

## 7 Vorräte und Gehalte von Schwermetallen in Waldböden

*J. Utermann<sup>21</sup>, C. T. Aydın<sup>12</sup>, N. Bischoff<sup>8</sup>, J. Böttcher<sup>8</sup>, N. Eickenscheidt<sup>1</sup>, J. Gehrman<sup>14</sup>, N. König<sup>16</sup>, B. Scheler<sup>16</sup>, F. Stange<sup>3</sup>, N. Wellbrock<sup>1</sup>*

### 7.1 Einleitung

Schwermetalle sind aus naturwissenschaftlicher Sicht Metalle mit einer Dichte  $> 5 \text{ g cm}^{-3}$ . In diesem Kapitel werden die Elemente Arsen (As), Blei (Pb), Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Nickel (Ni), Quecksilber (Hg) und Zink (Zn) unter dem Begriff „Schwermetalle“ zusammengefasst, wobei Arsen aus chemischer Sicht ein Halbmetall ist.

In der Geosphäre kommen Schwermetalle naturbedingt in sehr unterschiedlicher Konzentration vor. Die Gehalte variieren primär als Funktion der mineralogischen Zusammensetzung der Ausgangsgesteine. Elemente mit geogen bedingt erhöhten Gehalten finden sich vor allem in Festgesteinsböden. In Deutschland sind geogen erhöhte Elementgehalte insbesondere bei Böden aus periglazialen Lagen über basischen Magmatiten und Metamorphiten (Cr, Ni, Cu, Zn), Tongesteinen (v.a. Lias-Tonstein) (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn), sauren Metamorphiten (Cu, Ni) und Glimmerschiefer (Cr, Cu, Ni, Zn) sowie Karbonatgesteinen als Folge der Residual-Ton Anreicherung bei Böden des Typs Terra Fusca zu erwarten. Hier treten im Vergleich zu den Oberböden höhere Elementgehalte im lössarmen Unterboden und im Untergrund auf, die sich insbesondere im Falle von Cr und Ni bei den basischen Magmatiten und Metamorphiten deutlich in die Oberböden durchpausen (Utermann *et al.* 2006).

Als Folge des Auskämmeffekts von Bäumen gegenüber luftpfadgetragenen Schadstoffen kommt es vor allem in den Oberböden unter Wald zu verstärkten atmosphärischen Schwermetalleinträgen. Dies kann sowohl regional als auch überregional zu einer signifikanten Überlagerung der naturbedingt in Böden vorhandenen Schwermetallgehalte führen. Insbesondere leeseitig der großen Schwerindustriezentren z.B. in Nordrhein-Westfalen finden sich regional erhöhte Schwermetallgehalte als Folge der langjährigen industriebürtigen Immissionen (Gehrman 2013). Auch wenn die Schadstoffemissionen aus Kraftwerken und Stahlverarbeitungsbetrieben mittlerweile deutlich abgesenkt wurden, werden sich die resultierenden Belastungen der Böden noch viele Jahrzehnte nachweisen lassen, da Schwermetalle nicht abgebaut werden und im Boden vergleichsweise langsam migrieren. Überregionale Belastungsmuster in den Oberböden sind vor allem für Blei nachweisbar, da dieses Element bis 1988 über Jahrzehnte durch die Verbrennung von Pb-haltigem Kraftstoff diffus-ubiquitär freigesetzt wurde. In der Folge lassen sich deutschlandweit in den Oberböden der Mittelgebirgslagen unter Wald erhöhte Pb-Gehalte nachweisen (BGR 2016).

Neben den Schwermetallbelastungen durch Industrieemissionen und KFZ-Abgase haben auch der Erzbergbau und das damit verbundene Metallhüttenwesen regional, z.B. im Harz, Mansfelder Land, Rheinischen Schiefergebirge oder Erzgebirge, deutliche Belastungsmuster in den Böden hinterlassen (Wippermann 2000). Vielfach werden ehemalige Abraum- und Schlackenhalde in diesen Gebieten geschützt, da Schwermetallstandorte von der FFH-Richtlinie, Anhang I, erfasst sind (Lebensraumtyp 6130 Schwermetallrasen *Violetalia calaminariae*) und zu den nach § 30 BNatSchG gesetzlich geschützten Biotoptypen gehören. Weisen sie keine Schwermetallvegetation auf und bleiben sich selbst überlassen, entwickeln sie sich im Zuge der natürlichen Sukzession zu Waldstandorten mit beachtlicher Schwermetallbelastung (Knolle *et al.* 2011).

Wirkungsseitig zählen einige Schwermetalle (z.B. Cu, Zn) im niedrigen Konzentrationsbereich zu essentiellen Nährstoffen, sie haben mithin ernährungsphysiologische Bedeutung. Bei höheren Konzentrationen werden für die Metalle sowohl ökotoxikologische als auch humantoxikologische Wirkungen nachgewiesen (Ohnesorge & Wilhelm 1991, Wilke *et al.* 2003). Für andere Schwermetalle (z.B. Cd, Pb, Hg) sind ausschließlich toxische Wirkungen bekannt (Litz *et al.* 2015). In der Geosphäre setzen ökotoxikologische Wirkungen der Schwermetalle voraus, dass diese in einer bioverfügbaren Form, also in der Bodenlösung gelöst oder an der Bodenfestphase gebunden, vorliegen. Die in diesem Kapitel diskutierten Schwermetallgehalte wurden mit einer starken Säure („Königswasser“) aus dem Boden extrahiert und repräsentieren somit einen Schwermetallgesamtgehalt. Dieser beinhaltet auch die nicht bioverfügbare oder verlagerbare Fraktion, so dass auf dieser Datenbasis wirkungsseitige Aussagen beschränkt bleiben müssen. Grundsätzlich zeigen Schwermetalle mit Ausnahme der eher anionisch im Boden vorliegenden Elemente (z.B. As) eine Tendenz zu steigender Mobilität/Bioverfügbarkeit mit sinkendem pH-Wert des Bodens. Somit stellen erhöhte Schwermetallgehalte gerade in Böden unter Wald, mit, gegenüber den landwirtschaftlich genutzten Böden, zumeist deutlich niedrigeren pH-Werten, ein erhöhtes Risiko sowohl gegenüber der Biosphäre als auch im Hinblick auf die Verlagerung in Richtung des Grundwassers dar. Die verschiedenen Schwermetalle werden unterschiedlich stark an mineralischen Oberflächen adsorbiert und können abhängig vom pH-Wert auch als schwerlösliche Oxide, Hydroxide, Carbonate oder in anderer Form ausgefällt werden. Die Adsorptionsstärke nimmt in der Reihenfolge Cd, Zn < Cu < Ni, Cr < Pb tendenziell zu. Auch die Komplexbildung der Schwermetalle mit Huminstoffen ist unterschiedlich ausgeprägt; Cd und Zn bilden nur schwache Komplexe, während Pb, Cr, Ni und Cu stabile Komplexe bilden, wobei Cu stärker an niedermolekulare und Pb an höhermolekulare Huminstoffe und Abbauprodukte gebunden wird (König *et al.* 1986). So wirken sich sowohl die Adsorption als auch die Komplexbildung in Abhängigkeit vom pH-Wert auf die Verlagerung der Schwermetalle Richtung Grundwasser aus.

Die Datensätze aus der BZE I beschränken sich bundesweit auf Untersuchungen der Schwermetallgehalte in der organischen Auflage. In der BZE II wurden zusätzlich an allen Probenahmepunkten die Schwermetallgehalte in den ersten beiden Tiefenstufen (0-5 cm, 5-10 cm) des Mineralbodens und an ausgewählten Standorten auch über die gesamte Profiltiefe erfasst. Vergleichende Untersuchungen zwischen der BZE I und der BZE II sind folglich auf der

bundesweiten Skala nur für die organischen Auflagen möglich. Für die Einbeziehung des Mineralbodens wird deshalb exemplarisch auf Daten aus Nordrhein-Westfalen zurückgegriffen, da für dieses Bundesland auch Schwermetallgehalte für die ersten beiden Tiefenstufen des Mineralbodens aus der BZE I vorliegen.

## 7.2 Schwermetallvorräte in den Auflagen/Mineralböden

### 7.2.1 Status und Tiefengradienten

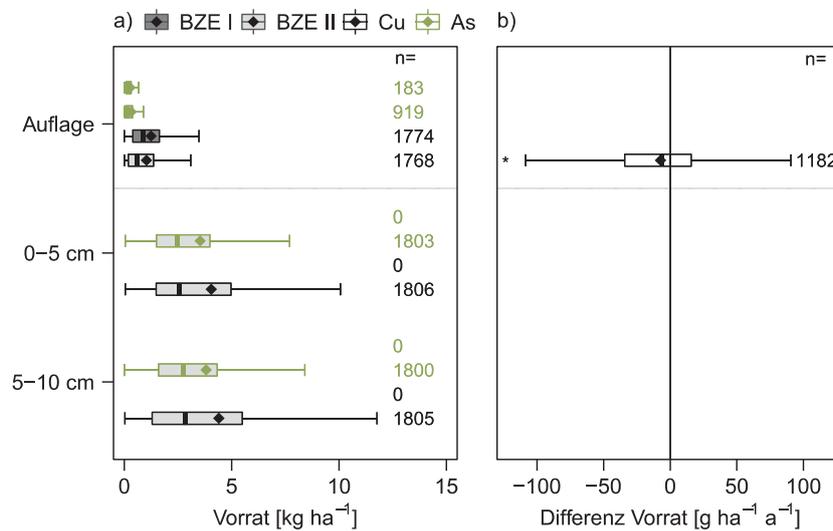
In den Abbildungen I-7-1 bis I-7-4 sind für alle untersuchten Schwermetalle die Tiefengradienten der Vorräte (Auflage, 0-5 cm, 5-10 cm) sowie für die Elemente Pb, Cd, Cu, Cr, Ni und Zn die Differenz zwischen BZE I und BZE II (Auflage) in Form von Boxplots abgebildet. Die Boxplots sind wie folgt definiert: unteres Quartil (25. Perzentil), Median, oberes Quartil (75. Perzentil) sowie unterer und oberer Whisker (niedrigster bzw. höchster Wert innerhalb des 1,5-fachen Interquartilabstands vom unteren bzw. oberen Quartil beginnend). Ausreißer werden graphisch nicht abgebildet, fließen aber in die Berechnung der Boxplots mit ein. Das arithmetische Mittel ist anhand einer Raute markiert. Bei Mittelwertangaben oder -vergleichen wird sich auf den Median bezogen, wenn nicht anders formuliert. Die Elemente As und Hg wurden in der BZE I nicht flächendeckend im Bundesgebiet analysiert, so dass keine Differenz zwischen BZE I und BZE II angegeben werden kann. Während Daten der BZE II für alle Tiefenstufen eingehen, können Daten der BZE I nur für die Auflage berücksichtigt werden, da der Mineralboden im Rahmen der BZE I nicht deutschlandweit auf Schwermetalle untersucht wurde. Je Abbildung werden zwei Schwermetalle dargestellt; die Gruppierung orientiert sich an vergleichbaren Vorräten der jeweiligen Elemente.

Alle untersuchten Schwermetalle besitzen hinsichtlich der Vorräte eine rechtsschiefe Verteilung, da für alle Elemente einzelne Messwerte mit sehr hohen Werten vorkommen. Das obere Quartil und der obere Whisker sind daher deutlich weiter vom Median entfernt, als das untere Quartil und der untere Whisker. Aus dem gleichen Grund ist das arithmetische Mittel bei allen Schwermetallen größer als der Median (Abb. I-7-1 bis Abb. I-7-4).

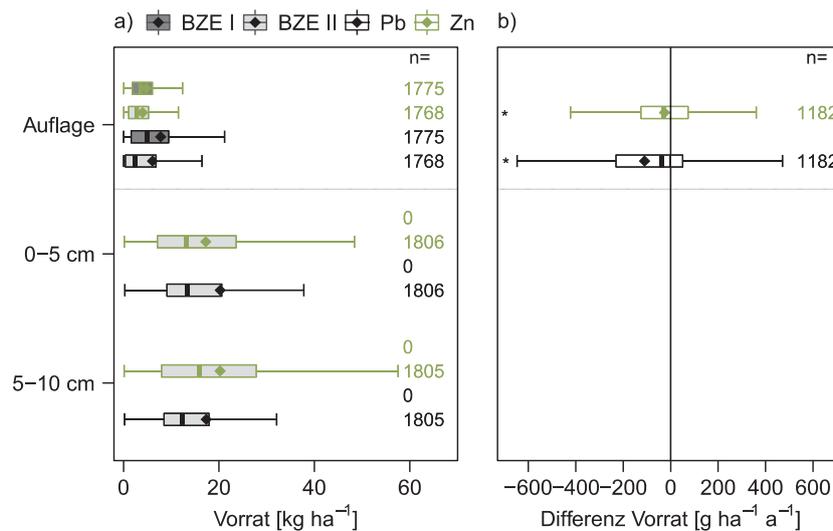
Je nach Element sind die Vorräte in ihrer Größenordnung sowie in ihrem Tiefenverlauf unterschiedlich, wobei die Vorräte der Auflage aufgrund der im Vergleich zum Mineralboden fehlenden geogenen Komponente gewöhnlich geringer sind als im Mineralboden. Den geringsten Vorrat, sowohl in der Auflage als auch im Mineralboden, weisen Hg und Cd auf (BZE II, Auflage, Median, Cd:  $0,02 \text{ kg ha}^{-1}$ , Hg:  $0,01 \text{ kg ha}^{-1}$ ) (Abb. I-7-3), gefolgt von As und Cu (BZE II, Auflage, Median, As:  $0,14 \text{ kg ha}^{-1}$ , Cu:  $0,63 \text{ kg ha}^{-1}$ ) (Abb. I-7-1) sowie Ni und Cr (BZE II, Auflage, Median, Ni:  $0,34 \text{ kg ha}^{-1}$ , Cr:  $0,43 \text{ kg ha}^{-1}$ ) (Abb. I-7-4, Kartenband Kap. 7.1). Die höchsten Vorräte besitzen Pb und Zn (BZE II, Auflage, Median, Pb:  $2,58 \text{ kg ha}^{-1}$ , Zn:  $2,86 \text{ kg ha}^{-1}$ ) (Abb. I-7-2, Kartenband Kap. 7.1). Die Elemente Ni, Cr und As haben in der Auflage deutlich geringere Vorräte als im Mineralboden, was für Ni und Cr auf einen primär geogenen Ursprung hindeutet. Für As ist

zu berücksichtigen, dass dieses Element anionisch im Boden vorliegt und daher schwach in der Auflage gebunden wird, so dass eine rasche Verlagerung in den Mineralboden möglich ist. Die Elemente Ni, Cr, As und Zn weisen die höchsten Vorräte in 5-10 cm auf, was (außer für As) als weiterer Hinweis auf primär geogene Herkunft gedeutet wird. Die Elemente Pb und Hg besitzen die höchsten Vorräte hingegen in 0-5 cm und nehmen in 5-10 cm Tiefe wieder ab, was auf eine deutliche anthropogene Überprägung (atmogene Quellen) der geogen bedingt vorhandenen Vorräte hindeutet. Weniger deutlich ist dieser Trend für Cd und Cu, welche im Mittel ähnliche Vorräte für 0-5 cm und 5-10 cm aufweisen.

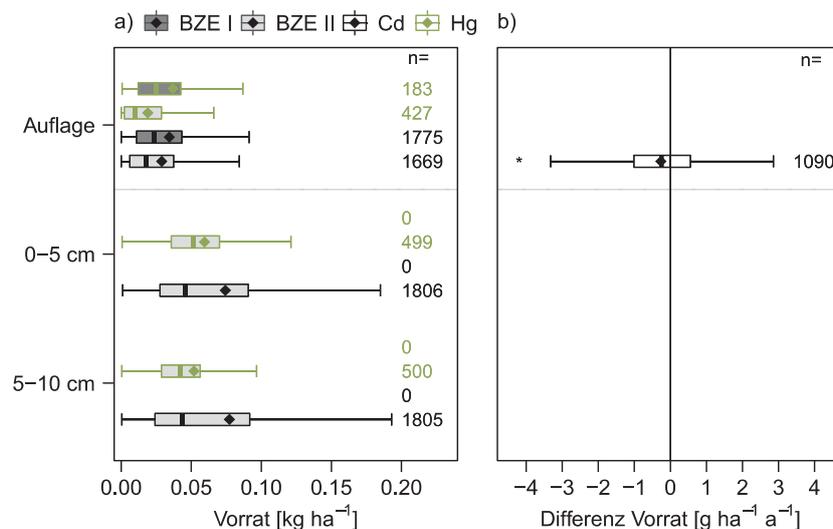
Der Vorrat in den Auflagen hat für alle Schwermetalle zwischen BZE I und BZE II im Mittel abgenommen, dies sehr deutlich für Pb. Dabei ist die Vorratsabnahme im Mittel (arithmetisches Mittel) für alle untersuchten Schwermetalle (Pb, Cd, Cu, Cr, Ni, Zn) signifikant (Kap. 7.2.3).



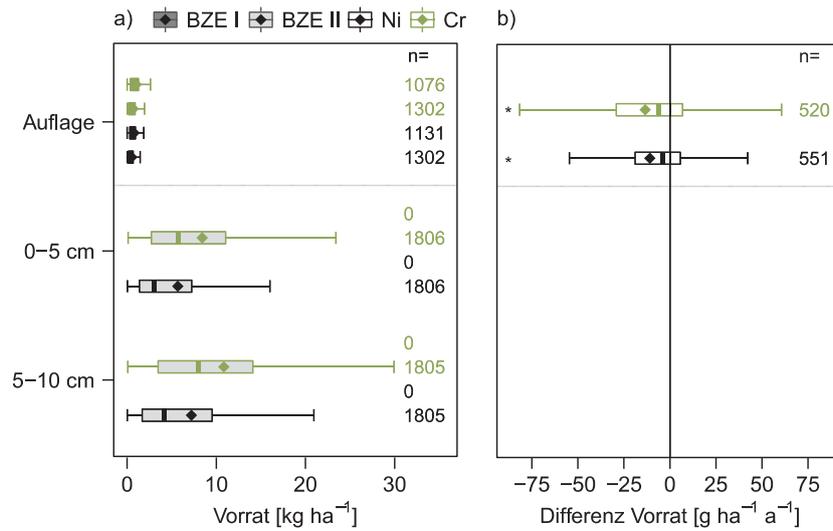
**Abb. I-7-1: Tiefengradienten (a) sowie Differenz (b) der Vorräte zwischen BZE I und BZE II für die Elemente Kupfer (Cu) und Arsen (As). Signifikante Unterschiede des arithmetischen Mittels ( $p \leq 0,05$ ) zwischen BZE I und BZE II sind mit einem Stern markiert. Moorstandorte werden für die Differenz zwischen BZE I und BZE II nicht berücksichtigt. Die Daten für Arsen sind in der Auflage nicht flächenrepräsentativ für das Bundesgebiet. Da es für Arsen keine Daten im gepaarten Datenkollektiv (BZE I/BZE II) gibt, ist keine Differenz angegeben.**



**Abb. I-7-2: Tiefengradienten (a) sowie Differenz (b) der Vorräte zwischen BZE I und BZE II für die Elemente Blei (Pb) und Zink (Zn). Signifikante Unterschiede des arithmetischen Mittels ( $p \leq 0,05$ ) zwischen BZE I und BZE II sind mit einem Stern markiert. Moorstandorte werden für die Differenz zwischen BZE I und BZE II nicht berücksichtigt.**



**Abb. I-7-3: Tiefengradienten (a) sowie Differenz (b) der Vorräte zwischen BZE I und BZE II für die Elemente Cadmium (Cd) und Quecksilber (Hg). Signifikante Unterschiede des arithmetischen Mittels ( $p \leq 0,05$ ) zwischen BZE I und BZE II sind mit einem Stern markiert. Moorstandorte werden für die Differenz zwischen BZE I und BZE II nicht berücksichtigt. Für Cadmium können Daten aus Thüringen nicht berücksichtigt werden. Die Daten für Quecksilber sind nicht flächenrepräsentativ für das Bundesgebiet. Da es für Quecksilber keine Daten im gepaarten Datenkollektiv (BZE I/BZE II) gibt, ist keine Differenz angegeben.**



**Abb. I-7-4: Tiefengradienten (a) sowie Differenz (b) der Vorräte zwischen BZE I und BZE II für die Elemente Nickel (Ni) und Chrom (Cr). Signifikante Unterschiede des arithmetischen Mittels ( $p \leq 0,05$ ) zwischen BZE I und BZE II sind mit einem Stern markiert. Moorstandorte werden für die Differenz zwischen BZE I und BZE II nicht berücksichtigt. Die Daten für Nickel und Chrom sind in der Auflage nicht flächenrepräsentativ für das Bundesgebiet.**

In den folgenden Abschnitten werden die Ergebnisse für Pb und Ni beispielhaft für ein eher anthropogen (Pb) bzw. geogen (Ni) geprägtes Element näher erläutert. In den Analysen wurden jedoch alle Schwermetalle berücksichtigt und entsprechende Abbildungen zu sämtlichen Schwermetallen finden sich im Kartenband in den Kapitel 7.2 bis 7.29. Falls einzelne Elemente von typischen Mustern, wie sie bei Pb und Ni zu finden sind, abweichen, wird dies näher erläutert.

## 7.2.2 Räumliche Verteilungen

### Auflagehumus

Die räumliche Verteilung der Schwermetallvorräte im Auflagehumus ist in Abbildung I-7-5 exemplarisch für Pb dargestellt. Dazu werden die bestimmten Vorräte in sechs Perzentilklassen eingeteilt. Die Unterschiede zwischen den Vorräten der einzelnen Elemente sind vergleichsweise gering, da die Schwermetallvorräte in besonderem Maße von den Humusvorräten bestimmt werden. Auf Unterschiede zwischen den Schwermetallen in der Auflage wird daher in Kapitel 7.3 eingegangen.

Der Zusammenhang zwischen Humusvorräten und Vorräten der Schwermetalle wird auch durch einen Vergleich mit der Karte der Humusvorräte (Kap. 6) deutlich. So weist der mächtige Auflagehumus saurer Mittelgebirgsböden (z.B. Harz, Hunsrück, Thüringer und Bayerischer Wald) deutlich höhere Schwermetallvorräte auf, als kalkreiche Regionen mit geringmächtigerem

Auflagehumus (z.B. Schwäbische Alb, Fränkische Alb, Niedersächsisches Bergland). Die Böden des Norddeutschen Tieflands zeigen im Vergleich zu den Mittelgebirgsstandorten eine hohe kleinräumige Variabilität bezüglich der Schwermetallvorräte in der Auflage. Den Zusammenhang zwischen Schwermetallvorräten in der Auflage und dem Humusvorrat zeigt auch Abbildung I-7-6 am Beispiel Pb. Dementsprechend haben geringmächtigere Humusformen geringere Schwermetallvorräte als Humusformen mit mächtigen Lagen. Für alle Schwermetalle gilt daher die Zunahme des Vorrats in der Reihenfolge MU < MOM < MOT < MR < RO (Anhang Abb. A-7-6 bis Abb. A-7-11).

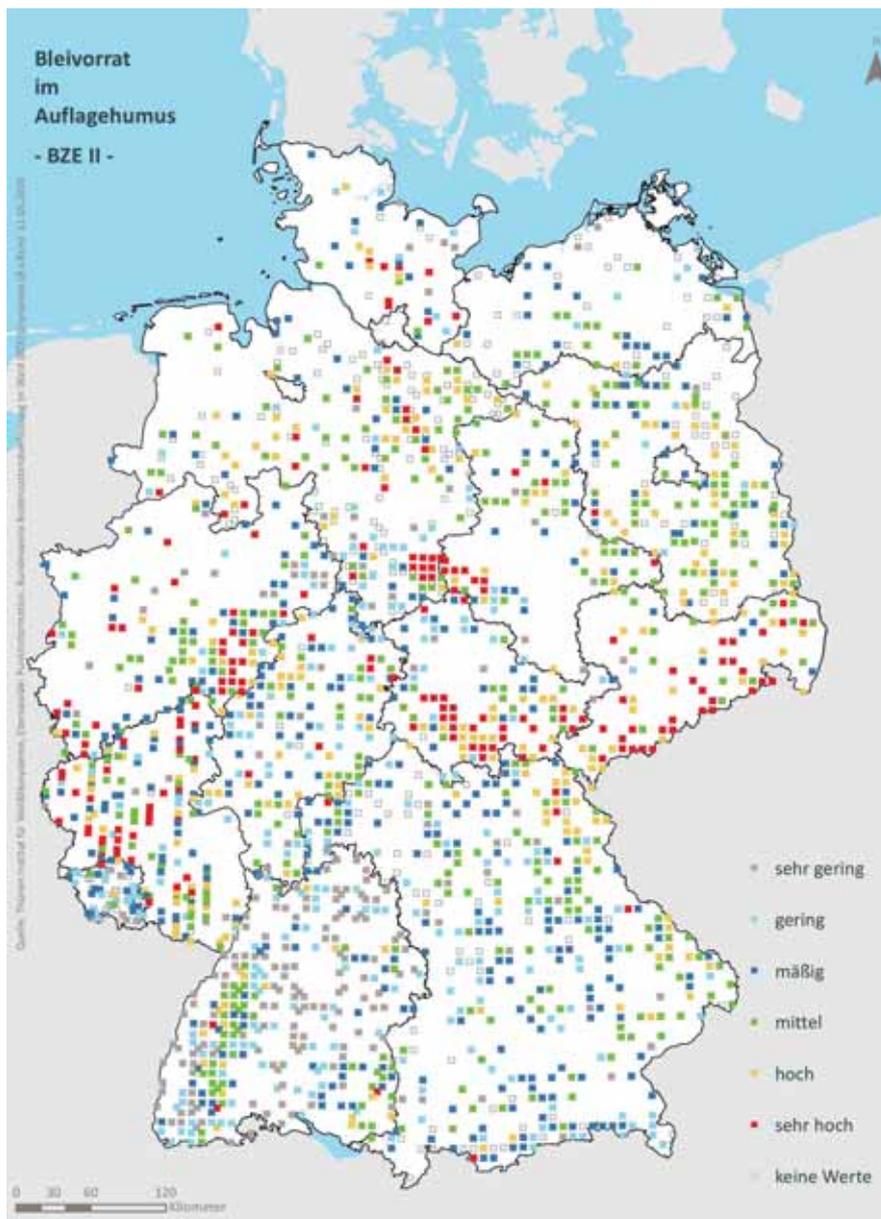
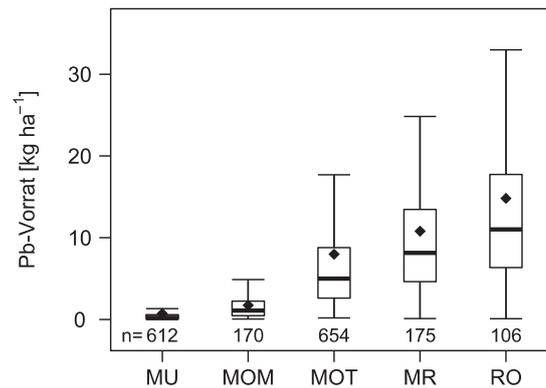


Abb. I-7-5: Einteilung der bestimmten Schwermetallvorräte in der Auflage in sechs Perzentilklassen (Kartenband Tab. II-7-33) für die Waldböden der Bundesrepublik Deutschland am Beispiel Blei.



**Abb. I-7-6: Blei-Vorrat [kg Pb ha<sup>-1</sup>] in der Auflage differenziert nach Humusform. MU=Mull, MOM = mullartiger Moder, MOT = typischer Moder, MR = rohumusartiger Moder, RO = Rohhumus.**

### Mineralboden

Im Vergleich zu den Vorräten im Auflagehumus werden die Schwermetallvorräte im mineralischen Oberboden viel stärker durch die Schwermetallgehalte geprägt. Dies ist verständlich, da die Trockenrohdichte, mit Ausnahme der organischen Böden, verglichen mit den Schwermetallgehalten in einem viel engeren Bereich schwankt. Durch den Vergleich der Abbildungen I-7-7 und I-7-19 wird dies am Beispiel Ni deutlich.

Für die Ni-Vorräte in der obersten Mineralbodenschicht (0-5 cm), wie auch für Cr- und Zn-Vorräte, die eine sehr ähnliche Verteilung zeigen (Kartenband Karte II-7-16 und Karte II-7-28), wird eine Zweiteilung Deutschlands sichtbar. Während das Norddeutsche Tiefland ganz überwiegend Standorte mit einer Zuteilung zu den ersten drei Klassen (0-10 %, 10-25 % und 25-50 %) aufweist, fallen die Standorte im Süden Deutschlands (Mittelgebirge, Alpenvorland, Alpen) überwiegend in die hohen Klassen (50-75 %, 75-90 % und 90-100 %). Dabei weisen die Mineralböden der Wälder im Pfälzer Wald, Odenwald/Spessart und dem nördlichen Schwarzwald im Vergleich zu den anderen Mittelgebirgswäldern geringere Vorräte (und auch Gehalte) auf (Abb. I-7-19). Dies ist in guter Übereinstimmung mit der Verteilung der im Bodenatlas Deutschland dargestellten Hintergrundwerte für Ni im Oberboden (BGR 2016). Auch die Vorräte der Elemente As und Pb zeigen eine ähnliche Verteilung (Kartenband Karten II-7-4 und II-7-8), allerdings mit höheren Klassen für die Standorte im Erzgebirge, im Süderbergland und vereinzelt im Schleswig-Holsteinischen Hügelland. Für das Schleswig-Holsteinische Hügelland befinden sich auch die Cu-Vorräte einiger Standorte in den höheren Perzentilklassen (Kartenband Karte II-7-20). Die Verteilung der Cd-Vorräte (Kartenband Karte II-7-12) zeigt insgesamt eine etwas höhere kleinräumige Variabilität, so treten z.B. auch im Norddeutschen Tiefland verstärkt Vertreter der höheren Klassen auf. Besonders deutlich wird dies im Gebiet der Lüneburger Heide, in der die Klassen 50-75 % und 75-90 % überwiegen.

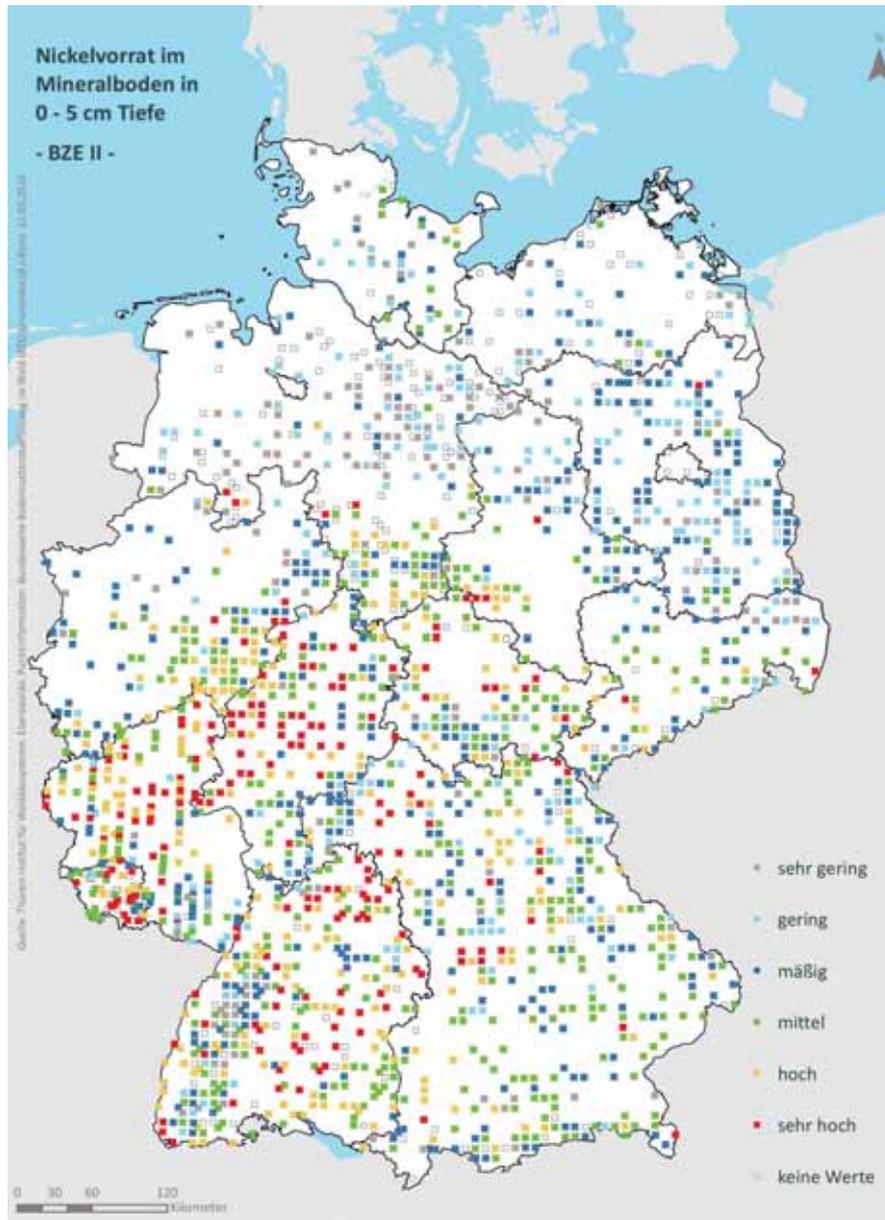


Abb. I-7-7: Einteilung der bestimmten Schwermetallvorräte in der ersten Schicht (0-5 cm) des Mineralbodens in sechs Perzentilklassen (Kartenband Tab. II-7-50) für die Waldböden der Bundesrepublik Deutschland am Beispiel Nickel.

### 7.2.3 Veränderung der Schwermetallvorräte

Die Differenzen der Vorräte in der Auflage zwischen BZE I und BZE II werden anhand des gepaarten Stichprobenkollektivs berechnet. Da für die Elemente As und Hg keine gepaarten Messungen vorliegen, kann hier nicht auf die Differenzen der Vorräte dieser Elemente eingegangen werden. Die Tabelle I-7-1 zeigt die Veränderung der Schwermetallvorräte in der Auflage zwischen BZE I und BZE II für das gesamte Bundesgebiet. Es wird deutlich, dass die

Vorräte aller untersuchten Schwermetalle (Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Zn) sowie des Auflagehumus abgenommen haben. Die größte Vorratsabnahme zeigt Pb mit –33 %, während die Elemente Cd, Cr, Cu und Ni bei etwa –20 % liegen. Die Vorratsabnahme für Zn ist im Vergleich zu den übrigen Schwermetallen am geringsten (–11 %). Insgesamt übersteigt die Abnahme der Schwermetallvorräte jene des Auflagehumus, die im Mittel nur –2 % beträgt.

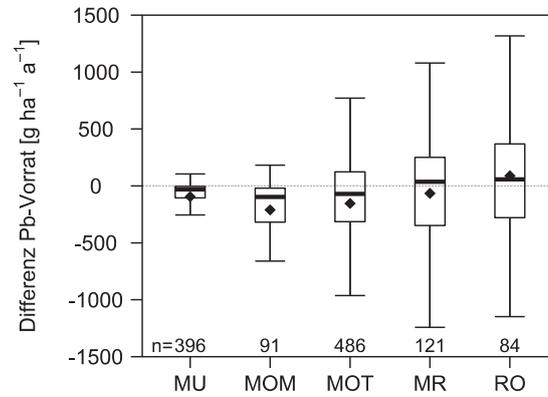
**Tab. I-7-1: Mittlere Vorräte ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) der Schwermetalle in der Auflage sowie Vorrat des Auflagehumus des gepaarten Stichprobenkollektivs für BZE I und BZE II sowie Differenz und Veränderung (%).**

	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn	Auflage
Median BZE I	4,49	0,024	0,67	0,83	0,48	3,22	47909
Median BZE II	3,01	0,019	0,52	0,68	0,39	2,86	47024
BZE II - BZE I	-1,47	-0,005	-0,14	-0,15	-0,09	-0,36	-885
Veränderung	-33 %	-20 %	-22 %	-18 %	-20 %	-11 %	-2 %
n	1183	1091	520	1183	551	1183	1224

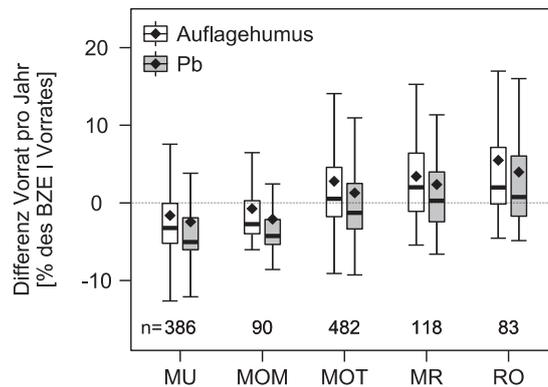
Die Abbildung I-7-8 zeigt am Beispiel Pb die Veränderung der Schwermetallvorräte zwischen BZE I und BZE II in  $\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$  differenziert nach Humusformen. Dieses Muster findet sich bei allen untersuchten Schwermetallen (Cd, Cr, Cu, Ni, Zn). Die Streuung der absoluten Differenzen der Schwermetallvorräte zwischen BZE I und BZE II nimmt mit abnehmender Mächtigkeit der Humusform ab ( $\text{MU} < \text{MOM} < \text{MOT} < \text{MR} < \text{RO}$ ). Grund dafür sind die generell größeren Schwermetallvorräte in mächtigen Humusformen. Im Mittel haben die Schwermetallvorräte des Auflagehumus zwischen BZE I und BZE II am stärksten in der Humusform MOM abgenommen (Pb:  $-96,3 \text{ g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ ). Im Allgemeinen zeigt geringmächtiger Auflagehumus (MU, MOM) eine Abnahme der Schwermetallvorräte, während in mächtigerem Auflagehumus (RO) eher eine Zunahme der Schwermetallvorräte festgestellt werden kann.

Die Differenz des Vorrats der Schwermetalle und des Auflagehumus pro Jahr relativ zum Gesamtvorrat je Humusform zeigt Abbildung I-7-9 beispielhaft für Pb. Es wird deutlich, dass die Streuung der Differenzen differenziert nach Humusformen nun vergleichbar ist. Die Differenzen der Vorräte korrelieren mit den Humusformen, mit den stärkeren Vorratsabnahmen in geringmächtigen Humusformen (Pb, MU: –5,0 %, MOM: –4,2 %) und leichten Vorratszunahmen in mächtigeren Humusformen (Pb, RO: 0,9 %). Die Abnahme der Schwermetallvorräte in den Humusformen MU und MOM ist ein Hinweis auf eine Verminderung der atmosphärischen Schwermetalleinträge im Zeitraum zwischen BZE I und BZE II, da sich diese Humusformen (durch ihre rasche Mineralisierung) seit der BZE I wahrscheinlich vollständig erneuert haben und demnach den aktuellen (Zeitpunkt kurz vor der BZE II) Zustand des Schwermetalleintrags zeigen. Insgesamt ist die Abnahme der Schwermetallvorräte relativ zur Abnahme des Humusvorrats stärker und die Zunahme der Schwermetallvorräte relativ zur Zunahme des Humusvorrats geringer. Auch das deutet darauf hin, dass die Veränderung der Schwermetallvorräte nicht einzig auf die Veränderung der Humusvorräte zurückzuführen ist, sondern zusätzlich eine Verlagerung

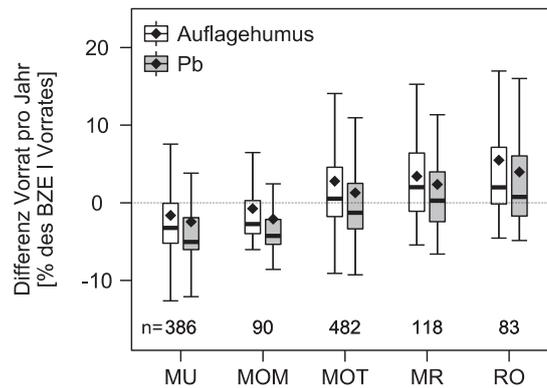
in den Mineralböden und/oder eine Verminderung der atmosphärischen Deposition stattgefunden hat. Dies ist am deutlichsten für Pb, Cr und Ni und etwas abgeschwächt für Cu und Zn (Anhang Abb. A-7-17 bis Abb. A-7-20). Am geringsten ist dieser Befund für Cd ausgeprägt (Abb. I-7-10).



**Abb. I-7-8: Veränderung des Blei-Vorrats [g Pb ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>] in der Auflage zwischen BZE I und BZE II in Abhängigkeit der Humusform. MU = Mull, MOM = mullartiger Moder, MOT = typischer Moder, MR = rohhumusartiger Moder, RO = Rohhumus.**



**Abb. I-7-9: Veränderung des Vorrats zwischen BZE I und BZE II pro Jahr [% des BZE I Vorrats] für den Auflagehumus und Blei in Abhängigkeit der Humusform. Neun Standorte mit einer Veränderung des Blei-Vorrats pro Jahr > 100 % wurden als Ausreißer entfernt. MU = Mull, MOM = mullartiger Moder, MOT = typischer Moder, MR = rohhumusartiger Moder, RO = Rohhumus.**

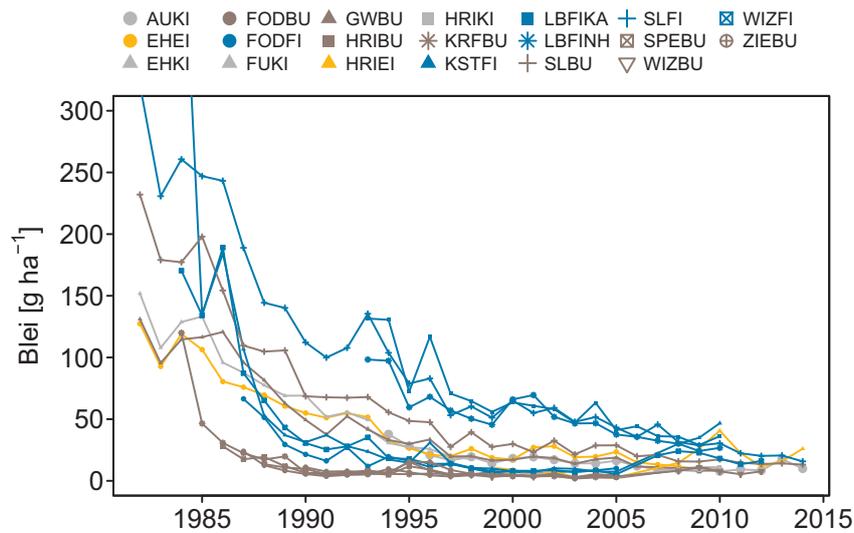


**Abb. I-7-10: Veränderung des Vorrats zwischen BZE I und BZE II pro Jahr [% des BZE I Vorrats] für den Auflagehumus und Cadmium in Abhängigkeit der Humusform. Drei Standorte mit einer Veränderung des Cadmium-Vorrats pro Jahr > 100 % wurden als Ausreißer entfernt. MU = Mull, MOM = mullartiger Moder, MOT = typischer Moder, MR = rohumusartiger Moder, RO = Rohhumus.**

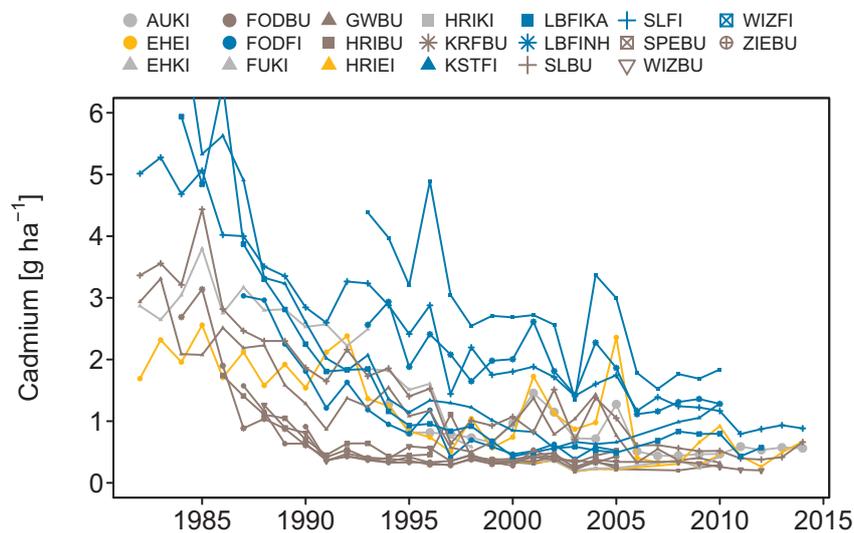
Die bei der Betrachtung der Veränderung der Schwermetallvorräte in der Auflage erkennbare Abnahme der atmosphärischen Schwermetalldeposition im Zeitraum zwischen BZE I und BZE II bestätigt sich in den Abbildungen I-7-11 und I-7-12 für die Elemente Pb und Cd. Hier ist differenziert nach Baumarten und Flächen die deutliche Abnahme der Einträge von Pb und Cd auf 20 Versuchsflächen in Niedersachsen und Hessen zwischen 1982 und 2014 dargestellt. Die Gesamteinträge (Kronentraufe + Streufall + Stammablauf) liegen etwa 30-50 % höher als die reinen Kronentraufeeinträge (Keuffel-Türk *et al.* 2012).

### **Einfluss der Kalkung auf Veränderungen der Schwermetallvorräte in der Auflage**

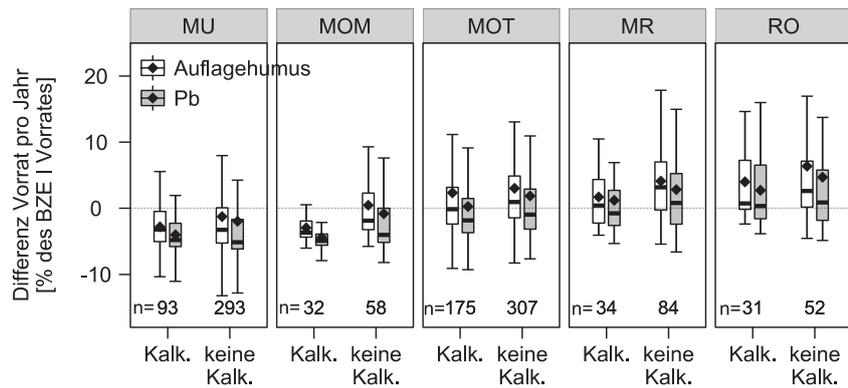
Die Abbildungen I-7-13 und I-7-14 stellen den Effekt der Kalkung auf die Schwermetallvorräte in der Auflage dar. Die Kalkung bewirkt im Auflagehumus je nach Humusform einen Humusvorratsabbau bzw. eine Verminderung des Zuwachses mit einer Verlagerung der organischen Substanz in den oberen Mineralboden (Kap. 6). Der Effekt des Schwermetall-Vorratsabbaus wird durch die Kalkung etwas verstärkt. Sie bewirkt also tendenziell eine Abnahme der Schwermetallvorräte im Auflagehumus. Dies gilt nahezu für alle Elemente gleich und ist etwas stärker ausgeprägt bei mächtigen Humusformen wie z.B. Rohhumus (Anhang Abb. A-7-21 bis Abb. A-7-24). Bei Pb ist die Wirkung der Kalkung im Rohhumus am geringsten, was möglicherweise mit der starken Komplexbildung des Pb und der gleichzeitigen pH-Anhebung zusammenhängt.



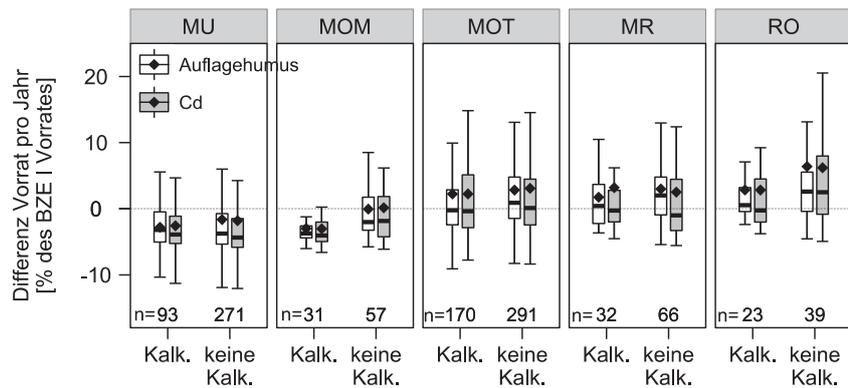
**Abb. I-7-11:** Einträge von Blei mit der Kronentraufe auf 20 niedersächsischen und hessischen Versuchsflächen: rot = Buchenflächen (BU), blau = Fichtenflächen (FI), grau = Kiefernflächen (KI), gelb = Eichenflächen (EI); Standorte: AU = Augustendorf, FOD = Fürth/Odw, GW = Göttinger Wald, HRI = Hessisches Ried, LB = Lange Bramke (KA = Kamm, NH = Nordhang), WIZ = Witzenhausen, EH = Ehrhorn, SPE = Spessart, ZIE = Zierenberg, KR = Krofdorf, KST = Königstein.



**Abb. I-7-12:** Einträge von Cadmium mit der Kronentraufe auf 20 niedersächsischen und hessischen Versuchsflächen: rot = Buchenflächen (BU), blau = Fichtenflächen (FI), grau = Kiefernflächen (KI), gelb = Eichenflächen (EI); Standorte: AU = Augustendorf, FOD = Fürth/Odw, GW = Göttinger Wald, HRI = Hessisches Ried, LB = Lange Bramke (KA = Kamm, NH = Nordhang), WIZ = Witzenhausen, EH = Ehrhorn, SPE = Spessart, ZIE = Zierenberg, KR = Krofdorf, KST = Königstein.



**Abb. I-7-13: Veränderung des Vorrats zwischen BZE I und BZE II pro Jahr [% des BZE I Vorrats] für den Auflagehumus und Blei in Abhängigkeit der Humusform sowie getrennt nach Standorten, welche zwischen BZE I und BZE II gekalkt wurden (Kalk.) und welche keine Kalk (keine Kalk.) erfahren haben. Neun Standorte mit einer Veränderung des Blei-Vorrats pro Jahr > 100 % wurden als Ausreißer entfernt. MU = Mull, MOM = mullartiger Moder, MOT = typischer Moder, MR = rohhumusartiger Moder, RO = Rohhumus.**



**Abb. I-7-14: Veränderung des Vorrats zwischen BZE I und BZE II pro Jahr [% des BZE I Vorrats] für den Auflagehumus und Cadmium in Abhängigkeit der Humusform sowie getrennt nach Standorten, welche zwischen BZE I und BZE II gekalkt wurden (Kalk.) und welche keine Kalk (keine Kalk.) erfahren haben. Drei Standorte mit einer Veränderung des Cadmium-Vorrats pro Jahr > 100 % wurden als Ausreißer entfernt. MU = Mull, MOM = mullartiger Moder, MOT = typischer Moder, MR = rohhumusartiger Moder, RO = Rohhumus.**

### **Vorratsveränderungen im Boden (Auflage und Oberboden) am Beispiel der BZE-Punkte Nordrhein-Westfalen**

Für die Interpretation der Veränderung der Schwermetallvorräte zwischen BZE I und BZE II müssen auch die Veränderungen im Mineralboden berücksichtigt werden. Während für das gesamte Bundesgebiet Schwermetalldaten für den Mineralboden lediglich aus der BZE II vorhanden sind, fand in Nordrhein-Westfalen die Analyse von Schwermetallen im Mineralboden sowohl für die BZE I als auch für die BZE II statt. Somit können in Nordrhein-Westfalen Veränderungen der Schwermetallvorräte zwischen BZE I und BZE II auch für den Mineralboden betrachtet werden.

Die Vollstichprobe der BZE II setzt sich in Nordrhein-Westfalen aus dem bundesweiten Raster 8 x 8 km und einer Rasterverdichtung auf 4 x 4 km in den Wäldern des Tieflands sowie im Wuchsbezirk Egge zusammen. Orientiert am mittleren Inventurjahr der BZE I und BZE II, beziehen sich die nachfolgenden Inventurvergleiche auf eine Zeitspanne von 17 Jahren.

Zur Berechnung der Vorräte werden die Humusmengen des Auflagehumus sowie die Humusgehalte im Mineralboden, die bei der BZE I und BZE II direkt gemessen wurden, zugrunde gelegt. Die Feinbodenmenge des Mineralbodens wurde allerdings für jeden Inventurpunkt nur einmalig bestimmt und danach als konstante Größe in den Inventurvergleich übernommen.

Im Auflagehumus haben die Schwermetallvorräte zwischen der BZE I und der BZE II durchgängig abgenommen (Tab. I-7-2). Am deutlichsten sind die Veränderungen bei Pb und Hg zu erkennen. Die mittleren Vorräte haben sich gegenüber der BZE I um 59 % bei Pb bzw. 51 % bei Hg verringert. Die Vorräte der übrigen Schwermetalle sind im gleichen Zeitraum zwischen 33 % bei Cd und 46 % bei Cr zurückgegangen, während sich der Vorrat des Auflagehumus im gleichen Zeitraum nur um 17 % verringert hat.

Aus statistischer Sicht werden die Vorratsveränderungen (arithmetisches Mittel) einem zweiseitigen Gauß-Test für geschichtete Stichproben unterzogen, um die Signalstärke der Veränderungen nach der ersten Wiederholungsinventur besser beurteilen zu können. Der Vorratsabbau von Schwermetallen im Auflagehumus lässt sich mit diesem Test ebenso mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 1 % bestätigen wie die Abnahme der Trockensubstanzmenge in der Auflage.

Im Mineralboden von 0-10 cm (Tab. I-7-2) haben sich die Vorräte bei einigen Schwermetallen abweichend von der Entwicklung im Auflagehumus verändert. Einerseits folgt auf eine Abreicherung in der Auflage eine Anreicherung in den oberen Schichten des Mineralbodens. Eine entsprechende Verlagerung der Schwermetallvorräte in den Mineralboden ist bei As, Pb, Cu, Hg und Zn zu beobachten. Deren mittlere Vorräte haben sich in 0-10 cm Bodentiefe gegenüber der BZE I zum Teil nur gering um 8 % (Cu) und 9 % (Pb), bei Hg allerdings mit 41 % erheblich erhöht. Andererseits setzt sich bei Cd und Cr die Abnahme der Vorräte, die in der Auflage festgestellt wurde, mit -16 % bzw. -14 % auch im oberen Mineralboden weiter fort, während sich die

mittleren Vorräte von As, Ni und Zn gegenüber der ersten Inventur im Mineralboden kaum verändert haben.

**Tab. I-7-2: Mittlere Vorräte [kg ha<sup>-1</sup>] für Schwermetalle und den Auflagehumus sowie Veränderungen zwischen BZE I und BZE II im Auflagehumus, dem Mineralboden (0-10 cm) und dem Gesamtkompartiment (Auflage + Mineralboden) in Nordrhein-Westfalen.**

	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Hg	Zn	Auflage
<b>Auflage</b>									
Median BZE I	0,29	8,12	0,032	0,77	1,09	0,58	0,018	4,95	43084
Median BZE II	0,16	3,34	0,021	0,41	0,61	0,37	0,009	2,93	35672
BZE II - BZE I	-0,13	-4,78	-0,010	-0,35	-0,48	-0,21	-0,009	-2,02	-7412
Veränderung	-45 %	-59 %	-33 %	-46 %	-44 %	-37 %	-51 %	-41 %	-17 %
<b>Mineralboden</b>									
Median BZE I	8,58	62,7	0,177	23,25	10,00	10,80	0,086	41,68	
Median BZE II	8,90	68,3	0,148	20,05	10,76	11,16	0,121	42,53	
BZE II - BZE I	0,33	5,62	-0,029	-3,19	0,76	0,36	0,035	0,84	
Veränderung	4 %	9 %	-16 %	-14 %	8 %	3 %	41 %	2 %	
<b>Gesamtvorräte</b>									
Median BZE I	9,00	75,41	0,221	24,33	11,35	11,56	0,115	49,18	
Median BZE II	9,11	74,63	0,176	21,06	11,79	11,80	0,136	48,56	
BZE II - BZE I	0,11	-0,79	-0,045	-3,28	0,44	0,24	0,021	-0,63	
Veränderung	1 %	-1 %	-20 %	-13 %	4 %	2 %	18 %	-1 %	

Die für den Mineralboden errechneten Vorratsänderungen (arithmetisches Mittel) waren aus statistischer Sicht bei As, Cu und Ni nicht signifikant. Wahrscheinlich ist dieses Ergebnis durch den relativ hohen geogenen Anteil in Nordrhein-Westfalen, vor allem bei Ni und As zu erklären. Andererseits unterstreichen die hoch signifikanten Veränderungen bei Cd und Cr, dass sich die rückläufigen atmogenen Einträge bis in die oberen Schichten des Mineralbodens ausgewirkt haben. Die allgemeine Zunahme der Humusgehalte im Mineralboden hat bei diesen Schwermetallen keinen Konzentrationsanstieg bewirkt. Die hochsignifikante Anreicherung von Pb und Hg im Mineralboden ist andererseits auf den Einfluss der Humusdynamik sowie die enge Korrelation der Gehalte dieser Schwermetalle mit der organischen Substanz zurückzuführen. Dieser Zusammenhang wird durch die vermutlich zunehmenden Einträge von Hg weiter verstärkt. Das Signifikanzniveau für die leichte Zunahme der Gehalte bzw. Vorräte von Zn im Mineralboden liegt bei 90 %.

Die Gesamtvorräte im Mineralboden und im Auflagehumus (Tab. I-7-2) werden wegen der relativ geringen Trockensubstanzmenge der Auflage hauptsächlich von den Vorräten im Mineralboden bestimmt. Betrachtet man den gesamten Oberboden bis 10 cm Tiefe, so haben die in der Auflage gebundenen Schwermetallmengen auf Basis der BZE II (Median) maximal einen Anteil von 12 % an den Gesamtvorräten.

Wie sich aus der Gegenüberstellung der mittleren Gesamtvorräte ergibt, haben sich die Vorräte von Pb, Cu, Zn, Ni, und As im Oberboden nicht wesentlich verändert. Die Schwermetallmengen, die in der Auflage freigesetzt wurden, haben sich im Mineralboden bis 10 cm Tiefe, mit Ausnahme von Hg, Cd und Cr wiederfinden lassen. Während der Vorrat von Cr um 13 % abgenommen hat, ist der Vorrat von Cd sogar um 20 % zurückgegangen. Bemerkenswert ist vor allem die Veränderung bei Hg. Für dieses Schwermetall ergibt sich im Gegensatz zum allgemeinen Trend ein Anstieg um 18 %. Damit übertrifft die Anreicherung von Hg im Mineralboden deutlich den Vorratsabbau, der im Auflagehumus stattgefunden hat.

Die Veränderung der Gesamtvorräte von Cd, Cr und Hg im Oberboden hat sich bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 1 % als signifikant erwiesen, während die Veränderungen bei Pb, Cu, Zn, Ni und As nicht signifikant waren. Einerseits sind die Veränderungen aufgrund der hohen Mobilität eines Schwermetalls im Boden wie bei Zn zu gering für eine signifikante Absicherung, andererseits heben sich die Veränderungen der Gehalte, wie bei Pb zu beobachten ist, in der Auflage und im Mineralboden gegenseitig auf.

Für die meisten Schwermetalle hat also keine nennenswerte Tiefenverlagerung in den unteren Mineralboden, sondern lediglich eine Verlagerung vom Auflagehumus in die obere Mineralbodenschicht (0-10 cm) stattgefunden, wo sie zudem fester gebunden sind als in der Auflage. Auf absehbare Zeit ist daher keine Grundwassergefährdung zu erwarten. Lediglich für das vergleichsweise mobile Cd ist es zu einer leichten Verlagerung in den unteren Mineralboden gekommen. Bei Hg ist nach den Daten der BZE zum jetzigen Zeitpunkt von einem Anstieg der atmosphären Einträge auszugehen, der allerdings noch genauer verifiziert werden muss.

## **7.3 Schwermetallgehalte in den Auflagen/Mineralböden**

### **7.3.1 Räumliche Verteilungen**

#### **Auflagehumus**

Im Gegensatz zu den räumlichen Verteilungen der Schwermetallvorräte nach Perzentilklassen (Kap 7.2.2) sind in den Verteilungen der Schwermetallgehalte Unterschiede zwischen den einzelnen Elementen im Auflagehumus erkennbar (Kartenband Kap. 7.2 bis 7.29). Um dies zu verdeutlichen werden in diesem Kapitel die Karten von Pb und Zn gegenübergestellt.

Anders als die Gehalte im mineralischen Oberboden (0-5 cm), bei deren Darstellung eine Zweiteilung Deutschlands zu erkennen ist (Kap. 7.3.1), sind die Verteilungen der Gehalte im Auflagehumus kleinräumiger strukturiert und weisen so auch auf kleinräumigere Eintragspfade hin. Am Beispiel Pb kann der atmosphärische Eintrag über den Luftpfad sowie der direkte Eintrag durch Bergbau erkannt werden (Abb. I-7-15). Beispielsweise zeigen das im Lee der nordrhein-westfälischen Industriezentren gelegene Süderbergland und die Hochlagen der

Mittelgebirge (z.B. Thüringer Wald) die höchsten Pb-Gehalte. Der starke Einfluss des Bergbaus ist im Harz zu sehen und für As (Kartenband Karte II-7-1) auch im Erzgebirge. Der Verteilung von Pb ähnelt auch die Verteilung von Cu (Kartenband Karte II-7-17), allerdings sind einige Standorte in Hessen und im Raum Nürnberg/Fürth in höheren Perzentilklassen. Die Abb. I-7-16 zeigt die Verteilung der Zn-Gehalte im Auflagehumus. Erhöhte Gehalte von Zn sind im Bereich Nürnberg/Fürth und östlich davon bis in den Oberpfälzer Wald zu beobachten. Ebenfalls in den höheren Perzentilklassen sind die Zn- und auch Cd-Gehalte (Kartenband Karte II-7-9) in den Alpen, während die Cr-, Ni- (Kartenband Karten II-7-13 und II-7-21) und Pb-Gehalte in den Auflagen der Alpen unterdurchschnittlich sind. Auffällig niedrige Zn-Gehalte sind in den Auflagen im Nordosten Deutschlands zu finden. In den Auflagen des Schwarzwalds sind die Gehalte der Schwermetalle vergleichsweise gering.

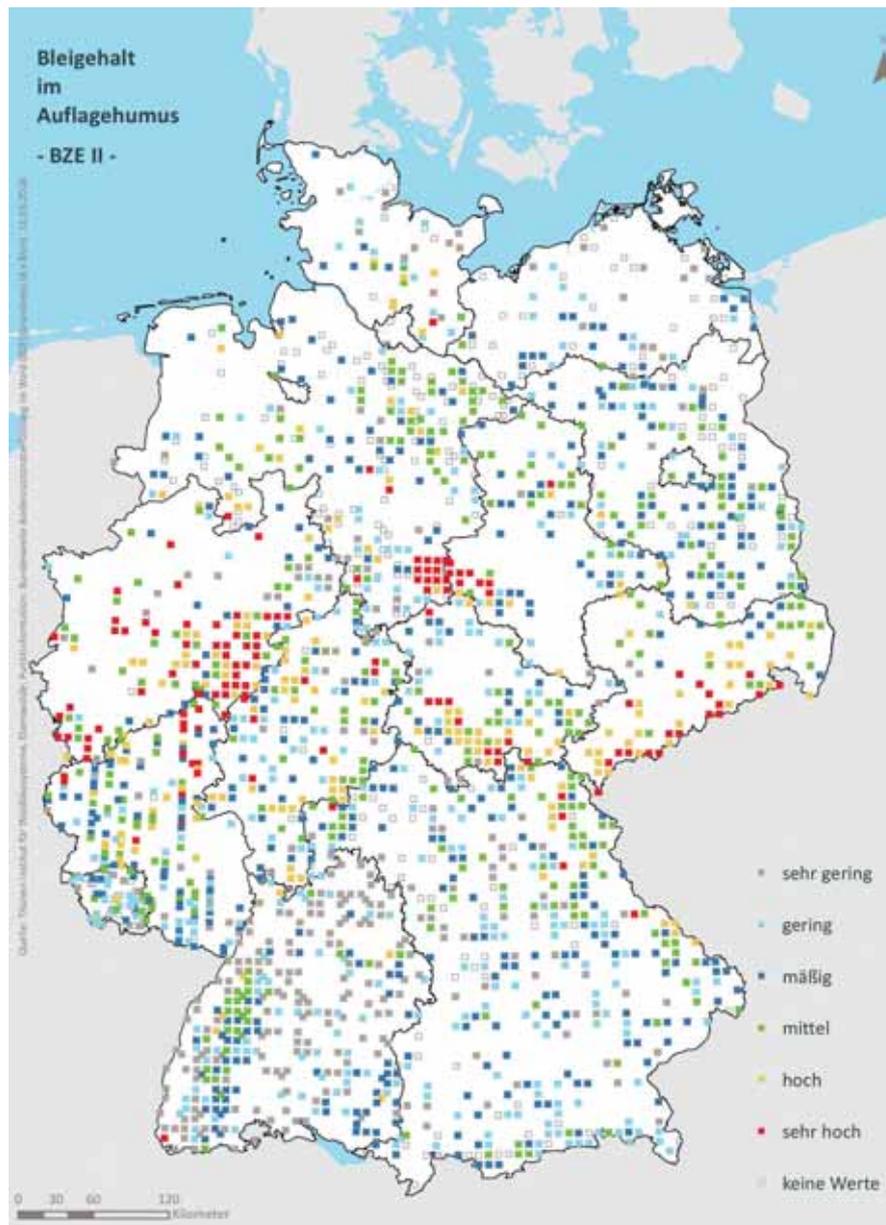
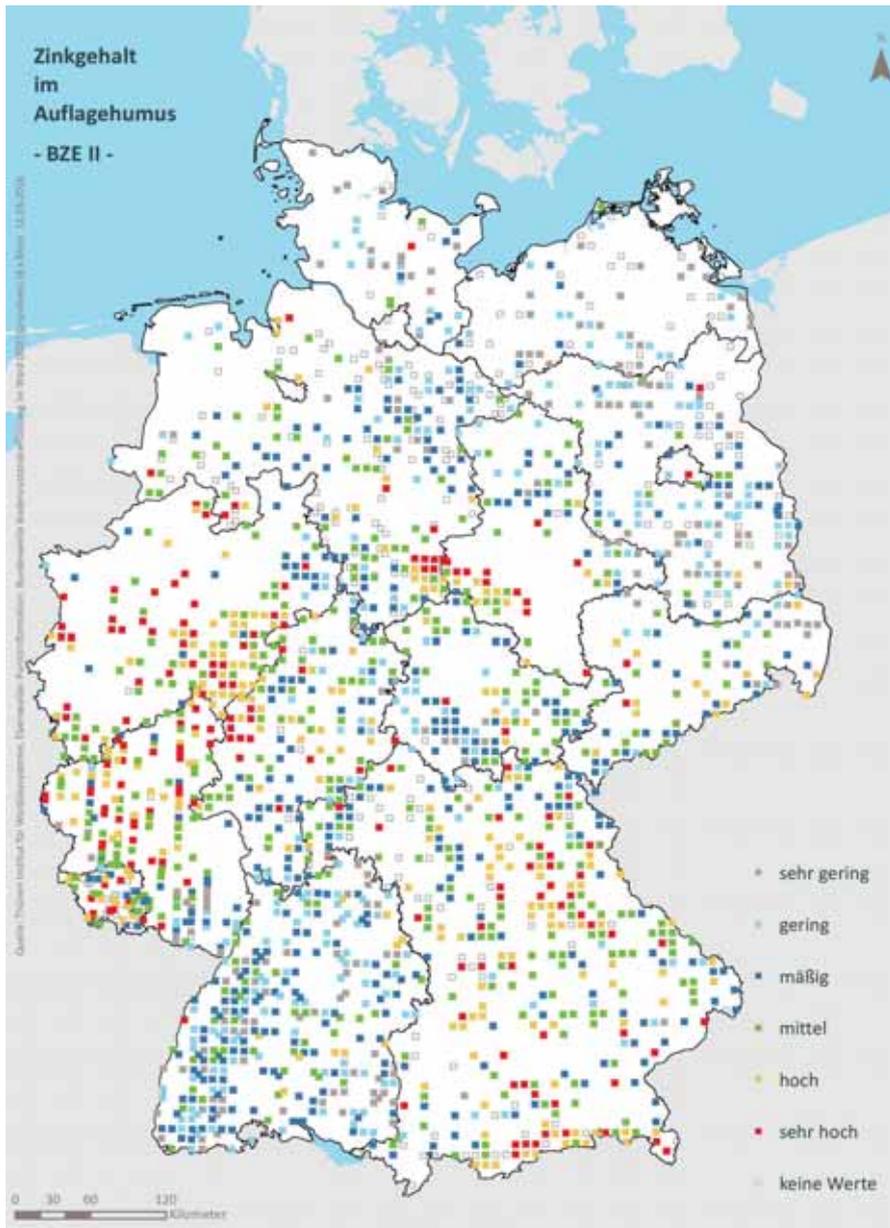


Abb. I-7-15: Einteilung des gemessenen Schwermetallgehalts in der Auflage in sechs Perzentilklassen (Kartenband Tab. II-7-31) für die Waldböden Deutschlands am Beispiel Blei.

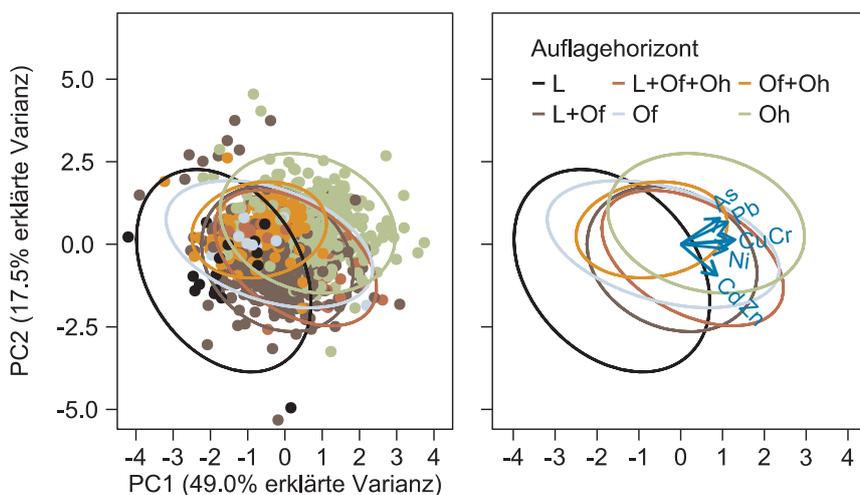


**Abb. I-7-16: Einteilung des gemessenen Schwermetallgehalts in der Auflage in sechs Perzentilklassen (Kartenband Tab. II-7-51) für die Waldböden Deutschlands am Beispiel Zink.**

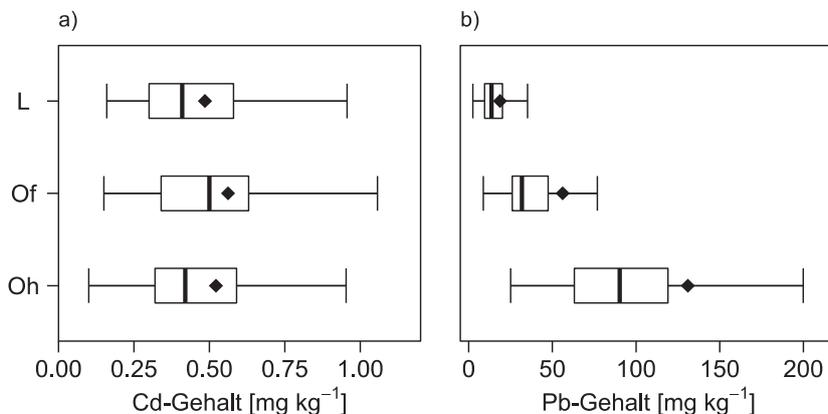
**Schwermetallgehalte differenziert nach Auflagehorizonten**

Die Abbildungen I-7-17 differenziert die Schwermetalle in der Auflage hinsichtlich ihrer Gehalte in den Auflagehorizonten mittels Hauptkomponentenanalyse. Die Hauptkomponentenanalyse ist geeignet, um eine Vielzahl zum Teil hochkorrelierter Variablen in wenige, nicht korrelierte (orthogonale) Komponenten zusammenzufassen. Weiterhin kann nach einer Faktorvariable (hier: Auflagehorizont) stratifiziert werden, um mögliche Cluster zu erkennen. Es zeigt sich, dass die Varianz der Gehalte der Schwermetalle bereits gut mit zwei Komponenten dargestellt werden kann. Komponente 1 (PC1) und Komponente 2 (PC2) bilden bereits 66,5 % der Gesamtvarianz ab. Dabei erklärt PC1 49,0 % und PC2 17,5 % der Varianz innerhalb der Schwermetallgehalte.

Deutlich erkennbar ist die Differenzierung nach Auflagehorizonten. Von links unten nach rechts oben zeigt sich ein Gradient in der Reihenfolge  $L - L + Of \approx Of \approx L + Of + Oh \approx Of + Oh - Oh$  mit einer deutlichen Unterscheidung von L- und Oh-Horizonten sowie Misch- und/oder Of-Horizonten dazwischen. Die Vektoren von As und Pb sowie etwas abgeschwächt Cu, Cr und Ni korrelieren mit diesem Gradienten, während die Vektoren der Elemente Cd und Zn orthogonal zu dem Gradienten der Auflagehorizonte stehen. Das bedeutet, dass Cd und Zn, anders als die übrigen Elemente, nicht nach Auflagehorizonten differenzieren. Die Richtung der Vektoren zeigt weiterhin an, dass die untersuchten Elemente, mit Ausnahme von Cd und Zn, ihre höchsten Gehalte in Oh-Horizonten aufweisen. Erklärt werden kann dieses unterschiedliche Verhalten mit der deutlich schwächeren Bindung von Cd und Zn an die organischen Substanzen des Auflagehumus.



**Abb. I-7-17: Hauptkomponentenanalyse (PCA) für Gehalte [mg kg<sup>-1</sup>] der Schwermetalle im Auflagehumus. Das Element Quecksilber ist aufgrund der geringen Fallzahl in der Auflage nicht aufgeführt. Farblich differenziert sind Auflagehorizonte. Links: alle Messwerte sowie 95 % Konfidenzregionen. Rechts: Vektoren der Schwermetalle sowie 95 % Konfidenzregionen.**



**Abb. I-7-18: Differenzierung des Gehalts [mg kg<sup>-1</sup>] von a) Cadmium und b) Blei nach Horizonten im Auflagehumus. N = 81 pro Boxplot.**

Die Differenzierung der Gehalte von Cd und Pb nach Auflagehorizonten ist in Abbildung I-7-18 dargestellt. Wie auch in der Hauptkomponentenanalyse deutlich wurde, ist für Cd keine Differenzierung zu erkennen – die Gehalte liegen in allen Auflagehorizonten auf vergleichbar niedrigem Niveau – während sich Pb sehr deutlich in den Oh-Horizonten anreichert.

### **Mineralboden**

Da die Verteilung der Gehalte in der obersten Schicht des Mineralbodens weitgehend der Verteilung der Vorräte entspricht, wird hier auf die Ausführungen in Kapitel 7.2.2 verwiesen. Beispielhaft wird in Abbildung I-7-19 die räumliche Verteilung der Gehalte des Elements Ni in 0-5 cm des Mineralbodens aufgeführt. Wie schon in Kapitel 7.2.2 erwähnt, ist die beobachtete Verteilung der Ni-Gehalte im Oberboden in guter Übereinstimmung mit der Verteilung der Hintergrundwerte für Ni im Oberboden (BGR 2016). Dies ist ein deutlicher Hinweis auf den Einfluss des Bodenausgangsgesteins auf den Ni-Gehalt des Mineralbodens, auf den im nachfolgenden Kapitel näher eingegangen wird.

### **Einfluss des Bodenausgangsgesteins auf die Schwermetallgehalte im Mineralboden**

Einer der wesentlichen Einflussfaktoren für Schwermetallgehalte im Mineralboden ist das Bodenausgangsgestein (Kap. 3.4.4). Je nach geogenem Grundgehalt der Bodenausgangsgesteine variieren auch die Schwermetallgehalte im Mineralboden. Geogen bedingt sind erhöhte Schwermetallgehalte insbesondere bei Böden aus periglazialen Lagen über basischen Magmatiten und Metamorphiten (Cr, Ni, Cu, Zn), Tongesteinen (v.a. Lias-Tonstein) (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn), sauren Metamorphiten (Cu, Ni) und Glimmerschiefer (Cr, Cu, Ni, Zn) sowie Karbonatgesteinen als Folge der Residual-Ton Anreicherung zu erwarten.

Die Differenzierung des Gehalts nach Bodenausgangsgestein ist in den Abbildungen I-7-20 und I-7-21 beispielhaft für Pb bzw. Ni dargestellt. Für die übrigen Schwermetalle finden sich die entsprechenden Abbildungen im Anhang (Abb. A-7-1 bis Abb. A-7-5). Lediglich auf die Darstellung von Hg wird verzichtet, da dieses nur in Rheinland-Pfalz, Nordrhein-Westfalen, Hessen und dem Saarland analysiert wurde und daher nicht flächenrepräsentativ für das Bundesgebiet vorhanden ist. Für die Differenzierung nach Bodenausgangsgesteinen wird die von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe vorgenommene Klassifizierung der Bodenausgangsgesteine in 16 Klassen herangezogen. Sedimente im Gezeitenbereich (BAG 1), Sandlöss (BAG 8) und Bimstufte (BAG 13) werden hier nicht dargestellt, da sie flächenmäßig auf Waldstandorten im Bundesgebiet wenig Relevanz haben. Sedimente und Auenböden (BAG 2) werden nicht aufgeführt, da die Schwermetallgehalte dieser Substrate regional sehr verschieden und vom Ursprungsgebiet des Fließgewässers abhängig sind, so dass für diese Gruppe keine allgemeingültigen Aussagen zulässig sind. Da nur der Oberboden betrachtet wird, werden Geschiebemergel und -lehme mit sandigen Deckschichten (BAG 5) für diese Auswertung mit Sanden und mächtigen sandigen Deckschichten (BAG 4) zusammengefasst.

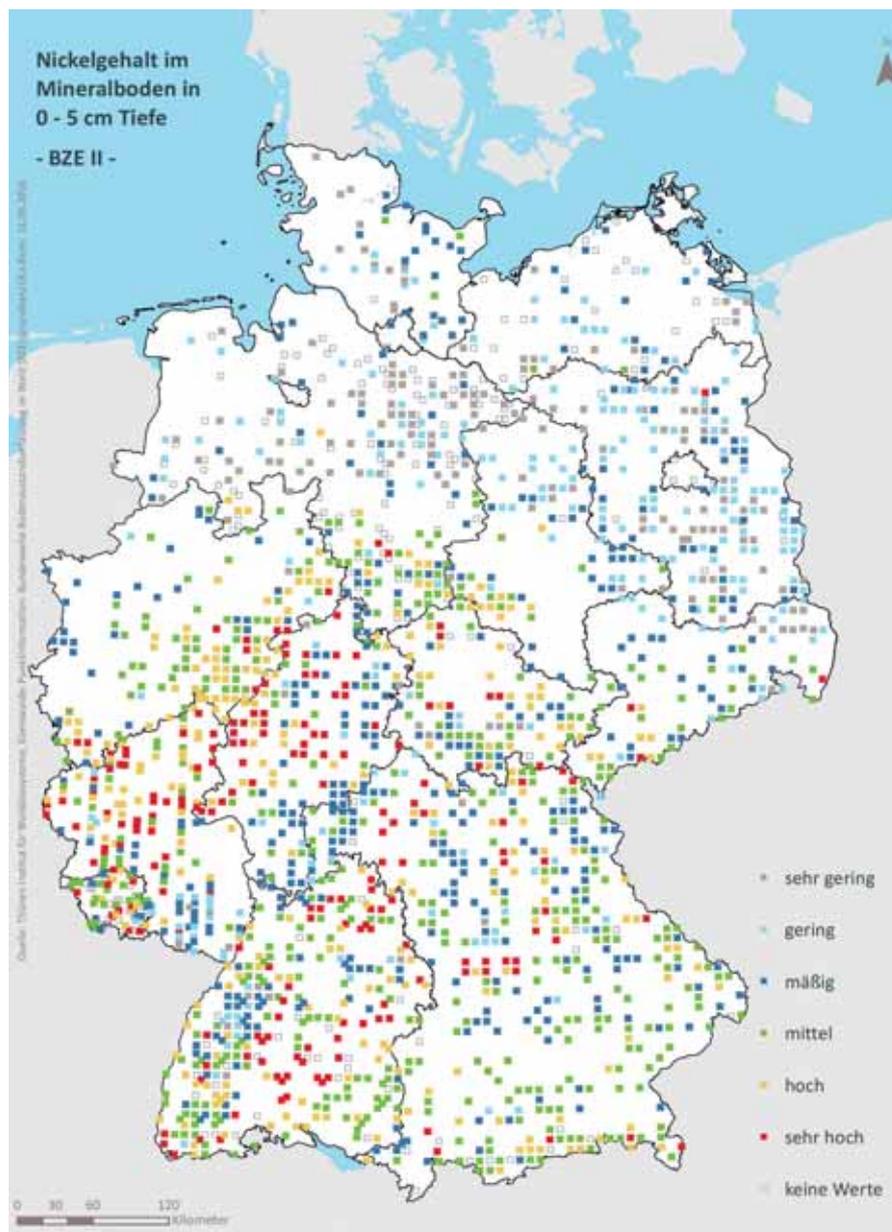
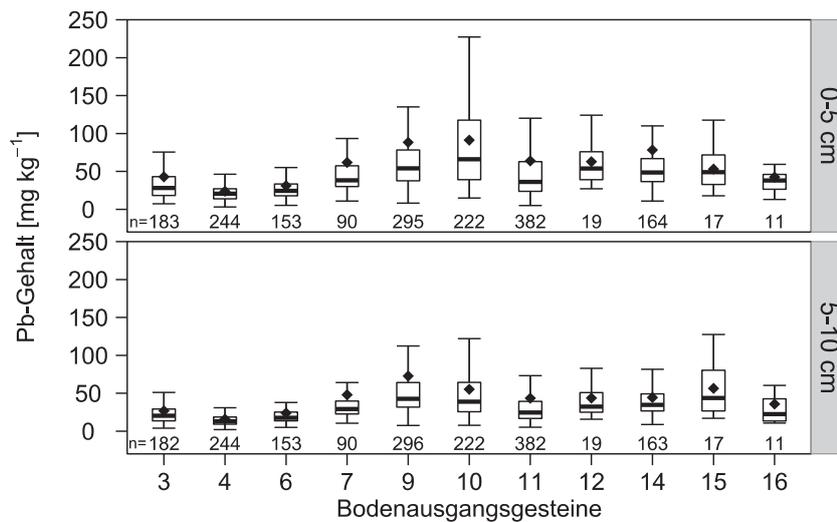


Abb. I-7-19: Einteilung der gemessenen Schwermetallgehalte in der ersten Schicht (0-5 cm) des Mineralbodens in sechs Perzentilklassen (Kartenband Tab. II-7-48) für die Waldböden der Bundesrepublik Deutschland am Beispiel Nickel.

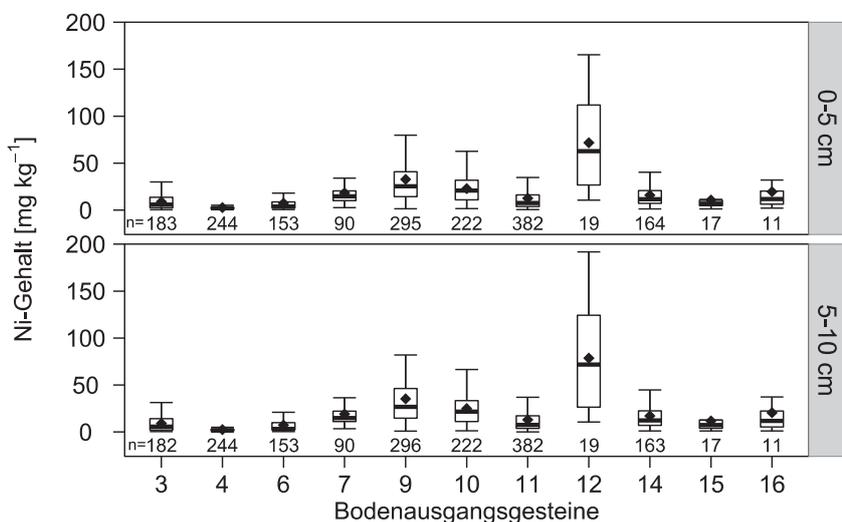


**Abb. I-7-20: Blei-Gehalt [mg Pb kg<sup>-1</sup>] differenziert nach Bodenausgangsgesteinen für die Tiefenstufen 0-5 cm und 5-10 cm. Nummerierung: 3 = Terrassen- und Schotterablagerungen, 4 = Sande und mächtige sandige Deckschichten sowie Geschiebemergel und -lehme mit sandigen Deckschichten, 6 = Geschiebemergel und -lehme, 7 = Löss- und Lössderivate, 9 = Karbonatgesteine, 10 = Tongesteine, 11 = Sandsteine und andere Silikatgesteine, 12 = Basische und intermediäre Magmatite und Metamorphite, 14 = Saure Magmatite und Metamorphite, 15 = Moore, 16 = Anthropogene Böden.**

Im Allgemeinen sind die Gehalte differenziert nach Bodenausgangsgesteinen für deutlich anthropogen überprägte Schwermetalle, wie Pb, stark durch immissionsbedingte Einträge überlagert. Dies zeigt sich auch darin, dass die Gehalte in 0-5 cm jene in 5-10 cm übersteigen. Sehr deutlich ist dies für die Tongesteine (BAG 10), auf denen Pb aber auch As die höchsten Gehalte aufweisen. Grund hierfür ist neben einer hohen Bindungskapazität tonreicher Böden die räumliche Verteilung der Tongesteine innerhalb Deutschlands. Da die Tongesteine vor allem im Rheinischen Schiefergebirge leeseitig des durch Industrie und Stahlerzeugung gekennzeichneten Ruhrgebiets vorkommen, sind sie erhöhten Schwermetall-Immissionen ausgesetzt. Überdurchschnittliche Gehalte auf Tongesteinen haben weiterhin die Elemente Cu, Cr, Ni und Zn. Die Elemente Cd und Zn zeigen ihre höchsten Gehalte auf Karbonatgesteinen (BAG 9), was auf das natürliche Vorkommen dieser Elemente in diesen Gesteinen sowie karbonatbedingt auf hohe Boden-pH-Werte zurückgeführt werden kann, die die Bindung von Schwermetallen begünstigen. Auch die Elemente As, Cr, Cu, Ni und Pb zeigen überdurchschnittliche Gehalte auf Karbonatgesteinen (BAG 9).

Ein anderes Bild für die Differenzierung nach Bodenausgangsgesteinen zeichnen die Elemente Ni und Cr, welche primär geogenen Ursprungs sind (Ni: Abb. I-7-21). Hier zeigt sich, dass die Gehalte in 5-10 cm höher sind als die in 0-5 cm. Die höchsten Cr- und Ni-, aber auch Cu-Gehalte haben aufgrund ihres hohen geogenen Grundgehalts die basischen und intermediären Magmatite und Metamorphite (BAG 12). Auch die Elemente Cd, Zn und Pb zeigen für diese Gesteinsgruppe

überdurchschnittliche Gehalte. Durchgehend geringe Schwermetallgehalte haben Terrassen- und Schotterablagerungen (BAG 3), Sande und mächtige sandige Deckschichten (BAG 4) sowie Geschiebemergel und -lehme (BAG 6). Mittlere Gehalte sind für alle Elemente auf Lössen und Lössderivaten (BAG 7) zu finden. Sandsteine und andere Silikatgesteine (BAG 11) zeigen geringe (Cd, Cr, Ni) bis mittlere (As, Cu, Pb, Zn) Schwermetallgehalte, während die Gruppe der sauren Magmatite und Metamorphite (BAG 14) mittlere (Cd, Cu, Zn) bis hohe (As, Cr, Ni, Pb) Gehalte aufweist. Vergleichsweise heterogen ist das Muster für Moore (BAG 15). Diese zeigen für einige Elemente geringe (Cr, Ni) bis mittlere (As, Cu, Zn) aber für Cd und Pb auch hohe Gehalte an. Da für Moore anzunehmen ist, dass diese keine geogen erhöhten Grundgehalte an Schwermetallen haben, kann dies als Hinweis gewertet werden, dass besonders Pb und Cd anthropogen über den Luftpfad eingebracht werden. Anthropogene Böden (BAG 16) besitzen geringe (Cr, Cu, Ni) bis mittlere (As, Pb, Cd, Zn) Schwermetallgehalte.



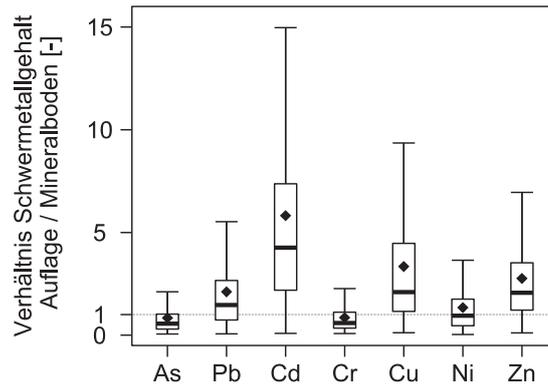
**Abb. I-7-21: Nickel-Gehalt [mg Ni kg<sup>-1</sup>] differenziert nach Bodenausgangsgesteinen für die Tiefenstufen 0-5 cm und 5-10 cm. Eine Legende zur Nummerierung der Bodenausgangsgesteine findet sich in Abbildung I-7-20.**

Die Tabelle I-7-3 zeigt die Stärke des Zusammenhangs zwischen den Schwermetallgehalten und den Bodenausgangsgesteinen anhand der erklärten Varianz ( $R^2_{adj}$ ) sowie dem F-Wert an. Für diese Analyse wurden alle 16 Klassen der Bodenausgangsgesteine berücksichtigt. Das Element Hg wird aufgrund des geringen Stichprobenumfangs nicht mit aufgeführt. Die Elemente Pb und Cd zeigen die geringsten  $R^2_{adj}$  und F-Werte, was auf die deutliche anthropogene Überprägung dieser Elemente in den Oberböden zurückzuführen ist. Die Elemente As und Cu haben mittlere  $R^2_{adj}$  und F-Werte, während Cr, Ni und Zn den stärksten Zusammenhang mit den Bodenausgangsgesteinen zeigen. Dies deutet auf die im Wesentlichen geogene Herkunft der Elemente Cr, Ni und Zn hin.

**Tab. I-7-3: Anteil der durch das Stratum Bodenausgangsgestein erklärten Varianz [ $R^2_{adj}$ ] am Schwermetallgehalt sowie F-Wert und  $p$ -Wert. Da Daten für Quecksilber nur aus den Bundesländern Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Hessen und Saarland verfügbar sind, wird Quecksilber nicht mit aufgeführt.**

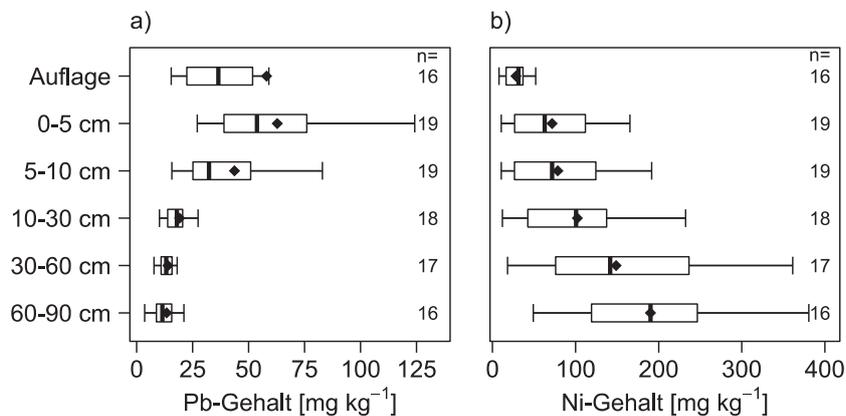
Schwermetall	Bodenausgangsgestein		
	$R^2_{adj}$	F-Wert	$p$ -Wert
Arsen	0,34	126,8	<0,001
Blei	0,25	81,7	<0,001
Cadmium	0,29	100,9	<0,001
Chrom	0,47	211,0	<0,001
Kupfer	0,33	117,7	<0,001
Nickel	0,43	182,0	<0,001
Zink	0,41	167,2	<0,001

Das Verhältnis der Schwermetallgehalte in der Auflage zum Mineralboden (0-10cm) ist in Abbildung I-7-22 dargestellt. Bei gleichem Vorrat unterscheiden sich die Schwermetallgehalte, wegen ihres Massebezugs zwischen dem Auflagehumus und dem Mineralboden, aufgrund der deutlich geringeren Trockenrohdichte des Auflagehumus, um bis zu einem Faktor 5 bis 7, d.h. die Gehalte des Auflagehumus müssten fünf- bis siebenfach höher als die Gehalte im Mineralboden sein. Tatsächlich macht der Schwermetallvorrat im Auflagehumus maximal 12 % des Vorrats im Mineralboden aus (Kap. 7.2.3), so dass sich der Effekt der unterschiedlichen Trockenrohdichten auf die Schwermetallgehalte im Auflagehumus und im Mineralboden näherungsweise aufhebt. Der in Abbildung I-7-22 dargestellte Zusammenhang zwischen den Schwermetallkonzentrationen in der Auflage und dem Mineralboden ist aus den oben genannten Gründen eher relativ zu bewerten. Für primär anthropogen (atmogen) eingetragene Elemente ist ein deutlich erhöhtes Verhältnis ( $>> 1$ ) der Konzentrationen in der Auflage zu den Konzentration im Mineralboden zu erwarten. Es muss allerdings berücksichtigt werden, dass die Ionenladung (anionisch vs. kationisch) der im Boden vorliegenden Schwermetallverbindungen sowie die Elementaufnahme der Pflanzen und damit der durch den Streufall eingebrachte Teil der Schwermetalle dieses Verhältnis beeinflussen. So werden primär anionisch im Boden vorliegende Elemente, wie As, wenig in der Auflage gebunden und rasch in den Mineralboden verlagert. Elemente wie Cu und Zn werden hingegen teilweise von den Pflanzen aus dem Mineralboden aufgenommen und gelangen durch den Streufall wieder in die Auflage („Vegetationspumpe“). Vergleichsweise gering ist das Verhältnis für As, was auf eher geogene Herkunft oder anionische Bindungsformen zurückgeführt werden kann. Ein mittleres Verhältnis  $< 1$  weisen auch Cr und Ni auf, wodurch die vorwiegend geogene Herkunft dieser Elemente bestätigt wird. Verhältnisse deutlich  $> 1$  zeigen Cd, Cu, Zn und Pb, wobei für die Elemente Cu und Zn der Effekt der „Vegetationspumpe“ eine Rolle spielen kann. Für Pb und Cd sind die erhöhten Verhältnisse jedoch eher auf anthropogene (atmogene) Eintragspfade zurückzuführen.



**Abb. I-7-22: Verhältnis des Schwermetallgehalts in der Auflage zum Mineralboden (0-10 cm) für sieben Schwermetalle. N = 806 für jedes Element. Da Daten für Quecksilber nur aus den Bundesländern Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Hessen und Saarland verfügbar sind, wird Quecksilber nicht mit aufgeführt.**

In Abbildung I-7-23 ist der Tiefenverlauf des Gehalts eines eher anthropogen geprägten Elements (Pb), einem eher geogen geprägten Element (Ni) über das gesamte Profil auf basischen und intermediären Magmatiten und Metamorphiten (BAG 12) gegenübergestellt. Für Pb sind die Gehalte im Oberboden (0-5 cm) am höchsten und sinken mit zunehmender Tiefe stark, während Ni das entgegengesetzte Bild zeigt. Dies lässt deutlich die anthropogene (atmogene) Überprägung von Pb innerhalb dieser Gesteinsgruppe erkennen und bestätigt den primär geogenen Ursprung des Elements Ni für die Gruppe der basischen und intermediären Magmatite und Metamorphite.



**Abb. I-7-23: Tiefenverlauf der Gehalte [mg kg<sup>-1</sup>] von a) Blei und b) Nickel auf der Bodenausgangsgesteinsgruppe der basischen und intermediären Magmatite und Metamorphite (BAG 12).**

### 7.3.2 Bewertung der Schwermetallgehalte in den Mineralböden

Für die Bewertung der Schwermetallgehalte in Mineralböden können die in der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV 1999) im Anhang 2 Nr. 4.1 aufgeführten Vorsorgewerte herangezogen werden. Vorsorgewerte sind gemäß § 8 (2) Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG 1998) Bodenwerte, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung von geogenen oder großflächig siedlungsbedingten Schadstoffgehalten in der Regel davon auszugehen ist, dass die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung gemäß § 9 BBodSchV besteht. Die Vorsorgewerte stellen somit keine Gefahrenschwelle dar, sondern indizieren eine Besorgnisschwelle, deren Überschreiten Vorsorgemaßnahmen im Sinne der Vermeidung oder Verminderung von Stoffeinträgen gebietet.

Die BBodSchV (1999) regelt bisher Vorsorgewerte für sieben Schwermetalle (Cd, Pb, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn). In einer novellierten Fassung der BBodSchV werden zudem Vorsorgewerte für As und Tl aufgeführt werden. Für die Bewertung der Schwermetallgehalte in Mineralböden wird auf die im 3. Arbeitsentwurf der Novelle der BBodSchV (2015) vorgeschlagenen Vorsorgewerte zurückgegriffen. Auf diese Weise kann für alle betrachteten Schwermetallgehalte der gleiche Bezugsmaßstab herangezogen werden. Zudem lassen sich mit diesem Bezugsmaßstab alle Mineralböden bewerten, während die BBodSchV (1999) formal die Gültigkeit der Werte auf Böden mit Humusgehalten  $\leq 8\%$  beschränkt. Tabelle I-7-4 listet die Vorsorgewerte gemäß 3. Arbeitsentwurf BBodSchV (2015). Für Schwermetalle sind die Vorsorgewerte nach den Bodenartenhauptgruppen Sand, Lehm/Schluff und Ton differenziert.

**Tab. I-7-4: Vorsorgewerte für anorganische Stoffe (in  $\text{mg kg}^{-1}$  Trockenmasse, Feinboden, Königswasseraufschluss).**

Schwermetall	Sand	Lehm/Schluff	Ton
Arsen	10	20	20
Blei	40	70	100
Cadmium	0,4	1	1,5
Chrom	30	60	100
Kupfer	20	40	60
Nickel	15	50	70
Quecksilber	0,2	0,3	0,3
Zink	60	150	200

Für die Bewertung der Schwermetallgehalte im Mineralboden werden diese in Bezug zu ihren Vorsorgewerten gesetzt. Dabei werden sechs Klassen gebildet und der Anteil jeden Elements an diesen sechs Klassen prozentual berechnet. Tabelle I-7-5 stellt die Ergebnisse dazu dar.

**Tab. I-7-5: Anteile [%] von sieben Schwermetallen in Bezug auf Unter- oder Überschreitungsklassen hinsichtlich ihrer Vorsorgewerte. "Sonstige" umfasst fehlende Werte sowie Moore und Standorte mit Humusgehalten > 30 %, für welche keine Vorsorgewerte definiert sind. Da Daten für Quecksilber nur aus den Bundesländern Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Hessen und Saarland verfügbar sind, wird Quecksilber nicht mit aufgeführt.**

	Anteil [%]						
	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn
≤ 50 % des Vorsorgewerts	54,9	32,0	82,0	65,6	77,0	70,1	68,2
> 50 % - ≤ 100 % des Vorsorgewerts	26,8	38,9	8,6	21,8	12,4	16,8	20,3
> 100 % - ≤ 150 % des Vorsorgewerts	6,7	11,3	1,8	3,5	2,4	3,7	3,0
> 150 % - ≤ 200 % des Vorsorgewerts	2,0	4,8	0,4	0,8	0,4	1,1	1,1
> 200 % des Vorsorgewerts	2,5	6,0	0,2	1,4	0,8	1,4	0,4
Sonstige	7,0	6,9	6,9	6,9	6,9	6,9	6,9

Es zeigt sich, dass die Schwermetallgehalte im überwiegenden Teil der Waldböden Deutschlands unterhalb der Vorsorgewerte liegen. Hierbei ist für die Elemente As, Cd, Cr, Cu, Ni und Zn sogar der größte Teil der Gehalte unterhalb oder gleich 50 % des Vorsorgewerts. Dies ist insofern ein positives Ergebnis, als dass es den flächenmäßig überwiegend guten Zustand der Waldböden hinsichtlich von Schwermetallgehalten herausstellt. Lediglich die Elemente As und Pb überschreiten aus bundesweiter Sicht die Vorsorgewerte mit 11,2 % für As und 22,1 % für Pb nennenswert. Die Abbildungen I-7-24 und I-7-25 zeigen die räumliche Verteilung von As und Pb hinsichtlich ihrer Unter- oder Überschreitungsklassen von Vorsorgewerten auf. Deutlich wird hier vor allem die bereits in Kapitel 7.2.2 erläuterte Belastung des Erzgebirges mit As, sowie erhöhte As-Gehalte auf einigen Standorten im Harz, im Süderbergland sowie stellenweise im Schwarzwald. Während im Erzgebirge und im Harz insbesondere Bergbau als Ursache für diese Belastung ausgemacht werden kann, ist dies im Süderbergland geogen bedingt und zusätzlich auf atmogene Einträge aus dem Ruhrgebiet zurückzuführen. Im Südschwarzwald können u.a. das Auftreten hydrothormaler Ausfällungen sowie die Verwendung von Kalkarsen zur Bekämpfung von Borkenkäfern als mögliche Ursachen genannt werden.

Bleigehalte oberhalb des Vorsorgewerts zeigen insbesondere Standorte im Harz, dem Rheinischen Schiefergebirge, dem Erzgebirge und teilweise im Thüringer Wald auf. Auch hier kann für den Harz und das Erzgebirge der frühere Bergbau als Ursache genannt werden, während für den Thüringer Wald und das Rheinische Schiefergebirge atmogene Einträge ursächlich sind.

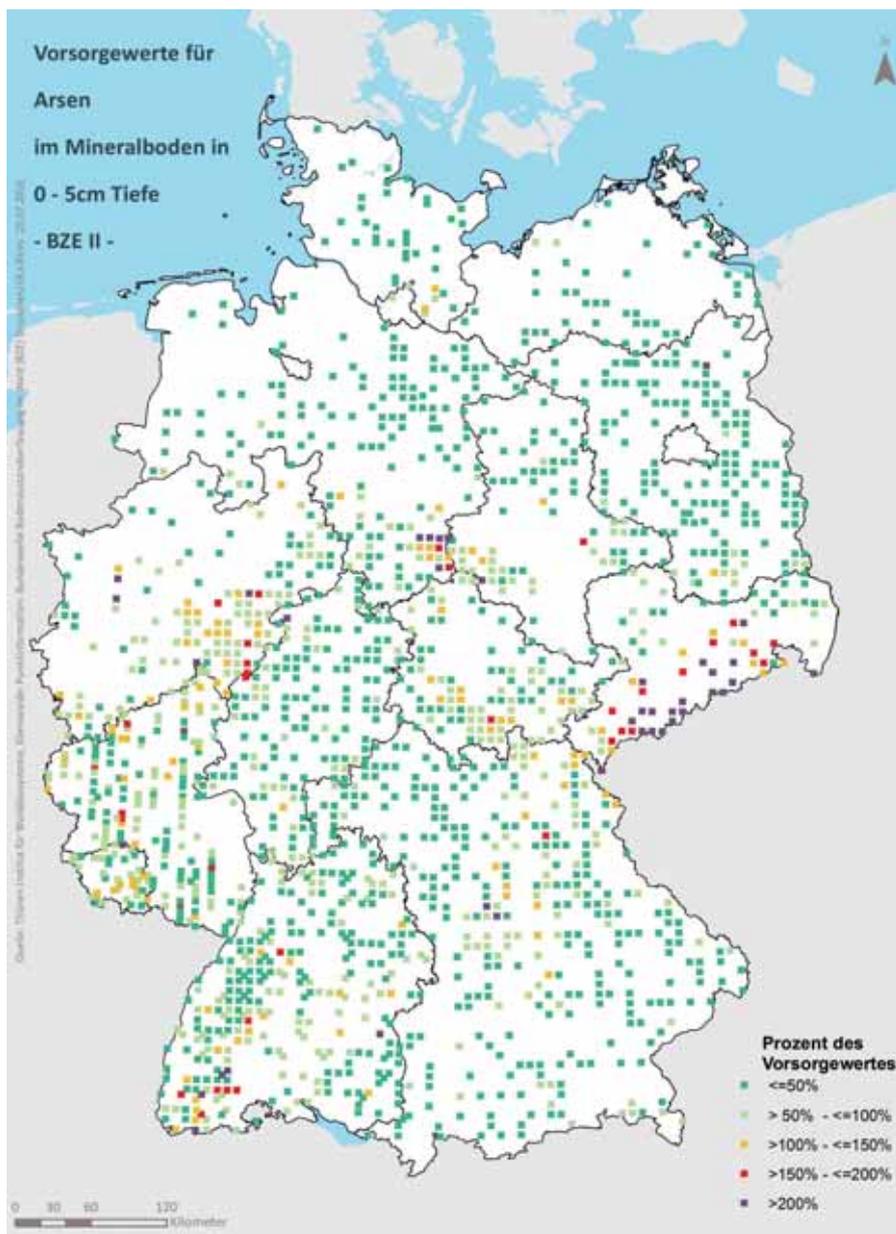
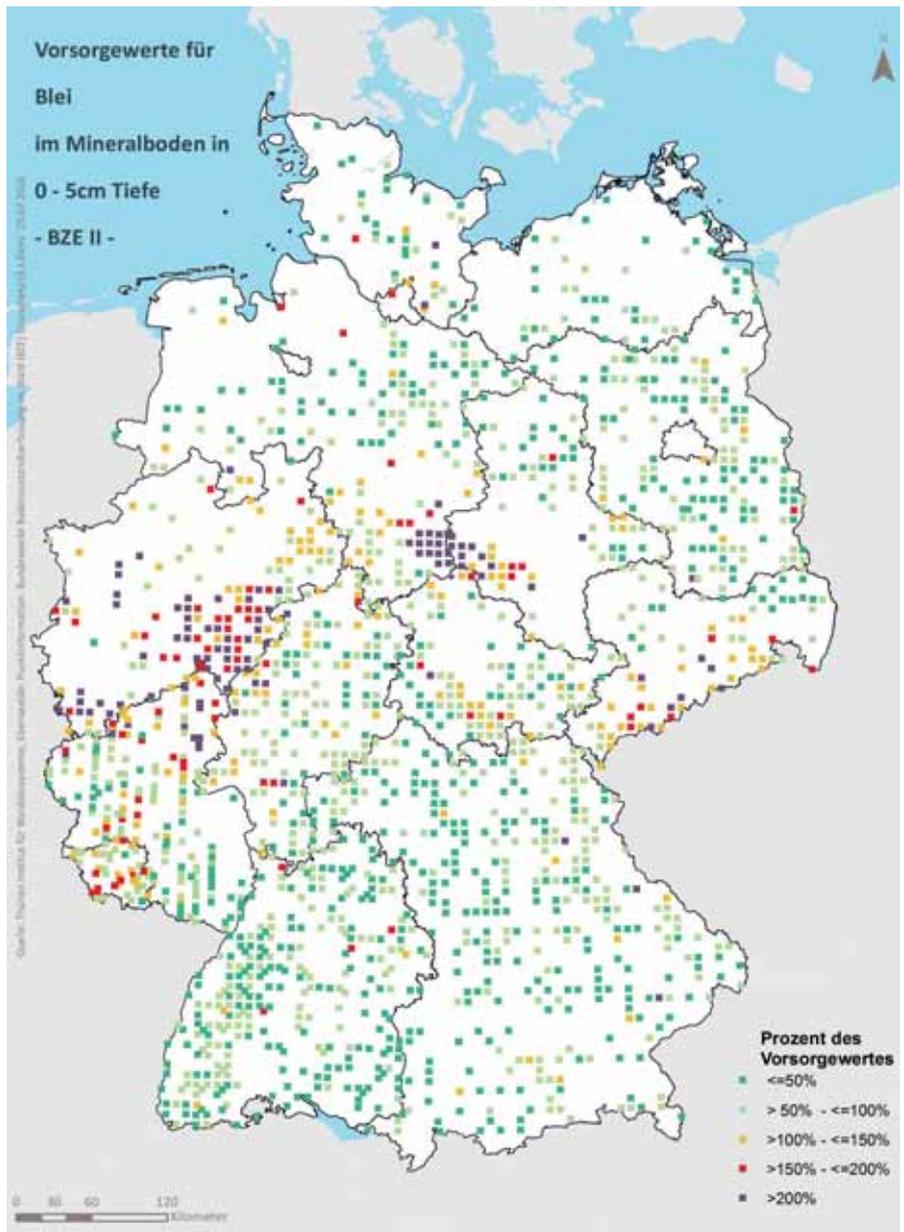
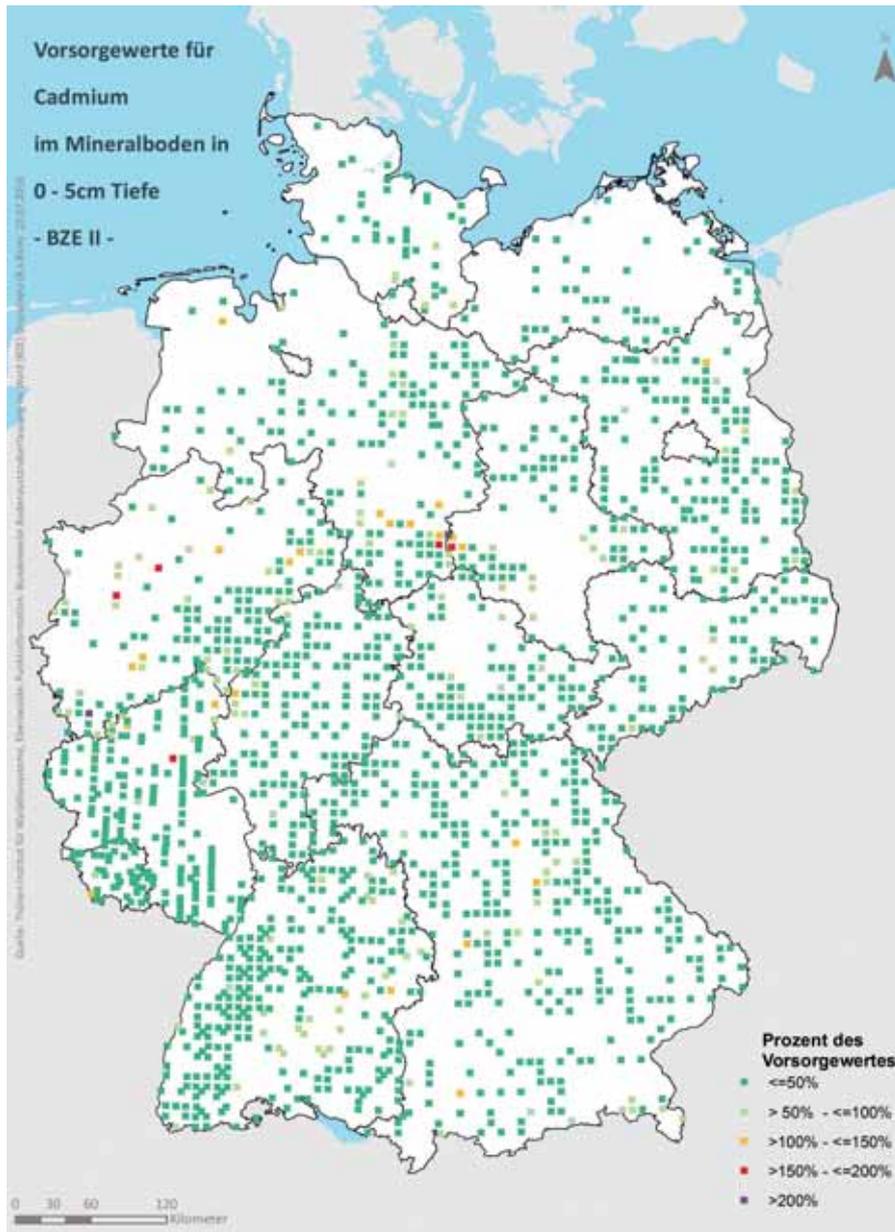


Abb. I-7-24: Räumliche Verteilung von Arsen hinsichtlich Unter- oder Überschreitungsklassen von Vorsorgewerten im Mineralboden (0-5 cm) der Waldböden der Bundesrepublik Deutschland. Vorsorgewerte sind für Moore und Standorte mit Humusgehalten > 30 % nicht definiert, daher sind diese Standorte hier nicht dargestellt.



**Abb. I-7-25: Räumliche Verteilung von Blei hinsichtlich Unter- oder Überschreitungsklassen von Vorsorgewerten im Mineralboden (0-5 cm) der Waldböden der Bundesrepublik Deutschland. Vorsorgewerte sind für Moore und Standorte mit Humusgehalten > 30 % nicht definiert, daher sind diese Standorte hier nicht dargestellt.**

Für Cd sind 82 % der in der BZE II aufgenommenen Standorte unterhalb oder gleich 50 % des Vorsorgewerts und nur 2,4 % der Standorte überschreiten diesen (Tab. I-7-5). Dies zeigt auch Abbildung I-7-26, in der deutlich wird, dass nur vereinzelt im Harz, der Westfälischen Bucht und dem Rheinischen Schiefergebirge die Vorsorgewerte für Cd deutlich überschritten werden.



**Abb. I-7-26: Räumliche Verteilung von Cadmium hinsichtlich Unter- oder Überschreitungsklassen von Vorsorgewerten im Mineralboden (0-5 cm) der Waldböden der Bundesrepublik Deutschland. Vorsorgewerte sind für Moore und Standorte mit Humusgehalten > 30 % nicht definiert, daher sind diese Standorte hier nicht dargestellt.**

Die Karten der übrigen Elemente finden sich im Kartenband Karte II-7-29 bis II-7-32. Für Ni und Cr sind 6,2 % bzw. 5,7 % der Standorte oberhalb des Vorsorgewerts. Dies ist z.T. geogen bedingt (basische Magmatite und Metamorphite am Vogelsberg, Kalkgesteine der Schwäbischen Alb) und teilweise anthropogener Ursache (Rheinisches Schiefergebirge). Für Zn und Cu sind < 5 % der Standorte oberhalb des Vorsorgewerts. Das Auftreten dieser Standorte ist dabei sehr heterogen im Bundesgebiet verteilt.

### Sehr stark belastete BZE II-Punkte

Anhand der Vorsorgewerte werden weiterhin sehr stark belastete BZE II-Punkte ausgewiesen, welche die Vorsorgewerte elementspezifisch um das 10-fache überschreiten. Solche Standorte finden sich nur für die Elemente As und Pb (As: BFH-Nr. 80008 (539 mg kg<sup>-1</sup>), 140034 (170 mg kg<sup>-1</sup>), 140046 (152 mg kg<sup>-1</sup>); Pb: BFH-Nr. 30029 (899 mg kg<sup>-1</sup>), 30032 (1014 mg kg<sup>-1</sup>), 30033 (1229 mg kg<sup>-1</sup>), 30037 (790 mg kg<sup>-1</sup>), 30604 (893 mg kg<sup>-1</sup>), 30605 (2446 mg kg<sup>-1</sup>), 50020 (1060 mg kg<sup>-1</sup>), 70015 (2912 mg kg<sup>-1</sup>), 90755 (4255 mg kg<sup>-1</sup>). Gründe für die sehr hohen Belastungen sind z.T. lokale Emittenten (metallverarbeitende und/oder chemische Industrie, Erzabbau, Truppenübungsplatz der Bundeswehr, Autobahn) sowie geogen bedingt stark erhöhte Grundgehalte der Bodenausgangsgesteine.

## 7.4 Schlussfolgerungen/Handlungsempfehlungen

Die Ergebnisse der BZE zur Schwermetallbelastung der Waldböden sollten Anlass für eine weitere Reduktion der anthropogenen (atmogenen) Schwermetalleinträge sein. Die Notwendigkeit hierfür ergibt sich auch aus dem Umstand, dass Schwermetalle nicht biologisch abbaubar sind. Grundsätzlich nehmen Waldböden eine wichtige Rolle im Naturhaushalt ein. Sie sollen sicherstellen, dass eingetragene Schwermetalle nicht unkontrolliert ins Grund- und Oberflächenwasser gelangen, sondern langfristig und weitgehend unschädlich für Pflanzen, Tiere oder andere Organismen im Waldboden festgelegt werden. Daher wird die bundesweite Durchführung der BZE im Wald auch mit den Risiken, die von einer Schadstoffbelastung für das Grund-, Quell- und Oberflächenwasser ausgehen, begründet. Die Forstwirtschaft benötigt über die ermittelten Schwermetallgehalte und -vorräte hinaus konkrete Hinweise aus der BZE, welche Maßnahmen geeignet sind, die Filter- oder Regulationsfunktion der Waldböden aufrechtzuerhalten. Zentrale Steuergrößen, die das Rückhaltevermögen von Waldböden günstig beeinflussen können, sind Humusgehalt, pH-Wert und Basensättigung. Diese bodenkundlichen Parameter können durch die Art der Waldbewirtschaftung positiv beeinflusst werden.

Unter dem Gesichtspunkt des Boden- und Gewässerschutzes ist eine Waldbewirtschaftung anzustreben, die Auflagehumusformen entgegenwirkt und die Bildung von Humus im Mineralboden begünstigt. Neben dem verstärkten Anbau und der gezielten Pflege von Laubbaumarten in Mischbeständen schafft die Waldkalkung günstige Voraussetzungen für die Anreicherung von Mineralbodenhumus. Laubgehölze liefern hierzu eine leicht zersetzbare Blattstreu und bilden ein feinwurzelreiches, tiefreichendes Wurzelsystem aus. Darüber hinaus hat sich die Waldkalkung als geeignet erwiesen, um die Basensättigung der Böden anzuheben und den Säuregrad zu senken. Sofern diese Maßnahmen optimal aufeinander abgestimmt sind, kann das Potenzial für stabile, ökologisch verträgliche Bindungen zwischen Schwermetallen und Humuspartikeln im Mineralboden noch deutlich gesteigert werden.

Unter Berücksichtigung der ermittelten Schwermetallgehalte und -vorräte sowie der Versauerung der Waldböden können die genannten Maßnahmen regional konzentriert durchgeführt werden.

Insbesondere in Regionen mit einer höheren Schwermetallbelastung der Waldböden und deutlicher Bodenversauerung sollte die Bewirtschaftung der Wälder dem vorsorgenden Boden- und Gewässerschutz einen höheren Stellenwert beimessen als in Regionen mit Waldböden, die eher geringere Schwermetallgehalte im Oberboden aufweisen.

## 7.5 Zusammenfassung

Die Schwermetallgehalte der Waldböden Deutschlands werden sowohl durch den geogenen Grundgehalt des Ausgangsgesteins als auch durch atmogene Einträge bestimmt, die den geogenen Grundgehalt insbesondere in den Oberböden überprägen können. Deutliche atmogene Überprägungen lassen sich für die Elemente Pb, Cd und Hg nachweisen, während As und Cu weniger stark überprägen. Die Elemente Ni, Cr und Zn werden in ihren Gehalten primär durch den geogenen Grundgehalt bestimmt. Die höchsten Schwermetallgehalte sind auf Tongesteinen, Karbonatgesteinen sowie basischen und intermediären Magmatiten und Metamorphiten zu finden, während Terrassen- und Schotterablagerungen, Sande und mächtige sandige Deckschichten sowie Geschiebemergel und -lehme eher geringe Schwermetallgehalte aufweisen. Dementsprechend sind die Festgesteins-dominierten Mittelgebirge stärker von geogen bedingt erhöhten Schwermetallgehalten betroffen als die Lockergesteins-dominierten Tieflagen. In den Mittelgebirgen kommt es zudem durch den Auskämmeffekt der Wälder zu verstärkten atmogenen Einträgen, so dass sich insbesondere für Pb, primär als Folge der jahrzehntelangen Verwendung von Pb-haltigem Kraftstoff, deutlich erhöhte Vorräte in den Auflagen und im Mineralboden belegen lassen.

Die Schwermetallgehalte im Auflagehumus zeigen v.a. für Elemente, die eine hohe Affinität zur organischen Substanz als Bindungspartner aufweisen, wie Pb, Cu, Cr, Ni und Hg eine klare Differenzierung nach Humushorizonten mit zunehmenden Gehalten von L- über Of- hin zu den Oh-Horizonten. Im Gegensatz hierzu zeigen Cd und Zn keine klare Differenzierung der Gehalte zwischen den Horizonten.

Der atmogene Eintrag der Schwermetalle hat im Zeitraum zwischen BZE I und BZE II abgenommen, was bei gleichzeitiger Verlagerung/Einarbeitung der Schwermetalle in den oberen Mineralboden zu einer Abreicherung im Auflagehumus geführt hat. Dieser Effekt wird durch die Waldkalkung, die eine Humusverlagerung von der Auflage in den oberen Mineralboden bewirkt, tendenziell verstärkt. Anhand einer exemplarischen Auswertung von Daten aus Nordrhein-Westfalen zur Veränderung der Schwermetallvorräte im Auflagehumus und den ersten beiden mineralischen Tiefenstufen kann nachgewiesen werden, dass sich die Schwermetallvorräte vom Auflagehumus in den mineralischen Oberboden verlagern, der Gesamtvorrat an Schwermetallen jedoch weitgehend unverändert bleibt. Die Schwermetalle werden folglich im mineralischen Oberboden vergleichsweise fest gebunden, so dass eine kurz- oder mittelfristige Gefährdung des Grundwassers durch Schwermetallauswaschung grundsätzlich nicht zu besorgen ist. Lediglich für das relativ mobile Element Cd ist auch eine

Verlagerung in den unteren Mineralboden nachweisbar. Aufmerksam beobachtet werden sollte Hg, da sich dieses Element als einziges im Boden angereichert hat, was auf erhöhte diffuse Einträge über die Deposition zurückzuführen ist.

Für die Bewertung der Schwermetallgehalte im Mineralboden werden die Vorsorgewerte nach BBodSchV herangezogen. Es zeigt sich, dass für die meisten Schwermetalle die Gehalte in einem Großteil der Waldböden Deutschlands unterhalb der Vorsorgewerte liegen, so dass im Hinblick auf die Schwermetallbelastung von einem flächenmäßig guten Zustand der Waldböden gesprochen werden kann. Lediglich die Elemente As und Pb überschreiten die Vorsorgewerte flächenmäßig mit 13,2 % für As und 22,1 % für Pb nennenswert. Diese Belastungen treten vor allem im Erzgebirge (As, Pb) sowie im Harz und dem Rheinischen Schiefergebirge (Pb) auf und haben ihre Ursache sowohl in den Bergbauaktivitäten der zurückliegenden Jahrhunderte als auch in erhöhten atmogenen Einträgen.