Luftstaub von Hamburg wasserlösliche Anteile von Cd - 90 %, As - 70 bis 80 %, Ni - 60 bis 70 % und Pb von 40 bis 50 % bestimmt (LAHMANN, 1990).

Auf den landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Flächen werden über die Dünger, Klärschlämme und Komposte zusätzlich Schwermetalle in die Böden eingebracht.

Besonders starken anthropogenen Einflüssen sind die Auenböden unterworfen. Durch die Einleitung von industriellen und kommunalen Abwässern, mit z. T. hohen Elementkonzentrationen, in die Vorfluter, kommt es bei Ablagerung der Flusssedimente und Schwebanteile in den Überflutungsbereichen zu einer ständigen Anreicherung, vor allem von As, Pb, Cd, Cu, Hg und Zn. Unter Beachtung der lithogenen und chalkogenen Komponenten im Einzugsgebiet der Vorfluter, sind Auenböden in Ostsachsen wesentlich geringer belastet als die Auenböden der Elbe und Mulde.

4. Ergebnisse

4.1 pH-Wert (pH KCl)

Die Bodenazidität ist für den Land- und Forstwirt ein wichtiges Kennzeichen zur Bewertung der Leistungsfähigkeit des Bodens hinsichtlich der Lebensbedingungen von Bodenorganismen, der Verfügbarkeit von Nährstoffen sowie der Nitrifizierung. Aber auch in Fragen des Umweltschutzes kann der pH-Wert eine entscheidende Rolle spielen, da eine Freisetzung von anorganischen Schadstoffen in das Bodensickerwasser/Grundwasser bzw. die Pflanzenverfügbarkeit (Transfer Boden → (Nutz-)Pflanze) toxischer Elemente stark von der Bodenazidität abhängig sind.

Die pH-Werte der Lösungsphase des Mineralbodens lassen sich in bestimmte Pufferbereiche mit speziellen Funktionen gliedern. Dabei ist zu beachten, dass in Abhängigkeit vom Substrat und der Verwitterungsintensität mehrere Pufferbereiche gleichzeitig wirksam sein können (BMELF, 1997; ULRICH, 1981):

- CaCO₃-Pufferbereich (pH >6,3): Kalk als Puffer, optimale Bedingungen für Mikroorganismen, Basenauswaschung
- Silikatpufferbereich (6,3 ≥pH >5,0): Säurepufferung an primären Silikaten, Tonmineralneubildung, Freisetzung von Alkali- und Erdalkali-Ionen, optimale Nährstoffverfügbarkeit, Vergrößerung der Kationenaustauschkapazität
- Austauscherpufferbereich (5,0 ≥pH >4,2): Säurepufferung durch Verwitterung der Restgitter primärer Silikate, Freisetzung von Al-Ionen aus den Tonmineralen, Verdrängung und Auswaschung von Alkali- und Erdalkaliionen (Basenauslaugung), Reduktion der Basensättigung und Kationenaustauschkapazität
- Al-Pufferbereich (4,2 ≥pH >3,8): Säurepufferung durch Auflösung von sekundären Tonmineralen und Al-Hydroxokomplexen, Al³⁺-Freisetzung, zunehmend toxische Kationensäurekonzentrationen in der Bodenlösung
- Al-Fe-Pufferbereich (3,8 ≥pH ≥3,2): Säurepufferung durch Auflösen von Eisenhydroxiden, Mobilisierung von Fe und Huminstoffen, H⁺- und Fe³⁺-Zunahme in der Bodenlösung, Säurestress und Wachstumsstörungen
- Fe-Pufferbereich (pH <3,2): Säurepufferung durch Auflösung der Fe-Oxide, Fe-Verlagerung (Podsolierung).

Verallgemeinernd kann davon ausgegangen werden, dass mit abnehmenden pH-Werten die Mobilität der Schwermetalle in der Bodenlösung zunimmt. Für Arsen wurde zusätzlich im alkalischen Bereich (pH >8,5) eine deutliche Erhöhung der löslichen Anteile festgestellt (ZEHNER & MANN, 1994). Zu den mobilen, leicht verlagerbaren und verfügbaren Elementen gehören vor allem Cadmium, Zink, Thallium, Mangan und Nickel. Bei pH-Werten <5 steigt selbst bei den als relativ immobil geltenden Elementen Cr und Pb die Mobilität sehr stark an (Tab. 4.7-2, Tab. 4.14-2).

Erwartungsgemäß zeigen die Ap-Horizonte der Ackerböden infolge der Kalkung die höchsten Werte (pH 5,7). Sie bewegen sich damit im anzustrebenden optimalen Bereich von pH 5,5 bis 7,0 in Abhängigkeit vom Tongehalt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989). Deutlich höhere pH-Werte treten in den Ap-Proben der Leitbodengesellschaften aus Löss und Sandlöss auf (pH 5,8 bis 6,5, Tab. 4-1). Die Kippböden der Bergbaufolgelandschaften besitzen durch die starke Aufkalkung bei Rekultivierungsmaßnahmen mittlere pH-Werte von 7,0. Die in den mineralischen Oberböden von Grünlandstandorten angetroffenen pH-Werte von 5,0 liegen an der Untergrenze des empfohlenen pH-Intervalls von 5,0 bis 5,5. Stadtböden besitzen infolge anthropogenen Beimengungen (z. B. Bauschutt) pH-Werte um 7.

In den Oh-Horizonten unter Forst und den mineralischen Oberboden- und Unterbodenhorizonten treten sehr niedrige mittlere pH-Werte (P50-Medianwert) auf:

Bodenhorizont	pH (KCl)
Acker, Ap-Horiz.	5,7
Acker, Unterboden	5,7
Grünland, Ah-Horiz.	5,0
Grünland, Unterboden	5,0
Forst, Oh-Horiz.	3,2
Forst, Ah-Horiz.	3,4
Forst, Unterboden	3,9

Bei den vorliegenden pH-Werten kann angenommen werden, dass die effektive Kationenaustauschkapazität eine anhaltend abnehmende Tendenz zeigt und eine zunehmende Versauerung der Waldböden stattfindet (SML, 1996). Besonders niedrige pH-Werte treten in Böden aus periglaziären Umlagerungsdecken über Festgestein auf (Tab. 4.1, LBG 1 bis 5). Ausdruck einer tiefreichenden Versauerung ist die Tatsache, dass der mittlere pH-Wert (Median) im Unterboden bei pH 3,9 liegt und somit eine Reihe von Standorten sich im Al-Pufferbereich und z. T.

sogar im Al-Fe-Pufferbereich befinden. Der Versauerungsprozess ist mit erheblichen Verlusten von Nährstoffkationen verbunden. Damit findet bei der Mehrzahl der waldtragenden silikatischen Mittelgebirgsstandorten der mittleren und oberen Lagen eine drastische Degradation des bodenchemischen Zustands, nahezu unabhängig von den geochemisch unterschiedlichen Substraten, statt (SML, 1995).

4.2 Arsen (As)

Unter den toxisch wirkenden Schwermetallen kommt dem Arsen aufgrund großflächiger Verbreitung erhöhter Gehalte in den Böden im Freistaat Sachsen wohl die größte Bedeutung zu. Die Ursachen sind zweifellos in der geochemisch-metallogenetischen Spezialisierung der Fichtelgebirgisch-Erzgebirgischen Antiklinalzone zu suchen (TISCHENDORF, 1966; PÄLCHEN & BERGER, 1984; METZNER et al., 1994). Der flächenbezogene mittlere As-Gehalt der Hauptgesteinstypen in Sachsen beträgt 13 mg/kg (KARDEL et al., 1996, Tab. 3.1), so dass nahezu alle Hauptgesteinstypen deutlich den kristalen Clarke von 2 mg/kg überschreiten (WEDEPOHL, 1995). Besonders hervorzuheben sind die polymetallischen Lagerstätten, die Zinn-Wolfram-Vererzungen und die uranführenden Mineralisationen des Erzgebirges (Abb. 3-7), die sich durch eine starke As-Führung (im wesentlichen Arsenkies FeAsS, z. T. gediegen Arsen) auszeichnen und ihre Nebengesteine deutlich beeinflussen. Ein zusätzlich anthropogener As-Eintrag durch die Verhüttung polymetallischer Erze und Zinnerze erhöhte die gegen verursachte Bodenbelastung z. T. erheblich.

In der Fachliteratur werden die „Normalgehalte“ von Böden mit <20 mg/kg As, bei mittleren As-Gehalten von 5 mg/kg, beschrieben (u. a. EIKMANN et al., 1991).

Arsen ist ein zu den Halbmetallen zählendes, ubiquitäres Element. Es kommt in der Natur weit verbreitet in verschiedenen Mineralisationen als Arsensulfid bzw. -oxid und als Kupfer-, Nickel- und Eisenarsenat vor. Im historischen sächsischen Bergbau wurde es als Nebenprodukt bei der Verhüttung von Blei-, Kupfer- und Zinnerzen als Arsen(III)-Oxid gewonnen. Auch bei der Verbrennung von Braunkohlen, die in der Oberlausitz (Zittauer Becken) bis zu 45 mg/kg As enthalten können (PÄLCHEN et al., 1986), entsteht hauptsächlich Arsen(III)-Oxid. Die jährliche As-Emission betrug 1985 in Deutschland 220 t, 1995 noch ca. 33 t (UBA, 1996). In der Land- und Forstwirtschaft werden Arsenverbindungen als Pestizide, Herbizide und Arborizide eingesetzt. Untersuchungen zur Arsenexposition des Menschen fanden erst verstärkt in den letzten 20 Jahren statt, weil es an geeigneten analytischen Methoden fehlte.

Bedeutende regionale As-Anomalien befinden sich im Raum Freiberg, dem bedeutendsten Standort der Förderung und Verhüttung polymetallischer Erze in Sachsen (Abb. 4.2-2). Neben der intensiven As-Aureole im Bereich der Gangmineralisationen, kam es durch die über Jahrhunderte währende Verhüttung von Erzen, insbesondere As-reicher Zinnerze in der letzten Betriebsperiode, zu hohen anthropogenen As-Einträgen. So wurden z. B. 1864 über die Hochesse Muldenhütten 100 kg As₂O₃ in je 24 Stunden (RÖSLER et al. 1969) und 1982 insgesamt 67 t As (FIEDLER & KLINGER, 1996) durch die Hüttenanlagen im Raum Freiberg emittiert. Aus den jüngsten Untersuchungen im Rahmen des Bodenmessnetzes Freiberg wurden für den Kernbereich des Belastungsgebietes mittlere As-Gehalte von 115 mg/kg (P50, Median) bzw. 680 mg/kg (P90) im Oberboden berechnet (RANK et al., 1999). In Windrichtung zeichnen sich deutliche As-Anreicherungen in der organischen Auflage und im Oberboden ab (Tharandter Wald). Auch nach der Stilllegung wichtiger Emittenten liegt die As- Immission in Freiberg noch heute weit über dem Landesdurchschnitt (Tab. D 8, Tab. D 10), was teilweise auf eine Staubverwirbelung aus schwermetallbelasteten Böden und den Abriss der Hüttenanlagen zurückgeführt wird.

Anomal hohe As-Gehalte im Raum Ehrenfriedersdorf werden gegen durch die stark arsenkiesführenden Mineralisationen der Zinn-Wolfram-Vererzungen und hohen anthropogenen Einträge durch die historischen Hüttenanlagen verursacht. Mit dem Bodenmessnetz Ehrenfriedersdorf, Raster 1 km x 1 km, wurde der As-belastete Bereich eingegrenzt und orientierende Untersuchungen zur As-Mobilität durchgeführt (RANK et al., 1997). Verdichtende Untersuchungen, ca. 5 Proben/km², ergaben für den Zentralbereich Mediangehalte von 400 mg/kg sowie ein P90 von 1600 mg/kg As (RANK et al., 2000).

Im Westerzgebirge bilden die As-Anomalien im Bereich Schneeberg – Schwarzenberg - Johanngeorgenstadt und Oberwiesenthal ein großflächiges Anomaliengebiet, welches überwiegend gegen durch schichtgebundene polymetallische Mineralisationen und durch As-führende Uran-Gangvererzungen verursacht wird. Deutliche As-Konzentrationen bei Klingenthal-Gottesberg und südwestlich von Plauen sind auf die geochemischen Aureolen der bekannten Zinn- und

Spatmineralisationen begrenzt.

Die As-Gehalte der Auenböden sind im wesentlichen auf die geochemische Situation in den Liefergebieten zurückzuführen. Durch Abtragung von Böden aus den Mineralisationsgebieten des Erzgebirges und anthropogenen Einträgen der Hüttenindustrie, sind erhöhte As-Gehalte in den Auenbereichen bis an die nördliche Landesgrenze anzutreffen. Besonders hohe Gehalte treten dabei in den Auenböden der Mulde (Freiberger Mulde bei Siebenlehn 1 800 mg/kg) und der Zschopau auf (max. 5 500 mg/kg bei Augustusburg/Kunnersdorf). Auenböden, deren Liefergebiete sich in der Lausitz befinden, besitzen dagegen deutlich niedrigere As-Gehalte (max. 35 mg/kg; BEUGE & ULIQUE, 1997).

Großflächig erhöhte As-Gehalte sind auch im Verbreitungsgebiet von Rotliegendesedimenten festzustellen (Zwickau – Leukersdorf - Chemnitz). Anomale Gehalte im Unterboden ließen vermuten, dass die As-Führung geogenen Ursprungs und substratgebunden ist. Weiterführende Untersuchungen ergaben, dass die erhöhten As-Gehalte in der Vorerzgebirgssenkung vor allem an die lithogene Komponente (Mülsener Schichten) gebunden sind (WENDLAND et al., 1997).

Beim Vergleich der As-Gehalte der untersuchten Bodenhorizonte ist deutlich sichtbar, dass im Oh-Horizont (Abb. 4.2-1) und im mineralischen Oberboden eine deutliche As-Anreicherung gegenüber dem Unterboden (Abb. 4.2-3) stattfindet, die durch hohe anthropogene Einträge und eine bevorzugte Sorption an die organische Substanz verursacht wird (Tab. 4.2-1, Tab. D 12). Besonders die Oh-Horizonte stellen einen Akkumulator der hohen ubiquitären Einträge dar, so dass die Vorsorgewerte nach PRÜEB (1994) der organischen Auflage von 10 mg/kg As von ca. 70 % aller Oh-Analysen überschritten werden (vgl. Tab. D 7).

Die sehr hohen As-Hintergrundwerte von Leitbodengesellschaften über Festgesteinen der Grundgebirgseinheiten (geogenen und anthropogenen Ursprungs) stellen im Vergleich zu den anderen Bundesländern eine einzigartige Situation dar, die bei der Anwendung der jetzt bundesweit geltenden Prüf- und Maßnahmewerte (Tab. D 2) unbedingt zu berücksichtigen ist. Sie unterscheiden sich damit deutlich von den Hintergrundwerten lössbeeinflusster Böden des Erzgebirgsvorlandes und Böden aus periglaziären und glazigenen Ablagerungen, die aus As-armen Substraten hervorgegangen sind (Tab. 4.2-1).

Für den Wirkungspfad Boden → Pflanze (Nutzung Ackerbau/Gartenbau) wird durch die BBodSchV ein Prüfwert von 200 mg/kg bzw. 50 mg/kg (für Böden mit zeitweise reduzierenden Bedingungen) und für die Nutzung als Grünland ein As-Maßnahmenwert von 50 mg/kg festgelegt (Tab. D 2).

Die Mobilität von Arsen hängt wesentlich vom Oxidationszustand ab. Als As^{5+} ist Arsen relativ immobil und stellt nach den bisherigen Erkenntnissen im humiden Klimabereich ökotoxikologisch keine besondere Gefahr dar. Selbst bei erhöhten As-Gehalten bis ca. 100 mg/kg, die fast ausschließlich lithogenen und chalkogenen Ursprungs sind, lassen sich nur geringe lösliche Anteile feststellen. Steigende Mobilitäten sind im besonderen Maße an Standorten zu beobachten, die sich im Einflussbereich der Buntmetall- und Zinnhütten befinden, wo Arsen meist als As_2O_3 imitiert wird. Die Anreicherung im Boden erfolgt vermutlich in den obersten Lagen durch Sorption, vor allem an Sesquioxide und Ca-Verbindungen.

Die mobilen As-Gehalte (NH_4NO_3 -Extraktion) im mineralischen Oberboden zeigt Abb. 4.2-4. Während in den älteren Listen des UBA (1995) und in BW (UM BW 1993b) Prüfwerte von 100 bzw. 140 $\mu g/kg$ für den Transferpfad Boden → Pflanze vorgeschlagen bzw. gesetzlich fixiert wurden (Tab. D 4), wird durch die jüngsten Transferuntersuchungen (LABO, 1997; DELSCHEN & RÜCK, 1997) auf Prüf- und Maßnahmewerte verzichtet (Tab. D 2). Hierzu wird eingeschätzt, dass die KW-Extraktion der NH_4NO_3 -Extraktion, als Basis für eine Abschätzung des Transfers Boden ⇒ Pflanze, überlegen ist. Zur Beurteilung der phytotoxischen Wirkung auf eine ertragsbezogene Wachstumsbeeinträchtigung bei Kulturpflanzen wurde ein Prüfwert von 400 $\mu g/kg$ (NH_4NO_3 -Extraktion) festgelegt.

Erhöhte mobile As-Gehalte treten vor allem im Raum Aue - Schneeberg, nördlich Annaberg bei Ehrenfriedersdorf und im Raum Freiberg/Tharandter Wald auf. In Ehrenfriedersdorf und Freiberg sind diese zweifellos auf die Emissionen der Zinn- und Arsenhütten zurückzuführen. Untersuchungen zum Mobilitätsverhalten mittels NH_4NO_3 -Extraktion und Elution nach DEV (S 4) im Raum Ehrenfriedersdorf ergaben, dass besonders im Bereich von Hüttenstandorten hohe lösliche As-Anteile im mineralischen Oberboden vorliegen (max. 1,6 % der Totalgehalte) und damit ein Gehaltsniveau von $>400 \mu g/kg$ erreicht wird, wo phytotoxische Erscheinungen an Pflanzen auftreten können. In den Unterbodenhorizonten gehen die mobilisierbaren As-Anteile sehr stark zurück (ca. 0,1 % der Totalgehalte), was den Schluss zulässt, dass die geogen bedingten As-Anteile wesentlich fester gebunden sind (RANK et al., 1997). Elutionen bei unterschiedlichen pH-

Werten zeigen, dass bei pH 3 bis 9 bis zu 2 % des Gesamtarsengehalts mobilisierbar sind. Ebenso können alkalische Bedingungen bei pH >9 zu kritischen Erhöhungen löslicher Arsenanteile führen (PANTSAR-KALLIO & MANNINEN, 1997; ZEHNER & MANN, 1994).

In der Vorerzgebirgssenke sind die erhöhten Gehalte an das Verbreitungsgebiet der Rotliegendesedimente gebunden. Im Rahmen von Forschungsarbeiten konnte durch WENDLAND et al. (1997) nachgewiesen werden, dass die anomal hohen mobilen Gehalte vor allem im Verbreitungsgebiet der Mülsener Schichten auftreten. Die relativ hohe As-Mobilität wird hier als wesentliche Ursache für die häufigen Überschreitung des As-Grenzwertes (10 µg/l) im Trinkwasser angesehen.

Relativ hohe mobile As-Gehalte werden in den Auenböden der Freiburger und der Vereinigten Mulde erreicht. Spezielle Untersuchungen in Catenen durch BEUGE & ULIQUE (1997) konkretisieren den Befund des Bodenmessnetzes. Die höchsten Gehalte wurden dabei in den Auenböden der Freiburger Mulde bei Siebenlehn mit 300 µg/kg gemessen, die zweifellos durch die Emissionen im Freiburger Lagerstätten- und Hüttengebiet verursacht werden. Im Gegensatz dazu weisen die Auenböden der Lausitzer Vorfluter stets Gehalte <10 µg/kg auf.

Bei der Bewertung der mobilen As-Hintergrundwerte (P50, Tab. 4.2-2) ist eine etwas höhere Mobilität von Arsen in den mineralischen Oberböden unter Forst feststellbar. Die relativ hohen P90-Gehalte über Paragneis, Granit und sauren Vulkaniten sind dabei auf den Einfluss der Freiburger Hüttenanlagen im Osterzgebirge, über Phyllit und Glimmerschiefer auf die Emissionen der historischen „Gifthütten“ im Raum Ehrenfriedersdorf - Geyer zurückzuführen. Der Hütten Einfluss auf die P90-Gehalte für Böden bei einer Acker- bzw. Grünlandnutzung ist dagegen nur sehr gering. Ursache sind vermutlich der Verdünnungseffekt, der durch das Umbrechen bei einer Ackernutzung verursacht wird, sowie die gegenüber Oh-Horizonten unter Forst wesentlich niedrigeren C_{org} -Gehalte, wo verstärkt As-Sorptionen auftreten können. Die höchsten P90-Hintergrundwerte treten dabei in Böden über Rotliegendesedimenten und in den Auenböden der Freiburger und der Vereinigten Mulde auf.

In Böden über Löss und periglaziären Decksedimenten, die als Substrat keine geochemische As-Anreicherung aufweisen und nur die ubiquitären Einträge widerspiegeln, liegen sämtliche P90-Hintergrundwerte unter 10 µg/kg.

4.3 Bor (B)

Bor ist ein für Pflanzen und wahrscheinlich auch für Tiere und Menschen essentielles Spurenelement (REIMANN & CARITAT, 1998).

Der mittlere B-Gehalt der kontinentalen Kruste beträgt 17 mg/kg (WEDEPOHL, 1995). Die mittleren B-Gehalte (Median) der sächsischen Hauptgesteinstypen reichen von 5 bis 65 mg/kg (KARDEL et al., 1996), der regionale Clarke des Erzgebirges/Vogtlandes beträgt 32 mg/kg (PÄLCHEN et al., 1987). Niedrige B-Gehalte besitzen vor allem saure Magmatite sowie periglaziäre Sedimente, hohe Gehalte die pelitischen Metamorphite wie Tonschiefer, Phyllite und Glimmerschiefer. In Granitoiden und Metamorphiten kann es zu erhöhten B-Gehalten in Form des verwitterungsresistenten Borosilikatminerals Turmalin kommen (Turmalingranit, Turmalinschiefer). Tonreiche marine Sedimente weisen ebenfalls deutlich höhere B-Gehalte auf. Allgemein korreliert der B-Gehalt mit den Ton- und C_{org} -Gehalten im Boden, wobei die Tonminerale Illit und Vermiculit die höchsten Gehalte aufweisen.

Starke anthropogene B-Einträge in die Umwelt können vor allem durch Klärschlämme und z. T. durch Komposte verursacht werden, wo Bor infolge der starken Adsorption an organische Substanzen gebunden wird. Erhöhte B-Gehalte im Abwasser stammen aus der Verwendung von Borboraten in Waschmitteln. In der Pflanzenproduktion wird Bor als Borax oder mit borhaltigen Nährstoffdüngern meist bei bekanntem B-Mangel oder prophylaktisch bei Kulturpflanzen mit besonders hohem B-Bedarf (z. B. Zuckerrüben, Apfel, Mais, Wein) eingesetzt (EIKMANN et al., 1991). Die Bestimmung der B-Verfügbarkeit erfolgt durch Extraktion mit siedendem Wasser bzw. aus dem Bodensättigungsextrakt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989).

Weitere anthropogene Einträge sind über den Luftpfad möglich, die durch die Verbrennung von Braunkohlen entstehen. Die mittleren B-Gehalte ostdeutscher Braunkohlen betragen ca. 70 mg/kg, bei Schwankungsbreiten von 12 bis 150 mg/kg (PÄLCHEN et al., 1986).

Die regionale Verteilung der B-Gehalte im Boden wird vor allem durch den geogenen Anteil der Substrate bestimmt. Aufgrund der erhöhten B-Gehalte in den Metapeliten des Westerzgebirges und Vogtlandes, der Turmalinschiefer im Kontakthof der Granite sowie der Turmalinführung des Eibenstocker Granites, unterscheidet sich das Westerzgebirge deutlich von den B-Gehalten im Osterzgebirge. Hier überwiegen in der Fläche B-arme Metagrauwacken bzw. saure Magmatite. Teilweise kommt es im Bereich der Metagranitoide zur B-Anreicherung, die auf eine lokale Turmalinführung zurückzuführen ist (Abb. 4.3-2). Als großflächiges B-Minima tritt die Sandregion des Tieflandes und das Verbreitungsgebiet der kretazischen Sandsteine in Erscheinung (<30 mg/kg), während für den Lössgürtel mittlere B-Gehalte charakteristisch sind (30 bis 50 mg/kg).

Bei den Auenböden treten vor allem die Böden der Muldenauen und der Elbaue durch hohe B-Gehalte in Erscheinung. Die Ursachen sind dafür vor allem in der geochemischen Spezialisierung der Gesteine in den Einzugsgebieten, weniger in den anthropogenen Beeinflussungen durch kommunale Abwässer zu suchen. Anthropogene Einträge, wie sie über die Staubemissionen der Kraftwerke zu vermuten sind, werden im gewählten Aufnahmemaßstab nicht wiedergespiegelt.

Die B-Verteilung im Unterboden (Abb. 4.3-3) ist nahezu identisch mit der des mineralischen Oberbodens, wobei die Gehalte im Unterboden tendenziell leicht ansteigen. Dies ist einerseits auf eine gewisse Bor-Auswaschung aus den Oberböden, andererseits auf den verstärkten Einfluss der Grundgesteine zurückzuführen (z. B. Turmalinschiefer im Kontakthof der Granite von Kirchberg - Eibenstock).

In den organischen Auflagen (Oh-Horizont) ist B gegenüber den mineralischen Oberböden in deutlich niedrigeren Gehalten vorhanden (Abb. 4.3-1). Auffällig erhöhte Gehalte treten im mittleren Erzgebirge im Raum Olbernhau auf, wo auch teilweise anomal hohe B-Gehalte im mineralischen Oberboden und Unterboden festgestellt wurden, eine eindeutige Ursache jedoch nicht bestimmt werden konnte.

Beim Vergleich der substrat- und nutzungsbezogenen Hintergrundwerte (Tab. 4-3) wird der beschriebene, enge Bezug zwischen B-Gehalt im Boden und B-Gehalt im Ausgangsgestein/Substrat, besonders anschaulich.

Für die Abschätzung des Gefährdungspfades Boden \Rightarrow Mensch ist Bor nicht relevant, spielt jedoch für den Wirkungspfad Boden \rightarrow Pflanze, insbesondere für ein gesundes Pflanzenwachstum eine bedeutende Rolle. Nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1989) ist im humiden Klimabereich B-Mangel weltweit verbreitet, wovon besonders Standorte auf Sand-Substraten betroffen sind (welche auch die niedrigsten Totalgehalte besitzen, Abb. 4.3-2).

4.4 Beryllium (Be)

Beryllium ist ein nachgewiesenermaßen nicht-essentielles Spurenelement, welches toxisch wirkt. Für verschiedene Tierarten ist es karzinogen. Als Metall und in seinen Verbindungen kann es Allergien hervorrufen (REIMANN & CARITAT, 1998).

Die Be-Konzentration in der oberen kontinentalen Kruste beträgt 3,1 mg/kg (WEDEPOHL, 1995), kann aber in den unterschiedlichen sächsischen Gesteinstypen stark schwanken. Die niedrigsten Gehalte finden sich in den periglaziären Sanden, kretazischen Sandsteinen und in Gabbros (<1 mg/kg). Die höchsten mittleren Gehalte besitzen die Granite des Jüngerer Intrusivkomplexes (12 mg/kg), wobei maximale Gehalte von >80 mg/kg gemessen wurden (z. B. Granit von Saldisdorf, PÄLCHEN et al., 1982). Der regionale Clarke für das Erzgebirge/Vogtland beträgt 3,2 mg/kg (PÄLCHEN et al., 1987).

Eine industrielle Verwendung findet Beryllium vor allem als Legierungsmetall mit Cu, als Neutronenreflektor in der Atomindustrie, in der Telekommunikation und der Luft- und Raumfahrtindustrie. Weitere mögliche Eintragspfade von Be in die Umwelt sind durch Nicht-Eisen- und Aluminiumhütten und durch die Kohleverbrennung gegeben. Die Be-Gehalte ostdeutscher Braunkohlen schwanken regional sehr stark (0,4 bis 16 mg/kg) und liegen durchschnittlich <1 mg/kg (PÄLCHEN et al., 1986). Generell ist festzustellen, dass zum Eintritt des Be in die Umweltmedien und über die Gefährdungspfade sehr wenig bekannt ist. Dies ist jedoch auch ein Indiz dafür, dass die Belastung des Bodens mit Beryllium z. Z. noch kein gravierendes Problem des Bodenschutzes darstellt. Dies dürfte vor allem für geogene Be-Verbindungen gelten, da Be vorwiegend in silikatischen Verbindungen auftritt, die im allgemeinen nur schwer löslich sind.

Die regionale Verteilung der Be-Gehalte widerspiegelt in hohem Maße die geogene Spezialisierung der Substrate. Die niedrigsten Be-Gehalte im mineralischen Oberboden finden sich über den sandigen, periglaziären Decksedimenten, Sandstein und über Löss/Sandlöss (<1 mg/kg, [Abb. 4.4-2](#)). Die Gehalte in Verwitterungsböden über Festgestein heben sich mit 2 bis 5 mg/kg deutlich davon ab, wobei die Böden über Metagrauwacke (Gneis) im unteren Bereich, die Böden über Metapeliten (Phyllit, Tonschiefer) im oberen Bereich angesiedelt sind. Aufgrund der geochemischen Spezialisierung der Granite des Jüngeren Intrusivkomplexes und das mit diesem genetisch und räumlich verbundene Auftreten von Zinnvererzungen, kommt es zu geogenen Be-Anreicherungen (Granit von Eibenstock). Im Mineralisationsprozess erfolgt teilweise eine Bildung von Be-Mineralen, z. B. Beryll in der Zinnlagerstätte Ehrenfriedersdorf. Trotz des geringen Oberflächenanschnitts der Vulkanite des Zeissigwald-Komplexes bei Chemnitz (14 mg/kg, RANK & PÄLCHEN, 1989), konnten in den Böden dieses Raumes ebenfalls erhöhte Be-Gehalte nachgewiesen werden.

Besonders auffällig treten die Auenböden der Vereinigten Mulde und der Elbe in Nordsachsen in Erscheinung. Infolge der hohen Be-Gehalte der Verwitterungsprodukte aus den Einzugsgebieten heben sich die Auenböden in markanter Weise von ihrer Umgebung, den Be-armen Sandböden, ab.

Die Be-Verteilung in den mineralischen Oberböden und Unterböden ist nahezu identisch, wobei in den Verwitterungsböden über Festgesteinen die Gehalte im Unterboden etwas höher liegen und den verstärkten Einfluss des geologischen Untergrundes widerspiegeln ([Abb. 4.4-3](#)).

In den organischen Auflagen (Oh-Horizonten) sind die Be-Gehalte gegenüber den mineralischen Oberböden deutlich niedriger. Obwohl in der Regel keine direkten Zusammenhänge zwischen dem Be-Gesamtgehalt im bodenbildenden Substrat und der organischen Auflage bestehen, sind die Oh-Horizonte über dem Eibenstocker Granit Be-reicher. Hinweise auf Probenahmefehler (teilweises Beprobieren des Ah-Horizontes), gibt es nicht (vgl. auch [Kap. 4.9 Fluor](#), [Abb. 4.9-1](#); [Tab. D 12](#)).

Punktquellen, die evtl. eine Be-Kontamination der Böden verursachen, konnten im gewählten Aufnahmemaßstab kaum identifiziert werden (? Auenbereich Löbauer Wasser zwischen Bautzen und Görlitz).

Aufgrund der spärlichen Datenlage zum Beryllium in Böden, Pflanzen und Wässern gestaltet sich die Einordnung der Be-Gehalte sächsischer Böden hinsichtlich der Gefährdungspfade recht schwierig. Zum anderen ist festzustellen, dass die räumliche Be-Verteilung und die Hintergrundwerte ([Tab. 4-4](#)) voll mit den bekannten Gesetzmäßigkeiten zur Be-Verteilung in den Ausgangsgesteinen (Substraten) übereinstimmen bzw. erklärt werden kann. Dies bestätigt wiederum, dass Be, trotz seiner hohen Toxizität z. Z. kein größeres regionales Problem im sächsischen Bodenschutz darstellt, zumal mindestens die erhöhte Gehalte silikatisch gebunden sind.

Da für Be keine gesetzlich fixierten Prüf- und Maßnahmenwerte für Böden existieren, kann lediglich auf die nutzungs- und schutzgutbezogenen Orientierungswerten von EIKMANN & KLOKE (1993) zurückgegriffen werden. Dabei ist festzustellen, dass sich große Teile der Böden des Westerzgebirges/Vogtlandes Gehalte im Bereich des Bodenwertes II, Nutzungsart Haus- und Kleingärten (2 bis 5 mg/kg, Toleranzwert) befinden. Gehalte >5 mg/kg beschränken sich fast ausschließlich auf die Forststandorte des Eibenstocker Granits. Anhand der Ergebnisse großmaßstäbiger pedogeochemischer Arbeiten (bis zu 400 Proben/km²) im Vogtland und im Osterzgebirge (Gottesberg, Altenberg) ist jedoch bekannt, dass die Be-Gehalte im Unterboden in den Zentren der Zinnvererzungen bis über 100 mg/kg ansteigen können. Ob solche lokal begrenzten Extremwerte eine schädliche Bodenbelastung darstellen ist noch näher zu untersuchen.

4.5 Wismut (Bi)

Wismut gehört zu den nicht essentiellen Spurenelementen (REIMANN & CARITAT, 1998).

Der Clarkewert der oberen kontinentalen Kruste beträgt 0,12 mg/kg (WEDEPOHL, 1995). Im Gegensatz zu anderen Schwermetallen liegen aus Sachsen relativ wenige Untersuchungen von Gesteinen vor. Im Zeitraum von ca. 1970 bis 1990, als umfangreiche metallogenetische und petrogeochemische Untersuchungen in den Grundgebirgseinheiten durchgeführt wurden, standen die notwendigen analytischen und gerätetechnischen Voraussetzungen nicht zur Verfügung (Bestimmungsgrenze ca. 3 mg/kg). Seit 1990 wird versucht durch Einzelanalysen dieses Defizit, was auch z. B. für Cd, Tl, Sb und Se zutrifft, sukzessiv abzubauen. Aus den jetzt vorliegenden Datenbeständen von Rhyolithen, Gnei-

sen, Glimmerschiefern, Graniten und Löss/Lösslehmen, heben sich vor allem die Bi-Gehalte des Granites von Eibenstock von den anderen Petrotypen deutlich ab (1,2 bis 5 mg/kg). Durch (FÖRSTER et al., 1999) wurden am Granit von Schellerhau 12 mg/kg Bi festgestellt. Für alle anderen bisher untersuchten Gesteinsgruppen sind Gehalte <0,2 mg/kg typisch.

Besondere Aufmerksamkeit ist den Mineralisationsprozessen im Erzgebirge zu schenken (Abb. 3-7), die mit einer starken Bi-Anreicherung in den Gesteinen/Böden genetisch verbunden ist. Insbesondere durch hydrothermale Gangvererzungen der Quarz-Arsenid-Assoziation („Bi-Co-Ni-Formation“) und der Karbonat-Pechblende-Assoziation der klassischen Uranbergbaugebiete, kam es zu zusätzlichen geogenen Bi-Anreicherungen (u. a. Raum Schneeberg – Aue – Johannegeorgenstadt – Pöhla). Untergeordnet kommt es jedoch auch bei der Bildung der Zinnvererzungen zur Bi-Akkumulation (Ehrenfriedersdorf/Annaberg, Altenberg – Schellerhau, Gottesberg/Vogtland), so dass Bi neben Be, Mo, W u. a. als „Pfadfinderelement“ bei der geochemischen Prospektion auf Zinnerze zum Einsatz kam. Untergeordnet treten auch erhöhte Bi-Gehalte in den polymetallischen Lagerstätten auf (Quarz-Sulfid-Assoziation, Nebengemengeteile in Sulfiden), dessen typischer Vertreter der Freiburger Gangbezirk darstellt.

Maßgebliche anthropogene Einträge erfolgten in der Vergangenheit vor allem bei der Verhüttung von polymetallischen Erzen und Zinnerzen.

Die Bi-Gehalte im mineralischen Oberboden (Abb. 4.5-2) zeigen die für die Erzelemente charakteristische regionale Verteilung: niedrige Gehalte über den Substraten der periglaziären Deckschichten und Löss - hohe Gehalte in den Verwitterungsböden über Festgestein des Erzgebirges. Auffällige Maxima treten im Bereich des Westerzgebirges/Vogtlandes im Großraum Aue – Johannegeorgenstadt (Verbreitungsgebiet der Uranlagerstätten) und über dem gesamten Granit von Eibenstock auf (geochemische Spezialisierung und Zinnvererzungen). Erhöhte anthropogene Einträge sind hier durch historische Hüttenanlagen und durch die Nickelhütte Aue möglich. Kleinere lokale Maxima befinden sich im mittleren Erzgebirge nördlich und östlich von Annaberg (Ehrenfriedersdorf - Geyer und Reitzenhain - Kühnheide) sowie im Osterzgebirge (Freiberg - Altenberg).

Auffällig treten die Auenböden der Mulde und der Elbe durch ihre hohen Gehalte in Erscheinung, da die angrenzenden Bodenregionen sehr niedrige Bi-Gehalte aufweisen. Auch hier liegt die Hauptursache im Stoffbestand der Gesteine und Böden im Sediment-Liefergebiet des Erzgebirges begründet, weniger wohl in der anthropogenen Beeinflussung durch industrielle und kommunale Abwassereinleiter.

Die Verteilung erhöhter Bi-Gehalte im Unterboden (Abb. 4.5-3) ist in auffälliger Weise an die Verbreitung der Verwitterungsböden des Erzgebirges/Vogtlandes gebunden. Zum Gehaltsniveau gegenüber den Oberböden ist, wie im nördlichen Teil Sachsens, eine deutliche Gehaltsabnahme festzustellen. Dies kann z. Z. nur dadurch erklärt werden, dass die ubiquitäre Emission zu hohen anthropogenen Bi-Anreicherungen in den Oberböden führt (analog Pb, Abb. 4.14-2). Die geogen verursachten Bi-Maxima konzentrieren sich im Westerzgebirge/Vogtland vor allem auf die Granite (Fichtelgebirge, Eibenstock, Geyer, Greifensteine), Zinnmineralisationen und den Bereich der Uranlagerstätten im Raum Aue. Bei prospektionsgeochemischen Untersuchungen am Westrand des Eibenstocker Granits (Gottesberg) und bei Ehrenfriedersdorf wurden Bi-Gehalte bis 400 mg/kg im Unterboden festgestellt (Gesamtprobe, Totalgehalte). Im Osterzgebirge konzentrieren sich die Bi-Gehalte auf den Raum um Altenberg (Granite von Schellerhau, Sachsenhöhe). Bei der Zinnsuche wurden hier im Unterboden Bi-Gehalte bis zu 6000 mg/kg analysiert. Zum Freiburger Raum hin nehmen die Gehalte kontinuierlich ab. Prospektionsarbeiten erbrachten im Bereich polymetallischer Mineralisationen Gehalte bis zu ca. 80 mg/kg Bi im Unterboden.

Überraschend hoch stellen sich die Bi-Gehalte in den Oh-Horizonten der Forststandorte dar. Der Mediangehalt beträgt etwa das Vierfache des mineralischen Oberbodens. Die räumliche Bi-Verteilung ist nahezu mit der Pb-Verteilung identisch und vermutlich in engem Zusammenhang zu betrachten (Abb. 4.5-1). Eine verstärkte Bindung von Bi an die organische Substanz ist wahrscheinlich. Besonders hohe Gehalte finden sich vor allem in der Kammregion des Erzgebirges/Vogtlandes (vermutlich verstärkte Interzeption, höhere Niederschlagsmengen, höchste C_{org} -Gehalte) und im Einflussbereich von Emittenten (Hütten Freiberg, Nickelhütten Aue und St. Egidien nordöstlich Zwickau).

Die Zusammenstellung der Bi-Hintergrundwerte (Tab. 4.5) verdeutlicht nochmals die relativ hohe Anreicherung von Bi in den Verwitterungsböden über Festgesteinen im Erzgebirge/Vogtland, wobei die höchsten Gehalte in allen Bodenhorizonten über Substraten von Granit zu finden sind.

Vergleichsdaten aus anderen Regionen sind nicht vorhanden, was eine Bewertung der vorgefundenen Verhältnisse erschwert. Zweifellos besitzt Wismut für den erzgebirgisch - vogtländischen Raum eine analoge Bedeutung wie As, Cd und Pb. Toxische Effekte von Bi für den Menschen sind nur aus der Anwendung von Kosmetika bekannt. Aus umwelt-geochemischer Sicht sollte jedoch den hohen Bi-Gehalten der organischen Auflage und im mineralischen Oberboden zukünftig mehr Beachtung geschenkt werden.

4.6 Cadmium (Cd)

Cadmium verdient unter den Schwermetallen besondere Beachtung, da seine Toxizität für Tiere und Menschen erheblich größer als die anderer Schwermetalle ist. Als Akkumulationsgift wird es im Körper angereichert und kann dort über Jahrzehnte verbleiben (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989).

Aufgrund seiner chemischen Verwandtschaft zum Zink kommt es fast ausschließlich mit diesem vor, insbesondere in allen zinkführenden Mineralen (u. a. Zinkblende ZnS) und Gesteinen. Die Cd-Konzentration in der oberen kontinentalen Kruste beträgt 0,10 mg/kg (WEDEPOHL, 1995), in Böden in der Regel <0,50 mg/kg (stark abhängig vom Tongehalt).

Seit Beginn der Industrialisierung gelangt Cadmium über die Emissionen der Buntmetallhütten, der Verbrennung von Kohlen und Erdöl und in jüngerer Zeit über die Galvanotechnik, Müllverbrennung, das Recycling Cd-haltiger Produkte, Klärschlämme und Komposte in die Umwelt. 1985 wurden in Deutschland ca. 45 t Cd, 1995 ca. 11 t Cd emittiert (UBA, 1996). In der Landwirtschaft wird Cd durch die Verwendung von Phosphatdüngemittel verstärkt in die Böden eingebracht. Auf dem Gebiet der ehemaligen DDR kamen jedoch bis 1989 Phosphordünger zum Einsatz, die aus wenig belasteten Kolaapatit hergestellt wurden (WILCKE & DÖHLER, 1995).

Das mit Abstand am höchsten Cd-belastete Gebiet im Freistaat Sachsen stellt der Freiburger Raum dar (Abb. 4.6-2). Infolge der geogenen Cd-Anreicherung bei der Bildung buntmetallführender Erzgänge sowie durch die Verhüttung der Erze, kam es zu bedeutenden Cd-Konzentrationen in den Böden. Besonders hohe Gehalte sind in den mineralischen Oberböden in unmittelbarer Nähe der Hüttenstandorte sowie nordöstlich und südöstlich davon (in Hauptwindrichtung) festzustellen. So wurden z. B. 1975 ca. 2,6 t Cd emittiert (WALD, 1990). Aus den Analysendaten des Bodenmessnetzes Freiberg wurden für die Kernzone des Belastungsgebietes mittlere Cd-Gehalte 2,1 mg/kg (P50, Median) bzw. 6,6 mg/kg (P90) im Oberboden berechnet (RANK et al., 1999). Trotz der drastisch verminderten Schwermetallemission beträgt der Cd-Gehalt im Sedimentationsstaub etwa das 5fache des Landesdurchschnitts (Tab. D 8, Tab. D 9). Auch in den Schwebstaub-Inhaltsstoffen wurden in Freiberg 1995 die höchsten Cd-Gehalte ermittelt (Tab. D 10). Eine wesentliche Ursache dafür wird auch hier, analog zu As und Pb, in der Verwirbelung von Bodenpartikeln gesehen, da die Schwermetallemissionen durch Stilllegung von Hüttenanlagen drastisch reduziert wurde.

Flächenhaft erhöhte Cd-Gehalte, die jedoch im Gehaltsniveau deutlich unter den Werten im Freiburger Raum liegen, treten in der Erzgebirgsnordrandzone bei Stollberg, im Gebiet Aue - Annaberg sowie südöstlich von Plauen auf. Als Ursache kommen hier schwach ausgeprägte polymetallische Vererzungen und Emissionen durch Feuerungsanlagen in Frage. 1995 wurden bei der Untersuchung von Schwebstaub-Inhaltsstoffen in Aue erhöhte Werte registriert (Tab. D 10) sowie in Plauen relativ hohe Gehalte im Staubniederschlag der Rastermessnetze festgestellt (Tab. D 8).

Eine besondere Stellung bei der Belastung mit Cadmium nehmen wiederum die Auenböden, speziell der Elbe, der Freiburger Mulde und der Vereinigten Mulde ein. Während bei den Auenböden der Mulden geogene und anthropogene Prozesse etwa gleichermaßen an der Cd-Anreicherung beteiligt sind, überwiegen für die Auenböden der Elbe sicher anthropogene Prozesse in Form von industriellen Einleitern. Durch BEUGE und ULIQUE (1997) wurden max. Cd-Gehalte von 8 mg/kg in den Auenböden der Freiburger Mulde bei Siebenlehn festgestellt. Die Auenböden östlich der Elbe, mit Sedimentliefergebieten in der Oberlausitz, besitzen meist Gehalte <1 mg/kg, bei Hagenwerder max. 2 mg/kg.

Ubiquitäre Cd-Einträge erfolgten in der Vergangenheit hauptsächlich durch Großfeuerungsanlagen. Bei der Verbrennung von Braunkohle, die etwa 0,7 mg/kg Cd enthält, wurde Cd zu etwa 40 - 50 % verflüchtigt (PÄLCHEN et al., 1986). Im Bereich weiterer bekannter Cd-Emittenten (außer Freiberg), konnte keine großflächige Cd-Belastung im Rahmen dieser Untersuchungen nachgewiesen werden (u. a. Stahlwerk Riesa, Akkuwerk Zwickau).

Beim Vergleich der substratbezogenen Hintergrundwerte (Tab. 4.6-1) lassen sich auch beim Cadmium beträchtliche

Gehaltsunterschiede feststellen. Verwitterungsböden über Festgestein besitzen gegenüber Böden aus Löss und periglaziären Decksedimenten deutlich höhere Gehalte. Eine Abhängigkeit vom Tongehalt ist insofern festzustellen, dass gegenüber lehmigen Substraten die Cd-Gehalte in sandigen Substraten kleiner sind. Bei den lehmig verwitternden Festgesteinen der Grundgebirgseinheiten überwiegen offensichtlich die geogenen Einflüsse (Substrat, Einfluss der Mineralisationen) auf die Höhe des Cd-Gehalts (Abb. 4.6-3).

Innerhalb der Leitbodengesellschaften ist eine Differenzierung der Gehalte in Abhängigkeit von der Nutzung ausgeprägt. In den mineralischen Oberböden auf Acker- und Grünlandstandorten sind gegenüber den Forststandorten deutlich höhere Cd-Gehalte anzutreffen, da einerseits auf den Landwirtschaftsflächen zusätzlich Cadmium über die Düngung eingebracht wird (Kola-Apatit <2 mg/kg, afrikanische P-Dünger bis 47 mg/kg, WILCKE & DÖHLER, 1995), andererseits in den Oh-Horizonten im Wald aufgrund der sehr niedrigen pH-Werte mit einer Cd-Mobilisierung und Verlagerung in größere Tiefen zu rechnen ist. Nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1989) kann in stark sauren Böden die Verlagerungsgeschwindigkeit des Cd in 10 Jahren 50 cm, in 45 Jahren 120 cm betragen.

Höhere Cd-Gehalte in den Oh-Horizonten (Abb. 4.6-1) gegenüber den mineralischen Oberböden unter Forst sind besonders bei Lössböden und periglaziären Substraten ausgeprägt und charakterisieren den ubiquitären Eintrag. Bei den Verwitterungsböden über Festgestein mit Einfluss geogener Mineralisationsprozesse (z. B. über Paragneis, Glimmerschiefer, Tonschiefer) treten dagegen die höheren Gehalte im Oberboden auf. Extreme Cd-Anreicherungen in der organischen Auflage sind ausschließlich auf den Freiburger Raum und das Einflussgebiet der Hüttenemissionen im Osterzgebirge beschränkt. Der Vorsorgewert nach PRÜEB (1994) für Humusaufgaben, 0,7 mg/kg, wird nur in etwa 2 % der Oh-Horizonte überschritten (Tab. D 7).

Beim Vergleich der mittleren Cd-Gehalte des Bodenmessnetzes (P50, Totalgehalt) mit denen der „Bundesweiten Bodenzustanderhebungen im Wald“ (BZE, arithmetischer Mittelwert, Königswasser; SML, 1995) im Raster 8 km x 8 km, wurden bei den Oh-Horizonten etwas niedrigere mittlere Gehalte festgestellt (0,38 mg/kg bzw. 0,49 mg/kg).

Für den Gefährdungspfad Boden → Mensch (direkter Übergang) sind die im mineralischen Oberboden ermittelten Cd-Gehalte ohne Bedeutung. Lediglich in Haus- und Kleingärten, die für den Anbau von Nahrungsmitteln und als Aufenthaltsbereich für Kinder in Betracht kommen, gilt als Prüfwert 2 mg/kg (Tab. D 2).

Cadmium verfügt im sauren Bereich über eine hohe Mobilität, da bei fallendem pH-Wert seine Löslichkeit zu- und seine Adsorption abnimmt. Bei pH-Werten um 7 ist die Cd-Konzentration in der Bodenlösung am niedrigsten und steigt unterhalb pH 6,5 bis 6,0 stark an. Der größte Anteil des Cd liegt im Boden in adsorbierter Form vor. Die Cd-Löslichkeit steigt deshalb - bei gleichen pH-Werten - mit zunehmenden Cd-Gesamtgehalten (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989). Cd kann von den Pflanzen in relativ großen Mengen aufgenommen werden, bevor Schädigungssymptome und Ertragseinbußen auftreten. Hierin besteht die Gefahr, dass gesundheitliche Schäden durch den Verzehr von Cd-belasteten Nahrungspflanzen oder -produkten auftreten können.

Im Ergebnis der länderübergreifenden Untersuchungen zum Schwermetalltransfer Boden → Pflanze (LABO, 1997, DELSCHEN & RÜCK, 1997) wurde eingeschätzt, dass zwischen den Cd-Gehalten in Nahrungspflanzen und dem mobilen Gehalt (NH_4NO_3 -Extraktion) im Boden signifikante Beziehungen bestehen und für eine Gefahrenbeurteilung genutzt werden können. Für den Acker- und Gartenbau wird durch die BBodSchV deshalb ein Maßnahmenwert von 100 µg/kg, bei Anbau von Brotweizen und anderen hoch anreichernden Gemüsearten von 40 µg/kg festgesetzt. Der Maßnahmenwert bei einer Grünlandnutzung liegt bei 20 mg/kg Cd (KW-Extraktion), der im Rahmen dieser Untersuchungen nicht erreicht wurde (Tab. D 2).

Die flächenhafte Verteilung erhöhter mobiler Cd-Gehalte im mineralischen Oberboden (Abb. 4.6-4) zeigt zwar viele Gemeinsamkeiten zur Verteilung der Totalgehalte, sie wird aber auffallend durch die Nutzung differenziert. Bei niedrigen Totalgehalten werden insbesondere unter Forst relativ hohe mobile Cd-Gehalte erreicht (z. B. Düben-Dahleener Heide, Nordostsachsen, Elbsandsteingebirge), die zweifellos auf die viel niedrigeren pH-Werte gegenüber den Acker- und Grünlandstandorten (und der damit steigenden Mobilität) zurückzuführen ist. Die Ergebnisse der substratbezogenen Faktoranalyse ergaben für nahezu alle Substrate mineralischer Oberböden die Elementassoziation $\text{Cd}_{\text{mob}}\text{-Zn}_{\text{mob}}\text{-Pb}_{\text{mob}}\text{-Cr}_{\text{mob}}\text{-Ni}_{\text{mob}}$ /pH-Wert mit hohen prozentualen Anteilen an der Gesamtvarianz, wodurch die Bedeutung des pH-Wertes für die Mobilität nochmals unterstrichen wird. Aufgrund des extrem niedrigen Cd-Grenzwertes für Trinkwasser (5 µg/l) ist dem Transferpfad Boden → Sickerwasser/Grundwasser bei Forstnutzung verstärkte Aufmerksamkeit zu widmen.

Die flächenhaft höchsten mobilen Gehalte treten in den Verwitterungsböden über Festgestein im Erzgebirge auf, welche auch die höchsten Totalgehalte besitzen. Besonders betroffen ist vor allem der Freiburger Raum, wo mobile Cd-Gehalte über 100 µg/kg auftreten (RANK et al., 1999). Untersuchungen von LAVES et al. (1997) und LAVES & SUNTHEIM (1997) zeigen, dass die hohen Cd-Gesamt- und mobilen Cd-Gehalte zur Überschreitung von Grenzwerten in den Nutzpflanzen und in Muskelfleisch, Lebern und Nieren von Nutztieren führen. Nach MÖNICKE et al. (1996) ist bereits bei Gesamtgehalten >0,4 mg/kg mit Überschreitung der Cd-Grenzwerte, insbesondere bei Brotgetreide und Futtergetreide zu rechnen. Beim Anbau von Nahrungsmitteln in schwermetallbelasteten Gebieten sollten unbedingt die Anbauempfehlungen von AUERMANN et al. (1990) sowie das unterschiedliche Anreicherungsvermögen in verschiedenen Pflanzenarten berücksichtigt werden (Tab. 4.6-3; LABO, 1997; DELSCHEN & LEISNER-SABER, 1998).

4.7 Chrom (Cr)

Chrom ist ein für Pflanzen entbehrliches, für Menschen und Tiere jedoch essentielles Spurenelement (EIKMANN et al., 1991).

Die Cr-Konzentration in der oberen kontinentalen Kruste beträgt 35 mg/kg (WEDEPOHL, 1995), kann aber in den unterschiedlichen Gesteinstypen stark schwanken. Die mittleren Cr-Gehalte (Median) der sächsischen Hauptgesteinstypen betragen 5 bis 2 000 mg/kg (KARDEL et al., 1996), der regionale Clarke des Erzgebirges/Vogtlandes wird von PÄLCHEN et al. (1987) mit 52 mg/kg angegeben. Für unbelastete Böden gelten Cr-Gehalte von 5 bis 100 mg/kg als normal (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989). In einigen ultrabasischen Gesteinen können jedoch Cr-Gehalte bis 3,5 % auftreten.

Anthropogene Cr-Einträge erfolgen vor allem durch die Eisenmetallurgie bzw. durch Cr-verarbeitende Industrien (Legierungen, Galvanik, Katalysatoren, Farben, Glas und Keramik, Gerbstoffe bei Lederbearbeitung). Die atmosphärischen Cr-Emissionen betragen in Deutschland 1985 337 t, in 1995 noch 115 t (UBA, 1996). Weitere nennenswerte Cr-Einträge sind vor allem über die Klärschlammaufbringung und über die Anwendung von Phosphordünger (Thomasphosphat, Cr-Gehalt bis 2 200 mg/kg) in der Landwirtschaft möglich (WILCKE & DÖHLER, 1995).

Die regionale Verbreitung erhöhter Cr-Gehalte in den sächsischen Böden wird vor allem durch die geogene Spezialisierung der Substrate (KARDEL et al., 1996; Tab. 3-1) bestimmt. Aufgrund der erhöhten Cr-Gehalte der Serpentine (2 000 mg/kg), der tertiären Basaltoide (270 mg/kg), der Diabase (145 mg/kg) und Amphibolite (115 mg/kg) kommt es entsprechend der Verbreitung dieser Substrate (Abb. 3-1, Abb. 4.7-2), teils zu flächenhaften, teils zu punktförmigen anomal hohen Cr-Gehalten im Oberboden. Böden über Tonschiefer, Phyllit und Glimmerschiefer, die relativ große Flächen im Vogtland und in der Erzgebirgsnordrandzone einnehmen, treten noch deutlich gegenüber den Böden Cr-ärmerer Substrate (saure Magmatite/Metamorphite, periglaziäre Decksedimente, glazigene Ablagerungen) durch schwach erhöhte Cr-Gehalte hervor. Im mineralischen Ober- und Unterboden (Abb. 4.7-3) ist die Chrom-Verteilung nahezu identisch. Die Untersuchungsergebnisse bestätigen, dass bei der Bodenbildung größere natürliche Konzentrationen von Cr nicht stattfinden und der Chromgehalt der Böden in der Regel in der Größenordnung der Ausgangsgesteine liegt (HEILIGENHAUS, 1995).

Deutliche flächenhafte, anthropogene Einträge in die mineralischen Oberböden im Wirkungsbereich bekannter Emittenten, wie z. B. dem Stahlwerk Riesa, der ehemaligen Nickelhütte St. Egidien und dem Ferrolegierungswerk Hirschfelde, konnten mit diesem Messprogramm nicht festgestellt werden. Zum Cr-Eintrag über den Staubbiederschlag liegen in Sachsen nur wenige Daten vor (Tab. D 8). Nach den Cr-Gehalten im Schwebstaub (vgl. Tab. D 10) ist gegenwärtig mit einem relativ einheitlichen Eintrag zu rechnen.

Bei den Auenböden lassen sich hinsichtlich der Cr-Gehalte enge Beziehungen zum geologischen Bau der Wassereinzugsgebiete erkennen. Während in den Auenböden der Weißen Elster, der Mulde und der Elbe (Einzugsgebiet Erzgebirge, Vogtland) mittlere und z. T. schwach erhöhte Gehalte auftreten, sind die Auenböden der Schwarzen Elster und Spree u. a. (Einzugsgebiet Lausitz) relativ Cr-arm.

In den organischen Auflagen (Oh-Horizonten) sind die Cr-Gehalte gegenüber den mineralischen Oberböden deutlich niedriger, was durch die Akkumulation der Biomasse mit sehr niedrigen Cr-Gehalten zu erklären ist. Die etwas erhöhten Gehalte am Erzgebirgskamm und in der Lausitz resultieren evtl. aus atmosphärischen Einträgen durch die Verbren-

nung von Braunkohlen. Auch Probenahmefehler sind nicht auszuschließen. Bereits geringfügige Beimengungen des mineralischen Oberbodens können zu bemerkbaren Gehaltserhöhungen führen. In solchen Fällen sind die C_{org} -Gehalte häufig erniedrigt (vgl. Abb. 4.22-1).

Für den Wirkungspfad Boden → Mensch sind die ermittelten Cr-Gehalte kaum relevant (Tab. D 2). Auch über den extrem Cr-reichen Serpentin sind Gefährdungen weitgehend auszuschließen, da das Cr im Mineral Chromit extrem fest gebunden vorliegt.

Für den Schwermetalltransfer Boden → Pflanze werden durch die BBodSchV keine Prüfwerte für Gesamtgehalte angegeben, da Pflanzen nur wenig Cr aufnehmen. Pflanzenschäden sind nur aus experimentellen Untersuchungen bekannt (EIKMANN et al., 1991), die bei Gesamtgehalten ab 500 mg/kg bei saurer Bodenreaktion eintraten.

Nach den Zuordnungswerten von Feststoffen nach LAGA (1994), wird der Z0-Gehalt (uneingeschränkter Einbau des Bodens) mit 50 mg/kg angegeben.

Bei der Bewertung der Cr-Gehalte für die einzelnen Wirkungspfade, welche auf dem Königswasserextrakt basieren, ist besonders darauf zu achten, dass die Totalgehalte etwa das zweifache der Gesamtgehalte mit Königswasseraufschluss betragen (BMU, 1997b).

Chrom gehört zu den immobilen Schwermetallen. Die wasserlöslichen oder austauschbaren Elementanteile sind unabhängig von der Oxydationsstufe äußerst gering, desgleichen auch die Pflanzenverfügbarkeit (EIKMANN et al., 1991).

Die flächenhaften Untersuchungen des Bodenmessnetzes bestätigen diesen Befund. Die mineralischen Oberböden bei einer Acker- und Grünlandnutzung besitzen sehr niedrige Cr_{mob} -Gehalte, die lediglich bei extrem Cr-reichen Substraten (Diabas, Serpentin) geringfügig ansteigen (Tab. 4.7-2).

Unter den extrem niedrigen pH-Bedingungen der Forststandorte ist eine deutlich höhere Cr-Mobilität festzustellen. Dies führt im Kartenbild (analog zum Pb_{mob}) dazu, dass die Waldstandorte als Bereiche anomal hoher mobiler Cr-Gehalte in Erscheinung treten. Trotz erheblicher Unterschiede bei den Cr-Totalgehalten der Substrate, liegen dabei die mobilen Cr-Gehalte innerhalb einer Nutzungsart auf fast gleichem Niveau.

Für den Schwermetalltransfer Boden → Pflanze wurde in der BBodSchV kein Prüfwert bzw. Maßnahmenwert für mobile Cr-Gehalte festgelegt. In Baden-Württemberg gilt gegenüber dem Pflanzenwachstum ein Prüfwert von 60 µg/kg, gegenüber Mikroorganismen und Sickerwasser ein Prüfwert von 130 µg/kg (Tab. D 4). Aufgrund der erhöhten Cr-Mobilität bei sehr niedrigen pH-Werten sollte den Waldstandorten bei der Bewertung des Schwermetalltransfers für den Pfad Boden ⇒ Sickerwasser/Grundwasser, auch bei dem im allgemeinen als immobil geltenden Cr, Beachtung geschenkt werden. Der Cr-Grenzwert für Trinkwasser beträgt 50 µg/l.

4.8 Kupfer (Cu)

Kupfer ist ein für die Ernährung aller Lebewesen essentielles Element, das bei extremen Überangebot zu toxischen Wirkungen führen kann (REIMANN & CARITAT, 1998).

Der mittlere Cu-Gehalt der kontinentalen Kruste beträgt 14 mg/kg (WEDEPOHL, 1995). Analog zu Cr und Ni, ist es vor allem in basischen und ultrabasischen Gesteinen angereichert. Die mittleren Cu-Gehalte (Median) der sächsischen Hauptgesteinstypen reichen von 2 bis 67 mg/kg (KARDEL et al., 1996), der regionale Clarke des Erzgebirges/Vogtlandes beträgt 23 mg/kg (PÄLCHEN et al., 1987). Für unbelastete Böden gelten Cu-Gehalte von 2 bis 40 mg/kg als normal (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989). Zusätzliche geogene Cu-Anreicherungen sind vor allem im Erzgebirge über den hier weitverbreiteten Mineralisationen zu finden. Als Chalkopyrit (Kupferkies, $CuFeS_2$) ist Cu nahezu in allen Mineralassoziationen als sog. Durchläufermineral verbreitet (vgl. Abb. 3-7).

Starke anthropogene Cu-Einträge werden vor allem durch die Buntmetallurgie verursacht. Bedingt durch die vielfältige Verwendung von Cu, u. a. in der Elektrotechnik, als Legierungsmetall und Rohrleitungsmaterial, ergeben sich auf dem Abwassersektor verstärkte Cu-Einleitungen.

Die regionale Verteilung erhöhter Cu-Gehalte im Boden wird vor allem durch die Verbreitung von basischen Substraten bestimmt (Abb. 4.8-2). Aufgrund der erhöhten Cu-Gehalte der vogtländischen Diabase (58 mg/kg), der punktförmig auftretenden tertiären Basaltoide (60 mg/kg) und Amphibolite (46 mg/kg) kommt es in den Verwitterungsböden über den genannten Festgesteinen zu anomal hohen Cu-Gehalten. Durch eine verstärkte Lössbeeinflussung (-überdeckung) kann es über Cu-reichen Substraten zu einem „Verdünnungseffekt“ kommen (Monzonitoide Meißen, Gabbro nördlich Freiberg, Lausitzer Granodiorite und Grauwacken). Extrem niedrige Cu-Gehalte sind in den Verwitterungsböden über sauren Magmatiten, Metagraniten, Sandsteinen und bei Bodengesellschaften aus periglaziären sandigen Decksedimenten zu beobachten. Bei zunehmenden Lössfluss ist hier, umgekehrt wie bei Cu-reichen Substraten, eine Cu-„Anreicherung“ zu beobachten (Mulde- und Nordwestsächsisches Lösshügelland). Analog zum Cr, ist die flächenhafte Cu-Verteilung im mineralischen Oberboden und Unterboden nahezu identisch, wobei die Gehalte im Unterboden (Abb. 4.8-3) tendenziell leicht zurückgehen.

Anthropogene Cu-Einträge kommen im Raum Freiberg durch die Verhüttung polymetallischer Erze vor, sind aber im wesentlichen auf den unmittelbaren Bereich der Hüttenstandorte beschränkt. Dabei kommt es zur Überlagerung mit geogenen Anteilen im Boden, die mit der Genese der kupferkiesführenden polymetallischen Quarz-Sulfid-Assoziation unmittelbar im Zusammenhang stehen. Nach dem Eintritt der Mulde in das Freiburger Bergbau- und Hüttenrevier kommt es zu einer nachhaltigen Beeinflussung der Auenböden, die von Freiberg bis zur nordöstlichen Landesgrenze reicht. Durch BEUGE & ULIQUE (1997) wurden bei Siebenlehn bis zu 700 mg/kg Cu festgestellt. Die Auenböden der Zwickauer Mulde, Elbe und Weißen Elster weisen dagegen doch deutlich niedrigere Cu-Gehalte auf. Die Auenböden der ostelbischen Vorfluter sind entsprechend den niedrigen Cu-Gehalte der Böden und Gesteine in den Einzugsgebieten dagegen Cu-arm.

In den organischen Auflagen (Oh-Horizont) ist Cu gegenüber den mineralischen Oberböden deutlich angereichert (Abb. 4.8-1). Ursache dafür dürfte einerseits sein, dass der gesamte Pflanzenentzug durch den Bestandsabfall kontinuierlich dem Boden wieder zugeführt wird, zum anderen durch die Interzeption bis zu 300 g/ha[·]a in den Boden gelangen und nur bis zu 110 g/ha[·]a abgeführt werden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989).

Der Medianwert dieser Untersuchungen liegt mit 25 mg/kg über den bundesweit ermittelten Gehalt in der organischen Auflage von 17 mg/kg (BMELF, 1997). Die höchsten Gehalte treten dabei im mittleren Erzgebirge, bei Freiberg und in der Lausitz auf. Die Ursachen sind vor allem in lokalen Emittenten zu suchen (u. a. Hütten Freiberg, Aue, Hirschfelde), andererseits ist mit hohen ubiquitären Einträgen bei der Braunkohlenverbrennung zu rechnen (Cu-reiche Kohle Zittauer Becken; Egerbecken/Böhmen). Bei Anwendung der Vorsorgewerte nach PRÜEB (1994) für Humusaufgaben (Tab. D 7) liegen 49 % aller untersuchten Oh-Horizonte oberhalb der kritischen Cu-Belastung von 20 mg/kg, wo toxische Wirkungen u. a. auf biochemische Aktivitäten und die Mikroflora wahrscheinlich werden.

Für die Abschätzung des Gefährdungspfades Boden \Rightarrow Mensch ist Cu nicht relevant. Aufgrund der jüngsten Untersuchungen (LABO, 1997) wurde ebenso für den Wirkungspfad Boden \rightarrow Pflanze (Acker- und Gartenbau) auf Festlegung eines Prüf- und Maßnahmenwertes durch die BBodSchV verzichtet (Tab. D 2). In früheren Publikationen wurde ein Prüfwert von 60 mg/kg vorgeschlagen (UBA, 1995), der in Baden-Württemberg ebenfalls als Prüfwert sowie in der Klärschlammverordnung gesetzlich fixiert ist (UM BW, 1993b, Tab. D 4, Tab. D 6). Der für eine Grünlandnutzung vorgesehene Maßnahmenwert von 1 300 mg/kg (BBodSchV, Tab. D 2) dürfte wohl nur auf Altlaststandorten relevant sein, während der Maßnahmenwert von 200 mg/kg, bei einer Nutzung als Weideland durch Schafe, in Auenböden der Freiburger Mulde durchaus erreicht werden.

Die Mobilität und Verfügbarkeit von Kupfer ist in starkem Maße vom pH-Wert abhängig. Bei pH-Werten >5 ist es fest an die organische Substanz sowie an Fe- und Mn-Oxide gebunden und nicht löslich. Durch starkes Absinken des pH-Wertes, wie es häufig bei Waldböden zu beobachten ist, kann die Verfügbarkeit bis auf 20 % des Gesamtgehaltes erhöht werden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989).

Während die Cu_{mob}-Mediangehalte der mineralischen Oberböden über den Nutzungsarten nahezu identisch sind, zeigen sich unter Einbeziehung der Substrate, vor allem unter Forst, z. T. deutliche Unterschiede. Bei der flächenhaften Verteilung der mobilen Cu-Gehalte im mineralischen Oberboden (Abb. 4.8-4) kommt neben der pH-Abhängigkeit ein enger Bezug zu den Totalgehalten zum Ausdruck. Die Oberböden Cu-armer periglaziärer Decksedimente und Verwitterungsböden über Granit auf Forststandorten besitzen gegenüber Standorten Cu-reicher Substrate (z. B. Tonschiefer, Phyllit, Glimmerschiefer) ein wesentlich niedrigeres Gehaltsniveau. Auf Grünland, und vor allem Ackerstandorten, sind diese Unterschiede weitgehend verwischt. Cu-reiche Verwitterungsböden über basischen Substraten (z. B. Diabas, Basalt) be-

sitzen infolge der relativ hohen pH-Werte nur mittlere Cu_{mob} -Gehalte, wie sie auch für Oberböden mit niedrigeren Cu-Gehalten typisch sind.

Hohe Cu_{mob} -Gehalte treten im Raum Aue und südöstlich Plauen-Klingenthal auf. Erhöhte Cu-Totalgehalte im mineralischen Oberboden lassen vermuten, dass diese durch die dort bekannten Cu-führenden Mineralisationen in den Ton-schiefer-, Phyllit- und Glimmerschieferfolgen verursacht werden. Maximale mobile Cu-Gehalte (5 000 $\mu\text{g}/\text{kg}$) werden in den Auenböden der Freiburger Mulde erreicht. Im Ergebnis der Untersuchungen durch BEUGE & ULIQUE (1997) wurden ebenfalls maximale Cu_{mob} -Gehalte (4 000 $\mu\text{g}/\text{kg}$) nördlich von Freiberg bei Siebenlehn ermittelt. In den Auenböden der Weißen Elster, der Zwickauer Mulde und der Zschopau wurden bis zu 700 $\mu\text{g}/\text{kg}$, in der Elbaue bis zu 1 000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ analysiert. Die Gehalte in den ostelbischen Auenböden sind generell viel niedriger und erreichen ihr Maximum von 400 $\mu\text{g}/\text{kg}$ in den Auenböden der Großen Röder bei Großenhain.

Für den Ackerbau und Nutzgarten ist nach der BBodSchV für den Pfad Boden \rightarrow Pflanze kein Prüf-wert/Maßnahmenwert für Cu vorgesehen. Zur Beurteilung von ertragsbezogenen Wachstumsbeeinträchtigungen wird durch die BBodSchV ein Prüfwert von 1 000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ fixiert (analog Baden-Württemberg, Tab. D 4).

Aufgrund der hohen Löslichkeit und Verfügbarkeit von Kupfer bei pH-Werten $< \text{pH } 6$, kommt dem Schutz der Grund- und Oberflächenwässer besondere Aufmerksamkeit zu, da diese direkt vom Menschen aufgenommen werden können.

4.9 Fluor (F)

Fluor ist ein für Pflanzen entbehrliches, für Menschen und Tiere jedoch als nützlich element anzusehen, da es in Zähne und Knochen eingebaut und damit deren Widerstandsfähigkeit erhöht wird. In sehr hohen Konzentrationen wirkt F auf alle Organismen toxisch (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989).

Die F-Konzentration in der oberen kontinentalen Kruste beträgt 611 mg/kg (WEDEPOHL, 1995), kann aber in den unterschiedlichen Gesteinstypen stark schwanken. Die mittleren F-Gehalte (Median) der sächsischen Hauptgesteinstypen betragen 100 bis 7 800 mg/kg (KARDEL et al., 1996), der regionale Clarke des Erzgebirges/Vogtlandes 1 080 mg/kg (PÄLCHEN et al., 1987). Nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1989) beträgt der F-Gehalt unbelasteter Böden 20 bis 400 mg/kg . Diese Gehalte dürften in Sachsen wohl nur für die Substrate Löss und die periglaziären sandigen Ablagerungen zutreffend sein, da die Substrate der Verwitterungsböden, vor allem Erzgebirge und im Vogtland, deutlich höhere F-Gehalte besitzen. Geogene F-Anreicherungen (Fluorit, Topas, Glimmer) sind vor allem an die Granite des Jüngeren Intrusivkomplexes (z. B. Eibenstock, Schellerhau) und die damit genetisch verbundenen Zinnvererzungen gebunden, treten aber auch untergeordnet im Bereich von Flussspatmineralisationen auf (Abb 3-1, Abb. 3-7).

Anthropogene Einträge erfolgen vor allem über Aluminium-, Eisen-, Buntmetall- und Glashütten, Emailierwerken, Ziegeleien sowie Porzellan- und Zementfabriken, in denen F aus den dort verwendeten Rohstoffen (z. B. Flussspat, Kryolith) freigesetzt wird. Weitere Emittenten sind Müllverbrennungs- und Großfeuerungsanlagen. Die jährliche F-Emission betrug nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1989) in der Bundesrepublik Deutschland etwa 20 000 bis 30 000 t. In der Landwirtschaft wird F in größeren Mengen über die Phosphatdünger (1,5 bis 4 % F) eingebracht.

Die regionale Verbreitung erhöhter F-Gehalte in den Böden wird i. W. durch die geogene F-Anreicherung in den Substraten verursacht (KARDEL et al., 1996; vgl. Tab. 3.1). Aufgrund der erhöhten F-Gehalte der Granite des Jüngeren Intrusivkomplexes (7 800 mg/kg), der tertiären Basaltoide (ca. 1 000 mg/kg) und einer Reihe weiterer Hauptgesteinstypen mit F-Gehalten $> 500 \text{ mg}/\text{kg}$, kommt es vor allem im Westerzgebirge und Vogtland zu großflächigen F-Anreicherungen im Unterboden und im mineralischen Oberboden (Abb. 4.9-2, Abb. 4.9-3). Besonders auffällig treten dabei die extrem hohen F-Gehalte über dem Eibenstocker Granit in Erscheinung. Trotz des viel geringeren Oberflächenanschnitts der Granite und Zinnvererzungen im Osterzgebirge (Altenberg, Zinnwald, Sadisdorf u. a.) sowie im mittleren Erzgebirge (Ehrenfriedersdorf), werden diese geochemischen F-Anreicherungen der Substrate selbst im Aufnahmeraster von 4 km x 4 km widerspiegelt. Die erhöhten Gehalte im Raum südlich von Plauen werden durch die Flussspatmineralisationen bei Schönbrunn - Bösenbrunn verursacht.

Die F-Verteilung in den mineralischen Oberböden und Unterböden ist nahezu identisch, wobei in den Verwitterungsböden über Festgesteinen tendenziell die Gehalte im Unterboden etwas höher liegen. Daraus lässt sich ableiten, dass die F-

Einträge über die Atmosphäre und Düngung landwirtschaftlich genutzter Flächen leicht löslich sind und über das Sickerwasser und den oberirdischen Abfluss weggeführt werden. Bachwässer im Raum Eibenstock - Carlsfeld haben z. B. Gehalte von 0,2 bis 1,3 mg F/l (PÄLCHEN et al., 1982).

Die mineralischen Oberböden unter Forst besitzen gegenüber den Oberböden der Nutzungsarten Acker und Grünland niedrigere F-Gehalte. Aufgrund der niedrigeren pH-Werte unter Forst besteht eine wesentlich geringere F-Adsorption im Austausch gegen OH-Gruppen von Al- und Fe-Oxiden und Tonmineralien, so dass F ausgewaschen werden kann.

Bei den Auenböden lassen sich, wie bei anderen Elementen bereits beschriebenen, deutliche Beziehungen zum geologischen Bau der Wassereinzugsgebiete (Erzgebirge/Vogtland - Lausitz) erkennen. Während in den Auenböden der Weißen Elster, des Muldesystems und der Elbe erhöhte Gehalte auftreten, sind die Auenböden der Schwarzen Elster und Spree u. a. Flüsse relativ F-arm (Tab. 4-9).

In den organischen Auflagen (Oh-Horizonten) sind die F-Gehalte gegenüber den mineralischen Oberböden deutlich niedriger (Abb. 4.9-1). Obwohl in der Regel keine direkten Zusammenhänge zwischen dem F-Gesamtgehalt im bodenbildenden Substrat und der organischen Auflage bestehen, sind die Oh-Horizonte über dem Eibenstocker Granit extrem F-reich. Vermutlich bilden sich durch die sehr hohen Totalgehalte und die extrem niedrigen pH-Werte F-reiche Bodenlösungen, die zu einer Anreicherung in der Pflanze führen und durch den Laub- und Nadelabfall der organischen Auflage wieder zugeführt werden. In anderen Gebieten F-reicher Substrate, die aber flächenmäßig wesentlich kleiner sind, ist dieses Phänomen nicht in diesem Maße zu beobachten. Die etwas erhöhten Gehalte in den Kammwäldern des mittleren Erzgebirges sind vermutlich an die höheren Niederschläge geknüpft. Anthropogene Einträge lassen sich an der nordöstlichen Landesgrenze durch die Aluminiumhütte Lauta nachweisen.

Für den Wirkungspfad Boden → Mensch ist F nicht relevant. Eine humantoxikologische Wirkung besteht nur bei F-Gehalten im Trinkwasser >2 mg/l. Auch für den Transfer Boden → Pflanze werden keine Prüfwerte angegeben, da eine Gefährdung nahezu auszuschließen ist, und wie im Falle des Eibenstocker Granits, diese Standorte fast ausschließlich forstwirtschaftlich genutzt werden.

Für den Wirkungspfad Boden → Pflanze → Tier wurden durch WIENHAUS & REUTER (1996) F-bedingte Zahnschäden an Wildtieren festgestellt (Fluorosen) und als Ausdruck hoher atmosphärischer F-Belastungen interpretiert. Aus unserer Sicht scheinen hier jedoch geogene F-Quellen eine weitaus größere Rolle zu spielen, da die Gebiete erhöhter F-Gehalte in Oberflächengewässern (vgl. PÄLCHEN et al., 1982, 1996) und im Boden (Abb. 4.9-2) mit den Erkrankungsgebieten (zumindest im Erzgebirge) identisch sind.

Bei der komplexen Betrachtung der Waldstandorte als Schadstoffsенke ist weiter darauf hinzuweisen, dass erhöhte F-Konzentrationen in extrem sauren Böden eine verstärkte Verlagerung von Aluminium bewirken können, was sich negativ auf die Qualität der Grund- und Trinkwässer auswirken kann.

4.10 Quecksilber (Hg)

Quecksilber ist ein starkes Gift für Tier und Mensch (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989).

Die Hg-Konzentration in der oberen kontinentalen Kruste beträgt 0,056 mg/kg (WEDEPOHL, 1995). Für unbelastete Böden gelten Hg-Gehalte von 0,02 bis 0,5 mg/kg als normal (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989). Hg-führende Mineralisationen (Zinnober HgS), die in Sachsen jedoch keine größere Bedeutung besitzen, können lokal zu zusätzlichen geogenen Hg-Anreicherungen führen. Die natürlichen Hg-Einträge überwiegen bei weitem gegenüber den anthropogenen Einträgen in den Boden. Aufgrund des hohen Dampfdruckes wird Hg bei der Mineralverwitterung und bei der Verdunstung von Meerwasser in die Atmosphäre abgegeben und gelangt mit dem Hg vulkanischen Ursprungs über die Niederschläge erneut in die Böden und Gewässer. Anthropogene Hg-Einträge erfolgen vor allem durch die Großfeuerungsanlagen (Kohle, Gas) und durch Müllverbrennungsanlagen. 1985 betrug der atmosphärische Hg-Eintrag in Deutschland 137 t, 1995 nur noch 31 t (UBA, 1996). In aquatische Systeme wird Hg vor allem durch industrielle Abwässer von Chlor-Alkali-Elektrolysen und der Holz- und metallverarbeitenden Industrie eingeleitet. In der Landwirtschaft gelangte in der Vergangenheit Hg über Fungizide als Saatgutbeizmittel in den Boden (EIKMANN et al., 1991).

Die regionale Verbreitung erhöhter Hg-Gehalte in den sächsischen Böden kann nur unter Vorbehalt geogenen und anthropogenen Ursachen und Einflüssen zugeordnet werden, da der Kenntnisstand zur Hg-Verteilung in Gesteinen und Böden, im Vergleich zu anderen Schwermetallen, relativ niedrig ist (KARDEL et al., 1996, Tab. 3-1). Die Ausgangsgesteine der Bodenbildung unterscheiden sich in Sachsen hinsichtlich ihres lithogenen Hg-Gehalts nicht sehr stark. Schwache geogene Hg-Anreicherungen sind nur aus den silurischen Alaun- und Kieselschiefern sowie den tertiären Basalten bekannt, die jedoch aufgrund ihrer geringen flächenhaften Verbreitung im Untersuchungsmaßstab dieser Arbeit kaum wirksam werden.

Der Hg-Gehalt im mineralischen Oberboden ist gegenüber dem Unterboden deutlich erhöht, was auf einen verstärkten ubiquitären Eintrag hinweist. Bei insgesamt relativ niedrigen Grundniveau treten erhöhte Hg-Gehalte vor allem im Raum Freiberg, Chemnitz, Zwickau und Leipzig im Oberboden und z. T. im Unterboden auf (vgl. Abb. 4.10-2, Abb. 4.10-3). Während für Freiberg die Emittenten, Amalgamierwerke und die Hüttenanlagen (z. T. auch Hg-reicher Pyritzerze) bekannt sind, können die Ursachen für die erhöhten Gehalte der anderen Standorte nicht ohne weiteres geklärt werden. Für das Gebiet nordöstlich Zwickau, wo hohe Gehalte sowohl in den Oh-Horizonten als auch in den mineralischen Böden charakteristisch sind, kommen evtl. die ehemaligen Kokereien als Verursacher in betracht. Die relativ hohen Gehalte im Unterboden (über Rotliegendensedimenten, Tab. 4.10-1) sowie kleine Zinnobervorkommen in den Phylliten südöstlich Zwickau, lassen außerdem einen geogen Einfluss vermuten. Nach den Ergebnissen der Faktoranalyse tritt Hg in wechselnden Elementassoziationen mit sehr geringen Anteilen an der Gesamtvarianz auf, was für einen überwiegend anthropogenen Eintrag spricht.

Die Oh-Horizonte sind durch generell niedrige Hg-Gehalte, aber deutlichen, relativ eng begrenzten Anomalien, gekennzeichnet (Abb. 4.10-1). Im Westerzgebirge, wie auch östlich von Leipzig, ist davon auszugehen, dass als Hauptursache der Hg-Anreicherungen lokale Emittenten in Frage kommen. Die Hg-Belastung ist jedoch insgesamt gering, so dass der Vorsorgewert für Humusaufgaben nach PRÜEB (1994) von 0,50 mg/kg (Tab. D 7) nur in etwa 7 % aller Oh-Proben überschritten wird.

Verstärkte Hg-Akkumulationen treten weiterhin in den Auenböden der Elbe und der Mulde (Freiberger Mulde) auf, die durch Hg-haltige industrielle und kommunale Abwässer verursacht werden. Die Untersuchungen von BEUGE & ULIQUE (1997) bestätigen den Befund. Generell besitzen die Auenböden der Elbe ein höheres Gehaltsniveau, wobei die Höchstgehalte (4 mg/kg) bei Coswig gemessen wurden. An einem offensichtlich durch die Papierindustrie kontaminierten Standort an der Freiberger Mulde bei Siebenlehn wurden bis zu 10 mg/kg festgestellt.

Untersuchungen zur vertikalen Hg-Verteilung in Verwitterungsböden über Festgestein ergaben, dass die Gehalte im Feinboden nach der Tiefe sehr schnell abnehmen. Die Hg-Gehalte im Skelettanteil lagen in der Größenordnung des Clarkes der oberen kontinentale Kruste (RANK et al., 1997).

Die gemessenen Hg-Gehalte sind für den Wirkungspfad Boden → Mensch kaum relevant, da der Prüfwert für eine direkte Aufnahme bei 10 mg/kg liegt (BBodSchV, Tab. D 2) und nur sehr selten erreicht wird. Der Prüfwert für den Pfad Boden → Pflanze (Acker- und Gartenbau) beträgt 5 mg/kg. Für eine Grünlandnutzung gilt als Maßnahmenwert 2 mg/kg.

Quecksilber ist im Boden relativ immobil, da es vor allem durch die organische Substanz festgelegt und damit weitgehend vor Verdampfung, Auswaschung und Aufnahme durch die Pflanzen geschützt ist. Im Unterboden ist es wahrscheinlich auch an mineralische Bodenkomponenten, pedogene Oxide und Tonminerale, gebunden. Eine Gefährdung des Menschen durch Hg über Nahrungsmittel pflanzlicher Herkunft und mit dem Trinkwasser ist als gering einzuschätzen. Verschiedene wildwachsende Pilze können jedoch erheblich größere Mengen als höhere Pflanzen aufnehmen. Im Extrem wurden Anreicherungen bis über 200 mg Hg/kg Trockenmasse festgestellt (EIKMANN et al., 1991).

Die im Rahmen dieser Untersuchungen festgestellten Hg_{mob} -Gehalte in den mineralischen Oberböden sind äußerst gering und liegen größtenteils unter der Bestimmungsgrenze von 0,50 µg/kg (Abb. 4.10-4). Erhöhte Gehalte treten in der Lausitz (Neustadt i. Sa.), nordwestlich von Plauen und im Raum Böhlen bei Leipzig auf. Die Ursache dieser anomalen Gehalte sind wahrscheinlich lokale Hg-Emittenten, die jedoch nicht weiter spezifiziert werden können.

Für den Transferpfad Boden → Pflanze wurde durch die BBodSchV keine Prüf- und Maßnahmenwerte für mobile Hg-Gehalte festgelegt. In Baden-Württemberg gilt gegenüber den Schutzgütern Mikroorganismen und Bodensickerwasser ein Hg-Prüfwert von 7 µg/kg (Tab. D 4), der in keiner Oberbodenprobe des Messnetzes erreicht wurde.

4.11 Mangan (Mn)

Mangan ist ein für Pflanze, Tier und Mensch unentbehrliches Spurenelement (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, (1989).

Die Mn-Konzentration in der oberen kontinentalen Kruste beträgt 527 mg/kg (WEDEPOHL, 1995). Die mittleren Mn-Gehalte (Median) der sächsischen Hauptgesteinstypen betragen 50 bis 1 400 mg/kg (KARDEL et al., 1996), der regionale Clarke des Erzgebirges wird von PÄLCHEN et al. (1987) mit 530 mg/kg angegeben. Nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1989) liegen die Mn-Gehalte im Boden meist zwischen 20 und 800 mg/kg, bei pedogenen Anreicherungen bis 3 000 mg/kg. Ebenso kann es im Ausbissbereich hydrothermalen Gangmineralisationen durch Verwitterungsprozesse lokal zu zusätzlichen geogenen Mn-Anreicherungen kommen (Abb. 3-7). Das durch Verwitterung freigesetzte Mn wird dabei meist als Mn-Oxid gebunden. Es finden keine nennenswerten anthropogene Mn-Einträge in die Böden statt.

Die regionale Verteilung der Mn-Gehalte in den sächsischen Böden wird vor allem durch den geochemischen Charakter der Substrate kontrolliert. Aufgrund der erhöhten Mn-Gehalte der Diabase und Spilite (1 400 mg/kg), Amphibolite (1 400 mg/kg), der Phyllite und Tonschiefer (1 200 mg/kg, PÄLCHEN et al., 1982) kommt es vor allem in der Erzgebirgsnordrandzone und im Vogtland zu flächenhaften Mn-Anreicherungen von über 900 mg/kg im Ober- und Unterboden. Über sauren Substraten (Granitoide, Rhyolithoide, Sandsteine) mit Mn-Gehalten <200 mg/kg sowie über den extrem Mn-armen periglaziären sandigen Decksedimenten, treten dementsprechend niedrigere Gehalte in den Böden auf (Abb. 4.11-2, Abb. 4.11-3).

Die flächenhafte Mn-Verteilung in den mineralischen Oberböden unterscheidet sich von der Verteilung im Unterboden nur unwesentlich, wobei die Gehalte zum Unterboden in der Regel etwas niedriger sind. Im Kartenbild tritt dies besonders in Mittelsachsen und der Lausitz über den Substraten Löss/Sandlöss in Erscheinung. In den mineralischen Oberböden unter Forst sind die Mn-Gehalte deutlich niedriger als in Oberböden mit Acker- und Grünlandnutzung (bei vergleichbaren Substraten). Wesentlicher Grund dieser Mn-Abreicherung sind die niedrigen pH-Werte unter Forst. Bei sinkendem pH-Wert nehmen die Gehalte an austauschbaren oder frei in der Bodenlösung vorhandenen Mn^{2+} -Ionen deutlich zu (EIKMANN et al., 1991) und Mn wird ausgewaschen und in tiefere Bereiche verlagert. Umgekehrt führt der Einfluss der basischen Substrate (Diabase, Basalte) zu einer gleichförmigen, nutzungsunabhängigen Verteilung der Mn-Gehalte in den mineralischen Oberböden (Tab. 4-11).

Die Gehalte in den Auenböden korrespondieren auch beim Mn wiederum mit den Gehalten der Substrate in den Wassereinzugsgebieten.

Die Oh-Horizonte der organischen Auflage zeigen gegenüber den unterliegenden mineralischen Oberböden wesentlich niedrigere Mn-Gehalte (Abb. 4.11-1). Auch hier führen die sehr niedrigen pH-Werte zu einer Mobilisierung und Auswaschung von Mn.

Gefährdungen durch hohe Mn-Gehalte sind für die Wirkungspfade Boden → Mensch und Boden → Pflanze nicht relevant. Auf Waldstandorten muss aufgrund der extremen Versauerung mit hohen Mn-Austrägen gerechnet werden, welche für die Schutzgüter Oberflächen- und Grundwasser negative Auswirkungen haben können. Als problematisch muss jedoch die Mn-Abfuhr für die Nährstoffsituation der Wälder beurteilt werden, wo infolge der zunehmenden Versauerung mit erheblichen Verlusten an Nährstoffkationen zu rechnen ist.

4.12 Molybdän (Mo)

Molybdän ist ein für Pflanze, Tier und Mensch essentielles Spurenelement. Hohe Konzentrationen in Futtermitteln können bei Wiederkäuern jedoch zu toxischen Erscheinungen führen (REIMANN & CARITAT, 1998).

Die Mo-Konzentration in der oberen kontinentalen Kruste beträgt 1,4 mg/kg (WEDEPOHL, 1995). Für die sächsischen Gesteine liegen nur wenige Daten vor. Analog zu Wismut war der Mo-Analytik in der Vergangenheit bei der Massanalytik von Gesteinen und Böden, aufgrund der damals zur Verfügung stehenden Analysengeräte, Grenzen gesetzt (Bestimmungsgrenze 3 mg/kg).

Erhöhte Mo-Gehalte treten generell in kohlenstoffreichen Gesteinen vom Typ der „Schwarzschiefer/Metaschwarz-

schiefer“ auf, die in den graphitischen Glimmerschiefern bei Marienberg Gehalte bis ca. 40 mg/kg erreichen. Eine geringere geochemische Mo-Spezialisierung weisen die mit Metaschwarzschiefer assoziierten Metalydite des Silurs und Karbons auf (Vogtland, Elbezone; ca. 5 mg/kg; PÄLCHEN et al., 1982). Weitere geogene Mo-Anreicherungen finden sich vor allem im Bereich der Wolfram-Molybdän- und Zinn-Wolfram-Mineralisationen gemeinsam mit Bi, W, F und Be (Abb. 3-7). Im Rahmen von geochemischen Prospektionsarbeiten auf Zinn wurden im Osterzgebirge bis zu 400 mg/kg Mo im Unterboden ermittelt.

Eine industrielle Verwendung findet Molybdän vor allem als Legierungsmetall, Katalysator und Anti-korrosionsmittel. In die Umwelt gelangt es vor allem über Hüttenprozesse, Ölraffinerien, Kohle- und Ölverbrennung, Phosphat-Waschmittel und Phosphat-Düngemittel. Der Mo-Gehalt ostdeutscher Braunkohlen beträgt durchschnittliche 0,9 mg/kg, wobei lokal Gehalte bis 15 mg/kg erreicht werden (PÄLCHEN et al., 1986).

Die regionale Verteilung der Mo-Gehalte in den sächsischen Oberböden wird auch hier durch die geogene Spezialisierung der Substrate bestimmt, wobei die Verwitterungsböden über Festgestein die höchsten Gehalte aufweisen (Abb. 4.12-2). Lokale Maxima finden sich vor allem in den Schiefergebirgseinheiten u. a. im Vogtland und der Elbezone, wo silurische und karbonische Metaschwarz- und -kieselschiefer, aufgrund ihrer nur geringen flächenhaften Verbreitung, in Einzelpunkten hervortreten. Weitere Maxima finden sich in der geochemischen Aureole der Zinn-Wolfram-Mineralisationen im Osterzgebirge (Raum Altenberg), Westerbirge (Ehrenfriedersdorf, Pöhl - Oberwiesenthal), Vogtland (Westrand des Eibenstocker Granits, Schneckenstein) und über dem Kirchberger Granit. Im besonderen Maße treten die Auenböden der Elbe im Kartenbild in Erscheinung. Als Ursachen spielen hier sowohl geogene Prozesse (Sediment-Liefergebiet Osterzgebirge) als auch anthropogene Prozesse (kommunale Abwässer mit Phosphat-Waschmittelrückständen) eine Rolle.

Die Mo-Verteilung in den mineralischen Oberböden und Unterböden differiert sehr stark voneinander (Abb. 4.12-3). Möglicherweise wird damit der erhöhte ubiquitäre, luftgetragene Eintrag wiedergespiegelt (analog dem Pb und Bi). Andererseits ist bekannt, dass Mo durch Humus in mineralischen Oberböden bei pH-Werten von ca. 3 bis 5 fest gebunden wird und somit der organische Kohlenstoff eine geochemische Barriere darstellt. Die Mo-Maxima im Unterboden werden fast ausschließlich von den bereits beschriebenen geogenen Prozessen verursacht bzw. in den Auenböden durch anthropogene Einleitung von Abwässern überlagert.

In den organischen Auflagen (Oh-Horizonten) sind die Mo-Gehalte gegenüber dem Oberboden deutlich angereichert. Analog zum mineralischen Oberboden, jedoch in verstärktem Maße, wird hier Molybdän an die organische Substanz gebunden und aufgrund der extrem niedrigen Löslichkeit bei pH 3 bis 5 festgelegt (Abb. 4.12-1). Nach LANG (1995) kommt das durch Pflanzen aufgenommene Mo mit dem Streufall wieder in den Boden zurück, wird dort mineralisiert und sorbiert, so dass es sich, wenn genügend Sorptionsplätze vorhanden sind, anreichern kann.

Neben den allgemeinen hohen ubiquitären Einträgen sind verstärkte Mo-Anreicherungen in den Oh-Horizonten im Raum östlich von Zwickau und südöstlich von Dresden (Raum Freital) festzustellen. Hier kommen als Punktquellen die Steinkohle-Verbrennungsanlagen bzw. Kokereien als Emittenten in Betracht. Nach MATHE' (1961) besitzen die erzführenden Kohlen bei Freital-Gittersee Mo-Gehalte von ca. 125 mg/kg, die Aschen über 300 mg/kg. Erhöhte Gehalte in Ostsachsen (Raum Zittau) könnten mit den dortigen Braunkohlenkraftwerken in Verbindung gebracht werden, da die Kohlen des Zittauer Beckens eine relativ starke Mo-Führung aufweisen (bis ca. 7 mg/kg, PÄLCHEN et al., 1986).

Für Molybdän wurden bisher keine Prüf- und Maßnahmenwerte für Böden gesetzlich fixiert, so dass zur Bewertung der Gefährdungspfade auf die nutzungs- und schutzgutbezogenen Orientierungswerte von EIKMANN & KLOKE (1993) zurückgegriffen werden muss. Dabei ist festzustellen, dass die Mo-Gehalte nahezu aller Proben des mineralischen Oberbodens unter dem Orientierungswert für eine multifunktionale Nutzung von 5 mg/kg liegen.

Hinsichtlich der Pflanzenverfügbarkeit, Phytotoxizität und Mo-Düngung sei u. a. auf die umfangreichen Untersuchungen durch GRÜN et al. (1989) und BERGMANN (1996) verwiesen.

4.13 Nickel (Ni)

Nickel gilt allgemein für manche Tiere, Pflanzen und Mikroorganismen als essentielles Spurenelement; für den Menschen ist dies nicht sicher nachgewiesen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989).

Die Ni-Konzentration in der oberen kontinentalen Kruste beträgt 19 mg/kg (WEDEPOHL, 1995), kann aber in den unterschiedlichen Gesteinstypen stark schwanken. Die mittleren Ni-Gehalte (Median) der sächsischen Hauptgesteinstypen variieren von 1 bis 1 900 mg/kg (KARDEL et al., 1996), der regionale Clarke des Erzgebirges/Vogtlandes beträgt 23 mg/kg (PÄLCHEN et al., 1987). Für unbelastete Böden gelten Ni-Gehalte von 5 bis 50 mg/kg als normal (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989). Zusätzliche geogene Ni-Anreicherungen in Böden sind vor allem im Bereich der Ni-Verwitterungslagerstätten (Haupterzmineral Garnierit) über Serpentiniten im Granulitgebirge und dessen Schiefermantel anzutreffen, die jedoch nur geringe Flächen einnehmen. Bei den Ganglagerstätten besitzen die Vererzungen der Quarz-Arsenid-Assoziation („Bi-Co-Ni-Formation“, Abb. 3-7), u. a. mit den Mineralen Nickelin, Chloanthit, Annabergrit, eine nur geringe umweltgeochemische Relevanz.

Anthropogene Ni-Einträge erfolgen vor allem durch die Eisenmetallurgie bzw. durch Ni-verarbeitende Industrien (Legierungen, Apparatebau, Lacke, Kunststoffe) und durch die Verbrennung fossiler Energieträger. Die atmosphärischen Ni-Emissionen betragen in Deutschland 1985 433 t, in 1995 noch 159 t (UBA, 1996). Weitere nennenswerte Ni-Einträge sind vor allem mit den Abwässern in aquatische Ökosysteme möglich (z. B. Klärschlamm).

Aufgrund der erhöhten Ni-Gehalte der Serpentinite (1 900 mg/kg), der tertiären Basaltoide (120 mg/kg), Amphibolite und Gabbros (110 mg/kg) und der Diabase (80 mg/kg) kommt es entsprechend der Verbreitung dieser Substrate (Abb. 3-1), teils zu flächenhaften, teils zu punktförmigen anomal hohen Ni-Gehalten im Oberboden (Abb. 4.13-2). Durch Einschaltungen von Metabasiten in die Phyllit- und Glimmerschieferfolgen sowie wegen der schwach erhöhten Ni-Gehalte in diesen Gesteinen selbst (30 bis 40 mg/kg), treten das Vogtland und das Westerzgebirge als Gebiete erhöhter Ni-Gehalte im Kartenbild deutlich in Erscheinung. Analog zum Cr, kommen über den Substraten der sauren Magmatite/Metamorphite und den periglaziären Decksedimenten die niedrigsten Ni-Gehalte in den Böden vor. Im mineralischen Ober- und Unterboden (Abb. 4.13-3) sind die flächenhafte Ni-Verteilung und die Medianwerte nahezu identisch.

Deutliche flächenhafte, anthropogene Einträge lassen sich vor allem in der organischen Auflage unter Forst, in den Oh-Horizonten, nachweisen (Abb. 4.13-1). Besonders markant ist das Anomaliengebiet nordöstlich von Zwickau, das vermutlich durch die nur unweit nördlich gelegene, ehemalige Nickelhütte St. Egidien verursacht wurde. Auch die erhöhten Gehalte im Raum Aue können auf die zusätzlichen atmosphärischen Einträge der dortigen Ni-Hütte zurückgeführt werden. Nach Immissionsuntersuchungen des LfUG (1996) treten in Aue die landesweit höchsten Ni-Gehalte (Jahresmittelwerte) im Schwebstaub auf (Tab. D 10).

Beachtlich hohe, räumlich eng begrenzte Ni-Gehalte kommen auch in den Oh-Horizonten in Nordostsachsen (westlich Hoyerswerda) vor. Die Ursache ist bislang nicht geklärt.

Auffällig treten die erhöhten Gehalte im Raum Plauen im Kartenbild in Erscheinung. Auf dem ersten Blick ist man dazu geneigt die hohen Ni-Gehalte im Sedimentationsstaub als geeignete Erklärung heranzuziehen (vgl. Tab. D 8). Da aber neben Ni auch Cr und z. T. Cu in erhöhten Gehalten auftreten, wird die Ursache in einer nicht ganz exakten Probenahme vermutet, indem geringe Anteile des mineralischen Oberbodens mit entnommen wurden. Bei der Suche nach einem evtl. vorhandenen Ni-Emittenten ist zu bemerken, daß aufgewirbelte und sedimentierte Bodenpartikel, die hier über den Diabasen Cr-, Ni-, Cu-(Zn-) reich sind, durchaus als Ursache bei der Interpretation der Immissionsdaten heranzuziehen sind (vgl. auch As, Cd, Pb Freiberg).

Bei der Bewertung der Ni-Belastung der Humusaufgaben nach PRÜEB (1994, Tab. D 7) ist festzustellen, dass ca. 30 % aller untersuchten Oh-Horizonte den Vorsorgewert von 15 mg/kg überschreiten.

Bei den Auenböden lassen sich hinsichtlich der Ni-Gehalte eindeutige Beziehungen zum geologischen Bau der Gewässereinzugsgebiete erkennen. Während in den Auenböden der Weißen Elster, der Mulde und der Elbe (Einzugsgebiet Erzgebirge, Vogtland) mittlere und z. T. schwach erhöhte Gehalte auftreten, sind die Auenböden der Schwarzen Elster und Spree u. a. (Einzugsgebiet Lausitz) relativ Ni-arm. Dazu trägt sicher auch die geringere Besiedlungsdichte und die niedrigere Dichte von Industriestandorten in der Lausitz bei.

Für den Wirkungspfad Boden → Mensch sind die ermittelten Ni-Gehalte kaum relevant (vgl. [Tab. D 2](#)). Im Verbreitungsgebiet basischer bis ultrabasischer Gesteine kann der Prüfwert für Kinderspielplätze (70 mg/kg), als sensibelste Nutzungsart, im Verbreitungsgebiet basischer Gesteine häufig überschritten werden.

Für den Schwermetalltransfer Boden → Pflanze wird nach der BBodSchV kein Prüfwert/Maßnahmenwert für die Nutzungsart Ackerbau/Gartenbau angegeben ([Tab. D 2](#)), da der Gefahrenbeurteilung nur geringe Bedeutung beigemessen wird. Der vorgeschlagene Maßnahmenwert von 1 900 mg/kg bei einer Grünlandnutzung dürfte wohl nur selten erreicht werden. Der Grenzwert von Böden für eine Klärschlammaufbringung beträgt 50 mg/kg. Bei den Zuordnungswerten von Feststoffen nach LAGA (1994) wird der Z0-Gehalt (uneingeschränkter Einbau des Bodens) mit 40 mg/kg angegeben.

Nickel ist in den Böden hauptsächlich durch Mn-, Fe- und Al-Oxide sowie an Tonminerale gebunden. Ein Großteil des Ni liegt in den Gesteinen in silikatischer Bindung vor. Ähnlich wie bei Cadmium und Zink ist die Löslichkeit in hohem Maße von der Bodenreaktion abhängig. Bei pH-Werten <6 nehmen die Gehalte an austauschbaren und wasserlöslichen Nickel stark zu. Unter reduzierenden Bedingungen kann eine Ni-Mobilisierung durch organische Komplexbildner stattfinden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989).

Während die Verteilung der Ni-Totalgehalte vor allem durch die Ni-Gehalte der Substrate geprägt wird, ist die Verteilung der Ni_{mob} -Gehalte ([Abb. 4.13-4](#)) weitgehend von der Nutzung und den damit stark unterschiedlichen pH-Werten abhängig. Auf Waldstandorten wurden gegenüber den mineralischen Oberböden bei Ackernutzung bis zu 10fache Ni_{mob} -Gehalte festgestellt.

Hohe mobile Ni-Gehalte kommen im Raum Aue und nordöstlich von Zwickau im Vorerzgebirgischen Becken und im Mulde-Lösshügelland vor. In beiden Gebieten treten erhöhte atmosphärischen Ni-Einträgen durch die dort betriebenen Hüttenanlagen (Aue, St. Egidien) auf ([Abb. 3-6, Tab. D 10](#)).

Die erhöhten Ni_{mob} -Gehalte im Raum Plauen sind wohl auf eine geogene Ni-Anreicherung in den Substraten Diabas und Tonschiefer zurückzuführen. Sehr hohe Gehalte in den mineralischen Oberböden in den Kammlagen des Erzgebirges und Vogtlandes, z. T. über Ni-armen Substraten (Metagranitoide, Quarzite), werden durch die extrem niedrigen pH-Werte auf den Forststandorten verursacht. Die Faktoranalyse ergab für die Oberböden aller Substrate eine ausgeprägte Assoziation Ni_{mob}/pH -Wert (vgl. [Tab. D 13](#)).

Zur Beurteilung phytotoxischer Wirkungen auf ertragsbezogene Wachstumsbeeinträchtigungen wird ein Prüfwert von 1 500 µg/kg festgelegt. In Baden-Württemberg sind Prüfwerte mobiler Ni-Gehalte zum Pflanzenwachstum (1 200 µg/kg) und gegenüber Sickerwasser/Oberboden (1 200 µg/kg) gesetzlich verankert ([Tab. D 4](#)). Die für Sachsen vorliegenden Ni_{mob} -Gehalte der mineralischen Oberböden erreichen nur selten dieses Gehaltsniveau, und dann fast ausschließlich auf Forststandorten.

4.14 Blei (Pb)

Blei ist ein nicht essentielles, toxisches und nahezu ubiquitär verbreitetes Element (REIMANN & CARITAT, 1998).

Für unbelastete Böden wird ein Pb-Gehalt von 2 bis 60 mg/kg angegeben (EIKMANN et al., 1991). Der Pb-Clarke der oberen kontinentalen Kruste beträgt nach WEDEPOHL (1995) 17 mg/kg, der flächenbezogene mittlere Pb-Gehalt für die sächsischen Hauptgesteinstypen 20 mg/kg (KARDEL et al., 1996).

Infolge seiner vielfältigen industriellen Verwendung sind Pb-Belastungen nicht nur auf den Bereich von Erzvorkommen beschränkt (vor allem Galenit, PbS sowie dessen Oxidationsminerale). Anthropogene Einträge erfolgen i. W. über die Verhüttung von Pb-, Cu- und Zinkerzen, die weiträumige Abgasbelastung des Kraftfahrzeugverkehrs (bis zur Einführung von bleifreiem Benzin bis zu 60 % der atmosphärischen Belastung), der Recyclinganlagen von Bleischrott, der Verwendung schwermetallhaltiger Klärschlämme und Komposte sowie durch Kohleverbrennungsanlagen. Während 1985 noch ca. 5 000 t Pb in Deutschland emittiert wurden, ging die Pb-Emission infolge der Einführung Pb-freier Kraftstoffe 1995 bis auf ca. 600 t zurück (UBA, 1996).

Das mit Abstand am stärksten Pb-belastete Gebiet im Freistaat Sachsen ist der Freiburger Raum ([Abb. 4.14-2, Abb.](#)

4.14-3). Durch die ökonomisch bedeutenden polymetallischen Vererzungen, die auch flächenhaft relativ weit verbreitet sind, kam es zu einer besonders starken Pb-Anreicherung in den Nebengesteinen und folglich auch bei der Bildung der Verwitterungsböden über den Paragneisen. Zusätzlich entstanden enorme anthropogenen Belastungen durch die Jahrhunderte währende Verhüttung der Primärerze und in jüngerer Zeit beim Recycling von Bleibatterien (PÄLCHEN et al., 1990). So wurden beispielweise 1864 aus der Hoehesse Muldenhütten 1,3 t PbSO₄ in 24 Stunden (RÖSLER et al., 1969), 1973 ca. 170 t Pb (FIEDLER & KLINGER, 1996) und 1989 immerhin noch 61 t Pb emittiert (SCHRÄBER et al., 1990). Besonders hohe Pb-Gehalte treten dabei in unmittelbarer Nähe der Hüttenstandorte einschließlich der Hauptwindrichtungen, im Zentralteil der Quarz-Sulfid-Mineralisationen und in den Auenböden auf. Aus den Untersuchungsergebnissen von RANK et al. (1999) wurden für die Kernzone des Belastungsgebietes für den Oberboden mittlere Pb-Gehalte (Median) von 290 mg/kg berechnet (P90 1500 mg/kg). Nach den aktuellen Immissionsdaten (Tab. D 8) betragen die Pb-Gehalte im Staubbiederschlag etwa das 5fache des landesweiten Durchschnittsgehalts, in den Gebietsmittelwerten der Rasteruntersuchungen von Ballungsgebieten sogar das 10fache. Analog zu As und Cd wird auch hier die Ursache in einer Aufwirbelung schwermetallbelasteter Bodenpartikel (Sekundärstäube) vermutet.

Weitere großflächig erhöhte Pb-Gehalte treten vor allem im Osterzgebirge auf, in einem Bereich, der sich von Freiberg in südöstliche Richtung bis an die Landesgrenze im Raum Altenberg erstreckt. Dieses Gebiet ist in seiner Verbreitung mit den erhöhten Pb-Gehalten in den Bachsedimenten identisch (PÄLCHEN et al., 1982; 1996) und resultiert sowohl aus geogenen und anthropogenen Quellen. Weitere Gebiete mit erhöhten Pb-Gehalten befinden sich in den Erzrevieren des Mittel- und Westerbirges, so um Seiffen, Marienberg - Poberschau, Annaberg, Schneeberg, Schwarzenberg und Pöhla (Abb. 3-7), wo Pb-Mineralien in den Erzen nur von untergeordneter Bedeutung sind. Das Verbreitungsgebiet ist nahezu mit den Gebieten erhöhter As-Gehalte identisch (Abb. 4.2-2).

Neben Arsen und Cadmium gehört das Blei zu den Schwermetallen, die in den Auenböden zu enormen Bodenbelastungen führen. Speziell in Auenböden der Freiburger Mulde, kommt es mit dem Eintritt der Mulde in den Freiburger Bergbau- und Hüttenbezirk z. T. zu extremen Kontaminationen (z. B. nördlich Freiberg), die sich bis in die Auenböden in Nordwestsachsen verfolgen lassen. Durch BEUGE & ULIQUE wurden in Auenböden bei Siebenlehn Maximalgehalte von 3 500 mg/kg festgestellt.

Extrem hohe Pb-Akkumulationen treten in den Oh-Horizonten unter Forst auf (Abb. 4.14-1). Die mittleren Gehalte betragen ca. das 2 bis 5fache der Gehalte im Ober- und Unterboden. Sie sind das Ergebnis globaler und regionaler Pb-Emissionen, die nach EIKMANN et al. (1991) in den Wäldern zu einer Interzeptionsdeposition bis zu 390 g/ha · a führt. Die Gesamteinträge liegen nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1989) mit 193 g/ha · a dabei in Fichtenstandorten deutlich höher als auf Laubwaldstandorten mit 104 g/ha · a Pb. Die Ergebnisse der Faktoranalyse zeigen teilweise Tendenzen der Pb-Bindung an die organische Substanz (Tab. D 12, D 13).

Besonders extrem hohe Pb-Akkumulationen sind in den Oh-Horizonten südlich und östlich von Freiberg sowie in den höheren Lagen des Osterzgebirges anzutreffen, die teilweise über 800 mg/kg betragen. Sie entsprechen in ihrer Größenordnung dem von KLINGER (1995) auf osterzgebirgischen Standorten festgestellten mittleren Pb-Totalgehalt von 650 mg/kg. Nach BMELF (1997) gehören die organischen Auflagen des Erzgebirges zu den am stärksten Pb-belasteten Auflagehorizonten der Bundesrepublik Deutschland. Im Rahmen dieser Arbeiten als auch bei den BZE-Untersuchungen (SML, 1995) wurden für Sachsen mittlere Pb-Gehalte um 200 mg/kg festgestellt. Damit liegen 53 % der untersuchten Proben der Oh-Horizonte über dem Vorsorgewert nach PRÜß (1994) und 42 % über dem Orientierungswert nach TYLER (1992) von 130 bzw. 150 mg/kg (Tab. D 7).

Beim Vergleich der substratbezogenen Hintergrundwerte (Tab. 4.14-1) ist augenfällig, dass die Bodenhorizonte der Verwitterungsböden über Festgestein, gegenüber Böden aus Löss und periglaziären Decksedimenten, deutlich höhere Pb-Gehalte besitzen. Die Ursachen liegen mit Sicherheit im verstärkten geogenen Einfluss bei der Lagerstättenbildung im Erzgebirge und bei der Betrachtung der Oh-Horizonte auch im vermutlich stärkeren ubiquitären Eintrag (Fernemission) über die Niederschläge in den höheren Lagen. Zum Unterboden hin, der im allgemeinen als anthropogen unbeeinflusst gilt, ist ein starker Abfall der Pb-Gehalte zu beobachten. Diese Tatsache unterstreicht noch einmal die Bedeutung der enorm hohen Pb-Einträge über den Luftpfad.

Für den Wirkungspfad Boden → Mensch sind nach BBodSchV vor allem die Bereiche sensibler Nutzung (Kinderspielplätze) sowie die Wohngebiete im Emissionsbereich der Freiburger Hütten von Bedeutung (Prüfwerte 200 bzw. 400 mg/kg, Tab. D 2).

Für eine Grünlandnutzung wird ein Maßnahmenwert von 1 200 mg/kg festgelegt, der nur im unmittelbaren Bereich der Freiburger Hüttenanlagen, in Auenböden der Freiburger Mulde bzw. auf Altlaststandorten erreicht wird.

Im Gegensatz zu Cadmium, Nickel und Zink ist Blei im allgemeinen relativ immobil. Erst bei pH-Werten <4,5 nimmt die Pb-Löslichkeit und damit die Verlagerbarkeit und Verfügbarkeit deutlich zu. In sauren Waldböden bei pH um 3 kann der Anteil des unspezifisch adsorbierten, pflanzenverfügbaren Pb bis zu 10 % vom Gesamtgehalt erreichen. Bei pH-Werten <4 wird Pb vor allem aus der mineralischen Bindung freigesetzt, z. T. von den Pflanzen aufgenommen und mit den Vegetationsresten in O- und A-Horizonten angereichert (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989). Die Ergebnisse der Faktoranalyse dieser Untersuchungen weisen für alle Substrate des Bodenmessnetzes die Assoziation Pb_{mob}/pH -Wert auf (vgl. Tab. D 13).

Für den Wirkungspfad Boden → Pflanze (Ackerbau, Gartenbau) wird analog zum Cadmium auf einem Prüfwert zum Gesamtgehalt verzichtet und nur noch ein Prüfwert des mobilen Pb-Anteils (NH_4NO_3 -Extraktion) von 100 µg/kg durch die BBodSchV vorgegeben. Dazu wurde im Vorfeld der Gesetzgebung durch die LABO (1997) eingeschätzt, dass der niedrige Prüfwert der hohen Pb-Anreicherung durch Möhren geschuldet ist. Die Überschreitung der Lebensmittelrichtwerte bei weniger empfindlicheren Gemüsearten sind erst bei Gehalten von >250 µg/kg zu erwarten (vgl. Tab. 4.14-3). In BW ist zusätzlich zum Prüfwert von 400 µg/kg ein Belastungswert für Pb_{mob} von 12 000 µg/kg gegenüber Nahrungs- und Futterpflanzen festgelegt (Tab. D 4).

Die Untersuchung der mobilen Pb-Gehalte der mineralischen Oberböden zeigt eine eindeutige Abhängigkeit anomal hoher Gehalte von der Nutzung, d. h. hohe mobile Pb-Gehalte treten fast ausschließlich unter Forst auf (Abb. 4.14-4, Abb. 3-3). Der Mediangehalt (P50) beträgt hier 2 750 µg/kg, während unter Grünland 52 µg/kg und bei einer Nutzung als Acker nur 11 µg/kg erreicht werden. Gebiete intensiver ackerbaulicher Nutzung (Substrate Löss, Sandlöss; Abb. 3-2, LBG 8 bis 13) haben primär einen höheren pH-Wert und werden regelmäßig aufgekalkt, so dass die Pb-Mobilität stark eingeschränkt wird.

Die Ackerstandorte auf Verwitterungsböden über Festgestein zeigen dagegen deutlich höher mobile Pb-Gehalte, die zum einen auf die etwas niedrigeren pH-Werte, zum anderen auf die wesentlich höheren Pb-Totalgehalte zurückzuführen sind (Tab. 4-1, Tab. 4.14-1). Die mit Abstand höchsten Pb_{mob} -Gehalte treten bei Ackernutzung in Verwitterungsböden über Paragneis auf, die zweifelsfrei durch die Vererzungen und Emissionen des Freiburger Bergbau- und Hüttenbezirkes verursacht werden. Im Rahmen von Folgeuntersuchungen (RANK et al., 1999) wurden auf 113 ackerbaulich/gärtnerisch genutzten Standorten mobile Pb-Gehalte oberhalb des Prüfwertes festgestellt (Datendichte 1 bis 2 Proben/km²). Dies führt dazu, dass vor allem bei Obst, Gemüse und Brotgetreide die Lebensmittelgrenzwerte überschritten werden können. Die orale Aufnahme von Bodenpartikel und Sedimentationsstaub durch Nutztiere (z. B. Geflügel, Kaninchen, Schafe) kann zu einer Pb-Akkumulation vor allem in Lebern und Nieren über den zulässigen Pb-Grenzwert hinaus führen (LAVES & SUNTHEIM, 1997). Analog zum Cd sind auch bei Pb die Anbauempfehlungen von AUERMANN et al. (1990) und das relative Anreicherungsvermögen von Pb einzelner Pflanzenarten in schwermetallbelasteten Gebieten bei landwirtschaftlicher/gärtnerischer Nutzung der Böden zu beachten (vgl. Tab. 4.14-3, DELSCHEN & LEISNER-SAABER, 1998).

Mobile Pb-Gehalte, die wegen ihrer Höhe für die Gefährdungspfade Boden → Pflanze → Mensch und Boden → Pflanze → Tier → Mensch Beachtung verdienen, konnten ebenfalls im Ergebnis der Sonderuntersuchungen der Auenböden durch BEUGE & ULIQUE (1997) nachgewiesen werden. In den Auenböden der Zwickauer Mulde und der Zschopau wurden max. Pb_{mob} -Gehalte von 2 000 bis 3 400 µg/kg, in Auenböden der Freiburger Mulde bei Siebenlehn bis max. 59 000 µg/kg gemessen. Die Auenböden der Weißen Elster, der Elbe, der Schwarzen Elster, der Großen Röder, der Spree und Neiße besitzen dagegen Gehalte meist <100 µg/kg.

4.15 Thorium (Th)

Thorium ist ein für Pflanzen, Menschen und Tiere nicht essentielles Spurenelement, welches karzinogen sowie chemo- und radiotoxisch ist (REIMANN & CARITAT, 1998). Die spezifische Aktivität von 1 mg/kg Th 232 beträgt ca. 4,1 Bq/kg, ohne Berücksichtigung der Folgeprodukte in der Zerfallsreihe.

Die Th-Konzentration in der oberen kontinentalen Kruste beträgt 10 mg/kg (WEDEPOHL, 1995). Aufgrund umfangrei-

cher Untersuchungen bei der Uranprospektion liegen für die sächsischen Gesteinseinheiten über 13 000 Th-Analysen vor (KARDEL et al., 1996). Danach zeichnen sich vor allem die Granodiorite und Monzonitoide des Meißner Massivs, die Rhyolithe und Tuffe von Chemnitz-Flöha, der Teplice-Rhyolith und der Kirchberger Granit durch erhöhte Gehalte >25 mg/kg aus (Maxima bis 66 mg/kg). Niedrige Gehalte (<10 mg/kg) sind für fast alle quartären Sedimente, kretazischen Sandsteine und basischen Magmatite (Basalte, Diabase) typisch.

Mögliche anthropogene Quellen stellen Phosphor-Düngemittel dar, da Th in deren Ausgangsprodukten (Phosphorite, Karbonatite) angereichert wird. Weiterhin kann Th über die Kohle-Verbrennungsanlagen in die Umweltmedien gelangen. Die mittleren Th-Gehalte der ostdeutschen Braunkohlen betragen 2 mg/kg (PÄLCHEN et al., 1986).

Im Rahme dieser Untersuchungen wurde Th nur in den mineralischen Oberböden analysiert (Abb. 4-15). Danach treten erhöhte Gehalte vor allem im Westerzgebirge/Vogtland und im Osterzgebirge auf (u. a. über Kirchberger Granit; Magmatite bei Altenberg). Die Th-Verteilung im Oberboden entspricht i. W. dem bekannten Th-Muster der bodenbildenden Substrate (Tab. 4-15). Es existieren keine auffälligen Th-Anomalien, die evtl. auf anthropogene Punktquellen hindeuten.

Zur Beurteilung einer radiologischen Belastung der Böden sind Messungen der Ortsdosisleistung (ODL) maßgebend, wo neben dem Nuklid Th-232 die Nuklide U-238, Ra-226 und K-40 in die Messungen eingehen. In einem zum Bodenmessnetz 4 km x 4 km parallel durchgeführten Programm wurden auf 1026 Grünlandflächen (außerhalb von Wismut-Altlastenstandorten) Th-232 Nuklide ermittelt (BORS DORF et al., 1995). Analog zum Bodenmessnetz wurden anomal hohe Gehalte über dem Kirchberger Granit, den osterzgebirgischen Magmatiten und im Vogtland festgestellt.

4.16 Thallium (Tl)

Thallium ist nachgewiesenermaßen ein für Pflanzen, Menschen und Tiere nicht essentielles Spurenelement, welches hochtoxisch ist (REIMANN & CARITAT, 1998).

Die Tl-Konzentration in der oberen kontinentalen Kruste beträgt 0,75 mg/kg (WEDEPOHL, 1995). Für die sächsischen Hauptgesteinstypen liegen bisher nur relativ wenige Analysen jüngerer Datums vor. Die niedrigsten Gehalte wurden an basischen bis ultrabasischen Magmatiten (ca. 0,10 mg/kg), die höchsten Gehalte in den Graniten des Älteren Intrusivkomplexes (ca. 2 mg/kg) und Jüngerer Intrusivkomplexes (ca. 5 mg/kg) festgestellt (FÖRSTER et al., 1999). Geogene Tl-Anreicherungen sind deshalb vor allem im Bereich des großflächig anstehenden Eibenstocker Intrusivkomplexes und in den Lagerstättegebieten mit Zinn-Wolfram-Vererzungen zu erwarten (im Mineral Zinnwaldit ca. 60 bis 70 mg/kg Tl). Als Spurenelement kommt Tl global weit verbreitet als Gemengebestandteil sulfidischer Fe-, Cu-, Pb- und Zn-Erze vor (bis 700 mg/kg). In Böden sind in der Regel Tl-Konzentrationen <1 mg/kg anzutreffen.

Die Toxizität von Tl und Tl-Verbindungen bedingt die Notwendigkeit und das zunehmende Interesse an der Bestimmung dieses Elementes in den Umweltmedien, obwohl die wirtschaftliche und industrielle Bedeutung von Tl gering ist. Anthropogene Einträge können vor allem durch die Schwefelsäureproduktion, Erzaufbereitung bzw. Weiterverarbeitung mit Tl angereicherter Zwischenprodukte erfolgen. Tl wird unter anderem für die Herstellung von Tieftemperaturthermometer, als Legierungsmetall, in der Photohalbleiterindustrie sowie bei der Herstellung von Spezialgläser eingesetzt. Als große Tl-Emittenten gelten vor allem Kohleverbrennungsanlagen.

Generell sind in den Verwitterungsböden über Festgestein (Erzgebirge/Vogtland, mit Ausnahme der basischen Magmatite) Tl-reicher als die Lössböden des Bergvorlandes und die Böden der Sandregion des Tieflandes.

Die regionale Verbreitung erhöhter Tl-Gehalte in den sächsischen Böden wird vor allem durch die geogene Spezialisierung der jungen Granite und den damit verbundenen Zinn-Wolfram-Vererzungen bestimmt. So kommt es vor allem im Westerzgebirge und Vogtland zu großflächigen Tl-Anomalien im mineralischen Oberboden über den Graniten von Eibenstock und Kirchberg (Abb. 4.16-2). Trotz des viel geringeren Oberflächenanschnitts der Granite und Zinnvererzungen im Osterzgebirge (Altenberg, Zinnwald, Sadisdorf u. a.) sowie im mittleren Erzgebirge (Ehrenfriedersdorf), werden diese geochemischen Tl-Anreicherungen der Substrate selbst im Aufnahmeraster von 4 km x 4 km wiedergespiegelt.

Die Tl-Verteilung in den mineralischen Oberböden und Unterböden ist nahezu identisch (Abb. 4.16-3). Daraus lässt

sich ableiten, dass die atmosphärischen Tl-Einträge nur eine geringe Rolle spielen dürften. Die beim sächsischen Moosmonitoring 1995 ermittelten hohen Tl-Gehalte in Moosen (unveröff. LfUG-Daten) gehen im Erzgebirge mit anomal hohen Gehalten in den Böden konform, so dass eine Ableitung aus atmosphärischen Einträgen nicht zwingend ist. Plausibler erscheint dagegen die Möglichkeit einer Verwirbelung von Bodenpartikeln, die den Moosspolstern äußerlich anhaften und zu erhöhten Gehalten führen.

Im Bereich des Bergbau- und Hüttenzentrums von Freiberg konnten nur mäßige Tl-Konzentrationen festgestellt werden.

Bei den Auenböden lassen sich, wie bei anderen Elementen bereits beschriebenen, deutliche Beziehungen zum geologischen Bau der Wassereinzugsgebiete (Erzgebirge/Vogtland - Lausitz) erkennen. Besonders hohe Tl-Gehalte finden sich vor allem in den Auenböden der Zwickauer Mulde/Vereinigte Mulde, in deren Einzugsgebieten sich die Tl-reichen Gesteine und Böden des Eibenstocker Granits befinden. Während die Auenböden der Elbe noch deutlich erhöhte Gehalte aufweisen (Einzugsgebiet u. a. Osterzgebirge) sind die Auenböden der Schwarzen Elster und Spree u. a. Flüsse der Lausitz relativ Tl-arm (Tab. 4.16-2).

Die mittleren Tl-Gehalte in den organischen Auflagen (Oh-Horizonten) entsprechen etwa den Tl-Gehalten im mineralischen Oberboden. Obwohl in der Regel kein direkter Zusammenhang zwischen dem Tl-Gehalt im bodenbildenden Substrat und der organischen Auflage besteht, sind die Oh-Horizonte über dem Eibenstocker Granit sowie im Osterzgebirge sehr Tl-reich (Abb. 4.16-1). Die Ursache in einem lokalen atmosphärischen Eintrag zu suchen scheidet vermutlich aus. Da auch in diesen Gebieten die höchsten mobilen Tl-Gehalte im mineralischen Oberboden nachgewiesen wurden, kann von einer erhöhten Tl-Aufnahme durch die Pflanze ausgegangen werden. Durch den Laub- und Nadelabfall könnte somit Tl der organischen Auflage wieder zugeführt werden und so zu den beobachteten Anreicherungen in den Oh-Horizonten führen. Der Tl-Vorsorgewert für organische Auflagen von 0,4 mg/kg (PRÜEB, 1994) wird nahezu im gesamten Erzgebirge/Vogtland überschritten.

Für den Wirkungspfad Boden → Mensch ist in der BBodSchV (1999) für Tl kein Prüfwert vorgesehen. Der Orientierungswert für eine multifunktionelle Nutzungsmöglichkeit von 0,5 mg/kg (EIKMANN & KLOKE, 1993) wird nahezu im gesamten erzgebirgisch-vogtländischen Raum sowie in den Auenböden der Elbe, der Mulde u. a. Flüssen mit Einzugsgebieten im Erzgebirge überschritten.

Für den Wirkungspfad Boden → Nutzpflanze, Nutzungsart Grünland, wird durch die BBodSchV ein Maßnahmenwert von 15 mg/kg festgelegt, der bei diesen Untersuchungen nicht erreicht wurde (max. 5,5 mg/kg).

Hinsichtlich der mobilen Tl-Gehalte ist festzustellen, dass die sächsischen Oberböden bei doch relativ hohen Totalgehalten niedrige mobile Tl-Gehalte besitzen (Abb. 4.16-4).

Flächenhaft erhöhte mobile Tl-Gehalte treten vor allem im Westerzgebirge/Vogtland über dem Verbreitungsgebiet der Granite von Eibenstock und Kirchberg auf. Sämtliche Ackerstandorte besitzen jedoch Gehalte unterhalb des Prüfwerts von 100 µg/kg. Ein zweites Gebiet befindet sich am Südrand des Granulitgebirges (westlich Chemnitz), welches i. W. aus Verwitterungsböden über Glimmerschiefer aufgebaut wird. Hier ist noch unklar, was die Ursache dieser erhöhten mobilen Tl-Gehalte ist, denn der mineralische Oberboden und Unterboden zeigt keine Auffälligkeiten. Ob die ehemalige Nickelhütte von St. Egidien, die sich am Südwestrand der Anomalie am Talrand des Lungwitzbaches befand, als anthropogene Quelle eine Rolle spielt, ist noch nicht geklärt. Die im Osterzgebirge auftretenden erhöhten Gehalte konzentrieren sich vor allem auf den Bereich östlich von Altenberg (Granit und Vererzungsgebiet Sachsenhöhe) und gehen mit den Totalgehalten konform.

Punktuell hohe mobile Tl-Gehalte in den Auenböden (z. B. Freiburger Mulde nördlich Freiberg) sind vermutlich auf Abwassereinträge von Industriebetrieben zurückzuführen. Im Rahmen der planmäßigen Längsschnittbeprobung der Freiburger Mulde nördlich Halsbrücke durch die Umweltbetriebsgesellschaft (UBG) wurden häufig erhöhte Tl-Gehalte festgestellt.

Die Tabelle der substrat- und nutzungsbezogenen mobilen Tl-Gehalte (Tab. 4.16-2) widerspiegelt in hohem Maße den Einfluss des Substrats Granit. Sowohl im Oh-Horizont als auch im mineralischen Ober- und Unterboden werden hier die mit Abstand höchsten mittleren mobilen Tl-Gehalte erreicht. Eine Abhängigkeit von der Nutzung (und somit vom pH-Wert) wie bei anderen Schwermetallen (z. B. Pb, Cr) ist nicht zu beobachten.

Für den Wirkungspfad Boden → Pflanze wird für Thallium bei der Nutzungsart Ackerbau/Gartenbau der mobile Elementanteil zur Gefährdungsabschätzung herangezogen. Nach BBodSchV (1999) beträgt der Prüfwert 100 µg/kg. In Baden-Württemberg gilt als Prüfwert 40 µg/kg, als Belastungswert 130 µg/kg (U MW 1993b).

Im Rahmen dieser Arbeit liegen die mobilen Tl-Gehalte der Nutzungsart Acker/Nutzgarten alle <100 µg/kg. Bei Untersuchungen durch BEUGE & ULIQUE (1993) wurden in Auenböden der Freiburger Mulde bei Siebenlehn bis zu max. 200 µg/kg Tl ermittelt.

Untersuchungen zum Tl-Transfer Boden-Pflanze werden in Sachsen erst seit wenigen Jahren durch die Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) durchgeführt. Vor in Kraft treten der BBodSchV galt als Tl-Toleranzwert für eine landwirtschaftliche Nutzung der Bodenwert II (2 mg/kg) nach EIKMANN & KLOKE (1993). Nach Untersuchungen der LfL im Gebiet Eibenstock – Klingenthal wurden mittlere Tl-Gehalten von 1,25 mg/kg im Boden auf zwei Dauerwiesenstandorten festgestellt. Der tolerierbare Tl-Gehalt von Futtermittelpflanzen (0,60 mg/kg TM) wurde um 60 % überschritten. Winterraps, der als Tl-anreichernde Pflanze bekannt ist, enthielt durchschnittlich 1,32 mg/kg TM (Ganzpflanze vor der Blüte), Rapssamen 1,44 mg/kg TM (SMUL, 1999).

Nach ADRIANO (1986) kann Tl leicht durch die Pflanzenwurzeln aufgenommen werden, wobei sich die Tl-Aufnahme proportional zum Gesamtgehalt des Bodens verhält. Seine Mobilität ist jedoch begrenzt. Als Tl-anreichernde Pflanzen gelten vor allem Blattgemüse, insbesondere Kohlarten. Toxische Wirkungen treten bei den einzelnen Pflanzenarten in unterschiedlichen Konzentrationsniveaus auf. Als besonders sensibel gelten Tabakpflanzen, die bereits bei Gehalten >1 mg/kg toxische Erscheinungen aufweisen. Beim Anbau von Nutzpflanzen in Gebieten mit erhöhten Tl-Gehalten ist das relative Anreicherungsvermögen der verschiedenen Pflanzen zu berücksichtigen (Tab. 4.16-3).

Anhand der (wenigen) vorliegenden Ergebnisse ist festzustellen, dass es bereits bei Totalgehalten <2 mg/kg im Boden zu unzulässigen Überschreitungen der Tl-Gehalte in Futtermitteln kommen kann. Die Festlegungen zum Maßnahmenwert bei Grünlandnutzung, 15 mg/kg, sind durch weitere Untersuchungen zu überprüfen. Schwerpunktgebiete möglicher Tl-Belastungen in Futter- und Nahrungspflanzen sind der vogtländisch-westerzgebirgische Raum (Eibenstock – Kirchberg), das Osterzgebirge (Altenberg - Schmiedeberg), der Südrand des Granulitgebirges (Hohenstein-Ernstthal) und die Auenböden des Muldesystems.

Hinsichtlich des Gefährdungspfades Boden → Grundwasser wird durch die BBodSchV für Tl kein Prüfwert vorgegeben. Im Rahmen des Grundwassermessprogramms des LfUG wurden bei Eibenstock, dem Gebiet mit den höchsten geogenen Tl-Gehalten im Ober- und Unterboden, relativ niedrige Gehalte von 0,3 bis 0,5 µg/l im Grundwasser festgestellt.

4.17 Uran (U)

Uran ist nachgewiesenermaßen ein für Pflanzen, Menschen und Tiere nicht essentielles Spurenelement, welches karzinogen sowie chemo- und radiotoxisch ist (REIMANN & CARITAT, 1998). Die spezifische Aktivität von 1 mg/kg Uran in natürlicher Isotopenzusammensetzung beträgt ca. 25,4 Bq/kg, ohne Berücksichtigung der Folgeprodukte in der Zerfallsreihe.

Die Uran-Konzentration in der oberen kontinentalen Kruste beträgt 1,7 mg/kg (WEDEPOHL, 1995). Für die sächsischen Hauptgesteinstypen liegen im Ergebnis der intensiven Uranerzsuche durch die SDAG Wismut, analog zu Th, über 13 000 Gesteinsanalysen vor. Danach besitzen die Granite des Jüngeren und Älteren Intrusivkomplexes des Erzgebirges sowie die Monzonitoide und Granodiorite des Meißner Massivs mit 10 bis 12 mg/kg die höchsten mittleren U-Gehalte (Tab. 3-1). Der flächenbezogene Durchschnittsgehalt für Sachsen beträgt 3,5 mg/kg (KARDEL et al., 1996). Niedrige U-Gehalte <1,5 mg/kg sind für die sandig-kiesigen Sedimente des Tertiärs und Quartärs sowie z. T. für basischen Magmatite typisch (Diabase, Serpentine).

Neben der geochemischen Spezialisierung einiger Gesteinseinheiten können die hydrothermalen U-Ganglagerstätten des Erzgebirges/Vogtlandes (vgl. Abb. 3-7) und die stratiformen U- Mineralisationen (in Sandstein, Steinkohlen) die Böden lokal beeinflussen. Durch den Transport und die Aufbereitungsanlagen der Erze erfolgten teilweise Kontaminationen der Umweltmedien, die im Rahmen der Stilllegung des U-Bergbaus und von Sanierungsarbeiten untersucht und

im Wismut-Altlasten-Kataster (ALASKA) erfasst wurden.

Eine weitere Quelle möglicher Uran-Einträge in die Umwelt stellen die Kohleverbrennungsanlagen dar. Die U-Gehalte in den Braunkohlen betragen im Durchschnitt 2 mg/kg bei Maximalgehalten von über 10 mg/kg (PÄLCHEN et al., 1986).

Da bei der Rasterbeprobung Altlastenstandorte außen vor gelassen wurden, widerspiegeln die Karten der U-Gehalte im Wesentlichen den geogenen Anteil einschließlich des ubiquitären Eintrags.

Die regionale Verteilung der U-Gehalte in den sächsischen Oberböden (Abb. 4.17-2) und Unterböden (Abb. 4.17-3) ist nahezu identisch und wird vor allem durch die geogene Spezialisierung der Substrate (Granitoide, Rhyolithoide) bestimmt. Maxima finden sich im Bereich der Granite von Eibenstock-Kirchberg und im Osterzgebirge (Raum Altenberg). Im besonderen Maße treten die Auenböden der Zwickauer Mulde/Vereinigten Mulde im Kartenbild in Erscheinung. Als Ursachen spielen hier sowohl geogen erhöhte U-Gehalte im Sedimentliefergebiet als auch die anthropogenen Prozesse der Erzaufbereitung und Ablagerung von Aufbereitungsprodukten in Tailings (z. B. Crossen bei Zwickau) und die Abführung der Stollenwässer über die Vorfluter eine wesentliche Rolle. Erhöhte U-Gehalte finden sich ebenso in den Auenböden der Elbe, wo analoge Verhältnisse anzutreffen sind (geogene Spezialisierung Granitoide Osterzgebirge, U-Lagerstätten Schmiedeberg und Königstein einschließlich Erzaufbereitungsanlagen).

Erhöhte U-Gehalte in den Böden westlich von Dresden werden durch die anthropogenen Einflüsse bei der U-Gewinnung im Raum Freital verursacht. Die Verbrennung U-führender Steinkohlen (um 1000 mg/kg U) spielt vermutlich dabei die Hauptrolle. Der U-Gehalt der Aschen betrug nach MATHE' (1961) über 2000 mg/kg.

Urangehalte <1,5 mg/kg sind nur in Böden über sandig-kiesigen quartären und tertiären Substraten anzutreffen, die vor allem in Nordsachsen verbreitet sind (Tab. 4-17).

Erhöhte U-Gehalte in den Oh-Horizonten (Abb. 4.17-1) sind vor allem auf Standorten in der Vorerzgebirgssenke und der Erzgebirgsnordrandzone anzutreffen. Ebenso wie in Ostsachsen (Raum Zittau-Hirschfelde) wird als Ursache ein Eintrag über Flugasche der Braun- und Steinkohlen-Verbrennungsanlagen gesehen. Die erhöhten Gehalte an der westlichen Landesgrenze (westlich Zwickau) resultieren vermutlich aus anthropogenen Einträgen der in Ostthüringen gelegenen Uranerz-Aufbereitungsanlagen um Seelingstädt.

Nach BBodSchV wurden für Uran bisher keine Prüf- und Maßnahmenwerte für die einzelnen Wirkungspfade festgelegt. Zur Beurteilung einer radiologischen Belastung der Böden sind Messungen der Ortsdosisleistung (ODL) maßgebend, wo neben dem Nuklid U-238 die Nuklide Ra-226, K-40 und Th-232 in die Messungen eingehen. In einem zum Bodenmessnetz 4 km x 4 km parallel durchgeführten Programm wurden auf 1026 Grünlandstandorten (außerhalb von U-Altlaststandorten) die ODL in Sachsen ermittelt (BORS DORF et al., 1995). Alle Werte liegen unter dem von der Strahlenschutzkommission empfohlenen Wert von 300 nSv/h (Wertebereich 12 bis 260 nSv/h). Die spezifischen Aktivitäten der natürlichen Radionuklide beruhen in erster Linie auf den Variationen des geologischen Untergrunds. Die höchsten ODL wurden im Bereich der Granite von Kirchberg und Eibenstock und ihrer Kontakthöfe, und im Osterzgebirge, im Raum Zinnwald bis zum Döhlener Becken, festgestellt (BORS DORF et al., 1995).

Nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte für Uran finden sich bei EIKMANN & KLOKE (1993). Für das Schutzgut Mensch wird für eine multifunktionale Nutzungsmöglichkeit ein U-Gehalt im Boden von 2 mg/kg genannt, der nahezu im gesamten Erzgebirge/Vogtland und in den Mulde- und Elbauen überschritten wird. Der Toleranzwert (BW II) für eine gärtnerisch-landwirtschaftliche Nutzung beträgt 5 mg/kg.

4.18 Vanadium (V)

Vanadium gilt für viele Tiere als essentielles Spurenelement. Einige V-Verbindungen tragen wesentlich zum Pflanzenwachstum und zur Erhöhung der Biomasseproduktion bei (ANKE et al., 1989; REIMANN & CARITAT, 1998).

Die V-Konzentration in der oberen kontinentalen Kruste beträgt 53 mg/kg (WEDEPOHL, 1995), kann aber in den unter-

schiedlichen Gesteinstypen stark schwanken. Die mittleren V-Gehalte (Median) der sächsischen Hauptgesteinstypen variieren von 1,5 bis 260 mg/kg (Tab. 3-1). Der regionale Clarke des Erzgebirges/Vogtlandes beträgt 70 mg/kg (PÄLCHEN et al., 1987).

Die höchsten V-Gehalte finden sich in den Boden-Ausgangsgesteinen tertiäre Basaltoide, paläozoische Diabase/Spilite und Amphibolite und Gabbros (>200 mg/kg). Hohe Gehalte besitzen die flächenmäßig weit verbreiteten Tonschiefer und Phyllite (>100 mg/kg). Zur Gruppe der Substrate mit sehr niedrigen V-Gehalten gehören vor allem die erzgebirgischen Granitoide, sauren Vulkanite sowie die kretazischen Sandsteine.

Anthropogene V-Einträge erfolgen vor allem durch die Eisenmetallurgie, da über 80 % des V zur Herstellung von Fe-V-Stahl eingesetzt wird. Weitere Anwendungsbereiche sind die keramische sowie chemische Industrie. Weitere atmosphärische Einträge erfolgen vor allem über Kohle- und Ölverbrennungsanlagen. Die V-Gehalte der ostdeutschen Braunkohlen betragen 3 bis 200 mg/kg, bei mittleren Gehalten von 23 mg/kg (PÄLCHEN et al., 1986).

Aufgrund der erhöhten V-Gehalte der paläozoischen Diabase und tertiären Basaltoide und Metabasite kommt es entsprechend der Verbreitung dieser Substrate teils zu flächenhaften anomal hohen Gehalten (Vogtland), teils zu punktförmigen V-Anomalien im Oberboden und Unterboden (Erzgebirgsnordrandzone, Oberwiesenthal u. a.). Analog zu Ni und Cr, kommen über den Substraten der sauren Magmatite/Metamorphite und den periglaziären Decksedimenten die niedrigsten V-Gehalte in den Böden vor. Im mineralischen Ober- und Unterboden sind die flächenhafte Verteilung und die Medianwerte nahezu identisch (Abb. 4.18-2, Abb. 4.18-3), was für geringe anthropogene V-Einträge über den Luftpfad spricht. Dies steht jedoch z. T. mit den Ergebnissen von Moosanalysen im Widerspruch, wo u. a. im Raum Hoyerswerda und Zittau (Braunkohlenverbrennung) relativ hohe V-Einträge über die Gehalte in den Moosen abgeleitet wurden (MÜTTERLEIN & RANK 1999).

Die organischen Auflagen unter Forst (Oh-Horizonte) weisen gegenüber den mineralischen Oberböden niedrigere massebezogene mittlere V-Gehalte auf (Abb. 4.18-1). Insbesondere in Nordsachsen liegen die V-Werte generell unter 40 mg/kg. Erhöhte Gehalte treten im Raum Plauen und westlich Altenberg über basischen Substraten auf. Die V-Gehalte der Oh-Horizonte im industriellen Ballungsraum Zwickau – Chemnitz – Aue sowie bei Zittau weisen ebenfalls erhöhte Gehalte auf (60 bis 100 mg/kg).

Bei den Auenböden lassen sich hinsichtlich der V-Gehalte deutliche Beziehungen zum geologischen Bau der Gewässereinzugsgebiete erkennen. Während in den Auenböden der Mulde und der Elbe (Einzugsgebiet Erzgebirge, Vogtland) mittlere und z. T. schwach erhöhte Gehalte auftreten, sind die Auenböden der Schwarzen Elster und Spree u. a. (Einzugsgebiet Lausitz) relativ V-arm.

Für die Wirkungspfade Boden → Mensch sowie Boden → Pflanze sind durch die BBodSchV keine Prüf- und Maßnahmenwerte vorgesehen. Bei Anwendung der nutzungs- und schutzgutbezogenen Orientierungswerte nach EIKMANN & KLOKE (1993) ist zu beachten, dass durch die geochemische Spezialisierung der basischen und z. T. metamorphen Substrate der Orientierungswert für eine multifunktionale Nutzung (50 mg/kg) bzw. der Bodenwert II für Haus- und Kleingärten (100 mg/kg) bereits weit überschritten wird (Hintergrundwerte vgl. Tab. 4-18). Aufgrund der silikatischen Bindungsformen ist jedoch (analog zu Cr und Ni) davon auszugehen, dass die Mobilität von V sehr gering ist.

4.19 Wolfram (W)

Wolfram ist ein nachgewiesenermaßen nicht-essentielles Spurenelement. Zur Toxizität ist nur wenig bekannt (REIMANN & CARITAT, 1998).

Die W-Konzentration in der oberen kontinentalen Kruste beträgt 1,4 mg/kg (WEDEPOHL, 1995). Analog zu den Elementen Bi und Mo liegen für die sächsischen Hauptgesteinstypen relativ wenige Analysen vor. Danach kann für die Granite des Älteren und Jüngeren Intrusivkomplexes gegenüber dem Clarke eine deutliche Erhöhung festgestellt werden (mittlere Gehalte ca. 5 mg/kg bzw. 12 mg/kg). In den osterzgebirgischen Graniten von Sadisdorf, Altenberg und Schellerhau kommen W-Gehalte bis 60 mg/kg vor (PÄLCHEN et al., 1982). Analoge W-Spezialisierungen konnten durch RANK & PÄLCHEN (1989) an Vulkaniten im Raum Chemnitz - Flöha nachgewiesen werden.

Zusätzliche geogene Einträge (über die geochemische Spezialisierung der Substrate hinaus) erfolgten über die Bildung von Wolfram- und Zinn-Wolframmineralisationen, die meist räumlich und genetisch an die erzgebirgisch - votländischen Granite gebunden sind (vgl. [Abb. 3-7](#)).

Die erzgebirgischen Gesteinseinheiten der Paragneise, Glimmerschiefer, Phyllite und Tonschiefer besitzen in der Regel W-Gehalte <2 mg/kg. Die niedrigsten Gehalte finden sich in den periglaziären Sanden/Kiesen und kretazischen Sandsteinen (<1 mg/kg).

Eine industrielle Verwendung findet Wolfram vor allem als Legierungsmetall (Wolframkarbide – WiDia) und als Bestandteil von Elektroden und Röntgenröhren sowie als Katalysator. Generell ist festzustellen, dass zum Eintritt von Wolfram in die Umweltmedien und über die Gefährdungspfade sehr wenig bekannt ist. Z. Z. wird davon ausgegangen, dass die Emissionen durch Bergbau, Verhüttung und die Stahlindustrie gegenüber geogenen Einträgen eine relativ geringe Rolle spielen. Größere luftgetragene Einträge sind über Kohle-Verbrennungsanlagen denkbar. Die W-Gehalte von Braunkohlen liegen bei 2 bis 6 mg/kg, die der Aschen bei 20 bis 40 mg/kg (SEIM & TISCHENDORF, 1990).

Der regionale Clarke der Gesteine im Erzgebirge/Vogtland beträgt 4,1 mg/kg (PÄLCHEN et al., 1987). Analog zu Arsen, Wismut und Thallium gehört Wolfram damit zu den Elementen, die insbesondere in den Substraten der Böden des Erzgebirges und Vogtlandes angereichert sind und somit auch in den Verwitterungsböden eine herausragende Rolle spielen. Die W-Verteilung in den mineralischen Oberböden ([Abb. 4.19-2](#)) und in den Unterböden ([Abb. 4.19-3](#)) ist nahezu identisch, mit der Tendenz einer leichten Abnahme zum Unterboden hin. Die niedrigsten W-Gehalte im mineralischen Oberboden finden sich über den sandigen, periglaziären Decksedimenten, Sandstein und über Löss/Sandlöss ($<1,8$ mg/kg).

Dominierend im Kartenbild stellen sich die W-Gehalte in den Verwitterungsböden über den großflächig anstehenden Graniten von Eibenstock und Kirchberg dar. Aufgrund des dagegen kleinflächigen Anschnitts der Granite bzw. Zinn-Wolfram-Mineralisationen im mittleren Erzgebirge und Osterzgebirge, kommt es hier zur Bildung punktförmiger W-Anomalien. Im Unterboden kommen besonders gut die erhöhten W-Gehalte der Chemnitz - Flöhaer Vulkanite zur Geltung, die sich durch W-Gehalte von 8 bis 40 mg/kg auszeichnen (RANK & PÄLCHEN, 1989).

Im besonderen Maße treten die Auenböden der Vereinigten Mulde und der Elbe in Nordsachsen in Erscheinung. Durch die hohen W-Gehalte der Verwitterungsprodukte aus den Einzugsgebieten heben sich die W-Gehalte der Auenböden in markanter Weise von ihrer Umgebung, den W-armen Sandböden, ab.

In den organischen Auflagen (Oh-Horizonte, [Abb. 4.19-1](#)) sind die W-Gehalte gegenüber den mineralischen Oberböden deutlich erhöht. Obwohl in der Regel kein direkter Zusammenhang zwischen dem Gesamtgehalt im bodenbildenden Substrat und der organischen Auflage besteht, sind die Oh-Horizonte über den Verwitterungsböden des Erzgebirges und der Lausitz gegenüber den Oh-Horizonten in Nordsachsen W-reicher. Analog zu Mo, Bi und Pb wird eine starke Bindung an die organische Substanz vermutet. Inwieweit W über die Pflanze aufgenommen und durch den Bestandsabfall den O-Horizonten wieder zugeführt werden kann ist nicht untersucht.

Infolge des geringen Kenntnisstandes zum Wolfram in den Umweltmedien ist eine Bewertung der sächsischer Böden hinsichtlich der Gefährdungspfade recht schwierig. Zum anderen ist festzustellen, dass die räumliche W-Verteilung und die Hintergrundwerte der Ober- und Unterböden ([Tab. 4-19](#)) mit den bekannten Gesetzmäßigkeiten zur W-Verteilung in den Ausgangsgesteinen übereinstimmen bzw. erklärt werden können. Hinsichtlich der Anreicherung in den Oh-Horizonten besteht weiterer Untersuchungsbedarf.

4.20 Zink (Zn)

Zink ist ein für Pflanze, Tier und Mensch essentielles Spurenelement, welches jedoch bei sehr hohen Gehalten auf Pflanzen und Mikroorganismen toxisch wirken kann (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989).

Die Zn-Konzentration in der oberen kontinentalen Kruste beträgt 52 mg/kg (WEDEPOHL, 1995), kann aber in den unterschiedlichen Gesteinstypen stark schwanken. Die mittleren Zn-Gehalte (Median) der sächsischen Hauptgesteinstypen betragen 11 bis 140 mg/kg (KARDEL et al., 1996), der regionale Clarke des Erzgebirges liegt bei 79 mg/kg (PÄLCHEN et

al., 1987). Für unbelastete Böden gelten Zn-Gehalte von 10 bis 80 mg/kg als normal (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989). Zinkblende-führende polymetallische Lagerstätten können lokal zu zusätzlichen geogenen Zn-Anreicherungen in den Böden führen (vgl. Abb. 3-7). Anthropogene Zn-Einträge erfolgen vor allem durch die Eisen- und Buntmetallurgie bzw. durch Zn-verarbeitende Industrien (Zinkfarben, Legierungen, Galvanik) und durch Großfeuerungsanlagen. Im Bereich von Ballungsgebieten sind Zn-Anreicherungen relativ häufig zu beobachten.

Die regionale Verbreitung erhöhter Zn-Gehalte in den sächsischen Böden wird vor allem durch die geogene Prägung der Substrate verursacht. Aufgrund der erhöhten Zn-Gehalte der basischen Vulkanite (140 mg/kg), Phyllite, Amphibolite (110 mg/kg), Glimmerschiefer (100 mg/kg) und weiterer Hauptgesteinstypen im Erzgebirge/Vogtland (vgl. Tab. 3-1), sind gegenüber den Böden über Zn-armen Substraten (Löss, periglaziäre Sande, Lehme, 10 bis 50 mg/kg) Zn-Anreicherungen in den entsprechenden Verwitterungsböden über Festgestein feststellbar (Abb. 4.20-2). Besonders deutlich wird dies bei den Zn-Gehalten im Unterboden (Abb. 4.20-3), wo anthropogene Einträge über dem Luftpfad weitgehend unwirksam bleiben und die geogene Zn-Spezialisierung der Substrate in der räumlichen Verteilung voll zum tragen kommt. Geogene Zn-Anreicherungen durch polymetallische Lagerstätten treten vor allem im Freiburger Raum auf, kommen jedoch auch untergeordnet über Zn-führenden Mineralisationen (Zinkblende, ZnS) des Erzgebirges und des Vogtlandes vor.

Deutliche anthropogene Einträge in die Böden sind im Wirkungsbereich der Freiburger Bergbau- und Hüttenanlagen feststellbar, die jedoch meist auf die unmittelbare Nähe der Emittenten beschränkt bleiben. Ebenso sind die von MARQUARTDT et al. (1989) gemessenen immensen Zn-Belastungen durch das Stahlwerk Riesa in Höhe von 13 000 $\mu\text{g}/\text{kg} \cdot \text{d}$ (im Schwebstaub) durch das Bodenmessnetz Raster 4 km x 4 km nicht nachweisbar. Die Ursache liegt vermutlich im geochemischen Verhalten des Zn, welches bereits bei pH-Werten $< \text{pH } 6$ verstärkt in Lösung geht und durch Sickerwässer in größere Tiefen des Unterbodens verlagert bzw. über Oberflächenwässer ausgetragen wird.

Anthropogene Zn-Einträge in der Landwirtschaft sind durch Verwendung von Triplesuperphosphat (ca. 450 mg/kg), Phosphor-Kali und Stickstoff-Phosphordünger (bis ca. 200 mg/kg, WILCKE & DÖHLER, 1995) möglich.

Die Oh-Horizonte (Abb. 4.20-1) der organischen Auflage zeigen gegenüber den unterliegenden mineralischen Oberböden eine deutliche Anreicherung, obwohl aufgrund der niedrigen pH-Werte mit Zn-Austrägen bis zu 50 % zu rechnen ist (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989). Diese Anreicherung erscheint nur möglich, wenn die Immissionsraten, einschließlich des Zn aus dem Bestandsabfall, deutlich über den mobilisierten und verlagerten Anteilen liegt. Besonderheiten zeichnen sich bei basischen Substraten ab, wo die Zn-Gehalte im mineralischen Oberboden höher als im Oh-Horizont sind und vermutlich durch die geringfügig höheren pH-Werte gesteuert werden.

Die mittleren Zn-Gehalte in den Oh-Horizonten betragen 83 mg/kg und stimmen damit gut mit den mittleren Gehalten der BZE-Untersuchungen (SML, 1995) von 79 mg/kg überein. Der Vorsorgewert nach PRÜEB (1994) von 85 mg/kg (Tab. D 7) wird etwa von 20 % aller Oh-Proben überschritten, die vor allem im mittleren Erzgebirge, dem Erzgebirgsvorland und Nordostsachsen liegen. Kritische Zn-Konzentrationen $> 300 \text{ mg}/\text{kg}$ wurden nicht festgestellt.

Verstärkte Zn-Akkumulationen sind in den Auenböden des Muldensystems und der Elbe festzustellen. Aufgrund der höheren geogenen Grundgehalte und den Vorkommen polymetallischer Mineralisationen in ihren Wassereinzugsgebieten sind die Zn-Gehalte etwa doppelt so hoch als in den Auenböden in Ostsachsen.

Zu hohen Zn-Anreicherungen kommt es im Bereich von Ballungsräumen, so in den Stadtgebieten von Chemnitz, Dresden, Plauen und Leipzig, wo die Böden häufig anthropogene Beeinflussungen aufweisen (Stadtböden). Zusätzlich sind sie starken Immissionen ausgesetzt. Bei Messungen der Zn-Staubniederschläge durch Rastermessnetze wurden z. B. in Leipzig und Plauen Gehalte von über 1000 $\mu\text{g}/\text{kg} \cdot \text{d}$ festgestellt (LfUG, 1996).

Zink ist für die Wirkungspfade Boden \rightarrow Mensch und Boden \rightarrow Nutzpflanze nicht relevant. Auf Waldstandorten muss aufgrund der extremen Versauerung mit hohen Zn-Austrägen gerechnet werden (Schutzgut Oberflächen- und Grundwasser). Bei der Aufbringung von Klärschlämmen auf landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzte Flächen ist zu beachten, dass die Zn-Gehalte in mineralischen Oberböden über Festgestein z. T. Mediangehalte über 150 mg/kg besitzen (Tab. 4-20-1; Tab. D 6).

Die mobilen Zinkanteile stehen im unmittelbaren Zusammenhang mit dem pH-Wert und den Gesamtgehalten der Böden. Mit abnehmenden pH-Wert steigt der Gehalt an austauschbaren Zink stark an und beträgt bei pH 5 bis zu 30 %

(SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989). Demzufolge betragen die mobilen Zn-Gehalte in mineralischen Oberböden unter Forst ca. das 10fache gegenüber Ackerstandorten (Tab. 4.20-2).

Bei der Gefahrenbeurteilung des Wirkungspfades Boden → Pflanze spielen die Zn_{mob} -Gehalte, aufgrund der relativ geringen Phytotoxizität, nur eine untergeordnete Rolle. Für die ertragsbezogenen Wachstumsbeeinträchtigung wurde in der BBodSchV ein Prüfwert von 2 000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ festgelegt, der deutlich unter dem Prüfwert von Baden-Württemberg von 5 000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ bleibt (Tab. D 4) und der Ertragsminderung bei Zuckerrübenblättern, als empfindlichste Pflanzenart, geschuldet ist. Im Rahmen dieser Untersuchungen wurde der Prüfwert nach BBodSchV auf 18 Ackerstandorten und 72 Grünlandstandorten überschritten

Die flächenhafte Verteilung der mobilen Zinkanteile in den mineralischen Oberböden wird im wesentlichen durch die Nutzung und damit durch den pH-Wert bestimmt (Abb. 4.20-4). Auch über den relativ Zn-armen Substraten der periglaziären sandigen Decksedimente und glazigenen Ablagerungen, werden in den Oberböden unter Forst z. T. Zn_{mob} -Gehalte wie in den Verwitterungsböden mit Zn-reichen Substraten des Erzgebirges und Vogtlandes erreicht. Infolge der zunehmenden Versauerung unserer Wälder sind vor allem in den Kammlagen sehr hohe mobile Zn-Gehalte anzutreffen.

Besondere Beachtung verdienen hinsichtlich einer Zn-Belastung die Auenböden, insbesondere dann, wenn sich im Einzugsgebiet der Vorfluter Bergbaustandorte mit polymetallischen Vererzungen befinden. So wurden im Rahmen dieser Arbeiten nördlich Freiberg Zn_{mob} -Gehalte von 150 000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ als Maximalwert gemessen. BEUGE & ULIQUE (1997) fanden bei den systematischen Auenuntersuchungen in Auenböden der Freiburger Mulde bis zu 70 000 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Auenböden ohne direkten Nachweis bergbaulicher Tätigkeit auf Buntmetalle im Einzugsgebiet weisen noch bis zu 10 000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ auf (Schwarze Elster, Neiße). Wie schon bei anderen Spurenelementen beobachtet, scheinen in Auensedimenten trotz mittlerer pH-Werte noch andere Faktoren die Zn-Mobilität zu beeinflussen. Untersuchungen mittels sequentieller Extraktion zeigten, dass hohe Zn-Anteile an Fe- und Mn-Oxide gebunden sind und wahrscheinlich verhältnismäßig leicht zu mobilisieren sind (BEUGE & ULIQUE, 1997).

Aufgrund der hohen Zn-Mobilität bei niedrigen pH-Werten erlangt der Schutz der Grund- und Oberflächenwässer zunehmende Bedeutung.

4.21 Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK nach EPA¹)

Die polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe gehören zu den organischen Schadstoffen, die ubiquitär in den Umweltmedien Luft, Boden und in Gewässern vorkommen. Ihre natürlichen Quellen sind Wald- und Steppenbrände sowie der Vulkanismus. Diese Mengen sind jedoch nahezu vernachlässigbar gegenüber dem Anteil, der durch anthropogene Prozesse entsteht, wie der Energieerzeugung durch Kohle, Erdöl, Abfall, Holz sowie der Verbrennung von Kraftstoffen. Durch ihr hohes Adsorptionsvermögen und ihre geringe natürliche Abbaubarkeit reichern sie sich im Boden und in den Sedimenten der Vorfluter an. Die mutagene und cancerogene Wirkung von PAK ist durch eine Vielzahl von Tierversuchen belegt. Auf der Grundlage der gegenwärtigen Immissionsbelastung liegt das durch PAK verursachte Krebsrisiko für den Menschen noch deutlich über dem der Cancerogene Asbest, Arsen, Cadmium und der Dioxine/Furane (GRAS et al., 1996). Zur Gefährdungsabschätzung wird häufig das toxikologisch besonders relevante Benzo(a)pyren herangezogen (Abb. 4.21-1 bis Abb. 4.21-4).

Die Untersuchung der PAK erfolgte am selben Probematerial wie die Analytik der anorganischen Komponenten, d. h. die Ergebnisse sind horizontbezogen zu interpretieren und mit tiefenstufenbezogenen Analysen nicht unmittelbar vergleichbar. Die Gehaltsangaben sind auch hier massespezifisch.

Die PAK- und B(a)P-Gehalte in der organischen Auflage (Oh-Horizont) bewegen sich insgesamt auf einem relativ niedrigen Niveau. Der PAK-Vorsorgewert von 10 mg/kg (Tab. D 3) wird von 4 Proben, der B(a)P-Vorsorgewert von 1 mg/kg nur von zwei Proben überschritten. Beachtenswert ist der PAK-Höchstgehalt von 65 mg/kg nordwestlich Torgau, der vermutlich mit dem militärischen Altlastenbereich von Torgau-Elsnig in unmittelbarem Zusammenhang steht. Der B(a)P-Gehalt beträgt am selben Standort 5,7 mg/kg .

¹ 16 Einzelstoffe, die von der amerikanischen Umweltbehörde (EPA) 1976 für Überwachungsuntersuchungen festgelegt wurden: Naphthalin, Acenaphthylen, Acenaphthen, Fluoren, Phenantren, Anthracen, Fluoranthen, Pyren, Benzo(a)anthracen, Chrysen, Benzo(b)- und Benzo(k)fluoranthen, Benzo(a)pyren, Indeno(1,2,3-c,d)pyren, Dibenz(a,h)anthracen, Benzo(g, h, i) perylen.

Auch die großflächige Belastung der mineralischen Oberböden ist relativ gering. Der PAK-Vorsorgewert (3 mg/kg) wird an 2,1 %, der B(a)P-Vorsorgewert (0,3 mg/kg) an 1,5 % der Probenahmestandorte überschritten. Die höchsten PAK- und B(a)P-Gehalte treten in den Ballungszentren Dresden, Chemnitz und Leipzig auf und werden mit hoher Wahrscheinlichkeit durch die Emissionen der Großfeuerungsanlagen, der metallverarbeitenden Industrie und dem Kfz-Verkehr verursacht (vgl. SCHULTE, 1996). Diese Böden sind größtenteils anthropogen beeinflusst bzw. stellen Aufschüttungen dar (Stadtböden), so dass die Ursachen in dem vorliegenden Aufnahmemaßstab nicht definitiv zu benennen sind. Möglicherweise spielen auch größere Brände infolge des 2. Weltkrieges eine Rolle.

Da die organischen Schadstoffe im wesentlichen anthropogenen Ursprungs sind, erfolgte eine Berechnung der Hintergrundwerte auf der Basis der Siedlungsstruktur und der Nutzung (vgl. [Abb. 3-9](#), [Tab. 4-21](#)). Dabei sind die Mediangehalte der PAK und des B(a)P in mineralischen Oberböden bei allen Nutzungsarten in den Verdichtungsgebieten am höchsten und im ländlichen Raum am niedrigsten. Die Unterschiede zwischen den Randzonen der Verdichtungsräume und den Gebieten mit Verdichtungsansätzen im ländlichen Raum sind nur gering. Unter den Nutzungsarten sind die höheren Gehalte meist unter Grünland, die niedrigsten unter Forst anzutreffen.

Gegenüber den mineralischen Oberböden werden die PAK in der organischen Auflage unter Forst stark angereichert. Die Ursache dafür liegt einerseits im Auskämmeffekt der Wälder, zum anderen stellt die organische Auflage durch ihre hohe Sorptionskapazität eine geochemische Barriere dar (HARTMANN, 1995), welche die PAK akkumuliert und somit einer tiefergehenden Verlagerung in den mineralischen Oberboden entgegenwirkt.

Bei den PAK- und den B(a)P-Gehalten in den Oh-Horizonten tritt der bei den mineralischen Oberböden offensichtliche Zusammenhang, hohe Bevölkerungs- und Industriedichte - hohe Schadstoffgehalte, nicht immer auf. Vermutlich liegt die Ursache an den relativ niedrigen Stichprobenzahlen für die Siedlungsstrukturen Nr. 2 bis 4 (vgl. [Tab. 4-21](#)). Eine plausible Erklärung dafür, dass die höchsten Gehalte in den Gebieten des ländlichen Raumes mit Verdichtungsansätzen liegen, kann zumindest nicht immer erbracht werden. Auffällig ist jedoch, dass die höchsten PAK-Gehalte im Schwebstaub (vgl. [Tab. D 10](#)) in Görlitz gemessen wurden, welches dieser Gebietskategorie angehört (LfUG, 1996, 1997). Die niedrigsten Gehalte wurden jedoch auch hier in den Oh-Horizonten des ländlichen Raums bestimmt.

4.22 Organischer Kohlenstoff (C_{org})

Der Gehalt an organischem Kohlenstoff gibt als Analysenwert Auskunft zum Gehalt an organischer Substanz bzw. Humusgehalt. Die organische Substanz kann näherungsweise berechnet werden, indem mit Faktor 1,72 multipliziert wird. Bei Torfen und Auflagehumus (in der Regel Oh-Horizont) wird Faktor 2 verwendet (AG BODEN, 1994). In Abhängigkeit von den Standortbedingungen (Niederschlag, Vegetation, Höhenlage usw.) und der Bewirtschaftung ergeben sich für die einzelnen Böden bzw. Standorte spezifische Humusgehalte.

Analog zum pH-Wert kommt dem C_{org} -Gehalt hinsichtlich der Bindung bzw. der Freisetzung und Verfügbarkeit von Schwermetallen eine besondere Bedeutung zu. Vor allem die Löslichkeit von Fe und Al sowie der Schwermetalle Hg, Cd, Pb, Cu, Zn u. a. kann durch Bildung metallorganischer Komplexe beträchtlich erhöht werden. Damit beeinflussen die organischen Komplexbildner die Mineralverwitterung, die Verlagerung von Metallen im Boden sowie die Versorgung der Pflanzen mit Mikronährstoffen und mit potentiell toxischen Schwermetallen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989).

Die C_{org} -Gehalte der Oh-Horizonte ([Tab. 4-22](#), [Abb. 4.22-1](#)) schwanken zwischen den einzelnen Probenahmepunkten erheblich und widerspiegeln den hohen Einfluss der lokalen Standortbedingungen. Die Mächtigkeiten sind z. T. sehr gering, so dass eine exakte horizontbezogene Beprobung nicht immer möglich war. Daraus resultiert auch, dass teilweise mineralischer Oberboden mit entnommen wurde, was in niedrigen C_{org} -Gehalten (< 15 %) und beispielweise ansteigenden Al-, Na- und K-Gehalten zum Ausdruck kommt.

Die große Bedeutung der organischen Substanz für die Schwermetallführung zeigen die Ergebnisse der Faktoranalyse, die im Faktor Pb-As-Bi-Mo-U- C_{org} , mit einem relativ hohen Anteil an der Gesamtvariation, zum Ausdruck kommt ([Tab. D 12](#)). Gegenüber den Ergebnissen der Faktoranalyse für mineralische Oberböden/Unterböden dominiert hier eine vorwiegend anthropogene Elementassoziation.

Bei den Oberbodenhorizonten (Abb. 4.22-2) sind die C_{org} -Gehalte deutlich nach der Nutzungsart differenziert. Die Gehalte unter Forst und Grünland sind nahezu doppelt so hoch wie in den Oberböden bei einer Ackernutzung. Davon abweichend besitzen die Forststandorte auf Fluvisand niedrige Gehalte unter 1 %. Die höchsten Gehalte treten im Erzgebirge/Vogtland auf, wo entsprechend den Standortbedingungen eine stärkere Akkumulation organischer Substanz (und geringere Umsetzung) gegenüber den nordsächsischen Gebieten erfolgt (vgl. Abb. 3-4, Abb. 3-5).

Nach den Ergebnissen der Faktoranalyse sind über einigen Substraten Elementassoziationen von Pb, As und Hg mit C_{org} feststellbar. Von den mobilen Elementanteilen ist es besonders As, dass mit C_{org} assoziiert ist. In den Oberböden aus Substraten mit überwiegend geogenen As- und Pb-Anreicherungen (vgl. Tab. D 13, LBG 2 bis 4) ist die Bindung an die organische Substanz weniger ausgeprägt, was vermutlich in den unterschiedlichen Bindungsformen gegenüber anthropogen eingetragenen As und Pb begründet ist.

Mit zunehmender Tiefe nehmen die C_{org} -Gehalte rasch ab und erreichen in den oberen Teilen der Unterbodenhorizonte im Mittel ca. 30 % der Gehalte vom mineralischen Oberboden (Abb. 4.22-3). Die höchsten Gehalte treten dabei unter Forst in den oberen Lagen/Kammlagen des Erzgebirges auf.

Nach den Ergebnissen der Faktoranalyse (Tab. D 14) nimmt mit den sinkenden Gesamtgehalten der Einfluss von C_{org} auf die Bindung von Schwermetallen nicht ab. In fast allen Substraten treten Elementassoziationen mit Pb und Hg (As) auf.

4.23 Aluminium (Al)

Die Aluminiumgehalte, wie auch die nachfolgend beschriebenen Haupt- bzw. Nährstoffelemente, werden in den mineralischen Oberböden und den Unterbodenhorizonten im wesentlichen durch die chemisch-mineralogische Zusammensetzung der Gesteine des geologischen Untergrunds, durch die Pedogenese und die Nutzung bestimmt.

Aufgrund des hohen Anteils organischer Substanz in der organischen Auflage (Abb. 4.23-1) sind die Al-Gehalte in den Oh-Horizonte sehr niedrig. Etwas erhöhte Al-Gehalte treten nur dort auf, wo relativ niedrige C_{org} -Gehalte bestimmt wurden. Hier liegen höchstwahrscheinlich Probenahmefehler vor, indem bei den sehr geringen Mächtigkeiten der Oh-Horizonte die obersten Bereiche des Ah-Horizontes in die Oh-Probe mit eingingen.

Die mineralischen Oberböden und die Unterböden (Abb. 4.23-2, Abb. 4.23-3) weisen eine nahezu analoge Al-Verteilung auf, wobei die etwas höheren Gehalte im Unterboden den verstärkten Einfluss der Substrate widerspiegeln. Die Verwitterungsböden über Phyllit, Glimmerschiefer und Tonschiefer besitzen dabei (wie die Ausgangsgesteine, vgl. Tab. 3-2) die höchsten Al-Gehalte und heben sich von den Verwitterungsböden über Paragneisen und Magmatiten deutlich ab. Böden über Löss und Sandlöss weisen mittlere Gehalte, Böden aus sandigen Ablagerungen die niedrigsten Gehalte auf (Tab. 4-23).

Während Al für den Wirkungspfad Boden → Mensch (direkter Übergang) keine Rolle spielt, gewinnt es für die Gefährdungspfade Boden → Pflanze zunehmend an Bedeutung. Besonders auf Waldstandorten werden infolge der extrem niedrigen pH-Werte Alumosilikate (u. a. Feldspäte, Glimmer), sekundäre Tonminerale und Al-Hydroxo-Komplexe durch die Säurepufferung aufgelöst und Al^{3+} -Ionen in die Bodenlösung abgegeben (vgl. Kap. 4.1). Dies kann zu Al^{3+} -Konzentrationen führen, die auch für säuretolerante Vegetationsformen (z. B. Nadelholzbestockungen) ökophysiologisch wirksam bis toxisch sind. Die damit einhergehende Abnahme der effektiven Kationenaustauschkapazität führt in der Regel zu einer weiteren Verminderung der Pufferkapazität der Böden unter Forst (SML, 1995).

Für den Wirkungspfad Boden → Sickerwasser → Grundwasser führt die erhöhte Freisetzung der Al^{3+} -Ionen zu einer zunehmenden Gefährdung unserer Trinkwässer. Während in den vergangenen Jahren der Wald, aufgrund seiner enormen Interzeptionsdeposition, stets als „Senke“ für luftgetragene Schadstoffe galt, gewinnt er in letzter Zeit immer mehr als „Quelle“ von Schadstoffen an Bedeutung, die im wesentlichen durch die ständig fortschreitende Versauerung der Böden hervorgerufen wird.

4.24 Calcium (Ca)

Calcium ist ein für Pflanze, Tier und Mensch essentielles Element. In der Land- und Forstwirtschaft wird es seit langem als Kalk zur Steuerung der Bodenreaktion eingesetzt, so dass die Ca-Verteilung in den organischen Auflagen und in den mineralischen Oberböden der landwirtschaftlichen Nutzflächen im wesentlichen durch die Düngung geprägt ist. Neben der Erhaltung eines optimalen pH-Wertes für das Pflanzenwachstum können durch unsachgemäße Kalkung einige Spurenelemente so stark festgelegt werden, dass es zu Mangelsituationen z. B. von Mn, Fe, Zn und B kommen kann. Andererseits kann ein Absinken des pH-Wertes im Boden zur verstärkten Freisetzung (Mobilisierung) von Schwermetallen führen, die sich unter Umständen negativ auf die Wirkungspfade Boden \Rightarrow Pflanze und Boden \Rightarrow Sickerwasser (Grundwasser) im Sinne einer schädlichen Bodenbelastung auswirken können.

Bei den untersuchten Bodenhorizonten unter Forst besitzen die Oh-Horizonte (Abb. 4.24-1) gegenüber den mineralischen Oberbodenhorizonten basenarmer Substrate die höheren Ca-Gehalte (Tab. 4-24). Sie sind das Ergebnis von Bodenschutzkalkungen, welche der zunehmenden Bodenversauerung entgegenwirken und die Nährstoffelementversorgung sowie das Puffervermögen erhalten soll. Die Aufwandmengen betragen 3,3 bis 4,4 t/ha und sind an der Höhenstufengliederung der forstwirtschaftlichen Standortserkundung ausgerichtet. Die Kalkungen werden alle 6 bis 10 Jahre durchgeführt (SML, 1995).

Die höchsten Gehalte treten in den Oh-Horizonten der aufgeforsteten Kippböden der Folgelandschaften des Braunkohlenbergbaus auf, die zum einen durch eine verstärkte Düngung, zum anderen vermutlich durch die Emissionen bei der Braunkohlenverbrennung verursacht werden. In den Oh-Horizonten natürlicher Böden treten die mit Abstand höchsten Ca-Gehalte über basenreichen Substraten (Diabase, Metabasite) auf.

Die Ca-Verteilung in den mineralischen Oberböden (Abb. 4.24-2) wird im wesentlichen durch die Nutzung und die Ca-Gehalte der Substrate bestimmt (vgl. Tab. 3-2). Generell besitzen die landwirtschaftlich genutzten Böden die höchsten Ca-Gehalte, wobei sich aber trotz der Kalkung die chemischen Verhältnisse der Substrate immer wieder durchpausen (vgl. Tab. 4-24). Bei mineralischen Oberböden unter Forst führt die Zufuhr von Säuren über die Atmosphäre zur Auswaschung von Ca-Ionen.

In der Ca-Verteilung der Unterbodenhorizonte (Abb. 4.24-3) kommt in verstärktem Maße der Einfluss der Substrate zum Ausdruck. Den Höchstgehalten der Verwitterungsböden über basischen Magmatiten (Diabas, Amphibolit) stehen extrem niedrige Gehalte über Sanden, Sandsteinen, sauren Vulkaniten und Phylliten gegenüber.

Bemerkenswert hoch sind die Ca-Gehalte der Unterbodenhorizonte der Schwarzerden, deren mittlerer Gehalt über den Ca-Gehalt der Oberböden liegt, was auf eine Entkalkung des Lösses zurückzuführen ist.

4.25 Eisen (Fe)

Eisen ist ein für Pflanze, Tier und Mensch essentielles Element, welches in Spuren von allen Lebewesen benötigt wird. Unter aeroben Bedingungen sind Fe(III)-Oxide kaum pflanzenverfügbar. Bei der Verwitterung können die frei werdenden Fe-Verbindungen in Form von sekundären Fe-Mineralen ausgefällt werden. Infolge der geringen Löslichkeit aller Fe(III)-Oxide ist die Fe-Konzentration der Bodenlösung äußerst gering. Bei pH-Werten $>3,5$ liegen in der Lösung fast ausschließlich organische Fe-Komplexe vor, bei pH-Werten $<3,5$ treten neben Fe(II)-Komplexen auch anorganische Fe(III)-Verbindungen in der Bodenlösung auf (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989).

In den Oh-Horizonten treten mit 1,5 % (Abb. 4.25-1) die niedrigsten Fe-Gehalte auf. Wie z. T. bei den anderen Hauptelementen beschrieben, sind auch hier durch Beimengungen von Oberbodenmaterial lokal erhöhte Gehalte feststellbar (z. B. westlich Altenberg). Für die erhöhten Gehalte in Nordostsachsen (Hoyerswerda) muss dagegen ein relativ hoher Eintrag durch die Kohlenverbrennungsanlagen angenommen werden, da die Fe-Gehalte im Ober- und Unterboden sehr viel niedriger sind (Abb. 4.25-2).

Im mineralischen Oberboden, und noch deutlicher im Unterboden (Abb. 4.25-3), werden die Fe-Gehalte von den Substraten der Bodenbildung geprägt (vgl. Tab. 3-2), was in den etwas höheren Gehalten der Unterbodenhorizonte über Fe-reichen Substraten zum Ausdruck kommt. In den Verwitterungsböden über Festgesteinen treten flächenhaft hohe Fe-

Gehalte vor allem über den Diabasen, Tonschiefern, Phylliten und Glimmerschiefern sowie punktförmig über den kleinflächigen Basaltoiden und den Amphiboliten auf. Niedrige Gehalte sind für die Böden über Sandstein, Rhyolith, Granit und den Metagranitoiden/Metarhyolithoiden charakteristisch. Böden aus Löss und Sandlöss besitzen mittlere Fe-Gehalte, Böden aus periglaziären sandigen Decksedimenten weisen die niedrigsten Fe-Gehalte auf (Tab. 4-25).

Gegenüber den mineralischen Oberböden von Acker- und Grünlandstandorten zeigen die Oberböden unter Forst eine auffällige Fe-Abreicherung. Im Al-Fe-Pufferbereich (pH 3,8 bis 3,2) und im Fe-Pufferbereich (pH <3,2) erfolgt die Säurepufferung durch Auflösung von Fe-Hydroxiden bzw. Fe-Oxiden, wobei es zu Verlagerung von Fe mit den markanten Farbänderungen im Oberboden kommt, die als Podsolierung bekannt ist. In jüngster Zeit wird auch von einer anthropogenen Podsolierung gesprochen, die durch die zunehmende Versauerung der Niederschläge hervorgerufen wird.

In Abhängigkeit vom Einzugsgebiet der Vorfluter weisen die Auenböden der Elbe und Mulde, gegenüber den Auenböden der Lausitz, wesentlich höhere Fe-Gehalte auf.

4.26 Kalium (K)

Für die Bewertung der Nährstoffausstattung der Böden in der Land- und Forstwirtschaft nimmt das Kalium eine zentrale Position ein. Für die K-Aufnahme durch die Pflanze ist der verfügbare K-Anteil von entscheidender Bedeutung, der u. a. mittels Calcium- und Doppellactatextraktionen bestimmt wird. Über die Darstellung der K-Totalgehalte soll ein genereller Überblick über die K-Ausstattung der einzelnen Böden gegeben werden. Auch wenn sich ein Gleichgewicht zwischen dem im Gitter von Silikaten gebundenen K (Kalifeldspat, Glimmer u. a.) und dem austauschbaren Kalium nur sehr träge einstellt, erfolgt bei der silicatischen Verwitterung eine Freisetzung und Verfügbarmachung dieses Pflanzennährstoffs.

Gegenüber den mineralischen Böden ist K in der organischen Auflage (Abb. 4.26-1) in sehr viel niedrigeren Gehalten vertreten. Erhöhte Einzelwerte, bei gleichzeitig deutlich niedrigen C_{org} -Gehalten, deuten auf Beimengungen von mineralischen Anteilen hin. Bei den Verwitterungsböden besitzen vor allem die Oh-Horizonte über Sandstein extrem niedrige (Median-) Gehalte.

Die K-Verteilung in den mineralischen Oberböden und Unterböden ist nahezu identisch (Abb. 4.26-2, Abb. 4.26-3). Die Unterböden weisen dabei, aufgrund des engeren Substratbezugs, etwas höhere K-Gehalte auf (vgl. Tab. 4-26). Entsprechend den K-Gehalten der Ausgangsgesteine der Bodenbildung besitzen die Braunerde-Podsole und Gleye über Fluvialsand sowie die Podsole und Braunerde-Podsole über Sandstein über alle Nutzungsarten die niedrigsten Gehalte. Besonders hohe K-Gehalte sind in den Braunerde-Podsolen über Granit/Metagranit, Braunerden/Podsol-Braunerden über mäßig basenreichen Festgesteinen (z. B. Paragneis) bzw. basenarmen Festgesteinen (z. B. Phyllit) festzustellen. Ranker und Braunerden über basenreichen Festgesteinen (z. B. Diabas) weisen dagegen deutlich niedrigere Gehalte auf.

Die landwirtschaftlich genutzten Böden besitzen im Ober- und Unterboden ähnliche K-Gehalte. Die mineralischen Oberböden unter Forst zeichnen sich gegenüber den Oberböden unter Acker und Grünland z. T. durch deutlich niedrigere K-Gehalte aus (Tab. 4-26). Dies beruht auf der verstärkten Auswaschung von K auf den Forststandorten. Selbst im Unterboden (wo die Beprobungstiefe etwa 40 bis 60 cm betrug), liegen die K-Gehalte noch unter den Gehalten der Acker- und Grünlandstandorte. Dies ist ein deutlicher Hinweis dafür, dass der Verlagerungsprozess von Nährstoffen nicht nur auf die oberflächennahen Bereiche beschränkt, sondern bereits in größere Tiefen fortgeschritten ist.

Die Auenböden werden in ihren K-Gehalten deutlich von petrogeochemischen Verhältnissen der Einzugsgebiete ihrer Vorfluter geprägt - niedrige Gehalte in den Auenböden der Lausitz, höhere Gehalte in der Elbaue und den Muldenauen.

Neben Uran und Thorium spielt bei der terrestrischen Strahlung der K-Gehalt eine wesentliche Rolle. 1 % natürliches Kalium besitzt eine spezifische Aktivität von 311,7 Bq/kg ohne Berücksichtigung der Folgeprodukte (vgl. auch Kap. 4.15 Th, 4.17 U).

4.27 Magnesium (Mg)

Magnesium stellt sowohl in der Landwirtschaft für den Nahrungs- und Futtermittelanbau, als auch in der Forstwirtschaft für eine optimale Entwicklung der Baumbestände, ein wichtiges Nährstoffelement dar. Obwohl die Einschätzung der Mg-Versorgung der mineralischen Bodenhorizonte auf der Ermittlung des austauschbaren bzw. pflanzenverfügbaren Elementanteils basiert (in der Humusaufgabe über den Gesamtgehalt), können anhand der vorliegenden Totalgehalte einige generelle Aussagen dazu getroffen werden. In der Regel steigt der Gehalt an austauschbarem Mg mit zunehmenden Ton- und Schluffgehalt an.

Die Mg-Gehalte in den Oh-Horizonten bewegen sich allgemein auf einem relativ niedrigen Niveau von 0,10 bis 0,20 Masse-% (Abb. 4.27-1). Erhöhte Gehalte werden auch hier vermutlich durch Beimengungen von Anteilen des mineralischen Oberbodens verursacht. Bemerkenswert ist die Tatsache, dass die Mg-Gehalte der Oh-Horizonte der Böden über periglaziären sandigen Decksedimenten (Tab. 4-27, LBG 14 bis 17) höhere Mg-Gehalte als die mineralischen Oberböden besitzen. Sie werden wahrscheinlich durch die Düngung mit magnesiumreichen Kalken verursacht. Die sandigen Substrate und Sandsteine besitzen die mit Abstand niedrigsten Mg-Gehalte (0,04 %, vgl. Tab. 3-2).

Flächenhaft erhöhte Mg-Gehalte treten im mineralischen Oberboden (Abb. 4.27-2) ausschließlich in Verwitterungsböden über basenreichem Festgestein auf. Besonders deutlich wird dies vor allem bei den Diabasen des Vogtlandes und den Metabasiteinschaltungen in den Phylliten von Hermsdorf - Rehefeld (westlich Altenberg). Die Serpentine, die die höchsten Mg-Gehalte besitzen, die Gabbros und die tertiären Basalte kommen auf Grund ihres kleinflächigen Auftretens im Kartenbild weniger zum Ausdruck. Die mineralischen Oberböden über Glimmerschiefer, Phyllit, Tonschiefer, Paragneis und Granodiorit sind durch die schwach erhöhten Gehalte ihrer Substrate geprägt und liegen noch über dem Mediangehalt aller untersuchten Proben. Über basenarmen Festgesteinen (Granit, Rhyolith), Sandstein und den Böden aus periglaziären sandigen Decksedimenten sind die Mg-Gehalte am niedrigsten. Die Mg-Gehalte der Auensedimente widerspiegeln die petrochemischen Verhältnisse der Gesteine ihrer Einzugsgebiete.

Die Berechnungen der substrat- und nutzungsbezogenen Hintergrundwerte zeigen, dass die mineralischen Oberböden unter Forst gegenüber den Oberböden mit landwirtschaftlicher Nutzung an Mg verarmt sind (Tab. 4-27). Durch die sehr niedrigen pH-Werte findet ein erheblicher Verlust an Mg (total) statt. Die extrem niedrigen Mg-Gehalte der Böden über sandigen Substraten (einschließlich Sandsteinverwitterungsböden) korrespondieren mit den Ergebnissen der bundesweiten Bodenzustandserhebungen im Wald, die über den genannten Substraten die niedrigsten verfügbaren Mg-Gehalte feststellen (BMELF, 1997).

Die Unterbodenhorizonte (Abb. 4.27-3) zeigen im Prinzip das gleiche Mg-Verteilungsmuster wie die mineralischen Oberböden, jedoch mit der Tendenz leicht höherer Mg-Gehalte. Bei Böden über sandigen Substraten (Tab. 4-27, LBG 14 bis 17) ist dagegen teilweise ein Abfall der Mg-Gehalte im Unterboden festzustellen.

4.28 Natrium (Na)

Für Tier und Mensch ist Natrium ein essentielles Element, nicht aber für Pflanzen. Für manche Pflanzenarten ist es jedoch ein nützliches Element, weil es das Wachstum fördert. Weidegräser sollten im Sinne einer optimalen Tierernährung einen Na-Gehalt von 0,2 % aufweisen. Eine Na-Zufuhr erfolgt im wesentlichen über die Düngung der Böden mit Kalisalzen. In Böden humider Gebiete liegt Na überwiegend als Silkat vor (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989).

In den Oh-Horizonten treten aufgrund des hohen Anteils von organischem Material sehr niedrige Na-Gehalte auf (Abb. 4.28-1). Bei Gehalten $>0,5$ % ist mit Beimengungen von Oberbodenmaterial bei der Beprobung der Oh-Horizonte zu rechnen. In den Böden aus periglaziären sandigen Sedimenten sind die Na-Gehalte nahezu in allen beprobten Bodenhorizonten konstant und auf sehr niedrigem Niveau. Die relativ hohen Gehalte westlich von Görlitz sind vermutlich das Ergebnis erhöhter Einträge über den Luftpfad. Nach dem Immissionsbericht des LfUG (1997), wurde an der Station Görlitz die höchste Na^+ -Deposition im Freistaat Sachsen gemessen (Tab. D 11).

Im mineralischen Oberboden und in den Unterbodenhorizonten werden die Na-Gehalte im wesentlichen durch die mineralogische Zusammensetzung der Substrate der Bodenbildung geprägt (Abb. 4.28-2, Abb. 4.28-3). Hohe Gehalte sind vor allem für Verwitterungsböden über sauren magmatischen Gesteinen und den Paragneisen anzutreffen (Tab. 3-2).

Na-reiche Substrate, wie z. B. die Phonolithe der Lausitz und des Erzgebirges, treten im Kartenbild nur vereinzelt in Erscheinung, da diese aufgrund der kleinflächigen Verbreitung und des 4 km x 4 km Rasters nur selten beprobt wurden.

Na-Gehalte mittlerer Konzentration treten in Böden über den Substraten Löss und Sandlöss auf, während über Ton-schiefer, Phyllit, Rotliegendensedimenten und vor allem über sandigen Substraten (und Sandstein) niedrige Gehalte charakteristisch sind.

Bei Betrachtung der substrat- und nutzungsspezifischen Hintergrundwerte wird deutlich, dass mineralische Oberböden unter Forst, gegenüber Oberböden unter Acker- und Grünlandnutzung, häufig geringere Na-Gehalte aufweisen. Ausnahmen bilden Verwitterungsböden über basenreichem Festgestein (Diabase u. a.), wo vermutlich infolge der geringfügig höheren pH-Werte ausgewaschenes Na aus der organischen Auflage im Oberboden fixiert wird (Tab. 4-28).

4.29 Phosphor (P)

Phosphor ist ein für Pflanzen, Tiere und Menschen essentielles Element. In der Landwirtschaft wird Phosphor seit langem zur Erhöhung der Erträge eingesetzt, so dass die P-Verteilung in den mineralischen Oberböden der landwirtschaftlichen Nutzflächen im wesentlichen durch die Düngung geprägt ist. Obwohl die P-Bodenuntersuchungen auf verschiedene Extraktionsverfahren ausgerichtet ist (Laktatauszug, wasserlösliche Anteile u. a.), soll mit den hier angeführten P-Gesamtgehalten ein Überblick zur P-Verteilung in den Bodenhorizonten gegeben werden. Aus umweltgeochemischer Sicht ist hervorzuheben, dass eine erhöhte P-Versorgung der Böden zu einer Festlegung von Spurenelementen führen kann (indizierte Mangelsituationen von z. B. Fe, Zn, Mn; EIKMANN et al., 1991).

Der P-Clarke der Gesteine der oberen kontinentalen Kruste beträgt nach WEDEPOHL (1995) 0,06 % (= 600 mg/kg). Die Gehalte der Hauptgesteinstypen in Sachsen schwanken zwischen 0,004 % (Sandsteine) und 0,27 % (tertiäre Basaltoide, vgl. Tab. 3-2). In F- und P-reichen Gliedern der Granite des Jüngeren Intrusivkomplexes werden P-Gehalte bis 0,35 % erreicht. Anorganischer Phosphor liegt überwiegend als Calcium-, Eisen- und Aluminiumphosphat vor, welche schwer löslich sind. Organischer Phosphor wird durch die Mineralisierung der organischen Substanz dem Boden zugefügt. Der Abbau größerer Mengen organischer Substanz stellt eine ergiebige P-Quelle dar.

Die Oh-Horizonte der organischen Auflagen (Abb. 4.29-1) enthalten durchschnittlich 0,09 % P, wobei die höchsten Gehalte (0,17 %) über den P-reichen Substraten der basischen Magmatite und Metamorphite erreicht werden (vogtländische Diabase, osterzgebirgische Amphibolite). Die niedrigsten P-Gehalte treten in den Oh-Horizonten über periglaziären Sanden auf.

Die P-Verteilung im mineralischen Oberboden (Abb. 4.29-2) wird durch die Nutzung bestimmt, insbesondere durch die P-Düngung der landwirtschaftlichen Nutzflächen. Vor allem auf Ackerstandorten der Verwitterungsböden über Festgesteinen und im Übergangsbereich zu Böden über Löss/Sandlöss, kommt es dabei zu relativ hohen P-Anreicherungen (z. B. nördlich Freiberg, Erzgebirgsnordrand, Vogtland), die vermutlich durch verstärkte Düngergaben hervorgerufen werden. Geogen verursachte hohe P-Gehalte sind nur schwer zu identifizieren, liegen aber wahrscheinlich u. a. über den Diabasen des Vogtlandes und südlich Zwickau vor (bei Ackernutzung anthropogene/geogene Mischformen). Die hohen P-Gehalte der Auenböden von Mulde, Elbe und anderer Vorfluter werden sowohl durch P-Auswaschungen der Böden als auch durch kommunale Abwässer verursacht.

Die P-Gehalte gehen im Unterboden deutlich zurück, so dass die geogene Komponente der Substrate mehr zum tragen kommt (erhöhte Gehalte über Diabasen, Basalten, Monzonitoiden, Abb. 4.29-3). Es ist jedoch nicht auszuschließen, dass P in Gebieten mit hohen P-Düngergaben, trotz der geringen Phosphatverlagerung im Boden, bis in den Unterbodenbereich gelangen kann.

5 Zusammenfassende Bewertung der Untersuchungsergebnisse

5.1 Verbreitung und Ursachen großflächiger Bodenbelastungen

Die Ergebnisse der Rasteraufnahmen gestatten erstmals einen landesweiten Überblick über die Gehalte an anorganischen Stoffen und von PAK in sächsischen Böden unabhängig von ihrer Nutzung, auf einer nach Probenahme und Analytik einheitlichen methodischen Grundlage. Mit der flächendeckenden stofflichen Aufnahme im Raster 4 km x 4 km ist es gelungen, Gebiete mit stofflichen Bodenbelastungen nachzuweisen, und entsprechend dem Aufnahmemaßstab (1 : 400 000) abzugrenzen. Die Untersuchungsergebnisse zu den mobilen Elementanteilen von Cd, Pb und Tl im mineralischen Oberboden ermöglichen eine erste landesweite Bewertung des Gefährdungspfades Boden → (Nutz-) Pflanze nach BBodSchV.

Für fast alle Gebiete mit anomal hohen Schwermetallgehalten konnten die geogenen und anthropogene Quellen ermittelt werden, soweit der Aufnahmemaßstab dies gestattet.

Für die Beurteilung möglicher Gefährdungspfade kommt den Elementen **As, Cd, Pb** besondere Bedeutung zu. Vor allem in Böden über Festgestein verursachen die polymetallischen und die Zinn-Wolfram-Mineralisationen des Erzgebirges beachtliche geogene Elementanreicherungen. Insbesondere beim Element Arsen, ist gegenüber den Untersuchungsergebnissen der anderen Länder der Bundesrepublik Deutschland, ein relativ hohes Gehaltsniveau festzustellen. Zusätzliche Stoffeinträge durch Blei-, Arsen- und Zinnhütten führen in den Bergbau- und Metallurgiezentren (Freiberg, Schneeberg - Schwarzenberg, Ehrenfriedersdorf u. a.), zu Bodenkontaminationen. As und Pb werden im besonderen Maße in der organischen Auflage unter Forst (Oh-Horizont) angereichert. Im Verbreitungsgebiet der Rotliegendensedimente der Vorerzgebirgssenke sind in den untersuchten Bodenhorizonten häufig erhöhte As-Gehalte zu beobachten, die mit der Abtragung und Sedimentation der erzgebirgischen Mineralisationen in ursächlichem Zusammenhang stehen und lithologisch kontrolliert sind.

Infolge von Verwitterung und Transport der Böden und Gesteine des Erzgebirges kommt es zu hohen Elementanreicherungen in den Auenböden der Elbe und des Muldesystems.

Ni, Cr und V sind Schwermetalle, deren Verteilung in den Böden im wesentlichen durch den lithogenen Elementgehalt der Gesteine bestimmt wird. Großflächig erhöhte Gehalte treten deshalb nur im Verbreitungsgebiet der basischen Magmatite auf (Diabase, Basalte, Serpentine). Schwach erhöhte Gehalte in Böden über Tonschiefern und Phylliten widerspiegeln die geochemische Charakteristik dieser Substrate. Da die Ober- und Unterbodengehalte nur im geringen Maße voneinander abweichen, ist mit einer deutlich geringeren anthropogenen Beeinflussung zu rechnen. Im Einflussbereich der ehemaligen Ni-Hütte St. Egidien (nordöstlich Zwickau) konnten lokal erhöhten Ni-Immissionen festgestellt werden.

Die Elemente **Cu** und **Zn** nehmen gegenüber den oben beschriebenen Elementen eine Zwischenposition ein, das heißt die Verbreitung erhöhter Gehalte wird sowohl durch die geogenen Grundgehalte der Substrate (lithogener und chalkogener Anteil) als auch von erhöhten anthropogenen Anteilen geprägt.

Im besonderen Maße ist der Kenntniszuwachs für **Tl** hervorzuheben, indem nachgewiesen werden konnte, dass die Verbreitung erhöhter Gehalte vor allem an die Verbreitung der Granite des Jüngeren Intrusivkomplexes gebunden ist.

Die **Hg**-Verteilung in den Böden wird im wesentlichen durch ubiquitäre atmosphärische Einträge und durch Einzelementen bestimmt. Die Ursache der auffallend erhöhten Gehalte im Unterboden nordöstlich Zwickau über Rotliegendensedimenten ist noch nicht geklärt.

Bezüglich der organischen Stoffe **PAK** und **B(a)P** sind nur kleinflächige Bodenbelastungen in mineralischen Oberböden und organischen Auflagen (Oh-Horizonte) erkennbar, die sich im wesentlichen auf die Umgebung der Großstädte Chemnitz, Dresden und Leipzig konzentrieren. Diese Böden zeigen häufig deutlich anthropogene Beeinflussung (Stadtböden). Mineralische Oberböden im ländlichen Raum besitzen gegenüber den Oberbodenhorizonten in Verdichtungsgebieten (Ballungsräumen) deutlich niedrigere PAK-Gehalte.

Die Untersuchung der **pH-Werte** und der **mobilen Elementanteile** ergab, dass bei geringer Bodenazidität die Mobilität von Cd, Cr, Ni, Pb und Zn z. T. extrem stark ansteigen kann. Die Untersuchungsergebnisse auf den Forststandorten bestätigen die Ergebnisse der „Bodenzustandserhebung im Wald“ (BZE) durch die Sächsische Landesanstalt für Forsten, dass durch die zunehmende Versauerung der Waldböden die Gefahr einer Mobilisierung von Schwermetallen zunimmt.

Insbesondere besteht durch die Tiefenverlagerung von Aluminium, Cadmium und Blei eine Gefährdung der Grundwässer und Oberflächenwässer.

Die hier skizzierten **Grundzüge ausgewählter Elementverteilungen** lassen zusammenfassend folgende Ursachen-Wirkungs-Beziehungen erkennen:

- As, Pb, Cd (Cu, Zn, Be, W) → Vererzung, Bergbau, Verhüttung, Buntmetallurgie (chalkogen, anthropogen)
- Cr, Ni, V (Cu, Zn) → basische Substrate (lithogen)
- Be, Bi, Tl, U, W → saure Substrate (lithogen)
- Hg → ubiquitäre Einträge (anthropogen)
- PAK, B(a)P → Ballungsräume (anthropogen)
- pH → nutzungsabhängig (mittelbar substratabhängig), entscheidender Einfluss auf Mobilität der Schwermetalle.

5.2 Substrat- und nutzungsbezogene Hintergrundwerte der Böden

Um bei der Ausgestaltung des stofflichen Bodenschutzes Bewertungskriterien und Maßnahmekonzepte zu entwickeln, ist die Kenntnis des allgemeinen Ist-Zustandes der Böden eine wesentliche Voraussetzung. Seine Darstellung erfordert die Berücksichtigung der differenzierten geogenen Einflüsse, der lokalen Variabilität der Böden und einer Vielzahl von Belastungsursachen und Eintragspfaden, die als allgemein vorhandene anthropogene Zusatzbelastung beschrieben wird. Nach der Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Boden (LABO, 1995) setzt sich der **Hintergrundwert** eines Bodens zusammen aus dem geogenen Grundgehalt und der ubiquitären Stoffverteilung als Folge diffuser Einträge in den Boden. Der geogene Grundgehalt umfasst dabei den Stoffbestand des Bodens, der sich aus dem Ausgangsgestein/Substrat (lithogener Anteil), ggf. Vererzungen (chalkogener Anteil) und der durch pedogenetische Prozesse beeinflussten Umverteilung (Anreicherung oder Verarmung) von Stoffen im Boden ergibt.

Für die meisten organischen Schadstoffe können lithogene und chalkogene Anteile ausgeschlossen werden. Auch natürliche Ursachen, wie z. B. der PAK-Entstehung bei Waldbränden, sind in der Regel vernachlässigbar. Der Hintergrundwert organischer Schadstoffe entspricht deshalb dem ubiquitären Eintrag, der durch pedogenetische Prozesse und durch Nutzungseinflüsse im Boden umverteilt wird.

Hintergrundwerte können für organische Auflagehorizonte von Waldböden („O-Horizonte“), mineralische Oberbodenhorizonte („A-Horizonte“) und Unterbodenhorizonte („B-, S-, G-Horizonte“) angegeben werden.

Die Rasteruntersuchungen des Bodenmessnetzes 4 km x 4 km waren so angelegt, dass die erhobenen Daten den Anforderungen für eine Ableitung von Hintergrundwerten im wesentlichen genügen. Dies betrifft vor allem die Ermittlung des bodenbildenden Substrats, der Bodenart, des Nutzungsbezugs und der Repräsentativität hinsichtlich der Anwendung einheitlicher Methoden. Für Leitbodengesellschaften geringflächiger Verbreitung sind aufgrund zu geringer Probenzahlen einige Hintergrundwerte nicht genügend statistisch abgesichert. Bei den anorganischen Stoffen wurde bewusst auf eine Differenzierung nach der Abhängigkeit von der Immissionssituation (z. B. ländliche Region ↔ Ballungsgebiet) verzichtet.

Die berechneten Hintergrundwerte der anorganischen Stoffe zeigen eine deutliche Abhängigkeit von der petrogeochemischen (mineralogischen) Zusammensetzung der Substrate:

- Bodengesellschaften im Verbreitungsgebiet von grobbodenhaltigen Umlagerungsdecken über Festgestein (Verwitterungsdecken auf Festgestein) - hohe und sehr hohe Schwermetallgehalte
- Bodengesellschaften im Verbreitungsgebiet von Löss, Lössderivaten und Sandlöss (äolische Lockergesteine) - mittlere bis geringe Schwermetallgehalte
- Bodengesellschaften im Verbreitungsgebiet von vorherrschend sandigen Lockersedimenten (periglaziäre Lockergesteine) - sehr geringe Schwermetallgehalte
- Bodengesellschaften der Auenböden - mittlere bis extrem hohe Schwermetallgehalte in Abhängigkeit vom Einzugsgebiet (vgl. [Tab. D 15](#) bis D 19; weitere Substratdifferenzierung vgl. [Tab. 4-2](#) bis 4-29).

Da die organischen Schadstoffe im wesentlichen anthropogenen Ursprungs sind, erfolgte eine Berechnung der Hinter-

grundwerte auf der Basis der Siedlungsstruktur und der Nutzung. Dabei sind die Mediangehalte der PAK und von B(a)P in mineralischen Oberböden bei allen Nutzungsarten in den Verdichtungsgebieten am höchsten und im ländlichen Raum am niedrigsten. Die Unterschiede zwischen den Randzonen der Verdichtungsräume und den Gebieten mit Verdichtungsansätzen im ländlichen Raum sind nur gering. Unter den Nutzungsarten sind die höheren Gehalte meist unter Grünland, die niedrigsten unter Forst anzutreffen (vgl. [Tab. 4-21](#)).

Mit Hilfe der **Faktoranalyse** ([Tab. D 13, D 14](#)) wurden für die mineralischen Bodenhorizonte (Oberboden, Unterboden) Elementassoziationen ermittelt, welche die große Bedeutung des Substrats hinsichtlich der Verteilung der anorganischen Stoffe im Boden unterstreicht. Die Assoziation Mg-Fe-Ca±Ni±Cr±Cu±V dominiert in fast allen Substraten mit hohen Varianzanteilen und widerspiegelt die basische lithogene Komponente. Das Pendant für die saure lithogene Komponente bildet die Elementassoziation TI-W-Be±Bi±U±F±Mo, zur Überraschung auch teilweise in Böden über äolischen und periglaziären Substraten.

In allen Leitbodengesellschaften ist die Mobilität der Schwermetalle an die Bodenreaktion geknüpft (außer As_{mob}). Die bekannte starke Sorption von As, Hg und Pb an die organische Substanz wird durch die Bildung eigener Faktoren unterstrichen. Der relativ hohe Einfluss der Vererzungen im Bereich der Verwitterungsdecken über Festgestein (chalkogener Anteil) wird durch die Assoziation As-Pb belegt (Varianzanteil um 6 %).

Die Ergebnisse der Faktoranalyse für die organische Auflage (Oh-Horizont, [Tab. D 12](#)) zeigt gegenüber den Faktoren der Ober- und Unterböden keine so deutlichen Interpretationsansätze. Elementassoziationen basischer und saurer Substrate sowie Schwermetalle anthropogener Herkunft treten gehäuft gemeinsam in einem Faktor auf. Sie bestätigen damit die in der Literatur häufig vertretene Meinung, dass die Schwermetallgehalte der Auflagehorizonte praktisch unabhängig von der Elementausstattung der Ausgangsgesteine ist (u. a. BMELF, 1997). Bemerkenswert ist, dass der Faktor 1 von Böden über Granitoiden (LBG 4) im Unterboden, Oberboden und im Oh-Horizont dieselbe Elementassoziation aufweist (vgl. [Tab. D 12 bis D 14](#)).

Die Ergebnisse der **Clusteranalyse** bestätigten, dass der anorganische Stoffbestand der mineralischen Böden im Freistaat Sachsen im Wesentlichen durch die chemische Zusammensetzung der Substrate geprägt wird ([Abb. 5-1 bis Abb. 5-3](#)).

Flächen gleicher Farbe charakterisieren einen überwiegend analogen Stoffbestand der Böden bzw. Tendenzen analoger Stoffan- oder -abreicherungen. Die Cluster der Haupt- und Spurenelemente der Böden widerspiegeln in sehr hohem Maße die Verbreitung der Leitbodengesellschaften (vgl. [Abb. 3-2](#)):

Cluster mineralischer Oberboden ([Abb. 5-2](#)):

- 1 Sandige Substrate der Altmoränenlandschaften (Bodenregion 1) und Böden über Sandstein (Sächsische Schweiz, Zittauer Gebirge) der Bodenregion 3.
- 2 Substrate Löss/Sandlöss der Bodenregion 2 und z. T. mächtigere Lössablagerungen über Magmatiten/Metamorphiten der Bodenregion 4 (Lausitz).
- 3 Übergangsbereich der Böden der Lösslandschaften und der Berg- und Hügelländer. Die Oberböden der Lössregionen zeigen im Südteil z. T. Tendenzen der Verwitterungsböden über Festgestein (Chemnitz, Zwickau, über Rotliegendesedimenten und Granulit). Dieser Übergangsbereich verdeutlicht aus stofflicher Sicht, dass trotz einer mehr oder weniger mächtigen Lössbedeckung der Einfluss des präquartären geologischen Untergrundes noch wirksam ist.
- 4 Umlagerungsdecken über Festgestein (Metamorphite, Diabase) der Bodenregionen 4 und 5 (Berg- und Hügelländer). Auenböden (Riesa – Torgau, Eilenburg, Leipzig), deren Sedimentliefergebiete im Erzgebirge/Vogtland liegen, zeigen in hohem Maße Stoffeigenschaften der Verwitterungsdecken über Festgestein.
- 5 Übergangsbereich der Bodenregionen der Löss-/Sandlösslandschaften und Altmoränenlandschaften (Bodenregionen 2 und 1).
- 6 Umlagerungsdecken über sauren Magmatiten (z. B. Granite von Eibenstock, Schellerhau; Orthogneise).

Cluster Unterboden ([Abb. 5-3](#)):

Die Ergebnisse ähneln sehr stark den Clustern im mineralischen Oberboden. Bestehende Unterschiede entstehen durch eine Abnahme des Einflusses ubiquitärer Elementeinträge (vermutlich mit regional nivellierender Wirkung) und des zu-

nehmenden Einflusses des geologischen Untergrundes.

- 1 Sandige Substrate der Altmoränenlandschaften (Bodenregion 1) und Böden über Sandsteinen der Bodenregion 3
- 2 Substrat Löss der Bodenregion 2 und verstärkter Lösseinfluss auf Umlagerungsdecken über Festgestein
- 4 Umlagerungsdecken über Festgestein der Berg- und Hügelländer (Metamorphite, Magmatite)
- 6 Umlagerungsdecken über Granit (Eibenstock, Fichtelgebirge, Schellerhau).

Nach den Ergebnisse der Clusteranalyse ähneln die Böden des „Großenhainer Lösshügellandes“ (vgl. [Abb. 1](#)) in der stofflichen Zusammensetzung mehr den Böden der Altmoränenlandschaften als denen der Löss- und Sandlösslandschaften. Im Übergangsbereich der Böden von Löss-/Sandlösslandschaften zu den Berg- und Hügelländern (Nordrand Erzgebirge, Lausitz) sind die Grenzen zweifellos fließend und von den regionalen Bedingungen der Lössüberdeckung abhängig.

Cluster organische Auflage ([Abb. 5-1](#))

Die Ergebnisse der Clusteranalyse für die organische Auflage (Oh-Horizont) bestätigen die Ergebnisse der Faktoranalyse dahingehend, dass die anorganischen Stoffe der Auflagehorizonte weitestgehend unabhängig von der Elementausstattung der Ausgangsgesteine ist. Deutliche Beziehungen lassen sich lediglich für Cluster 3, Böden der Berg- und Hügelländer, nachweisen.

5.3 Zur Überschreitung von Vorsorgewerten für Böden sowie von Prüf- und Maßnahmenwerten für die Schutzgüter Mensch und (Nutz-)Pflanze

Bei der Beurteilung des Ausmaßes von stofflichen Bodenbelastungen stellt sich natürlich die Frage, ob von den betroffenen Elementgehalten Gefährdungen für Mensch, Tier, Pflanze und Grundwasser/Trinkwasser ausgehen können. Dabei ist zu prüfen, ob unter den jeweiligen Standortbedingungen für die maßgebliche Nutzung und die Schutzgüter eine Gefahr besteht. Dies erfordert jedoch stets eine Einzelfallprüfung, was aufgrund der Datendichte, die mit der vorliegenden Rasteraufnahme erzielt wurde (1 Probe/16 km²), nicht möglich ist und auch nicht angestrebt wurde. Mit der flächendeckenden Übersichtsaufnahme nach einer einheitlichen Methodik können aber potentielle Gefahrenschwerpunkte erkannt und gezielt weiterführende Untersuchungen eingeleitet werden.

Bezug nehmend auf die im untergesetzlichen Regelwerk zum BBodSchG festgelegten Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenwerte ([Tab. D 2](#), [Tab. D 3](#)) ist zu beachten, dass diese Angaben für Gesamtgehalte gelten, die mittels Königswasserauszug erzielt werden. Die Analytik der Messnetzproben erfolgte mittels Totalaufschluss.

Entsprechend des Aufnahmemaßstabes von 1 : 400 000 stellen die hier vorgestellten Flächenangaben zur Überschreitung von Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenwerten der BBodSchV für den Freistaat Sachsen eine erste Bestandsaufnahme dar, die durch weiterführende Detailaufnahmen in den Belastungsgebieten zu spezifizieren ist. In den Schwerpunktbereichen mit bekannten schädlichen Bodenveränderungen (Freiberg, Ehrenfriedersdorf) erfolgten bereits gezielt weiterführende Untersuchungen (RANK et al., 1999; RANK et al., 2000).

Überschreitungen von Vorsorgewerten

Vorsorgewerte sind „Bodenwerte, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung von geogenen oder großflächig siedlungsbedingten Schadstoffgehalten in der Regel davon auszugehen ist, dass die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung besteht“ (§ 8 Abs. 2 Nr. 1 BBodSchG).

Vorsorgewerte sind in der BBodSchV nach Bodenarten Ton, Lehm und Sand differenziert festgelegt ([Tab. D 3](#)). Für Böden mit naturbedingt und großflächig siedlungsbedingt erhöhten Hintergrundgehalten sind Überschreitungen der Vorsorgewerte unbedenklich, soweit eine Freisetzung der Schadstoffe oder zusätzlichen Einträge nach § 9 Abs. 2 und 3 dieser Verordnung keine nachteiligen Auswirkungen auf die Bodenfunktionen erwarten lassen. Die Vorsorgewerte finden für Böden mit einem Humusgehalt >8 % (u. a. O-Horizonte) keine Anwendung.

Zur Prüfung der Ergebnisse dieser Arbeit gegen die Vorsorgewerte wurden die Totalgehalte mit nach Substraten diffe-

renzierten Regressionsfunktionen in „Königswassergehalte“ (KW) nach UTERMANN, et al. (1999) umgerechnet (Tab. 5-1). Da für As in der BBodSchV keine Vorsorgewerte angegeben sind, As aber für Sachsen eine dominierende Rolle spielt, wurde hier auf die Angaben von BACHMANN, et al. (1997) zurückgegriffen (Tab. 5-2). Die Umrechnung von Total- auf KW-Gehalte erfolgte substratübergreifend mittels Faktor 0,7 (BMU, 1997a). Die Ergebnisse besitzen aufgrund noch nicht gesicherter Erkenntnisse bezüglich der Umrechnung lediglich orientierenden Charakter.

Zur Vereinfachung der Berechnungen von Vorsorgewertüberschreitungen in Sachsen wurden die Leitbodenassoziationen Schwarzerden, Braunerden Parabraunerden, Podsole, Pseudogleye und Gleye aus periglaziären Umlagerungsdecken und Löss sowie die Auenböden der Bodenart Lehm/Schluff, die Braunerden, Podsole, Pseudogleye und Gleye aus periglaziären sandigen Decksedimenten und Sandstein der Bodenart Sand zugeordnet.

Die so durchgeführten Berechnungen ergeben für die Daten des mineralischen Oberbodens eine Vielzahl von Überschreitungen der Vorsorgewerte, insbesondere für Blei und Arsen (Tab. 5-2). Dabei kann davon ausgegangen werden, dass eine hohe Zahl von Überschreitungen auf naturbedingte und großflächig siedlungsbedingte Ursachen zurückzuführen ist (Erzlagerstätten, Hüttenanlagen, Auenböden u. a.), wobei letztgenannte Einschränkung z. Z. nur unscharf definiert ist. Überschreitungen bei PAK bzw. B(a)P fallen gegenüber As und Schwermetallen relativ gering aus. Ob eine Überschreitung der Vorsorgewerte auf Böden mit naturbedingt oder großflächig siedlungsbedingt erhöhten Gehalten bedenklich ist, kann nur durch zusätzliche Untersuchungen mit Methoden festgestellt werden, die Aussagen über eine mögliche Freisetzung von Schadstoffen erlauben.

Hinsichtlich der häufigen Überschreitung des Vorsorgewertes für Hg, Bodenart Sand, ist zu bemerken, dass der Vorsorgewert mit 0,1 mg/kg extrem niedrig angesetzt ist (vgl. Tab. 4-10).

Da die Schwermetall-Vorsorgewerte der BBodSchV ausschließlich für Böden/Bodenhorizonte mit Humusgehalten <8 % gelten, werden für die Bewertung der Oh-Horizonte die Vorsorgewerte nach PRUEß (1994) herangezogen, die auch bundesweit bei der Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) zur Anwendung kommen (Tab. 5-3). Analog zu den Oberböden sind die meisten Vorsorgewertüberschreitungen bei As und Pb zu beobachten. Die forstlichen Spezifika, nämlich der „Auskämmeffekt“ der Schadstoffe durch Nadel- und Laubbäume (Interzeptionsdeposition) und die Fixierung an die organische Substanz führen zu hohen (massebezogenen) Elementkonzentrationen.

Im Vergleich mit den bundesweiten BZE-Pb-Daten (As liegt bundesweit nicht vor) gehört Sachsen, speziell das Erzgebirge, zu den Hauptbelastungsgebieten (vgl. auch HERPIN, 1995; WOLFF et al., 1998). Nach den vorliegenden Untersuchungsergebnissen des Bodenmessnetzes liegen bei ca. 40 % der Waldfläche Sachsens die Pb-Gehalte in der Humusaufgabe (Oh-Horizont) oberhalb der kritischen Schwermetallbelastung (vgl. Tab. D 7). Die extrem seltenen Überschreitungen der Vorsorgewerte für Cd (Zn) weisen darauf hin, dass durch die zunehmende Versauerung Cd (Zn) bereits aus der Humusaufgabe in den Mineralboden oder sogar möglicherweise ins Grundwasser verlagert wurde. Auf die Gefahr, dass der Wald sich infolge der Versauerung von einer Schadstoffsenke zur Schadstoffquelle entwickelt, wurde bereits mehrfach hingewiesen.

Wirkungspfad Boden → Mensch Überschreitungen von Prüfwerten

Die Untersuchungen im Rahmen des Bodenmessnetzes Sachsen (Raster 4 km x 4 km) waren so konzipiert, daß die stofflichen Untersuchungen von natürlichen Böden im Vordergrund standen und für Siedlungsgebiete, mit ihren vorwiegend anthropogen beeinflussten Böden, keine hinreichende Repräsentanz erzielt werden konnte. Die vorliegenden Daten ermöglichen deshalb nur eine eingeschränkte Einschätzung der nutzungsbezogenen Prüfwerte für den Pfad Boden → Mensch (vgl. Tab. D 2), die aus der regionalen Elementverteilung abgeleitet wird.

Prüfwerte sind als Werte definiert, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung der Bodennutzung eine einzelfallbezogene Prüfung durchzuführen und festzustellen ist, ob von einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast auszugehen ist (§ 8 Abs. 1 Nr. 2 BBodSchG).

Aus den vorliegenden Ergebnissen des Rasters 4 km x 4 km, der Bodenmessnetze im Raster 1 km x 1 km (RANK et al., 1997) sowie von Sonderuntersuchungen im Freiburger Raum und Ehrenfriedersdorf (RANK et al., 1999, 2000) ist eine Reihe von Prüfwertüberschreitungen für die Nutzungsarten Kinderspielplatz/Wohngebiet festzustellen. Dem Element Arsen kommt dabei die größte Bedeutung zu, weil ein Großteil des erzgebirgisch-vogtländischen Raumes davon betrof-

fen ist. Eine Überschreitung der Prüfwerte von Pb (Kinderspielplätze, Wohngebiete) und Cd (Haus und Kleingärten als Aufenthaltsbereich für Kinder) konzentrieren sich i. W. auf den Freiburger Raum und teilweise auf die Auenböden.

Die Elemente Ni, Cr und Hg spielen für den Pfad Boden → Mensch demgegenüber nur eine untergeordnete Rolle. Prüfwertüberschreitungen dürften sich hier vorwiegend auf die Bereiche von Altlasten/Altlaststandorten beschränken, die nicht Gegenstand dieser Untersuchungen waren.

Wirkungspfad Boden → (Nutz-)Pflanze Überschreitungen von Prüf- und Maßnahmenwerten

Für den Wirkungspfad Boden → (Nutz-)Pflanze werden in der BBodSchV neben Prüfwerten Maßnahmenwerte festgelegt. Dabei handelt es sich um Werte für Einwirkungen und Belastungen, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung der jeweiligen Bodennutzung in der Regel von einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast auszugehen ist und Maßnahmen erforderlich sind (§ 8 Abs. 1 Nr. 2 BBodSchG).

Unter der Prämisse, dass die hier zugrundeliegenden Rasteruntersuchungen wegen ihrer eingeschränkten Flächenrepräsentanz (1 Probe repräsentiert ca. 16 km²) die Einzelfallprüfung nicht ersetzen können, soll versucht werden, eine quantitative Aussage zum Überschreiten von Prüf- und Maßnahmenwerten für den Pfad Boden → Pflanze zu erhalten. Die Überprüfung der Flächenrepräsentanz der Messnetzproben für die Ackernutzung ergab, dass die Anzahl der Ackerproben, bezogen auf 16 km²/je Probe, etwa der tatsächlich ausgewiesenen Ackerfläche im Probenahmezeitraum (1992/1993) entsprechen.

Bei Anwendung der Prüf- und Maßnahmenwerte der BBodSchV (Tab. D 2) auf den Datenbestand dieser Untersuchungen ergeben sich für **die Nutzungsart Ackerbau/Nutzgarten** die in Tab. 5-4 aufgeführten Überschreitungen.

Die Umrechnung der As-Totalgehalte in As-KW-Gehalte erfolgte analog den Berechnungen der Vorsorgewertüberschreitungen. Danach werden für As keine Überschreitungen des Prüfwertes festgestellt. Aus den detaillierten Untersuchungen von RANK et al. (1999, 2000) ist jedoch bekannt, dass der Prüfwert von 200 mg/kg im Raum Freiberg und Ehrenfriedersdorf mehrfach überschritten wird. Unter der Annahme, dass zeitweise reduzierende Bedingungen vorliegen, was in den mittleren und oberen Lagen des Erzgebirges durchaus berechtigt ist, ergeben sich infolge des niedrigeren As-Prüfwertes (50 mg/kg), Überschreitungen auf max. 22 000 ha (ungünstigste Variante).

Für Cd erfolgt die Prüfung auf Grundlage der mobilen Gehalte, die als Maßnahmenwerte definiert sind (Tab. 5-4). Bei Anwendung des Maßnahmenwertes $Cd_{mob} = 100 \mu\text{g/kg}$ würden somit auf ca. 4 800 ha Überschreitungen auftreten. Der viel niedriger liegende Maßnahmenwert von $40 \mu\text{g/kg}$, der für den Anbau von Brotweizen und stark anreichernden Gemüsearten gilt, wird auf ca. 43 000 ha überschritten.

Beim Pb ist der extrem niedrige Prüfwert von $Pb_{mob} = 100 \mu\text{g/kg}$ der relativ hohen Anreicherung in Möhren geschuldet (LABO, 1997). Eine Hochrechnung der Ergebnisse des Messnetzes ergibt eine Prüfwertüberschreitung auf ca. 50 000 ha.

Aufgrund der im Erzgebirge vorliegenden geologischen Verhältnisse (Vererzungen) und anthropogen technischen Bedingungen (Hüttenanlagen), treten stoffliche Anreicherungen von As, Cd und Pb in den Böden häufig gemeinsam auf. Dies trifft auch auf die landwirtschaftlich genutzten Auenböden der Elbe und des Muldensystems zu. Nach einer überschlägigen Berechnung werden auf ca. 70 000 bis 90 000 ha ackerbaulich/gärtnerisch genutzter Flächen die Prüf- und Maßnahmenwerte mit As und/oder Cd und /oder Pb in Sachsen überschritten.

Der Hg-Prüfwert (5 mg/kg) und Tl-Prüfwert ($Tl_{mob} 100 \mu\text{g/kg}$) wurden an keinem Probenahmepunkt erreicht.

Für die **Nutzungsart Grünland** sind durch die BBodSchV ausschließlich Maßnahmenwerte festgelegt, die auf dem Gesamtgehalt mittels KW-Extraktion basieren (Tab. D 2).

Die Überprüfung der Flächenrepräsentanz der Messnetzproben für die Grünlandnutzung ergab, dass die Anzahl der Grünlandproben, bezogen auf 16 km²/je Probe, gegenüber der tatsächlich ausgewiesenen Grünlandfläche, überrepräsentiert sind. Nach überschlägigen Berechnung kann deshalb hier von einer Repräsentanz von ca. 8 km²/Probe ausgegangen werden.

Für Cd und Pb konnten im Raster 4 km x 4 km keine Überschreitung der Maßnahmenwerte festgestellt werden (Tab. 5-5). Detailuntersuchungen im Freiburger Raum zeigen, dass dieses Gehaltsniveau nur selten, und dann im unmittelbaren Einflussbereich der Hüttenanlagen oder in den Auenböden der Freiburger Mulde erreicht wird (AUERMANN et al., 1990; BEUGE & ULIQUE, 1997; RANK et al., 1999).

Problematischer stellen sich die häufigen Überschreitungen des Maßnahmenwertes beim Element As dar. Aufgrund der hohen geogenen (und anthropogenen) As-Anreicherung der Böden des Erzgebirges wird der Maßnahmenwert von 50 mg/kg sehr häufig überschritten. Unter Maßgabe der oben beschriebenen Umrechnung der As-Total- in -KW-Gehalte sowie der Flächenrepräsentanz, kann im Freistaat Sachsen schätzungsweise auf ca. 9 600 ha mit Überschreitung des As-Maßnahmenwertes auf Grünland gerechnet werden. Detailuntersuchungen im Raum Ehrenfriedersdorf ergaben, dass an 23 untersuchten Standorten der Maßnahmenwert überschritten wird, was einer geschätzten Fläche von ca. 1 300 ha entspricht (RANK et al., 1997). Forschungsarbeiten zur Schwermetallverteilung in Auenböden zeigten, dass vor allem in den Auen des Muldesystems, der Zschopau und der Elbe großflächige Überschreitungen des As-Maßnahmenwertes bei Grünlandnutzung auftreten (BEUGE & ULIQUE, 1997).

Der Hg-Maßnahmenwert (2 mg/kg) wurde nur auf einem Grünlandstandort überschritten.

Der TI Maßnahmenwert (15 mg/kg) wurde nicht überschritten, trotzdem deutet sich hier weiterer Forschungsbedarf an. Nach Untersuchungen der LfL im Gebiet Eibenstock – Klingenthal führten mittlere TI-Gehalte von 1,25 mg/kg im Boden auf zwei Dauerpflanzenstandorten zur Überschreitung der tolerierbaren TI-Gehalte in den Futterpflanzen (SMUL, 1999).

Grundsätzlich ist nochmals festzustellen, dass die hier mitgeteilten Flächenangaben das Ergebnis einer Hochrechnung über die theoretische Repräsentanzfläche je Probenahmepunkt sind.

Für die wichtigsten betroffenen Flächen mit hohen Schwermetallgehalten werden durch die LfL seit längerer Zeit weiterführende Untersuchungen zum Transfer Boden → Pflanze → Tier durchgeführt (u. a. KLOSE & GOLZE, 1996; LAVES & SUNTHEIM, 1997). Dabei konnte u. a. festgestellt werden, dass nicht jede Überschreitung des Maßnahmenwertes zu einer Überschreitung des Grenzwertes in der Pflanze führt (z. B. $Cd_{mob} > 100 \mu\text{g/kg}$, Kartoffel). Andererseits wurde bei Cd_{mob} -Gehalten $< 40 \mu\text{g/kg}$ im Boden teilweise der Cd-Grenzwert im Weizenkorn überschritten (DITTRICH et al., 1996).

6 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die flächendeckenden stofflichen Rasteruntersuchungen der Böden im Freistaat Sachsen, basierend auf einer einheitlichen (horizontbezogenen) Probenahme und Analytik, ermöglichen erstmals eine landesweite Betrachtung und Bewertung anorganischer Stoffe und PAK im Umweltmedium Boden, entsprechend dem Aufnahmemastab von 1 : 400 000. Die Ermittlung quasi-natürlicher substrat- und nutzungsbezogener Hintergrundwerte für die organischen Auflagen unter Forst, den mineralischen Oberböden und Unterböden gestattet eine Bewertung der angetroffenen Stoffkonzentrationen und einen überregionalen Vergleich mit den anderen Ländern der Bundesrepublik Deutschland. Der Vorteil der Rasteraufnahme gegenüber der Untersuchung in Catenen kommt vor allem in den flächendeckenden Elementkarten zum Tragen. Geogene und anthropogene Quellen von Schadstoffen können erkannt und Abgrenzungen von vermuteten Bodenbelastungen vorgenommen werden.

Durch zusätzliche Untersuchung der mobilen Elementanteile konnten wesentliche Informationen zu den Gefährdungspfaden Boden ⇒ Pflanze gewonnen werden. Damit bilden die Ergebnisse des Bodenmessnetzes eine gute fachliche Basis, um auf der rechtlichen Grundlage des BBodSchG bzw. der BBodSchV, weitere Arbeiten zu stofflichen Bodenbelastungen fortzuführen, Gefährdungen zu erkennen und Maßnahmen für die betroffenen Schutzgüter einzuleiten.

Die bekannten Nachteile einer Rasteraufnahme konnten durch Spezialuntersuchungen (z. B. Auenböden) teilweise kompensiert werden. Für kleinflächig verbreitete Substrate (z. B. Böden über Sandstein, Schwarzerden aus Löss/Sandlöss) sind weitere Untersuchungen durchzuführen, um für diese Datenkollektive die notwendige statistische Sicherheit zu erreichen.

Mit der nun vorliegenden Bestandsaufnahme konnten Gebiete mit stofflichen Bodenbelastungen nachgewiesen und für

Folgeuntersuchungen abgegrenzt werden. Teilweise konnte mit einer verdichtenden Probenentnahme und der Analytik bereits unmittelbar begonnen werden. Die wichtigsten Gebiete sind:

- Raum Freiberg - Brand-Erbisdorf - Halsbrücke (As, Cd, Pb, Sb, Tl); 1998 Neuuntersuchung von 960 Proben von 430 Standorten nach BBodSchV (RANK et al., 1999)
- Raum Ehrenfriedersdorf – Geyer (As, Cd, Pb, Tl); aufbauend auf dem Messnetz Raster 1 km x 1 km (RANK et al., 1997) 1998 Neuuntersuchung von 730 Proben von 330 Standorten nach BBodSchV (RANK et al., 2000)
- Raum Schneeberg - Schwarzenberg - Johanngeorgenstadt (As, Cd, Pb, Tl, U); 1997 Entnahme 820 Proben von 350 Standorten, Analytik 2000; in Bearbeitung
- Auenböden, insbesondere der Vereinigten Mulde und Elbe (As, Cd, Pb, Hg, Tl); ca. 2500 Proben auf 1300 Standorten, Probenahme 2000
- Osterzgebirge, Raum Dippoldiswalde - Altenberg (As, Cd, Pb, Tl); Folgearbeiten geplant.

Einzelproben mit anomal hohen Schwermetallgehalten, die z. Z. weder durch geogene noch anthropogene Einflüsse zu erklären sind, müssen durch weitere, kleinräumige Revisionsuntersuchungen geprüft werden.

Zur Beurteilung des Schadstoffübergangs Boden \Rightarrow (Nutz-) Pflanze anhand der NH_4NO_3 -extrahierbaren Elementarteile wird für Cd und Pb, aber speziell für Tl, weiterer Untersuchungsbedarf gesehen.

Nach dem derzeitigen Kenntnisstand kann eingeschätzt werden, dass i. W. die Ziele des Bodenmessnetzes erreicht und weiterführende flächendeckende Bodenuntersuchungen (im Sinne einer Verdichtung der Rasteraufnahme 4 km x 4 km) im Freistaat Sachsen nicht notwendig sind. Mit dem Bodenmessnetz Sachsen wurden alle wesentlichen Gebiete mit großflächigen Bodenbelastungen erkannt. Zur Entscheidung ob eine schädliche Bodenbelastung vorliegt, sind jetzt schutzgutbezogene Untersuchungen in diesen Flächen unter Berücksichtigung der Nutzung und der einzelnen Gefährdungspfade notwendig.

7 Literatur

- AbfKlärV (1992): Klärschlammverordnung. - Bundesgesetzblatt Jhrg. 1992, S. 912-934.
- ADRIANO, D. C. (1986): Trace Elements in the Terrestrial Environment. - Springer: Berlin-Heidelberg-Tokyo.
- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. - 4. Aufl., Hannover.
- ANKE, M.; GROPP, B.; GRUHN, K.; LANGER, M. & ARNOLD, W. (1989): The essentiality of vanadium for animals. - 6th Intern. Trace Element Symp., Leipzig 1989, Vol. 1, S. 17-27.
- AUERMANN, E.; JAKOBI, J. & KÜRTH, L. (1990): Schwermetalluntersuchungen des Bodens im Raum Freiberg. - unveröff. Ber., Bezirkshygieneinstitut Chemnitz.
- AUERMANN, E.; MEYER, R.; BIGL, S. & GRÜN, M. (1990): Anbau- und Verzehrempfehlungen für schwermetallbelastete Klein- und Hausgärten im Freiburger Raum. - Informationsschrift Landratsamt Freiberg.
- BACHMANN, G.; BANNICK, C.-G.; GIESE, E.; GLANTE, F.; KIENE A.; KONIETZKA, R.; RÜCK, F.; SCHMIDT, S.; TERYTZE, K. & BORRIES, D. (1997): Fachliche Eckpunkte zur Ableitung von Bodenwerten im Rahmen des Bundesbodenschutzgesetzes. - Handbuch Bodenschutz 24. Lfg. IX/97, Nr. 3500, E Schmidt: Berlin.
- BARTH, N.; PÄLCHEN, W.; RANK, G. & HEILMANN, H. (1996): Bodenatlas des Freistaates Sachsen, Teil 1: Hintergrundwerte für Schwermetalle und Arsen in landwirtschaftlich genutzten Böden. - Materialien zum Bodenschutz, Sächs. Landesamt f. Umwelt u. Geologie, Radebeul.
- BBodSchG (1998): Gesetz zum Schutz des Bodens (Bundesbodenschutzgesetz). - Bundesgesetzbl. Jhrg. 1998, Teil I, Nr. 16, S. 502-510, Bonn.
- BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV). - Bundesgesetzblatt Jhrg. 1999, Teil I, Nr. 36, S. 1554-1582, Bonn.
- BERGMANN, W. (1993): Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. - Gustav Fischer: Jena-Stuttgart, 836 S.
- BERNHARDT, A.; HAASE, G.; MANNSFELD, K.; RICHTER, H. & SCHMIDT, R. (1986): Naturräume der Sächsischen Bezirke. - Sächs. Heimatblätter, 32, H. 4, S. 145-192; H. 5, S. 193-228.
- BEUGE, P. & KRAMER, W. (1982): Nachweis und Charakterisierung von Bruchstörungen mittels Quecksilberuntersuchungen. - Z. geol. Wiss. Bd. 10, H. 5, S. 607-616.
- BEUGE, P. & ULIQUE, A. (1997): Stoffliche Belastungen von Auenböden. - Abschlußbericht des i. A. d. Sächs. Staatsmin. f. Umwelt u. Landesentwicklung geförderten Forsch.-vorhabens, TU Bergakademie Freiberg (Archiv LfUG).
- BLUME, H.-P. (1992): Handbuch des Bodenschutzes - Bodenökologie und -belastung, vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen. - 2. Aufl., ecomed: Landsberg.
- BLUMENBACH, D.; KLOKE, A. & LÜHR, H.-P. (1991): Wirkungen von Bodenkontaminationen - Meßplatten für Arsen, Beryllium, Blei, Cadmium, Quecksilber und Selen. - UBA Texte 54/91; Umweltbundesamt Berlin.
- BORSODORF, K.-H.; MALINOWSKY, D. & NAUMANN, M. (1995): Radiologische Belastung von Böden in Sachsen. - Z. geolog. Wiss. (41/2) S. 111-117.
- BRECHTEL, H. M. (1989): Stoffeinträge in Waldökosysteme. Niederschlagsdeposition im Freiland und in Waldbeständen. - DVWK-Mitt., H. 17, S. 27-52.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (BMELF) (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996. Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 1987-1993 (BZE). - Bonn.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU) (1997a): Ableitung von Bodenwerten. Bewertung von schädlichen Bodenveränderungen und Altlasten. - unveröff. Vorschlag für die fachlichen Inhalte einer Verordnung zur Durchführung des Bundesbodenschutzgesetzes vom 09.05.1997, Bonn.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU) (1997b): Ableitung von Bodenwerten. Bewertung von schädlichen Bodenveränderungen und Altlasten. - unveröff. Vorschlag für die fachlichen Inhalte einer Verordnung zur Durchführung des Bundesbodenschutzgesetzes vom 28.05.1997, Bonn.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU) (1998): Inhalte einer Verordnung zur Durchführung des Bundes-Bodenschutzgesetzes (Bodenschutz- und Altlastenverordnung, BodSchV). - unveröff., Stand 11.05.1998, Bonn.
- BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ (LABO) (1995): Hintergrund- und Referenzwerte für Böden. Stand 09.05.1995. - Bodenschutz, H. 4, Bayer. Staatsmin. f. Landesentw. und Umweltfragen.
- BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ (LABO) (1997): Eckpunkte zur Gefahrenbeurteilung des Wirkungspfad Bodenverunreinigungen/Altlasten-Pflanze. - unveröff. Bericht der ad-hoc-AG „Schwermetalltransfer Boden/Pflanze“ des AK „Bodenbelastung“, Stand August/1997.
- DELSCHEN T. & LEISNER-SAABER, J. (1998): Selbstversorgung mit Gemüse aus schwermetallbelasteten Gärten: eine Gefährdungsabschätzung auf ökologischer Basis. - Bodenschutz, H. 1, S. 17-20.
- DELSCHEN T. & RÜCK, F. (1997): Eckpunkte zur Gefahrenbeurteilung von schwermetallbelasteten Böden im Hinblick auf den Pfad Boden/Pflanze. - Bodenschutz, H. 4, S. 114-121.

- DIN 19730 (1997): Bodenbeschaffenheit - Extraktion von Spurenelementen mit Ammoniumnitratlösung. – Deutsches Institut für Normungen e. V., Berlin.
- DIN V 19735 (1999): Ableitung von Konzentrationen im Bodenwasser aus ammoniumnitratextrahierbaren Gehalten oder Eluatgehalten. – Normenausschuß Wasserwesen (NAW), Berlin.
- DITTRICH, B.; KLOSE, R. & LAVES, D. (1996): Ergebnisse zum Schwermetalltransfer Boden → Pflanze (Sachsens Beitrag zum länderübergreifenden Untersuchungsprogramm). – unveröff. Bericht, Sächs. Landesanst. f. Landwirtschaft, Leipzig.
- EIKMANN, T.; FRITSCHKE, W.; GRÖSSMANN, G.; KLOKE, A.; LEH, H.-O. & TRAULSEN, B.-D. (1991): Bodenverunreinigungen. - Gesundheit und Umwelt, H. 11, Europäische Akademie für Umweltfragen e. V., Tübingen.
- EIKMANN, T. & KLOKE, A. (1993): Nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte für (Schad-) Stoffe in Böden. - In: ROSENKRANZ, D.; EINSELE, G. & HARREß, H. M.: Bodenschutz (Hrsg.); 14. Lfg. X/93, Nr. 3590, Berlin: E. Schmidt.
- FIEDLER, H. J. & ILGEN, G. (1981): Zum Spurenelementgehalt von Fichtenstandorten im Tharandter Wald und Osterzgebirge. - Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch., 21, H. 3, S. 159-173.
- FIEDLER, H. J. & KLINGER, T. (1996): Die Spurenelementsituation in den Waldböden des Osterzgebirges. - Wege und Fortschritte der Wissenschaft, S. 679-697.
- FÖRSTER, H.-J.; TISCHENDORF, G.; GOTTESMANN, B. & SELTMANN, R. (1999): Der permokarbonische Magmatismus. - unveröff. Manuskript: Geologie von Sachsen.
- GEHRT, E.; HINDEL, R. & WEIDNER, E. (1996): Abschätzung geogener Schwermetallgehalte in Böden und Anleitung zur flächenhaften Erfassung von Schwermetallen. - Mitt. Deutsch. Bodenkdl. Ges., 80, S. 33-36.
- GRAS, B.; JAEGER, C. & SIEVERS, S. (1996): Gehalte an polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) in Hamburger Oberböden. - Amt für Umweltschutz - Umweltuntersuchungen, Freie u. Hansestadt Hamburg.
- GREIF, A. & PÄLCHEN, W. (1998): Geogene Hintergrundbelastung im Elbeeinzugsgebiet. – BMBF-Forsch.-vorhaben 02WT9476/7, Teilproj. 5: Grundgebirgsgeprägte Einzugsgebiete, Sächs. Landesamt f. Umwelt u. Geologie, Dresden.
- GRÜN, M.; MACHELETT, B. & PODLESÁK, W. (1990): Kontrolle der Schwermetallbelastung landwirtschaftlich genutzter Böden in der DDR. - VDI-Berichte, 837, S. 593-612.
- GRÜN, M.; MACHELETT, B., KRONEMANN, H.; JAKOB, F.; LEITERER, M. & ANKE, M. (1990): Schwermetallbelastung von Böden, Pflanzen und landwirtschaftlichen Nutztieren im Raum Freiberg. - Deutsches Altlastenseminar 18.-19.10.1990 Freiberg, UBA Berlin.
- GRÜN, M.; PODLESÁK, W.; FALKE, H.; WITTER, B. & KRAUSE, O. (1989): Importance of Molybdenum in Plant Nutrition. – 6th Int. Trace Element Symposium, Leipzig, Vol. 1, 159-175.
- HARTMANN, R. (1995): Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in Waldböden. - Bayreuther Bodenkundl. Berichte, Band 44.
- HEILIGENHAUS, H. M. (1995): Chrom in der Umwelt. - Wasser und Boden, 47. Jahrg., H. 5, S. 59-64.
- HEILMANN, H. & SYMMANGK, R. (1993): Die Böden der Region Chemnitz - Erzgebirge. In: Beiträge zum Bodenschutz in der Region Chemnitz-Erzgebirge. - Staatliches Umweltfachamt Chemnitz, 2. Aufl., Sebald Sachsendruck: Plauen.
- HERPIN, U. (1995): Monitoring der Schwermetallbelastung in der Bundesrepublik Deutschland. - Umweltbundesamt, UBA-FB 94-125, Berlin.
- HÖSEL, G.; HOTH, K.; JUNG, D.; LEONHARDT, D.; MANN, M.; MEYER, H. & TÄGL, U. (1994): Das Zinnerz-Lagerstättengebiet Ehrenfriederdsdorf/Erzgebirge. - Bergbau in Sachsen, Band 1, Sächs. Landesamt f. Umwelt u. Geologie, Radebeul und Sächs. Oberbergamt Freiberg.
- HÖSEL, G.; TISCHENDORF, G.; WASTERNACK, J.; BREITER, K.; PÄLCHEN, W.; RANK, G. & ŠTEMPROK, K. (1997): Erläuterung zur Karte „Mineralische Rohstoffe Erzgebirge-Vogtland/Krušné hory 1 : 100 000, Karte 2: Metalle, Fluorit/Baryt - Verbreitung und Auswirkungen auf die Umwelt. - Bergbau in Sachsen, Band 3, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Radebeul und Sächsisches Oberbergamt, Freiberg.
- HOFFMANN, G. (1991): Methodenbuch Band I: Die Untersuchung von Böden. - Darmstadt: VDLUFA.
- HORNBURG, V.; WELP, G. & BRÜMMER, G. W. (1995): Verhalten von Schwermetallen in Böden. Teil 2 Extraktion mobiler Schwermetalle mittels CaCl₂ und NH₄NO₃. - Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 158, S. 137-145.
- HUNGER, W. (1992): Die Böden Sachsens. - Sächs. Heimatblätter 38, H. 2, S. 91-98.
- HUNGER, W. (1994): Die Waldböden des Erzgebirges - Eine Einführung. - Mitt. Ver. Forstl. Standortkunde u. Forstpflanzenzüchtung, H. 37, S. 7-22.
- ILGEN, G. & FIEDLER, H. J. (1990): Freiburger Hüttenrauchschäden im 19. Jahrhundert und ihre wissenschaftliche Bearbeitung durch die Professoren Reich (Freiberg) und Stöckhardt (Tharandt). I. Entwicklung des Freiburger Hüttenwesens und Wirkung seiner Emissionen auf die Umwelt. - Wiss. Z. Techn. Univers. Dresden, 39, H. 6, S. 107-113.
- ILGEN, G. & FIEDLER, H. J. (1990): Freiburger Hüttenrauchschäden im 19. Jahrhundert und ihre wissenschaftliche Bearbeitung durch die Professoren Reich (Freiberg) und Stöckhardt (Tharandt). II. Aufklärung der Schadursachen mit-

- tels agrikulturchemischer Methoden. - Wiss. Z. Techn. Univ. Dresden, 39, H. 6, S. 115-118.
- JONECK, M. & PRINZ, R. (1995): Nutzungs- und raumspezifische Hintergrundgehalte organischer Schadstoffe in Böden. - Wasser & Boden, 47, S. 28-42.
- KARDEL, K.; RANK, G. & PÄLCHEN, W. (1996): Geochemischer Atlas des Freistaates Sachsen, Teil 1: Spurenelementgehalte in Gesteinen. - Materialien zum Bodenschutz, Sächs. Landesamt f. Umwelt u. Geologie, Radebeul.
- KLINGER, T. (1995): Mengen- und Spurenelemente in Waldböden über unterschiedlichen Grundgesteinen des Osterzgebirges. - Diss., TU Dresden, Fakultät f. Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften, Tharandt.
- KLINGER, T. & FIEDLER, H., J. (1996): Zur Spurenelement-Vertikalverteilung in Waldprofilen Ostdeutschlands. - Chem. Erde 56, S. 65-78.
- KLOKE, A. (1980): Richtwerte '80, Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden. - Mitt. VDLUFA, H. 1-3, S. 9-11.
- KLOSE, R. & GOLZE, W. (1996): Der Transfer von Blei, Cadmium, Arsen und Quecksilber in einem Überschwemmungsgebiet der Elbe. - Mitt. Deutsch. Bodenkdl. Ges., 80, S. 73-76.
- KLUGE, A., HAUBRICH, F. & HUTTE, K. (1992): Schwermetallbelastungskarten des Kreises Freiberg. - Bergakademie Freiberg, Inform.-Schrift i. Auftrag d. LRA Freiberg.
- KUNTZE, H.; FLEIGE, H.; HINDEL, R.; WIPPERMANN, T.; FILIPINSKI, M.; GRUPE, M. & PLUQUET, E. (1991): Empfindlichkeit der Böden gegenüber geogenen und anthropogenen Gehalten an Schwermetallen - Empfehlungen für die Praxis. - Handbuch Bodenschutz; 8. Lfg. VI/91, Nr. 1530, E. Schmidt: Berlin.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL (LAGA) (1994): Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Rohstoffen - Technische Regeln. - Handbuch Bodenschutz 17. Lfg. XI/94, Nr. 9250, E. Schmidt: Berlin.
- LANG, F. (1995): Molybdän auf sauren Waldstandorten. - Bayreuther Bodenkundliche Berichte, Band 45.
- LAHMANN, E. (1990): Schwermetallniederschläge in der Bundesrepublik Deutschland. - VDI-Berichte, 837, S. 75-81.
- LAVES, D.; DITTRICH, B. & KLOSE, R. (1997): Prüf- und Maßnahmewerte zur Gefahrenbeurteilung des Wirkungspfades Boden \Rightarrow (Nutz-)Pflanze und zur Sicherung des Boden- und Verbraucherschutzes. - unveröff. Forsch.-ber., Sächs. Landesanst. f. Landwirtschaft, Leipzig.
- LAVES, D.; DITTRICH, B.; KLOSE, R. & MÖNICKE R. (1997): Schwermetalltransfer Boden-Pflanze als Beurteilungskriterium für Bodenschutzmaßnahmen. - Mitt. Deutsch. Bodenkdl. Ges., 80, S. 81-84.
- LAVES, D. & SUNTHEIM, L. (1997): Nutzungskonzept schwermetallbelasteter Landwirtschaftsflächen. - Mitt. Deutsch. Bodenkdl. Ges., 85, II S.733-736.
- LIS, J. & PASIECNA, A. (1995): Geochemical Atlas of Poland. - Polish Geological Institute, Warsaw.
- MC GRATH, S. P. & LOVELAND, P. J. (1992): The Soil Geochemical Atlas of England and Wales. - Chapman & Hall: Glasgow.
- MARKERT, B.; HERPIN, U.; SIEWERS, U.; BERLEKAMP, J. & LIETH, H. (1996): The German heavy metal survey by means of mosses. - The Science of Total Environments 182, S. 159-168: ELSEVIER.
- MARQUARDT, D.; LÜDERITZ, P.; LEPPIN, S.; HUMMEL, M. & GROBER, J. (1989): Untersuchungen der anthropogenen Kontamination der Atmosphäre durch Schwermetalle an 144 ausgewählten Meßpunkten in der DDR (Untersuchungszeitraum 1983-1988). - Freiburger Umweltbrief Nr. 4 (Kurzfassung), Freiberg: Rat der Stadt.
- MARTIN, M.; BEUGE, P.; KLUGE, A. & HOPPE, T. (1994): Grubenwässer des Erzgebirges - Quellen von Schwermetallen in der Elbe. - Spektrum Wiss., S.102-107.
- MARTIN, W.; RUPPERT, H. & FRIED, G. (1991): Veränderung von Elementgehalten, pH-Wert und potentieller Kationenaustauschkapazität in ausgewählten Böden Bayerns. - GLA-Fachberichte, H. 6, Bayer. Geolog. Landesamt.
- MATHE', G. (1961): Geochemische und lagerstätten genetische Untersuchungen an erzführenden Kohlen des Döhlener Beckens. - unveröff. Dipl.-Arb., Bergakademie Freiberg.
- METZNER, I. (1991): Zur Geochemie ausgewählter Bodenformen im Erzgebirge und im Vogtland. - unveröff. Diss. Bergakademie Freiberg.
- METZNER, I.; VOLAND, B. & BOMBACH, G. (1994): Vorkommen und Verteilung von Arsen in Mittelgebirgsböden des Erzgebirges und Vogtlandes. - KLOKE, A., KREYSA, G. (Hrsg.): DECHEMA-Arbeitsgruppe „Bewertung von Gefährdungspotentialen im Bodenschutz“ - Beurteilung von Schwermetallen in Böden von Ballungsgebieten: Arsen, Cadmium und Blei, S. 97-104, Frankfurt/M.
- MINISTERIUM FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (MNU S.-H.) (1994): Bodenschutz in Schleswig-Holstein. - Kiel.
- MÖNICKE, R. (1994): Nähr- und Schadstoffaspekte bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft. - Korrespondenz Abwasser 8/94 (41. Jhr.), S. 1320-1329.
- MÖNICKE, R., KLOSE, R. & KURZER, J. (1996): Schwermetalltransfer auf Praxisschlägen und Schlußfolgerungen für die landwirtschaftliche Abfallverwertung - dargestellt am Beispiel Cd und Pb. - Mitt. Deutsch. Bodenkdl. Ges., 80, S. 77-79.

- MÜTTERLEIN, R. & RANK, G. (1999): Monitoring der Schwermetallbelastung in Sachsen mit Hilfe von Moosanalysen. – Mat. zur Luftreinhaltung, Sächs. Landesamt f. Umwelt u. Geologie, Dresden.
- OSSENKOPF, P. & PÄLCHEN, W. (unter Mitarb. v. HEILMANN, H.; KAWELKE, CH. & ADAM, CH. (1992): Umweltmeßnetze Freistaat Sachsen. Konzeption Bodenmeßprogramm. - unveröff. Bericht, Sächs. Landesamt f. Umwelt u. Geologie, Radebeul.
- OSSENKOPF, P.; PÄLCHEN, W.; BARTH, N.; RANK, G. & KARDEL, K. (1993): Geogene Belastung der Böden im Raum Freiberg mit Schwermetallen und Arsen. - unveröff. Ber., Sächs. Landesamt f. Umwelt u. Geologie, Bereich Boden und Geologie, Freiberg.
- PÄLCHEN, W. & BERGER, R. (1984): Regionale Geochemie Erzgebirge/Vogtland. Die Verteilung des Arsens in rezenten fluviatilen Sedimenten im Erzgebirge und Nordvogtland. – unveröff. Ber., VEB Geol. Forsch. u. Erkundung Freiberg (Archiv LfUG).
- PÄLCHEN, W.; DARBINJAN, F.; ZIMMERMANN, G.; LAUER, M.; MEINEL, G. & JUNGWIRTH, J. (1986): Lagerstättegeologische Forschung Braunkohle-Geochemie. Teil 1: Zusammenfassung der Ergebnisse. - unveröff. Bericht, VEB Geologische Forsch. u. Erkundung Freiberg (Archiv LfUG).
- PÄLCHEN, W.; MEYER-STEINBRENNER, H. & OSSENKOPF, P. (1994): Zur stofflichen Belastung von Böden in Ostdeutschland, speziell in Sachsen. - LfUG- Bericht, H. 1, S. 63-68, Sächs. Landesamt f. Umwelt u. Geologie, Radebeul.
- PÄLCHEN, W. & OSSENKOPF, P. (1989): The recent geochemical and mineralogical field. In TISCHENDORF, G. (Hrsg.): Silicic magmatism and metallogenesis of the Erzgebirge. - Veröff. Zentralinst. Physik Erde, 107, Potsdam.
- PÄLCHEN, W.; RANK, G.; LANGE, H. & TISCHENDORF, G. (1987): Regionale Clarkewerte - Möglichkeiten und Grenzen ihrer Anwendung am Beispiel des Erzgebirges (DDR). - Chem. Erde, Bd. 47, S. 1-17.
- PÄLCHEN, W.; RANK, G. & BERGER, R. (1982): Regionale geochemische Untersuchungen an Gesteinen, fluviatilen Sedimenten und Wässern im Erzgebirge und Vogtland, Teil 1: Methodik und Ergebnisse Erzgebirge und Nordvogtland. - unveröff. Ber., VEB Geol. Forsch. u. Erkundung Freiberg (Archiv LfUG).
- PÄLCHEN, W.; RANK, G.; BERGER, R. & OSSENKOPF, P. (1996): Spurenelemente in Sedimenten erzgebirgischer Fließgewässer. - Abh. Sächs. Akademie Wiss., Band 58, H. 4, S. 33-50, Akademie Verl.: Berlin.
- PÄLCHEN, W.; RANK, G., HARPKE, B. & KLEINSTÄUBER, G. (1991): Geochemische Karten - Gegenstand, Inhalt, Probleme. - Friedrich Leutwein (1911-1974), Ehrenkolloquium Bergakademie Freiberg, 06. Dez. 1991 in Freiberg, S. 39-53.
- PÄLCHEN, W. & SCHRAPS, W.-G. (1998): Das Bundes-Bodenschutzgesetz und die staatlichen geologischen Dienste. - Bodenschutz, H. 2, S. 50-51.
- PÄLCHEN, W.; VOLAND, B. & LOHRMANN, R. (1990): Altlasten des Bergbaus und der Buntmetallurgie im Raum Freiberg. - Deutsches Altlasten-Seminar, Freiberg 18./19.10.1990, Abstracts S.26-27.
- PÄLCHEN, W.; ZERNKE, B.; ROSCHER, O. & KÜHNE, R. (1993): Geochemische Untersuchungen zum Nachweis und zur Bewertung erzführender Strukturen (Raum Ehrenfriedersdorf - Annaberg). - Geoprofil, Nr. 3, S. 38- 43, Freiberg.
- PANTSAR-KALLIO, M. & MANNINEN, P. K. G. (1997): Speciation of mobile arsenic in soil samples as a function of pH. - Science Tot. Environment, 204, S. 193-200.
- PIERRA, A. (1993): Untersuchungen zur Arsenbelastung und -mobilität in Böden des Metallurgiezentrums und ehemaligen Berbaureviers Freiberg. - unveröff. Diss., Bergakademie Freiberg.
- PRÜEB, (1994): Einstufung mobiler Spurenelementgehalte in Böden. – Handbuch Bodenschutz; 15. Lfg. II/94, Nr. 3600, Schmidt: Berlin.
- RANK, G.; GREIF, A. & PÄLCHEN, W. (1999): Die stofflichen Belastungen von Böden und Gewässersedimenten in Sachsen – Handlungsgrundlage für den Bodenschutz. – Tagungsband 3. Sächs. Bodenschutztag, 24/25. Juni 1999 Görlitz, S. 96-107.
- RANK, G.; KARDEL, K.; PÄLCHEN, W.; SYMMANGK, R. & WEIDENSDÖRFER, H. (1997): Bodenmeßprogramm Freistaat Sachsen - Bodenmessnetz Ehrenfriedersdorf. - Materialien zum Bodenschutz, Sächs. Landesamt f. Umwelt u. Geologie, Radebeul.
- RANK, G.; KARDEL, K.; PÄLCHEN, W. & WEIDENSDÖRFER, H. (1999): Bodenatlas Freistaat Sachsen Teil 3, Bodenmeßprogramm, Bodenmessnetz Raster 4 km x 4 km. - Materialien zum Bodenschutz, Sächs. Landesamt f. Umwelt u. Geologie, Dresden.
- RANK, G.; KARDEL, K.; PÄLCHEN, W. (1998): Zur Belastung sächsischer Böden mit anorganischen und organischen Schadstoffen - Verteilung, Intensität, Ursachen. - Z. geol. Wiss. 26 (1/2), S. 61-78.
- RANK, G.; KARDEL, K.; WEIDENSDÖRFER, H. (1999): Die Schwermetallgehalte der Böden des Freiburger Raumes für die Bewertung der Gefährdungspfade Boden-Mensch, Boden-Nutzpflanze nach Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. – unveröff. Ber., Sächs. Landesamt f. Umwelt u. Geologie, Dresden.
- RANK, G.; KARDEL, K.; WEIDENSDÖRFER, H. (2000): Die Schwermetallgehalte der Böden im Raum Ehrenfriedersdorf -

- Geyer für die Bewertung der Gefährdungspfade Boden-Mensch, Boden-Nutzpflanze und Boden-Grundwasser nach Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. – unveröff. Ber., Sächs. Landesamt f. Umwelt u. Geologie, Dresden.
- RANK, G. & PÄLCHEN, W. (1989): Zur Geochemie der sauren postvariszischen Vulkanite im Raum Flöha – Karl-Marx-Stadt. - Z. geol. Wiss. 17 (12), S. 1087-1097.
- RANK, G.; PÄLCHEN, W. & MEYER-STEINBRENNER, H. (1997): Großflächige Bodenbelastungen in Sachsen - Verbreitung, Ursachen, Handlungskonsequenzen. - Materialien zur Altlastenbehandlung H. 3, S. VII/1-VII/13, Sächs. Staatsministerium für Umwelt u. Landesentwicklung und Sächs. Landesamt f. Umwelt u. Geologie, Radebeul.
- REIMANN, C. & DE CARITAT, P. (1998): Chemical Elements in the Environment. – Springer: Berlin-Heidelberg.
- RÖSLER, H. J.; BEUGE, P. & MÜLLER, E. (1969): Einfluß des Hüttenrauches von Freiberg und Halsbrücke auf die Spurenelementgehalte der Böden. - Bergakademie, 21, H. 7, S. 386-397.
- RÖSLER, H. J. & LANGE, H. (1975): Geochemische Tabellen. - 2. Aufl., VEB Dt. Verl. f. Grundstoffindustrie: Leipzig.
- RUPPERT, H. (1987): Bestimmung von Schwermetallen im Boden sowie die ihr Verhalten beeinflussenden Bodeneigenschaften. - Beilage zum GLA-Fachbericht, Heft 2, Bayer. Geolog. Landesamt.
- RUPPERT, H. & SCHMIDT, F. (1987): Natürliche Grundgehalte und anthropogene Anreicherungen von Schwermetallen in Böden Bayerns. - GLA-Fachberichte, Heft 2, Bayer. Geolog. Landesamt.
- SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (LfL) (1992): Untersuchung sächsischer Böden auf Belastungen mit Schwermetallen und organischen Rückständen. - unveröff. Ber., LfL Leipzig.
- SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (LfL) (1992): Schwermetalltransfer Boden/Pflanze. - Empfehlung des Acker- und Pflanzenbaus, LfL Leipzig.
- SächsABG (1999): Sächsisches Abfallwirtschafts- und Bodenschutzgesetz (1999). - Sächs. Gesetz- und Verordnungsbl. 9 (1999), S. 262-267, Dresden.
- SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (LfUG) (1995): Jahresbericht zur Immissionssituation 1994. - Materialien zur Luftreinhaltung 1/1995, Radebeul.
- SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (LfUG) (1996): Jahresbericht zur Immissionssituation 1995. - Materialien zur Luftreinhaltung 10/1996, Radebeul.
- SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (LfUG) (1997): Jahresbericht zur Immissionssituation 1996. - Materialien zur Luftreinhaltung 08/1997, Radebeul.
- SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND FORSTEN (SML) (1995): Waldschadensbericht 1995. - Sächs. Landesanst. f. Forsten, Graupa.
- SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (SMUL) (1999): Sächsischer Agrarbericht 1998. – Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Dresden.
- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1989): Lehrbuch der Bodenkunde. - 12. Aufl., Enke: Stuttgart.
- SCHERCHAN, O. (1980): Methodische Untersuchungen zur geochemischen Bilanz zwischen Muttergestein, Böden und Umweltbelastung in der Umgebung von Freiberg. – unveröff. Diss., Bergakademie Freiberg.
- SCHRÄBER, D.; WALD, S. & ARNOLD, K. (1990): Umweltsanierungskonzeption Landkreis Freiberg, Teil I. - Landratsamt Freiberg (Freiberger Umweltbrief Nr. 6).
- SCHULTE, G. (1996): Schadstoffgehalte in Leipziger Böden. - Mitt. Deutsch. Bodenkdl. Ges., 80, S. 165-168.
- SCHUMANN, G. (1990): Anbau- und Verzehrempfehlungen für Haus- und Kleingärtner unter Beachtung der Schwermetallbeeinflussung im Raum Freiberg. - Freiberger Umweltbrief Nr. 5, Freiberg: Rat der Stadt.
- SEIM, R. & TISCHENDORF, G. (Hrsg., 1990): Grundlagen der Geochemie. – VEB Dt. Verl. Grundstoffindustrie: Leipzig.
- SPORBERT, U. (1996): Geochemische Untersuchungen zur Arsenproblematik im Gebiet von Ehrenfriedersdorf. – unveröff. Dipl.-Arb., TU Bergakademie Freiberg.
- STEINERT, P. (1996): Erarbeitung substratbezogener Schwermetallhintergrundwerte Thüringer Böden - Vorgehen und Ergebnisse. - Mitt. Deutsch. Bodenkdl. Ges., 80, S. 37-39.
- SUTTNER, T. (1995): Ermittlung von Hintergrundwerten anorganischer Problemstoffe in Böden Bayerns. - In: Bewertung von Stoffbelastungen der Böden am Beispiel von Schwermetallen, Kurzfassg. Tagg. ARGE ALP 11.11.1994, Bozen-Südtirol.
- TISCHENDORF, G. (1966): Zur Zinnprognose im Erzgebirge mit Bemerkungen zu allgemeinen Metallogenie- und Prognoseproblemen. - Z. angew. Geologie, H. 14, S. 393-405.
- TYLER, G. (1992): Critical Concentrations of Heavy Metals in the Mor Horizon of Swedish Forests. - SNV-Report 4078, Solna.
- ULRICH, B. (1981): Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. - Z. Pflanzenernährung und Bodenkunde (144), S. 289-305.
- UMWELTBUNDESAMT (UBA) (1983): Umwelt- und Gesundheitskriterien für Arsen. - UBA, Berichte 4/83, Berlin.
- UMWELTBUNDESAMT (UBA) (1995): Eckpunkte zur Bewertung des Wirkungspfades Boden-Pflanze. Bodenwerte zur Gefahrenbeurteilung, Entwurf, Stand 05/95. - UBA, II 3.1- 91002/33, Berlin.

- UMWELTBUNDESAMT (UBA) (1996): Atmosphärische Schwermetall-Emissionen in Deutschland. – Globus 3803/Freie Presse.
- UMWELTBUNDESAMT (UBA) (1996): Eckpunkte zur Gefahrenbeurteilung des Wirkungspfades Bodenverunreinigung/Altlasten-Mensch (direkter Übergang), Entwurf, Stand 09/96. - UBA, Berlin.
- UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG (UM BW) (1993a): Zweite Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums zum Bodenschutzgesetz über die Probenahme und -aufbereitung (VwV Boden). In: Umweltschutz in Baden-Württemberg. - UM BW.
- UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG (UM BW) (1993b): Dritte Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums zum Bodenschutzgesetz über die Ermittlung und Einstufung von Gehalten anorganischer Schadstoffe im Boden (VwV Anorganische Schadstoffe). - In: Gemeins. Amtsbl. Baden-Württemberg, Heft 30, S. 1029- 1036, Stuttgart.
- UTERMANN, J.; DÜWEL, O.; FUCHS, M.; GÄBLER, H. E.; GEHRT, E.; HINDEL, R. & SCHNEIDER, J. (1999): Methodische Anforderungen an die Flächenrepräsentanz von Hintergrundwerten. – UBA-Projekt FuE 297 71 010, Bundesanst. f. Geowiss. u. Rohstoffe (BGR), Hannover.
- VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (VDI) (1996): Zielsetzung, Bedeutung und Grundlagen von Richtlinien zum Schutze der Böden, Ermittlung von maximalen Immissions-Werten. VDI 3956 (Entwurf), 10 S., Düsseldorf.
- VOLAND, B.; SCHLENKER, U.; HOPPE, T.; METZNER, I.; KLUGE, A.; KLEMM, W. & BOMBACH, G. (1994): Einschätzung der Schwermetallbelastung der Böden im Freiburger Raum. - KLOKE, A., KREYSA, G. (Hrsg.): DECHEMA-Arbeitsgruppe „Bewertung von Gefährdungspotentialen im Bodenschutz“ - Beurteilung von Schwermetallen in Böden von Ballungsgebieten: Arsen, Cadmium und Blei, S. 79-96, Frankfurt/M.
- VOLAND, B.; SCHLENKER, U. & KLUGE, A. (1990): Geochemische Prospektion in anthropogen veränderten Landschaften. – unveröff. Forsch.-Ber., Bergakademie Freiberg.
- WALD, S. (1990): Überblick über die Umweltsituation im Raum Freiberg - Ein erster Abriß. - Freiburger Umweltbrief Nr. 1, Freiberg: Rat der Stadt.
- WASTERNAK, J.; TISCHENDORF, G.; HÖSEL, G.; KUSCHKA, E.; BREITER, K.; CHRT, J.; KOMINEK, J. & ŠTEMPROK, M. (1995): Mineralische Rohstoffe Erzgebirge-Vogtland/Krušné hory, Karte 2: Metalle, Fluorit/Baryt-Verbreitung und Auswirkungen auf die Umwelt Maßstab 1 : 100 000. Sächs. Landesamt f. Umwelt u. Geologie, Bereich Boden u. Geologie Freiberg, Czech Geological Survey Praha.
- WEDEPOHL, K. H. (1995): The composition of the continental crust. - *Geochim. et Cosmochim. Acta*, 59 (7): 1217-1232; London.
- WENDLAND, A.; BARTH, A. & WIEMEIER, G. (1997): Regionale Verteilung des Arsens in den Rotliegendensedimenten Sachsens. - Abschlußbericht beak Consultants GmbH Freiberg i. A. d. Sächs. Staatsmin. f. Umwelt u. Landesentwicklung geförderten Forsch.-vorhabens (Archiv LfUG).
- WIENHAUS, O. & REUTER, F. (1996): Untersuchungen zur Belastung durch Fluorverbindungen und Schwermetalle, speziell Cadmium und Blei und deren Auswirkungen in den Grenzgebirgen des Freistaates Sachsen und ihrem Vorland. - unveröff. Abschlußber. zum Forschungsvorhaben, TU Dresden, Fak. Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften Tharandt.
- WILCKE, W. & DÖHLER, H. (1995): Schwermetalle in der Landwirtschaft. - Kurat. f. Technik u. Bauwesen i. d. Landwirtschaft e. V., Arbeitspapier 217, KTLB Darmstadt.
- WOLFF, B.; RIEK, W. & ANDERS, S. (1998): Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE). - *Bodenschutz* H. 1, S. 6-11.
- WOLF, L.; STEDING, D.; SCHUBERT, G.; ALEXOWSKY, W. & LEONHARDT, D. (1992): Geologische Übersichtskarte des Freistaates Sachsen 1 : 400 000 (GÜK 400). - 3. Aufl., Sächs. Landesamt f. Umwelt u. Geologie, Bereich Boden u. Geologie Freiberg.
- WÜNSCHE, M.; WEISE, A.; SCHÜTZENMEISTER, W.; DIETEL, M.; PÄLCHEN, W. & HUNGER, W. (1993): Übersichtskarte der Böden des Freistaates Sachsen 1 : 400 000. - 2. Aufl., Sächs. Landesamt f. Umwelt u. Geologie, Bereich Boden u. Geologie Freiberg.
- ZEHNER & MANN (1993): Untersuchung und Bewertung der Bodenbelastung mit Arsen im Raum Ehrenfriedersdorf. - unveröff. Ber., BiLaCon GmbH, Stollberg (Archiv LfUG).

8 Tabellenverzeichnis

- Tab. 1: Flächenanteile der Gesteinsformationen im Freistaat Sachsen
- Tab. 2: Bodeneinheiten und deren Anteil an der Gesamtfläche des Freistaates Sachsen
- Tab. 3-1: Mittlere Gehalte (Medianwerte) ausgewählter Spurenelemente in den Hauptgesteinstypen des Freistaates Sachsen
- Tab. 3-2: Mittlere Gehalte (Medianwerte) ausgewählter Hauptelemente in den Hauptgesteinstypen des Freistaates Sachsen
- Tab. 4-1: Substrat- und nutzungsbezogene pH-Hintergrundwerte
- Tab. 4.2-1: Substrat- und nutzungsbezogene Arsen-Hintergrundwerte (Totalgehalte)
- Tab. 4.2-2: Substrat- und nutzungsbezogene mobile Arsen-Hintergrundwerte (NH₄NO₃-Extraktion)
- Tab. 4-3: Substrat- und nutzungsbezogene Bor-Hintergrundwerte (Totalgehalte)
- Tab. 4-4: Substrat- und nutzungsbezogene Beryllium-Hintergrundwerte (Totalgehalte)
- Tab. 4-5: Substrat- und nutzungsbezogene Wismut-Hintergrundwerte (Totalgehalte)
- Tab. 4.6-1: Substrat- und nutzungsbezogene Cadmium-Hintergrundwerte (Totalgehalte)
- Tab. 4.6-2: Substrat- und nutzungsbezogene mobile Cadmium-Hintergrundwerte (NH₄NO₃-Extraktion)
- Tab. 4.6-3: Relatives Anreicherungsvermögen verschiedener Pflanzenarten für Cadmium
- Tab. 4.7-1: Substrat- und nutzungsbezogene Chrom-Hintergrundwerte (Totalgehalte)
- Tab. 4.7-2: Substrat- und nutzungsbezogene mobile Chrom-Hintergrundwerte (NH₄NO₃-Extraktion)
- Tab. 4.8-1: Substrat- und nutzungsbezogene Kupfer-Hintergrundwerte (Totalgehalte)
- Tab. 4.8-2: Substrat- und nutzungsbezogene mobile Kupfer-Hintergrundwerte (NH₄NO₃-Extraktion)
- Tab. 4-9: Substrat- und nutzungsbezogene Fluor-Hintergrundwerte
- Tab. 4.10-1: Substrat- und nutzungsbezogene Quecksilber-Hintergrundwerte
- Tab. 4.10-2: Substrat- und nutzungsbezogene mobile Quecksilber-Hintergrundwerte (NH₄NO₃-Extraktion)
- Tab. 4-11: Substrat- und nutzungsbezogene Mangan-Hintergrundwerte (Totalgehalte)
- Tab. 4.12-1: Substrat- und nutzungsbezogene Molybdän-Hintergrundwerte (Totalgehalte)
- Tab. 4.12-2: Substrat- und nutzungsbezogene mobile Molybdän-Hintergrundwerte (NH₄NO₃-Extraktion)
- Tab. 4.13-1: Substrat- und nutzungsbezogene Nickel-Hintergrundwerte (Totalgehalte)
- Tab. 4.13-2: Substrat- und nutzungsbezogene mobile Nickel-Hintergrundwerte (NH₄NO₃-Extraktion)
- Tab. 4.14-1: Substrat- und nutzungsbezogene Blei-Hintergrundwerte (Totalgehalte)
- Tab. 4.14-2: Substrat- und nutzungsbezogene mobile Blei-Hintergrundwerte (NH₄NO₃-Extraktion)
- Tab. 4.14-3: Relatives Anreicherungsvermögen verschiedener Pflanzenarten für Blei
- Tab. 4-15: Substrat- und nutzungsbezogene Thorium-Hintergrundwerte (Totalgehalte)
- Tab. 4.16-1: Substrat- und nutzungsbezogene Thallium-Hintergrundwerte (Totalgehalte)
- Tab. 4.16-2: Substrat- und nutzungsbezogene mobile Thallium-Hintergrundwerte (NH₄NO₃-Extraktion)
- Tab. 4.16-3: Relatives Anreicherungsvermögen verschiedener Pflanzenarten für Thallium
- Tab. 4-17: Substrat- und nutzungsbezogene Uran-Hintergrundwerte (Totalgehalte)
- Tab. 4-18: Substrat- und nutzungsbezogene Vanadium-Hintergrundwerte (Totalgehalte)
- Tab. 4-19: Substrat- und nutzungsbezogene Wolfram-Hintergrundwerte (Totalgehalte)
- Tab. 4.20-1: Substrat- und nutzungsbezogene Zink-Hintergrundwerte (Totalgehalte)
- Tab. 4.20-2: Substrat- und nutzungsbezogene mobile Zink-Hintergrundwerte (NH₄NO₃-Extraktion)
- Tab. 4-21: PAK- und B(a)P-Hintergrundwerte nach siedlungsstrukturellen Gebietskategorien
- Tab. 4-22: Nutzungsbezogene C_{org}-Gehalte
- Tab. 4-23: Substrat- und nutzungsbezogene Aluminium-Hintergrundwerte (Totalgehalte)
- Tab. 4-24: Substrat- und nutzungsbezogene Calcium-Hintergrundwerte (Totalgehalte)
- Tab. 4-25: Substrat- und nutzungsbezogene Eisen-Hintergrundwerte (Totalgehalte)
- Tab. 4-26: Substrat- und nutzungsbezogene Kalium-Hintergrundwerte (Totalgehalte)
- Tab. 4-27: Substrat- und nutzungsbezogene Magnesium-Hintergrundwerte (Totalgehalte)
- Tab. 4-28: Substrat- und nutzungsbezogene Natrium-Hintergrundwerte (Totalgehalte)

- Tab. 4-29: Substrat- und nutzungsbezogene Phosphor-Hintergrundwerte(Totalgehalte)
- Tab. 5-1: Regressionsgleichungen für die Berechnung der KW-extrahierbaren Gehalte aus Totalgehalten
- Tab. 5-2: Überschreitungen von Vorsorgewerten in mineralischen Oberböden
- Tab. 5-3: Überschreitung der Vorsorgewerte in Humusauflagen
- Tab. 5-4: Überschreitungen von Prüf- und Maßnahmenwerten für den Wirkungspfad Boden→Pflanze für Ackerbauflächen, Nutzgärten
- Tab. 5-5: Überschreitungen von Maßnahmenwerten für den Wirkungspfad Boden→Pflanze für Grünland

- Tab. D 1: Standort- und Profilbeschreibung für Bodenmessnetze (Beispiel)
- Tab. D 2: Prüf- und Maßnahmenwerte nach BBodSchV (1999)
- Tab. D 3: Vorsorgewerte nach BBodSchV (1999)
- Tab. D 4: Hintergrundwerte, Prüfwerte und Belastungswerte für ausgewählte Schadstoffe in Böden (UM BW, 1993)
- Tab. D 5: Zuordnungswerte von Feststoffen und Eluaten für Boden nach LAGA (1994)
- Tab. D 6: Grenzwerte für Gesamtgehalte von Böden für eine Klärschlammaufbringung
- Tab. D 7: Vorsorgewerte für Humusauflagen (PRÜEB, 1994) und Orientierungswerte für Schwermetallkonzentrationen im Humus mit schädigenden Wirkungen auf Ökosystemkomponenten (TYLER, 1992)
- Tab. D 8: Schwermetalle im Staubniederschlag - Gebietsmittelwerte (1993-1995)
- Tab. D 9: Pb und Cd im Sedimentationsstaub ..1995
- Tab. D 10: Jahresmittel der Schwebstaub-Inhaltsstoffe 1995
- Tab. D 11: Nasse Deposition 1996
- Tab. D 12: Ergebnisse der Faktoranalyse - organische Auflage (Oh-Horizont)
- Tab. D 13: Ergebnisse der substratbezogenen Faktoranalyse - mineralischer Oberboden
- Tab. D 14 : Ergebnisse der substratbezogenen Faktoranalyse - Unterboden
- Tab. D 15: Substratbezogene Hintergrundwerte anorganischer Komponenten, Organische Auflagen unter Forst - Oh-Horizont
- Tab. D 16: Substratbezogene Hintergrundwerte anorganischer Komponenten, Oberboden – Wald/ Forst
- Tab. D 17: Substratbezogene Hintergrundwerte anorganischer Komponenten, Oberboden – Acker
- Tab. D 18: Substratbezogene Hintergrundwerte anorganischer Komponenten, Oberboden – Grünland
- Tab. D 19: Substratbezogene Hintergrundwerte anorganischer Komponenten, Unterboden

9 Abbildungsverzeichnis

- Abb. 1: Bodenregionen und Bodenmessnetz Freistaat Sachsen Raster 4 km x 4 km
- Abb. 2: Beispielhafte Darstellung zur Probenentnahme
- Abb. 3-1: Vereinfachte geologische Karte des Freistaates Sachsen – Petrogeochemische Einheiten
- Abb. 3-2: Übersichtskarte der Böden des Freistaates Sachsen
- Abb. 3-3: Karte der Bodennutzung
- Abb. 3-4: Jahresmittel der Lufttemperatur
- Abb. 3-5: Jahresmittel der Niederschlagsmengen
- Abb. 3-6: Potentielle anthropogene Quellen großflächiger Bodenbelastungen -
Industrielle Emissionen bis ca. 1990 (Auswahl)
- Abb. 3-7: Geogene Einflüsse auf mögliche Bodenbelastungen - Mineralisationen Erzgebirge/Vogtland
- Abb. 3-8: Freistaat Sachsen - Administrative Gliederung (Stand 01.01.1997)
- Abb. 3-9: Siedlungsstrukturelle Gebietskategorien im Freistaat Sachsen
- Abb. 4.1-1: pH-Wert in der organischen Auflage
- Abb. 4.1-2: pH-Wert im mineralischen Oberboden
- Abb. 4.1-3: pH-Wert im Unterboden
- Abb. 4.2-1: Arsen in der organischen Auflage
- Abb. 4.2-2: Arsen im mineralischen Oberboden
- Abb. 4.2-3: Arsen im Unterboden
- Abb. 4.2-4: Mobile Arsengehalte im mineralischen Oberboden (NH₄NO₃-Extraktion)
- Abb. 4.3-1: Bor in der organischen Auflage
- Abb. 4.3-2: Bor im mineralischen Oberboden
- Abb. 4.3-3: Bor im Unterboden
- Abb. 4.4-1: Beryllium in der organischen Auflage
- Abb. 4.4-2: Beryllium im mineralischen Oberboden
- Abb. 4.4-3: Beryllium im Unterboden
- Abb. 4.5-1: Wismut in der organischen Auflage
- Abb. 4.5-2: Wismut im mineralischen Oberboden
- Abb. 4.5-3: Wismut im Unterboden
- Abb. 4.6-1: Cadmium in der organischen Auflage
- Abb. 4.6-2: Cadmium im mineralischen Oberboden
- Abb. 4.6-3: Cadmium im Unterboden
- Abb. 4.6-4: Mobile Cadmiumgehalte im mineralischen Oberboden (NH₄NO₃-Extraktion)
- Abb. 4.7-1: Chrom in der organischen Auflage
- Abb. 4.7-2: Chrom im mineralischen Oberboden
- Abb. 4.7-3: Chrom im Unterboden
- Abb. 4.7-4: Mobile Chromgehalte im mineralischen Oberboden (NH₄NO₃-Extraktion)
- Abb. 4.8-1: Kupfer in der organischen Auflage
- Abb. 4.8-2: Kupfer im mineralischen Oberboden
- Abb. 4.8-3: Kupfer im Unterboden
- Abb. 4.8-4: Mobile Kupfergehalte im mineralischen Oberboden (NH₄NO₃-Extraktion)
- Abb. 4.9-1: Fluor in der organischen Auflage
- Abb. 4.9-2: Fluor im mineralischen Oberboden
- Abb. 4.9-3: Fluor im Unterboden
- Abb. 4.10-1: Quecksilber in der organischen Auflage
- Abb. 4.10-2: Quecksilber im mineralischen Oberboden
- Abb. 4.10-3: Quecksilber im Unterboden

- Abb. 4.10-4: Mobile Quecksilbergehalte im mineralischen Oberboden (NH₄NO₃-Extraktion)
- Abb. 4.11-1: Mangan in der organischen Auflage
- Abb. 4.11-2: Mangan im mineralischen Oberboden
- Abb. 4.11-3: Mangan im Unterboden
- Abb. 4.12-1: Molybdän in der organischen Auflage
- Abb. 4.12-2: Molybdän im mineralischen Oberboden
- Abb. 4.12-3: Molybdän im Unterboden
- Abb. 4.12-4: Mobile Molybdängehalte im mineralischen Oberboden (NH₄NO₃-Extraktion)
- Abb. 4.13-1: Nickel in der organischen Auflage
- Abb. 4.13-2: Nickel im mineralischen Oberboden
- Abb. 4.13-3: Nickel im Unterboden
- Abb. 4.13-4: Mobile Nickelgehalte im mineralischen Oberboden (NH₄NO₃-Extraktion)
- Abb. 4.14-1: Blei in der organischen Auflage
- Abb. 4.14-2: Blei im mineralischen Oberboden
- Abb. 4.14-3: Blei im Unterboden
- Abb. 4.14-4: Mobile Bleigehalte im mineralischen Oberboden (NH₄NO₃-Extraktion)
- Abb. 4.15: Thorium im mineralischen Oberboden
- Abb. 4.16-1: Thallium in der organischen Auflage
- Abb. 4.16-2: Thallium im mineralischen Oberboden
- Abb. 4.16-3: Thallium im Unterboden
- Abb. 4.16-4: Mobile Thalliumgehalte im mineralischen Oberboden (NH₄NO₃-Extraktion)
- Abb. 4.17-1: Uran in der organischen Auflage
- Abb. 4.17-2: Uran im mineralischen Oberboden
- Abb. 4.17-3: Uran im Unterboden
- Abb. 4.18-1: Vanadium in der organischen Auflage
- Abb. 4.18-2: Vanadium im mineralischen Oberboden
- Abb. 4.18-3: Vanadium im Unterboden
- Abb. 4.19-1: Wolfram in der organischen Auflage
- Abb. 4.19-2: Wolfram im mineralischen Oberboden
- Abb. 4.19-3: Wolfram im Unterboden
- Abb. 4.20-1: Zink in der organischen Auflage
- Abb. 4.20-2: Zink im mineralischen Oberboden
- Abb. 4.20-3: Zink im Unterboden
- Abb. 4.20-4: Mobile Zinkgehalte im mineralischen Oberboden (NH₄NO₃-Extraktion)
- Abb. 4.21-1: Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in der organischen Auflage
- Abb. 4.21-2: Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) im mineralischen Oberboden
- Abb. 4.21-3: Benzo(a)pyren in der organischen Auflage
- Abb. 4.21-4: Benzo(a)pyren im mineralischen Oberboden
- Abb. 4.22-1: Kohlenstoff (C_{org}) in der organischen Auflage
- Abb. 4.22-2: Kohlenstoff (C_{org}) im mineralischen Oberboden
- Abb. 4.22-3: Kohlenstoff (C_{org}) im Unterboden
- Abb. 4.23-1: Aluminium in der organischen Auflage
- Abb. 4.23-2: Aluminium im mineralischen Oberboden
- Abb. 4.23-3: Aluminium im Unterboden
- Abb. 4.24-1: Calcium in der organischen Auflage
- Abb. 4.24-2: Calcium im mineralischen Oberboden
- Abb. 4.24-3: Calcium im Unterboden
- Abb. 4.25-1: Eisen in der organischen Auflage
- Abb. 4.25-2: Eisen im mineralischen Oberboden

- Abb. 4.25-3: Eisen im Unterboden
- Abb. 4.26-1: Kalium in der organischen Auflage
- Abb. 4.26-2: Kalium im mineralischen Oberboden
- Abb. 4.26-3: Kalium im Unterboden
- Abb. 4.27-1: Magnesium in der organischen Auflage
- Abb. 4.27-2: Magnesium im mineralischen Oberboden
- Abb. 4.27-3: Magnesium im Unterboden
- Abb. 4.28-1: Natrium in der organischen Auflage
- Abb. 4.28-2: Natrium im mineralischen Oberboden
- Abb. 4.28-3: Natrium im Unterboden
- Abb. 4.29-1: Gesamt-Phosphor in der organischen Auflage
- Abb. 4.29-2: Gesamt-Phosphor im mineralischen Oberboden
- Abb. 4.29-3: Gesamt-Phosphor im Unterboden
- Abb. 5-1: Clusteranalyse mineralischer Oberboden
- Abb. 5-2: Clusteranalyse Unterboden
- Abb. 5-3: Clusteranalyse organische Auflage

10 Abkürzungsverzeichnis

AbfKlärV	Klärschlammverordnung
BBodSchG	Bundesbodenschutzgesetz
BBodSchV	Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung
EBodSchV	Entwurf Bodenschutzverordnung
BW	Baden-Württemberg
BÜK	Bodenkundliche Übersichtskarte
BZE	Bodenzustandserhebung im Wald
EGAB	Erstes Gesetz zur Abfallwirtschaft und zum Bodenschutz im Freistaat Sachsen
EPA	US Environmental Protection Agency
GLA	Geologisches Landesamt
GÜK	Geologische Übersichtskarte
ICP-MS	Plasma-Massenspektrometrie
KW	Königswasser
LABO-AK4	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz, Arbeitskreis "Bodenbelastung"
LAGA	Länderarbeitsgemeinschaft Abfall
LBA	Leitbodenassoziatiion
LBG	Leitbodengesellschaft
LfL	Landesanstalt für Landwirtschaft
MNU S.-H.	Ministerium für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein
NRW	Nordrhein-Westfalen
ODL	Ortsdosisleistung
PAK	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
SML	Sächsisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten
SMUL	Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft
TK	Topographische Karte
UBA	Umweltbundesamt
UBG	Umweltbetriebsgesellschaft
UM	Umweltministerium
VwV	Verwaltungsvorschrift

Einheiten

%	Prozent
Bq/kg	Bequerel je Kilogramm
g/ha · a	Gramm pro Hektar und Jahr
µg/kg	Mikrogramm pro Kilogramm
µg/l	Mikrogramm pro Liter
mg/kg	Milligramm pro Kilogramm
mg/kg TS	Milligramm pro Kilogramm Trockensubstanz
mg/l	Milligramm pro Liter
nSv/h	Nanosievert pro Stunde