

Projekttitel:

**Arbeitshilfe zur Expositionsabschätzung
innerhalb der Detailuntersuchung
(Nr. B 3.17)**

- Abschlussbericht -

**Anhang 3:
Methoden und Konventionen**

Auftraggeber:

Länderfinanzierungsprogramm
"Wasser, Boden und Abfall"

Bearbeitung:

Monika Machtolf (Dipl. Oec. troph.)
Gerald Krüger (Dipl.-Geoökol.)

Projekt-Nr.:

P 217057

Datum:

Dezember 2019

Gesellschafter:

- Dr. Dietmar Barkowski (Dipl.-Chem.)
von der Industrie- und Handelskammer Ostwestfalen zu Bielefeld öffentlich bestellter und vereidigter
Sachverständiger für Gefährdungsabschätzung für die Wirkungspfade Boden-Gewässer und Boden-
Mensch sowie Sanierung (Bodenschutz und Altlasten, Sachgebiete 2, 4 und 5)

- Michael Bleier (Dipl.-Ing.)

- Petra Günther (Dipl.-Biol.)
von der Industrie- und Handelskammer Ostwestfalen zu Bielefeld öffentlich bestellte und vereidigte Sach-
verständige für Gefährdungsabschätzung für den Wirkungspfad Boden-Pflanze/Vorsorge zur Begrenzung
von Stoffeinträgen in den Boden und beim Auf- und Einbringen von Materialien sowie für Gefährdungsab-
schätzung für den Wirkungspfad Boden-Mensch (Bodenschutz und Altlasten, Sachgebiete 3 und 4)

Wirtschaftsmediatorin (IHK)

- Monika Machtolf (Dipl. Oec. troph.)

Inhaltsverzeichnis

1.	Methoden zur humantoxikologischen Schadstoffbewertung _____	1
1.1.	Beurteilung chronisch-toxisch wirksamer Stoffe zur Prüfwertableitung _____	1
1.2.	Beurteilung kanzerogener Stoffe zur Prüfwertableitung _____	3
1.3.	Beurteilung akut wirksamer Stoffe zur Prüfwertableitung _____	3
1.4.	Beurteilung weiterer Stoffe ohne Prüfwertableitung _____	4
2.	Methoden zur Expositionsabschätzung _____	5
2.1.	Wirkungspfad Boden-Mensch _____	6
2.1.1.	Bodenabhängige Expositionsbedingungen _____	6
2.1.1.1	Orale Aufnahme von Schadstoffen aus dem Boden – Ermittlung der Resorptionsverfügbarkeit (f_{RV}) _____	6
2.1.1.2	Inhalative Aufnahme partikelgebundener Schadstoffe – Ermittlung der Schadstoffanreicherung in der Feinkornfraktion ($f_{Anreicherung}$) _____	8
2.1.1.3	Dermale Aufnahme von Schadstoffen (perkutan) _____	9
2.1.2.	Nutzungsabhängige Expositionsbedingungen _____	10
2.1.2.1	Standards zur Bodenaufnahmerate _____	12
2.1.2.2	Standards zur Expositionshäufigkeit und -dauer _____	14
2.2.	Wirkungspfad Boden-Bodenluft-Mensch _____	15
2.2.1.	Bodenabhängige Expositionsbedingungen _____	15
2.2.1.1	Bodenluftuntersuchungen _____	15
2.2.2.	Nutzungsabhängige Expositionsbedingungen _____	17
2.2.2.1	Gebäudeart und -zustand _____	17
2.2.2.2	Gebäudenutzung _____	18
2.2.3.	Innenraumluftmessungen _____	22
2.3.	Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze-Mensch _____	24
2.3.1.	Bodenabhängige Expositionsbedingungen _____	24
2.3.1.1	Pflanzenverfügbare Gehalte _____	24
2.3.1.2	Transferabschätzung Boden-Nutzpflanze _____	25
2.3.1.3	Abschätzung pflanzenverfügbarer Gehalte aus Gesamtgehalten im Boden _____	26
2.3.1.4	Anreicherungsverhalten von Nutzpflanzen _____	26
2.3.2.	Nutzungsabhängige Expositionsbedingungen _____	30
2.3.2.1	Anbau und Verzehrmenen _____	30
2.3.3.	Ermittlung der Schadstoffzufuhr _____	36
2.4.	Pflanzenuntersuchungen _____	38
2.4.1.	Pflanzenauswahl und Anbaubedingungen _____	38
2.4.2.	Probennahme, Analytik und Ermittlung der Schadstoffzufuhr _____	39
	Literatur/Quellen (Anhang 3) _____	41

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung A1: Ermittlung von Präferenzgruppen und deren Verzehrsmengen am Beispiel Cadmium-hochanreichernder Pflanzen (Quelle: LANUV 2014) _____	33
--	----

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle A1: Expositionsannahmen zur Ableitung von Prüfwerten für den Wirkungspfad Boden-Mensch (orale Aufnahme) (nach LANUV 2014) _____	10
Tabelle A2: Expositionsannahmen zur Ableitung von Prüfwerten für den Wirkungspfad Boden-Mensch (inhalative Aufnahme) (nach LANUV 2014) _____	11
Tabelle A3: Expositionsannahmen zur Ableitung von Prüfwerten für den Wirkungspfad Boden-Mensch (dermale Aufnahme) (Quelle: LANUV 2014) _____	12
Tabelle A4: Zusammenstellung von Verdünnungsfaktoren für den Übergang Bodenluft zu Innenraumluft für unterschiedliche Fallszenarien nach SEEGER (1999) _____	17
Tabelle A5: Expositionsannahmen zur Quantifizierung der inhalativen Schadstoffaufnahme über die Raumluft (nach UBA 1999ff; AGLMB 1995) _____	18
Tabelle A6: Beispielhafte Expositionsannahmen zur Quantifizierung der inhalativen Schadstoffaufnahme über die Raumluft verschiedener Nutzungen (nach UBA 1999ff; AGLMB 1995) _____	22
Tabelle A7: Zuordnung von Gemüsearten zu spezifischen Anreicherungsklassen für den systemischen Pfad für Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Nickel, Quecksilber und Zink (Quelle: LANUV 2014 bzw. LABO 1998) _____	28
Tabelle A8: Zuordnung von Gemüsearten zu spezifischen Anreicherungsklassen für den systemischen Pfad für Benzo(a)pyren und PCB (Quelle: LANUV 2014) _____	29
Tabelle A9: Zuordnung von Gemüsearten zu spezifischen Anreicherungsklassen nach allen Aufnahmepfaden für Benzo(a)pyren (Quelle: LANUV 2014) _____	30
Tabelle A10: Angaben aller Befragten zum Gesamt-Gemüseverzehr aus Eigenanbau im Kleingarten (n = 805) (Quelle: LANUV 2014) _____	31
Tabelle A11: Verzehrsmengen zur Beurteilung bodenbedingter Schadstoffbelastungen differenziert nach Anreicherungsklassen (Quelle: LANUV 2014) _____	34
Tabelle A12: Mittlere Ernteerträge nach LUA 2001 (in kg/m ²) _____	35
Tabelle A13: Indikatorpflanzen für Aufwuchsuntersuchungen auf schadstoffbelasteten Böden (As, Pb, Cd, Cr, Ni, Hg, Zn, BaP, PCB) (Quelle: LANUV 2014) _____	39

Verzeichnis der Gleichungen

Gleichung A1: Ermittlung der inneren gefahrenbezogenen Körperdosis (toxische Stoffe) (nach UBA 1999ff; B010, Kap. 2.3.2) _____	2
Gleichung A2: Ermittlung der zugeführten gefahrenbezogenen Körperdosis (nach UBA 1999ff; B010, Kap. 2.3.1) _____	2
Gleichung A3: Berücksichtigung der Hintergrundexposition zur Ableitung von Prüfwerten für chronisch toxisch wirksame Stoffe (nach UBA 1999ff; B010, Kap. 2.3.1) _____	3
Gleichung A4: Ermittlung der gefahrenbezogenen Körperdosis (kanzerogene Stoffe) (nach UBA 1999ff, B010, Kap. 2.4.1.1.2) _____	3
Gleichung A5: Ermittlung der gefahrenbezogenen Körperdosis (akut toxische Stoffe) (nach UBA 1999ff; B010, Kap. 2.4.1.5.) _____	4
Gleichung A6: Allgemeine Berechnung der Schadstoffaufnahme (äußeren Exposition) (nach UBA 1999ff) _____	5
Gleichung A7: Gleichung zur Berechnung der Resorptionsverfügbarkeit (f_{RV}) _____	6
Gleichung A8: Gleichung zur Berechnung der Anreicherung in der Feinkornfraktion < 63 µm _____	9
Gleichung A9: Beurteilungswerte (BW) für die aktuelle Nutzung (a) für den Wirkungspfad Boden-Bodenluft-Mensch, inhalative Aufnahme ($BW_{a-flüchtig-Bodenluft}$) (nach UBA 1999ff, B060) _____	20

Gleichung A10: Regressionsgleichungen zur Berechnung von Schadstoffgehalten in Pflanzen nach systemischer Aufnahme (Quelle: LANUV 2014)	25
Gleichung A11: Regressionsgleichung zur Abschätzung pflanzenverfügbarer Gehalte im Boden (Quelle: LANUV 2014)	26
Gleichung A12: Allgemeine Berechnung der Anbaufläche aus Verzehrmenge und Ernteertrag (Quelle: LANUV 2014)	35
Gleichung A13: Berechnung von Anbauflächen in Abhängigkeit der Verzehrsmengen verschieden anreichernder Gemüsearten (Quelle: LANUV 2014)	35
Gleichung A14: Berechnung der Schadstoffzufuhr über den Verzehr von Nutzpflanzen (Quelle: LANUV 2014)	36

1. Methoden zur humantoxikologischen Schadstoffbewertung

Im Rahmen der Ableitung der Prüfwerte für die BBodSchV wurden sowohl das Modell zur humantoxikologischen Bewertung von Schadstoffen im Boden beschrieben, als auch Szenarien entwickelt, die die Exposition des Menschen gegenüber den Schadstoffen beschreiben. Die nachfolgenden Ausführungen basieren im Wesentlichen auf der Bekanntmachung der Ableitungsmethoden und -maßstäbe im Bundesanzeiger Nr. 161 a (vgl. auch UBA 1999ff) sowie auf Texten des LANUV-Arbeitsblattes 22 (2014).

Zur Beurteilung gesundheitsschädlicher Wirkungen werden für toxische Stoffe Konzepte für Dosis-Wirkungsbeziehungen und Wirkschwellen herangezogen, für kanzerogene Stoffe Krebsrisikoabschätzungen. Da der **Gefahrenbegriff** im Sinne des BBodSchG mit der **hinreichenden Wahrscheinlichkeit eines Schadenseintrittes** verknüpft ist, werden schließlich für Stoffe mit und ohne Wirkschwelle nach dem Konzept von KONIETZKA & DIETER (1998) unter Verwendung spezifischer Gefahrenfaktoren (F_{ges}) für alle Stoffe gefahrenbezogene Körperdosen (GD) ermittelt.

1.1. Beurteilung chronisch-toxisch wirksamer Stoffe zur Prüfwertableitung

Für die Beurteilung von Stoffen mit **chronisch-toxischen Wirkungen** werden nach BBodSchV tolerierbare resorbierte Dosen (TRD) als Bewertungsmaßstab für die innere Belastung herangezogen. TRD-Werte kennzeichnen definitionsgemäß die tägliche Belastung durch einen Schadstoff, bei der nach dem gegenwärtigen Stand der Kenntnis auch bei empfindlichen Personen und lebenslanger Exposition nicht von einer Gesundheitsgefährdung auszugehen ist.

Der bodenschutzrechtliche Gefahrenbegriff orientiert sich an der „hinreichenden Wahrscheinlichkeit“ eines Schadenseintritts. Um dieser Definition gerecht werden zu können, wird ein Gefahrenfaktor, der auf Basis der Datenqualität festgelegt wird, berücksichtigt.

Gleichung A1: Ermittlung der inneren gefahrenbezogenen Körperdosis (toxische Stoffe) (nach UBA1999ff; B010, Kap. 2.3.2)

$$\text{Gefahrenbezogene Körperdosis (toxisch)} \left[\frac{\text{ng}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \right] = \text{TRD} \left[\frac{\text{ng}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \right] * F_{\text{Gef}}$$

TRD [ng/(kg KG *d)] = tolerierbare resorbierte (innere) Dosis

F_{Gef} [dimensionslos] = Gefahrenfaktor (i.d.R. 2-10)

Unter Berücksichtigung der stoffspezifischen Resorption kann von den tolerierbaren (inneren) Körperdosen (TRD-Werte) auf die von außen zugeführten Dosen rückgeschlossen werden.

Die gefahrenbezogene Körperdosis bezieht sich dabei auf die sogenannte innere Exposition (Exⁱ) gegenüber einem Schadstoff, das heißt die zugeführte Schadstoffdosis, die nicht wieder ausgeschieden, sondern tatsächlich im Organismus resorbiert und biologisch wirksam wird, ausgedrückt durch:

Gleichung A2: Ermittlung der zugeführten gefahrenbezogenen Körperdosis (nach UBA 1999ff; B010, Kap. 2.3.1)

$$\text{Zugeführte gefahrenbezogene Dosis} \left[\frac{\text{ng}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \right] = \frac{\text{gefahrenbezogene Dosis (Ex}^i\text{)} \left[\frac{\text{ng}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \right]}{f_{\text{res}}}$$

f_{res} [dimensionslos] = Faktor für stoffspezifische Resorption

Das Verfahren stellt sicher, dass diese gefahrenbezogene Beurteilungsschwelle bei unsicherer humanmedizinischer Datenlage nur geringfügig über einem epidemiologisch abgeleiteten oder abgeschätzten Niveau liegt, bei dem auch für empfindliche Personen keine Beeinträchtigungen entstehen (NOAEL_e¹), sich in jedem Fall aber deutlich unterhalb einer Dosis, bei der es bei der gesunden erwachsenen Bevölkerung zu ersten erkennbaren Effekten kommen kann, befindet (LOAEL_E²). Kombinationswirkungen unterschiedlicher Schadstoffe wurden bei den Ableitungen generell nicht berücksichtigt.

Die anschließende Ableitung der Prüfwerte erfolgt für toxisch wirkende Schadstoffe unter Berücksichtigung üblicher Hintergrundexpositionen. Üblicherweise

¹NOAEL_e: No Observed Adverse Effect Level für empfindliche Personen

²LOAEL_E: Lowest Observed Adverse Effect Level für Allgemeinbevölkerung

wird davon ausgegangen, dass 80 % des TRD-Wertes durch die Hintergrundexposition ausgeschöpft werden kann (vgl. UBA 1999ff). Als Formel ausgedrückt:

Gleichung A3: Berücksichtigung der Hintergrundexposition zur Ableitung von Prüfwerten für chronisch toxisch wirksame Stoffe (nach UBA 1999ff; B010, Kap. 2.3.1)

$$\text{Prüfwert} \left[\frac{\text{mg}}{\text{kg Boden}} \right] = \frac{\text{Zugeführte gefahrenbez. Dosis} \left[\frac{\text{ng}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \right] \cdot (F_{\text{Gef}} - \text{Standard Hintergrund})}{\text{Bodenaufnahmerate} \left[\frac{\text{mg Boden}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \right]}$$

Standard Hintergrund [dimensionslos] = Anteil Schadstoffaufnahme aus Hintergrundexposition (i.d.R. 0,8)

1.2. Beurteilung kanzerogener Stoffe zur Prüfwertableitung

Bei **kanzerogenen Stoffen**, für die keine Wirkschwelle angegeben werden kann, wird von einer resorbierten Körperdosis ausgegangen, die einem zusätzlichen Krebsrisiko von 1 : 100.000 entspricht. Die Hintergrundexposition muss daher nicht gesondert berücksichtigt werden. Das Risiko entspricht konventionsgemäß dem Schutzniveau eines TRD-Wertes.

Zur Herstellung des Gefahrenbezuges nach BBodSchV wurde ein zusätzlicher Faktor von 5 eingeführt, mit dem sich ein gefahrenbezogenes, zusätzliches und akzeptables Risiko von 5 : 100.000 errechnet.

Gleichung A4: Ermittlung der gefahrenbezogenen Körperdosis (kanzerogene Stoffe) (nach UBA 1999ff, B010, Kap. 2.4.1.1.2)

$$\text{Gefahrenbezogene Körperdosis (kanzerogen)} = \text{Dosis bei Risiko} 10^{-5} \cdot F_{\text{Gef}}$$

Risiko 10^{-5} = festgelegte Konvention zur Risikoabschätzung

F_{Gef} [dimensionslos] = Gefahrenfaktor (5 für Kanzerogene)

1.3. Beurteilung akut wirksamer Stoffe zur Prüfwertableitung

Einige Stoffe, z.B. Arsen oder Cyanide gelten darüber hinaus als **akut toxisch**. Bei diesen Stoffen bilden Daten aus Tierversuchen zur akuten Toxizität oder aber Informationen aus Fallbeschreibungen (Unfälle, Suizide etc.) die Grundlage für die Ableitung von Prüfwerten. Ein Gefahrenfaktor wird in diesem Fall nicht angewendet.

Gleichung A5: Ermittlung der gefahrenbezogenen Körperdosis (akut toxische Stoffe) (nach UBA 1999ff; B010, Kap. 2.4.1.5.)

$$\text{Gefahrenbezogene Körperdosis (akut)} = \frac{\text{letale Dosis}}{\text{SF}}$$

SF [dimensionslos] = Sicherheitsfaktor (10 zur Berücksichtigung des Abstandes zwischen letaler Wirkung und ersten Vergiftungserscheinungen)

Sofern sehr hohe Gehalte vorliegen, ist hier zu prüfen, ob Gefahr im Verzug ist und somit sofortiger Handlungsbedarf besteht.

1.4. Beurteilung weiterer Stoffe ohne Prüfwertableitung

Liegen für einen relevanten Stoff keine Prüfwerte bzw. Prüfwertvorschläge nach BBodSchV im weitesten Sinne vor, sind gegebenenfalls eigene Bewertungsmaßstäbe zu entwickeln, die den Vorgaben der Bekanntmachung der Ableitungsverfahren und -maßstäbe im Bundesanzeiger Nr. 161 (BBodSchVa 1999) bzw. den Ergänzungen nach UBA (1999ff) möglichst weitgehend entsprechen sollten.

Dazu sind insbesondere Angaben zur humantoxikologischen Bewertung des zu betrachtenden Stoffes sowie zur Hintergrundbelastung erforderlich, und es muss abschließend in einer Plausibilitätsprüfung die Anwendbarkeit des abgeleiteten Bewertungsmaßstabes überprüft werden.

Das Ergebnis der Berechnung sollte dann einer Plausibilitätsprüfung unterzogen werden, in der Aspekte zur möglichen akuten Toxizität eines Stoffes und ggf. vorliegende Informationen aus Human-Biomonitoring-Studien berücksichtigt werden sollten. Darüber hinaus sind Pfad-zu-Pfad-Vergleiche bezüglich der inhalativen und oralen Belastung sowie Abgleiche mit Hintergrundgehalten in Böden und Grenzwerten in anderen Umweltmedien (Luft, Nahrung) durchzuführen.

Als Ergebnis der Plausibilitätsprüfung können schließlich Prüfwert-Vorschläge für den zu betrachtenden Stoff begründet werden, die für das jeweils betrachtete Expositionsszenario in mg/kg Boden angegeben werden.

Diese deutlich als vorläufig zu kennzeichnenden Werte können im Sinne von Prüfwerten die Grundlage für Expositionsbetrachtungen bilden, sollten jedoch möglichst in Rücksprache mit zuständigen Fachbehörden abgestimmt oder konsentiert werden.

2. Methoden zur Expositionsabschätzung

Allgemein kann die äußere Exposition (Ex^a) des Menschen gegenüber einem Schadstoff wie folgt ausgedrückt werden:

Gleichung A6: Allgemeine Berechnung der Schadstoffaufnahme (äußeren Exposition) (nach UBA 1999ff)

Schadstoffaufnahme $Ex^a =$ bodenabhängige Expo.bed. · nutzungsabhängige Expo.bed.

Mit:

Ex^a [µg/(kg KG*d)] = äußere Exposition gegenüber einem Schadstoff

Und mit:

Bodenabhängige Expositionsbedingungen:

Wirksamer Gehalt = Gesamtgehalt $C_B \cdot f_{\text{Wirksamkeit}}$

Mit:

C_B [mg/kg] = Gesamtgehalt des Stoffes im Boden (Fraktion < 2 mm)

$f_{\text{Wirksamkeit}}$ [dim.los] = Faktor für bodenabhängige Expositionsbedingung
(z.B. Resorptionsverfügbarkeit, Feinkornfraktion < 63 µm)

Nutzungsabhängige Expositionsbedingungen:

Aufnahmerate $\left[\frac{\text{g}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \right] = \frac{A \left[\frac{\text{g}}{\text{d}} \right] \cdot n \left[\frac{\text{d}}{\text{a}} \right]}{\text{kg KG} \cdot 365 \left[\frac{\text{d}}{\text{a}} \right]} \cdot \text{Expositionszeitfaktor } L$

Mit:

A [g/d] = Aufnahmemenge des Zufuhrmediums pro Tag

KG [kg] = Körpergewicht in kg

n [d/a] = Expositionshäufigkeit in Tagen pro Jahr

Expositionszeitfaktor L = 1 für toxisch wirksame Stoffe
= i.d.R. 8,75 (70/8) für Kanzerogene; da die Exposition von 8 Jahren in der Kindheit auf eine Lebenszeit von 70 Jahren für Risikoabschätzungen hochgerechnet wird.

Grundlage für die Beurteilung der Expositionsabschätzung bilden die Prüfwerte der BBodschV.

2.1. Wirkungspfad Boden-Mensch

2.1.1. Bodenabhängige Expositionsbedingungen

Zur Prüfung der bodenabhängigen Expositionsbedingungen ($f_{\text{Wirksamkeit}}$), die die Wirksamkeit der Schadstoffe im Boden in Hinblick auf die menschliche Gesundheit konkretisieren, liegen je nach relevantem Aufnahmepfad unterschiedliche Verfahren vor.

2.1.1.1 Orale Aufnahme von Schadstoffen aus dem Boden – Ermittlung der Resorptionsverfügbarkeit (f_{RV})

Mit dem in der DIN 19738:2017-06 geregelten Verfahren sollen die Verhältnisse im Magen-Darmtrakt unter Laborbedingungen mit Hilfe synthetischer Verdauungssäfte (Magen- und Darmsaft) physiologienah abgebildet werden. Dazu werden im ersten Schritt 2 g Feinboden (Fraktion < 2 mm) mit 100 ml synthetischem Magensaft sowie Vollmilchpulver als Lebensmittelzusatz versetzt und für zwei Stunden bei einer Temperatur von 37°C und einem pH-Wert von 2 bis 4 extrahiert. Im nächsten Schritt werden 100 ml synthetischer Darmsaft zugefügt. Die Extraktion dauert bei einer Temperatur von 37°C und einem pH-Wert von 7,5 drei Stunden. Es folgen die Abtrennung von Extrakt und festem Rückstand durch Zentrifugation sowie die Bestimmung der jeweiligen Schadstoffgehalte. Der resorptionsverfügbare Anteil (RV %) sowie der Faktor f_{RV} werden anhand des folgenden Quotienten bestimmt:

Gleichung A7: Gleichung zur Berechnung der Resorptionsverfügbarkeit (f_{RV})

$$f_{\text{RV}} [\text{dimensionslos}] = \frac{\text{resorptionsverfügbare Gehalt} \left[\frac{\text{mg}}{\text{kg}} \right]}{\text{Gesamtgehalt} \left[\frac{\text{mg}}{\text{kg}} \right]}$$

und:

$$\text{RV}(\%) = \frac{\text{resorptionsverfügbare Gehalt} \left[\frac{\text{mg}}{\text{kg}} \right]}{\text{Gesamtgehalt} \left[\frac{\text{mg}}{\text{kg}} \right]} \cdot 100$$

Die Angabe des resorptionsverfügbaren Gehalts (RV) bzw. der daraus abgeleitete resorptionsverfügbare Anteil erfolgt gemäß DIN 19738 als Mittelwert aus den Ergebnissen zweier einzelner Extraktionen. Bei Abweichungen der beiden Einzelwerte vom Mittelwert über $\pm 10\%$ des Mittelwertes werden Überlegungen zur Ursachenklärung erforderlich. Hierzu sind sowohl Daten und Hinweise aus der la-

boranalytischen Durchführung wie auch aus Standortkenntnissen und der Probenahme aus gutachterlicher Sicht heranzuziehen. Die gutachterliche Entscheidung über das Erfordernis einer weiteren Doppelbestimmung oder weiterer Messungen sollte insbesondere auch in Abhängigkeit von deren Abstand zum jeweiligen Beurteilungswert erfolgen.

Beispiel: Blei (*Beurteilungswert: 70 mg/kg*)

Blei-RV 1. Messung	= 90 mg/kg
Blei-RV 2. Messung	= 60 mg/kg
Blei-RV Mittelwert	= 75 mg/kg
Abweichung Blei-RV vom Mittelwert [%]	= +/-20 %
Kleinster Abstand zum Beurteilungswert	= 10 mg/kg
Differenz der beiden Messwerte	= 30 mg/kg
<u>Fazit:</u>	→ Erfordernis einer weiteren Doppelbestimmung.

Zur Qualitätssicherung der Methode ist die Gesamtbilanz vorgesehen. Die Summe aus dem gemittelten resorptionsverfügbaren Gehalt und dem gemittelten Gehalt im Rückstand (Sediment) sollte rechnerisch den Gesamtgehalt ergeben. Gemäß DIN 19738 wird dabei eine Abweichung von maximal $\pm 20\%$ für tolerabel erachtet.

Bei der Auswertung der Untersuchungsergebnisse sollte immer auch eine Plausibilitätsprüfung erfolgen. Es gilt dabei zu bedenken, dass erhöhte Abweichungen in Bezug auf die Wiederfindungsrate nicht nur auf Ungenauigkeiten in der Bestimmung der mobilisierbaren und nicht mobilisierbaren Gehalte zurückzuführen sein können, sondern auch auf Ungenauigkeiten in Bezug auf den Gesamtgehalt. Im Ergebnis sollten aus diesem Untersuchungsschritt folgende Daten vorliegen:

- Gesamtgehalt in mg/kg
- Resorptionsverfügbare Gehalte aus Doppelbestimmung
(Einzelwerte und Mittelwert) in mg/kg
- Berechnete resorptionsverfügbare Anteile bezogen auf den Gesamtgehalt
(Einzelwerte und Mittelwert) in %
- Gesamtgehalte im Sediment aus Doppelbestimmung
(Einzelwerte und Mittelwert) in mg/kg
- Berechnete Gesamtbilanz (Summe der Mittelwerte von mobilisierbarem und nicht mobilisierbarem Gehalt bezogen auf den Gesamtgehalt in %)

2.1.1.2 Inhalative Aufnahme partikelgebundener Schadstoffe – Ermittlung der Schadstoffanreicherung in der Feinkornfraktion ($f_{\text{Anreicherung}}$)

Für die Bewertung des inhalativen Aufnahmepfades ist humantoxikologisch insbesondere der Schadstoffgehalt im Staub bzw. in der lungengängigen Fraktion des Bodens ($< 10 \mu\text{m}$) entscheidend. Eine labortechnische Fraktionierung der lungengängigen Fraktion $< 10 \mu\text{m}$ ist allerdings sehr aufwändig. Hilfsweise wird daher auf die Analytik der Feinkornfraktion $< 63 \mu\text{m}$ des Bodens zurückgegriffen.

In den Standard-Expositionsannahmen wurde unterstellt, dass Anreicherungsfaktoren zur Quantifizierung der Anreicherung von Schadstoffen in Boden-Feinpartikeln anzusetzen sind. Hintergrund hierfür sind Ergebnisse aus Untersuchungen (vgl. EIKMANN et al. 1993; DRESCH et al. 1976), aus denen hervorgeht, dass beispielsweise die Bleigehalte mit abnehmender Korngröße in Tennenbelagsproben (untersucht wurden $< 300 \mu\text{m}$ bis $< 20 \mu\text{m}$) auf das 24-fache ansteigen. In der bezüglich der Staubexposition besonders relevanten Fraktion $< 20 \mu\text{m}$ waren um den Faktor 2-3 höhere Gehalte festzustellen als in der Fraktion zwischen 20 und $60 \mu\text{m}$ und um den Faktor 5 höhere Bleigehalte als in der Gesamtprobe ($< 2 \text{mm}$) (vgl. auch DELSCHEN et al. 2006).

Zu vergleichbaren Aussagen kommen auch BURGHARDT et al. (1997) in ihrem Forschungsvorhaben zur Schadstoffausbreitung bodenbürtiger Stäube. Für die Elemente Chrom und Nickel sowie auch für Arsen, Blei, Cadmium und Zink konnten in der potenziellen Gesamtstaubfraktion ($< 63 \mu\text{m}$) Anreicherungsfaktoren gegenüber der üblicherweise untersuchten Fraktion $< 2 \text{mm}$ ermittelt werden, die jedoch zum Teil deutlich unter 5 lagen.

Vor diesem Hintergrund wurden als Standards zur Prüfwertableitung Anreicherungsfaktoren in der Feinkornfraktion $< 63 \mu\text{m}$ in Höhe von 5 für anorganische Stoffe sowie 10 für organische Schadstoffe zur Charakterisierung des inhalativen Aufnahmepfades angenommen.

Zur Überprüfung des standortspezifischen Anreicherungsverhaltens einer Substanz im Feinkorn gegenüber der Gesamtfraktion im Boden kann es daher durchaus sinnvoll sein, die tatsächliche Schadstoffbelastung in der Kornfraktion $< 63 \mu\text{m}$ des Bodens zu bestimmen (vgl. § 22 MantelV/BBodSchV). Nach DIN EN ISO 17892-4:2017-04 bzw. 11277 lassen sich Korngrößenfraktionen bis zu

einem Durchmesser von < 63 µm absieben. Bestimmt werden dabei in Analogie zum Bodenmaterial selbst (hier Fraktion < 2 mm) die Gesamtgehalte bzw. besonders relevante Spezies/Bindungsformen (z.B. Chrom VI).

Gleichung A8: Gleichung zur Berechnung der Anreicherung in der Feinkornfraktion < 63 µm

$$f_{\text{Anreicherung}} = \frac{\text{Gehalt in der Feinkornfraktion < 63 } \mu\text{m} \left[\frac{\text{mg}}{\text{kg}} \right]}{\text{Gehalt in der Fraktion < 2 mm} \left[\frac{\text{mg}}{\text{kg}} \right] * 5 \text{ (anorg.) bzw. } 10 \text{ (org.)}}$$

2.1.1.3 Dermale Aufnahme von Schadstoffen (perkutan)

Eine dermale (perkutane) Schadstoffaufnahme aus dem Boden ist bei entsprechendem Bodenkontakt möglich, wird jedoch insbesondere für anorganische Stoffe als vernachlässigbar angesehen (UBA 1999ff). Für organische Stoffe ist in Abhängigkeit ihres lipophilen Charakters sowie ihrer geringen Wasserlöslichkeit eine relevante Resorption durch die Haut möglich.

Exkurs: Bewertung von PAK:

Im Rahmen der Überarbeitung der Prüfwerte wurde der Frage nach der dermalen Aufnahme der PAK nachgegangen, für die insbesondere eine lokal wirksame Kanzerogenität bekannt ist, die zu erhöhten Tumorzinidenzen der Haut führt. Damit steht hier nicht die systemische Aufnahme durch perkutane Resorption, sondern die lokale Wirkung am Zielorgan Haut im Vordergrund.

Es bereitet allerdings Schwierigkeiten, eine valide quantitative Abschätzung des Krebsrisikos bei dermalen Exposition vorzunehmen. Fragen, wie die geeignete Dosiswahl zur Speziesübertragung und der quantitativen Übertragbarkeit der an der Mäusehaut erhobenen Daten auf den Menschen, sind noch weitgehend ungeklärt. Wie Auswertungen (vgl. SCHNEIDER et al. 2000) zeigen, ist die Mäusehaut als ein sensitives Modell für die Kanzerogenität von Benzo(a)pyren anzusehen, das jedoch vermutlich eher eine Risikoobergrenze ermitteln lässt. Gleichzeitig wurden allerdings auch sehr starke individuelle Unterschiede in den wenigen Untersuchungen zur Empfindlichkeit des Menschen festgestellt (bis 25-fache Unterschiede in der metabolischen Kapazität), die Aussagen zur relativen Sensitivität des Menschen im Vergleich zum Mausmodell bezüglich der kanzerogenen Wirkung der PAK nicht ermöglichen.

Lediglich zur orientierenden Risikoabschätzung wurde im Mausmodell schließlich für die dermale Exposition gegenüber Benzo(a)pyren in Aceton gelöst unter dem Vorbehalt der oben genannten Einschränkungen ein Risiko von 2,5 pro µg/cm² * d ermittelt (Dosis bei Risiko 10⁻⁵ = 4 pg BaP/cm² und Tag). Für PAK-Gemische wurde ein Risiko von 35 pro µg/cm² ermittelt (Dosis bei Risiko 10⁻⁵ = 0,35 pg PAK/cm² und Tag). Den erhaltenen Risikoabschätzungen kommt dabei allerdings die Funktion einer Obergrenze eines zu erwartenden Risikos zu (SCHNEIDER et al. 2000).

Grundsätzlich sei darauf hingewiesen, dass die Versuche z.T. mit Benzo(a)pyren in Aceton gelöst durchgeführt wurden, so dass für die Übertragbarkeit der Daten auch die Frage nach der Verfügbarkeit der PAK aus Bodenpartikeln zu klären ist. Von FOBIG (1999) wurden hierzu Überlegungen

angestellt, die auf Ergebnisse aus verschiedenen vergleichenden in-vivo-Applikationsversuchen mit PAK in Aceton oder Boden an Ratten- und Affenhaut zurückgehen.

Abgeleitet wurde daraus, dass BaP aus Böden im Vergleich zu BaP aus Aceton nur bis zu 25 % systemisch verfügbar ist. Mit Untersuchungen zur DNA-Addukt-Bildung in der Haut konnte weiter nachgewiesen werden, dass die systemische Verfügbarkeit von BaP mit der Verfügbarkeit in der Haut gut korreliert.

Damit wurde ein Faktor von 0,25 zur Berücksichtigung der dermalen Verfügbarkeit von BaP aus Boden abgeleitet. Die Expositionszeit wurde auf fünf Stunden abgeschätzt, basierend auf der Annahme, dass die Aufenthaltsdauer auf Kinderspielflächen zwei Stunden beträgt, und die Reinigung (Entfernung dermalen Exposition) erst innerhalb der nächsten drei Stunden erfolgt.

2.1.2. Nutzungsabhängige Expositionsbedingungen

Zur Entwicklung der Nutzungsszenarien wurden Standards zur Quantifizierung der Expositionsbedingungen herangezogen, die auf den Empfehlungen der AGLMB (1995) beruhen und für die verschiedenen Aufnahmepfade nachfolgend tabellarisch zusammengefasst sind (vgl. UBA 1999ff):

Tabelle A1: Expositionsannahmen zur Ableitung von Prüfwerten für den Wirkungspfad Boden-Mensch (orale Aufnahme) (nach LANUV 2014)

Parameter	Faktor/Annahme	Einheit
Alter der Nutzer (Jahre)	1-8	a
Körpergewicht (KG) der Nutzer	10	kg
Expositionshäufigkeit (Tage/Jahr):		
Kinderspielflächen	240	d/a
Wohngebiet	120	d/a
Park- und Freizeitanlagen	48	d/a
Bodenaufnahme, oral:	0,5	g/Spieltag
alternativ:		
Kinderspielflächen	120	g/a
Wohngebiet	60	g/a
Park- und Freizeitanlagen	24	g/a
Expositionszeitfaktor L für kanzerogene Substanzen (70a/8a)	8,75	dimensionslos
Bodenaufnahme, akut, einmalig	10	g

Die Quantifizierung des oralen Aufnahmepfades für den Wirkungspfad Boden-Mensch zur Ableitung der Prüfwerte erfolgt gemäß der Gleichungen 1 und 2 der vorgegebenen Ableitungsmethoden (vgl. UBA 1999ff).

Tabelle A2: Expositionsannahmen zur Ableitung von Prüfwerten für den Wirkungspfad Boden-Mensch (inhalative Aufnahme) (nach LANUV 2014)

Parameter	Faktor/Annahme	Einheit
Kinderspielflächen		
Alter der Nutzer	1-8	a
Körpergewicht der Nutzer	10	kg KG
Nutzungsfrequenz	240	d/a
Atemvolumen (mäßige Aktivität)	0,625	m ³ /h
Spielzeit mit relevanter Staubaufwirbelung	2	h/d
Staubkonzentration in der Luft	1	mg/m ³
Gewichtungsfaktor G für anteilige Aufenthaltszeit (24h/2h · 365d/240d)	18,25	dimensionslos
Expositionszeitfaktor L für kanzerogene Substanzen (70a/8a)	8,75	dimensionslos
Rate der inhalativen Bodenaufnahme	0,082	mg/kg KG · *d
Sport- und Bolzplätze		
Alter der Nutzer*	7-8 (F-Jugend)	a
Körpergewicht der Nutzer	20	kg KG
Nutzungsfrequenz	104	d/a
Atemvolumen (mäßige Aktivität)	1,8	m ³ /h
Spielzeit mit relevanter Staubaufwirbelung	1,5	h/d
Staubkonzentration in der Luft	10	mg/m ³
Anteil Tage mit Staubbildung	0,3077	dimensionslos
Gewichtungsfaktor G für anteilige Aufenthaltszeit mit Staubbildung (24h/1,5h · 365d/104d · 1/0,3077)	182	dimensionslos
Expositionszeitfaktor L für kanzerogene Substanzen (70a/25a)	2,8	dimensionslos
Rate der inhalativen Bodenaufnahme	0,119	mg/kg KG · *d
Industrie- und Gewerbegrundstücke		
Arbeitsdauer mit Exposition	600	h/a
Durchschnittliche Staubkonzentration in der Luft	0,382	mg/m ³
Arbeitszeit	20/40	a
Gewichtungsfaktor Z für anteilige Aufenthaltszeit (24h/8h · 365d/75d)	14,6	dimensionslos
Expositionszeitfaktor L für kanzerogene Substanzen (70a/20a bzw. 70a/40a)	51,6 / 25,8	dimensionslos
Allgemeine Annahmen		
Anreicherungsfaktor im Feinkorn für Metalle	5	dimensionslos
für organische Stoffe	10	
*: Für Nickel kommen dagegen auf Grund dessen lokaler Respirationstoxizität die Expositionsannahmen für die C-Jugend (12 bis 14 Jahre) zum Tragen (siehe hierzu DELSCHEN et al. 2006).		

Die Quantifizierung des inhalativen Aufnahmepfades für den Wirkungspfad Boden-Mensch zur Ableitung der Prüfwerte erfolgt gemäß der vorgegebenen Ableitungsmethoden (vgl. UBA 1999ff; Formeln 3 bis 9).

Tabelle A3: Expositionsannahmen zur Ableitung von Prüfwerten für den Wirkungspfad Boden-Mensch (dermale Aufnahme) (Quelle: LANUV 2014)

Parameter	Faktor/Annahme	Einheit
Spielflächen		
Alter der Nutzer	2-3	a
Körpergewicht der Nutzer	10	kg KG
Expositionshäufigkeit	240	d/a
Expositionszeit (Kontakt mit der Haut)	5	h/d
Bedeckte Körperoberfläche	2.100	cm ²
Bedeckung der Haut mit Boden	1,7	mg/cm ²
Expositionszeitfaktor L für kanzerogene Substanzen (70a/8a)	8,75	dimensionslos
Substanzspezifische Annahmen		
Resorption (z.B. PCP)	5	%

Die Quantifizierung des dermalen Aufnahmepfades für den Wirkungspfad Boden-Mensch zur Ableitung der Prüfwerte erfolgt gemäß der vorgegebenen Ableitungsmethoden (vgl. UBA 1999ff; Formel 14).

Zur Prüfung nutzungsabhängiger Expositionsbedingungen werden in der Praxis üblicherweise Erhebungen zur Bestimmung der Bodenaufnahmerate durchgeführt sowie zur Aufenthaltshäufigkeit und -dauer der Nutzer auf der Fläche.

2.1.2.1 Standards zur Bodenaufnahmerate

Mit Hilfe der Standardannahmen lässt sich die über das Jahr gemittelte durchschnittliche Bodenaufnahmerate für die sensibelste Nutzergruppe "Kinder" auf "Kinderspielflächen" von 33 mg/kg Körpergewicht und Tag (bzw. 120 g pro Jahr) berechnen (vgl. hierzu UBA 1999ff). Für "Wohngebiete" beträgt die Bodenaufnahmerate im Jahresmittel 16,5 mg/kg Körpergewicht und Tag (bzw. 60 g pro Jahr).

Nach den Standardannahmen der Prüfwertableitung wird also für "Wohngebiete" von einer weniger intensiven Nutzung der Flächen durch spielende Kinder ausgegangen. Es wird daher angenommen, dass auf diesen Flächen Kinder an 240

Tagen im Jahr 0,25 g Boden bzw. an 120 Tagen im Jahr 0,5 g Boden beim Spielen aufnehmen.

Für "Park- und Freizeitanlagen" werden dementsprechend Annahmen von 0,1 g Bodenaufnahme an 240 Tagen bzw. 0,2 g an 120 Tagen bzw. 0,5 g Bodenaufnahme an 48 Tagen im Jahr unterstellt (vgl. UBA 1999ff).

In den Standards zur Expositionsabschätzung (AGLMB 1995) wird empfohlen, als wahrscheinliche Bodenaufnahme von Kleinkindern im Alter von 1 bis 6 Jahren 0,02 bis 0,1 g pro Tag anzunehmen, als ungünstiger Fall gelten für Kinder im Alter von 1 bis 6 Jahren 0,1 bis 0,5 g pro Tag. Dabei wird darauf hingewiesen, dass dabei der Grad des Grasbewuchses oder die Bodenversiegelung, die Jahreszeit oder die Art des Bodens, die die aufgenommene Menge des Schadstoffes aus dem Boden beeinflussen, nicht berücksichtigt sind.

Neuere Untersuchungen von BOTHE (2004) zeigen, dass Kinder bis zu 2 Jahren beim Spielen maximal 0,149 g Boden pro Tag (im Mittel 0,12 g/Tag) aufnehmen. Allerdings wurden dort nur 10 Kinder in den Altersgruppen bis 2 Jahre untersucht, so dass nicht unbedingt die gesamte Spannbreite des möglichen Verhaltens von Kindern erfasst wurde.

Eine Anpassung der anzunehmenden Bodenaufnahmerate ist im Einzelfall gut zu begründen. Hierzu können Nutzungskartierungen und –auswertungen (vgl. LANUV 2014) oder beispielsweise vertiefende Auswertungen von Wetterdaten etc. herangezogen werden.

Beispielsweise wurde 2018 eine Studie zur Ableitung von Beurteilungswerten für großflächige Bodenbelastungen an einem ausgewählten bergbaugeprägten Untersuchungsstandort durchgeführt, mit dem Ziel, die regionalen Expositionsbedingungen für sensibel genutzte Flächen zu erheben und vor dem Hintergrund regionaler Witterungsbedingungen (Niederschlagsdauer und -häufigkeit, Temperatur, Frosttage, Schneebedeckung etc.) auszuwerten. Eine Veröffentlichung hierzu steht noch aus.

Zur Betrachtung einmaliger (hoher) Expositionen gegenüber Schadstoffen im Boden mit akuter Toxizität sieht die Vorgehensweise zur Ableitung von Prüfwerten nach BBodSchV explizit ein Szenario für extreme Expositionsbedingungen vor.

Dieses Szenario berücksichtigt, dass ein Kind (10 kg Körpergewicht) einmalig 10 g Boden verschluckt. Mit Hilfe eines Sicherheitsfaktors von 10 wird dann der Abstand zwischen letaler Wirkung und ersten Vergiftungserscheinungen berücksichtigt.

2.1.2.2 Standards zur Expositionshäufigkeit und -dauer

Die Expositionshäufigkeit hängt insbesondere vom Flächentyp ab. In einem intensiv genutzten Haus- oder Kleingarten ist erwartungsgemäß von einer stärkeren Nutzungsintensität auszugehen als in einem kleinen Vorgarten. Dieser Aspekt lässt sich näherungsweise durch die Nutzungsdauer (Stunden pro Tag bzw. Tage pro Jahr) beschreiben. Die Bewertung von Kinderspielflächen basiert auf einer Expositionshäufigkeit von 240 Tagen mit 2 Stunden täglicher Aufenthaltszeit.

Für Hausgärten, in denen Kinder ebenfalls regelmäßig spielen können, wird die Anwendung dieses nach BBodSchV vorgegebenen Standards zur Abschätzung des Wirkungspfadades Boden-Mensch empfohlen.

Kleingärten liegen im Gegensatz zu Hausgärten durchschnittlich 3 km vom Wohnhaus entfernt. Daher ist es möglich, dass die Aufenthaltszeiten in Kleingärten zumindest für Kleinkinder, die beaufsichtigt werden müssen, im Vergleich zu Hausgärten geringer ausfallen. Nach Auswertungen einer Studie zu Anbau- und Nutzungsgewohnheiten in Kleingärten in Nordrhein-Westfalen (vgl. LUA 2001) halten sich in Kleingärten Kinder im Alter von 0-8 Jahren ($n = 55$)³ im Mittel rund 125 Tage pro Jahr auf, Erwachsene im Alter von 21 bis 75 Jahren ($n = 791$) dagegen 187 Tage pro Jahr. Die entsprechenden 95. Perzentile liegen bei 213 bzw. 364 Tagen pro Jahr. Die Anwendung des nach BBodSchV vorgegebenen Standards von 240 Tagen pro Jahr erscheint vor diesem Hintergrund daher eher konservativ, ist jedoch in bestimmten Fällen je nach Lage der Kleingärten auch nicht auszuschließen. Zur grundsätzlichen Abschätzung des Wirkungspfadades Boden-Mensch in Kleingärten können daher ggf. auch weitergehende Überlegungen zur standortspezifischen Expositionshäufigkeit (Befragungen etc.) integriert werden.

³ Eine weitere Differenzierung in verschiedene Altersgruppen war auf Grund der geringen Fallzahl nicht möglich, so dass diese Auswertungen nur begrenzt belastbare Aussagen für Kleinkinder (bis 2 Jahre) zulassen.

Für die Expositionshäufigkeit und -dauer auf Sport- und Bolzplätzen wird für die Aufenthaltsdauer je nach Altersgruppe von zwei- bis dreimal wöchentlichen Trainings- bzw. Spielzeiten von je 90 Minuten ausgegangen. Für die Lebenszeitbetrachtung wird unterstellt, dass über einen Zeitraum von 25 Jahren entsprechende Aktivitäten auf Bolzplätzen stattfinden. Im Einzelfall ist daher zu prüfen, ob sich diese Standard-Expositionsannahmen begründet verringern lassen.

Da für die Staubbildung insbesondere die Witterungsverhältnisse eine Rolle spielen, wird außerdem davon ausgegangen, dass die erforderliche Trockenheit für eine entsprechende Staubbildung auf Sport- und Bolzplätzen in Deutschland lediglich in 16 von 52 Wochen im Jahr erreicht wird (ca. 30 %). Für die Betrachtung der Kinderspielflächen wird diesbezüglich kein Abschlag verwendet.

Zu prüfen ist also, ob belastbare Daten erhoben werden können oder vorliegen, die eine Reduktion der anzunehmenden Expositionszeiten, in der tatsächlich eine relevante Staubentwicklung stattfindet, erlauben.

2.2. Wirkungspfad Boden-Bodenluft-Mensch

2.2.1. Bodenabhängige Expositionsbedingungen

Die Ausbreitung der flüchtigen Schadstoffe durch die Bodenluft erfolgt durch Diffusion und Konvektion. Dabei fördern lockere Böden aus mittel- bzw. grobkörnigem Substrat mit geringem Wassergehalt die Ausbreitung. In feinkörnigen, lehmig-tonigen Böden ist eine Migration dahingegen nur über wenige Meter möglich. Über (Kabel-)Kanäle, Schächte und Rohrleitungen können sich flüchtige Schadstoffe zudem über relativ weite Entfernungen ausbreiten.

2.2.1.1 Bodenluftuntersuchungen

In der Regel spielt die Bodenluft als Transport- und Ausbreitungsmedium in nicht bindigen Böden (z. B. Sanden oder Kiesen) und untergeordnet in Auflockerungszonen und geklüftetem Fels eine Rolle. In bindigen Böden wie Schluff oder Ton kann z. B. über Schrumpfungsrisse ein relevanter Gastransport erfolgen.

Bei der Wahl eines Messortes mit Bezug zu einem Gebäude ist die Möglichkeit von Anreicherungen unter Auffahrten, Terrassen u.a. versiegelten Freiflächen zu beachten. Hier sind Messpunkte bevorzugt zu positionieren, soweit dies ohne zu

große Schäden der Versiegelung möglich ist. Sind Hauswände mit und ohne Drainagen vorhanden, sind unter dem worst-case-Aspekt die Wände ohne Drainagen zu wählen (ZEDDEL 2001).

Bei der Probennahme ist sicherzustellen, dass der die Messstelle umgebende Untergrund eine ausreichende gasdurchlässige Textur aufweist. Bodenluftkonzentrationen aus bindigen Schichten können nicht interpretiert werden, speziell, wenn das betrachtete Gebäude im Bereich inhomogener Schichtenfolgen oder Auffüllungen auch mit gut gasdurchlässigen Schichten in Verbindung steht.

Die Filterstrecke einer stationären Messstelle sollte erst ab 1,5 m unter Geländeoberkante (GOK) beginnen, der obere Meter ist mit einer Tondichtung gegenüber Umgebungsluft abzudichten. Um einen möglichst direkten Bezug zu Bodenluft im Gebäude-Nahbereich zu erhalten, sollte die Länge der Filterstrecke auf ca. 1-2 m begrenzt werden.

Beim zweiphasigen Verfahren wird im ersten Schritt mittels einer Rammkernsondierung bzw. Kleinrammsonde Bodenfeststoff entnommen; der Bodenaufbau wird mittels Schichtenverzeichnis dokumentiert. In einem zweiten Schritt wird das entstandene Bohrloch mittels Packern nach oben hin zur Atmosphäre abgedichtet. Mittels Messsonde wird aus dem unterhalb der Packer befindlichen Hohlraum eine definierte Menge Bodenluft entnommen. Bei Bedarf können die Hauptkomponenten des Deponiegases (Methan oder Kohlendioxid) vor Ort bestimmt werden.

Durch die Beprobungsstrategie sollten soweit möglich auch ungünstige Situationen abgedeckt werden, wie beispielsweise Versiegelungseffekte nach anhaltenden Regenfällen, wenn auf Grund des Bodenaufbaus bei oberflächlicher Versiegelung durch wassergesättigte Schichten eine Anreicherung von Spurengasen möglich ist. Um die Auswirkung einer Versiegelung durch gefrorenen Boden abzu prüfen, können Messungen ggf. auch in den Wintermonaten vorgenommen werden, soweit Kondensationseffekte in der Probennahme- und Messapparatur durch entsprechende Isolierung ausgeschlossen werden.

2.2.2. Nutzungsabhängige Expositionsbedingungen

Beim Übergang der Bodenluft in die Innenraumluft wird davon ausgegangen, dass sich die Schadstoffkonzentration um den Faktor 1.000 verdünnt. Dieser Transferfaktor von 1.000 wird für viele Fälle als ausreichend konservativ beschrieben. Dabei ist zu beachten, dass diese Verdünnung im Einzelfall bei sehr ungünstigen Bedingungen geringer ausfallen kann (z.B. ≤ 100), was dann zu einer Risikounterschätzung führen würde. Sie kann aber auch – je nach Bausubstanz, Lage des Raumes usw. – deutlich höher liegen (bis 5.000).

2.2.2.1 Gebäudeart und -zustand

Je nach Art der betrachteten Gebäude/Gebäudeteile, der Gebäudesohle (unbefestigter Boden, Betonplatte), der Raumhöhen, der Lüftung (schlecht-gering: Luftwechselzahl 0,1–0,5; mittel/normale Wohngebäude: ca. 1; gut/Arbeitsstätten: > 4) sowie der Annahmen zu durch Wind- und Temperatureinfluss verursachte Druckströmungen können für den Übergang von der Bodenluft in die Innenraumluft Verdünnungsfaktoren von 25 bis 5.000 abgeleitet werden (s. Tabelle A4).

Tabelle A4: Zusammenstellung von Verdünnungsfaktoren für den Übergang Bodenluft zu Innenraumluft für unterschiedliche Fallszenarien nach SEEGER (1999)

Gebäude	Situation	Transport	Verdünnungsfaktor
Industriegebäude	durchlässiger Boden, gute Lüftung	diffusiv	3.000
Kellerraum	durchlässiger Boden, schlechte Lüftung	diffusiv	25
Wohngebäude A1	durchlässiger Boden, mittlere Lüftung	diffusiv	350
Wohngebäude A2	durchlässiger Boden, mittlere Lüftung, Heizperiode	diffusiv und advektiv	80
Wohngebäude B	dichter Boden, sehr geringe Lüftung	diffusiv	3.500
Wohngebäude C1	rissiger Boden, geringe Lüftung	diffusiv	5.000
Wohngebäude C2	rissiger Boden, geringe Lüftung, Heizperiode	diffusiv und advektiv	40

Bei bewohnten Kellern (Souterrain-Wohnungen) ist von einem geringeren Luftwechsel und damit entsprechend höheren Raumluftkonzentrationen auszugehen. Infolge von Temperaturdifferenzen zum umgebenden Erdreich kann aber eine Druckdifferenz durch aufsteigende Wärme zusätzlich einen advektiven Transport

von Bodenluft in den Kellerraum bewirken (s. Beispiele Wohngebäude A2 und C2). Damit ist vor allem bei Wohngebäuden zu rechnen. Auch durch eine Beton-Bodenplatte ohne Risse kann bei Temperaturdifferenz zwischen außen und innen ein Schadstofftransport erfolgen.

Die Luftzufuhr in Wohnräume setzt sich aus drei Komponenten zusammen:

- Infiltration von Außenluft und Bodenluft durch unkontrollierte Leckagen, durch Ritzen und Löcher im Gebäude, ggf. über den Keller,
- Ventilation durch offene Türen und Fenster,
- mechanische Belüftung durch Klimaanlage, Ventilatoren o. Ä.

Zu beachten ist allerdings auch, dass flüchtige Schadstoffe wie LCKW nach Eindringen in Kanäle oder Schächte je nach Quellstärke auch noch in mehrere hundert Meter entfernte Gebäude eindringen können. Dies lässt sich durch Modelle nicht erfassen.

2.2.2.2 Gebäudenutzung

Die Quantifizierung des Aufnahmepfades über die Bodenluft in Gebäude für den Wirkungspfad Boden-Mensch zur Ableitung der Prüfwerte für flüchtige Stoffe erfolgt gemäß der Gleichungen 10 bis 13 der vorgegebenen Ableitungsmethoden (vgl. UBA 1999ff) unter Verwendung folgender Standardannahmen:

Tabelle A5: Expositionsannahmen zur Quantifizierung der inhalativen Schadstoffaufnahme über die Raumluft (nach UBA 1999ff; AGLMB 1995)

Parameter	Faktor/Annahme	Einheit
Wohngebiete (inhalative Aufnahme von Gasen)		
Körpergewicht (Kleinkinder 1-3 Jahre)	10	kg KG
Nutzungsfrequenz - Wohnräume (dauerhafte Nutzung)	24	h/d
Expositionsdauer (Kanzerogene) - Wohnräume (dauerhafte Nutzung)	70	Jahre
Atemrate (ungünstiger Fall) Für ganztägige chronische Exposition (1-3 Jahre)	7	m ³ /d
Atemrate berechnet auf Lebenszeit (nach UBA 1999ff)	0,39	m ³ /kg KG *d

Fortsetzung Tabelle A5: Expositionsannahmen zur Quantifizierung der inhalativen Schadstoffaufnahme über die Raumluft (nach UBA 1999ff; AGLMB 1995)

Parameter	Faktor/Annahme	Einheit
Industrie und Gewerbegrundstücke (inhalative Aufnahme von Gasen)		
Körpergewicht (Erwachsener)	70	kg KG
Nutzungsfrequenz - Industrie und Gewerbe (dauerhafte Nutzung)	8 5 45	h/d d/w w/a
Expositionsdauer (Kanzerogene) - Industrie und Gewerbe (Arbeitszeit)	40 (20)	Jahre
Atemrate	20	m ³ /d
Gewichtungsfaktor Z - toxisch - kanzerogen	4,85 8,5 (17)	

Zur Ableitung der Prüfwerte für das Szenario "Wohngebiet" bzw. Wohngebäude in Hinblick auf die Aufnahme leichtflüchtiger Schadstoffe, die aus der Bodenluft in die Raumluft gelangen, wird angenommen, dass die sensibelste Nutzergruppe der Kleinkinder im Alter von 1-3 Jahren und einem Körpergewicht von 10 kg im ungünstigen Fall ganztägig, d.h. 24 Stunden pro Tag der Raumluft ausgesetzt sind und ein Atemvolumen von 7 m³ pro Tag anzunehmen ist. Bei kanzerogenen Stoffen wird eine lebenslange Exposition von 70 Jahren und eine Atemrate von 0,39 m³ pro kg KG und d unterstellt.

Für "Industrie- und Gewerbegrundstücke" wird davon ausgegangen, dass nur Erwachsene als Nutzergruppe in Betracht zu ziehen sind, mit einer Atemrate von 20 m³ pro Tag. Allerdings wird die Aufenthaltsdauer mit Hilfe eines Gewichtungsfaktors Z für übliche Arbeitszeiten angepasst. So wird von einer 40-Stunden-Woche an 45 Wochen pro Jahr ausgegangen. Für kanzerogene Stoffe wird unterschieden, in eine Arbeitszeit von 20 und 40 Jahren. Daraus ergeben sich Gewichtungsfaktoren Z von 4,85 bzw. 17 bzw. 8,5 zur Berücksichtigung der Arbeitszeit.

Zur Prüfung nutzungsabhängiger Expositionsbedingungen werden in der Praxis üblicherweise Erhebungen zur Nutzung des Gebäudes durchgeführt. Ergeben sich dabei Hinweise darauf, dass die Nutzung des Gebäudes deutlich von den Standardannahmen abweicht, können Abschätzungen sowohl zu Aufenthaltshäufigkeit und –dauer, als auch zur Art der Raumnutzung durchgeführt werden. Die

Art der Raumnutzung kann ggf. Aufschluss für die Annahmen zum Alter der Nutzergruppe sowie auch zur Atemrate (leichte Aktivität, intensive Aktivität) geben.

Ein Gewichtungsfaktor G zur Berücksichtigung der aktuell stattfindenden weniger sensiblen Nutzung in wohnbaulich genutzten Räumen ergibt sich gemäß der Maßstäbe nach UBA (1999ff) aus dem Verhältnis von der theoretischen zur tatsächlichen Nutzungsdauer (beispielsweise 24h/0,5h = 48). Darüber hinaus ist für Kanzerogene zu berücksichtigen, dass sich das zusätzliche Krebsrisiko auf Lebenszeit, die mit 70 Jahren angenommen wird, bezieht.

Gleichung A9: Beurteilungswerte (BW) für die aktuelle Nutzung (a) für den Wirkungspfad Boden-Bodenluft-Mensch, inhalative Aufnahme ($BW_{a\text{-flüchtig-Bodenluft}}$) (nach UBA 1999ff, B060)

Chronisch toxisch:

$$BW_{a\text{-flüchtig-Bodenluft}} = \frac{\text{TRD} \cdot (F_{\text{Gef}} - 0,8) \cdot \text{Körpergewicht} \cdot \text{TF}_{\text{BR}} \cdot \text{Gewichtungsfaktor G}}{\text{Atemvolumen} \cdot \text{Resorption}}$$

Kanzerogen:

$$BW_{a\text{-flüchtig-Bodenluft}} = \frac{\text{Dosis bei Risiko } 10^{-5} \cdot F_{\text{Gef}} \cdot \text{Körpergewicht} \cdot \text{TF}_{\text{BR}} \cdot \text{Gewichtungsfaktor G}}{\text{Atemvolumen} \cdot \text{Resorption}}$$

Mit:

TRD	[ng/(kg KG*d)]	= tolerierbare resorbierte Dosis
F_{Gef}	[dimensionslos]	= Gefahrenfaktor (i.d.R. 2-10)
TF_{BR}		= Transferfaktor Bodenluft-Raumluft (Standardannahme: 1.000)
Gewichtungsfaktor G		= Gewichtungsfaktor zur Berücksichtigung der aktuell stattfindenden Nutzung aus dem Verhältnis von der theoretischen zur tatsächlichen Nutzungsdauer (beispielsweise 24h/0,5h = 48)

Berücksichtigung der Hintergrundexposition über Nahrungsmittel und Umgebungsluft; Regelanahme: 80 % des TRD-Wertes

Exemplarisch wurden in einem Fallbeispiel verschiedene Nutzungsszenarien definiert.

Dauerhaft genutzte Wohnräume:

Die täglichen Aufenthaltszeiten in Wohnbereichen werden mit 18 Stunden bis 24 Stunden pro Tag angesetzt. Da nicht auszuschließen ist, dass sich auch Kleinkin-

der im sensiblen Alter von 1-3 Jahren sporadisch oder dauerhaft in diesen Räumen aufhalten, muss eine Lebenszeit von Null bis 70 Jahren berücksichtigt werden.

Wohnräume untergeordneter Nutzung:

Kellerräume werden häufig nur als Lager- bzw. Heizungsräume genutzt. Sie werden eher sporadisch betreten, so dass die Annahme einer durchschnittlichen Aufenthaltsdauer von rund 0,5 Stunden pro Tag für solche Wohnräume untergeordneter Nutzung als ausreichend konservativ eingeschätzt wird. Es ist jedoch auch denkbar, dass in Kellerräumen kurzzeitige Aktivitäten mit hoher Atemrate stattfinden (z.B. Nutzung von Sportgeräten, Laufbändern, Schwimmen in Hallenbädern). Für diese Räume wird daher eine kurzzeitige Nutzung mit hoher körperlicher Aktivität und hohem Atemvolumen (120 m³/d) angenommen. Als Nutzungsdauer wird eine Lebenszeit von 70 Jahren betrachtet.

Gewerblich genutzte Räume:

Bei gewerblicher Nutzung werden Aufenthaltszeiten von 8 Stunden pro Tag bzw. 40 Stunden pro Woche angenommen, bei unterschiedlich starker körperlicher Aktivität (mäßig und leicht). Für diese Räume wird eine Nutzergruppe von 20 - 70 Jährigen für einen Aufenthaltszeitraum von insgesamt 40 Jahren betrachtet. In Anlehnung an die Vorgaben, die im Rahmen der Ableitung von Prüfwerten für die BBodSchV vom Umweltbundesamt (vgl. UBA 1999ff) zur Beurteilung flüchtiger Stoffe gemacht wurden sowie den entsprechenden Ausführungen der AGLMB (1995) können zur Quantifizierung der Expositionsbedingungen Annahmen getroffen werden, die in Tabelle A6 zusammengestellt sind.

Als Atemraten werden gemäß den Vorgaben der BBodSchV die ungünstigen Fälle nach AGLMB (1995) herangezogen, differenziert in unterschiedliche Aktivitätsstufen, die alle prinzipiell im Zuge der geschilderten Nutzungen angenommen werden können.

Zur Betrachtung lebenslanger Expositionen gegenüber Kanzerogenen wird vom UBA (1999ff) eine Atemrate von 0,39 m³/kg KG d vorgeschlagen, die verschiedene Aktivitätsmuster und Körpergewichte je Lebensalter integriert. Das angenommene Körpergewicht ergibt sich gemäß den Vorgaben der BBodSchV (vgl.

UBA 1999ff) aus den unteren Medianwerten nach AGLMB (1995), gemittelt über die Geschlechter.

Tabelle A6: Beispielhafte Expositionsannahmen zur Quantifizierung der inhalativen Schadstoffaufnahme über die Raumluft verschiedener Nutzungen (nach UBA 1999ff; AGLMB 1995)

Parameter	Faktor/Annahme	Einheit
Beispiel Raumnutzung (inhalative Aufnahme von Gasen)		
Alter	0-70	a
Körpergewicht (Lebenszeit)	64,3	kg KG
Körpergewicht (Kleinkinder 1-3 Jahre)	10	kg KG
Körpergewicht (Erwachsene 20-70 Jahre)	70	kg KG
Nutzungsfrequenz		
- Wohnräume (dauerhafte Nutzung)	24	h/d
- Wohnräume (untergeordnete Nutzung)	0,5	h/d
- gewerblich genutzte Räume	8	h/d
	5	d/w
	45	w/a
Expositionsdauer (Kanzerogene)		
- Wohnräume (dauerhafte Nutzung)	70	Jahre
- Wohnräume (untergeordnete Nutzung)	70	Jahre
- gewerblich genutzte Räume	40	Jahre
Atemrate (ungünstiger Fall)		
Für ganztägige chronische Exposition (1-3J)	7	m ³ /d
für zeitlich begrenzte inhalative Exposition (20-70J):		
- Ruhe	17	m ³ / d
- leichte Aktivität	34	m ³ / d
- mäßige Aktivität	68	m ³ / d
- intensive Aktivität	120	m ³ / d
für chronische inhalative Exposition (20-70J)	18	m ³ / d
Atemrate berechnet auf Lebenszeit (nach UBA 1999ff)	0,39	m ³ /kg KG *d

2.2.3. Innenraumlufmessungen

Zur Erhebung von Innenraumlufkonzentrationen sind nach IRK-UBA (2007) folgende Aspekte von Bedeutung:

Definition des Messzieles

Generell ist immer zuerst das Ziel der Messung bei der Planung zu definieren. Im vorliegenden Fall werden i.d.R. folgende Ziele verfolgt:

- Überprüfung der Einhaltung eines Beurteilungswertes
- Überprüfung der Raumlufkonzentrationen im zeitlichen Verlauf (Vergleichsmessungen, Zeitreihen)

Nach IRK-UBA (2007) erfordert die Überprüfung von Beurteilungswerten für die Innenraumluft Messungen unter üblichen Nutzungsbedingungen. Vergleichsmessungen zeitlicher oder räumlicher Art erfordern standardisierte Messbedingungen, die reproduzierbare und vergleichbare Ergebnisse liefern.

Festlegung der Probennahmestrategie

Bei der messtechnischen Abbildung üblicher Nutzungsbedingungen geht es nach IRK-UBA (2007) um die Erfassung der tatsächlichen Exposition der Raumnutzer/innen.

In Langzeitmessungen zur Überprüfung chronischer Expositionen sollen daher die Lüftungs- und sonstigen Gewohnheiten beibehalten werden. Zur Standardisierung der Probennahme soll nach IRK-UBA (2007) in Räumen ohne definierte Lüftungsvorgabe (wohnähnliche Nutzung) vor der Probenahme eine intensive Lüftung über mindestens fünf Minuten erfolgen, um eine definierte Ausgangsbasis zu schaffen, an die sich eine längere Phase der Gleichgewichtseinstellung von mindestens acht Stunden (z. B. über Nacht) ohne Lüftung anschließt. Die Probenahme soll dann anschließend bei weiterhin geschlossenem Raum durchgeführt werden. Hier ist dann auch der Begriff "Ausgleichsbedingung" zu verwenden, wobei gemäß IRK-UBA (2007) in diesem Zusammenhang von dem Begriff "Worst-case-Bedingungen" abgesehen werden sollte.

2.3. Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze-Mensch

Die Quantifizierung der Schadstoffaufnahmemenge über den Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze-Mensch erfolgt anhand von Annahmen zum Transfer von Schadstoffen aus dem Boden in die Nutzpflanze sowie zu Anbau- und Verzehrsmengen verschiedener Gemüsearten.

2.3.1. Bodenabhängige Expositionsbedingungen

2.3.1.1 Pflanzenverfügbare Gehalte

Für Schwermetalle liegen relativ gute Kenntnisse zur stoffspezifischen Mobilität und Pflanzenverfügbarkeit vor.. Zink und Cadmium verhalten sich danach deutlich mobiler als Nickel oder gar Arsen, Blei, Chrom und anorganisches Quecksilber. Zudem ist die Bindungsform, in der die Metalle im Boden vorliegen, mobilitätsbeeinflussend. Sulfidisch oder oxidisch gebundene Metalle sind z.B. kaum mobil, während carbonatisch oder als Nitrat vorliegende Metalle eher beweglich sind und somit auch von der Pflanze leichter aufgenommen werden können.

Bestimmte Metalle (z.B. bei Chrom und Quecksilber) können im Boden in unterschiedlichen Bindungsformen/Oxidationsstufen, mit jeweils völlig unterschiedlichem Mobilitätsverhalten, vorliegen.

Zur Abschätzung, inwieweit bestimmte anorganische Schadstoffe aus dem Boden in Nutzpflanzen gelangen können, hat sich ein Verfahren zur Bestimmung der Pflanzenverfügbarkeit mittels Ammoniumnitrat bewährt, das in der DIN 19730 beschrieben und als Extraktionsverfahren zur Überprüfung des Wirkungspfades Boden-Nutzpflanze in Hinblick auf die Pflanzenqualität in Anhang 1 der BBodSchV (sowie in MantelV/BBodSchV Anlage 2, Tabelle 6) für Blei, Cadmium und Thallium vorgegeben ist⁴.

Bei dem genannten Verfahren nach DIN 19730 wird die Bodenprobe (< 2 mm) für 2 Stunden bei $20 \pm 2^\circ\text{C}$ mit 1 mol/l NH_4NO_3 -Lösung (Ammoniumnitrat) im Verhältnis 1:2,5 geschüttelt und anschließend filtriert.

⁴ sowie für Arsen, Kupfer, Nickel und Zink in Hinblick auf Wachstumsbeeinträchtigungen, die allerdings als spezifisches Thema der Landwirtschaft nicht Gegenstand der vorliegenden Arbeitshilfe sind.

2.3.1.2 Transferabschätzung Boden-Nutzpflanze

Für Blei und Cadmium ist aus diversen Untersuchungen und Auswertungen der TRANSFER-Datenbank⁵ des Umweltbundesamtes bekannt (vgl. KNOCHE et al. 1999, LABO 1998; UBA-UFOPLAN 2013 FKZ 371371227), dass ein enger Zusammenhang zwischen den Gehalten in der Pflanze und im Ammoniumnitratextrakt des Bodens besteht.

Nach KNOCHE et al. (1999) wurden basierend auf umfassenden Datenauswertungen von Boden- und Pflanzenproben mit Hilfe von Regressionsfunktionen Transferbeziehungen für unterschiedliche Anreicherungsgruppen ermittelt (vgl. DELSCHEN & LEISNER-SAABER 1998). Der Zusammenhang lässt sich allgemein wie folgt formulieren:

Gleichung A10: Regressionsgleichungen zur Berechnung von Schadstoffgehalten in Pflanzen nach systemischer Aufnahme (Quelle: LANUV 2014)

$$\log C_P = \alpha + \gamma \log C_{B-AN}$$

mit:

C_P : Stoffgehalt in der Pflanze [$\mu\text{g/g TM}$]

C_{B-AN} : Stoffgehalt im Boden, gemessen im Ammoniumnitratextrakt [mg/kg]

α, γ : berechnete Koeffizienten

Für Blei wurden folgende Zusammenhänge aufgestellt:

mittelanreichernde Pflanzen: $\log C_P \text{ (mittel) } [\mu\text{g/g TM}] = 0,749 + 0,673 \log C_{B-AN} [\text{mg/kg}]$

niedriganreichernde Pflanzen: $\log C_P \text{ (niedrig) } [\mu\text{g/g TM}] = -0,302 + 0,327 \log C_{B-AN} [\text{mg/kg}]$

Für Cadmium wurden folgende Zusammenhänge aufgestellt:

hochanreichernde Pflanzen: $\log C_P \text{ (hoch) } [\mu\text{g/g TM}] = 1,791 + 0,842 \log C_{B-AN} [\text{mg/kg}]$

mittelanreichernde Pflanzen: $\log C_P \text{ (mittel) } [\mu\text{g/g TM}] = 1,128 + 0,857 \log C_{B-AN} [\text{mg/kg}]$

niedriganreichernde Pflanzen: $\log C_P \text{ (niedrig) } [\mu\text{g/g TM}] = -0,350 + 0,208 \log C_{B-AN} [\text{mg/kg}]$

⁵ Die Datenbank TRANSFER enthält z. Zt. ca. 320.000 Datenpaare Boden/Pflanze, die sich aus Kombinationen von ca. 120 Pflanzenarten bzw. -teilen und verschiedenen Bodenextraktionsmitteln ergeben. Zum Teil existieren auch zu einem Pflanzenergebnis mehrere zugehörige Bodenuntersuchungsergebnisse (Anwendung verschiedener Extraktionsmittel an der gleichen Bodenprobe). Die Auswertung der Datenbank wurde mit fachlicher Begleitung durch die LABO im Auftrag des Umweltbundesamtes (UBA) durchgeführt (vgl. KNOCHE et al. 1997).

2.3.1.3 Abschätzung pflanzenverfügbarer Gehalte aus Gesamtgehalten im Boden

Liegen keine Daten zu Blei- oder Cadmiumgehalten im Ammoniumnitratextrakt vor, können dafür hilfsweise statistisch ermittelte Funktionen unter Berücksichtigung von Gesamtgehalten und pH-Werten herangezogen werden. Sofern in einem Untersuchungsgebiet Daten über Gesamtgehalte und Gehalte im Ammoniumnitratextrakt vorliegen, besteht die Möglichkeit, unter Berücksichtigung fachlicher und statistischer Anforderungen hinsichtlich der Aussagegenauigkeit regionale oder gebietsbezogene Modelle abzuleiten, die dann zur Abschätzung pflanzenverfügbarer Stoffgehalte nutzbar sind. Sofern keine gebietsspezifischen Kenntnisse über diese Zusammenhänge vorliegen, können nach Auswertungen des Landesumweltamtes NRW, Essen (vgl. LUA NRW 2005) die nachfolgenden allgemeinen Regressionsmodelle angewendet werden:

Gleichung A11: Regressionsgleichung zur Abschätzung pflanzenverfügbarer Gehalte im Boden (Quelle: LANUV 2014)

$$\log C_{B-AN} = \alpha \log C_B - \beta \text{ pH-Wert} + \gamma$$

mit:

C_{B-AN} : Stoffgehalt im Boden, gemessen im Ammoniumnitratextrakt

C_B : Stoffgehalt im Boden, gemessen im Königswasser-Extrakt [mg/kg]

α, β, γ : berechnete Koeffizienten

Für Blei wurde folgender Zusammenhang ermittelt:

$$\log C_{B-AN} \text{ [mg/kg]} = 0,765 \log C_B \text{ [mg/kg]} - 0,522 \text{ pH-Wert} + 0,221$$

Für Cadmium wurde folgender Zusammenhang ermittelt:

$$\log C_{B-AN} \text{ [mg/kg]} = 0,885 \log C_B \text{ [mg/kg]} - 0,513 \text{ pH-Wert} + 1,283$$

2.3.1.4 Anreicherungsverhalten von Nutzpflanzen

In Hinblick auf den Transfer von Schadstoffen in Pflanzen bestehen ausgeprägte Unterschiede zwischen Pflanzenarten und zum Teil sogar -sorten. Dies ist einerseits bedingt dadurch, dass bestimmte Nutzpflanzen (z.B. Grünkohl) auf Grund morphologischer Eigenschaften besonders empfindlich für äußerliche Schadstoffanlagerung sind und bei diesen Pflanzen der oberirdischen Bodenanhaftung bzw. der Deposition von Staub im Falle vorhandener Emittenten besondere Bedeutung

zukommt. Andererseits verfügen bestimmte Pflanzenarten - wie beispielsweise Spinat für Cadmium - auf Grund physiologischer Besonderheiten über ein erhebliches Anreicherungspotenzial für bestimmte Schadstoffe. Neben diesen Art- und Sortenunterschieden kann es auch zu erheblichen Unterschieden in Hinblick auf die Verlagerung innerhalb der Pflanze in unterschiedliche Pflanzenorgane kommen. So weisen im Allgemeinen pflanzliche Organe in der Reihenfolge Wurzel > Blatt > Spross > Frucht/Samen abnehmende Schwermetallgehalte auf. Dabei sind allerdings auch Ausnahmen möglich.

Zur Charakterisierung des Anreicherungsverhaltens von Nutzpflanzen liegen zahlreiche Auswertungen von Daten und Literatur vor (vgl. LABO 1998, DELSCHEN & KÖNIG 1998; KNOCHE 1999, LANUV 2014, IFUA 2006, LUA BB 2010), die die Nutzpflanzen aufgrund des systemischen Aufnahmepfades den Anreicherungsklassen hoch, mittel und niedrig zuordnen. Nachfolgend finden sich schadstoffspezifische Übersichtstafeln dazu (Tabelle A7 und Tabelle A8).

Tabelle A7: Zuordnung von Gemüsearten zu spezifischen Anreicherungsklassen für den systemischen Pfad für Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Nickel, Quecksilber und Zink (Quelle: LANUV 2014 bzw. LABO 1998)

	Arsen / Blei / Chrom / Quecksilber	Cadmium / Zink	Nickel	Thallium ¹⁾
hoch	-	Spinat Sellerie Mangold Endivie Pflücksalat Feldsalat Kopfsalat	-	Grünkohl
mittel	Pflücksalat Spinat Endivie Feldsalat Kopfsalat Mangold Möhren Rettich Schwarzwurzel	Chinakohl Grünkohl Möhren Porree Rote Bete Schwarzwurzel Kohlrabi Radieschen Rettich Zwiebel	Buschbohne Stangenbohne Tomate Erbsen Pflücksalat Spinat Endivie Feldsalat Kopfsalat Mangold Möhren Rettich Schwarzwurzel	Broccoli Mangold Radieschen Rettich Rote Bete Schwarzwurzel Sellerie Spinat Wirsing
niedrig	Radieschen Zwiebel Porree Rote Bete Sellerie Kartoffeln Blumenkohl Brokkoli Chinakohl Grünkohl Rotkohl Rosenkohl Spitzkohl Weißkohl Wirsing Kohlrabi Buschbohne Erbsen Gurke Stangenbohne Tomate Zucchini	Buschbohne Erbsen Gurke Blumenkohl Brokkoli Kürbis Paprika Rosenkohl Rotkohl Spitzkohl Stangenbohne Tomate Weißkohl Wirsing Zucchini Kartoffeln*	Radieschen Zwiebel Porree Rote Bete Sellerie Kartoffeln Blumenkohl Brokkoli Chinakohl Grünkohl Rotkohl Rosenkohl Spitzkohl Weißkohl Wirsing Kohlrabi Buschbohne Erbsen Gurke Zucchini	Blumenkohl Buschbohne Chinakohl Endivie Erbsen Gurke Kohlrabi Kürbis Möhren Paprika Porree Rosenkohl Rotkohl Salat Spitzkohl Stangenbohne Tomate Weißkohl Zucchini Zwiebel

* gilt für geschälte Kartoffeln

Tabelle A8: Zuordnung von Gemüsearten zu spezifischen Anreicherungsklassen für den systemischen Pfad für Benzo(a)pyren und PCB (Quelle: LANUV 2014)

	Benzo(a)pyren	PCB
hoch	-	-
mittel	Salat Endivie Radieschen Rettich Spinat Mangold Zucchini Gurke Möhren Schwarzwurzel Feldsalat	Salat Endivie Spinat Zucchini Rettich Mangold Gurke Sellerie Möhren Schwarzwurzel Radieschen Rote Bete
niedrig	Zwiebeln Kartoffeln Rote Bete Sellerie Porree Kohlrabi Tomate Buschbohne Grünkohl Stangenbohne Rotkohl Weißkohl Wirsing Brokkoli Spitzkohl Erbse Blumenkohl Rosenkohl Chinakohl	Zwiebel Kartoffeln Porree Kohlrabi Tomate Buschbohne Grünkohl Stangenbohne Rotkohl Weißkohl Wirsing Brokkoli Spitzkohl Erbse Blumenkohl Rosenkohl Chinakohl

Nachfolgend gibt Tabelle A9 beispielhaft eine Übersicht des Anreicherungsverhaltens von Benzo(a)pyren bei Beachtung aller möglichen Aufnahmepfade.

**Tabelle A9: Zuordnung von Gemüsearten zu spezifischen Anreicherungsklassen nach allen Aufnahme-
pfaden für Benzo(a)pyren (Quelle: LANUV 2014)**

		Deposition / Verschmutzungspfad		
		hoch	mittel	niedrig
Systemischer Pfad	hoch	-	-	-
	mittel	Kopfsalat ¹ Endivie ¹ Spinat ¹ Mangold ¹ Feldsalat ¹ Pflücksalat ¹	-	Radieschen ² Rettich ² Zucchini ² Gurke ² Möhren ² Schwarzwurzel ² Kürbis ²
	niedrig	Grünkohl ¹ Erdbeeren ¹	Sellerie ² Porree ² Brokkoli ² Blumenkohl ² Wirsing ²	Zwiebeln ³ Kartoffeln ³ Rote Beete ³ Kohlrabi ³ Tomate ³ Buschbohne ³ Stangenbohne ³ Rotkohl ³ Weißkohl ³ Spitzkohl ³ Erbse ³ Rosenkohl ³ Chinakohl ³ Paprika ³
Zuordnung hinsichtlich der Kombination von Verschmutzungspfad und systemischem Pfad: 1: höchste Anreicherungs-klasse 2: mittlere Anreicherungs-klasse 3: niedrige Anreicherungs-klasse				

2.3.2. Nutzungsabhängige Expositionsbedingungen

2.3.2.1 Anbau und Verzehr-mengen

Im Auftrag des Landesumweltamtes LUA NRW (jetzt: LANUV Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW) wurde eine Verzehrstudie in Kleingärten im Rhein-Ruhrgebiet mit dem Ziel durchgeführt, die Nutzungs- und Verzehr-gewohnheiten von Kleingärtnern zu ermitteln (vgl. LUA 2001).

In dieser Verzehrstudie (vgl. LUA 2001) wurden zur Ermittlung des Pro-Kopf-Ge-müseverzehr-s aus dem eigenen Kleingarten Angaben zu Anbau, Ernte, Verderb und Verzehr erhoben, so dass personenbezogene Daten vorliegen. Bezüglich der Verzehrmenge pro kg Körpergewicht (KG) lässt sich aus der Studie weder eine Altersabhängigkeit noch eine Abhängigkeit vom Geschlecht erkennen, so dass für weitere Betrachtungen auf die in Tabelle A10 zusammengefasste Datengrund-lage zurückgegriffen werden kann.

Tabelle A10: Angaben aller Befragten zum Gesamt-Gemüseverzehr aus Eigenanbau im Kleingarten (n = 805) (Quelle: LANUV 2014)

	Körpergewicht (in kg)	Gesamt-Gemüseverzehr aus Eigenanbau (in g/kg KG und Tag)	Gesamt-Gemüseverzehr aus Eigenanbau (in g/Kopf und Tag)
Minimum	7	0,02	0,3
Maximum	130	14,02	1121,5
Mittelwert	71	2,18	155,6
Median	72	1,76	124,2
90. Perzentil	90	4,23	311,4
95. Perzentil	98	5,30	397,3
99. Perzentil	112	9,20	719,3

alle Angaben bezogen auf Frischmasse

Da in Hinblick auf die Quantifizierung der Schadstoffzufuhr über den Verzehr von Gemüse auch deren Anreicherungsverhalten Bedeutung zukommt, ist eine differenzierte Bestimmung der Verzehrmenen für unterschiedlich anreichernde Gemüsearten erforderlich, die sich auf Basis ihrer statistischen Häufigkeit in mittlere und ungünstige Fälle aufteilen lassen.

So wurden für die häufig verzehrten Gemüsearten **mittlere Verzehrmenen** für verschiedene Gemüsearten oder Anreicherungsgruppen bestimmt.

In fundierte Risikobeurteilungen sind jedoch auch Annahmen über ungünstige Bedingungen einzubeziehen. Um Aussagen für Gartennutzer/innen treffen zu können, die ausgewählte Gemüsearten bevorzugen und in größeren Mengen verzehren, könnten beispielsweise 90. oder 95. Perzentile herangezogen werden. Allerdings ergibt sich dann bei Addition der entsprechenden Perzentilwerte aller Gemüsearten das Problem, dass möglicherweise der Gesamtverzehr weit überschätzt wird. Darüber hinaus kann so nicht berücksichtigt werden, ob Personengruppen aufgrund persönlicher Vorlieben nur von bestimmten Gemüsearten höhere Mengen verzehren (siehe auch DELSCHEN & LEISNER-SAABER 1998).

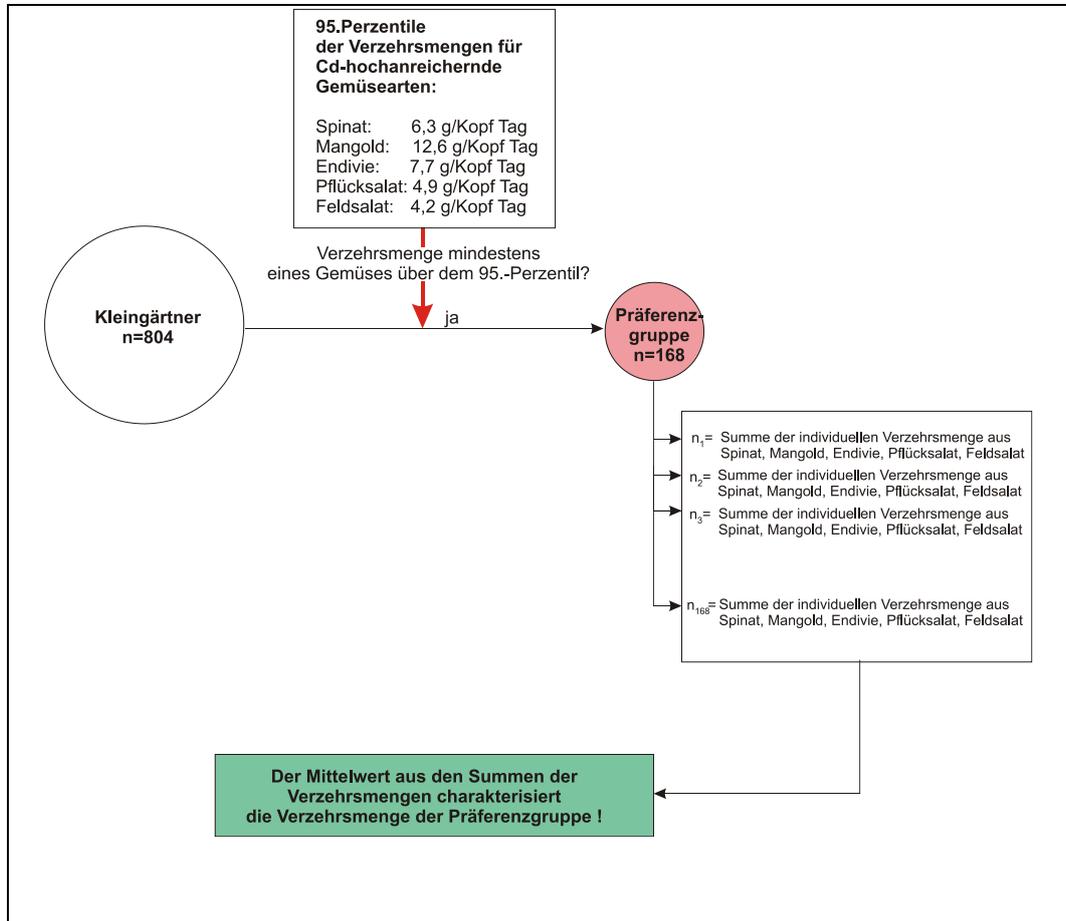
Zur Quantifizierung **ungünstiger Verzehrmenen** wird daher die Ableitung von "**Präferenzgruppen**" empfohlen. Die nachfolgenden Ausführungen dazu basieren im Wesentlichen auf den Ausführungen des LANUV-Arbeitsblatt 22 (vgl. LANUV 2014).

Zur Ermittlung von Präferenzgruppen wurde zunächst für alle Gemüsearten jeweils das 95. Perzentil der einzelnen Verzehrmenen bestimmt.

Im folgenden Schritt wurden dann all diejenigen Personen aus dem Datenpool herausgefiltert, deren Verzehr für mindestens eine der ausgewählten Gemüsearten über dem 95. Perzentil liegt. Damit wurde eine "Präferenzgruppe" für die entsprechende Gemüse-Anreicherungsgruppe erhalten.

Im Folgenden konnte dann für die ausgewählten Personen der "Präferenzgruppe" jeweils die Summe des tatsächlichen Verzehrs der Gemüsearten aus der ausgewählten Gemüse-Anreicherungsgruppe ermittelt werden. Der Mittelwert aus den Summen des personenbezogenen Gemüseverzehrs ergibt dann schließlich die Verzehrmenge, die der definierten Präferenzgruppe (Mittelwert des Verzehrs bezogen auf die jeweilige Anreicherungsgruppe) zugeordnet werden kann. Das gesamte Verfahren veranschaulicht folgende Abbildung A1.

Abbildung A1: Ermittlung von Präferenzgruppen und deren Verzehrsmengen am Beispiel Cadmium-hochanreichernder Pflanzen (Quelle: LANUV 2014)



Nach Anwendung dieses Verfahrens lassen sich für die jeweiligen Anreicherungsgruppen stoffspezifische Zuordnungen von Verzehrsmengen ermitteln.

In Tabelle A11 sind die Werte dazu auf Basis der Daten aus der Verzehrstudie zusammengefasst.

Die Umrechnung der Angaben von Frisch- auf Trockenmasse kann mithilfe eines standardisierten Faktors von 10 erfolgen.

Tabelle A11: Verzehrsmengen zur Beurteilung bodenbedingter Schadstoffbelastungen differenziert nach Anreicherungsklassen (Quelle: LANUV 2014)

	Angaben bezogen auf Frischmasse		
	hoch	mittel	niedrig
Mittelwerte			
Arsen	0	0,29	1,91
Blei	0	0,29	1,91
Cadmium	0,17	0,66	1,36
Chrom	0	0,29	1,91
Nickel	0	0,61	1,51
Quecksilber	0	0,29	1,91
Zink	0,17	0,66	1,36
Benzo(a)pyren	0	0,47	1,82
Benzo(a)pyren*	0,33	0,52	1,45
PCB	0	0,53	1,64
Präferenzgruppen			
Arsen	0	0,57	2,65
Blei	0	0,57	2,65
Cadmium	0,36	1,14	2,11
Chrom	0	0,57	2,65
Nickel	0	1,02	2,23
Quecksilber	0	0,57	2,65
Zink	0,36	1,14	2,11
Benzo(a)pyren	0	0,82	2,66
Benzo(a)pyren*	0,60	0,99	2,34
PCB	0	0,92	2,48
*: hier werden der systemische Aufnahmepfad und der Verschmutzungspfad kombiniert betrachtet			

Angaben in g/kg Körpergewicht und Tag

In Hinblick auf stoffspezifische Betrachtungen wurden für die hier relevanten Parameter Cadmium und Benzo(a)pyren bereits detaillierte Auswertungen der Verzehrstudie (LUA 2001) hinsichtlich der Ernteerträge nach den verschiedenen Anreicherungsklassen durchgeführt. Diese stellen sich für die verschiedenen Anreicherungsgruppen im Mittel wie folgt dar:

Tabelle A12: Mittlere Ernteerträge nach LUA 2001 (in kg/m²)

	Cadmium	Benzo(a)pyren*
hoch anreichernde Gemüsearten	2,3	2,1
mittel anreichernde Gemüsearten	2,9	3,4
niedrig anreichernde Gemüsearten	3,6	3,4
*: für Benzo(a)pyren wurden die Anreicherungsklassen für die kombinierte Aufnahme (Verschmutzung und systemisch) herangezogen		

alle Angaben bezogen auf Frischmasse

Nach LANUV 2014 kann mit Hilfe mittlerer oder ungünstiger Verzehrsmengen sowie der für die jeweiligen Anreicherungsklassen abgeschätzten Ernteerträge schließlich auf die dafür erforderliche Anbaufläche pro Person (und Jahr) geschlossen werden. Dabei können durchschnittliche Bedingungen oder ein sich aufgrund von Präferenzen für bestimmte Gemüsearten ungünstig auswirkendes Anbauspektrum als Standard berücksichtigt werden.

Gleichung A12: Allgemeine Berechnung der Anbaufläche aus Verzehrmenge und Ernteertrag (Quelle: LANUV 2014)

$$\text{Anbaufläche}_{\text{Standard}} \left[\frac{\text{m}^2}{\text{Person} \cdot \text{Jahr}} \right] = \frac{\text{Verzehrmenge}_{\text{Standard}} \left[\frac{\text{kg}}{\text{Person} \cdot \text{Jahr}} \right]}{\text{Ernteerträge} \left[\frac{\text{kg}}{\text{m}^2} \right]}$$

Gleichung A13: Berechnung von Anbauflächen in Abhängigkeit der Verzehrsmengen verschieden anreichernder Gemüsearten (Quelle: LANUV 2014)

$$\begin{aligned} \text{Anbaufläche}_{\text{Standard}} \left[\frac{\text{m}^2}{\text{Person} \cdot \text{Jahr}} \right] = & \\ & \frac{\text{Verzehrmenge}_{\text{hochanreichernd-Standard}} \left[\frac{\text{kg}}{\text{Person} \cdot \text{Jahr}} \right]}{\text{Ernteerträge}_{\text{hochanreichernd}} \left[\frac{\text{kg}}{\text{m}^2} \right]} \\ & + \frac{\text{Verzehrmenge}_{\text{mittelanreichernd-Standard}} \left[\frac{\text{kg}}{\text{Person} \cdot \text{Jahr}} \right]}{\text{Ernteerträge}_{\text{mittelanreichernd}} \left[\frac{\text{kg}}{\text{m}^2} \right]} \\ & + \frac{\text{Verzehrmenge}_{\text{niedriganreichernd-Standard}} \left[\frac{\text{kg}}{\text{Person} \cdot \text{Jahr}} \right]}{\text{Ernteerträge}_{\text{niedriganreichernd}} \left[\frac{\text{kg}}{\text{m}^2} \right]} \end{aligned}$$

Der Expositionsquotient EQ_{AF} für die Berücksichtigung der nutzungsabhängigen Schadstoffaufnahme über den Verzehr von angebautem Gemüse wird auf Basis

der aktuellen Anbaufläche im Vergleich zur Standardanbaufläche, die mit 40 m² pro Person angenommen wird, berechnet. Dieser Expositionsquotient ist beispielsweise zur Bewertung des Szenarios „Nutzgarten“ anzuwenden, für das alleine der Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze Relevanz hat.

Sofern keine Hinweise auf besondere Anbaugewohnheiten vorliegen, kann mit Hilfe des Expositionsquotienten EQ_{AF} auch eine Abschätzung der Verzehrmenngen erfolgen.

Eine Anwendung kann in der Bewertung von Schadstoffen zu sehen sein, für die bekannt ist, dass die Schadstoffzufuhr über den Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze-Mensch die Bewertung maßgeblich bestimmt (z.B. Cadmium in Gehalten zwischen 2 und 10 mg/kg Boden).

Ansonsten sind Transferabschätzungen durchzuführen, deren Ergebnisse hinsichtlich der Abschätzung der Schadstoffzufuhr für die integrative Betrachtung der Wirkungspfade Boden-Mensch und Boden-Nutzpflanze-Mensch erforderlich werden.

2.3.3. Ermittlung der Schadstoffzufuhr

Die Schadstoffzufuhr über den Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze-Mensch kann nach folgender Gleichung bestimmt werden:

Gleichung A14: Berechnung der Schadstoffzufuhr über den Verzehr von Nutzpflanzen (Quelle: LANUV 2014)

$$\text{Schadstoffzufuhr}_{\text{Pfl}} = V_{\text{hoch}} \cdot C_{\text{P}_{\text{hoch}}} + V_{\text{mittel}} \cdot C_{\text{P}_{\text{mittel}}} + V_{\text{niedrig}} \cdot C_{\text{P}_{\text{niedrig}}}$$

mit:

$V_{\text{hoch / mittel / niedrig}}$: Verzehrmenge hoch-/ mittel-/ niedrigerer Pflanzen für einen Schadstoff [g TM/(kg KG*d)]

$C_{\text{P}} (\text{hoch / mittel / niedrig})$: Stoffgehalte in der Pflanze (hoch-/ mittel-/ niedrigerer) [$\mu\text{g/g}$ /TM]

Der Schadstoffgehalt in der Pflanze kann durch Transferabschätzungen berechnet werden, oder in Einzelfällen direkt über Pflanzenuntersuchungen ermittelt werden.

Beispiel (Quelle: LANUV 2014):

Im konkreten Fall wurden pflanzenverfügbare Cadmiumgehalte im Ammoniumnitratextrakt (AN) von 0,06 mg/kg bestimmt. Bei Verwendung ungünstiger Verzehrsmengen berechnet sich die Cadmiumzufuhr – unter Berücksichtigung der Umrechnung von Frischmasse (FM) in Trockenmasse (TM) – wie folgt:

$$\begin{aligned} \text{Cd-Zufuhr}_{\text{Pfl}} \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \right] &= \\ &0,36 \frac{\text{g FM}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \cdot 0,1 \cdot 10^{1,791+0,842 \cdot \log 0,06} \frac{\text{mg}}{\text{kg}} \text{Boden} \\ &+ 1,14 \frac{\text{g FM}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \cdot 0,1 \cdot 10^{1,128+0,857 \cdot \log 0,06} \frac{\text{mg}}{\text{kg}} \text{Boden} \\ &+ 2,11 \frac{\text{g FM}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \cdot 0,1 \cdot 10^{-0,35+0,208 \cdot \log 0,06} \frac{\text{mg}}{\text{kg}} \text{Boden} \\ &= 0,21 \frac{\mu\text{g}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} + 0,14 \frac{\mu\text{g}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} + 0,05 \frac{\mu\text{g}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} = 0,4 \frac{\mu\text{g}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \end{aligned}$$

Das Modell

Grundsätzlich können in das Modell auch Abweichungen hinsichtlich der Anbaugewohnheiten oder etwa der Nutzungsintensität (abweichende Ernteerträge, Nutzerstruktur etc.) integriert werden.

Ein Vorteil der Modellierung liegt darin, dass das in der Bewertung zugrunde gelegte System problemspezifisch konzipiert werden kann, so dass grundsätzlich alle boden-, parameter- und stoffbedingten Einflussfaktoren berücksichtigt werden können. Insofern bietet sich auch die Möglichkeit, alle Ausprägungen des Boden-Nutzpflanze-Pfades (über die Wurzel und Verteilung über das Xylem, die Aufnahme ausgasender Substanzen sowie in Ansätzen auch Annahmen zur Verschmutzung mit kontaminiertem Boden) vor dem Hintergrund des Schutzes menschliche Gesundheit zu bewerten.

In vielen Fällen ist es dazu allerdings auf Grund des begrenzten Wissensstandes erforderlich, auch aus fachgutachterlicher Sicht Annahmen zur Modellierung zugrunde zu legen, die (konservativ-realistisch) eine nachvollziehbare und langfristig gültige Abschätzung der Relevanz des Boden-Pflanze-Pfades ermöglichen. Im Detail ist diesbezüglich Forschungsbedarf zu konstatieren, der durch geeignete Methodenweiterentwicklung und -standardisierung auf der Basis bestehender Modelle noch zu leisten ist (vgl. auch DELSCHEN & LEISNER-SAABER 1998).

Als Fazit ist festzustellen, dass über die Modellierung des Transfers Boden-Nutzpflanze grundsätzlich das gesamte System Boden-Nutzpflanze-Mensch erfasst werden kann. Dieser Umstand und die mit der Modellierung einhergehende Nachvollziehbarkeit der Bewertung sind als große Vorteile zu werten. Soll der Boden-Nutzpflanze-Pfad im Zuge der vertiefenden Sachverhaltsermittlung näher abgeschätzt werden, so ist dieser Weg bei vertretbarem Aufwand oft die einzige Möglichkeit, eine abschließende und umfassende Bewertung des Pfades vorzunehmen.

Nachteilig ist anzumerken, dass mit einer Reihe von wissenschaftlichen Unsicherheiten und Annahmen umgegangen werden muss.

2.4. Pflanzenuntersuchungen

2.4.1. Pflanzenauswahl und Anbaubedingungen

Bei der Untersuchung von Nutzpflanzen ist die Auswahl der zu untersuchenden Pflanzenarten und -sorten von ausschlaggebender Bedeutung, da das Anreicherungsvermögen nicht nur zwischen den Pflanzenarten, sondern auch zwischen verschiedenen Sorten variiert. In Abhängigkeit von Schadstoffspektrum und zu betrachtendem Aufnahmepfad sollte daher eine angepasste Auswahl zu untersuchender Gemüsearten als Grundlage weitergehender Betrachtungen zur quantitativen Abschätzung der Schadstoffexposition dienen.

Für die Planung neu durchzuführender Untersuchungen sind Zielsetzung und Fragestellungen festzulegen und standörtliche Voraussetzungen (Kontaminationsquelle, Nutzungs- und Anbaugewohnheiten etc.) zu prüfen. Steht das zu erwartende Stoffspektrum fest, können parameterspezifisch Repräsentanten der relevanten Anreicherungsgruppen entsprechend Tabelle A7, Tabelle A8 und Tabelle A9 ausgewählt und mit den standörtlichen Anbaugewohnheiten im Einzelfall abgeglichen werden.

Diese können so gezielt aus vorzufindenden Pflanzen beprobt oder aber kontrolliert angebaut und untersucht werden. Liegen im Vorfeld der Untersuchungen zu wenig standörtliche Kenntnisse über die Schadstoffbelastung oder Nutzungssituation vor, um eine begründete Pflanzenauswahl treffen zu können, können auch folgende Indikatorpflanzen ausgewählt werden, die zum einen unterschiedliche und stoffspezifische Anreicherungsklassen repräsentieren und zum anderen häufig in Nutzgärten angebaut werden (vgl. hierzu LUA 2001):

Tabelle A13: Indikatorpflanzen für Aufwuchsuntersuchungen auf schadstoffbelasteten Böden (As, Pb, Cd, Cr, Ni, Hg, Zn, BaP, PCB) (Quelle: LANUV 2014)

Bohnen (Buschbohnen, Stangenbohnen)
Möhren / Schwarzwurzeln
Tomaten / Erbsen
Porree
Kopfsalat / Feldsalat
Radieschen
Grünkohl
Knollensellerie
Rote Bete
Endivie
Spinat / Mangold
Wirsing
Weißkohl / Rotkohl

Gemüsearten aufsteigend sortiert nach Häufigkeit des Anbaus (vgl. LANUV 2014)

Liegen bereits Pflanzenuntersuchungen vor, kann eine Zuordnung der Ergebnisse gemäß den Anreicherungsklassen vorgenommen werden.

Neben der Pflanzen- und Saatgutauswahl wirken sich insbesondere die Anbaubedingungen (wie Düngereinsatz, Bewässerung, Kulturdauer) auf die Schadstoffaufnahme in Pflanzen aus. Die Vergleichbarkeit von Daten kann daher nur durch möglichst standardisierte Aufwuchsbedingungen hergestellt werden, die gleichzeitig die standörtlich üblichen Anbau- und Nutzungsgewohnheiten integrieren.

Vorteilhaft kann daher sein, einheitliches Saatgut oder Pflanzenmaterial zu verwenden und in bestehenden Gärten eine Kooperation mit den Flächenbesitzern anzustreben, denen zu Beginn der Vegetationsperiode neben dem Pflanzenmaterial auch Anbau- und Pflegehinweise in Form eines Merkblattes ausgegeben werden (DELSCHEN & KÖNIG 1998).

2.4.2. Probennahme, Analytik und Ermittlung der Schadstoffzufuhr

Der Probennahme des Pflanzenmaterials kommt eine bedeutende Rolle bei der Gewährleistung der Repräsentativität für einen Standort zu. Daher sollte immer eine ausreichende Anzahl von Einzelproben entnommen werden (vgl. DELSCHEN & KÖNIG 1998). Die Probennahme sollte möglichst zum Zeitpunkt der Erntereife erfolgen (vgl. LRA Rhein-Neckar-Kreis 2018).

Die Vorbereitung von Gemüsepflanzen ist gemäß § 35 des Lebensmittel- und Bedarfsgegenständegesetzes geregelt und umfasst die verzehrtechnische Aufbereitung, wie beispielsweise

- das Entfernen äußerer und schadhafter Pflanzenteile,
- ggf. das Schälen (z.B. bei Möhren, Kartoffeln) und
- das gründliche Waschen mit anschließendem Trockenschleudern.

Als Fazit ist festzuhalten, dass zur Ermittlung tatsächlicher Schadstoffbelastungen von Nutzpflanzen, unabhängig von der Quelle, Pflanzenuntersuchungen dienlich sein können. Für die Planung und Durchführung solcher Untersuchungen ist jedoch ein erheblicher Aufwand in zeitlicher wie finanzieller Hinsicht ein zu kalkulieren. Insbesondere da auch die zu erwartenden Aussagen zumeist unter dem Vorbehalt ungenügender zeitlicher Repräsentanz stehen, wird der Einsatz in der Praxis wohl eher speziellen Einzelfällen vorbehalten bleiben.

Bei der Konzeptionierung sollten mindestens zwei lokale Referenzstandorte mit Pflanzen auf unbelastetem Boden berücksichtigt werden (LANUV 2015). Die Ermittlung der Schadstoffzufuhr über die untersuchten Pflanzen erfolgt dann wiederum gemäß Gleichung A14.

Beispiel (Quelle: LANUV 2014):

Liegen beispielsweise folgende Ergebnisse aus Pflanzenuntersuchungen (z.B. Mittelwerte der untersuchten Pflanzen) für Cadmium vor:

$$C_{P \text{ (hoch)}} [\mu\text{g/g FM}] = 0,1 \text{ mg/kg FM}$$

$$C_{P \text{ (mittel)}} [\mu\text{g/g FM}] = 0,05 \text{ mg/kg FM}$$

$$C_{P \text{ (niedrig)}} [\mu\text{g/g FM}] = 0,01 \text{ mg/kg FM}$$

ergibt sich unter Verwendung mittlerer Verzehrsmengen folgende Cadmiumzufuhrmenge:

$$\text{Schadstoffzufuhr} \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \right] =$$

$$0,17 \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \right] * 0,1 \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{g}} \right] + 0,66 \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \right] * 0,05 \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{g}} \right] + 1,36 \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \right] * 0,01 \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{g}} \right] = 0,064 \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \right]$$

Sollen dagegen ungünstige Annahmen überprüft werden, ergibt sich für dasselbe Beispiel mit Hilfe der ungünstigen Verzehrsmengen folgende Cadmiumzufuhrmenge:

$$\text{Schadstoffzufuhr} \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \right] =$$

$$0,36 \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \right] * 0,1 \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{g}} \right] + 1,14 \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \right] * 0,05 \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{g}} \right] + 2,11 \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \right] * 0,01 \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{g}} \right] = 0,11 \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \right]$$

Literatur/Quellen (Anhang 3)

- AGLMB (ARBEITSGEMEINSCHAFT DER LEITENDEN MEDIZINAL-BEAMTINNEN, -
BEAMTEN DER LÄNDER) (1995): Standards zur Expositionsabschätzung, Be-
richt des Ausschusses für Umwelthygiene (Behörde für Arbeit Gesundheit und
Soziales, Hrsg.), Hamburg.
- BBodSchG (1998): Bundes-Bodenschutzgesetz; Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bo-
denveränderungen und zur Sanierung von Altlasten. BGBl, I G 5702 Nr. 6 vom
24.03.98, S.502-510
- BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. BGBl I 1999, 1554
- BBodSchVa (1999): Bekanntmachung über Methoden und Maßstäbe für die Ableitung der
Prüf- und Maßnahmenwerte nach der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenver-
ordnung (BBodSchV) vom 18. Juni 1999. Bundesanzeiger, Band 51, Heft 161a,
S.1-39
- BOTHE, M. (2004): Quantifizierung der Ingestion von Boden durch Kinder. In: BUNDES-
MINISTERIUM FÜR UMWELT NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT
[Hrsg.]: Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz, BMU 2004-647,
Bonn
- DELSCHEN, TH.; BERTGES, W.-D.; LEISNER-SAABER; J. (2006): Bewertung von
Schadstoffbelastungen auf Sport- und Bolzplätzen nach Maßstäben des Boden-
schutzrechtes. Bodenschutz, Heft 2, S. 44-48
- DELSCHEN, T., KÖNIG, W. (1998): Untersuchung und Beurteilung der Schadstoffbelas-
tung von Kulturböden im Hinblick auf den Wirkungspfad Boden-Pflanze, in:
Handbuch Bodenschutz (Rosenkranz, Einsele und Haress, Hrsg.), 3550, Erich
Schmidt Verlag.
- DELSCHEN, T., LEISNER-SAABER, J. (1998): Selbstversorgung mit Gemüse aus
Schwermetall-belasteten Gärten: Eine Gefährdungsabschätzung auf toxikologi-
scher Basis, Bodenschutz 1, S. 17-20.
- DELSCHEN, T. (1998): Pfadintegrierende Bewertung von Bodenbelastungen in Haus-
und Kleingärten. Teil 2: Prüfwerte für das Nutzungsszenario "Wohngärten". Alt-
lasten Spektrum Heft 6, S. 336 - 342.
- DIN EN ISO 17892-4:2017-04: Geotechnische Erkundung und Untersuchung - Laborver-
suche an Bodenproben - Teil 4: Bestimmung der Korngrößenverteilung
(ISO 17892-4:2016); Deutsche Fassung EN ISO 17892-4:2016
- DIN 19730 (1997-06; aktualisierte Fassung 2009-07): Bodenbeschaffenheit – Extraktion
von Spurenelementen aus Böden mit Ammoniumnitratlösung; Beuth-Verlag,
Berlin

- DIN 19738 (2017-06): Resorptionsverfügbarkeit von organischen und anorganischen Schadstoffen aus kontaminiertem Bodenmaterial; Beuth-Verlag, Berlin
- IFUA (IFUA-PROJEKT-GMBH) (2006): Arbeitshilfe zur Beurteilung von Schadstoffbelastungen in Wohn- und Kleingärten. Abschlussbericht im Auftrag des Landesumweltamtes NRW, Essen (unveröffentlicht)
- IRK-UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2007): Beurteilung von Innenraumluftkonzentrationen mittels Referenz- und Richtwerten. Handreichung der Ad-hoc-Arbeitsgruppe der Innenraumlufthygiene-Kommission des Umweltbundesamtes und der Obersten Landesgesundheitsbehörden. Bundesgesundheitsblatt, (50), S.990-1005.
- KNOCHE; H.; BRAND; P.; VIERECK-GÖTTE, L. (1999): Schwermetalltransfer Boden - Pflanze, Ergebnisse der Auswertungen hinsichtlich der Königswasser - Ammoniumnitrat-Extraktion anhand der Datenbank TRANSFER. UBA-Texte 11/99
- KONIETZKA, R.; DIETER, H. (1998): Ermittlung gefahrenbezogener chronischer Schadstoffzufuhrdosen zur Gefahrenabwehr beim Wirkungspfad Boden-Mensch. Kennzahl 3530, 27. Erg.Lfg. X/98. In: ROSENKRANZ D.; BACHMANN G.; EINSELE G.; HARRESS H. [Hrsg.]: Handbuch Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, Band 2, Erich Schmidt Verlag, Berlin
- LABO (BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ) ad-hoc AG "Schwermetalltransfer Boden/Pflanze" der AG "Bodenbelastung" (1998): Eckpunkte zur Gefahrenbeurteilung des Wirkungspfades Bodenverunreinigungen/Altlasten – Pflanze; in: ROSENKRANZ; EINSELE; HARESS [Hrsg.]: Handbuch Bodenschutz, Kapitel 9009, Erich Schmidt Verlag, Berlin
- LABO (BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ) (2008): Bewertungsgrundlagen für Schadstoffe in Altlasten – Informationsblatt für den Vollzug. Stand: 01.09.2008; <http://www.labo-deutschland.de/Veroeffentlichungen.html>
- LANUV (LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ Nordrhein-Westfalen) (2014): Weitere Sachverhaltsermittlungen bei Überschreitung von Prüfwerten nach BBodSchV für die Wirkungspfade Boden-Mensch und Boden-Nutzpflanze; LANUV-Arbeitsblatt 22
- LANUV (LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ Nordrhein-Westfalen) (2015): Probenahme von Nahrungspflanzen zur Prüfung, ob selbst angebautes Gemüse nach immissionsbedingten Einträgen verzehrt werden darf. LANUV-Arbeitsblatt 31
- LUA BB (LANDESUMWELTAMT Brandenburg) (2010): Leitfaden zur Detailuntersuchung für den Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze

- LUA NRW (LANDESUMWELTAMT Nordrhein-Westfalen (2001): Verzehrstudie in Kleingärten im Rhein-Ruhrgebiet. In: LUA (LANDESUMWELTAMT NRW) [Hrsg.]: Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz, Band 14,
- LUA NRW (LANDESUMWELTAMT Nordrhein-Westfalen) (2005): Abschätzung der Schwermetallmobilität in nordrhein-westfälischen Böden, Essen 28.01.2005; <http://www.lua.nrw.de/> unter Umweltthema Boden
- LANDRATSAMT RHEIN-NECKAR-KREIS (2018): Anbau von Nahrungs- und Futterpflanzen auf arsen- und schwermetallbelasteten Böden im Rhein-Neckar-Kreis; in Zusammenarbeit mit Amt für Landwirtschaft und Naturschutz, Amt für Gewerbeaufsicht und Umweltschutz, Gesundheitsamt, Veterinäramt und Verbraucherschutz sowie Regierungspräsidium Karlsruhe Referat 34. Online: https://www.rhein-neckar-kreis.de/site/Rhein-Neckar-Kreis-2016/get/documents_E861259832/rhein-neckar-kreis/Daten/Infomaterial/Leitfaden_Anbau_schwermetallbelastete_Boeden.pdf
- MantelV/BBodSchV (2017): Verordnung zur Einführung einer Ersatzbaustoffverordnung, zur Neufassung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung und zur Änderung der Deponieverordnung und der Gewerbeabfallverordnung - Artikel 2: Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV. Drucksache 18/12213 vom 03.05.2017
- SEEGER, K.-J. (1999): Fachliche Grundlagen zur Beurteilung von flüchtigen organischen Substanzen in der Bodenluft bei Altlasten. Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz; Wiesbaden: Hessische Landesanstalt für Umwelt (HLfU); , Heft 263 138 S
- UBA (UMWELTBUNDESAMT) (1999ff): Berechnung von Prüfwerten zur Bewertung von Altlasten, Erich Schmidt Verlag, Loseblattsammlung 1999 mit Ergänzungen, Berlin
- ZEDDEL, A. (2001): Hinweise zur Bewertung von Chrom (III) nach der Methodik der BBodSchV für den Direktpfad Boden-Mensch. Altlasten Spektrum 5/2001, 238-243