



SCHWERMETALLE IN OBERBÖDEN KARTENBAND

Auswertungen aus dem österreichweiten
Bodeninformationssystem BORIS

Alexandra Freudenschuß
Erik Obersteiner
Sigrid Schwarz



Projektleitung

DI Alexandra Freudenschuß

AutorInnen

DI Alexandra Freudenschuß

Dr. Erik Obersteiner

Dr. Sigrid Schwarz

Weitere Mitarbeiterinnen

MSc, MMag. Ingrid Roder

Dr. Maria Uhl

Übersetzung

Mag. Brigitte Read

Titelphoto/-bild

Flyschzone nördlich von Scheibbs (S. Schwarz)

Diese Publikation wurde im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abt. V/4 erstellt.

Geschäftszahl: BMLFUW-UW.1.4.7/0004-V/4/2006

Dank

Für die gute Kooperation im Zuge der Datenbereitstellung für das Bodeninformationssystem BORIS bedanken wir uns bei den Kolleginnen und Kollegen in den Ämtern der Landesregierungen und im Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft (BFW).

Weitere Informationen zu Publikationen des Umweltbundesamtes unter: <http://www.umweltbundesamt.at/>



INHALT

ZUSAMMENFASSUNG	5
SUMMARY	6
1 EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG	7
2 METHODEN	9
2.1 Datengrundlage und Stratifizierungsparameter.....	9
2.2 Statistische Auswertung.....	12
3 ERGEBNISSE UND INTERPRETATION	13
3.1 Arsen.....	13
3.1.1 Eigenschaften, Verwendung und Umweltrelevanz	13
3.1.2 Ergebnisse, räumliche Verteilung und Bewertung.....	14
3.2 Blei	16
3.2.1 Eigenschaften, Verwendung und Umweltrelevanz	16
3.2.2 Ergebnisse, räumliche Verteilung und Bewertung.....	18
3.3 Cadmium	19
3.3.1 Eigenschaften, Verwendung und Umweltrelevanz	19
3.3.2 Ergebnisse, räumliche Verteilung und Bewertung.....	21
3.4 Chrom	23
3.4.1 Eigenschaften, Verwendung und Umweltrelevanz	23
3.4.2 Ergebnisse, räumliche Verteilung und Bewertung.....	24
3.5 Kobalt (Co)	26
3.5.1 Eigenschaften, Verwendung und Umweltrelevanz	26
3.5.2 Ergebnisse, räumliche Verteilung und Bewertung.....	27
3.6 Kupfer	28
3.6.1 Eigenschaften, Verwendung und Umweltrelevanz	28
3.6.2 Ergebnisse, räumliche Verteilung und Bewertung.....	29
3.7 Molybdän.....	31
3.7.1 Eigenschaften, Verwendung und Umweltrelevanz	31
3.7.2 Ergebnisse, räumliche Verteilung und Bewertung.....	31
3.8 Nickel	33
3.8.1 Eigenschaften, Verwendung und Umweltrelevanz	33
3.8.2 Ergebnisse, räumliche Verteilung und Bewertung.....	34
3.9 Quecksilber	35
3.9.1 Eigenschaften, Verwendung und Umweltrelevanz	35
3.9.2 Ergebnisse, räumliche Verteilung und Bewertung.....	36
3.10 Selen	38
3.10.1 Eigenschaften, Verwendung und Umweltrelevanz	38
3.10.2 Ergebnisse, räumliche Verteilung und Bewertung.....	39
3.11 Thallium.....	40

3.11.1	Eigenschaften, Verwendung und Umweltrelevanz	40
3.11.2	Ergebnisse, räumliche Verteilung und Bewertung	41
3.12	Vanadium	42
3.12.1	Eigenschaften, Verwendung und Umweltrelevanz	42
3.12.2	Ergebnisse, räumliche Verteilung und Bewertung	42
3.13	Zink	44
3.13.1	Eigenschaften, Verwendung und Umweltrelevanz	44
3.13.2	Ergebnisse, räumliche Verteilung und Bewertung	44
4	GLOSSAR	47
5	LITERATUR	48
6	ANHANG - KARTEN	52



ZUSAMMENFASSUNG

In diesem Bericht sind die umfassenden Auswertungen aus dem Bodeninformati-onssystem BORIS über Schwermetallgehalte in Oberböden (UMWELTBUNDESAMT 2004) in übersichtlichen Österreichkarten dargestellt und interpretiert. Darüber hin-aus ist zu jedem Element eine Kurzinformation über Vorkommen, Verwendung, Eintragspfade und physiologische bzw. toxische Wirkung enthalten.

Als Datenbasis dienen die Standorte der Bodenzustandsinventuren der Bundeslän-der sowie der Waldbodenzustandsinventur des BFW, die erstmals durch das Bo-deninformationssystem BORIS in einheitlicher Form verwaltet sind. Für die Darstel-lung der Ergebnisse erfolgte eine Stratifizierung der Standorte nach der Landnut-zung (Wald, Grünland und Acker) und Karbonatbeeinflussung (karbonatbeeinflusst, karbonatfrei). Die Schwermetallgehalte der Böden wurden entsprechend den Strati-fizierungsparametern nach Perzentilen (50., 75., 90., 95. und 97,5) eingeteilt und in den Karten dargestellt. Diese Vorgehensweise ermöglicht einen Vergleich der Ge-halte und Belastungen der Böden weitgehend unabhängig von der Landnutzungsart und dem Karbonatgehalt.

Die Ergebnisse liegen für die Elemente Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kobalt, Kup-fer, Molybdän, Nickel, Quecksilber, Selen, Thallium, Vanadium und Zink vor. Für einige Schwermetalle werden deutliche Datenlücken ersichtlich (z.B. Selen, Thalli-um, Vanadium), da diese nur im Rahmen einzelner Bodenzustandsinventuren er-hoben oder nicht auf Waldstandorten (z.B. Arsen, Quecksilber) analysiert wurden. Bei der Interpretation der Daten ist generell zu berücksichtigen, dass die Bodenun-tersuchungen in einem Zeitraum von 1989-1999 durchgeführt und zum Teil in ver-schieden Labors analysiert wurden.

Die Österreichweiten Kartendarstellungen über die Verteilung von Schwermetall-gehalten in Oberböden dienen dennoch als wesentliche Übersicht zur Identifizie-rung von Belastungsschwerpunkten bzw. -regionen in Österreich.

SUMMARY

This report includes extensive analyses of heavy metal contents in upper soils from the Austrian Soil Information System BORIS (UMWELTBUNDESAMT 2004) presented on well-arranged general maps of Austria as well as an interpretation of these analyses. For each element there is also a short piece of information on occurrence and use, as well as on input paths and the physiological and toxic effects.

The data basis is provided by the sites of the soil condition inventories of the federal provinces as well as the forest soil condition inventory of the Austrian Federal Office and Research Centre for Forests, administered by the BORIS soil information system for the first time in a standardised form. To present the results, the sites are stratified according to land use (forest, grassland and arable land) and carbonate in parent material (carbonate in parent material, carbonate-free). The heavy metal contents of the soils were grouped by percentiles (50th, 75th, 90th, 95th und 97.5) according to the stratification parameters and represented on the maps. This enables a comparison between the contents and pollutant loads of soils that is largely independent of the type of land use and the carbonate content.

Results are available for the elements arsenic, lead, cadmium, chromium, cobalt, copper, molybdenum, nickel, mercury, selenium, thallium, vanadium and zinc. Considerable data gaps have become obvious for some heavy metals (e.g. selenium, thallium, vanadium), since relevant data were collected only for a few specific soil condition surveys, or were not analysed at forest sites (e.g. arsenic, mercury). As regards data interpretation in general, one has to consider that the soil analyses were performed during the period from 1989 to 1999, with the analyses partly taking place in different laboratories.

Nevertheless, the Austria-wide map representations of the distribution of heavy metal contents in upper soils provide an important survey which helps to identify pollution hotspots and hotspot regions in Austria.



1 EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG

Österreichweite Auswertungen aus dem Bodeninformationssystem BORIS zur Ermittlung von Referenzwerten für Schwermetalle in Oberböden (UMWELTBUNDESAMT 2004a) führten zur Aufnahme dieser Referenzwerte in die neue ÖNORM L 1075 (2004).

Referenzwerte stellen Bezugsgrößen für die Beurteilung von Bodengehalten bzw. Bodenbelastungen dar. Sie bieten neben den Richtwerten der ÖNORM L 1075 weitere Information, die eine differenziertere Beurteilung von Messwerten unterhalb des Richtwertes ermöglichen. Aussagen über Öko- und Humantoxizität sind auf Basis der Referenzwerte nicht zulässig, da sie auf kein Schutzgut (Menschen, Tiere, Pflanzen, Grundwasser) bezogen sind. Sie charakterisieren in Österreichs Oberböden vorkommende Schwermetallgehalte.

Ein Vergleich verschiedener Berechnungsmethoden für die Ermittlung von Hintergrund-, Orientierungs- und Referenzwerten ergibt, dass die Art der Berechnung und die Auswahl des Datenkollektives einen wesentlichen Einfluss auf die Höhe der ermittelten Werte haben (SCHWARZ 2004).

Referenzwerte sind Elementgehalte, die als Vergleichsgrößen eine Hilfe bei der Beurteilung von Bodengehalten darstellen. Es sind statistische Kenngrößen (85. Perzentile; jedoch ohne Ausreißerbereinigung) von räumlich repräsentativ ausgewählten Standorten. Sie entsprechen bei den meisten Elementen und Nutzungen Hintergrundwerten (90. Perzentile, mit Ausreißerbereinigung).

Definitionen

Hintergrundwerte werden von der Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz in Deutschland (LABO 1998) als repräsentative Werte für allgemein verbreitete Hintergrundgehalte eines Stoffes in Böden definiert. Der Hintergrundgehalt eines Bodens setzt sich dabei aus dem geogenen Grundgehalt und der ubiquitären Stoffverteilung als Folge diffuser Einträge in den Boden zusammen.

Richtwerte geben den Gehalt eines Elementes im Boden an, bis zu dessen Erreichung im Regelfall keine negativen Auswirkungen auf die Umwelt zu erwarten sind (ÖNORM 2004).

Details zu Definitionen, Begriffsbestimmungen und Methodik der Ableitung von den Referenzwerten sind in der Publikation des Umweltbundesamt (UMWELTBUNDESAMT 2004a) ausgeführt. Im Anhang 2 dieses Referenzwertebandes sind die statistischen Kennwerte getrennt für die Landnutzungen Wald, Grünland und Acker sowie für jeden der angeführten Stratifizierungsparameter (pH-Wert, Karbonatgehalt, Karbonatbeeinflussung, Tongehalt, Schwereklasse, organische Substanz, Ausgangsmaterial der Bodenbildung, Geologie) für die einzelnen Schwermetalle berechnet.

Der vorliegende Band hat das Ziel, das umfangreiche Datenmaterial in Form von übersichtlichen Österreichkarten darzustellen. Für jedes der analysierten Elemente (Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kobalt, Kupfer, Molybdän, Nickel, Quecksilber, Selen, Thallium, Vanadium, Zink) wurden zwei Karten erstellt. Eine Karte zeigt in konventioneller Form die Überschreitungen nach den Richtwerten (nutzungsspezifische Richtwerte sind ebenfalls berücksichtigt) der ÖNORM L 1075 (2004). In der zweiten Karte bietet die Klassifizierung nach Perzentilen je Landnutzung und Kar-

Ziel des Berichtes

bonatbeeinflussung neben der Verdeutlichung von Überschreitungen der Referenzwerte (85.Perzentil) vor allem eine landnutzungsunabhängige Vergleichsmöglichkeit von Elementgehalten. Dies ermöglicht im Begleittext die Beschreibung von besonderen Belastungsschwerpunkten bzw. Regionen in Österreich.



2 METHODEN

2.1 Datengrundlage und Stratifizierungsparameter

Als Datenbasis werden 10.000 Standorte (siehe Karte 1) des österreichweiten Bodeninformationssystem BORIS des Umweltbundesamtes herangezogen. Von diesen Standorten werden jene selektiert, die auf einem systematischen Raster liegen, die Landnutzungsverteilung in Österreich repräsentieren und die erforderlichen Daten aufweisen. Das ergibt 503 Waldstandorte auf einem 8,7 x 8,7 km Raster (Waldboden-Zustandsinventur des Bundesforschungs- und Ausbildungszentrums für Wald, Naturgefahren und Landschaft) sowie 1302 Grünland- und 1154 Ackerstandorte auf einem 4 x 4 km Raster (ausgewählte Standorte der Bodenzustandsinventuren der Bundesländer) (siehe Karte 2).

Detaillierte Angaben zu den folgenden Punkten sind im Referenzwerteband (UMWELTBUNDESAMT 2004a) gegeben.

- Begründung zur Auswahl des Datenkollektivs für den Basisraster
- Vergleichbarkeit von Beprobungstiefe und Analysemethoden der einzelnen Bodenzustandsinventuren
- Behandlung von Daten zu Elementgehalten unter der Nachweis- bzw. Bestimmungsgrenze
- Statistische Auswertungsmethoden, insbesondere über den Umgang mit Ausreißern.
- Berechnung von Hintergrund- und Orientierungswerten in anderen Ländern.
- Beschreibung und Auswahl der Stratifizierungsparameter.

Stratifizierungsparameter sind einerseits Standortseigenschaften wie z. B. Landnutzung, Geologie, Ausgangsmaterial der Bodenbildung, Karbonatbeeinflussung (siehe Karte 3) oder andererseits Analyseparameter wie pH-Wert, Karbonatgehalt, Tongehalt, Boden-Schwerklassen, organische Substanz. Bei den analysierten Parametern werden auf Basis der im Oberboden gemessenen Werte die einzelnen Standorte Klassen zugeordnet. Dies wird für den pH-Wert in Karte 4 und für die organische Substanz in Karte 5 dargestellt. Standorte der Landnutzung Wald sind in den Karten mit einem Dreieck, Grünlandstandorte mit einem Kreis und Ackerstandorte mit einem Quadrat gekennzeichnet. Die einzelnen Klassen werden durch unterschiedliche Farbgebung charakterisiert.

Bei dem Stratifizierungsparameter „Karbonatbeeinflussung“ werden zwei Klassen differenziert: „karbonatbeeinflusst“ (kb) und „karbonatfrei“ (kf) (siehe Karte 3). Für jede Landnutzung (Acker, Grünland, Wald) werden sowohl für die karbonatbeeinflussten als auch für die karbonatfreien Standorte Referenzwerte berechnet. Dies ergibt somit für jedes Element maximal 6 verschiedene Referenzwerte.

Die Zuordnung der Standorte nach der Karbonatbeeinflussung des Ausgangsmaterials erbrachte für einige Elemente (unter Wald Cd, Pb, Zn; unter Grünland Cd, Cu, Tl) eine deutlichere Differenzierung der Schwermetallgehalte als andere Stratifizierungsparameter. Zur übersichtlichen Darstellung der Fülle an vorliegenden Informationen wurde daher für diesen Bericht die Stratifizierung nach „Karbonatbeeinflussung“ ausgewählt.

Für jedes Element werden neben den sechs Referenzwerten (sechs 85. Perzentile) auch das jeweils 50., 90., 95. und 97,5 Perzentil angegeben. Das 97,5 Perzentil ist im geowissenschaftlichen Sinne häufig als Obergrenze der natürlichen Elementschwankungen in geologischen Materialien definiert (HINDEL et al., 1998 in LABO, 1998). Das 50. Perzentil (Median) ist der mittlere Wert des jeweiligen Datenkollektivs.

Standorte deren Elementgehalte unterhalb des 50. Perzentils liegen, sind grün gefärbt (siehe z.B. Karte 6). Elementgehalte zwischen dem Median und dem Referenzwert sind gelb. Der Referenzwert, das 85. Perzentil, ist der erste Wert, der größer ist als 85% aller Messwerte. Dies bedeutet, dass 85 % der Werte des ausgewählten Datenkollektivs unter dem Referenzwert liegen. Ab dem Referenzwert gilt es für jeden Standort zu hinterfragen, warum die Elementgehalte diese Höhe erreichen. Dies ist umso wichtiger, wenn Werte höhere Perzentilen überschreiten. Die Elementgehalte von orange gefärbten Standorten liegen zwischen dem Referenzwert (85. Perzentil) und dem 90. Perzentil. Rot gefärbte Standorte liegen zwischen dem 90. und dem 95. Perzentil; Violett gefärbte Standorte liegen zwischen dem 95. und dem 97,5. Perzentil und blau gefärbte Standorte liegen darüber. Letztere Gruppen charakterisieren zum Teil besondere Belastungen.

Die Stratifizierung nach Karbonatbeeinflussung wurde auch deshalb gewählt, da aus bisherigen österreichweiten Erhebungen (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT 1992; UMWELTBUNDESAMT 2004a) deutlich hervorging, dass auf karbonatbeeinflussten Standorten beispielsweise die Cadmiumgehalte deutlich über jenen auf karbonatfreien Standorten liegen (Tabelle auf Karte 8). Um nun möglichst unabhängig von der Karbonatbeeinflussung der einzelnen Standorte einen Überblick über die Belastungssituation in Österreich zu erhalten, wurde die Darstellung über Perzentilbereiche gewählt.

So zählt z.B. ein Standort, der mit einem blauen Dreieck gekennzeichnet ist, zu jener Gruppe von Waldstandorten, die die höchsten 2,5% von den Elementgehalten aufweisen. Für Cadmium gilt dies einerseits für Werte die knapp über $0,8 \text{ mg kg}^{-1}$ liegen, falls sie auf einem karbonatfreien Standort auftreten, andererseits für Werte über $6,9 \text{ mg kg}^{-1}$ falls sie auf karbonatbeeinflussten Standorten liegen. Diese Berechnungs- und Darstellungsform bietet die Grundlage, besondere Belastungssituationen, die unabhängig von der Karbonatbeeinflussung sind, klarer zu erkennen.

Da die Perzentile in der beschriebenen Weise auch für jede Landnutzungsform eigens berechnet, in den Karten jedoch mit den selben Farben je Perzentilbereich eingefärbt werden, können auch Belastungssituationen verschiedener Landnutzungsformen unmittelbar verglichen werden. Dies wäre bei der Darstellung von Absolutgehalten nicht möglich, da beispielsweise die Gehalte in Waldböden, einerseits bedingt durch die Filterwirkung der Bäume und andererseits durch die Probenahmetiefe (0-10 cm) meist deutlich über jenen in Ackerböden (Probenahmetiefe ist 0-20 cm) liegen.

Die vorliegenden Karten bieten somit eine gute Basis für das Erkennen jener Einflussfaktoren, die nicht durch die Landnutzung oder die Karbonatbeeinflussung verursacht werden.



Ergänzende Detailinformationen

Zur Ermittlung der Karbonatbeeinflussung werden in den vorliegenden Arbeiten neben dem im Gelände angesprochenen Bodenausgangsmaterial der Bodenbildung auch Analysedaten herangezogen. Aus den verschiedenen Informationen aus unterschiedlichen Quellen wird nach dem folgenden Verfahren vorgegangen.

Ermittlung der Karbonatbeeinflussung

Bei einem CaCO_3 -Gehalt im Unterboden unter 0,5% wird in Übereinstimmung mit der Österreichischen Bodensystematik (NESTROY et al. 2000; KILIAN 2002) der Begriff „karbonatfrei“ zugeordnet. Bei Unterbodengehalten über 0,5% CaCO_3 wird der Standort als „karbonatbeeinflusst“ bezeichnet.

Wurde bei der Beurteilung des Ausgangsmaterials der Bodenbildung im Gelände „Karbonatbeeinflussung“ festgestellt, so wird diese Information in jedem Fall übernommen, auch wenn die CaCO_3 -Gehalt im „Unterboden“ unter 0,5% liegen. Somit können z.B. Braunlehme auf Dolomit oder Kalk ihrem Bodenausgangsmaterial entsprechend zugeordnet werden.

Auch jene Standorte, die im Unterboden einen CaCO_3 -Gehalt unter 0,5% und im Oberboden einen CaCO_3 -Gehalt über 2% aufweisen, werden als „karbonatbeeinflusst“ bezeichnet. Falls jedoch bei einem CaCO_3 -Gehalt unter 0,5% im Unterboden im Oberboden ein CaCO_3 -Gehalt unter 2 % analysiert wurde, wird dieser Standort als „karbonatfrei“ bezeichnet, um einen eventuellen Einfluss durch Düngung auszuschließen.

Falls keine Analysedaten des Unterbodens vorliegen, wird generell die Zuordnung der Geländeaufnahme herangezogen. Bei einem anschließenden Vergleich der „Karbonatbeeinflussung“ mit den Bodentypen wird die „Karbonatbeeinflussung“ an einigen Standorten auf Basis des Bodentyps korrigiert.

Bei 58 Standorten liegen entweder keine Informationen zur Beurteilung der Karbonatbeeinflussung vor oder die vorhandenen Informationen sind so widersprüchlich, dass von einer Zuordnung des Parameters „Karbonatbeeinflussung“ abgesehen wird. In Tabelle 1 und Karte 4 wird die Zuordnung der Standorte zu „karbonatfrei“ und „karbonatbeeinflusst“ für die einzelnen Landnutzungen dargestellt.

Tabelle 1: Anzahl der Standorte (n) nach „Karbonatbeeinflussung“ und Landnutzung.

	Karbonatbeeinflusst	Karbonatfrei	Gesamt	Fehlend	Alle Standorte
Wald	175	328	503	0	503
Grünland	448	797	1245	57	1302
Acker	530	623	1153	1	1154
Summe n	1153	1748	2901	58	2959

In der neuen ÖNORM L 1075 (2004) erfolgt eine differenzierte Betrachtung nach der Landnutzung. Eine zusätzliche Stratifizierung der Referenzwerte nach pH-Wert und Gehalten an organischer Substanz ist für den Großteil der Elemente angebracht und wird ebenfalls durchgeführt. Da es im Einzelfall schwierig sein kann das Ausgangsmaterial der Bodenbildung und somit die Karbonatbeeinflussung anzugeben, wird in dieser Arbeit auch nach CaCO_3 -Gehalt des Oberbodens differenziert. Der Vergleich ergibt, dass die Werte im Wald bei Cadmium, Blei und Zink und

in Grünland bei Cadmium, Kupfer und Thallium bei einem CaCO_3 -Gehalt des Oberbodens unter 0,5% über jenen liegen, die bei der Stratifizierung nach dem Ausgangsmaterial der Bodenbildung ermittelt werden. Dies weist darauf hin, dass die Stratifizierung nach dem Ausgangsmaterial der Bodenbildung besser differenziert. In der ÖNORM wird daher eine Stratifizierung nach „Karbonatbeeinflussung“ angegeben. Wenn es sich bei einem neuen Standort um einen entkalkten Oberboden auf karbonathältigem Ausgangsmaterial handelt, kann dieser beim Fehlen weiterer Informationen auf Grund des CaCO_3 -Gehaltes im Oberboden als „kalkfreier Standort“ eingestuft werden. Werden nun die Schwermetallgehalte mit den Referenzwerten in der Tabelle der ÖNORM verglichen, so kann der Fall eintreten, dass diese – mit Ausnahme von Kupfer im Wald – in Relation zu hoch liegen und somit eine nähere Betrachtung ansteht.

2.2 Statistische Auswertung

Die statistischen Auswertungen und Darstellungen in diesem Bericht umfassen eine Beschreibung der Perzentilwerte (Median, 85%, 90%, 95%, 97,5%) sowie die Maximalwerte je Element stratifiziert nach den Landnutzungen Wald, Grünland und Acker und der Karbonatbeeinflussung (kb, kf). Ob sich die stratifizierten Gruppen je Element von einander signifikant unterscheiden wurde mit einem nichtparametrischen Test (Mann-Whitney Test) überprüft. Die Berechnungen wurden mit der Software SPSS 8.0, die graphische Darstellung der Boxplots mit der Freeware *R* durchgeführt.

3 ERGEBNISSE UND INTERPRETATION

In diesem Kapitel wird einleitend zu jedem ausgewerteten Element ein Überblick zu Eigenschaften, Verwendung und Umweltrelevanz gegeben. Die Informationen stammen hauptsächlich aus folgenden Publikationen: EIKMANN 1999, MARQUARDT & SCHÄFER 2004 und REICHL 1999.

Des Weiteren wird die räumliche Verteilung der Elemente in Österreich, basierend auf den Untersuchungsergebnissen der Bodenzustandsinventuren der Bundesländer und der Waldbodenzustandsinventur des BFW, dargestellt und interpretiert sowie eine Bewertung der Elementgehalte nach der ÖN L 1075 (2004) vorgenommen. Wie in Kapitel 2 detailliert ausgeführt ist, wird dabei jeweils zwischen den Landnutzungsarten Wald, Grünland und Acker und innerhalb einer Landnutzungsart zwischen karbonatbeeinflussten (kb) und karbonatfreien (kf) Standorten differenziert. Die Karten sind im Anhang zusammengestellt.

3.1 Arsen

3.1.1 Eigenschaften, Verwendung und Umweltrelevanz

Arsen zählt zu den Halbmetallen und kommt in vier verschiedenen Oxidationsstufen (-III, 0, +III, +V) vor. Die wichtigste anorganische Arsenverbindung ist Arsen trioxid (As_2O_3), die bei Verhüttung von arsenhaltigen Erzen und beim Verbrennen arsenhaltiger Kohle entsteht. Elementar kommt Arsen in der Natur kaum vor. Anorganisches Arsen ist im Wesentlichen Begleiter sulfidischer Zink-, Blei- und Kupfererze.

Vorkommen

Elementares Arsen hat nur als Legierungsbestandteil gewisse wirtschaftliche Bedeutung. Arsen trioxid wird in der Glasindustrie und bei der Reinigung von Elektrolytlösungen bei der Herstellung von Zink verwendet. Zink-, Chrom- und Kupferarsenate werden für den Holzschutz eingesetzt. Die Zulassung von Arsenverbindungen für den Pestizid- und Herbizideinsatz in der Landwirtschaft wurde aufgehoben. Heute findet Arsen vor allem in der Halbleitertechnik Verwendung.

**Verwendung/
Freisetzung**

Die Freisetzung von Arsen erfolgt in Österreich primär durch Holz- und Kohlefeuerungen. Der Einfluss von Verhüttung und metallurgischer Industrie ist heute in geringerem Umfang von Bedeutung.

Die Toxizität ist abhängig von der Wertigkeit und der Art der Bindung. Anorganische Arsenverbindungen sind akut sehr toxisch, wobei dreiwertige anorganische Verbindungen im Allgemeinen toxischer als fünfwertige sind.

Toxizität

Arsen und seine Verbindungen können inhalativ, oral und dermal aufgenommen werden. Anorganische Arsenverbindungen werden hauptsächlich im Magen-Darm-Trakt (80%) und in der Lunge (10%) resorbiert. Der von der WHO festgelegte „provisional tolerable weekly intake“ (PTWI) liegt für Arsen bei $18 \mu\text{g kg}^{-1} \text{KG}$ (Körpergewicht).

Orale Aufnahme: Die von anorganischem As hervorgerufene akute Toxizität ist vor allem durch Störungen im Magen-Darm-Trakt, des zentralen Nervensystems und durch Herz-Kreislaufbeschwerden gekennzeichnet; bereits $1\text{-}3 \text{ mg As kg}^{-1} \text{KG}$ können für Menschen letal wirken (ATSDR 1993; EPA 1992; MARQUARDT & SCHÄFER 2004). Bei chronischer Toxizität werden Schädigungen in der Leber und der Haut

beschrieben. Bei einer Belastung von mehr als $50 \mu\text{g As l}^{-1}$ Trinkwasser ist langfristig mit Gesundheitsschäden zu rechnen.

Inhalative Aufnahme: Reizeffekte wurden nach Exposition gegenüber Konzentrationen ab $0,1 \text{ mg As m}^{-3}$ beobachtet. Bei chronischer Toxizität stehen Schädigungen der Schleimhäute und der Atemwege im Vordergrund.

Die mutagene und teratogene Wirkung von Arsen ist nachgewiesen. Untersuchungen brachten auch Hinweise auf kanzerogene Wirkungen. Als problematisch zeigte sich vor einigen Jahren arsenhaltiges Trinkwasser. So wurden z.B. in lokal begrenzten Gebieten der Schweiz Überschreitungen des von der WHO empfohlenen Richtwertes und in Österreich festgelegten Grenzwertes (BGBl. II Nr. 304/2001) von $10 \mu\text{g As l}^{-1}$ Trinkwasser beobachtet. Die Ursache dafür liegt vorwiegend im natürlichen As-Gehalt von Gesteinen. Weltweit stellt in einigen Ländern die Anreicherung von Arsen im Trinkwasser durch Verwitterung und Erosion des arsenhaltigen Gesteines eine ernsthafte Bedrohung dar (BERG 2001, LANGENBACH 2002).

3.1.2 Ergebnisse, räumliche Verteilung und Bewertung

Datengrundlage

Die Grundlage für die Darstellung und Bewertung der Arsengehalte in Böden bilden die Daten von insgesamt 882 Grünland- und 998 Ackerstandorten der Bodenzustandsinventuren der Bundesländer. Die Verteilung der Untersuchungsstandorte ist dabei nicht gleichmäßig über das gesamte Bundesgebiet. So stehen in den westlichen Bundesländern (T und V) sowie in Oberösterreich nur an einzelnen Standorten Analysendaten über As zur Verfügung (Karte 6).

Ergebnisse

Aus Tabelle 2 und Abbildung 1 ist die Verteilung der As-Gehalte für karbonatbeeinflusste und karbonatfreie Grünland- bzw. Ackerstandorte ersichtlich. Die Mediane liegen für Grünlandstandorte bei $14,1 \text{ mg As kg}^{-1}$ (kb) und $11,2 \text{ mg As kg}^{-1}$ (kf), für Ackerstandorte bei $9,6 \text{ mg As kg}^{-1}$ (kb) und $8,2 \text{ mg As kg}^{-1}$ (kf). Die statistischen Tests ergeben, dass sich die Arsengehalte sowohl innerhalb einer Landnutzungs-kategorie zwischen kb- und kf-Standorten als auch zwischen den Landnutzungs-klassen kb bzw. kf Standorte hochsignifikant von einander unterscheiden (Mann-Whitney: asympt. Sig.: =0,000). Die Arsengehalte der Grünlandstandorte liegen dabei deutlich über jenen der Ackerstandorte. Ursachen dafür können einerseits die unterschiedlichen Beprobungstiefen und Bewirtschaftungsweisen von Acker- und Grünlandstandorten sein.

Tabelle 2: Perzentilverteilung von Arsengehalten in Böden landwirtschaftlicher Nutzung

Perzentil [mg kg ⁻¹]		50 %	85 %	90 %	95 %	97,5 %	Max.
Grünland 0 - 10 cm	kb n = 331	14,1	29,5	36,0	51,1	73,7	270,7
	kf n = 491	11,2	28,4	36,3	50,4	69,9	584,8
Acker 0 - 20 cm	kb n = 512	9,6	14,8	17,0	21,9	25,4	360,0
	kf n = 486	8,2	14,5	15,9	18,8	25,6	58,7

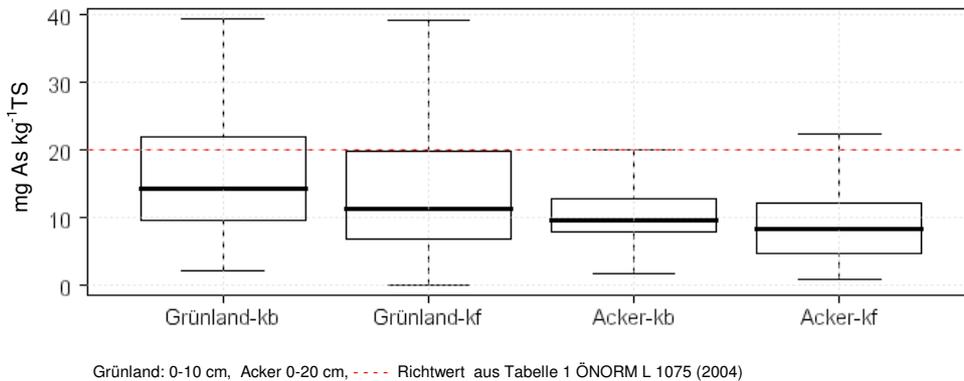


Abbildung 1: Verteilung der Arsengehalte in landwirtschaftlichen Böden dargestellt in Boxplots (ohne Ausreißer).

In Karte 6 im Anhang ist die Perzentilverteilung der As-Gehalte in Grünland- und Ackerböden in einer Österreichkarte dargestellt. Dabei zeichnen sich recht deutlich Regionen ab, in denen hauptsächlich jene Standorte zu finden sind, die zur Gruppe mit den höchsten 10-15% der As-Gehalte gehören (hier sei jedoch nochmals explizit auf die unterschiedlichen Absolutgehalte zwischen den Landnutzungsklassen und zwischen kb und kf Standorten hingewiesen!).

Da Arsen ein charakteristisches Element bei Erzvorkommen in den Ostalpen darstellt, überrascht es nicht, dass vorwiegend diese Standorte in Oberböden geogen bedingt hohe As-Gehalte aufweisen. Beginnend im Osten Österreichs zählen dazu Standorte im Bereich des Leitha- und Rosaliengebirges, im Mittel- und Südburgenland, der Fischbacher Alpen und Saualpe, entlang der Hohen und Niederen Tauern sowie im Bereich der Kreuzeckgruppe. Die Verzahnung von Arsenerzen mit Sulfiden von Blei, Zink, Kupfer sowie den Edelmetallen Silber und Gold führten vor allem in Regionen mit ehemals reger Bergwerkstätigkeit wie dem Pongau und z.T. dem Pinzgau und Lungau zu einer As-Anreicherung in Oberböden. Natürliche Verwitterungsprozesse und anthropogene Einflüsse bei der Verhüttung und Weiterverarbeitung der Erze führten zu einer Überlagerung der natürlichen As-Gehalte in den Oberböden (siehe auch Berichte der Bodenzustandsinventuren der Bundesländer, TOLLMANN, 1977). Die erhöhte As-Konzentration in diesen Gebieten wird auch durch die Messungen der atmosphärischen Schwermetalldeposition mittels Moosen als Biomonitoren bestätigt (UMWELTBUNDESAMT, 2007).

Die Verteilung der Standorte mit den höchsten 10-15% der As-Gehalte zeigt großteils Übereinstimmung mit den höchsten 10% der As-Gehalten in Bachsedimenten (GBA, 1984). Ebenso weisen Auswertungen zu geogenen Grundgehalten in oberflächennahen Grundgewässern dieser Regionen höhere Hintergrundwerte auf (HOBINGER & KLEIN, 2004). Lediglich für jene Standorte, die in der Oststeiermark und sehr vereinzelt im nördlichen Niederösterreich sowie im südlichen Wiener Becken dieser Kategorie angehören bietet ein vorwiegend geogen bedingter Einfluss keine ausreichende Erklärung. Hier dürften auch der emissionsbedingte Einfluss vom Wiener Ballungsraum (Hausbrand, Wärmekraftwerke, Flughafen) sowie der Ferntransport aus slowakischen und polnischen Industrieregionen, in Kombination mit den Hauptwindrichtungen (WNW und SO) zum Tragen kommen. Auch für diese Gebiete gibt es eine gute Übereinstimmung mit den Depositionsmessungen an Moosen. Darüber hinaus kann die frühere Anwendung arsenhaltiger Pflanzen-

Räumliche Verteilung der As-Gehalte

schutzmittel in landwirtschaftlichen Gebieten (v.a. in Weinbauregionen) als Verursacher höherer As-Gehalte in Böden nicht ausgeschlossen werden (UMWELTBUNDESAMT, 2007, BIBER & UHL, 2005).

Bewertung nach der ÖNORM L1075

Karte 19 zeigt die Verteilung der Standorte mit Überschreitungen nach den Richtwerten der ÖN L1075 bzw. den Referenzwerten (SCHWARZ & FREUDENSCHUSS, 2004). Bei Ackerböden wird der Richtwert der ÖNORM L 1075 von 20 mg As kg⁻¹ in Summe auf 50 von 998 Standorten (32 kb und 18 kf Standorte) überschritten. Der nutzungsspezifische Richtwert für Dauergrünland von 30 mg As kg⁻¹ wird auf 116 von 882 Standorten (47 kb, 67 kf und 2 Standorte ohne Angaben zum Karbonatgehalt) überschritten.

3.2 Blei

3.2.1 Eigenschaften, Verwendung und Umweltrelevanz

Vorkommen Blei ist ein silbrig graues, weiches Schwermetall und kommt in den Oxidationsstufen 0, +II und +IV vor. Bis auf kleine Mengen elementaren Bleis liegt es hauptsächlich in gebundener Form vor. Als Bleierze treten vor allem Bleiglanz (Galenit, Bleisulfid PbS), Weißbleierz (Bleicarbonat PbCO₃) und Anglesit (Bleisulfat PbSO₄) auf.

Verwendung Blei ist eines der wichtigsten Gebrauchsmetalle und wird in verschiedenen Legierungen verwendet. So werden z.B. aus Hartblei (80% Blei, 20% Antimon) Akkumulatoren gefertigt, Blei-Kupfer-Legierungen dienen zur Herstellung von Kabelummantelungen, Dichtungen, Isolierungen und Rohrleitungen.

Anthropogene Eintragspfade Mit der Unterzeichnung und Ratifizierung des Aarhus-Protokolls zur Bekämpfung der Schwermetallemissionen von Blei, Cadmium, und Quecksilber hat sich Österreich im Jahr 2003 verpflichtet, den Ausstoß dieser drei Schwermetalle unter den Wert des Jahres 1985 zu reduzieren. Tatsächlich konnten die Bleiemissionen in Österreich seit 1990 um 94% auf nunmehr etwa 13 t reduziert werden. Für die Bleiemissionen in Österreich sind in erster Linie die Eisen- und Stahlindustrie, der Hausbrand sowie die gewerblichen und industriellen Verbrennungsanlagen verantwortlich. Der starke Rückgang ist vor allem durch das Verbot des Einsatzes von verbleitem Benzin sowie auf eine Verbesserung in der Abluftreinigung in der Industrie zurückzuführen (UMWELTBUNDESAMT 2006). Durch Kraftfahrzeuge verursachte Pb-Einträge in die Umwelt resultieren auch aus Abrieben von Kfz-Reifen und Bremsbelägen. In einer Studie des UBA Berlin wurden für Deutschland Größenordnungen von 2,6 t Pb a⁻¹ aus Reifen- und 61,5 t Pb a⁻¹ aus Bremsbelagsabrieb errechnet (HILLENBRAND 2005). Werden die in dieser Studie verwendeten Emissionsfaktoren auf österreichische Verhältnisse umgelegt, errechnet sich daraus ein Abrieb von 0,2 t Pb a⁻¹ von Reifen und 6,9 t Pb a⁻¹ von Bremsbelägen.

Auf landwirtschaftlich genutzten Böden sind als weitere diffuse Eintragspfade die Aufbringung von Wirtschafts- und Mineraldünger sowie von Klärschlammen (geregelt durch die Klärschlammverordnungen der Bundesländer, UMWELTBUNDESAMT 2004) zu nennen. Bei einer Klärschlammmanwendung ist mit einer Pb-Fracht von ca. 140 – 275 g ha⁻¹a⁻¹ zu rechnen (MOSER 2003).

Umwelttoxizität Blei ist kein essenzieller Nährstoff für Pflanzen und Lebewesen und vor allem in freier ionischer Form (Pb²⁺) oder als organo-Pb-Verbindung toxisch. Blei wird in aquatischen und terrestrischen Ökosystemen angereichert. Der Transport und die Verteilung von Bleiverbindungen werden maßgeblich von ihrer chemischen und



physikalischen Stabilität und den vorliegenden Reaktionsbedingungen, sowie in der Atmosphäre von der Partikelgröße der Substanz bestimmt. Die Löslichkeit ist stark vom pH-Wert abhängig und nimmt erst ab $\text{pH} < 4$ deutlich zu.

In Böden wird der Bleitransport durch die Sorptionskapazität der Bodenbestandteile bestimmt. Dabei ist die Bildung stabiler Komplexe mit organischen Bodenbestandteilen u.a. Ursache für eine Minderung der Bleimobilität. In Pflanzen ist bei hohen Pb-Konzentrationen der Elektronentransfer gestört und beeinträchtigt Atmung und Photosynthese. Chlorosen und Wachstumsschäden können die Folgen sein. Toxische Effekte wurden ab einer Konzentration von $1 \mu\text{g Pb g}^{-1}$ in den Mitochondrien beobachtet (LANG 2004).

Seit dem Verbot von bleihaltigen Kraftstoffen gelangt Blei in Österreich im Allgemeinen nur mehr über die Nahrung und das Trinkwasser in den menschlichen Körper. Nach der oralen oder inhalativen Resorption wird Pb vom Blut aufgenommen, vorwiegend an Hämoglobin gebunden und rasch im Körper verteilt. Übersteigt die Pb-Aufnahme die Ausscheidungskapazität über die Niere, kann Pb langfristig z.B. in Knochen oder Zähnen gespeichert und später wieder freigesetzt werden (z.B. in der Muttermilch).

Humantoxizität

Der „provisional tolerable weekly intake“ (PTWI) liegt für Blei bei $25 \mu\text{g kg}^{-1} \text{KG}$ (Körpergewicht). Von der WHO wird in Westeuropa die tägliche orale Aufnahme auf weniger als $100 \mu\text{g Pb d}^{-1}$ geschätzt. Als für die Gesundheit gefährdend erweisen sich immer noch Wasserrohre aus Blei, die zu einer erheblichen Pb-Belastung des Trinkwassers führen können. Von der WHO wurde bereits 1993 der Richtwert von $10 \mu\text{g l}^{-1}$ festgelegt. In der Österreichische Trinkwasserverordnung (BGBl. 304/2001) wurde ab 1.12.2003 der Grenzwert für Blei im Trinkwasser von $50 \mu\text{g l}^{-1}$ auf $25 \mu\text{g l}^{-1}$ gesenkt. Ab 1.12.2013 wird der von der WHO vorgeschlagene Grenzwert von $10 \mu\text{g l}^{-1}$ im gesamten Gebiet der EU gelten (BMSK 2004).

Akute Toxizität: Sie ist aufgrund zahlreicher Schutzmaßnahmen großteils erheblich reduziert. Kennzeichen wären das Auftreten von Bleikolik, neurologischen Symptomen (z.B. Schlaflosigkeit, Apathie), motorische und sensorische Störungen.

Chronische Toxizität: Ist gekennzeichnet durch Störungen des Magen-Darm-Traktes, des peripheren und zentralen Nervensystems, der Niere sowie das Auftreten von Anämie. Kinder sind im Allgemeinen stärker gefährdet als Erwachsene. Die unmittelbare Nähe zu Bleihütten, der langjährige Konsum von belastetem Trinkwasser sowie die Exposition gegenüber Pb-kontaminierten Hausstaub (UMWELTBUNDESAMT 2004b) können zu chronischen Gesundheitsbelastungen führen.

Die mutagene, teratogene und kanzerogene Wirkung von Pb konnte in Studien noch nicht gesichert nachgewiesen werden. Allerdings deuten neueste Studien darauf hin, dass die toxische Wirkung von Blei jahrzehntelang unterschätzt wurde. Zahlreiche Hinweise in der Literatur zeigen, dass negative Effekte bereits unter $10 \mu\text{g/dl}$ Blei im Blut (gegenwärtiger Grenzwert in den USA) zu beobachten sind. Vor allem bei Kindern konnten Beeinträchtigungen des Zentralnervensystems, eine Verringerung des Intelligenzquotienten, Verhaltensauffälligkeiten und Lernstörungen mit Bleibelastung in Zusammenhang gebracht werden (CANFIELD et al. 2003, LIDSKY & SCHNEIDER 2003 und CORY-SLECHTER 1995 in UMWELTBUNDESAMT 2004b).

3.2.2 Ergebnisse, räumliche Verteilung und Bewertung

Datengrundlage Die Grundlage für die Darstellung und Bewertung der Bleigehalte in Böden bilden die Daten von insgesamt 503 Wald-, 1245 Grünland- und 1153 Ackerstandorten der Bodenzustandsinventuren der Bundesländer und der Waldbodenzustandsinventur des BFW (Karten 7 und 20).

Ergebnisse Aus Abbildung 2 und Tabelle 3 ist die Verteilung der Bleigehalte für kb und kf Standorte ersichtlich. Die Mediane liegen für Waldstandorte bei 74 mg Pb kg⁻¹ (kb) und 37 mg Pb kg⁻¹ (kf), für Grünlandstandorte bei 38 mg Pb kg⁻¹ (kb) und 29 mg Pb kg⁻¹ (kf), für Ackerstandorte bei 17 mg Pb kg⁻¹ (kb) und 18 mg Pb kg⁻¹ (kf). Die statistischen Tests ergeben, dass sich die Bleigehalte innerhalb der Landnutzungs-kategorien Wald und Grünland zwischen kb und kf Standorten als auch zwischen allen Landnutzungen innerhalb kb bzw. kf Standorte hochsignifikant von einander unterscheiden (Mann-Whitney: asympt. Sig.: =0,000). Kein signifikanter Unterschied ergab sich für Ackerböden zwischen kb und kf Standorten (Mann-Whitney: asympt. Sig.: =0,59). Die Bleigehalte sind auf kb Waldstandorten am höchsten, während Ackerböden auf kf Ausgangsmaterial die geringsten Gehalte aufweisen.

Tabelle 3: Perzentilverteilung von Bleigehalten in Böden unterschiedlicher Landnutzung

Perzentil in mg kg ⁻¹		50 %	85 %	90 %	95 %	97,5 %	Max.
Wald 0 - 10 cm	kb n = 175	74	150	174	222	248	571
	kf n = 328	37	67	75	99	154	382
Grünland 0 - 10 cm	kb n = 448	38	73	102	150	190	2272
	kf n = 797	29	59	69	87	109	1166
Acker 0 - 20 cm	kb n = 530	17	29	35	50	64	4099
	kf n = 623	18	25	27	31	37	100

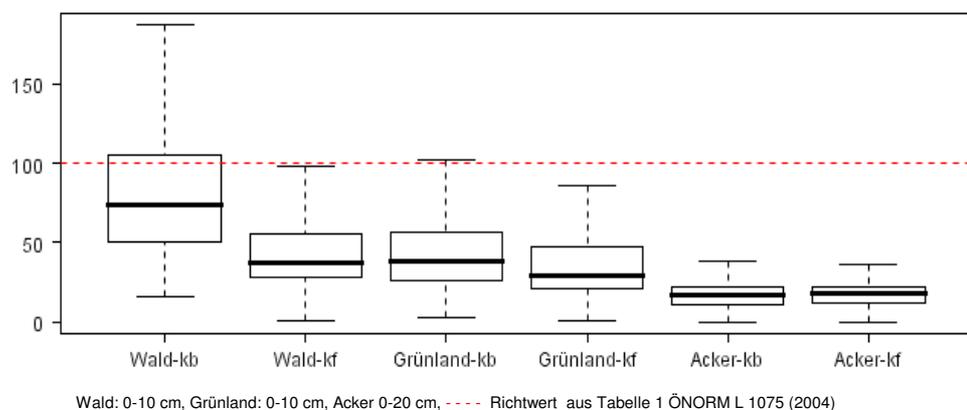


Abbildung 2: Verteilung der Bleigehalte in Böden getrennt nach unterschiedlichen Landnutzungen, dargestellt in Boxplots (ohne Ausreißer).



In Karte 7 im Anhang ist die Perzentilverteilung der Pb-Gehalte in Wald-, Grünland- und Ackerböden in einer Österreichkarte dargestellt. Auch für Blei zeichnen sich sehr deutlich Regionen ab, in denen hauptsächlich jene Standorte zu finden sind, die zur Gruppe mit den höchsten 10-15% der Pb-Gehalte gehören. Zum Teil lassen sich diese durch erhöhte geogene Grundbelastungen erklären. Bleierzführende Gesteine treten vor allem im kalkalpinen Bereich entlang des Drauzugs und im Gebiet der Koralpe, im steirischen Erzgebiet (Grauwackenzone - Eisenerz, Gußwerk), sowie im Bereich der Kreuzeckgruppe, im oberen Gasteiner- und Rauristal und im Unterinntal auf. Vereinzelt kam und kommt es in diesen Gebieten aufgrund von erzverarbeitenden Betrieben zu einer Überlagerung von geogenen und anthropogenen Anreicherungen in Böden. Zu den bekanntesten lokalen Belastungsgebieten zählen hier Brixlegg und Arnoldstein.

Räumliche Verteilung der Pb- Gehalte

Weiters gilt es zu berücksichtigen, dass der Einfluss ehemaliger Pb-Emissionen aus dem Kfz-Verkehr einen langen Memoryeffekt in Böden hat (geringe Verlagerung von Pb in Böden, stabile Bindung an die organische Substanz). Standorte rund um Ballungszentren sowie entlang hoch frequentierter Straßenzüge zählen daher auch zu jenen mit den prozentuell höchsten Pb-Gehalten (Unterinntal, südliches Wiener Becken, Raum Linz). Anzumerken ist, dass einige Bodenanalysen noch aus Zeiten vor dem Pb-Verbot als Kraftstoffadditiv stammen (z.B. Tirol, Erst-erhebung 1989).

Ehemalige Schürfe auf Bleiglanz sind aus dem Gebiet nördlich des Nebelsteins (Böhmische Masse) bekannt, die im Süden des Nebelsteins zur Ansiedlung von Glasschleiferei führte. Lokal erhöhte Bodengehalte könnten damit erklärt werden (GBA, 1987).

Die prozentuell geringsten Pb-Gehalten zeigen sich im Osten Österreichs (Großteil Niederösterreichs, Burgenland und Oststeiermark) und westlich von Imst in Tirol.

Karte 20 im Anhang zeigt die Verteilung der Standorte mit Überschreitungen nach den Richtwerten der ÖN L1075 bzw. den Referenzwerten (SCHWARZ & FREUDENSCHUSS, 2004). Der Richtwert für Blei nach Tabelle 1 der ÖNORM L 1075 liegt bei 100 mg Pb kg⁻¹. Für Waldböden gilt bis zu einer Bodentiefe von 20 cm der nutzungsspezifische Richtwert von 200 mg Pb kg⁻¹, der auf 16 von 503 Standorten (13 kb und 3 kf Standorten) überschritten wird. Für Grünland- und Ackerböden gilt generell der Richtwert der Tabelle 1 der ÖNORM L 1075. Dieser wird auf 70 Grünland- (46 kb und 24 kf Standorte) und 6 Ackerstandorten (6 kf) überschritten.

Bewertung nach der ÖNORM L1075

3.3 Cadmium

3.3.1 Eigenschaften, Verwendung und Umweltrelevanz

Cadmium ist ein silberweiß-glänzendes weiches Metall und kommt in geringen Konzentrationen ubiquitär in einer Reihe unterschiedlicher Verbindungen vor (z.B.: CdS, CdO, CdSO₄, CdCl₂). Diese sind zum Teil gut wasserlöslich, als Oxid bzw. Sulfid ist es in Wasser allerdings nahezu unlöslich. Cadmium ist häufig mit Zink, Blei oder Phosphaten vergesellschaftet, eine häufige Oxidationsstufe ist +2.

Vorkommen

Ungefähr 60% des Cd-Bedarfs werden für verschiedene Legierungen (z.B. Korrosionsschutz) eingesetzt. Der Rest wird hauptsächlich für die Herstellung von Trockenbatterien, Bildröhren und Farbpigmenten genutzt.

Verwendung

Anthropogene Eintragspfade Cadmium und dessen Verbindungen gelangen hauptsächlich durch industrielle Tätigkeit, Verbrennungsprozesse, den Einsatz von Phosphatdüngern sowie bei der Metallverhüttung (Zink, Blei und Kupfer) in die Umwelt. Die Reduktion von Cd-Emissionen ist ebenfalls Ziel des Aarhus-Protokolls (siehe auch Kapitel 3.2.1). Von 1990 - 2004 konnten in Österreich die Cd-Emissionen um 31% auf ca. 1 t reduziert werden (UMWELTBUNDESAMT 2006). Die bedeutendsten Beiträge dazu lieferten die Sektor Industrie, Kleinverbraucher und sonstige Quellen. Andere Sektoren wie z.B. die Energieversorgung oder der Verkehr verzeichneten aufgrund des Anstieges der Verarbeitung von Mineralölrückständen und schwerem Heizöl bei der Mineralölraffination, dem vermehrte Einsatz von Holz und Holzabfällen in kleineren Heizwerken sowie dem steigenden Verkehrsaufkommen, insbesondere des Schwerverkehrs, einen Anstieg der Cd-Emissionen. Im Verkehrsbereich ist neben der Freisetzung von Cd in Verbrennungsrückständen von Dieselöl auch jene durch Reifen- und Bremsabrieb zu berücksichtigen.

Zusätzlich zur atmosphärischen Deposition wird Cd über Phosphatdünger, Wirtschaftsdünger und über Klärschlämme in die Böden eingetragen. In Österreich gilt derzeit für Phosphatdünger ein Grenzwert von $75 \text{ mg Cd kg}^{-1} \text{ P}_2\text{O}_5$. Gegenwärtig wird ein mittlerer Cd-Gehalt von ca. $25 \text{ mg kg}^{-1} \text{ P}_2\text{O}_5$ angenommen wodurch sich nach Modellberechnungen eine Anreicherung von ca. $2,8 \text{ g Cd ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ergibt (SPIEGEL et al. 2003). Bei einer Klärschlammanwendung wäre mit einer Cd-Fracht von ca. $3,3 - 5,5 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zu rechnen (MOSER 2003).

Umwelttoxizität Cadmium erfüllt keine essentielle biologische Funktion und wirkt hochgradig toxisch. Für Pflanzen und Bodenorganismen hängt die toxische Wirkung primär von der Konzentration in der Bodenlösung ab. Die Aufnahme erfolgt bei Pflanzen hauptsächlich über die Wurzeln, eine Kontamination über die Luft ist normaler Weise von geringer Bedeutung. Nach der Aufnahme durch die Wurzeln wird Cadmium meistens rasch in die Blattorgane umgelagert sodass sich als erste Schadsymptome häufig Chlorosen und Nekrosen zeigen. In verschiedenen Gemüsearten wie Salat, Spinat, Grünkohl und Sellerieknollen wurden zum Teil überdurchschnittlich hohe Cadmiumgehalte nachgewiesen.

Humantoxizität Cadmium wirkt für Menschen bereits in sehr geringen Konzentrationen toxisch. Hauptquellen für die Aufnahme sind Nahrungsmittel und Trinkwasser (Magen-Darm-Trakt) sowie Zigarettenrauch und (z. B. arbeitsplatzbedingt) erhöhte Gehalte der Atemluft (Atemwege). Kleinkinder können durch die direkte Aufnahme von Staub und Boden zusätzlich exponiert sein. Die Resorption von eingeatmetem Cd ist mit bis zu 50 % deutlich höher als bei der Aufnahme über den Magen-Darm-Trakt (5%). Die Verteilung erfolgt dann hauptsächlich über das Blut in Leber, Nieren oder die Muskulatur, wo es über mehrere Jahrzehnte gespeichert werden kann (Halbwertszeit zwischen 10-35 Jahre). Bei Überschreiten einer Konzentration von $200 \text{ mg Cd kg}^{-1}$ in der Nierenrinde wird von schädigenden Wirkungen auf die Niere ausgegangen. Nach einer belgischen Studie (CADMIBEL-Studie) können erste Effekte jedoch schon bei Konzentrationen von 50 mg Cd kg^{-1} auftreten. Nichtraucher (Europäer) weisen im Mittel $1 \text{ } \mu\text{g Cd l}^{-1}$ im Blut auf, bei Rauchern können die Gehalte bis zum 4-fachen ansteigen.

Der von der WHO festgelegte „provisional tolerable weekly intake“ (PTWI) liegt für Cadmium bei $7 \text{ } \mu\text{g kg}^{-1} \text{ KG}$.

Akute Toxizität: Äußert sich bei inhalativer Aufnahme durch Husten, Kopfschmerz, Fieber, in weiterer Folge können sich toxisches Lungenödem oder Pneumonitis

entwickeln. Bei oraler Aufnahme wurden Übelkeit und Durchfälle beobachtet. Die letale inhalative Dosis wird für Menschen mit $6 \text{ mg m}^{-3} 8\text{h}^{-1}$ angegeben.

Chronische Toxizität: Vor einer Vergiftung tritt Blutarmut infolge von Eisenmangel auf. Vergiftungsfälle können zu Osteoporose und Osteomalazie (Knochenerweichung), Nierenschäden, Degenerationen an Schleimhäuten, obstruktive Atemwegserkrankungen und Gelbfärbung der Zähne führen.

Von der IARC wurde Cadmium als kanzerogen für den Menschen eingestuft. In Tierversuchen konnte die teratogene Wirkungen von Cadmium z.T. beobachtet werden, Hinweise einer diesbezüglichen Wirkung für den Menschen gibt es derzeit nicht. Ob Cadmium mutagen wirkt, konnte bislang in Untersuchungen nicht geklärt werden.

3.3.2 Ergebnisse, räumliche Verteilung und Bewertung

Die Grundlage für die Darstellung und Bewertung der Cadmiumgehalte in Böden bilden die Daten von insgesamt 503 Wald-, 1245 Grünland- und 1153 Ackerstandorten der Bodenzustandsinventuren der Bundesländer und der Waldbodenzustandsinventur des BFW (Karten 8 und 21).

Aus Abbildung 3 und Tabelle 4 ist die Verteilung der Cadmiumgehalte für kb und kf Standorte ersichtlich. Die Mediane liegen für Waldstandorte bei 1 mg Cd kg^{-1} (kb) und $0,2 \text{ mg Cd kg}^{-1}$ (kf), für Grünlandstandorte bei $0,4 \text{ mg Cd kg}^{-1}$ (kb) und $0,3 \text{ mg Cd kg}^{-1}$ (kf), für Ackerstandorte bei $0,2 \text{ mg Cd kg}^{-1}$ (kb, kf). Die statistischen Tests ergeben, dass sich die Cadmiumgehalte innerhalb der Landnutzungskategorien zwischen kb und kf Standorten als auch zwischen fast allen Landnutzungen innerhalb kb bzw. kf Standorte hochsignifikant von einander unterscheiden (Mann-Whitney: asympt. Sig.: = 0,000). Kein signifikanter Unterschied ergibt sich für karbonatfreie Standorte zwischen den Landnutzungen Wald und Acker (Mann-Whitney: asympt. Sig.: = 0,44). Die Erklärung dafür kann einerseits in der hohen Mobilität von Cadmium bei saurem Bodenmilieu als auch in der unterschiedlichen Beprobungstiefe liegen. Die Cadmiumgehalte sind auf kb Waldstandorten am höchsten, während Ackerböden auf kf Ausgangsmaterial die geringsten Gehalte aufweisen.

Tabelle 4: Perzentilverteilung von Cadmiumgehalten in Böden unterschiedlicher Landnutzung

Perzentil in mg kg^{-1}		50 %	85 %	90 %	95 %	97,5 %	Max.
Wald 0 - 10 cm	kb n = 175	1,0	3,0	3,7	4,4	6,9	17,6
	kf n = 328	0,2	0,3	0,4	0,6	0,8	1,5
Grünland 0 - 10 cm	kb n = 448	0,4	0,9	1,2	2,0	4,0	24,8
	kf n = 797	0,3	0,6	0,7	0,9	1,1	2,2
Acker 0 - 20 cm	kb n = 530	0,2	0,4	0,4	0,5	0,6	13,5
	kf n = 623	0,2	0,3	0,3	0,4	0,4	1,1

Datengrundlage

Ergebnisse

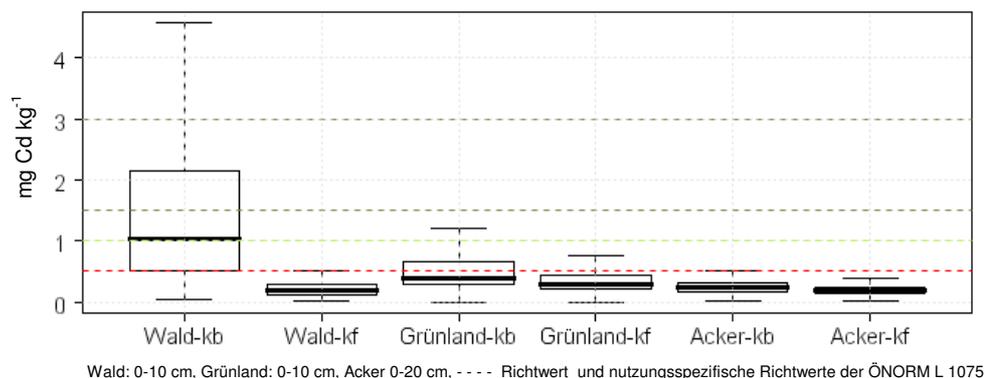


Abbildung 3: Verteilung der Cadmiumgehalte in Böden getrennt nach unterschiedlichen Landnutzungen, dargestellt in Boxplots (ohne Ausreißer).

Räumliche Verteilung der Cd-Gehalte

In Karte 8 im Anhang ist die Perzentilverteilung der Cd-Gehalte in Wald-, Grünland- und Ackerböden in einer Österreichkarte dargestellt. Ähnlich wie bei den zuvor beschriebenen Elementen zeichnen sich auch für Cadmium deutlich Regionen ab, in denen jene Standorte zu finden sind, die zu den Gruppen mit den höchsten 10-15% der Cd-Gehalte gehören (Hinweis auf die unterschiedlichen Absolutgehalte!).

Beginnend im Osten Österreichs sind das insbesondere Standorte im Ballungsraum des südlichen Wiener Beckens, entlang des nördlichen Alpenvorlandes, im oberösterreichischen Industriegebiet rund um Linz, Wels und Steyr, im Pinzgau und Lungau sowie im Unterinntal und entlang der südlichen Kalkalpen. Vereinzelt zählen auch Standorte in der Steiermark (oberes Mürztal, Eisenerzer Alpen), in Vorarlberg und im Wald- und Weinviertel zu jenen mit den prozentuell höchsten Cd-Gehalten. Für das nördliche Niederösterreich trifft dies ausschließlich auf Ackerstandorte zu, deren Cd-Gesamtgehalte bedingt durch die vorwiegend sehr sauren Bodeneigenschaften als gering einzustufen sind (siehe Tabelle 2).

Geogene cadmiumhaltige Erze, wie Cadmiumsulfid (CdS) oder -karbonat (CdCO₃) sind selten und meist mit Zink, Blei oder Kupfer vergesellschaftet. In Gebieten mit historischer Bergwerkstätigkeit sind daher geogen bedingt, erhöhte Cd-Gehalte in den Oberböden zu finden (z.B. im Lungau, Pinzgau, im Raum Eisenerz oder Bleiberg).

Die Adsorption von Cd ist allerdings stark vom pH-Wert abhängig. Aufgrund der hohen Mobilität steigt die Löslichkeit bereits bei einem Boden-pH-Wert unter 6,5 stark an. Da karbonathaltige Ausgangsgesteine im Allgemeinen höhere Cd-Gehalte aufweisen können, ist durch Verwitterungsprozesse eine Cd-Anreicherung über das gesamte Bodenprofil möglich.

Zudem wird vor allem in der Nordstaulage die Cd-Verteilung wesentlich durch die Niederschlagsmenge beeinflusst. Die Depositionsmessungen mittels Moosen haben gezeigt, dass abgesehen von Gebieten mit lokalen Emittenten (z.B. Brixlegg) bzw. in Gebieten mit erhöhter Siedlungs- und Verkehrsdichte (Inntal, Rheintal) die meisten Punkte mit erhöhten Cd-Werten in Zonen mit überdurchschnittlich hohen Niederschlägen liegen. Dabei kann von nassen Depositionen über den Ferntransport ausgegangen werden (siehe auch ZECHMEISTER, 1997; KOVAR & PUXBAUM, 1992). Die Ergebnisse dieser Untersuchung und deren Depositions-



muster für Cd stimmen schlüssig mit der Verteilung der prozentuell höchsten Cd-Gehalte in den Böden überein.

Karte 21 zeigt die Verteilung der Standorte mit Überschreitungen nach den Richtwerten der ÖN L1075 bzw. den Referenzwerten (SCHWARZ & FREUDENSCHUSS, 2004). Der Richtwert für Cadmium nach Tabelle 1 der ÖNORM L 1075 liegt bei $0,5 \text{ mg Cd kg}^{-1}$. Für Waldböden wurden bis zu einer Bodentiefe von 20 cm nutzungsspezifische Richtwerte festgelegt, sodass auf karbonatbeeinflussten Standorten ab 3 mg Cd kg^{-1} und auf karbonatfreien Standorten ab $1,5 \text{ mg Cd kg}^{-1}$ eine Richtwertüberschreitung vorliegt. Insgesamt werden auf 26 Waldstandorten (25 kb und 3 kf Standorten) diese nutzungsspezifischen Richtwerte überschritten. Für Grünlandböden gilt der nutzungsspezifische Richtwert von 1 mg Cd kg^{-1} . Dieser wird auf insgesamt 86 Standorten (56 kb und 30 kf Standorte) überschritten. Bei Ackerböden gilt für Standorte mit einem pH-Wert < 6 oder auf Flächen mit einem Anbau Cd-anreichernder Gemüsearten der Richtwert laut Tabelle 1 ($0,5 \text{ mg Cd kg}^{-1}$). Für alle anderen Ackerböden gilt der nutzungsspezifische Richtwert von 1 mg Cd kg^{-1} . Diese werden auf 10 Standorten (5 kb und 5 kf Standorte) überschritten.

Bewertung nach der ÖNORM L1075

3.4 Chrom

3.4.1 Eigenschaften, Verwendung und Umweltrelevanz

Chrom ist ein stahlgraues, korrosionsbeständiges, hartes Metall, das in der Natur am häufigsten Verbindungen der Oxidationsstufe +III, Chrom(III)oxid, vorkommt. Zumeist wird es als Chromit (FeCr_2O_4) abgebaut. Reines Chrom wird entweder elektrolytisch oder durch Reduktion von Chrom(III)oxid gewonnen. Aus technischer Sicht sind Chrom(VI)verbindungen (Chromate und Dichromate) am wichtigsten.

Vorkommen

Chrom und Chromverbindungen werden für sehr unterschiedliche Anwendungen eingesetzt, wie z.B. zur Herstellung von Batterien und Edelfählen, zum Gerben und als Holzbeizmittel (z.B. Kaliumbichromat). Weitere Verwendung besteht für die Hart- und Dekorverchromung und als Farbpigmente in Farben, Lacken und Färbemitteln. Chromate bzw. Dichromate werden als starke Oxidationsmittel eingesetzt.

Verwendung/ Freisetzung

Hauptemittenten in Österreich sind die Eisen- und Stahlindustrie (ca. 25%), gefolgt von Kohlefeuerungen (16%), sowie zu etwa gleichen Teilen die Zement- und Glasindustrie (10%). Emissionen durch unverbleites Benzin (11%) und Kraftwerke (12%) sind ebenfalls erwähnenswert. Die jährliche Chromemission in Österreich beträgt ca. 6 Tonnen (WINIWARDER & SCHNEIDER 1995). Aktuellere Emissionsdaten liegen für Chrom derzeit leider nicht vor.

Dreiwertiges Chrom ist ein für Mensch und Tier essentielles Element und nimmt vor allem im Kohlehydratstoffwechsel eine wichtige Rolle ein. Der tägliche Bedarf wird mit $50 - 200 \mu\text{g d}^{-1}$ angegeben. Für Pflanzen ist eine physiologische Bedeutung von Chrom noch nicht gesichert nachgewiesen.

Die Toxizität dieses Metalls ist wesentlich von der Oxidationsstufe abhängig, wobei Cr(VI) 100- bis 1000-mal toxischer wirkt als Cr(III). Im Allgemeinen besteht nur bei beruflicher Exposition ein tatsächliches Toxizitätsrisiko.

Humantoxizität

Bei Menschen erfolgt die Aufnahme über die die Lungen (70%), den Magen-Darm-Trakt (2%) oder die Haut. Die Speicherung erfolgt dann vorwiegend in den Nieren, der Leber und im Gehirn.

Akute Toxizität: Die Inhalation von mehr als $2 \mu\text{g Cr/m}^3$ Luft über mehrere Stunden kann zu einer Geschwürbildung der Nasenscheidewand, Bronchitis, Pneumokoniose (Staublunge), und Asthma führen. Orale Aufnahme kann zu Nekrosen der Niere führen. Die letale Dosis liegt beim Menschen bei $2 \text{ g Kaliumbichromat (K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7)$.

Chronische Toxizität: Die Exposition mit hohen Konzentrationen kann zu Bindehautentzündung, Bronchitis, Gastritis, Magen-/Darmstörungen führen und allergieauslösend wirken. Beim Menschen gibt es bislang keine Hinweise auf Reproduktionstoxizität. Chrom VI ist für den Menschen hingegen nachweislich gentoxisch und kanzerogen (Lunge).

Von der EPA wurde der Grenzwert für Cr (III) und Cr(VI) im Trinkwasser mit $100 \mu\text{g l}^{-1}$ festgelegt. In der Trinkwasserverordnung von Österreich liegt der Grenzwert für Chrom bei $50 \mu\text{g l}^{-1}$.

3.4.2 Ergebnisse, räumliche Verteilung und Bewertung

Datengrundlage

Die Grundlage für die Darstellung und Bewertung der Chromgehalte in Böden bilden die Daten von insgesamt 503 Wald-, 1023 Grünland- und 1149 Ackerstandorten der Bodenzustandsinventuren der Bundesländer und der Waldbodenzustandsinventur des BFW (Karten 9 und 22).

Ergebnisse

Aus Abbildung 4 und Tabelle 5 ist die Verteilung der Chromgehalte für kb und kf Standorte ersichtlich. Die Mediane liegen für Waldstandorte bei 27 mg Cr kg^{-1} (kb) und 23 mg Cr kg^{-1} (kf), für Grünlandstandorte bei 37 mg Cr kg^{-1} (kb) und 34 mg Cr kg^{-1} (kf), für Ackerstandorte bei 38 mg Cr kg^{-1} (kb) und 36 mg Cr kg^{-1} (kf). Die statistischen Tests ergeben, dass sich die Chromgehalte innerhalb der Landnutzungskategorien Wald und Grünland zwischen kb und kf Standorten als auch zwischen den Landnutzungen innerhalb kb bzw. kf Standorte hochsignifikant von einander unterscheiden (Mann-Whitney: asympt. Sig.: =0,000). Kein signifikanter Unterschied ergibt sich für kb und kf Ackerstandorte (Mann-Whitney: asympt. Sig.: =0,08) sowie für karbonatfreie Standorte zwischen den Landnutzungen Wald und Acker (Mann-Whitney: asympt. Sig.: =0,44). Die Chromgehalte sind auf Grünlandstandorten und kf Ackerstandorten am höchsten, auf Waldstandorten etwas geringer.

Tabelle 5: Perzentilverteilung von Chromgehalten in Böden unterschiedlicher Landnutzung

Perzentil in mg kg^{-1}		50 %	85 %	90 %	95 %	97,5 %	Max.
Wald 0 - 10 cm	kb n = 175	27	39	43	50	56	103
	kf n = 328	23	38	44	59	71	135
Grünland 0 - 10 cm	kb n = 357	37	56	64	77	95	256
	kf n = 666	34	51	60	76	94	965
Acker 0 - 20 cm	kb n = 526	38	54	61	70	76	95
	kf n = 623	36	55	63	76	93	221

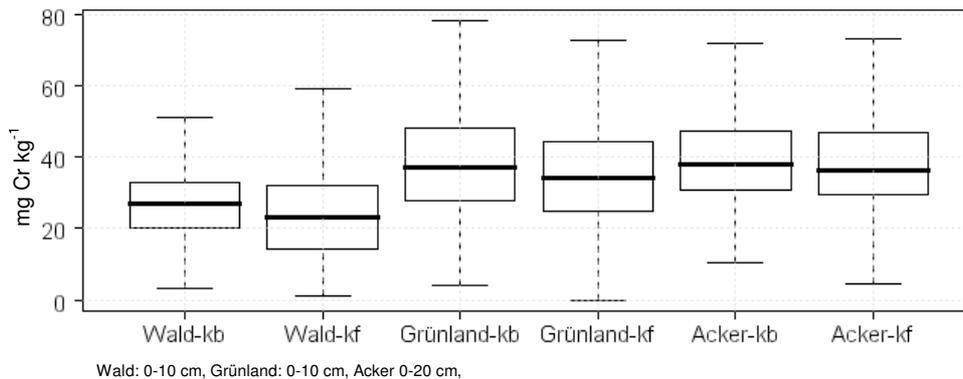


Abbildung 4: Verteilung der Chromgehalte in Böden getrennt nach unterschiedlichen Landnutzungen, dargestellt in Boxplots (ohne Ausreißer).

In Karte 9 im Anhang ist die Perzentilverteilung der Cr-Gehalte in Wald-, Grünland- und Ackerböden in einer Österreichkarte dargestellt. Die Verteilung der Standorte mit den höchsten 10-15% der Cr-Gehalte je Landnutzung und Karbonatbeeinflussung bestätigt die starke geogene Prägung der Bodengehalte in diesen Gebieten.

Standorte mit den prozentuell höchsten Cr-Gehalten in Oberböden treten vermehrt im Bereich der Böhmisches Masse auf. Der lithologische Ursprung ist hier vor allem durch den Rastenberger Granodiorit gegeben (AMT DER NÖ LANDESREGIERTUNG 1994, GBA, 1987). Darüber hinaus markieren Standorte auf basischem bzw. ultrabasischem Ausgangsgestein sowie auf Serpentiniten hohe Cr-Gehalte. Diese Vorkommen kennzeichnen die höheren Cr-Gehalte in Böden im Bereich der Grauwackenzone zwischen Kitzbühl und Dienten, der Hohen Tauern (um Heiligenblut), den Gurktaler Alpen, sowie der Sau- und Koraple.

Weitgehend lokal bedingte, anthropogene Eintragsquellen aus der Eisen- und Stahlindustrie dürften im Raum Leoben, sowie in Treibach-Althofen und auf der Eisenwurzen die Gehalte an Chrom in den Oberböden prägen. Auch im großteils wein- und ackerbaulich genutzten Gebiet des nördlichen und südöstlichen Alpenvorland kann der emissionsbedingte Eintrag durch den Ferntransport aus der Slowakei, sowie der tschechischen und polnischen Schwerindustrie nicht ausgeschlossen werden. In diesen Gebieten wurden bei Depositionsmessungen an Moosen die höchsten Cr-Werte gemessen (UMWELTBUNDESAMT 2007).

Karte 22 zeigt die Verteilung der Standorte mit Überschreitungen nach den Richtwerten der ÖN L1075 bzw. den Referenzwerten (SCHWARZ & FREUDENSCHUSS, 2004). Der Richtwert für Chrom nach Tabelle 1 der ÖNORM L 1075 liegt bei 100 mg Cr kg⁻¹. Insgesamt wird dieser Richtwert auf 4 Waldstandorten (1 kb und 3 kf Standorten), 18 Grünlandstandorten (7 kb und 11 kf Standorte) und 10 Ackerstandorten (10 kf Standorte) überschritten. Die Standorte mit Richtwertüberschreitungen nach der ÖNORM sind über das gesamte Bundesgebiet verstreut und daher im Einzelfall zu betrachten.

Räumliche Verteilung der Cr- Gehalte

Bewertung nach der ÖNORM L1075

3.5 Kobalt (Co)

3.5.1 Eigenschaften, Verwendung und Umweltrelevanz

Vorkommen Kobalt ist ein stahlgraues, glänzendes, ferromagnetisches Metall, welches häufig in geringen Konzentrationen in der Natur vorkommt. Es tritt in den Oxidationsstufen +II und +III, selten auch +IV auf und ist meist mit Nickel vergesellschaftet. In Erzen kommt Kobalt in Form von Sulfiden, Oxiden und Arseniden vor.

**Verwendung/
Freisetzung** Metallisches Kobalt findet als Bestandteil von Hartmetallen und Legierungen Verwendung. Hartmetalle bestehen meistens zu 5-10% aus Co und >80% aus Wolframcarbid, sowie geringen Verunreinigungen von anderen Carbiden (z.B. Ti, Nb, Mo). Weiters dienen Co-Verbindungen als Pigmente in der Keramik- und Glasindustrie, als Katalysatoren in der chemischen Industrie sowie für entsprechende Legierungen als Magnete. Kobaltsalze werden auch häufig als Feuchtigkeitsindikator verwendet, da sie sich im hydratisierten Zustand rosa, im trockenen Zustand blau färben (BAHADIR et al. 2000).

Die Form der Co-Verbindungen hat einen bedeutenden Einfluss auf deren Wasserlöslichkeit. Während Kobaltoxide, -hydroxide –sulfide, carbonate und phosphate nur sehr schwer wasserlöslich sind, lösen sich Kobaltchloride, -acetate, nitrate und sulfate in Wasser gut. Kobalt und seine Verbindungen sind Feststoffe die vorwiegend in der Luft bei der Verarbeitung, in Form von Stäuben auftreten können (z.B. Bodestaub, Waldbrände, Vulkanausbrüche).

Böden über basischem bzw. ultrabasischem Gestein weisen besonders hohe Konzentrationen an Kobalt auf (mehr als das hundertfache von solchen über Kalkgestein und mehr als das dreißigfache über Graniten). Kobalt ist oft mit Nickelvorkommen vergesellschaftet.

**Physiologische
Bedeutung/Toxizität** Für Pflanzen konnte für Kobalt noch keine spezifische Funktion als wesentliches Nährelement nachgewiesen werden. Toxische Wirkungen auf Pflanzen durch hohe Co-Gehalte sind sehr selten und vorwiegend auf eine verminderte Wirksamkeit anderer essentieller Spurenstoffe zurückzuführen.

Als Bestandteil des Vitamins B12 ist Kobalt ein für Lebewesen essentielles Element (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989). Mangel an Vitamin B12 führt zu Anämie sowie progressiven neurologischen Krankheiten. Erwachsene sollten täglich ca. 3 µg Vitamin B12 aufnehmen.

Toxische Wirkungen liegen hauptsächlich bei beruflicher Exposition vor (z.B. diamantschleiferei). Die Aufnahme erfolgt überwiegend inhalativ. Studien (berufliche Exposition, Tierversuche) belegen, dass bei Inhalation von Co-Verbindungen die höchsten Konzentrationen in der Lunge gefunden werden, von wo sie sich nur langsam entfernen. Zudem treten meist Mischexpositionen mit anderen Metallen auf, sodass eine eindeutige Zuweisung auf Kobalt oftmals schwierig ist.

Beim Menschen liegen keine Hinweise auf fertilitätsmindernde oder fruchtschädigende Wirkung vor. Kanzerogene Wirkung kann nach Implantation Co-haltiger Prothesen sowie bei beruflicher Exposition nicht ausgeschlossen werden. Von der WHO wurde daher ein MAK-Wert von $0,5 \text{ mg m}^{-3}$ Co als Kobaltmetall, -oxid oder –sulfid bei der Herstellung bzw. der Verarbeitung des Metalls festgelegt.

3.5.2 Ergebnisse, räumliche Verteilung und Bewertung

Die Grundlage für die Darstellung und Bewertung der Kobaltgehalte in Böden bilden die Daten von insgesamt 503 Wald-, 1001 Grünland- und 1139 Ackerstandorten der Bodenzustandsinventuren der Bundesländer und der Waldbodenzustandsinventur des BFW (Karten 10 und 23).

Aus Abbildung 5 und Tabelle 6 ist die Verteilung der Kobaltgehalte für kb und kf Standorte ersichtlich. Die Mediane liegen für Waldstandorte bei 14 mg Co kg⁻¹ (kb) und 10 mg Co kg⁻¹ (kf), für Grünlandstandorte bei 12 mg Co kg⁻¹ (kb) und 10 mg Co kg⁻¹ (kf), für Ackerstandorte bei 11 mg Co kg⁻¹ (kb) und 10 mg Co kg⁻¹ (kf).

Die statistischen Tests ergeben, dass sich die Kobaltgehalte innerhalb der Landnutzungskategorien zwischen kb und kf Standorten als auch auf kb Standorten zwischen allen Landnutzungen sowie auf kf Standorten zwischen Grünland und Acker hochsignifikant von einander unterscheiden (Mann-Whitney: asympt. Sig.: = 0,000). Kein signifikanter Unterschied ergibt sich für kf Standorte zwischen den Landnutzungen Wald/Grünland sowie Wald/Acker (Mann-Whitney: asympt. Sig.: = 0,07 bzw. 0,13).

Datengrundlage

Ergebnisse

Tabelle 6: Perzentilverteilung von Kobaltgehalten in Böden unterschiedlicher Landnutzung

Perzentil in mg kg ⁻¹		50 %	85 %	90 %	95 %	97,5 %	Max.
Wald 0 - 10 cm	kb n = 175	14	21	22	26	31	102
	kf n = 328	10	20	22	27	30	41
Grünland 0 - 10 cm	kb n = 340	12	17	19	21	23	42
	kf n = 661	10	16	18	21	25	90
Acker 0 - 20 cm	kb n = 518	9	13	14	17	21	30
	kf n = 621	11	16	17	20	22	47

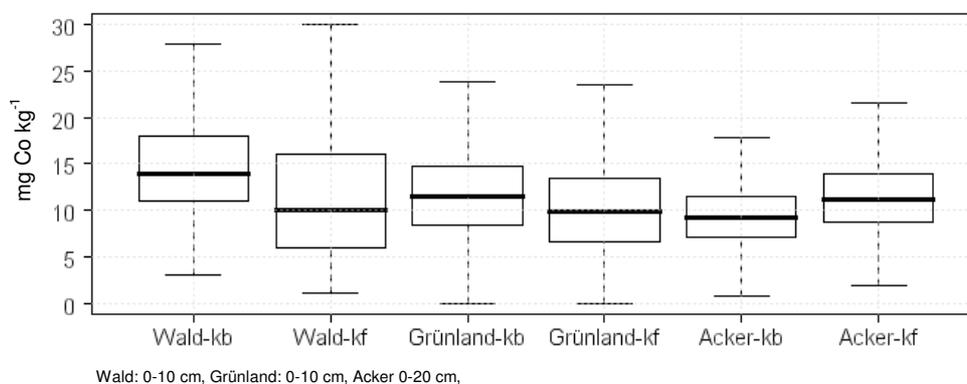


Abbildung 5: Verteilung der Kobaltgehalte in Böden getrennt nach unterschiedlichen Landnutzungen, dargestellt in Boxplots (ohne Ausreißer).

**Räumliche
Verteilung der Co-
Gehalte**

In Karte 10 im Anhang ist die Perzentilverteilung der Co-Gehalte in Wald-, Grünland- und Ackerböden in einer Österreichkarte dargestellt. Generell sind keine auffälligen Gesamtgehalte von Kobalt in den Oberböden festzustellen (Tabelle 6).

Werden dennoch jene Standorte mit den höchsten 10-15% an Co-Gehalten je Landnutzung und Karbonatbeeinflussung dargestellt zeigt sich, dass diese vorwiegend im südlichen Burgenland (Raum Rechnitz), entlang der Fischbacher Alpen, im Bereich der Sau- und Koralpe, der Gurktaler Alpen sowie der Kitzbühler Alpen zu finden sind. In diesen Gebieten sind die Bodengehalte eindeutig durch geogene Vorkommen von Co in basischen Silikaten beeinflusst.

Vereinzelt zählen auch Standorte im Walgau und Montafon sowie in der Böhmisches Masse und dem niederösterreichischen Alpenvorland zu der Gruppe der prozentuell höchsten Co-Gehalte. Der generell höhere Co-Eintrag durch Emissionen aus dem Ferntransport wie er durch die Depositionsmessungen mittels Moosen festgestellt wurden kann anhand der vorliegenden Bodengehalte allerdings nicht bestätigt werden (UMWELTBUNDESAMT 2007).

**Bewertung nach der
ÖNORM L1075**

Karte 23 zeigt die Verteilung der Standorte mit Überschreitungen nach den Richtwerten der ÖN L1075 bzw. den Referenzwerten (SCHWARZ & FREUDENSCHUSS, 2004). Nur einzelne, bereits als Ausreißer charakterisierte Standorte, liegen über dem Richtwert von 50 mg Co kg^{-1} nach Tabelle 1 der ÖNORM L 1075. Daher ist in Abbildung 5 keine Kennzeichnung dieses Gehaltes ersichtlich. Insgesamt wird der Richtwert auf 2 Standorten (1 kb Waldstandort 1 kf Grünlandstandort) ohne räumlichen Bezug, überschritten.

3.6 Kupfer

3.6.1 Eigenschaften, Verwendung und Umweltrelevanz

Vorkommen

Kupfer kommt in der Umwelt ubiquitär vor. Als Halbedelmetall wird es auch in metallischer Form gefunden (SCHNEIDER & KALBERLAH, 2000). Dennoch überwiegen mineralische Vorkommen vor allem in der Oxidationsstufe +II. Ein- und dreiwertige Cu-Verbindungen sind in Lösung wenig stabil.

**Verwendung/
Freisetzung**

Neben Silber stellt Kupfer den besten elektrischen Leiter unter den Metallen dar. Ein Großteil der Kupferherstellung wird in der Elektroindustrie aber auch für Kupferlegierungen verwendet. Kupferverbindungen und -salze werden wegen ihrer stark bioziden Wirkung in der Landwirtschaft (z.B. Fungizid im Hopfen- und Weinbau) und als Holzschutzmittel eingesetzt (WILKE, 2004). Die wichtigste kommerziell genutzte Kupferverbindung ist Kupfersulfat.

Erhöhte Kupferkonzentrationen treten emissionsbedingt vor allem in der Umgebung von Kupfererzverarbeitenden Betrieben auf. In Österreich sind die Montanwerke in Brixlegg die einzigen Kupferhersteller (siehe Kapitel 3.6.2).

Die Kupfergehalte in unbelasteten Böden betragen in der Regel $2-40 \text{ mg kg}^{-1}$. Die Bindung erfolgt vor allem an die organische Substanz, an Mangan- und Eisenoxide sowie in silicatischer Form.

**Physiologische
Bedeutung/Toxizität**

Bei Pflanzen kann durch Kupferüberschuss ein Fe-, Zn- und Mo-Mangel ausgelöst werden. Cu-Toxizität bei verschiedenen Pflanzen wurden bereits bei Gehalten über $20-35 \text{ mg Cu kg}^{-1}$ TS in den Blättern festgestellt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002).

Kupfer gehört zu den biologisch essentiellen Metallen und ist nach Eisen und Zink das dritthäufigste Spurenmetall im menschlichen Organismus. Sowohl Unterversorgung als auch Überladung führen zur Ausbildung typischer Krankheitssymptome. Der tägliche Cu-Bedarf wird von der WHO mit ca. 2 mg für einen Erwachsenen angegeben (MARQUARDT & SCHÄFER, 2004).

Cu-Mangel: Dieser ist durch das Auftreten von Störungen in der Blutbildung gekennzeichnet.

Akute Toxizität: Bei der Aufnahme von mehr als 10 g Cu kann es zu Vergiftungsercheinungen kommen. Die Toxizität von Cu ist gekennzeichnet durch das Auftreten von Lethargie, Erbrechen und Gelbsucht. Kontaktallergien sind selten.

Chronische Toxizität: Die Aufnahme von Trinkwasser bzw. Nahrungsmitteln, die in Cu-Behältern aufbewahrt werden, führte vor allem bei Kindern zu schweren Schädigungen der Leber (Zirrhose) und einer Schwächung des Immunsystems („Indian/German Childhood Cirrhosis“). In der Trinkwasserverordnung ist der Kupfergrenzwert mit $2,0 \text{ mg kg}^{-1}$ festgesetzt.

Kupfer ist zytotoxisch; Hinweise auf teratogene, mutagene oder kanzerogene Wirkung liegen derzeit nicht vor.

3.6.2 Ergebnisse, räumliche Verteilung und Bewertung

Die Grundlage für die Darstellung und Bewertung der Kupfergehalte in Böden bilden die Daten von insgesamt 503 Wald-, 1245 Grünland- und 1153 Ackerstandorten der Bodenzustandsinventuren der Bundesländer und der Waldbodenzustandsinventur des BFW (Karten 11 und 24).

Aus Abbildung 6 und Tabelle 7 ist die Verteilung der Kupfergehalte für kb und kf Standorte ersichtlich. Die Mediane liegen für Waldstandorte bei 15 mg Cu kg^{-1} (kb, kf), für Grünlandstandorte bei 26 mg Cu kg^{-1} (kb) und 19 mg Cu kg^{-1} (kf), für Ackerstandorte bei 23 mg Cu kg^{-1} (kb) und 20 mg Cu kg^{-1} (kf).

Die statistischen Tests ergeben, dass die Kupfergehalte kb Grünland- und Ackerstandorte signifikant höher sind als jene auf kf Standorten. Ebenso ergeben sich hochsignifikante Unterschiede zwischen den Landnutzungen Wald/Grünland und Wald/Acker für kb bzw. kf Standorte (Mann-Whitney: asympt. Sig.: = 0,000). Kein signifikanter Unterschied zeigt sich zwischen kb und kf Waldstandorte (Mann-Whitney: asympt. Sig.: = 0,34) sowie für kf Standorte zwischen den Landnutzungen Grünland/Acker (Mann-Whitney: asympt. Sig.: = 0,09).

Tabelle 7: Perzentilverteilung von Kupfergehalten in Böden unterschiedlicher Landnutzung

Perzentil in mg kg^{-1}		50 %	85 %	90 %	95 %	97,5 %	Max.
Wald 0 - 10 cm	kb n = 175	15	27	32	44	57	132
	kf n = 328	15	31	35	43	59	156
Grünland 0 - 10 cm	kb n = 448	26	41	46	55	73	1600
	kf n = 797	19	32	36	44	54	126
Acker 0 - 20 cm	kb n = 530	23	35	43	60	81	197
	kf n = 623	20	30	33	39	48	125

Datengrundlage

Ergebnisse

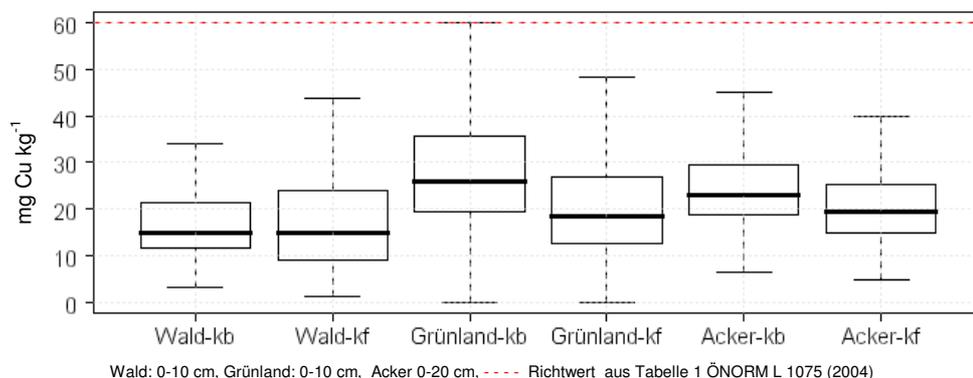


Abbildung 6: Verteilung der Kupfergehalte in Böden getrennt nach unterschiedlichen Landnutzungen, dargestellt in Boxplots (ohne Ausreißer).

Räumliche Verteilung der Cu-Gehalte

In Karte 11 im Anhang ist die Perzentilverteilung der Cu-Gehalte in Wald-, Grünland- und Ackerböden in einer Österreichkarte dargestellt. Ähnlich den Co-Gehalten sind auch die Cu-Gesamtgehalte in den Oberböden weitgehend unauffällig und großteils im Bereich von „Normalgehalten“ zu finden. Darin dürfte auch die sehr weite Streuung jener Standorte, die zu der Gruppe mit den höchsten 10-15% zählen, begründet sein.

Geogen bedingte Anreicherungen von Cu in Oberböden treten vor allem in Gebieten mit basischen und intermediären Ausgangsgesteinen auf. Dazu zählen Standorte im Bereich der Gurktaler Alpen, der Sau- und Koralpe, der Schladminger Tauern sowie in der westlichen Grauwackenzone.

Im Unterinntal basieren die erhöhten Cu-Gehalte in Böden einerseits auf historischer Bergwerkstätigkeit sowie den Einträgen von heute noch ansässigen metallverarbeitenden Industrien (z.B. die Sekundär-Kupferhütte Brixlegg). Eine weitere Ursache erhöhter Cu-Gehalte stellt allerdings auch das erhöhte Verkehrsaufkommen in diesem Bereich dar (UMWELTBUNDESAMT, 2007). Darüber hinaus können Böden in landwirtschaftlich genutzten Gebieten, insbesondere Weinbaugebiete, durch die Anwendung Cu-haltiger Pestizide erhöhte Cu-Gehalte aufweisen. Als weitere anthropogene Eintragspfade gelten auch die Aufbringung von Klärschlämmen und Wirtschaftsdünger, besonders von Schweinegülle.

Bewertung nach der ÖNORM L1075

Karte 24 zeigt die Verteilung der Standorte mit Überschreitungen nach den Richtwerten der ÖN L1075 bzw. den Referenzwerten (SCHWARZ & FREUDENSCHUSS, 2004). Der Richtwert für Kupfer nach Tabelle 1 der ÖNORM L 1075 liegt bei 60 mg Cu kg⁻¹. Insgesamt wird dieser Richtwerte auf 10 Waldstandorten (3 kb und 7 kf Standorten) überschritten. Für Grünland- und Ackerböden gilt bei einem pH-Wert < 6 der Richtwert aus Tabelle 1, für pH-werte > 6 wurden nutzungsspezifische Richtwerte von 100 mg Cu kg⁻¹ festgelegt. Diese Richtwerte wurden bei 23 Grünland- (10 kb, 13 kf Standorten) und 17 Ackerstandorten (10 kb, 7 kf Standorte) überschritten.



3.7 Molybdän

3.7.1 Eigenschaften, Verwendung und Umweltrelevanz

Molybdän ist ein hartes, zähes, leicht legierbares Metall mit einem silbrigweißen Glanz. Natürlich kommt es meistens als Molybdänit (Molybdänglanz, MoS_2) vor, welches als Koppelprodukt durch den Kupferbergbau anfällt. Häufige Oxidationsstufen sind +IV und +VI. Am stärksten ist Molybdän in Biotit angereichert, in geringen Konzentrationen in Feldspäten, während Sandstein und sandige Lockersedimente meistens sehr arm an Molybdän sind. Der Mo-Gehalt in Gesteinen weist daher eine Schwankungsbreite von ca. $0,2\text{--}1,8 \text{ mg kg}^{-1}$ auf, während dieser in Kohle bisweilen deutlich höher liegen kann (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002).

Unbelastete Böden weisen in der Regel Mo-Gehalte zwischen $0,2\text{--}5 \text{ mg Mo kg}^{-1}$ auf. Die Adsorption von Mo in Böden erfolgt vorwiegend an Eisenoxiden, zu einem geringeren Anteil auch an Al- und Mn-Oxiden. Im pH-Bereich zwischen 3,5 - 4,0 findet daher auch die stärkste Mo-Bindung statt.

Der Großteil des hergestellten Molybdäns wird zur Erzeugung von Metalllegierungen verwendet. Seine Eigenschaften bedingen eine Steigerung von Festigkeit, Korrosions- und Hitzebeständigkeit. Ferner wird Molybdän in der Röntgendiagnostik und für die Imprägnierung von Stoffen, um diese schwer entflammbar zu machen, eingesetzt.

In die Umwelt gelangt Molybdän vor allem durch die Erzverhüttung, die Metallherstellung, über diverse Verbrennungsprozesse sowie über den ehemaligen Einsatz von phosphathaltigen Dünge- und Waschmitteln.

Molybdän ist ein für Mensch, Tier und Pflanze essentielles Spurenelement. Bei Pflanzen ist es ein wesentlicher Bestandteil von Enzymen des N-Stoffwechsels. Leguminosen z.B. benötigen Mo zur N-Fixierung. Mo-Mangel kann bei Pflanzen bei Gehalten $< 0,1\text{--}0,5 \text{ mg Mo kg}^{-1}$ TS auftreten.

Toxische Wirkungen von Mo konnten an Pflanzen bislang noch nicht nachgewiesen werden, für Tier und Mensch besteht jedoch bei erhöhten Mo-Konzentrationen ein Toxizitätsrisiko. Die Gefahr einer Molybdänvergiftung, wobei der Mo-Überschuss einen Cu-Mangel zur Folge hat, ist vor allem für Wiederkäuer besonders groß.

Lebewesen benötigen Mo für verschiedene Stoffwechselvorgänge (z.B. Bildung von Harnsäure). Die angemessene Tageszufuhr für Erwachsene wird mit $50\text{--}100 \mu\text{g Mo}$ angegeben. Werden hohe Aufnahmen ($10\text{--}15 \text{ mg/Tag}$) erreicht so können gichtähnliche Symptome, Gelenkschmerzen, Lebervergrößerungen und Störungen des Kupferstoffwechsels auftreten. Tests lassen vermuten, dass Molybdän im Gegensatz zu vielen anderen Schwermetallen relativ wenig toxisch wirkt. Von der WHO wurde für Molybdänverbindungen ein MAK Werte von 5 mg Mo m^{-3} (lösliche Mo-Verbindungen) bzw. von 15 mg Mo m^{-3} (unlösliche Mo-Verbindungen) festgelegt (MARQUARDT & SCHÄFER, 2004).

3.7.2 Ergebnisse, räumliche Verteilung und Bewertung

Die Grundlage für die Darstellung und Bewertung der Molybdängehalte in Böden bilden die Daten von insgesamt 800 Grünland- und 988 Ackerstandorten der Bodenzustandsinventuren der Bundesländer. Die Verteilung der Untersuchungsstandorte ist dabei nicht gleichmäßig über das gesamte Bundesgebiet. So stehen keine

Vorkommen

**Verwendung/
Freisetzung**

**Physiologische
Bedeutung/Toxizität**

Datengrundlage

Informationen aus der BZI Tirol zur Verfügung, in Oberösterreich wurde nur an einzelnen Standorten Molybdän analysiert. (Karten 12 und 25).

Ergebnisse

Aus Abbildung 7 und Tabelle 8 ist die Verteilung der Molybdängehalte für kb und kf Standorte ersichtlich. Die Mediane liegen für Grünlandstandorte bei 1 mg Mo kg^{-1} (kb) und $0,8 \text{ mg Mo kg}^{-1}$ (kf), für Ackerstandorte bei $0,5 \text{ mg Mo kg}^{-1}$ (kb) und $0,4 \text{ mg Mo kg}^{-1}$ (kf). Die statistischen Tests ergeben, dass die Molybdängehalte kb Grünland- und Ackerstandorte hochsignifikant über jenen kf Standorten liegen. Ebenso ergeben sich hochsignifikante Unterschiede zwischen den Landnutzungskategorien Grünland/Acker für kb bzw. kf Standorten. (Mann-Whitney: asympt. Sig.: =0,000).

Tabelle 8: Perzentilverteilung von Molybdängehalten in Böden unterschiedlicher Landnutzung

Perzentil in mg kg^{-1}		50 %	85 %	90 %	95 %	97,5 %	Max.
Grünland 0 - 10 cm	kb n = 314	1	2	2,1	3,4	5,1	16,3
	kf n = 486	0,8	2	2	2,8	3,3	8,0
Acker 0 - 20 cm	kb n = 504	0,5	1,3	1,4	1,7	2,3	5,8
	kf n = 484	0,4	0,8	0,9	1,2	1,4	3,5

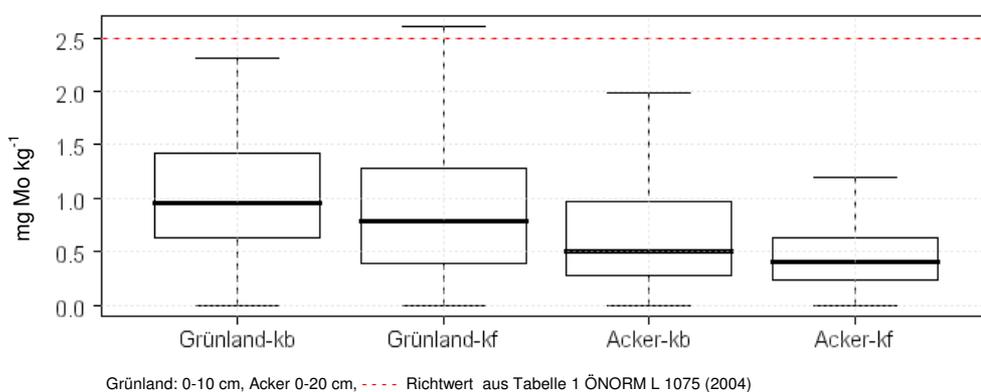


Abbildung 7: Verteilung der Molybdängehalte in Böden getrennt nach unterschiedlichen Landnutzungen, dargestellt in Boxplots (ohne Ausreißer).

Räumliche Verteilung der Mo-Gehalte

In Karte 12 im Anhang ist die Perzentilverteilung der Mo-Gehalte in Grünland- und Ackerböden in einer Österreichkarte dargestellt. Die Standorte mit den höchsten 10-15% der Mo-Gehalte in Oberböden verteilen sich sehr deutlich über das gesamte Bundesgebiet. Vereinzelt können die höheren Mo-Gehalte durch geogenes Ausgangsmaterial geprägt sein. Das tritt in Gebieten entlang der südlichen Kalkalpen (Drauzug), der Saualpe, der Kreueckgruppe sowie im Raum um den Nebelstein (Molybdän-Magnetit Vererzung) auf.

Bekannt für überaus hohe, anthropogen bedingte Mo-Belastungen in der Umwelt ist der Raum Reutte (Planseewerke Reutte, UMWELTBUNDESAMT 2007) sowie das Krappfeld (TWC-Treibacher Chemische Werke). Da im Rahmen der BZI Tirol allerdings kein Molybdän analysiert wurde, ist die Mo-Belastung in diesem Gebiet aus den vorliegenden Karten nicht ersichtlich.



Die höheren Mo-Werte im nordöstlichen Weinviertel sowie entlang des südlichen Wiener Beckens sind mit großer Wahrscheinlichkeit ebenso anthropogen überprägt.

Karte 25 zeigt die Verteilung der Standorte mit Überschreitungen nach den Richtwerten der ÖN L1075 bzw. den Referenzwerten (SCHWARZ & FREUDENSCHUSS, 2004). Der Richtwert für Molybdän nach Tabelle 1 der ÖNORM L 1075 liegt bei $2,5 \text{ mg Mo kg}^{-1}$. Insgesamt wird auf 56 Grünlandstandorten (27 kb, 28 kf Standorten) und 10 Ackerstandorten (8 kb, 2 kf Standorte) dieser Richtwerte überschritten.

Bewertung nach der ÖNORM L1075

3.8 Nickel

3.8.1 Eigenschaften, Verwendung und Umweltrelevanz

Nickel ist ein silbrig-weißes, geschmeidiges Metall, welches am häufigsten in den Oxidationsstufen 0 und +II vorkommt. Ebenso wie Kobalt ist Nickel ferromagnetisch, es ist gut wärme- und stromleitend und in massiver Form sehr widerstandsfähig gegen Luft, Wasser, Alkalien und viele organische Stoffe.

Vorkommen

In reiner, gediegener Form liegt es nur in Eisenmeteoriten und im Erdkern vor, während es in geringen Konzentrationen in einer Vielzahl von Mineralien vorhanden. Seine Gewinnung erfolgt zu ca. 90% aus Nickelsulfid (Pentlandit $(\text{Fe,Ni})_9\text{S}_8$).

In ultrabasischen Gesteinen mit einem hohen Anteil an Olivin bzw. in Serpentinegesteinen können hohe Ni-Gehalte (bis zu 8.000 mg kg^{-1}) enthalten sein. In weitgehend unbelasteten Böden beträgt der Ni-Gehalt zwischen $5\text{--}50 \text{ mg kg}^{-1}$. Die Adsorption in Böden erfolgt hauptsächlich durch Mn-, Fe- und Al-Oxide sowie durch Tonminerale (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002).

Nickel wird vor allem für Fe-Legierungen z.B. rostfreien Stahl verwendet. Weitere Einsatzbereiche sind Oberflächenbeschichtungen, Batterien (Ni-Cd Verbindung), elektronische Bauteile und Katalysatoren.

**Verwendung/
Freisetzung**

Durch die Verbrennung von Kohle, Erdöl sowie durch den Kfz-Verkehr gelangt Ni durch Deposition in die Umwelt. Diffuse Einträge von Ni können auch über die Aufbringung von Wirtschaftsdünger und anorganischen Düngemittel in die Böden gelangen.

Die wichtigsten Emissionsquellen in Österreich sind Kraftwerke (34%), Diesel aus KFZ-Motoren (30%) sowie die industrielle Verbrennung von Öl (16%). Die Gesamtemission in Österreich beträgt etwa 30 Tonnen Nickel pro Jahr (WINIWARTER & SCHNEIDER, 1995). Aktuellere Emissionsdaten liegen für Nickel leider nicht vor.

Während Nickel für Bakterien, Pilze und wirbellose Tiere essentielle Bedeutung im Stoffwechselkreislauf besitzt, sind bei Menschen und Pflanzen keine essentielle Funktionen und damit keine Mangelerscheinungen bekannt.

**Physiologische
Bedeutung/Toxizität**

Bei exponierten Personen (z.B. Stahlindustrie) erfolgt die Aufnahme hauptsächlich über die Atemwege durch Ni-Stäube und wird über das Blut rasch im Körper verteilt. Die höchsten Ni-Gehalte finden sich in der Niere, Leber und Lunge. Die giftigste Ni-Verbindung stellt Nickelcarbonyl dar, das bei der Nickelraffination entsteht. Eine akute Ni-Vergiftung äußert sich durch Schwindel, Übelkeit und Kopfschmerz.

zen. Langzeitige Exposition kann zu Lungenödem, Störungen der Leber und des Zentralnervensystems führen.

Die teratogene Wirkung von Nickel beim Menschen ist nicht belegt. Die mutagene und kanzerogene Wirkung ist dagegen unbestritten (REICHL, 1997).

3.8.2 Ergebnisse, räumliche Verteilung und Bewertung

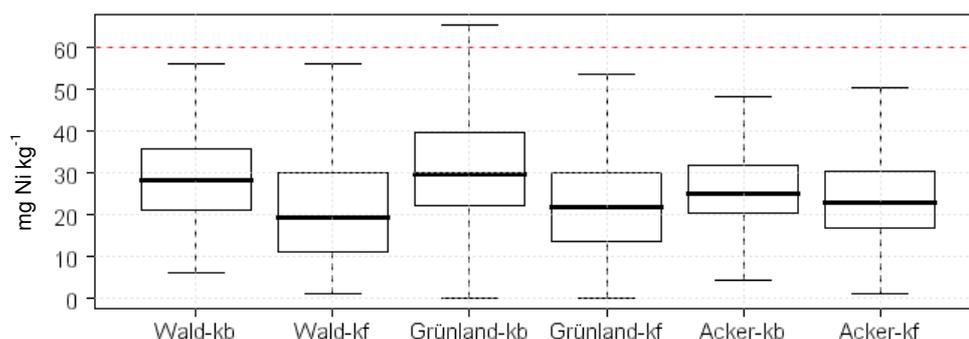
Datengrundlage Die Grundlage für die Darstellung und Bewertung der Nickelgehalte in Böden bilden die Daten von insgesamt 503 Wald-, 805 Grünland- und 1149 Ackerstandorten der Bodenzustandsinventuren der Bundesländer und der Waldbodenzustandsinventur des BFW (Karten 13 und 26).

Ergebnisse Aus Abbildung 8 und Tabelle 9 ist die Verteilung der Nickelgehalte für kb und kf Standorte ersichtlich. Die Mediane liegen für Waldstandorte bei 28 mg Ni kg⁻¹ (kb) und 19 mg Ni kg⁻¹ (kf), für Grünlandstandorte bei 30 mg Ni kg⁻¹ (kb) und 22 mg Ni kg⁻¹ (kf), für Ackerstandorte bei 25 mg Ni kg⁻¹ (kb) und 23 mg Ni kg⁻¹ (kf).

Die statistischen Tests ergeben, dass sich die Nickelgehalte innerhalb der Landnutzungskategorien zwischen kb und kf Standorten als auch zwischen den Landnutzungen Wald/Grünland und Grünland/Acker innerhalb kb bzw. kf Standorte hochsignifikant von einander unterscheiden (Mann-Whitney: asympt. Sig.: =0,00). Kein signifikanter Unterschied ergibt sich für kb und kf Standorte zwischen den Landnutzungen Wald/Grünland (Mann-Whitney: asympt. Sig.: =0,24 bzw. 0,08).

Tabelle 9: Perzentilverteilung von Nickelgehaltgehalten in Böden unterschiedlicher Landnutzung

Perzentil in mg kg ⁻¹		50 %	85 %	90 %	95 %	97,5 %	Max.
Wald 0 - 10 cm	kb n = 175	28	43	47	56	68	151
	kf n = 328	19	36	39	52	77	115
Grünland 0 - 10 cm	kb n = 448	30	45	49	62	75	279
	kf n = 357	22	36	41	50	66	1417
Acker 0 - 20 cm	kb n = 526	25	36	39	47	54	119
	kf n = 623	23	35	40	46	57	473



Wald: 0-10 cm, Grünland: 0-10 cm, Acker 0-20 cm, - - - Richtwert aus Tabelle 1 ÖNORM L 1075 (2004)

Abbildung 8: Verteilung der Nickelgehalte in Böden getrennt nach unterschiedlichen Landnutzungen, dargestellt in Boxplots (ohne Ausreißer).

In Karte 13 im Anhang ist die Perzentilverteilung der Ni-Gehalte in Grünland- und Ackerböden in einer Österreichkarte dargestellt. Die Standorte mit den höchsten 10-15% Ni-Gehalte in Oberböden zeigt ein ähnliches Verteilungsmuster wie die Cr-Gehalte und lassen daher Rückschlüsse auf zum Teil starke geogen bedingte Anreicherung zu. Der Großteil der nach Landnutzung und Karbonatbeeinflussung stratifizierten Standorte mit den höchsten Ni-Gehalten tritt in Böden aus basischem und ultrabasischem Gestein auf (z.B. Rechnitzer Schichten, Matreizone, Böhmisches Masse). Im Raum Linz und St.Pölten sowie im Unterinntal (Raum Brixlegg) und im Bereich des Krappfeldes sind die höheren Ni-Gehalte in den Böden durch anthropogene Einträge aus Verbrennungsprozessen bzw. metallverarbeitenden Betrieben (z.B. TCW - Treibacher Chemische Werke) zu erklären.

Geringe Ni-Gehalte weisen vor allem Böden auf sauren Gesteinen magmatischer Herkunft auf.

Karte 26 zeigt die Verteilung der Standorte mit Überschreitungen nach den Richtwerten der ÖN L1075 bzw. den Referenzwerten (SCHWARZ & FREUDENSCHUSS, 2004). Der Richtwert für Nickel nach Tabelle 1 der ÖNORM L 1075 liegt bei 60 mg Ni kg^{-1} . Insgesamt wird dieser Richtwert auf 10 Waldstandorten (6 kb und 4 kf Standorten) und 41 Grünlandstandorten (20 kb, 21 kf Standorten) überschritten. Bei Ackerböden gilt für Standorte mit einem pH-Wert < 6 der Richtwert laut Tabelle 1 der ÖNORM L 1075 (60 mg Ni kg^{-1}). Für alle anderen Ackerböden der nutzungsspezifische Richtwert von $100 \text{ mg Ni kg}^{-1}$. Diese werden auf 5 Ackerstandorten (1 kb, 4 kf Standorte) überschritten.

Räumliche Verteilung der Ni-Gehalte

Bewertung nach der ÖNORM L1075

3.9 Quecksilber

3.9.1 Eigenschaften, Verwendung und Umweltrelevanz

In der Natur kommt Quecksilber in Spuren weit verbreitet vor. Es liegt hauptsächlich in Verbindungen vor, wobei 2-wertige Hg-Verbindungen weitaus bedeutender sind als 1-wertige. In mineralischer Form tritt es vor allem als Zinnober (HgS) in Gebieten mit ehemaliger vulkanischer Aktivität auf, seltener kommt es als reines Metall vor. Elementares Quecksilber ist das einzige bei Raumtemperatur flüssige Metall.

In unbelasteten Böden betragen die Hg-Gehalte in der Regel $0,05\text{-}0,5 \text{ mg kg}^{-1}$. Generell bindet es sehr stark an die organische Substanz und neigt daher verstärkt zur Akkumulation. Verlagerungsprozesse (Auswaschung, Verdampfung) oder eine Aufnahme durch Pflanzen sind selten. Hg-Freisetzungen sind nur aus versauerten Oberböden mit geringem Gehalt an organischem Material zu erwarten.

Quecksilber wird vor allem bei der technischen Produktion von Chlor und Alkalilauge, sowie in der Elektrotechnik, im Instrumenten- und Apparatebau verwendet. Weitere Anwendungsbereiche für Hg-Verbindungen sind Katalysatoren, Pigmente und in der Medizin (Amalgam). Aufgrund seiner hoch toxischen Wirkung ist die Verwendung von Quecksilber zum Teil bereits durch Verbote (z.B. als Saatgutbeizmittel, Fungizid) rückläufig.

Vorkommen

Verwendung/ Freisetzung

Anthropogene Eintragspfade

Quecksilber gelangt vor allem durch anthropogene Tätigkeiten in die Umwelt. Im Jahr 2005 stammten in Österreich 56 % der Hg-Emissionen aus der Industrie, 22 % kamen vom Kleinverbrauch, 20 % von der Energieversorgung und 2 % produzierte der Sektor Sonstige. Hg-Emissionen aus der Landwirtschaft und des Verkehrs sind vernachlässigbar gering. Die gesamten Emissionen sanken zwischen 1990 und 2005 um 56 % auf ca. 1 t Hg pro Jahr, wobei die Industrie einen Anteil von 59 % an der Gesamtreduktion erreichte. Der Rückgang der Hg-Emissionen ist vor allem auf emissionsmindernde Maßnahmen der Eisen- und Stahlerzeugung sowie in Sinteranlagen, bei Müllverbrennungsanlagen und in der Zement- und Chlorerzeugung zurückzuführen (UMWELTBUNDESAMT 2007). Weitere Eintragspfade für Böden sind auch durch Klärschlämme und kompostierte Siedlungsabfälle gegeben, deren maximale Schwermetallgehalte jedoch in diversen Klärschlammregelungen und Kompostverordnungen festgelegt sind.

Toxizität

Für Quecksilber sind keine essentiellen Funktionen bekannt. Für die meisten höheren Organismen sind Quecksilber und seine Verbindungen toxisch. Expositionspfad, Aufnahmemechanismus und Toxizität sind allerdings sehr stark substanzspezifisch und mannigfaltig. Eine ausführliche Beschreibung dazu findet sich in der Literatur (z.B. MARQUARDT & SCHÄFER, 2004; SCHWESIG, 2004).

Quecksilber und seine Verbindungen können als dampfförmiges Hg (Hg^0), als anorganische Hg^+ bzw. Hg^{2+} -Verbindungen oder als organische Hg-Verbindungen (Methyl-Hg) aufgenommen werden. Im Gegensatz zu der flüssigen Form sind die Dämpfe stark toxisch. Von den Verbindungen sind 2-wertige giftiger als 1-wertige. Eine Gefahr geht von dem relativ hohen Dampfdruck des Quecksilbers aus, so dass beim Arbeiten mit Quecksilber auf eine gute Durchlüftung geachtet werden sollte.

Akute Toxizität: Führt zu lokalen Schleimhautverätzungen, einem dunklen Saum von HgS im Zahnfleisch, Magen-Darm-Koliken und eventuell Nierenversagen.

Chronische Toxizität: Äußert sich zuerst in Entzündungen der Mundschleimhaut, leichter Erregbarkeit, und Händezittern. In weiterer Folge treten Konzentrations- und Gedächtnisschwäche auf. Methyl-Hg erzeugt schwere Nervenschäden, die u.a. durch Gefühllosigkeit in Händen und Beinen, Verringerung der Seh-, Hör- und Sprechvermögens sowie Verlust der Bewegungskoordination gekennzeichnet ist.

Quecksilber wird im Körper nur sehr langsam ausgeschieden, daher dauert es sehr lange, bis die Vergiftungen abklingen.

Die von der WHO festgesetzte, duldbare wöchentliche Aufnahme beträgt für den Menschen $0,35 \text{ mg kg}^{-1}$ (bei 70 kg KG). Der in Österreich festgelegte Grenzwert (BGBl. II Nr. 304/2001) für Trinkwasser beträgt $1,0 \text{ } \mu\text{g Hg l}^{-1}$.

Die mutagene und kanzerogene Wirkung von Quecksilber ist bislang noch nicht zufrieden stellend geklärt. Insbesondere für organische Hg-Verbindungen wird eine Kanzerogenität vermutet. Teratogene Wirkung von elementaren Hg-Verbindungen ist hingegen nachgewiesen. Pränatale Exposition gegenüber Methyl-Hg führt bereits bei geringer Exposition zu gravierenden Entwicklungsschäden im fetalen Zentralnervensystem (SCHWESIG, 2004).

3.9.2 Ergebnisse, räumliche Verteilung und Bewertung

Datengrundlage

Die Grundlage für die Darstellung und Bewertung der Quecksilbergehalte in Böden bilden die Daten von insgesamt 822 Grünland- und 998 Ackerstandorten der Bo-

denzustandsinventuren der Bundesländer. Die Verteilung der Untersuchungsstandorte ist dabei nicht gleichmäßig über das gesamte Bundesgebiet. So stehen in den Bundesländern Tirol und Oberösterreich nur an einzelnen Standorten Analysendaten zu Quecksilber zur Verfügung (Karten 14 und 27).

Aus Abbildung 9 und Tabelle 10 ist die Verteilung der Quecksilbergehalte für kb und kf Standorte ersichtlich. Die Mediane liegen für Grünlandstandorte bei 0,13 mg Hg kg⁻¹ (kb, kf), für Ackerstandorte bei 0,16 mg Hg kg⁻¹ (kb) und 0,12 mg Hg kg⁻¹ (kf). Die statistischen Tests ergeben, dass sich die Quecksilbergehalte nur innerhalb der Landnutzungskategorien Acker zwischen kb und kf Standorten hochsignifikant von einander unterscheiden (Mann-Whitney: asympt. Sig.: =0,000). Kein signifikanter Unterschied ergibt sich für kb und kf Grünlandstandorte (Mann-Whitney: asympt. Sig.: =0,61) sowie für kb und kf Standorte zwischen den Landnutzungen Grünland und Acker (Mann-Whitney: asympt. Sig.: =0,11 bzw. 0,14).

Ergebnisse

Tabelle 10: Perzentilverteilung von Quecksilbergehalten in Böden landwirtschaftlicher Nutzung

Perzentil in mg kg ⁻¹		50 %	85 %	90 %	95 %	97,5 %	Max.
Grünland 0 - 10 cm	kb n = 331	0,13	0,29	0,34	0,47	0,66	3,92
	kf n = 491	0,13	0,25	0,29	0,37	0,46	5,60
Acker 0 - 20 cm	kb n = 512	0,16	0,27	0,31	0,4	0,54	1,28
	kf n = 486	0,12	0,24	0,27	0,31	0,35	1,57

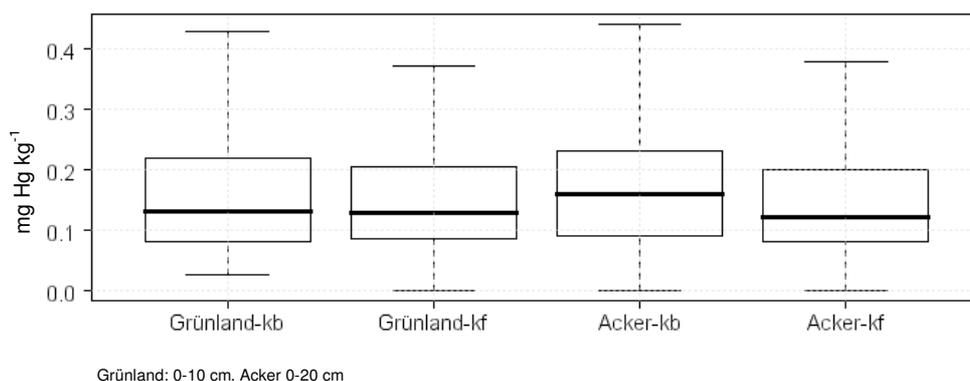


Abbildung 9: Verteilung der Quecksilbergehalte in Böden getrennt nach unterschiedlichen Landnutzungen, dargestellt in Boxplots (ohne Ausreißer).

In Karte 14 im Anhang ist die Perzentilverteilung der Hg-Gehalte in Grünland- und Ackerböden in einer Österreichkarte dargestellt. Dabei fällt vor allem der hohe Anteil von Standorten mit den prozentuell höchsten Hg-Gehalten im Bundesland Niederösterreich auf.

Räumliche Verteilung der Hg-Gehalte

Geogen bedingt treten Hg-Verbindungen vor allem in Tonschiefern und -steinen, sowie in der Grauwackenzone auf. Magmatite enthalten in der Regel nur sehr geringe Hg-Gehalte. Diese Vorkommen bieten für das vorliegende Verteilungsmuster, ebenso wie mangelnde Informationen über lokale Emittenten keine ausreichenden

Erklärungen. Aufgrund der scharfen Abgrenzung der Hg-Gehalte in Standorten Niederösterreichs zu jenen in den benachbarten Bundesländern Oberösterreich, Steiermark und Burgenland kann ein methodischer Unterschied bei der Analyse oder Aufbereitung der Daten nicht ausgeschlossen werden.

Ebenso liefern die Ergebnissen aus den Depositionsmessungen mittels Moosen keine vergleichbaren Informationen mit den Bodengehalten, mit Ausnahme der Standorte im Unterinntal (Raum Brixlegg), im Gebiet des steirischen Erzberges und am Semmering.

Bewertung nach der ÖNORM L1075

Karte 26 zeigt die Verteilung der Standorte mit Überschreitungen nach den Richtwerten der ÖN L1075 bzw. den Referenzwerten (SCHWARZ & FREUDENSCHUSS, 2004). Der Richtwert für Quecksilber nach Tabelle 1 der ÖNORM L 1075 liegt bei $0,5 \text{ mg Hg kg}^{-1}$. Insgesamt wird auf 21 Grünlandstandorten (12 kb, 9 kf Standorten) und 19 Ackerstandorten (16 kb, 3 kf Standorte) dieser Richtwerte überschritten.

3.10 Selen

3.10.1 Eigenschaften, Verwendung und Umweltrelevanz

Vorkommen

Selen kommt in mehreren Modifikationen vor. Am stabilsten ist die graue, metallische Form in der es sich wie ein Halbmetall verhält. In Gesteinen ist Selen meist mit Sulfiden der Metalle Kupfer, Blei, Zink, Gold und Eisen vergesellschaftet.

Die Bindungsform von Se ist stark durch Redoxbedingungen bestimmt. Es kommt in den Oxidationsstufen +VI, +IV und –II vor; elementares Selen ist nur sehr selten.

In Tongesteinen finden sich mit ca. $0,5 \text{ mg Se kg}^{-1}$ im Mittel die höchsten Se-Gehalte, gefolgt von Kalken, magmatischen Gesteinen und Graniten (ca. $0,04 \text{ mg Se kg}^{-1}$). Der durchschnittliche Selengehalt beträgt in Böden $0,01\text{--}2,0 \text{ mg Se kg}^{-1}$. Anders als bei den meisten anderen Schwermetallen und Spurenelementen ist Selen unter sauren Bodenbedingungen stark an Fe- und Al-Oxide gebunden und daher nur gering verfügbar, während bei alkalischem pH-Wert oder oxidierenden Bedingungen nur eine geringe Se-Adsorption besteht.

Verwendung

Der Großteil der Selenproduktion wird für Elektrophotografie, Radar, Laser, Magnetverstärker benötigt. Darüber hinaus dient es auch zum Entfärben bzw. Färben von Gläsern, zur Herstellung von Pigmenten (Cadmiumrot), als Zusatz zu Legierungen und Schmierstoffen, sowie für Katalysatoren. Im Pflanzenschutz sind Selenverbindungen verboten.

Physiologische Beutung/Toxizität

Selen gilt für Pflanzen als nützliches Element, für Mensch und Tier ist jedoch essentiell. Die menschliche Se-Versorgung erfolgt mit der Nahrung. Im Überschuss wirkt Selen auf alle Lebewesen toxisch, wobei die Bereiche zwischen Mangel und Toxizität sehr eng beieinander liegen. Der tägliche Mindestbedarf an Se liegt bei ca. $0,2 \text{ mg kg}^{-1}$, während mehr als 1 mg kg^{-1} bereits zu Erkrankung führen kann (BAHADIR et al., 2000, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002).

Se-Mangel: Selen ist ein essentieller Bestandteil von enzymatischen Abläufen (z.B. Produktion der Schilddrüsenhormone), deren Aktivitäten bei einem Se-Mangel deutlich herabgesetzt werden und in weiterer Folge zu Zellschädigungen oder Lebernekrosen führen können.

Akute Toxizität: wird vor allem durch Inhalation von Selendämpfen oder SeH_2 hervorgerufen und bewirkt eine Reizung der Atemwege, einen metallischen Ge-

schmack auf der Zunge und kann auch zu Lungenödemen führen. Bei Tieren treten bei mehr als 5-10 mg Se g⁻¹ Futter Wachstumshemmungen und Erweichung der Hörner bzw. Hufe auf.

Chronische Belastung: zeigt sich in einer gelblichen Hautfarbe, verfärbte und kariöse Zähne, brühige Nägel, Haarausfall und psychische Veränderung.

3.10.2 Ergebnisse, räumliche Verteilung und Bewertung

Die Grundlage für die Darstellung und Bewertung der Selengehalte in Böden bilden die Daten von insgesamt 344 Grünland- und 849 Ackerstandorten der Bodenzustandsinventuren der Bundesländer. Die Verteilung der Untersuchungsstandorte beschränkt sich im wesentlichen auf die Bundesländer Niederösterreich Burgenland, Kärnten sowie auf einzelnen Standorten in Oberösterreich (Karten 15 und 28).

Aus Abbildung 10 und Tabelle 11 ist die Verteilung der Selengehalte für kb und kf Standorte ersichtlich. Die Mediane liegen für Grünlandstandorte bei 0,21 mg Se kg⁻¹ (kb) und 0,26 mg Se kg⁻¹ (kf), für Ackerstandorte bei 0,24 mg Se kg⁻¹ (kb) und 0,22 mg Se kg⁻¹ (kf). Die statistischen Tests ergeben, dass sich die Selengehalte innerhalb der Landnutzungskategorien zwischen kb und kf Standorten und sowie zwischen den Landnutzungsarten hochsignifikant von einander unterscheiden (Mann-Whitney: asympt. Sig.: =0,00).

Datengrundlage

Ergebnisse

Tabelle 11: Perzentilverteilung von Selengehalten in Böden landwirtschaftlicher Nutzung

Perzentil in mg kg ⁻¹		50 %	85 %	90 %	95 %	97,5 %	Max.
Grünland 0 – 10 cm	kb n = 191	0,21	0,44	0,52	0,69	0,79	1,06
	kf n = 153	0,26	0,42	0,53	0,63	0,75	2,37
Acker 0 – 20 cm	kb n = 481	0,24	0,42	0,48	0,6	0,72	1,80
	kf n = 368	0,22	0,36	0,4	0,51	0,66	1,79

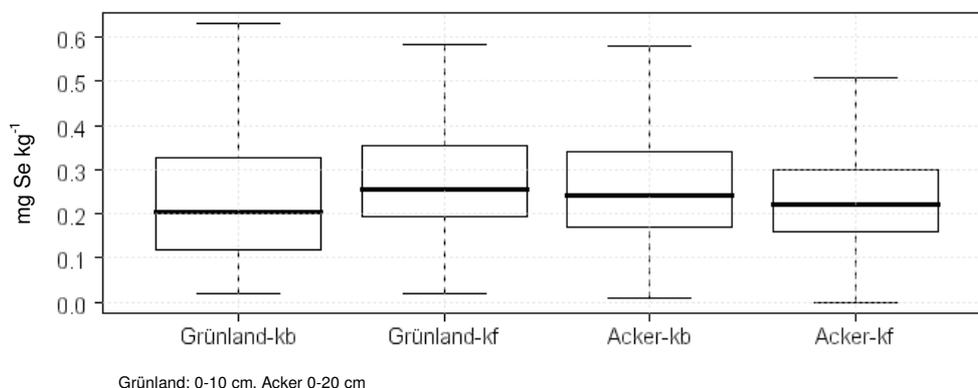


Abbildung 10: Verteilung der Selengehalte in Böden getrennt nach unterschiedlichen Landnutzungen, dargestellt in Boxplots (ohne Ausreißer)

**Räumliche
Verteilung der Se-
Gehalte**

In Karte 15 im Anhang ist die Perzentilverteilung der Se-Gehalte in Grünland- und Ackerböden in einer Österreichkarte dargestellt. Aufgrund der geringen Datenlage kann zu der Verteilung der prozentuell höchsten Selengehalte nur eine eingeschränkte Bewertung erfolgen. Generell liegen jedoch keine auffälligen Se-Gehalte vor. Im Vergleich der 4 Bundesländer mit Analysedaten zu Selen, zeigen sich die prozentuell höchsten 10-15% der Se-Gehalte in Oberböden im Bereich der nördlichen Kalkalpen, dem Südlichen Wiener Becken, sowie in Südburgenland und vereinzelt im Wald- und Weinviertel. Böden in Kärnten weisen durchschnittlich deutlich geringere Se-Gehalte auf.

**Bewertung nach der
ÖNORM L1075**

Karte 28 zeigt die Verteilung der Standorte mit Überschreitungen nach den Richtwerten der ÖN L1075 bzw. den Referenzwerten (SCHWARZ & FREUDENSCHUSS, 2004). Der Richtwert für Selen nach Tabelle 1 der ÖNORM L 1075 liegt bei 2 mg Se kg⁻¹. Insgesamt wird auf 2 Grünlandstandorten (1 kb, 1 kf Standorte) und 5 Ackerstandorten (4 kb, 1 kf Standorte) dieser Richtwerte überschritten.

3.11 Thallium

3.11.1 Eigenschaften, Verwendung und Umweltrelevanz

Vorkommen

Thallium ist ein weiches, graues Metall, welches dem Blei sehr ähnlich ist und ubiquitär allerdings nur in sehr geringen Konzentrationen in der Natur vorkommt. Es tritt in den Oxidationsstufen +I und +III auf, wobei vorwiegend 1-wertiges Tl relevant ist. Der überwiegende Anteil von Tl ist als Begleitelement in kaliumhaltigen Tonen, Böden und Graniten enthalten (Thalliumsulfat, -acetat, chlorid, oxid). Die aus der Verhüttung von sulfidischen Erzen (v.a. Cu, Fe, Pb, Zn) anfallenden Mengen sind zur Bedarfsdeckung ausreichend. Tierische und pflanzliche Nahrungsmittel enthalten in der Regel nicht mehr als 0,1 mg Tl kg⁻¹. Pilze und einige Kohlsorten können dennoch Thallium bis zu 1 mg kg⁻¹ akkumulieren.

Für die Gehalte von Tl in der Erdkruste werden in der Literatur Gehalte zwischen 0,1-1,7 mg kg⁻¹ angegeben. Gehalte in unbelasteten Böden liegen zwischen 0,02 und 0,4 mg kg⁻¹ (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002).

Verwendung

Metallisches Thallium besitzt nur geringe technische Bedeutung. Es wird u.a. in der Phototechnik bei der Herstellung von optischen Gläsern, für Speziallegierungen und früher auch als Rattengift verwendet. Aufgrund des niedrigen Schmelzpunktes wird es in Thermometern zur Messung sehr tiefer Temperaturen eingesetzt. Thallium leuchtet in der Flamme grün, weshalb es auch gerne in Feuerwerkskörpern eingesetzt wird.

Zu besonderen Belastungen mit Tl kann es in der Vergangenheit in der Umgebung von Zementwerken, bei einem Einsatz von Tl-haltigen Rohstoffen gekommen sein. Aufgrund der hohen Flüchtigkeit reichert sich Tl auch im Flugstaub an.

Toxizität

Eine biologische Funktion kann für Tl bislang noch nicht bestätigt werden, ferner gilt es als sehr toxisch. Die letale Dosis beträgt für Erwachsene ca. 800 mg.

Aufgrund der ähnlichen Ionenstruktur von K⁺ und Tl⁺ wird Tl leicht von Lebewesen aufgenommen und in die Zellen eingebaut. Es wird gut resorbiert und reichert sich in der Haut, den Nägeln und den Haaren an.

Die Symptome einer akuten und chronischen Thalliumvergiftung sind sehr ähnlich. Die Latenzzeit beträgt meist mehrere Tage und beginnt mit Beschwerden im Ma-

gen-Darm-Trakt, gefolgt von Schädigungen des Nervensystems und des Herzmuskels. Nach etwa zwei Wochen treten Haarausfall und weiße Querstreifen in den Fingernägeln (Mees-Streifen vgl auch Arsen – 3.1.1) auf.

Die teratogene, mutagene und kanzerogene Wirkung von Tl beim Menschen ist noch nicht gesichert belegt.

3.11.2 Ergebnisse, räumliche Verteilung und Bewertung

Das Element Thallium wurde nur an vereinzelt Standorten in Oberösterreich analysiert. Die Datengrundlage für die Darstellung und Bewertung der Thalliumgehalte in Böden umfasst daher nur 14 Grünland- und 81 Ackerstandorte (Karten 16 und 29).

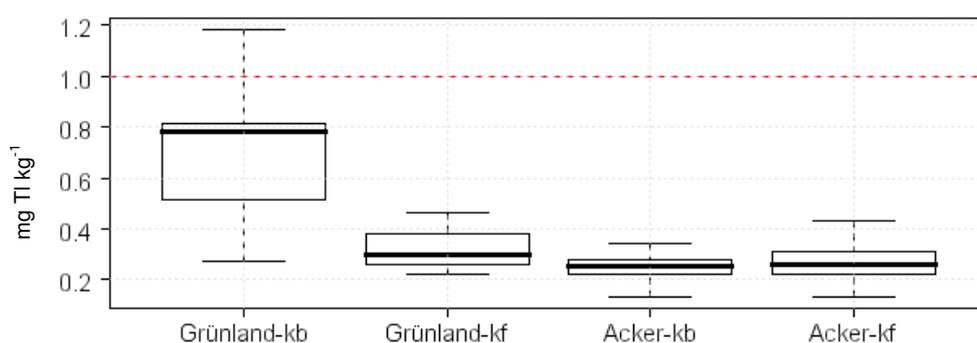
Datengrundlage

Aus Abbildung 11 und Tabelle 12 ist die Verteilung der Thalliumgehalte für kb und kf Standorte ersichtlich. Die Mediane liegen für Grünlandstandorte bei 0,78 mg Tl kg⁻¹ (kb) und 0,3 mg Tl e kg⁻¹ (kf), für Ackerstandorte bei 0,25 mg Tl kg⁻¹ (kb) und 0,26 mg Tl kg⁻¹ (kf). Die Gehalte der kb Grünlandstandorte liegen dabei deutlich über allen anderen Ergebnissen, wobei hier die geringe Anzahl untersuchter Standorte zu berücksichtigen ist.

Ergebnisse

Tabelle 12: Perzentilverteilung von Thalliumgehalten in Böden landwirtschaftlicher Nutzung

Perzentil in mg kg ⁻¹		50 %	85 %	90 %	95 %	97,5 %	Max.
Grünland 0 - 10 cm	kb n = 11	0,78	1,23				1,40
	kf n = 3	0,3					0,46
Acker 0 - 20 cm	kb n = 23	0,25	0,29	0,3			0,34
	kf n = 58	0,26	0,64	0,73	0,79	0,86	0,93



Grünland: 0-10 cm, Acker 0-20 cm, - - - Richtwert aus Tabelle 1 ÖNORM L 1075 (2004)

Abbildung 11: Verteilung der Thalliumgehalte in Böden getrennt nach unterschiedlichen Landnutzungen, dargestellt in Boxplots (ohne Ausreißer).

In Karte 16 im Anhang sind jene Standorte der Bodenzustandsinventur von Oberösterreich ersichtlich, an denen Thallium analysiert wurde. Statistische Auswertungen sind aufgrund des geringen Probeumfangs nur eingeschränkt zulässig und sinnvoll.

Räumliche Verteilung der Se-Gehalte

**Bewertung nach der
ÖNORM L1075**

Karte 29 zeigt die Verteilung der Standorte mit Überschreitungen nach den Richtwerten der ÖN L1075 bzw. den Referenzwerten (SCHWARZ & FREUDENSCHUSS, 2004). Der Richtwert für Thallium nach Tabelle 1 der ÖNORM L 1075 liegt bei 1 mg TI kg^{-1} . Dieser Richtwert wird auf 2 Grünlandstandorten (2 kb Standorte) überschritten.

3.12 Vanadium

3.12.1 Eigenschaften, Verwendung und Umweltrelevanz

Vorkommen Vanadium ist ein nichtmagnetisches, zähes, schiedbares, silbrig glänzendes Übergangsmetall welches in geringen Konzentrationen ubiquitär in der Natur vorkommt. Es liegt hauptsächlich in der Oxidationsstufe +III in Gesteinen und in Sedimenten und Böden auch in der Oxidationsstufe +IV vor. Anthropogene Einträge setzen sich vor allem aus 3-, 4- und 5-wertigen Vanadiumverbindungen zusammen.

**Verwendung/
Freisetzung** Der Großteil des produzierten Vanadiums wird bei der Stahllegierung verwendet. Weitere Anwendungsbereiche sind in der Atomindustrie, der Luft- und Raumfahrt, bei der Glasherstellung sowie als Katalysator in der chemischen Industrie gegeben. Emissionen an Vanadium treten wegen des V-Gehaltes in Erzen und fossilen Brennstoffen gegebenenfalls bei der Verhüttung und Energiegewinnung auf. Der MAK-Wert liegt für Vanadumpentoxid gemessen am Feinstaub bei $0,05 \text{ mg m}^{-3}$.

Toxizität Vanadium ist ein für einige niedere Organismen ein essentielles Spurenelement, für den Menschen jedoch toxisch. Die orale Aufnahme erfolgt überwiegend mit der Nahrung und zu einem geringen Teil über das Trinkwasser (ca. $10\text{-}70 \text{ } \mu\text{g d}^{-1}$)

Nach inhalativer Exposition mit V-Staub und V-Verbindungen können Reizwirkungen der Augen und Atemwege, Übelkeit, Nierenschäden sowie Störungen des Zentralen Nervensystems auftreten. Längerfristige Expositionen können zu Lungenerkrankungen führen. Nach chronisch dermalen Exposition wurde Kontaktallergien beschrieben.

Neben der kanzerogenen Wirkung von Vanadium und dessen Verbindungen konnte in einigen Studien auch deren gentoxische Wirkung nachgewiesen werden. Studien über teratogenen Wirkungen von V liegen bislang noch nicht vor.

3.12.2 Ergebnisse, räumliche Verteilung und Bewertung

Datengrundlage Die Grundlage für die Darstellung und Bewertung der Vanadiumgehalte in Böden bilden die Daten von insgesamt 398 Grünland- und 136 Ackerstandorten der Bodenzustandsinventuren der Bundesländer Kärnten, Oberösterreich, Salzburg und Vorarlberg. Somit ist auch für Vanadium keine bundesweiten Aussage zur Belastungssituation von Böden möglich. (Karten 17 und 30).

Ergebnisse Aus Abbildung 12 und Tabelle 13 ist die Verteilung der Vanadiumgehalte für kb und kf Standorte ersichtlich. Die Mediane liegen für Grünlandstandorte bei 50 mg V kg^{-1} (kb) und 39 mg V kg^{-1} (kf), für Ackerstandorte bei 43 mg V kg^{-1} (kb) und 40 mg V kg^{-1} (kf). Bei der Auswertung der statistischen Tests ist zu beachten, dass deutlich weniger Informationen von Acker als von Grünlandstandorten vorliegen. Ein hochsignifikanter Unterschied konnte innerhalb der Landnutzungskategorie Grünland zwischen kb und kf Standorten und sowie zwischen den Landnutzungsarten Grünland/Acker für kb Standorte festgestellt werden (Mann-Whitney: asympt. Sig.: =0,00 bzw. 0,01).

Tabelle 13: Perzentilverteilung von Vanadiumgehalten in Böden landwirtschaftlicher Nutzung

Perzentil in mg kg^{-1}		50 %	85 %	90 %	95 %	97,5 %	Max.
Grünland 0 - 10 cm	kb n = 219	50	76	87	111	126	145
	kf n = 179	39	70	82	117	136	229
Acker 0 - 20 cm	kb n = 69	43	55	59	69	92	98
	kf n = 67	40	51	58	75	84	86

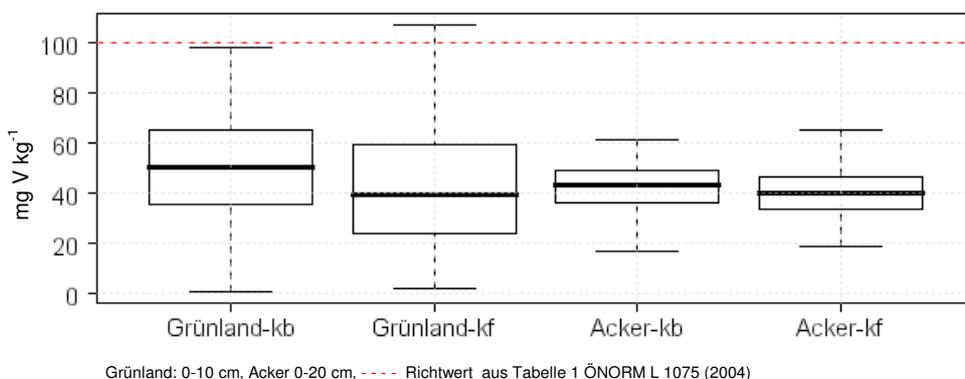


Abbildung 12: Verteilung der Vanadiumgehalte in Böden getrennt nach unterschiedlichen Landnutzungen, dargestellt in Boxplots (ohne Ausreißer).

In Karte 17 im Anhang ist die Perzentilverteilung der V-Gehalte in Grünland- und Ackerböden in einer Österreichkarte dargestellt.

Generell sind auch für Vanadium die Gesamtgehalte eher unauffällig. Die prozentuell höchsten 10-15% der Vanadium Werte zeigen eine weite Streuung über die untersuchten Standorte. Geogene Einflüsse sind im Pinzgau (Bereich des Alten Tauern Fensters) und Pongau (Grauwackenzone) auf Böden von basischen oder intermediären Magmatiten gegeben.

Im Bereich des Krappfeldes sind die hohen Vanadiumgehalte vorwiegend auf den anthropogene Eintrag des dort ansässigen Industriebetriebs (TCW-Treibacher Chemische Werke) zurückzuführen. In diesem Gebiet wurden auch die deutlich höchsten V-Gehalte in den Moosen nachgewiesen (UMWELTBUNDESAMT 2007).

Karte 30 zeigt die Verteilung der Standorte mit Überschreitungen nach den Richtwerten der ÖN L1075 bzw. den Referenzwerten (SCHWARZ & FREUDENSCHUSS, 2004). Der Richtwert für Vanadium nach Tabelle 1 der ÖNORM L 1075 liegt bei 100 mg V kg^{-1} . Insgesamt wird auf 24 Grünlandstandorten (11 kb, 12 kf Standorte und 1 Standort ohne Angaben zum Karbonatgehalt) dieser Richtwert überschritten.

Räumliche Verteilung der V-Gehalte

Bewertung nach der ÖNORM L1075

3.13 Zink

3.13.1 Eigenschaften, Verwendung und Umweltrelevanz

Vorkommen Zink ist ein bläulich-weißes, sprödes Metall und zählt zu den häufigsten Elementen in der Natur. Es liegt meistens als unedles Metall in der Oxidationsstufe 2+ vor. Die Haupterze aus denen Zink gewonnen wird sind Zn-Sulfide (Zinkblende, Wurtzit) und ihre Verwitterungsprodukte (WILCKE, 2004b). Zink wird meist von Cadmium begleitet.

Verwendung Zink und seine Verbindungen werden hauptsächlich als Korrosionsschutz für Eisen- und Stahlprodukte sowie bei der Galvanisierung, als Farbpigmente, bei der Herstellung von Medikamenten, Dünger, Herbiziden und Batterien verwendet.

Physiologische Bedeutung/Toxizität Zink zählt zu den essentiellen Spurenelementen und erfüllt im Körper viele verschiedene Funktionen. Es nimmt Schlüsselrollen im Zucker-, Fett- und Eiweißstoffwechsel ein und ist am Aufbau der Erbsubstanz und beim Zellwachstum beteiligt. Sowohl das Immunsystem als auch viele Hormone benötigen Zink für ihre Funktion. Eine 2005 vorgestellte Studie deutet darauf hin, dass Kinder, die täglich ausreichend Zink erhalten (20 mg), eine deutliche Verbesserung der geistigen Leistungsfähigkeit erfahren. Zink verbesserte das visuelle Gedächtnis, die Leistungen in einem Wortfindungstest und die Konzentrationsfähigkeit.

Das Spurenelement Zink kann im Körper nicht gespeichert werden, es muss regelmäßig von außen zugeführt werden. Die empfohlene Tagesmenge für Zink liegt laut WHO für Erwachsene Frauen und Männer bei etwa 15 mg pro Tag. Eine Zufuhr von mehr als 100 mg pro Tag ist nicht empfehlenswert, ab 200 Milligramm können Symptome wie Übelkeit, Erbrechen oder auch Durchfall auftreten. Beim Menschen führt die Aufnahme von Zink ab ca. einem Gramm zu akuten Vergiftungserscheinungen.

Zinkmangel führt zu einer Unterfunktion der Keimdrüsen, Wachstumsstörungen und Blutarmut.

3.13.2 Ergebnisse, räumliche Verteilung und Bewertung

Datengrundlage Die Grundlage für die Darstellung und Bewertung der Zinkgehalte in Böden bilden die Daten von insgesamt 503 Wald-, 1245 Grünland- und 1153 Ackerstandorten der Bodenzustandsinventuren der Bundesländer und der Waldbodenzustandsinventur des BFW (Karten 18 und 31).

Ergebnisse Aus Abbildung 13 und Tabelle 14 ist die Verteilung der Zinkgehalte für kb und kf Standorte ersichtlich. Die Mediane liegen für Waldstandorte bei 95 mg Zn kg⁻¹ (kb) und 50 mg Zn kg⁻¹ (kf), für Grünlandstandorte bei 104 mg Zn kg⁻¹ (kb) und 76 mg Zn kg⁻¹ (kf), für Ackerstandorte bei 74 mg Zn kg⁻¹ (kb) und 73 mg Zn kg⁻¹ (kf). Die statistischen Tests ergeben, dass sich die Zinkgehalte innerhalb der Landnutzungskategorien Wald bzw. Grünland zwischen kb und kf Standorten als auch zwischen fast allen Landnutzungen innerhalb kb bzw. kf Standorte (hoch)signifikant von einander unterscheiden (Mann-Whitney: asympt. Sig.: =0,00, bzw. 0,01). Kb Standorte weisen dabei signifikant höhere Zn-Gehalte auf als kf Standorte. Kein signifikanter Unterschied ergibt sich für die Landnutzung Acker zwischen kb und kf Standorten (Mann-Whitney: asympt. Sig.: =0,60) sowie für kf Standorte zwischen den Landnutzungen Grünland und Acker (Mann-Whitney: asympt. Sig.: =0,63).

Tabelle 14: Perzentilverteilung von Zinkgehalten in Böden unterschiedlicher Landnutzung

Perzentil in mg kg ⁻¹		50 %	85 %	90 %	95 %	97,5 %	Max.
Wald 0 - 10 cm	kb n = 175	95	175	224	264	409	445
	kf n = 328	50	89	100	118	139	290
Grünland 0 - 10 cm	kb n = 448	104	161	190	246	371	1140
	kf n = 797	76	112	122	142	168	413
Acker 0 - 20 cm	kb n = 530	74	100	108	128	165	5807
	kf n = 623	73	100	109	120	131	288

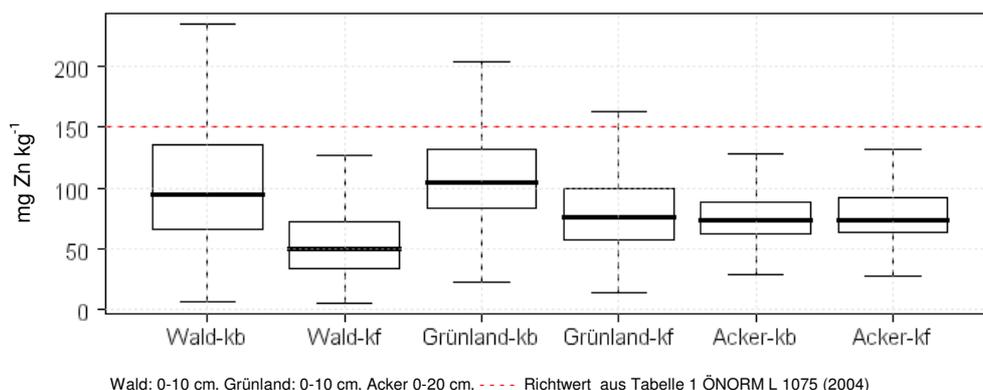


Abbildung 13: Verteilung der Zinkgehalte in Böden getrennt nach unterschiedlichen Landnutzungen, dargestellt in Boxplots (ohne Ausreißer).

In Karte 18 im Anhang ist die Perzentilverteilung der Zn-Gehalte in Wald-, Grünland- und Ackerböden in einer Österreichkarte dargestellt. Die Standorte mit den höchsten 10-15% der Zn-Gehalte in Oberböden verteilen sich über das gesamte Bundesgebiet, sodass sich keine eindeutig regionalen Belastungsgebiete herausfinden lassen. Einzelne Schwerpunkte finden sich im Grazer Raum, der Fischbacher Alpen, im Bereich der Gurktaler Alpen, im Krappfeld, entlang des Drauzuges sowie im Unterinntal auf. Weitere Standorte mit prozentuell hohen Zn-Gehalten treten in Vorarlberg, der Böhmisches Masse und vereinzelt in den nördlichen Kalkalpen auf.

Zum Teil lassen sich diese Gehalte durch Zn-haltige Erze im Ausgangsmaterial erklären, welche v.a. am Arlberg, der Kreuzeckgruppe der Schladminger Tauern im Grazer Raum vorkommen.

Anthropogene Einträge durch industrielle Tätigkeiten, hohe Verkehrs- und Siedlungsdichte, Hausbrand und vermehrte Inversionswetterlagen führen vor allem im Unterinntal (Raum Brixlegg) sowie im Gebiet um Wien und Linz zu höheren Zn-Gehalte in Oberböden.

Karte 31 im Anhang zeigt die Verteilung der Standorte mit Überschreitungen nach den Richtwerten der ÖN L1075 bzw. den Referenzwerten (SCHWARZ &

Räumliche Verteilung der Zn- Gehalte

Bewertung nach der ÖNORM L1075

FREUDENSCHUSS, 2004). Der Richtwert für Zink nach Tabelle 1 der ÖNORM L 1075 liegt bei $150 \text{ mg Zn kg}^{-1}$. Für Waldböden auf karbonatbeeinflusstem Ausgangsmaterial wurden bis zu einer Bodentiefe von 20 cm der nutzungsspezifische Richtwerte von $250 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ festgelegt. Diese Richtwerte werden auf 18 Waldstandorten (11 kb und 7 kf Standorte) überschritten. Für Grünland- und Ackerböden gilt bei pH-Werten < 6 der Richtwert der Tabelle 1 der ÖNORM L 1075, bei pH-Werten > 6 wurde der nutzungsspezifische Richtwert von $300 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ festgelegt. Diese Richtwerte werden auf 79 Grünland- (43 kb, 31 kf Standorte, 5 Standorte ohne Angabe zum Karbonatgehalt) und 10 Ackerstandorten (5 kb, kf) überschritten.



4 GLOSSAR

- EPA..... European Protection Agency
- kb karbonatbeeinflusst
- kf Karbonatfrei
- KG.....Körpergewicht
- MAKmaximale Arbeitsplatzkonzentration
- Mutagen..... Erbgut verändernd
- NOAEL..... No Observable Adverse Effect Level: Dosis, bei der im Tierversuch keine Schädigung beobachtet wurde; wird in mg/kg Körpergewicht angegeben.
- PTWI..... Provisional Tolerable Weekly Intake: Über eine Woche gemittelte tolerierbare Aufnahmemenge eines Schadstoffs, da durch unterschiedliche Gehalte verschiedener Lebensmittel die täglichen Aufnahmemengen sehr stark variieren können.
- TeratogenitätEigenschaft eines Stoffes, die während der Entwicklung von der befruchteten Eizelle zum Embryo zu Störungen (und in Folge zu Missbildungen und Fehlentwicklungen) führen kann.
- Ubiquitär.....überall verbreitet

5 LITERATUR

- AMT DER BURGENLÄNDISCHEN LANDESREGIERUNG (1996): Burgenländische Bodenzustandsinventur, Amt der Bgld. Landesregierung, Abt. V/1 – Agrarwesen, Eisenstadt.
- AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG (1999): Bodenzustandsinventur Kärnten, Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 15 Umweltschutz und Technik, Klagenfurt.
- AMT DER NIEDERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG UND FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT (1991): Bericht über den Zustand des Waldbodens in Niederösterreich. Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, Wien.
- AMT DER NIEDERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG (1994): Niederösterreichische Bodenzustandsinventur, Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, Wien.
- AMT DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG (1993): Oberösterreichischer Bodenkataster – Bodenzustandsinventur, Linz.
- AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG (1993): Bodenzustandsinventur Salzburg, Salzburg.
- AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG, LANDWIRTSCHAFTLICHES VERSUCHSZENTRUM STEIERMARK (1988–1998): Steiermärkische Bodenschutzberichte, Graz.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG (Hrsg.) (1988): Bericht über den Zustand der Tiroler Böden, Innsbruck.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG (1995): Bodennutzungs- und Belastungskataster Brixlegg. Innsbruck.
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG (Hrsg.) (1996): Bericht über den Zustand der Tiroler Böden 1996, 1. Wiederholungsbeprobung, Innsbruck.
- AMT DER VORARLBERGER LANDESREGIERUNG (1986): Lebensraum Vorarlberg, Bodenzustandserhebung Vorarlberg 1986, Bregenz.
- ATSDR 1993; EPA 1992
- BAHADIR, M., PARLAR, H. und SPITELLER, M. (Hrsg.) (2000): Springer – Umweltlexikon. Berlin; Heidelberg; New York; Barcelona; Hongkong; London; Mailand; Paris; Singapur; Tokio: Springer, 2000.
- BERG, M. (2001): Arsen im Trinkwasser – auch ein Schweizer Problem?
<http://www.eawag.ch/events/infotag01/zusammenfassung/infotag01-04.doc>
- BIEBER, W. und UHL, A. (2005): Biomonitoring mit Flechten in Österreich – Eine Studie zur Luftgüte in der Steiermark und in Burgenland. Studie im Auftrag der Steiermärkischen und Burgenländischen Landesregierungen.
- BGBL. II Nr. 304/2001: Trinkwasserverordnung –TWV.
- BMSK (2004): Blei im Trinkwasser. Broschüre
- CANFIELD, R. L.; HENDERSON Ch. R.; CORY-SLECHTA, D. A. et al. (2003): Intellectual Impairment in Children with Blood Lead Concentrations below 10µg per Deciliter. The New England Journal of Medicine 348. p. 1517-1526.
http://www.bmsk.gv.at/cms/site/attachments/4/4/3/CH0036/CMS1080717005858/blei_im_trinkwasser.pdf



- EIKMANN, T.; HEINRICH, U.; HEINZOW, B. et al. (1999): Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen. Ergänzbare Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung.
- EPA – European 1992
- FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT (Hrsg.) (1992): Österreichische Waldbodenzustandsinventur. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien. Band I, II. Österreichischer Agrarverlag, Wien.
- GBA – GEOLOGISCHE BUNDESANSTALT (Hrsg) (1987): Geochemischer Atlas der Republik Österreich 1:1,000.000. Böhmisches Masse und Zentralzone der Ostalpen (Bachsedimente < 0,18 mm). Geologische Bundesanstalt, Wien.
- HILLENBRAND, T.; TOUSSAINT, D.; BÖHM, E. et al. (2005): Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden - Analyse der Emissionspfade und möglicher Emissionsminderungsmaßnahmen. UBA-Texte Nr. 19/2005, Umweltbundesamt Berlin.
- HINDEL, R.; GEHRT, E.; KANTOR, W. et al. (1998): Spurenelementgehalte in Böden Deutschlands: Geowissenschaftliche Grundlagen und Daten. In: ROSENKRANZ, D.; EINSELE, G. & HARRESS, H.-M. (Hrsg.): Bodenschutz-Handbuch Kennziffer 1520, E. Schmidt Verlag, Berlin.
- HOBIGER, G. & KLEIN, P. (2004): Geogene Hintergrundgehalte oberflächennaher Grundwasserkörper (GEOHINT). Österreichweite Abschätzung von regionalisierten, hydrochemischen Hintergrundgehalten in oberflächennahen Grundwasserkörpern auf der Basis geochemischer und wasserchemischer Analysedaten zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG. Geologische Bundesanstalt, Wien.
- KILIAN, W., unter Mitarbeit von ENGLISCH, M.; HERZBERGER, E.; NESTROY, O.; et al. (2002): Schlüssel zur Bestimmung der Böden Österreichs. Mitt. d. Österr. Bodenkundl. Ges., H. 67: 1–96.
- LABO (1998): Bund/Länder – Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (Heft 4): Hintergrund- und Referenzwerte für Böden. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (Hrsg.), München.
- LANG, F. (2004): Blei (Stoffdatenblatt). In: LITZ, N., WILCKE, W., WILKE B.-M. (2004): Bodengefährdende Stoffe. Ecomed.
- LANGENBACH, J. (2002): Arsen im Wasser. Südwind Magazin, Heft 06. http://www.kfunigraz.ac.at/chewww/lfc_arsenicDevil.html
- MARQUARDT, H. & SCHÄFER, S. (Hrsg) (2004): Lehrbuch der Toxikologie. 2. Auflage. ISBN: 3-8047-17772 - Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft Stuttgart.
- MOSER, D. (2003): Aktuelle Entwicklung der rechtlichen Rahmenbedingungen für die Klärschlammverwertung und -entsorgung in Österreich und der EU. In: WIENER MITTEILUNGEN (2003): Klärschlamm – 2003. Band 184.
- NESTROY O.; DANNEBERG, O. H.; ENGLISCH, M.; GESSL, A.; et al. (2000): Systematische Gliederung der Böden Österreichs (Österreichische Bodensystematik 2000). Mitt. d. Österr. Bodenkundl. Ges., H. 60: 1–104.
- ÖNORM L 1075 (2004): Grundlagen für die Bewertung der Gehalte ausgewählter Elemente in Böden. ON Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- REICHL, F.-X. (1997): Taschenatlas der Toxikologie. Substanzen, Wirkung, Umwelt. Thieme-Verlag.

- ROSENKRANZ D., BACHMANN G., EINSELE G. et al. (1988): Bodenschutz - ergänzendes Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- SCHAEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1989): Lehrbuch der Bodenkunde. 12. Auflage. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- SCHAEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg; Berlin.
- SCHNEIDER, K. & KALBERLAH, F. (2000) IN: EIKMANN, HEINRICH, HEINZOW ET AL.: Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen. Toxikologische Basisdaten und ihre Bewertung - D 577. Erich Schmidt Verlag.
- SCHWARZ, S. (2004): Ableitung von Bodenreferenzwerten auf Basis des österreichweiten Bodeninformationssystems BORIS. Dissertation an der Universität für Bodenkultur Wien.
- SCHWESIG, D. (2004): Quecksilber (Stoffdatenblatt). In: LITZ, N., WILCKE, W., WILKE B.-M. (2004): Bodengefährdende Stoffe. Ecomed.
- SPIEGEL, H.; ZETHNER, G.; GOODCHILD, R. et al. (2003): Cadmium in the Environment – An Austrian review. 2nd Report: Soil Balances and Risk Charakterisation. Die Bodenkultur 54 (2).
- UMWELTBUNDESAMT (2004a). SCHWARZ, S. & FREUDENSCHUSS, A.: Referenzwerte für Schwermetalle in Oberböden. Auswertungen aus dem österreichweiten Bodeninformationssystem BORIS. Monographien M- 170. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2004b): UHL, M., HOHENBLUM, P., SCHARF, S., et al: HAUSSTAUB – ein Indikator für Innenraumbelastung. Berichte; BE-258. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2004c): Siebenter Umweltkontrollbericht des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft an den Nationalrat. Diverse Publikationen, Bd. 109. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2006): ANDERL, M., GANGL, M., KÖTHER, T. et al.: EMISSIONSTRENDS 1990-2004. Ein Überblick über die österreichischen Verursacher von Luftschadstoffen mit Datenstand 2006. Reports, Bd. 37. Umweltbundesamt. Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2007): ANDERL, M., GANGL, M., KÖTHER, T. et al.: EMISSIONSTRENDS 1990-2005. Ein Überblick über die österreichischen Verursacher von Luftschadstoffen mit Datenstand 2007. Reports, Bd. 101. Umweltbundesamt. Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2007, in Vorber.): ZECHMEISTER, H., G. & RISS, A.: Biomonitoring der Schwermetalldeposition. Aufsammlung 2003. In Vorbereitung. Umweltbundesamt, Wien.
- WELP, G. (2004): Cadmium (Stoffdatenblatt). In: LITZ, N., WILCKE, W., WILKE B.-M. (2004): Bodengefährdende Stoffe. Ecomed.
- WILCKE, W. (2004a): Nickel (Stoffdatenblatt). In: LITZ, N., WILCKE, W., WILKE B.-M. (2004): Bodengefährdende Stoffe. Ecomed.
- WILCKE, W. (2004b): Zink (Stoffdatenblatt). In: LITZ, N., WILCKE, W., WILKE B.-M. (2004): Bodengefährdende Stoffe. Ecomed.
- WILKE, B.M. (2004): Kupfer (Stoffdatenblatt). In: LITZ, N., WILCKE, W., WILKE B.-M. (2004): Bodengefährdende Stoffe. Ecomed.



- WINIWARTER, W. & SCHNEIDER, M. (1995): Abschätzung der Schwermetallemissionen in Österreich. Report, Bd. 108, Umweltbundesamt, Wien.
- WRUSS, W. & WILHELM, M. (1999): Schwermetalle in Böden. Universitätslehrgang Toxikologie. Kurs Ökotoxikologie. Skriptum.

6 ANHANG - KARTEN

- Karte 1: Standorte im BodeninFORMATIONssystem BORIS
- Karte 2: Standorte des ausgewählten Datenkollektivs (Basisrasterstandorte) nach Landnutzung
- Karte 3: Karbonatbeeinflussung
- Karte 4: pH-Wert (CaCl₂) im Oberboden (0-10 cm bzw. 0-20 cm)
- Karte 5: Organische Substanz im Oberboden (0-10 cm bzw. 0-20 cm)
- Karte 6: Arsen (As)
- Karte 7: Blei (Pb)
- Karte 8: Cadmium (Cd)
- Karte 9: Chrom (Cr)
- Karte 10: Kobalt (Co)
- Karte 11: Kupfer (Cu)
- Karte 12: Molybdän (Mo)
- Karte 13: Nickel (Ni)
- Karte 14: Quecksilber (Hg)
- Karte 15: Selen (Se)
- Karte 16: Thallium (Tl)
- Karte 17: Vanadium (V)
- Karte 18: Zink (Zn)
- Karte 19: Überschreitung Richtwerte Arsen (As)
- Karte 20: Überschreitung Richtwerte Blei (Pb)
- Karte 21: Überschreitung Richtwerte Cadmium (Cd)
- Karte 22: Überschreitung Richtwerte Chrom (Cr)
- Karte 23: Überschreitung Richtwerte Kobalt (Co)
- Karte 24: Überschreitung Richtwerte Kupfer (Cu)
- Karte 25: Überschreitung Richtwerte Molybdän (Mo)
- Karte 26: Überschreitung Richtwerte Nickel (Ni)
- Karte 27: Überschreitung Richtwerte Quecksilber (Hg)
- Karte 28: Überschreitung Richtwerte Selen (Se)
- Karte 29: Überschreitung Richtwerte Thallium (Tl)
- Karte 30: Überschreitung Richtwerte Vanadium (V)
- Karte 31: Überschreitung Richtwerte Zink (Zn)
- Karte 32: Überschreitung Richtwerte alle Elemente (alle Standorte)