


Weitere Sachverhaltsermittlung bei Überschreitung von Prüfwerten nach der BBodSchV für die Wirkungspfade Boden-Mensch und Boden-Nutzpflanze

LANUV-Arbeitsblatt 22



**Weitere Sachverhaltsermittlung bei Überschreitung
von Prüfwerten nach der BBodSchV für die Wirkungspfade
Boden-Mensch und Boden-Nutzpflanze**

LANUV-Arbeitsblatt 22

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen

Recklinghausen 2014

IMPRESSUM

Herausgeber Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz
Nordrhein-Westfalen (LANUV)
Leibnizstraße 10, 45659 Recklinghausen
Telefon 02361 305-0
Telefax 02361 305-3215
E-Mail: poststelle@lanuv.nrw.de

Das vorliegende LANUV-Arbeitsblatt basiert auf einem Gutachten der IFUA Projekt-GmbH in Bielefeld, das im Auftrag des LANUV und in Zusammenarbeit mit einer projektbegleitenden Arbeitsgruppe erstellt wurde.

Autoren Dr. Dietmar Barkowski (IFUA Projekt-GmbH)
Wolf-Dietrich Bertges (LANUV und Projektleitung)
Dr. Susanne Frey-Wehrmann (Stadt Aachen)
Dr. Reinhard Gierse (Stadt Wuppertal)
Petra Günther (IFUA Projekt-GmbH)
Ulrich Heinz (Stadt Duisburg)
Gerald Krüger (IFUA Projekt-GmbH)
Jörg Leisner (LANUV)
Monika Machtolf (IFUA Projekt-GmbH)
Frank Nadermann (Stadt Mülheim)
Georg Schmitz (Stadt Wuppertal)
Stefan Schroers (LANUV)

Redaktion Jörg Leisner, Stefan Schroers (LANUV)

Titelbilder IFUA Projekt-GmbH

ISSN 2197-8336 (Print) 1864-8916 (Internet) LANUV-Arbeitsblätter

Informationsdienste Informationen und Daten aus NRW zu Natur, Umwelt und Verbraucherschutz unter
• www.lanuv.nrw.de
Aktuelle Luftqualitätswerte zusätzlich im
• WDR-Videotext Tafeln 177 bis 179

Bereitschaftsdienst Nachrichtenbereitschaftszentrale des LANUV
(24-Std.-Dienst): Telefon 0201 714488

Nachdruck – auch auszugsweise – ist nur unter Quellenangaben und Überlassung von Belegexemplaren nach vorheriger Zustimmung des Herausgebers gestattet. Die Verwendung für Werbezwecke ist grundsätzlich untersagt.

Vorwort

Zur Unterstützung eines einheitlichen und effizienten Vollzuges der bodenschutzrechtlichen Regelungen hatte das damalige Landesumweltamt im Jahre 2000 das Merkblatt „Weitere Sachverhaltsermittlung bei Überschreitung von Prüfwerten nach der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung für die Wirkungspfade Boden-Mensch und Boden-Nutzpflanze“ veröffentlicht. Dieses Merkblatt enthielt für diese Wirkungspfade sowie die pfadübergreifende Bewertung in Wohngärten Elemente und Methoden der weiteren Sachverhaltsermittlung nach Prüfwertüberschreitung sowie Entscheidungshilfen für eine Vorgehensweise in der Praxis.

Die in den letzten zehn Jahren von Behörden, Gutachtern und Untersuchungsstellen im Zusammenhang mit der Untersuchung und Bewertung von Altlasten und schädlichen Bodenveränderungen gewonnenen Erfahrungen sowie die zwischenzeitliche Fortentwicklung von analytischen Methoden und Untersuchungs- bzw. Bewertungsansätzen legten nahe, dieses Merkblatt zu aktualisieren und fortzuschreiben. Diese Fortschreibung und Aktualisierung lege ich hiermit als Arbeitsblatt des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz vor und empfehle den zuständigen Behörden sowie den auf diesem Gebiet tätigen Gutachtern und Untersuchungsstellen dessen Anwendung.

Das Arbeitsblatt enthält ausschließlich fachliche Hinweise und Empfehlungen für die weitere Sachverhaltsermittlung und die Bewertung der Untersuchungsbefunde. Es enthält sich jeglicher rechtlicher Aussagen im Verhältnis zwischen den zuständigen Bodenschutzbehörden und Ordnungspflichtigen sowie den Planungsträgern hinsichtlich der Zuweisung von Untersuchungspflichten oder der Pflichten zur Durchführung von Maßnahmen zur Gefahrenabwehr oder -vorsorge.

Ich danke dem Institut für Umwelt-Analyse Projekt GmbH, Bielefeld, das in meinem Auftrag wesentliche Vorarbeiten für die Erarbeitung des Arbeitsblattes geliefert hat. Dank darüber hinaus gilt allen, die durch das Einbringen ihrer Erfahrungen aus dem Vollzug und ergänzende Fachbeiträge die Erstellung des Arbeitsblattes unterstützt haben.



Dr. Thomas Delschen

Landesamt für Natur, Umwelt
und Verbraucherschutz NRW

Inhalt

0.	Kompass	9
1.	Anlass und Zielsetzung	15
2.	Regeluntersuchungsablauf nach Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV)	19
3.	Anforderungen an die Detailuntersuchung	22
4.	Nutzungsszenarien und ihre Wirkungspfade	24
4.1.	Erläuterung der Nutzungsszenarien nach BBodSchV	24
4.2.	Planungsrechtlich zulässige Flächennutzung	26
4.3.	Berücksichtigung der aktuellen, planungsrechtlich zulässigen und potenziellen Nutzung	28
4.4.	Grundstücksbezogene Differenzierung der Nutzungsszenarien	30
5.	Umsetzung einfacher Maßnahmen statt Detailuntersuchung	31
6.	Methoden zur weiteren Sachverhaltsermittlung (Detailuntersuchung)	32
6.1.	Untersuchungen am Boden	32
6.1.1.	Resorptionsverfügbarkeit	32
6.1.2.	Schadstoffgehalte in der Feinstfraktion	36
6.1.3.	Bindungsformen / Spezies	37
6.1.4.	Bodenbedingte Einflussgrößen auf die Schadstoffmobilität	38
6.1.5.	Pflanzenverfügbarkeit	39
6.2.	Expositionsabschätzungen	41
6.2.1.	Wirkungspfad Boden-Mensch (Direktpfad)	41
6.2.1.1	Orale Aufnahme bodenbürtiger Schadstoffe	42
6.2.1.2	Inhalative Aufnahme bodenbürtiger Schadstoffe	47
6.2.1.3	Dermales Bodenkontakt und dermale Aufnahme bodenbürtiger Schadstoffe	53
6.2.2.	Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze-Mensch	54
6.2.2.1	Stoff- und teilpfadspezifisches Anreicherungsverhalten	57
6.2.2.2	Transferabschätzung Boden-Pflanze	63
6.2.2.3	Expositionsannahmen zum Anbau und Verzehr von Nutzpflanzen	65
6.2.2.4	Abschätzung der Schadstoffzufuhr mit Hilfe von Transferabschätzungen	71
6.3.	Pflanzenuntersuchungen	73
6.3.1.	Pflanzenauswahl	73
6.3.2.	Anbaubedingungen	74
6.3.3.	Probenauswahl und -vorbereitung	74

6.3.4.	Abschätzung der Schadstoffzufuhr mit Hilfe von Pflanzenuntersuchungen _	75
6.4.	Humanbiomonitoring _____	76
6.4.1.	Methodische Grundlagen _____	76
6.4.2.	Bewertungsansätze _____	77
6.4.3.	Kriterien für die Durchführung eines Human-Biomonitoring _____	81
6.4.4.	Möglichkeiten und Grenzen des Verfahrens _____	85
7.	Auswahl an Schadstoffen und deren Charakterisierung in Bezug auf die Detailuntersuchung _____	87
7.1.	Stoffe mit Prüfwerten nach Anhang 2 BBodSchV _____	88
7.1.1.	Arsen _____	88
7.1.2.	Blei _____	92
7.1.3.	Cadmium _____	96
7.1.4.	Chrom _____	98
7.1.5.	Cyanide _____	100
7.1.6.	Nickel _____	102
7.1.7.	Quecksilber _____	104
7.1.8.	Thallium _____	110
7.1.9.	Benzo(a)pyren _____	112
7.1.10.	Weitere Stoffe mit Prüfwerten _____	115
7.2.	Stoffe mit Vorschlägen für Prüfwerte analog BBodSchV _____	115
7.3.	Stoffe mit fortgeschrittener humantoxikologischer Bewertung _____	116
7.4.	Stoffe ohne konsentrierte humantoxikologische Bewertungsgrundlagen____	117
8.	Bewertungsmethodik in der Detailuntersuchung _____	119
8.1.	Beurteilung des Wirkungspfad es Boden-Mensch (Direkt p fad) _____	119
8.2.	Beurteilung des Wirkungspfad es Boden-Pflanze-Mensch _____	121
8.3.	Integrative Beurteilung der Wirkungspfade Boden-Mensch und Boden- Pflanze-Mensch _____	122
9.	Nutzungsspezifische Detailuntersuchungen _____	126
9.1.	Kinderspielfläche _____	126
9.2.	Wohngarten und Kleingarten _____	130
9.3.	Nutzgarten _____	135
9.4.	Wohngebiet _____	139
9.5.	Park- und Freizeitanlage _____	143

9.6.	Sport- und Bolzplatz _____	147
10.	Gebietsbezogene Detailuntersuchungen _____	150
10.1.	Vorschlag zur Berechnung gebietsbezogener Beurteilungswerte _____	150
10.2.	Übertragung andernorts abgeleiteter gebietsbezogener Beurteilungswerte	155
11.	Literatur _____	158
ANLAGE 1: Abkürzungsverzeichnis _____		174
ANLAGE 2: Glossar _____		177
ANLAGE 3: Übersicht der Stoffe mit Vorschlägen für Prüfwerte _____		182
ANHANG: Fallbeispiele _____		185
Fallbeispiel 1: Konzept zur Abgrenzung und Bewertung von Teilflächen auf Spielplätzen		185
Fallbeispiel 2: Gebietsbezogenes Bewertungs- und Maßnahmenkonzept _____		193
Fallbeispiel 3: Gefahrenbezogene Beurteilungswerte für Spiel- und Bolzplätze im Rahmen der Orientierungs- und Detailuntersuchung _____		196

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 1:	Allgemeines Ablaufschema zur weiteren Sachverhaltsermittlung _____	10
Abbildung 2:	Regeluntersuchungsablauf zur Gefahrenbeurteilung nach BBodSchV _____	21
Abbildung 3:	Prozesse im Vorfeld der Resorption am Beispiel Cadmium verunreinigter Bodenpartikel _____	32
Abbildung 4:	Schema der Aufnahme bodengebundener Schadstoffe über den Verdauungstrakt (HACK 1995) _____	33
Abbildung 5:	Schematische Darstellung der relevanten Teilpfade _____	57
Abbildung 6:	Ermittlung von Präferenzgruppen und deren Verzehrsmengen am Beispiel Cadmium-hochanreichernder Pflanzen _____	67
Abbildung 7:	Ablaufschema der Detailuntersuchung auf öffentlichen Kinderspielflächen	129
Abbildung 8:	Ablaufschema der Detailuntersuchung in Wohngärten und Kleingärten _____	134
Abbildung 9:	Ablaufschema der Detailuntersuchung in Nutzgärten _____	138
Abbildung 10:	Ablaufschema der Detailuntersuchung in Wohngebieten _____	142
Abbildung 11:	Ablaufschema der Detailuntersuchung in Park- und Freizeitanlagen _____	146
Abbildung 12:	Ablaufschema der Detailuntersuchung auf Sport- und Bolzplätzen _____	149
Abbildung 13:	Schema zur Ableitung von gebietsbezogenen Beurteilungswerten (BWg) aus Regressionsgleichungen _____	152
Abbildung 14:	Box & Whisker-Plots der resorptionsverfügbaren Anteile, differenziert nach möglichen Einflussfaktoren (n = 164) _____	153
Abbildung 15:	Mindestraum nach DIN 1176 (aus AGDE et al. 2007) _____	186
Abbildung 16:	Zusätzlicher Abstand nach DIN 1176 (aus AGDE et al. 2007) _____	187
Abbildung 17:	Identifikation und Abgrenzung von Kinderspielbereichen (aus SAINT-PAUL 2010) _____	188
Abbildung 18:	Beispiel für die Identifikation und Abgrenzung von Spielwiesen (aus SAINT- PAUL 2010) _____	189
Abbildung 19:	Identifikation und Abgrenzung eines Bolzplatzes (aus SAINT-PAUL 2010)	191
Abbildung 20:	Erfassung und Bewertung flächenhafter schädlicher Bodenveränderungen	194

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 1:	Nutzungsszenarien mit vorherrschenden Wirkungs- und Aufnahmepfaden_	26
Tabelle 2:	Expositionsannahmen zur Ableitung von Prüfwerten für den Wirkungspfad Boden-Mensch (orale Aufnahme) _____	42
Tabelle 3:	Vorschlag zur Berücksichtigung von Subnutzungen bei der oralen Bodenaufnahmemenge _____	45
Tabelle 4:	Berechnung der parzellenbezogenen täglichen Boden-Aufnahmemenge (Beispiel) _____	45
Tabelle 5:	Expositionsannahmen zur Ableitung von Prüfwerten für den Wirkungspfad Boden-Mensch (inhalative Aufnahme) _____	47
Tabelle 6:	Expositionsannahmen zur Ableitung von Prüfwerten für den Wirkungspfad Boden-Mensch (dermale Aufnahme) _____	53
Tabelle 7:	Zuordnung von Gemüsearten zu spezifischen Anreicherungsklassen für den systemischen Pfad für Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Nickel, Quecksilber und Zink _____	59
Tabelle 8:	Zuordnung von Gemüsearten zu spezifischen Anreicherungsklassen für den systemischen Pfad für Benzo(a)pyren und PCB _____	60
Tabelle 9:	Zuordnung von Gemüsearten zu spezifischen Anreicherungsklassen nach allen Aufnahmepfaden für Benzo(a)pyren _____	61
Tabelle 10:	Anreicherungsverhalten ausgewählter Schadstoffe für verschiedene Aufnahmepfade _____	62
Tabelle 11:	Angaben aller Befragten zum Gesamt-Gemüseverzehr aus Eigenanbau im Kleingarten (n = 805) _____	65
Tabelle 12:	Verzehrmengen zur Beurteilung bodenbedingter Schadstoffbelastungen differenziert nach Anreicherungsklassen _____	68
Tabelle 13:	Ernteerträge in Nutzgärten (KTBL 1991) _____	69
Tabelle 14:	Mittlere Ernteerträge nach LUA 2001 (in kg/m ²) _____	69
Tabelle 15:	Indikatorpflanzen für Aufwuchsuntersuchungen auf schadstoffbelasteten Böden (As, Pb, Cd, Cr, Ni, Hg, Zn, BaP, PCB) _____	74
Tabelle 16:	Gebietsbezogene Beurteilungswerte (BW) für Arsen [mg/kg] _____	154
Tabelle 17:	Anteile von Struktur- und Freiflächentypen der Wohnnutzung im Duisburger Süden _____	156
Tabelle 18:	Größe von Fußball- und Bolzplätzen _____	190
Tabelle 19:	Zusammenfassende Darstellung der Flächentypen mit Kurzbeschreibung und Nutzungsszenario _____	192
Tabelle 20:	Maßnahmenmatrix bei Überschreitung gefahrenbezogener Beurteilungswerte _____	193
Tabelle 21:	Prüfwerte im Rahmen der Orientierungsuntersuchung (Gesamtgehalte [mg/kg]) _____	197
Tabelle 22:	Gefahrenbezogene Beurteilungswerte für die Ergebnisse der Detailuntersuchung [mg/kg] _____	198

Verzeichnis der Formeln

Formel 1:	Berechnung der Wiederfindungsrate _____	34
Formel 2:	Regressionsgleichung zur systemischen Schadstoffaufnahme in Pflanzen _	63
Formel 3:	Regressionsgleichung zur Abschätzung pflanzenverfügbarer Gehalte im Boden _____	64
Formel 4:	Berechnung von Anbauflächen in Abhängigkeit der Verzehrsmengen ____	70
Formel 5:	Berechnung der Schadstoffzufuhr via Pflanze _____	71
Formel 6:	Berechnung von Beurteilungswerten für akute Wirkungen von Arsen ____	91
Formel 7:	Berechnung des Expositionsquotienten _____	119
Formel 8:	Berechnung des gefahrenbezogenen Beurteilungswertes (aktuelle Nutzung) _____	120
Formel 9:	Allgemeines Bewertungsschema von Zufuhrmengen _____	121
Formel 10:	Berechnung der Schadstoffzufuhr via Boden _____	122
Formel 11:	Integrative Berechnung der Schadstoffzufuhr _____	122
Formel 12:	Berechnung gebietsbezogener Beurteilungswerte _____	151

0. Kompass

Die Inhalte des vorliegenden Leitfadens für weitere Sachverhaltsermittlungen hinsichtlich der Wirkungspfade Boden-Mensch und Boden-Pflanze (-Mensch) sind teilweise komplex, da die Beurteilung schädlicher Bodenveränderungen nicht nur nutzungsabhängig ist, sondern insbesondere auch schadstoffabhängig. Aus diesem Grunde sind auch die Methoden der weiteren Sachverhaltsermittlung in der Detailuntersuchung abhängig von der Art des Schadstoffes und dessen Wirkungsweise.

Eine besondere Bedeutung im vorliegenden Leitfaden erfährt die häufig wichtige Differenzierung in potenzielle, planungsrechtlich zulässige und aktuelle Nutzung (vgl. Kapitel 4.3).

Um deshalb den Zugang zu dem Leitfaden zu erleichtern und für die Anwendung – neben dem Inhaltsverzeichnis – eine zusätzliche Orientierung zu bieten, soll der folgende „Kompass“ die wichtigsten Themenfelder benennen, zu entscheidenden Fragenkomplexen Antworten und Hinweise auf Kapitel liefern und als roter Faden die Inhalte in einem stark vereinfachten Ablaufschema zusammenfassen. Dieses orientiert sich an dem allgemeinen Ablaufschema zum Regeluntersuchungsablauf zur Gefahrenbeurteilung nach BBodSchV (vgl. Abbildung 1) und spiegelt sich in nutzungsspezifischen Ablaufdiagrammen wider (Abbildungen 6 bis 11).

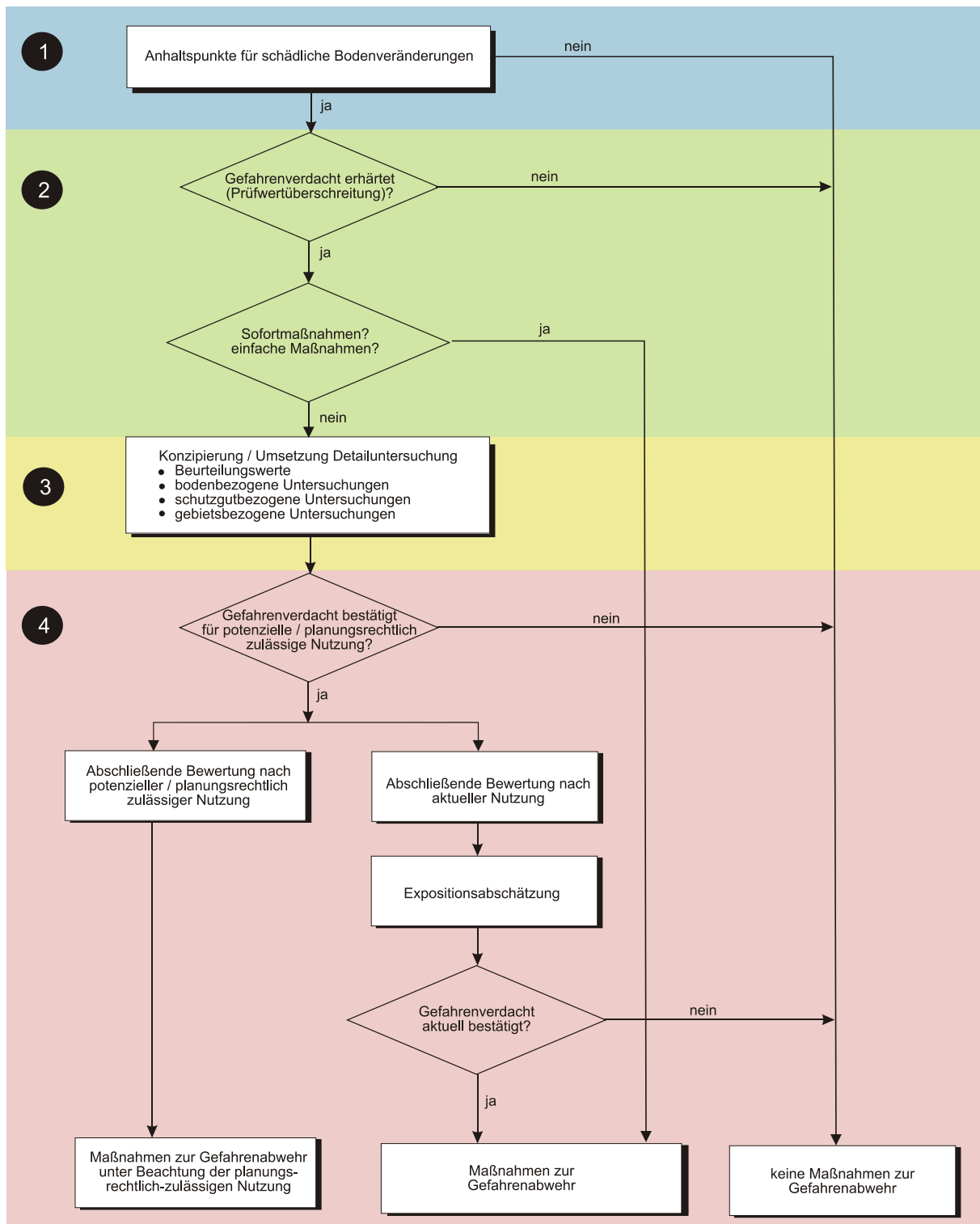


Abbildung 1: Allgemeines Ablaufschema zur weiteren Sachverhaltsermittlung

Die Themenfelder ① bis ④ werden im Folgenden überblicksartig vorgestellt.

Themenfelder und Fragen

Antworten und Hinweise

1 Anhaltspunkte für schädliche Bodenveränderungen

- | | |
|--|---|
| Wie ist der Regeluntersuchungsablauf? | ⇒ Orientierungsuntersuchung gemäß BBodSchV 1999
↳ vgl. Kap. 2 |
| Welche Nutzung ist zugrunde zu legen? | ⇒ Einstufung nach Nutzungsszenarien BBodSchV 1999
↳ vgl. Kap. 4.1
⇒ Differenzierung nach potenzieller, aktueller und planungsrechtlich zulässiger Nutzung
↳ vgl. Kap. 4.3
⇒ Möglichkeiten der Differenzierung der Nutzung innerhalb eines Grundstücks
↳ vgl. Kap. 4.4 und Fallbeispiel 1 im Anhang |
| Wie wird mit unregelmäßigen Nutzungen umgegangen? | ⇒ Bolzplätze
↳ vgl. Kap. 4.1 |
| Was ist bei den geregelten Parametern zu beachten? | ⇒ Stoffspezifika mit Blick auf die weitere Sachverhaltsermittlung
↳ vgl. Kap. 7.1 |
| Wie wird mit unregelmäßigen Parametern verfahren? | ⇒ Ableitung von Maßstäben nach Bundesanzeiger/Beurteilungshilfen
↳ vgl. Kap. 7.2 – 7.4 |

Themenfelder und Fragen

Antworten und Hinweise

② Gefahrenverdacht erhärtet (Prüfwertüberschreitung)

Sind Maßnahmenwerte der BBodSchV überschritten?

⇒ Ableitung geeigneter Maßnahmen ohne Detailuntersuchung
↳ Art der Maßnahmen nicht Gegenstand des Leitfadens
(weitere Infos z.B. LUA 2006c [Merkblatt 55])

Besteht unmittelbarer Maßnahmenbedarf?

⇒ Sofortmaßnahmen bei Arsen und Cyaniden
↳ vgl. Kap. 7.1.1 und 7.1.5

Sind einfache Maßnahmen möglich?

⇒ Detailuntersuchung eventuell verzichtbar
↳ vgl. Kap. 5

Themenfelder und Fragen

Antworten und Hinweise

3 Konzipierung / Umsetzung Detailuntersuchung

Beurteilungsmaßstäbe für die potenzielle Nutzung?

⇒ Festlegung stoff- und nutzungsbezogener Beurteilungswerte
↳ vgl. Kap. 8 und Fallbeispiel 3 im Anhang

Welche bodenbezogenen Untersuchungen sind sinnvoll?

Wirkungspfad Boden-Mensch

⇒ Resorptionsverfügbarkeit (stoffabhängig)
↳ vgl. Kap. 6.1.1 und 6.2.1

Untersuchung in der Feinstfraktion (stoffabhängig)
↳ vgl. Kap. 6.1.2 und 6.2.1

Wirkungspfad Boden-Pflanze

⇒ Bestimmung von Bindungsformen (stoffabhängig)
↳ vgl. Kap. 6.1.3 und 6.2.1

Pflanzenverfügbarkeit, mobilitätsbestimmende Faktoren
↳ vgl. Kap. 6.1.5 und 6.2.2

Welche schutzgutbezogenen Untersuchungen sind sinnvoll?

Wirkungspfad Boden-Mensch

⇒ Humanbiomonitoring
↳ vgl. Kap. 6.4

Wirkungspfad Boden-Pflanze

⇒ Pflanzenuntersuchungen
↳ vgl. Kap. 6.3

Welche Untersuchungen sind zusätzlich bei großflächigen Belastungen sinnvoll?

⇒ Ableitung gebietsbezogener Beurteilungswerte
↳ vgl. Kap. 10 und Fallbeispiel 2 im Anhang

Themenfelder und Fragen

Antworten und Hinweise

4 Gefahrenverdacht für potenzielle / planungsrechtlich zulässige Nutzung bestätigt

Erfolgt die abschließende Bewertung auf Grundlage der potenziellen/planungsrechtlich zulässigen Nutzung?



Ableitung geeigneter Maßnahmen unter Beachtung der potenziellen/planungsrechtlich zulässigen Nutzung
↳ Art der Maßnahmen nicht Gegenstand des Leitfadens
(weitere Infos z.B. LUA 2006c [Merkblatt 55])

Erfolgt die abschließende Bewertung auf Grundlage der aktuellen Nutzung?



Expositionsabschätzung
↳ vgl. Kap. 8

Ableitung geeigneter Maßnahmen unter Beachtung der planungsrechtlich zulässigen und potenziellen Nutzung
↳ Art der Maßnahmen nicht Gegenstand des Leitfadens
(weitere Infos z.B. LUA 2006c [Merkblatt 55])

1. Anlass und Zielsetzung

Die gesetzliche Grundlage für die weiteren Sachverhaltsermittlungen, die im Rahmen des vorliegenden Arbeitsblattes behandelt werden, stellen das **Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG)** vom 17. März 1998 sowie die auf den Ermächtigungen dieses Gesetzes basierende **Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV)** vom 16. Juli 1999 dar.

Die Verordnung konkretisiert insbesondere die Anforderungen des Gesetzes an die Untersuchung und Bewertung von Verdachtsflächen und schädlichen Bodenveränderungen sowie von altlastverdächtigen Flächen und Altlasten i. S. des § 2 Abs. 3 bis 6 BBodSchG.

Gemäß Ermächtigung zum Erlass von Vorschriften über die Untersuchung und Bewertung der zuvor genannten Flächen in § 8 Abs. 1 BBodSchG kann die Bundesregierung insbesondere

Prüfwerte = "Werte, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung der Bodennutzung eine einzelfallbezogene Prüfung durchzuführen und festzustellen ist, ob eine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vorliegt" (§ 8 Abs. 1 Nr. 1 BBodSchG)

und

Maßnahmenwerte = "Werte für Einwirkungen oder Belastungen, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung der jeweiligen Bodennutzung in der Regel von einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast auszugehen ist und Maßnahmen erforderlich sind" (§ 8 Abs. 1 Nr. 2 BBodSchG)

festlegen.

Die konkreten Werte für verschiedene Nutzungsszenarien und Wirkungspfade finden sich in Anhang 2 der BBodSchV. Soweit dort für einen Schadstoff keine Prüf- oder Maßnahmenwerte angegeben sind, "sind für die Bewertung die zur Ableitung der entsprechenden Werte in Anhang 2 herangezogenen Methoden und Maßstäbe zu beachten" (§ 4 Abs. 5 BBodSchV). Überschreitungen von Prüfwerten erfordern somit grundsätzlich eine einzelfallbezogene Prüfung. Diese, so ist in § 9 Abs. 1 des BBodSchG ausgeführt, soll "insbesondere Art und Konzentration der Schadstoffe, die Möglichkeit ihrer Ausbreitung in die Umwelt und ihrer Aufnahme durch Menschen, Tiere und Pflanzen sowie die Nutzung des Grundstücks nach § 4 Abs. 4 berücksichtigen".

Neben dem für die Untersuchung und Bewertung zugrunde gelegten Nutzungsszenario, dessen volle Ausprägung als **potenzielle Nutzung** aufgefasst werden kann, kommt der **aktuellen Nutzung**, d.h. mit welcher Intensität ist eine Nutzung innerhalb des betrachteten Szenarios im konkreten Fall gegeben, eine besondere Bedeutung zu. Daneben ist ggf. noch die **planungsrechtlich zulässige Nutzung**, die sich aus dem Baurecht in Verbindung mit der Bauleitplanung ergibt, zu berücksichtigen.

Die BBodSchV sieht für diese einzelfallbezogene Prüfung in der Regel Detailuntersuchungen vor (§ 3 Abs.4). Bei einer Detailuntersuchung im Sinne der BBodSchV handelt es sich um eine "vertiefte weitere Untersuchung zur abschließenden Gefährdungsabschätzung, die insbesondere der Feststellung von Menge und räumlicher Verteilung von Schadstoffen, ihrer

mobilen und mobilisierbaren Anteile, ihrer Ausbreitungsmöglichkeiten in Boden, Gewässer und Luft sowie der Möglichkeit ihrer Aufnahme durch Menschen, Tieren und Pflanzen dient".

Von diesen Detailuntersuchungen kann nur dann abgesehen werden, "wenn die von den schädlichen Bodenveränderungen oder Altlasten ausgehenden Gefahren, erheblichen Nachteile oder erheblichen Belästigungen nach Feststellung der zuständigen Behörde mit einfachen Mitteln abgewehrt oder sonst beseitigt werden können" (§ 3 Abs.5).

Der Konkretisierungsgrad der BBodSchV zu Umfang und Inhalt der durchzuführenden Detailuntersuchung ist allerdings gering. Inhaltliche und konzeptionelle Vorgaben beschränken sich im Wesentlichen darauf, dass im Rahmen von Detailuntersuchungen

- auch festgestellt werden soll, "ob sich aus räumlich begrenzten Anreicherungen von Schadstoffen innerhalb einer Verdachtsfläche oder altlastverdächtigen Fläche Gefahren ergeben und ob und wie eine Abgrenzung von nicht belasteten Flächen geboten ist" (§ 3 Abs.5) und
- "die für die Wirkungspfade maßgeblichen Expositionsbedingungen, insbesondere die für die verschiedenen Wirkungspfade bedeutsamen mobilen und mobilisierbaren Anteile der Schadstoffgehalte, geklärt werden" sollen (Anhang 1 Nr. 1.2).

Weitergehende Hinweise sind in "Eckpunkte-Papieren" verschiedener Bund/Länderarbeitsgemeinschaften enthalten, in denen sich wesentliche fachliche Grundlagen zur Gefahrenbeurteilung von schädlichen Bodenveränderungen/Altlasten finden. So werden als mögliche Inhalte der weitergehenden Sachverhaltsermittlungen im Rahmen der Detailuntersuchung zum Direktpfad genannt:

1. Die Prüfung der Expositionsannahmen (z.B. Zustand der Fläche, tatsächliche Nutzungsmöglichkeiten, Nutzergruppen, Relevanz der Wirkungspfade, Schadstoffverteilung),
2. die Prüfung der Stoffspezifik (z.B. Bindungsformen, Oxidationsstufe, Resorptionsverfügbarkeit, Abgleich mit regionaler Hintergrundbelastung),
3. die Durchführung eines Human-Biomonitoring (insbesondere bei "erheblicher" Prüfwertüberschreitung, z.B. Belastungsmonitoring, Effektmonitoring).

Bei Überschreitung der für den Wirkungspfad Boden-Pflanze abgeleiteten Prüfwerte werden ebenfalls weitere Sachverhaltsermittlungen empfohlen:

1. Weitergehende Untersuchungen des Bodens (Gesamt-Schadstoffgehalte, ggf. mobile Anteile, mobilitätsbestimmende Bodenfaktoren),
2. Prüfung der Stoffspezifik (Bindungsformen, Oxidationsstufe etc.),
3. Pflanzenuntersuchungen zur Ermittlung des tatsächlichen Schadstofftransfers (z.B. Aufwuchsuntersuchungen),
4. Prüfung der Expositionsbedingungen (z.B. Anbaubedingungen, Flächengrößen).

Gemäß BBodSchV sind die Ergebnisse der Detailuntersuchung "unter Beachtung der Gegebenheiten des Einzelfalls, insbesondere auch anhand von Maßnahmenwerten, daraufhin zu bewerten, inwieweit Maßnahmen nach § 2 Abs. 7 oder 8 des Bundes-Bodenschutzgesetzes erforderlich sind".

Vor dem Hintergrund, dass in verschiedenen Fachberichten zwar grundsätzliche Inhalte der weiteren Sachverhaltsermittlungen nach Prüfwertüberschreitungen enthalten sind, diese in der BBodSchV jedoch nicht näher ausgeführt werden, wurde im Auftrag des damaligen Landesumweltamtes (LUA) Nordrhein-Westfalen ein Merkblatt "Weitere Sachverhaltsermittlung bei Überschreitung von Prüfwerten nach der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung" erarbeitet, das im Jahr 2000 als LUA-Merkblatt 22 veröffentlicht wurde. Betrachtet wurden dabei die Wirkungspfade Boden-Mensch, Boden-Nutzpflanze sowie die integrative Bewertung für die in Anhang 2 BBodSchV genannten Schadstoffe in Bezug auf die Nutzungsszenarien *Kinderspielfläche*, *Wohngarten*, *Nutzgarten* und *Wohngebiet*.

Die in der vergangenen Dekade gewonnenen Erfahrungen mit der Detailuntersuchung sowie die erfolgte Etablierung und Fortentwicklung von analytischen Methoden, Untersuchungs- und Bewertungsansätzen und nicht zuletzt das erweiterte Spektrum an relevanten Schadstoffen veranlassten das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV; Nachfolger des LUA) zur Aktualisierung des Merkblatts.

Bei der Aktualisierung wurden die Wirkungspfade Boden-Mensch, Boden-Nutzpflanze sowie die integrative Beurteilung in Bezug auf die Nutzungsszenarien *Kinderspielfläche*, *Wohngarten* und *Kleingarten*, *Nutzgarten*, *Wohngebiet*, *Park- und Freizeitanlage* sowie *Sport- und Bolzplätze* betrachtet. Für das Nutzungsszenario *Industrie- und Gewerbegebiete* waren im bisherigen Vollzug in der Regel keine weiteren Sachverhaltsermittlungen erforderlich. Deshalb wird auf Prüfschritte für diese Nutzung in der Arbeitshilfe nicht eingegangen.

Als besonders wichtige Themen in diesem Kontext sind zu nennen:

- Die erweiterte Auswahl an Stoffen und deren Charakterisierung im Rahmen der Detailuntersuchung
- Akute Wirkungen von Schadstoffen
- Integrative Betrachtung der Wirkungspfade
- Konkretisierung standortspezifischer und einzelfallbezogener Expositionsannahmen
- Aktualisierung der subnutzungsspezifischen Bodenaufnahmemengen
- Erweiterung der Nutzungsszenarien um Sport- und Bolzplätze und Kleingartenanlagen
- Erfahrungen mit den Methoden zur Bestimmung der Verfügbarkeit bzgl. der oralen und inhalativen Aufnahme
- Möglichkeiten gebietsbezogener Detailuntersuchungen
- Möglichkeiten zur Übertragung andernorts abgeleiteter gebietsbezogener Beurteilungswerte

Besonderes Augenmerk wird dabei auch auf die Illustration durch Fallbeispiele gelegt. Nicht Gegenstand des Arbeitsblattes sind dahingegen die Art der gegebenenfalls erforderlichen Maßnahmen oder deren Umsetzung; weiterführende Hinweise in Hinblick auf den Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze sind dem Merkblatt 55 (LUA 2006c) zu entnehmen.

Auf diese Weise soll das Arbeitsblatt potenziellen Anwendern (Behörden, Untersuchungsstellen, Sachverständige) mögliche Vorgehensweisen erläutern, begründen und veranschaulichen.

lichen sowie notwendige Entscheidungen der zuständigen Behörden im Rahmen der Einzelfallprüfung erleichtern.

Eine erschöpfende Darstellung des wissenschaftlichen Kenntnisstandes zu den einzelnen fachlichen Aspekten wird im vorliegenden Arbeitsblatt weder angestrebt, noch ist diese notwendig. Vielmehr ist es Ziel, gerade für die praktische Umsetzung vor Ort eine fundierte Hilfestellung zu bieten, um Anwendern und Entscheidern die konkrete Ausgestaltung der Detailuntersuchung zu erleichtern und gleichzeitig die zu beachtenden Gesichtspunkte aufzuzeigen. Vor diesem Hintergrund wäre eine detaillierte wissenschaftliche Abhandlung verfehlt, so dass für eine vertiefende Auseinandersetzung auf die Fachliteratur verwiesen wird.

Die Vorgaben der BBodSchV sind selbstverständlich nicht nur bei der im vorliegenden Arbeitsblatt schwerpunktmäßig abgehandelten Durchführung und Bewertung der weiteren Sachverhaltsermittlungen (Detailuntersuchung) zu beachten, sondern bereits im Rahmen der im Vorfeld erfolgten Orientierungsuntersuchung sowie bei der Konzeption und Umsetzung der Probennahme.

Nach In-Kraft-Treten der BBodSchV sind die wissenschaftlichen Arbeiten und Diskussionen über toxikologische Basisdaten und Wirkungen von Schadstoffen weiter gegangen, und es wurden zu einzelnen Stoffen auch bereits wissenschaftliche Empfehlungen zur Neubewertung ausgesprochen bzw. publiziert. Vor diesem Hintergrund ist es erforderlich, das Verhältnis der geltenden bodenschutzrechtlichen Regelungen zu diesen wissenschaftlichen Empfehlungen und neueren wissenschaftlichen Erkenntnissen rechtlich einzuschätzen. Zu diesem Sachverhalt hat sich das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz wie folgt geäußert:

Nach § 8 Abs. 1 BBodSchG ist die Bundesregierung ermächtigt, durch Rechtsverordnung mit Zustimmung des Bundesrates Prüfwerte und Maßnahmenwerte festzulegen, die die gesetzlichen Regelungen über die Untersuchung und Bewertung sowie die Maßstäbe für das Vorliegen schädlicher Bodenveränderungen oder Altlasten konkretisieren und damit die Auslöseschwelle für Maßnahmen definieren. Mit dieser Verordnungsermächtigung hat der Gesetzgeber die Entscheidung über den Maßstab auf die Bundesregierung delegiert, der Beurteilungszeitraum der Behörden ist durch verordnungsrechtliche Festlegung grundsätzlich ausgeschöpft.

Sofern die BBodSchV Prüf- oder Maßnahmenwerte für bestimmte Stoffe enthält, sind die Behörden nach dem Prinzip des Vorrangs des Gesetzes als Ausprägung des Rechtsstaatsprinzips nach Art. 20 Abs. 3 des Grundgesetzes bei der Rechtsanwendung verpflichtet, sich an die gesetzlichen und verordnungsrechtlichen Regelungen zu halten und die dort getroffenen Festlegungen von Schadstoffwerten zum Maßstab ihrer Entscheidungen zu nehmen. Das gilt grundsätzlich auch für die in § 4 Abs. 5 BBodSchV verankerten Ableitungsmethoden und –maßstäbe.

Sofern auf Grund wissenschaftlich überholter Regelungen nach neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen Gefahren für Leben und Gesundheit bestehen, sind auf Grund der Grundrechtsbindung aller Staatsgewalt auch die Behörden zum Schutz der menschlichen Gesundheit nach Art. 2 Abs. 2 Grundgesetz verpflichtet. Eine Nachbesserungspflicht besteht allerdings nicht schon dann, wenn in der wissenschaftlichen Diskussion lediglich vereinzelt der Standpunkt vertreten wird, die Dosisgrenzwerte seien zu hoch gesetzt.

2. Regeluntersuchungsablauf nach Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV)

Die Inhalte der BBodSchV zur Untersuchung und Bewertung schädlicher Bodenveränderungen oder Altlasten können in der Form eines Regeluntersuchungsablaufes zur Gefahrenbeurteilung zusammengefasst werden. Dieser Untersuchungsablauf setzt dann an, wenn Anhaltspunkte (z.B. aus der Erfassungstätigkeit gewonnene Daten, Tatsachen und Erkenntnisse), die auf eine altlastverdächtige Fläche oder eine Verdachtsfläche in Hinblick auf schädliche Bodenveränderungen hinweisen, vorliegen. Derartige Anhaltspunkte können sich dabei auch aus Bodenbelastungskarten ergeben, die der Erfassung von Verdachtsflächen dienen (§ 5 Abs. 2 LBodSchG).

Als erster Untersuchungsschritt ist eine **orientierende Untersuchung** der Verdachtsfläche oder altlastverdächtigen Fläche vorzunehmen (§ 3 Abs. 3 BBodSchV). Dabei sind insbesondere Messungen und sonstige örtliche Erkundungsmaßnahmen durchzuführen. Darüber hinaus sind weitere Aspekte zu beachten. So ist es beispielsweise sinnvoll, schon zu diesem Zeitpunkt das Parameterprogramm auf bewertungsrelevante Parameter einzuschränken bzw. um solche zu ergänzen, um die weiteren Arbeitsschritte zielgerichtet durchführen zu können.

Auch ist stets ein Abgleich zwischen den einzelfallbezogenen Messungen und der regionalen geogenen und anthropogenen Hintergrundbelastung erforderlich. Die Bedeutung dieses Aspektes wird besonders ersichtlich, wenn in einem Gebiet mit einer hohen geogenen Hintergrundbelastung durch z.B. Erzbergbau oder einer hohen anthropogenen Hintergrundbelastung z.B. durch Siedlungstätigkeit im Zuge einer Orientierungsuntersuchung punktuelle Messungen durchgeführt werden. Die naturbedingt oder großflächig siedlungsbedingt erhöhten Schadstoffgehalte sind nach § 4 Abs. 8 BBodSchV bei der Gefahrenbeurteilung zu berücksichtigen. Dies kann insbesondere Auswirkungen auf die organisatorische Umsetzung der Untersuchungen und etwaiger Maßnahmen haben, da wegen des häufig großflächigen Charakters eine Koordination durch die zuständige Behörde zweckmäßig ist. Zudem bietet in diesen Fällen das gebietsbezogene Vorgehen (vgl. Kapitel 10) Vorteile.

Alle Vorinformationen und Erkenntnisse der orientierenden Untersuchung sind "unter Beachtung der Gegebenheiten des Einzelfalls" zu bewerten. Hierfür sind vor allem auch die Prüf- und Maßnahmenwerte einzubeziehen. Werden die Prüfwerte unterschritten, gilt der Anfangsverdacht in der Regel als ausgeräumt und die Untersuchungen sind abgeschlossen. Werden die Maßnahmenwerte überschritten, ist in der Regel vom Vorliegen einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast auszugehen und ohne weitere Sachverhaltsermittlungen über erforderliche Maßnahmen zu entscheiden.

Bei einer Überschreitung von einem oder mehreren Prüfwerten ist der anfängliche Gefahrenverdacht als erhärtet anzusehen. Es sind nun **Detailuntersuchungen** i. S. § 2 Nr. 4 BBodSchV erforderlich, um das Ausmaß und die räumliche Verteilung der Schadstoffe sowie nach Möglichkeit die tatsächlichen Einwirkungen zu erfassen.

Mit der Detailuntersuchung soll eine abschließende Klärung der Schutzgutgefährdung unter Beachtung der Ausbreitungs- und Aufnahmemöglichkeiten der Schadstoffe erfolgen. Hierzu sind durch eine angepasste Probennahme- und Untersuchungsstrategie auch die Expositionsbedingungen aufzunehmen. Dazu ist es notwendig, für die von Prüfwertüberschreitungen

betroffenen Parameter Beurteilungswerte mit Gefahrenbezug abzuleiten (**BW**), deren Überschreitung eine Bestätigung einer zunächst nur vermuteten Gefahr bedeutet (vgl. Kapitel 8).

Der Regeluntersuchungsablauf endet mit einem Bewertungsschritt, in dem alle vorliegenden Teilergebnisse zusammenfassend und abschließend zu bewerten sind. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass eine Bestätigung bzw. Ausräumung eines Gefahrenverdachts generell in Hinblick auf das zugrunde gelegte Nutzungsszenario erfolgt. Zu berücksichtigen ist auch eine etwaig vorgegebene planungsrechtlich zulässige Nutzung, die vom zugrunde gelegten Nutzungsszenario abweichen kann.

Falls das zugrunde gelegte Szenario nicht ohnehin das sensibelste darstellt, sind Nutzungsänderungen in Richtung größerer Sensibilität (z.B. Kinderspielfläche statt Park- und Freizeitanlage) zu verfolgen und ggf. eine Neubewertung der Fläche durchzuführen.

Der auf diese Weise entwickelte Regeluntersuchungsablauf ist in der Abbildung 2 schematisch dargestellt. Die Konkretisierung der hierin genannten Detailuntersuchungen ist Inhalt der weiteren Ausführungen (s. Kapitel 3 und im Detail Kapitel 6.1 bis 6.4).

Die an die jeweiligen Nutzungsszenarien angepassten Ablaufdiagramme mit Erläuterungen finden sich in Kapitel 9.1 bis 9.6.

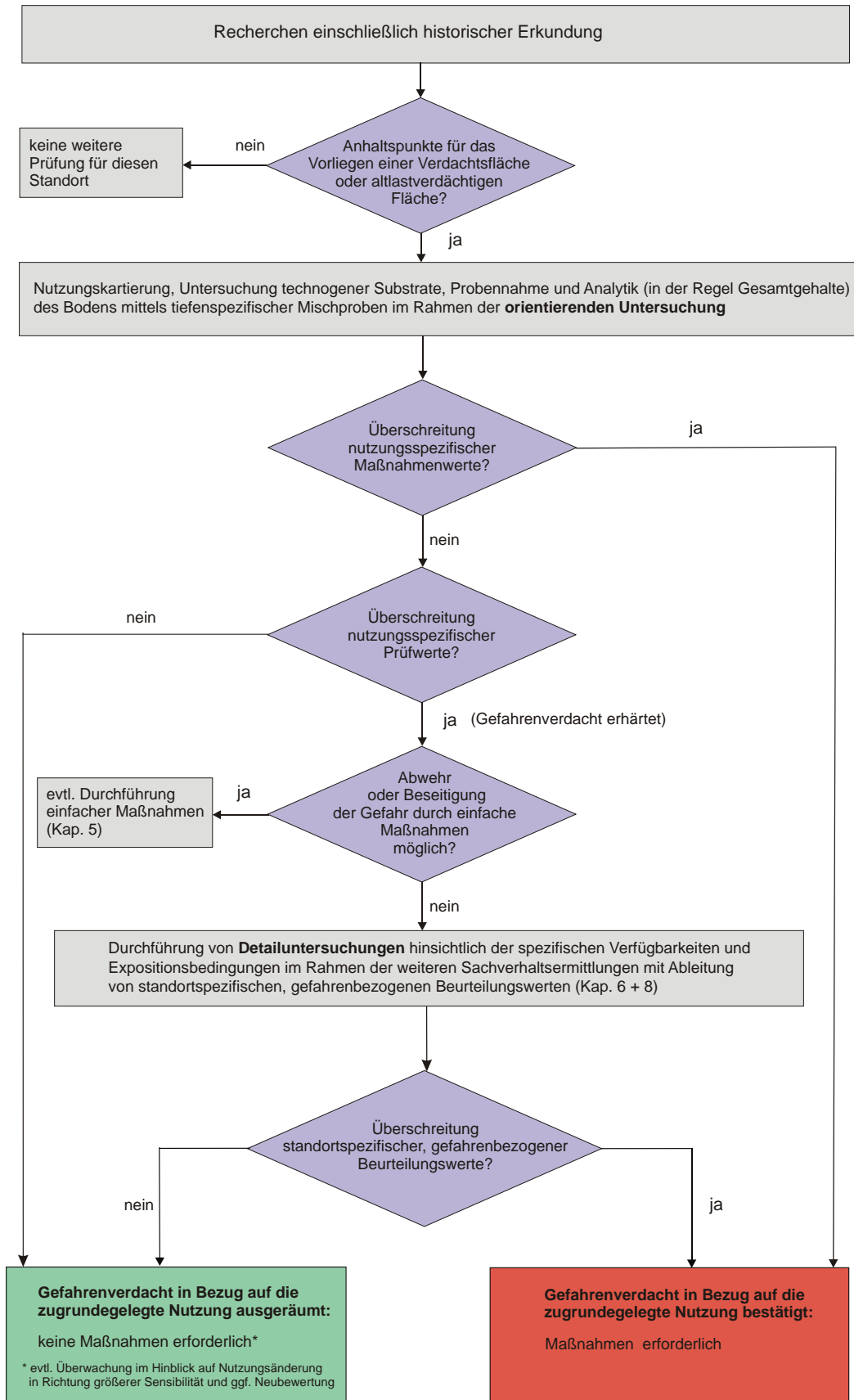


Abbildung 2: Regeluntersuchungsablauf zur Gefahrenbeurteilung nach BBodSchV

3. Anforderungen an die Detailuntersuchung

Eine Prüfwertüberschreitung impliziert nach der zugrunde gelegten Bewertungssystematik eine weitere Sachverhaltsermittlung, um die Art und den Umfang der im Einzelfall bestehenden Gefährdungen abschließend zu klären. In den Anforderungen der BBodSchV an die Detailuntersuchung werden folgende zwei Zielstellungen definiert:

- Ermittlung von Ausmaß und räumlicher Verteilung der Schadstoffbelastungen.
- Abschließende Feststellung von Art und Ausmaß der von einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast ausgehenden Schutzgutgefährdung unter Beachtung der Expositionsbedingungen am betrachteten Standort.

Die konkreten Untersuchungsschritte, die zu einer abschließenden Gefahrenbewertung bei einer Prüfwertüberschreitung führen sollen, sind in der BBodSchV nicht explizit aufgeführt. Vorschläge zur weiterführenden Sachverhaltsermittlung wurden in Expertengremien und der Literatur benannt und diskutiert (vgl. z.B. KÖNIG et al. 1996, LABO-LAGA-AG "Direktpfad" 1996, DELSCHEN & KÖNIG 1998). Ziel der weiterführenden Sachverhaltsermittlung ist es grundsätzlich, die in den Standardszenarien der Prüfwertableitung verwendeten Annahmen und Kriterien auf den Einzelfall zu beziehen und gegebenenfalls anzupassen sowie sonstige beurteilungserhebliche Tatsachen festzustellen.

Folgende Untersuchungen können Gegenstand einer Einzelfallprüfung sein:

Untersuchungen am Boden

(⇒ boden- und schadstoffbezogene Prüfungen)

Untersuchungen zum Transfer

(⇒ Abschätzung des Stoffübergangs zwischen Boden und Schutzgut)

Untersuchungen am Schutzgut

(⇒ schutzgutbezogene Prüfungen)

Angewandt auf die im Rahmen des Arbeitsblatts zu betrachtenden Wirkungspfade und -mechanismen

- **Boden-Mensch (Direktpfad):** mit oraler und/oder inhalativer und/oder dermalen Aufnahme der Schadstoffe,
- **Boden-Nutzpflanze:** systemische Aufnahme und/oder Verschmutzung sowie
- **integrative Pfadbetrachtung**

lassen sich die Anforderungen wie folgt näher bestimmen:

- **Untersuchungen am Boden** umfassen Prüfschritte am Medium Boden und der bodenbürtigen Schadstoffe, wie die Bestimmung besonderer Bindungsformen, die Ermittlung deren Mobilität und Mobilisierbarkeit (Verfügbarkeit) sowie deren Gehalte in der lungengängigen Feinstfraktion und schließlich bodenbedingter Einflussfaktoren (s. Kapitel 6.1).

Hinweis: Erste Kenntnisse der Gesamtgehalte an Schadstoffen liegen in der Regel aus der vorgeschalteten orientierenden Untersuchung vor.

- **Untersuchungen zum Transfer** bedeuten im Regelfall Transfer- und Expositionsabschätzungen. Im Zuge einer Expositionsabschätzung können die tatsächlichen Expositionsbedingungen den Annahmen und Konventionen, die bei der Ableitung der Prüfwerte zugrunde gelegt wurden, gegenübergestellt werden (s. Kapitel 6.2).
- Als **Untersuchungen am Schutzgut** schließlich können direkte Messungen am Schutzgut von Bedeutung sein, wie z.B. Pflanzenuntersuchungen oder Human-Biomonitoring (s. Kapitel 6.3 oder 6.4).

Im Ergebnis lässt sich zusammenfassen, dass die im Rahmen der weiteren Sachverhaltsermittlungen festgestellten Abweichungen des Einzelfalls von den Standardannahmen, die bei der Prüfwertableitung gemäß BBodSchV zugrunde gelegt wurden, eine abschließende Bewertung des Einzelfalls ermöglichen.

4. Nutzungsszenarien und ihre Wirkungspfade

4.1. Erläuterung der Nutzungsszenarien nach BBodSchV

Die BBodSchV differenziert zwischen verschiedenen Nutzungsszenarien, die gekennzeichnet sind durch unterschiedliche Expositionsbedingungen, d.h. die durch örtliche Gegebenheiten und die Grundstücksnutzung geprägte Art und Weise, in der die Schutzgüter der Wirkung von Schadstoffen ausgesetzt sein können. Diese Wirkung kann dabei das Schutzgut Mensch betreffen, das Schutzgut Nutzpflanze bzw. das Schutzgut Grundwasser. Entsprechend unterscheidet die BBodSchV die prinzipiellen Wirkungspfade Boden-Mensch (Direktpfad), Boden-Nutzpflanze(-Mensch) und Boden-Grundwasser, wobei letzterer nicht im Rahmen des vorliegenden Arbeitsblatts betrachtet wird. Die Schadstoffaufnahme über den Direktpfad kann auf oralem und inhalativem Weg erfolgen sowie, in Abhängigkeit von den Schadstoffeigenschaften, auch über die Haut (dermal). Neben diesen prinzipiellen Wirkungspfaden und -mechanismen unterscheiden sich die Nutzungsszenarien auch hinsichtlich der Nutzungintensität, also beispielsweise wie häufig sich Kinder dort üblicherweise zum Spielen aufhalten.

Im Rahmen des vorliegenden Arbeitsblatts werden folgende Nutzungsszenarien betrachtet:

- *Kinderspielfläche*
- *Wohngarten und Kleingarten*
- *Nutzgarten*
- *Wohngebiet*
- *Park- und Freizeitanlage*
- *Sport- und Bolzplatz*

Ausgehend von den Darstellungen der BBodSchV werden nachfolgend die Nutzungsszenarien *Nutzgarten* und *Wohngebiet* konkretisiert, um eine größere Trennschärfe zu erreichen und Überschneidungen mit anderen Nutzungsszenarien zu vermeiden. Die Nutzung *Wohngarten und Kleingarten* wird in der BBodSchV zwar nicht explizit genannt, doch enthält die Verordnung eine sinngemäße Darstellung¹, die in ein konkretes Nutzungsszenario überführt wird.

Das Nutzungsszenario *Sport- und Bolzplatz* wurde zusätzlich zu den Nutzungen laut BBodSchV in die Betrachtungen aufgenommen.

Die jeweiligen Nutzungsszenarien lassen sich dabei wie folgt charakterisieren:

Kinderspielfläche

Zur Nutzungskategorie ***Kinderspielfläche*** zählen "Aufenthaltsbereiche für Kinder, die ortsüblich zum Spielen genutzt werden, ohne den Spielsand von Sandkästen" [Anhang 2 Nr. 1.1 a) BBodSchV].

Als Kinderspielfläche wird dabei ein Areal bezeichnet, das in der Regel mit Spielgeräten und -einrichtungen ausgestattet ist und regelmäßig von spielenden Kindern genutzt wird. Dies

¹ Anhang 2 Nr. 1.4 Fußnote 2) zur Tabelle Prüfwerte: ... Haus- und Kleingärten, die sowohl als Aufenthaltsbereiche für Kinder als auch für den Anbau von Nutzpflanzen genutzt werden ...

können ausgewiesene Spielplätze sein sowie entsprechende Standorte innerhalb von anderen Nutzungen, in denen insbesondere Kleinkinder vergleichbar intensiv und regelmäßig spielen.

Wohngarten und Kleingarten

Unter dem Nutzungsszenario **Wohngarten und Kleingarten** werden Flächen verstanden, die sowohl als Aufenthaltsbereiche für Kinder als auch für den Anbau von Nutzpflanzen genutzt werden [in Anlehnung an Anhang 2 Nr. 1.4 2) BBodSchV].

Sie liegen als Wohngärten im direkten Umfeld von Wohnhäusern bzw. als Kleingärten in weiterer Entfernung davon.

Kleingärten im Sinne des Bundeskleingartengesetzes BKleingG (1983) werden nach § 1 Abs. 1 wie folgt definiert:

1. Gärten, die dem Nutzer (Kleingärtner) zur nicht erwerbsmäßigen gärtnerischen Nutzung, insbesondere zur Gewinnung von Gartenbauerzeugnissen für den Eigenbedarf und zur Erholung dienen (kleingärtnerische Nutzung).
2. Gärten, die in einer Anlage liegen, in der mehrere Einzelgärten mit gemeinschaftlichen Einrichtungen, zum Beispiel Wegen, Spielflächen und Vereinshäusern zusammengefasst sind (Kleingartenanlage).

Vom Kleingartengesetz ausgeschlossen werden beispielsweise nach § 1 Abs. 2 BKleingG Gärten, die dem Nutzer zusammen mit einer Wohnung überlassen werden ("Wohnungsgärten").

Nutzgarten

Unter dem Nutzungsszenario **Nutzgarten** werden "sonstige Gartenflächen, die zum Anbau von Nutzpflanzen genutzt werden" [vgl. Anhang 2 Nr. 2.1 b) BBodSchV] verstanden. Im hier dargestellten engeren Sinn dienen diese Flächen ausschließlich dem Anbau pflanzlicher Nahrungsmittel zum Eigenverzehr und sind - im Gegensatz zum Nutzungsszenario *Wohngarten und Kleingarten* (s. dort) - nicht als Aufenthaltsbereiche für Kinder anzusehen.

Wohngebiet

Dem Nutzungsszenario **Wohngebiet** sind "dem Wohnen dienende Gebiete, auch soweit sie nicht im Sinne der Baunutzungsverordnung planungsrechtlich dargestellt oder festgesetzt sind" [Anhang 2 Nr. 1.1 b) BBodSchV] zuzurechnen; ausgenommen werden Park- und Freizeitanlagen, Kinderspielflächen und befestigte Verkehrsflächen.

Im hier dargestellten engeren Sinn liegen sie beispielsweise als Abstandsgrün oder unbefestigte Verkehrsflächen im Umfeld von Wohnbebauung und dienen dem Aufenthalt von Menschen. Die Nutzung zum Zwecke des intensiven Kinderspiels und des Anbaus von Nutzpflanzen - im Gegensatz zu *Wohngärten*, die eigenständig betrachtet werden (s. dort) - ist hier von untergeordneter Bedeutung.

Park- und Freizeitanlage

Unter das Nutzungsszenario **Park- und Freizeitanlage** fallen "Anlagen für soziale, gesundheitliche und sportliche Zwecke, insbesondere öffentliche und private Grünanlagen sowie unbefestigte Flächen, die regelmäßig zugänglich sind und vergleichbar genutzt werden" [Anhang 2 Nr. 1.1 c) BBodSchV].

Bei der Gefahrenbeurteilung der Nutzungsszenarien *Kinderspielfläche*, *Wohngebiet* sowie *Park- und Freizeitanlage* steht die Gefährdung spielender Kleinkinder über den Direktpfad im Vordergrund, wobei jedoch angenommen wird, dass die Intensität der Nutzung durch Kleinkinder bei den Szenarien in genannter Reihenfolge deutlich abnimmt.

Sport- und Bolzplatz

Bei den Flächen, die dem Nutzungsszenario **Sport- und Bolzplatz** zuzuordnen sind, handelt es sich zunächst um solche der Kategorie Park- und Freizeitanlagen (s. dort). Allerdings steht im Fall des Nutzungsszenarios *Sport- und Bolzplatz* nicht die Gefährdung spielender Kleinkinder im Vordergrund, sondern diejenige sporttreibender Kinder und Jugendlicher. Hierbei kommt insbesondere die inhalative Aufnahme bodenbürtiger Stäube zum Tragen, die während der sportlichen Aktivitäten freigesetzt werden (DELSCHEN et. al. 2006).

Tabelle 1: Nutzungsszenarien mit vorherrschenden Wirkungs- und Aufnahmepfaden

Wirkungs- und Aufnahmepfade	Kinderspielfläche	Wohngärten und Kleingärten	Nutzgarten	Wohngebiet	Park- und Freizeitanlage	Sport- und Bolzplatz
Boden-Mensch						
oral	x	x		x	x	
inhalativ	x	x		x	x	x
dermal	x	x		x	x	
Boden-Pflanze-(Mensch)		x	x			

Die einzelnen Nutzungsszenarien unterscheiden sich im Hinblick auf die Nutzungsintensität sowie die Bedeutung der Wirkungspfade; ebenso hinsichtlich der vorherrschenden Art wie die direkte Schadstoffaufnahme erfolgt (d.h. oral, inhalativ bzw. dermal). Neben diesen genannten **nutzungsspezifischen** Unterschieden gibt es aber auch **stoffspezifische**: Es ist auch vom Schadstoffparameter selbst und seinen Eigenschaften abhängig, über welchen Wirkungs- bzw. Aufnahmepfad bei gegebenem Nutzungsszenario die größere Gefahr ausgeht, d.h. welcher der sensiblere und dementsprechend als der maßgebliche Pfad anzusehen ist.

4.2. Planungsrechtlich zulässige Flächennutzung

Im Folgenden wird der Frage nachgegangen, inwieweit die Nutzungen nach BBodSchV den planungsrechtlich zulässigen Nutzungen nach Baugesetzbuch (BauGB) und Baunutzungsverordnung (BauNVO) zugeordnet werden können bzw. davon abgeleiteten Nutzungseinheiten, auf deren Basis ggf. flächenhafte Nutzungskartierungen erfolgen (z.B. ATKIS, RVR).

Dies ist insbesondere auch unter dem Aspekt gebietsbezogener Auswertungen von Bedeutung.

Nach BauGB § 5 werden folgende Nutzungen unterschieden und entsprechend im Flächennutzungsplan dargestellt, wobei die für die Bebauung vorgesehenen Flächen (Bauflächen) gemäß Baunutzungsverordnung nach der allgemeinen Art ihrer baulichen Nutzung differenziert werden können.

- 1 Bauflächen mit
 - a Wohnbauflächen
 - b Gemischten Bauflächen
 - c Gewerblichen Bauflächen
 - d Sonderbauflächen, z.B. für Erholung, Kuranlagen, Hochschulen, Kliniken, Einkaufszentren
- 2 Gemeinbedarfsflächen (z.B. Schulen, Kirchen, soziale, kulturelle und gesundheitliche Einrichtungen, Sport- und Spielanlagen)
- 3 Flächen für Versorgungs- und Entsorgungsanlagen
- 4 Verkehrsflächen (überörtliche und örtliche Hauptverkehrszüge)
- 5 Grünflächen (Parkanlagen, Kleingärten, Sport- und Spielplätze)
- 6 Flächen mit Nutzungsbeschränkungen
- 7 Wasserflächen
- 8 Aufschüttungs- und Abgrabungsflächen
- 9 Flächen für Land- und Forstwirtschaft
- 10 Flächen für Maßnahmen zu Schutz, Pflege und Entwicklung von Boden, Natur und Landschaft

Im Rahmen von Bebauungsplänen können die Bauflächen (1) weitergehend nach der besonderen Art ihrer baulichen Nutzung (Baugebiete) differenziert werden als *Kleinsiedlungsgebiete*, *Reine Wohngebiete*, *Allgemeine Wohngebiete*, *Besondere Wohngebiete*, *Dorfgebiete*, *Mischgebiete*, *Kerngebiete*, *Gewerbegebiete*, *Industriegebiete* und *Sondergebiete*, z.B. für Erholung, Kuranlagen, Hochschulen, Kliniken, Einkaufszentren.

Einige der zuvor genannten planungsrechtlich zulässigen Nutzungen haben hinsichtlich der im Rahmen des vorliegenden Arbeitsblattes betrachteten Nutzungsszenarien keine Bedeutung (z.B. 3, 4, 7, 8, 9, 10). Bei den Flächen mit Nutzungsbeschränkungen ist eine verallgemeinernde Zuordnung nicht möglich. Hingegen ist eine Zuordnung bei den *Grünflächen* je nach konkreter Ausformung in der Regel möglich (insbesondere Park- und Freizeitanlage, Kinderspielfläche, Sport- und Bolzplatz), ebenso bei den *Sonderbauflächen* und den *Flächen mit Gemeinbedarf*.

Bei den Wohnbauflächen (1a) können je nach Art der Bebauung und Gestaltung der Freiflächen (Ausprägung des Gebietes) vornehmlich die Nutzungsszenarien *Wohngebiet* oder *Wohngarten* von Bedeutung sein, wobei dort ggf. für Freiflächen, die beispielsweise Ge-

schäften, Handwerksbetrieben oder Anlagen des Gemeinbedarfs zugeordnet werden können, andere Nutzungsszenarien zur Bewertung heranzuziehen sind.

Bei den *Gemischten Bauflächen* (1b), die durch ein Nebeneinander verschiedener wohnbaulicher und gewerblicher Nutzungen gekennzeichnet sind, ist eine Verallgemeinerung in Bezug auf die Nutzungsszenarien nicht möglich.

Bei den *Gewerblichen Bauflächen* (1c) kommt in erster Line das Nutzungsszenario *Industrie- und Gewerbegrundstücke* in Betracht (auch bei Flächen für Versorgungs- und Entsorgungsanlagen ist diese Zuordnung naheliegend), wenngleich in Teilbereichen als Ausnahmen auch andere Nutzungsszenarien zutreffen können (z.B. Wohngärten oder Kinderspielflächen, die Wohnungen für Aufsichts- und Bereitschaftspersonen, Betriebsinhaber oder Betriebsleiter angegliedert sind). Diese Einschränkung, dass neben vorherrschenden Nutzungen Teilbereiche mit anderen Szenarien anzusprechen sind, gilt generell; so können Kinderspielflächen in die verschiedensten planungsrechtlichen Nutzungen integriert sein, also auch in Wohnbauflächen, Kleingärten oder Park- und Freizeitanlagen.

Nutzgärten werden in der BauNVO explizit als zulässige Nutzungen innerhalb von Kleinsiedlungs- und Dorfgebieten genannt.

Insgesamt ist also festzustellen, dass bestimmte planungsrechtliche Nutzungen zwar Hinweise auf die vorherrschenden Nutzungsszenarien geben, dass aber Abweichungen im Einzelfall möglich sind.

4.3. Berücksichtigung der aktuellen, planungsrechtlich zulässigen und potenziellen Nutzung

Planung und Durchführung der Untersuchung und Bewertung eines Grundstückes orientieren sich an der **aktuellen**, d.h. gegenwärtigen **Nutzung**. Nach § 4 Abs. 4 BBodSchG (Pflichten zur Gefahrenabwehr) ist bei der Erfüllung der boden- und altlastenbezogenen Pflichten (auch) die **planungsrechtlich zulässige Nutzung** des Grundstückes und das sich daraus ergebenden Schutzbedürfnis zu beachten. Falls planungsrechtlich eine sensiblere Nutzung festgesetzt ist, ist diese bei der Untersuchung und Bewertung zu beachten.

Weiterhin ist es empfehlenswert, neben der aktuellen und planungsrechtlichen zulässigen Nutzung im Untersuchungsablauf auch die **potenzielle Nutzung** eines Grundstückes zu beachten, die dem zugrunde gelegten Nutzungsszenario entspricht und in Einzelfällen hinsichtlich der Nutzungsart und der Nutzergruppe "sensibler" sein kann als die aktuelle bzw. planungsrechtlich zulässige Nutzung. Dies betrifft hauptsächlich wohnbaulich genutzte Flächen (s.u.).

Während für Kinderspielflächen im Bereich von Spielplätzen, für Kleingartenparzellen, Nutzgärten, Parkflächen sowie für Sport- und Bolzplätze ohne größere Probleme eine eindeutige Zuordnung zu den zuvor genannten Nutzungsszenarien möglich ist, gilt dies bei wohnbaulich genutzten Flächen nicht ohne weiteres, da hier Unterschiede in der Art und Intensität der Nutzung, insbesondere im Hinblick auf zukünftige Änderungen auftreten können.

Fallbeispiel

So ist es beispielsweise denkbar, dass zum Zeitpunkt der Bestandsaufnahme im Garten der einen Doppelhaushälfte Kleinkinder spielen und die junge Familie zum Eigenverzehr Pflanzen anbaut (aktuelles Szenario *Wohngarten*), während das Rentnerehepaar der anderen Doppelhaushälfte den Garten als Ziergarten mit Rasen und Blumenbeeten nutzt (aktuelles Szenario *Wohngebiet*). Fünfzehn Jahre später kann es sich ganz anders darstellen: auf der einen Seite sind die kleinen Kinder groß geworden und der Anbau von Pflanzen wurde eingestellt (aktuelles Szenario *Wohngebiet*), auf der anderen Seite haben die älteren Herrschaften ihr Haus den Enkelkindern übergeben, weil sich Nachwuchs angekündigt hat (aktuelles Szenario *Wohngarten*). Es liegt also nahe, beide Gartenhälften als potenzielle Wohngärten mit den Nutzungen Kinderspiel und Nutzpflanzenanbau einzustufen, wenngleich es aktuell nur für eine Hälfte zutrifft.

Um die Beantwortung der Frage zu erleichtern, ob wohnbaulich genutzte Flächen zumindest potenziell als Wohngarten anzusprechen sind, können strukturelle Unterschiede zwischen Wohngebieten zu Hilfe genommen werden. Freiflächen im Umfeld von Blockbebauung, Zeilenbebauung und Hochhäusern sind eher als allgemein genutztes Abstandsgrün mit untergeordneter Bedeutung als Spielfläche für Kleinkinder² bzw. Anbaufläche von Nutzpflanzen³ anzusprechen. Somit ist eine Art und Intensität der Nutzung, die über das Szenario Wohngebiet hinausgeht unwahrscheinlich. Für individuell genutzte Gärten beispielsweise von Einzel-, Doppel- und Reihenhäusern sollte dahingegen zumindest die potenzielle Nutzung als Kinderspielfläche und zum Anbau von Nutzpflanzen in Erwägung gezogen und somit das Szenario Wohngarten berücksichtigt werden, um eine Bewertung in Richtung der anzunehmenden sensibelsten Nutzung zu ermöglichen und abzusichern.

Für die Betrachtung der **aktuellen Nutzung** kann eine differenzierte Betrachtung der tatsächlichen Expositionsbedingungen für die relevanten Wirkungspfade (vgl. Tabelle 1) durchgeführt werden, um ggf. von den Standard-Expositionsannahmen der Prüfwertableitung abzuweichen und mit Hilfe von im Einzelfall zutreffenden Expositionsbedingungen auf die aktuelle Nutzung bezogene Beurteilungswerte (**BWa**) abzuleiten (vgl. Kapitel 8).

Allerdings stellt die aktuelle Nutzung eine Momentaufnahme dar. Ob in einem konkreten Wohngarten beispielsweise Kinder spielen und/oder Nutzpflanzen (zum Eigenverzehr) angebaut werden, kann sich im Laufe der Zeit ändern, etwa nach einem Wechsel der Mieter bzw. Eigentümer, Familienzuwachs oder Änderung der Nutzungsgewohnheiten der Bewohner (s.o.).

Daher ist es in der Mehrzahl der Fälle zweckmäßig und empfehlenswert, auch aus ökonomischen Gründen hinsichtlich des Untersuchungsaufwandes die weitere Sachverhaltsermittlungen auf die gemäß des zugrunde gelegten Nutzungsszenarios sensibelste **potenzielle Nutzung** abzustellen. Die Bewertung erfolgt hierbei anhand von Beurteilungswerten (**BWp**), die auf die potenzielle Nutzung bezogen sind (vgl. Kapitel 8). Durch die Berücksichtigung der potenziellen Nutzung im Untersuchungsablauf erhält man langfristige Aussagen und Bewer-

² Kinder bleiben eher in der Wohnung bzw. auf dem Balkon, spielen eher auf einem eigens angelegten Spielplatz

³ im Gemeinschaftseigentum eher unüblich

tungen für ein Grundstück und vermeidet erneute Untersuchungen und Bewertungen bei Intensivierung der Nutzung. Auf diese Weise kann den Bürgern bzw. Grundstücksbesitzern und Nutzern auch ein Service geboten und die Grundlage für die Kommunikation mit den betroffenen Nutzern eines Grundstückes geschaffen werden.

Das ordnungsbehördliche Handeln umfasst die Gefährdungsabschätzung mit der Bewertung der Bodenbelastungen unter Berücksichtigung der aktuellen und der planungsrechtlich zulässigen Nutzung oder Prägung des Gebietes. Die Einbeziehung der potenziellen Nutzung stellt eine sinnvolle und empfehlenswerte Ergänzung dar, die es erlaubt, dem Pflichtigen wichtige Empfehlungen für die zukünftige Nutzung eines Grundstückes oder für Maßnahmen zu geben.

4.4. Grundstücksbezogene Differenzierung der Nutzungsszenarien

Da nach BBodSchV Untersuchungsflächen sinnhaft in Teilflächen unterteilt und beprobt werden sollen, können im Zuge einer Einzelfallprüfung diese Teilflächenergebnisse separat und entsprechend der jeweiligen Belastung und des jeweils zugrundeliegenden Nutzungsszenarios bzw. der spezifischen Exposition bewertet werden.

Eine Teilflächenbildung kann z.B. erfolgen, wenn

- ein unterschiedlicher Gefahrenverdacht,
- unterschiedliche Bodennutzungen,
- unterschiedliche Geländeformen,
- unterschiedliche Bodenbeschaffenheiten,
- unterschiedliche Bodenbedeckung oder
- unterschiedliche Erkenntnisse aus der Erfassung oder Vorerkundungsvorliegen.

Mit Hilfe dieser Vorgehensweise wird ein zusätzlicher Informationsgewinn erzielt, der sich in einer präziseren Bewertung insbesondere in Hinblick auf die Nutzung und das zugrunde zu legende Nutzungsszenario niederschlagen kann. So macht es häufig Sinn, Vorgärten, die als Ziergärten für die Nutzungen Kinderspiel und Nutzpflanzenanbau von in der Regel untergeordneter Bedeutung sind, von den diesbezüglich intensiver genutzten Wohngärten zu trennen.

Weiterhin kann es beispielsweise zweckmäßig sein, auf einem Spielplatz unterschiedlich sensibel genutzte Teilflächen abzugrenzen und diese spezifisch zu untersuchen und zu bewerten (vgl. dazu die Fallbeispiele 1 und 3 im Anhang).

5. Umsetzung einfacher Maßnahmen statt Detailuntersuchung

Inwieweit nach Prüfwertüberschreitungen einfache Maßnahmen anstelle von Detailuntersuchungen zum Einsatz kommen können, hängt vom Einzelfall ab. Dabei ist der Aufwand für beide Alternativen im Abwägungsprozess abzuschätzen und einander gegenüber zu stellen. Ob letztlich eine einfache Maßnahme zum Einsatz kommen kann, liegt im Ermessen der zuständigen Unteren Bodenschutzbehörde.

In Bezug auf Prüfwertüberschreitungen für den Direktpfad stellen Auftrag oder Austausch von Boden in der Regel keine einfachen Maßnahmen dar. Im Einzelfall kann aber die Aufgabe der sensiblen Nutzung eine Alternative darstellen. Denkbar wäre z.B. der Rückbau von Spielflächen, die ohnehin nicht mehr gebraucht werden, oder die Sperrung von Arealen, die zwar für Spielaktivitäten genutzt werden, ohne jedoch ausgewiesene Spielplätze zu sein (konkretes Beispiel: Bereiche von belasteten Halden, die für „wildes“ Kinderspiel genutzt werden).

Bei Überschreitung der Prüfwerte der BBodSchV in Bezug auf die Pflanzenqualität (Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze) stellt die Anhebung des pH-Wertes durch Kalkung bei den Parametern, die systemisch aufgenommen werden und deren Pflanzenverfügbarkeit – wie etwa im Fall von Blei – stark vom pH-Wert abhängt, eine einfache Maßnahme dar, deren Umsetzung weitere Sachverhaltsermittlungen, etwa in Form von Pflanzenuntersuchungen, erübrigen kann. An diesem Beispiel wird deutlich, dass es sich bei einfachen Maßnahmen auch um solche mit temporärer Wirkung handeln kann, die regelmäßig überprüft und bei Bedarf erneuert werden müssen.

6. Methoden zur weiteren Sachverhaltsermittlung (Detailuntersuchung)

Dieses Kapitel enthält die prinzipielle Beschreibung der im Rahmen der Detailuntersuchung zur Anwendung kommenden Methoden. Dabei beinhalten Kapitel 6.1 Untersuchungen am Boden, Kapitel 6.2 Untersuchungen zur Exposition und zum Transfer sowie die Kapitel 6.3 bzw. 6.4 schließlich Untersuchungen am Schutzgut Pflanze bzw. Mensch.

6.1. Untersuchungen am Boden

Die folgenden Kapitel 6.1.1 bis 6.1.5 befassen sich insbesondere mit der Analytik bodenbürtiger Schadstoffe.

6.1.1. Resorptionsverfügbarkeit

Zur Beantwortung der in der Phase der Detailuntersuchung wichtigen Frage nach den mobilen oder mobilisierbaren Schadstoffanteilen aus verschlucktem Boden (orale Aufnahme) ist in Hinblick auf den Wirkungspfad Boden-Mensch in den vergangenen Jahren ein Verfahren zur Ermittlung der Resorptionsverfügbarkeit entwickelt und normiert worden: DIN 19738. Dieses ist für diejenigen Parameter von Bedeutung, bei denen die orale Aufnahme entscheidend für die Festlegung des Prüfwertes ist.

Grundlage des Verfahrens ist die Erkenntnis, dass von dem an den Bodenpartikeln anhaftenden oder in die Bodenmatrix eingebundenen Schadstoffinventar im Verdauungstrakt nur ein gewisser Anteil durch Lösungs- oder Desorptionsprozesse freigesetzt wird und so für eine anschließende Resorption überhaupt zur Verfügung steht. Dies illustriert folgende Abbildung 3.

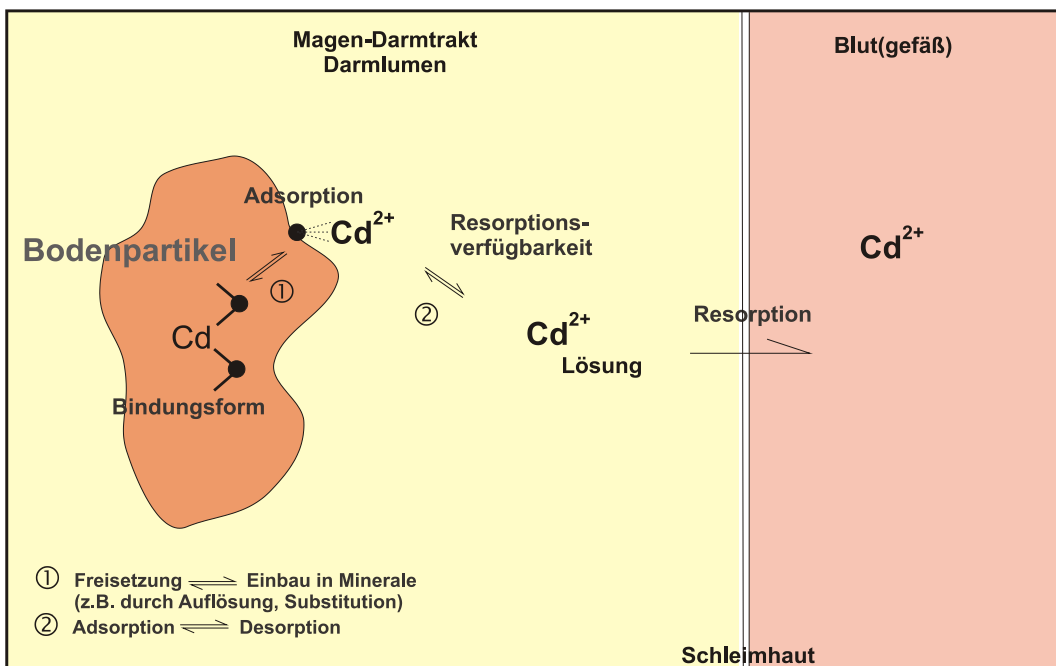


Abbildung 3: Prozesse im Vorfeld der Resorption am Beispiel Cadmium verunreinigter Bodenpartikel

Dabei ist zu berücksichtigen, dass bei der Ableitung der Prüfwerte, die zur Bewertung der Untersuchungsbefunde im Rahmen der Orientierungsuntersuchung herangezogen werden, generell angenommen wurde, dass die mit dem Boden aufgenommenen Schadstoffe zu 100 % im Magen-Darm-Trakt verfügbar sind (Resorptionsverfügbarkeit 100 %). Diese Annahme kann im Rahmen einer Detailuntersuchung genauer überprüft werden.

Vom *resorptionsverfügbaren* Anteil eines Schadstoffes kann wiederum nur ein gewisser Teil resorbiert werden, also die Darmwand passieren, und somit in Organe, Gewebe, Blut oder andere Körperflüssigkeiten gelangen, um dort – nun *bioverfügbar* genannt – seine schädliche Wirkung zu entfalten. Bei der Ableitung der stoffspezifischen Prüfwerte wurde der Prozess der Resorption berücksichtigt (s. auch Kapitel 7).

Den gesamten Vorgang illustriert Abbildung 4. Das in zuvor genannter DIN geregelte Verfahren bildet dabei als *in-vitro*-Modell den Prozess der Mobilisierung im Verdauungstrakt ab.

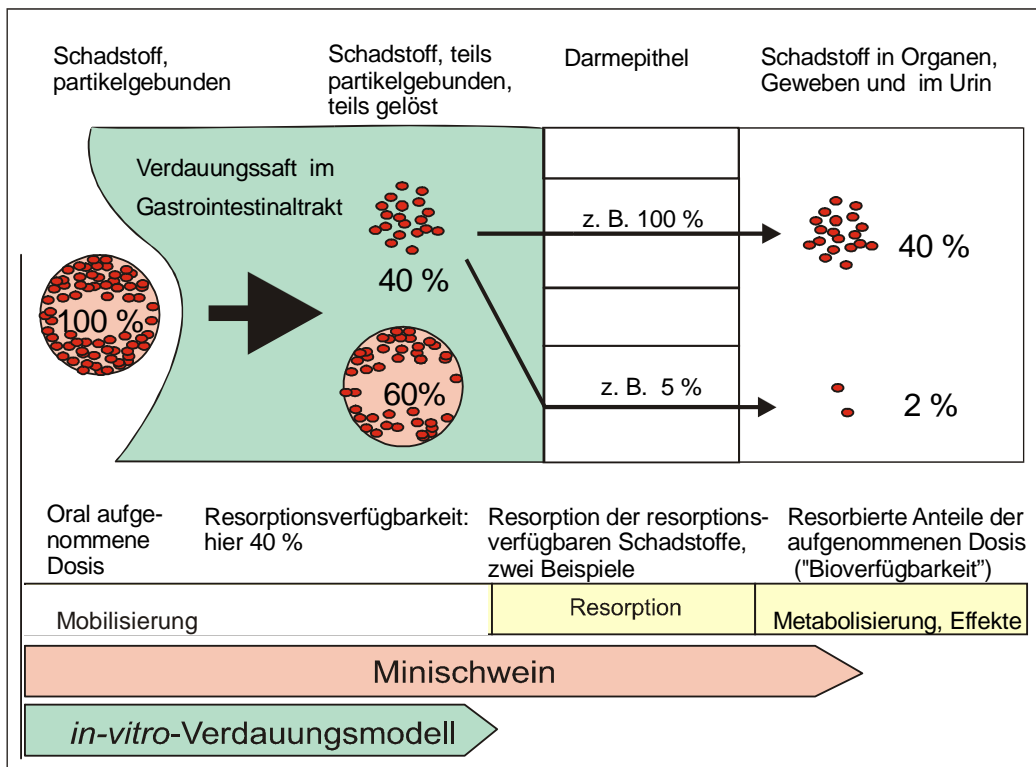


Abbildung 4: Schema der Aufnahme bodengebundener Schadstoffe über den Verdauungstrakt (HACK 1995)

Die in Abbildung 4 erwähnten Minischweine dienten als Versuchstiere zur Gewinnung grundlegender Erkenntnisse zu Resorptionsverfügbarkeit und Resorption bodengebundener Schadstoffe sowie zur Validierung der Ergebnisse des Modells (HACK et al. 2002).

Mit diesem Laborverfahren sollen also die Verhältnisse im Magen-Darmtrakt unter Laborbedingungen mit Hilfe synthetischer Verdauungssäfte (Magensaft, Darmsaft sowie in speziellen Fällen auch Speichel) physiologienah abgebildet werden. Dazu werden in der Regel⁴ im ers-

⁴ bei zusätzlicher Berücksichtigung der Schadstoffaufnahme über den Speichel: 2 g Feinboden zuvor bei 37°C mit 30 ml synthetischen Speichel bei pH 6,4 30 min lang extrahieren; in diesem Fall nur Zugabe von 70 ml synthetischem Magensaft im anschließenden Extraktionsschritt.

ten Schritt 2 g Feinboden (im Allgemeinen < 1 mm) mit 100 ml synthetischem Magensaft sowie ggf. Vollmilchpulver als Lebensmittelzusatz versetzt und für zwei Stunden bei einer Temperatur von 37°C und einem pH-Wert von 2 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 sechs Stunden. Es folgen die Abtrennung von Extrakt und festem Rückstand durch Zentrifugation sowie die Bestimmung der jeweiligen Schadstoffgehalte.

Laut DIN 19738 kann das Verfahren für eine Vielzahl anorganischer (z.B. Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Quecksilber, Thallium oder auch Radionuklide) und organischer Stoffe (z.B. PAK, PCB, HCB, PCDD/PCDF, HCH, DDT) Anwendung finden.

Als Ergebnis einer Befragung der Fachbehörden zu Untersuchungen und Erfahrungen im Umgang mit der Resorptionsverfügbarkeit (MACHOLZ 2010) wurde in Bezug auf die Häufigkeit der Messung der Resorptionsverfügbarkeit die folgende Reihenfolge genannt: Blei > Arsen > BaP > Cadmium. Mit großem Abstand zu diesen vier Stoffen folgen Quecksilber > Nickel > Chrom (ges.) > Chrom VI > Kupfer > Zink > Cyanide > Antimon > Thallium > Barium > Strontium > PCB > PCDD/F > MKW.

Als wesentliche Schlussfolgerungen aus den Rückläufen der Fragebögen wurde ausgeführt, dass

- Bewertungen der Resorptionsverfügbarkeit bereits erfolgreich in der Praxis durchgeführt werden,
- die Anwender des Verfahrens die Aufnahme der Bestimmung der Resorptionsverfügbarkeit nach DIN 19738 in die Novelle der BBodSchV empfehlen,
- aber dennoch bei der Mehrzahl der Behörden Informationsbedarf zum Bewertungsansatz der Resorptionsverfügbarkeit gesehen wird.

Die Angabe der resorptionsverfügbaren Gehalte bzw. der daraus abgeleiteten Resorptionsverfügbarkeit RV in % (resorptionsverfügbarer Anteil = $\text{Gehalt}_{\text{EXTRAKT}} / \text{Gehalt}_{\text{GESAMT}} * 100$) erfolgt dabei gemäß DIN stets als Mittelwert aus den Ergebnissen zweier einzelner Extraktionen, bei inhomogenen Materialien als Mittelwert aus drei einzelnen Extraktionen.

Die Summe aus dem gemittelten resorptionsverfügbaren Gehalt und dem gemittelten Gehalt im Rückstand sollte rechnerisch den Gesamtgehalt ergeben. Die Kenngröße dafür stellt die Wiederfindungsrate in % dar. Gemäß DIN wird eine Abweichung von $\pm 10\%$ für tolerabel erachtet.

Formel 1: Berechnung der Wiederfindungsrate

$$\text{Wiederfindungsrate [\%]} = \frac{\text{Gehalt}_{\text{resorptionsverfügbar}} + \text{Gehalt}_{\text{Sediment}}}{\text{Gehalt}_{\text{gesamt}}} * 100$$

Inwieweit der Gehalt im Rückstand grundsätzlich zu bestimmen ist, geht aus der DIN nicht eindeutig hervor. Im Rahmen der Qualitätssicherung ist dies allerdings gemäß DIN 19738 für eine Stichprobe von 5 % (jede 20. Probe) vorzusehen. Die Erfahrungen zeigen jedoch, dass eine Bestimmung der Gehalte im Sediment grundsätzlich von Vorteil ist, da sich so die Mög-

lichkeit bietet, das Endergebnis dieses komplizierten analytischen Verfahrens über die Bilanzierung zu verifizieren.

Dabei gilt jedoch 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. Eine gewisse Unwägbarkeit mag auch daran liegen, dass in der Praxis zumeist auf den Gesamtgehalt, der im Rahmen der Orientierungsuntersuchung ermittelt wurde, zurückgegriffen wird. Dieser Gesamtgehalt bezieht sich allerdings im Falle der Schwermetalle auf die < 100 µm gemahlene Fraktion < 2 mm.

Weiterhin ist es sinnvoll, auch die Einzelwerte der resorptionsverfügbaren bzw. im Rückstand verbleibenden Gehalte zu sichten. Wie die Erfahrungen (vgl. IFUA 2003) gezeigt haben, empfiehlt es sich, dabei die tolerierbare Abweichung von 10 % auf den theoretischen Mittelwert zu beziehen; d.h. die Abweitungstoleranz der Werte untereinander ist entsprechend höher. Bei größeren Abweichungen sind weitere Mehrfachbestimmungen, die über die o.g. Mindestanzahl hinausgehen, empfehlenswert.

In Vergleichsmessungen konnten HACK et al. (2002) zeigen, dass die Resorptionsverfügbarkeit in den Testansätzen mit Vollmilchpulver für Arsen, Blei, Cadmium und Chrom im Mittel etwa doppelt so hoch war wie in den Testansätzen ohne Vollmilchpulver. Für Quecksilber wurden noch höhere Resorptionsverfügbarkeiten ermittelt. Als Resümee wird von HACK et al. (2002) empfohlen, grundsätzlich Testansätze mit Vollmilchpulver anzuwenden. Dadurch soll sichergestellt werden, dass die Resorptionsverfügbarkeit von Schadstoffen aus Böden nicht unterschätzt wird und der resorptionsverfügbare Anteil der Schadstoffe im Bereich des Hauptaufnahmeorgans, nämlich des Dünndarms, realitätsnah und mit Blick auf den "worst case" bestimmt wird.

Das dabei im Laborverfahren eingesetzte Milchpulver kann laut Untersuchungen von IFUA (2003) durch Zersetzungsprodukte insbesondere die Analytik der PAK stark stören. Es sollte deshalb nur frisches Material (Alter bis ca. eine Woche) verwendet werden. Kleine Verpackungseinheiten sind dementsprechend zu bevorzugen.

In Untersuchungen wurde zudem festgestellt (HACK et al. 2002), dass die Anwendung synthetischen Speichels auch bei halbstündiger Extraktion im Vergleich zur Mobilisierung der Schadstoffe allein durch den Magen- und Darmsaft keine nennenswerte zusätzliche Mobilisierung von Schadstoffen aus Böden bewirkt. Nach HACK et al. (2002) kann daher bei der Ermittlung der Resorptionsverfügbarkeit von Schadstoffen aus Böden auf die Extraktion des Bodens mit Speichel verzichtet werden.

Die ausgewerteten Untersuchungen (HACK et al. 2002, IFUA 2003) lassen sich wie folgt zusammenfassen: Das Verfahren nach DIN 19738 ist für die Parameter Cadmium und Nickel tendenziell als geeignet einzustufen ist, während die Methode für Arsen und Blei nach den bisher vorliegenden Untersuchungsergebnissen als abgesichert und zur Überprüfung der Resorptionsverfügbarkeit im Rahmen der Gefahrenbeurteilung von schädlichen Bodenveränderungen abschließend als geeignet zu bewerten ist. Die Untersuchung der PAK ist methodisch prinzipiell auch möglich, ist aber mit größeren Unsicherheiten behaftet, die bei der Interpretation der Ergebnisse zu berücksichtigen sind.

6.1.2. Schadstoffgehalte in der Feinstfraktion

Für den Wirkungspfad Boden-Mensch kann neben der oralen Bodenaufnahme in Abhängigkeit von der Wirkweise einer Substanz auch die inhalative Bodenaufnahme über Staubaufwirbelungen bewertungsrelevant werden. Die BBodSchV sieht hierfür ein Szenario vor, in dem verschiedene Annahmen zur Exposition sowie substanzspezifische Konventionen zum Anreicherungsverhalten von Substanzen im Staub getroffen werden.

Basierend auf der Annahme, dass das Feinkorn des Bodens auf Grund physikalischer Gegebenheiten eine relativ zum Grobkorn höhere Anreicherung von Schadstoffen aufweist, wird gemäß BBodSchV für anorganische Stoffe ein Anreicherungsfaktor in der Feinstfraktion von 5, für organische Schadstoffe von 10 angenommen.

Als humantoxikologisch bedeutsame, lungengängige Fraktion sind dabei Partikel mit einem Durchmesser von $< 10 \mu\text{m}$ (**PM10**) anzusehen⁵ (vgl. EIKMANN et al. 1993; HEMPFLING et al. 1997; AGLMB 1995). Der Anteil der Staubpartikel $< 10 \mu\text{m}$ am Luftstaub wird für Stadtgebiete im Allgemeinen mit 85 % angenommen (vgl. EIKMANN et al. 1993).

Bei der Ableitung der Prüfwerte der BBodSchV für den Wirkungspfad Boden-Mensch wurde letztlich, ohne explizite Angabe der Staubpartikelgröße, von einer Staubkonzentration von 1 mg/m^3 Luft ausgegangen, die als wirkungsrelevant anzusehen ist. Im Sinne einer Überprüfung des standortspezifischen Anreicherungsverhaltens einer Substanz im Feinstaub könnte daher als Prüfschritt vorgesehen werden, die tatsächliche Schadstoffbelastung in der humantoxikologisch relevanten Feinstaubfraktion $< 10 \mu\text{m}$ des Bodens zu bestimmen, um den standardmäßig anzuwendenden Anreicherungsfaktor zu überprüfen. Dies ist allerdings aus methodischen Gründen schwierig umzusetzen. So lassen sich nach DIN 18123 bzw. 11277 Korngrößenfraktionen lediglich bis zu einem Durchmesser von $< 63 \mu\text{m}$ absieben, während eine weitere Differenzierung in Schluff- und Tonfraktionen bis $< 2 \mu\text{m}$ nur mittels Sedimentation nach Vorbehandlung beispielsweise mit Wasser oder durch Natriumpyrophosphat (vgl. DIN 19683, Blatt 2) möglich ist.

Vor diesem Hintergrund stellt es eine praktikable Möglichkeit dar, für die Analytik auf die Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ des Bodens zurückzugreifen, um die bestehenden Annahmen zum Anreicherungsverhalten von Substanzen im Staub näherungsweise zu überprüfen. Bestimmt werden dabei in Analogie zum Bodenmaterial selbst (hier Fraktion $< 2 \text{ mm}$), die Gesamtgehalte bzw. besonders relevante Spezies/Bindungsformen (z.B. Chrom VI).

Neben der Bestimmung der Schadstoffgehalte in der Feinstfraktion des Bodens als potenzieller Staubquelle, wären auch Untersuchungen zur Quantifizierung der Entwicklung bodenbürtiger Stäube selbst denkbar. Da diese jedoch von einer Vielzahl an Variablen (Bodenart, Bodendichte, Bedeckung des Bodens, Feuchtigkeit der Bodenoberfläche und meteorologischen Faktoren wie Wind, Niederschläge, Temperatur sowie nicht zuletzt vom Spielverhalten der Kinder selbst) abhängig ist, scheint dieser Ansatz in der Praxis wenig geeignet.

Weiterhin ist grundsätzlich zu berücksichtigen, dass sich die an einem Standort vorgefundene Staubbilastung nicht nur aus den feinen Partikeln des anstehenden Bodens speist, sondern auch auf diverse andere Emittenten zurückzuführen ist. Dies erschwert bodenbezogene

⁵ Nach TA-Luft werden für PM10 Immissionswerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit vorgegeben.

Aussagen, die sich aus einer etwaigen Untersuchung der Belastungen des Schwebstaubs am Standort ergeben.

6.1.3. Bindungsformen / Spezies

Vertiefende Untersuchungen der Bindungsformen sind insbesondere für Chrom und Quecksilber von Bedeutung. Sechswertiges Chrom (Chrom VI) gilt im Vergleich zum dreiwertigen Chrom als deutlich toxischer, so dass eine Bewertung etwaiger Chrom-Zufuhrmengen aus humantoxikologischer Sicht nach Oxidationsstufen getrennt vorgenommen werden sollte (vgl. hierzu EIKMANN et al. 1999ff; ZEDDEL 2001). Das Verfahren ist in DIN 19734 beschrieben. Im Rahmen der Plausibilitätsprüfung im Zuge der Ableitung der Prüfwerte wurde angenommen, dass Chrom VI im Boden üblicherweise nicht mehr als 40% Anteil am Chrom (gesamt) einnimmt (vgl. UBA 1999ff), was es im Rahmen der Detailuntersuchung zu überprüfen gilt. Es ist zudem sinnvoll, die Prüfung auf Chromat insbesondere auch an den Ergebnissen der historischen Recherche des Standortes zu orientieren, da Herkünfte aus speziellen Produktionsprozessen hier eine besondere Rolle spielen. Erhöhte Gehalte an Chrom VI sind insbesondere auf Altstandorten der Metallverarbeitung (Galvanik), Holzverarbeitung (Imprägnierung), Gerbereien, Gaswerken sowie Standorten mit Hausbrandasche und Asche aus der Holzverbrennung zu erwarten.

Bei Quecksilber ist zwischen anorganischen und organischen Quecksilberverbindungen zu differenzieren, da sich sowohl die Wirkendpunkte, als auch die Wirkstärken für anorganische und organische Quecksilberverbindungen unterscheiden (vgl. EIKMANN et al. 1999ff). Dabei sind im Boden auch Umwandlungsprozesse zwischen anorganischen und organischen Formen zu berücksichtigen. Durch Mikroorganismen, vor allem sulfatreduzierende Bakterien, kann anorganisches Quecksilber zu Methyl- oder Dimethylquecksilber methyliert werden (vgl. HEMPEL 1993, SCHUSTER 1991). Aber auch abiotische Vorgänge, z.B. Transmethylierungen durch andere Metallverbindungen, sind nachgewiesen worden (SCHUSTER 1991). Für elementares Quecksilber kann der orale Aufnahmepfad auf Grund der äußerst geringen Resorptionsrate (< 0,01%) vernachlässigt werden; umgekehrt kann jedoch wegen der hohen Flüchtigkeit dem inhalativen Pfad eine gewisse Relevanz zukommen.

Das Verhältnis von Methylquecksilber zum Gesamt-Quecksilber liegt für Böden meist deutlich unter 1%. Bedingt durch interne Prozesse der Methylierung unter anaeroben Bedingungen können in Moorböden ausnahmsweise bis zu 40 % des Gesamtquecksilbers als Methylquecksilber vorliegen (LITZ et al. 2004). In exemplarischen Untersuchungen auf quecksilberbelasteten Flächen wurden in der Regel 0,02 - 0,05 % bzw. bis max. 0,1% nachgewiesen (AHU & IFUA 1992), eine Größenordnung, die auch in neueren Untersuchungen bestätigt wurde (IFUA 2005, IFUA 2009). Als Erklärung wird angenommen, dass das Gleichgewicht für die Bildung bzw. Retention von Methylquecksilber im Boden ungünstig ist (vgl. SCHUSTER 1991). Wahrscheinlich wird das Gleichgewicht zwischen Methylquecksilberbildung und -abbau durch die Konzentration von Methylquecksilber kontrolliert, so dass eine Akkumulation von Methylquecksilber verhindert wird. SCHUSTER (1991) schließt in der Literaturstudie: "nur im Falle, dass das (mikrobiologisch gesteuerte) Gleichgewicht durch anthropogene Belastung des Bodens durch direkte Zufuhr von Methylquecksilber gestört wird, ist eine Anreicherung dieser organischen Quecksilberverbindung zu befürchten." In diesem Kontext sei auf spezielle Kontaminationen z.B. mit quecksilberhaltigen Pestiziden oder auf Standorte mit

Verarbeitung von Quecksilber (z.B. Produktion von Zündhütchen) verwiesen, weshalb die Ergebnisse der historischen Recherche unter Umständen von großer Bedeutung sind.

Die in der BBodSchV genannten Prüfwerte für Quecksilber von 10 bzw. 20 mg/kg für *Kinderspielflächen* bzw. *Wohngebiete* unterstellen, dass dieses Element sowohl in anorganischer, als auch in organischer Bindungsform im Boden vorliegt. Sofern keine organischen Bindungsformen bzw. diese nur in einem irrelevanten Ausmaß vorkommen, können die für anorganische Quecksilberverbindungen errechneten "Prüfwerte" für *Kinderspielflächen* bzw. *Wohngebiete* von 25 bzw. 50 mg/kg herangezogen werden (vgl. UBA 1999ff). Sofern ausschließlich organisches Quecksilber vorkommt, berechnen sich die entsprechenden "Prüfwerte" für *Kinderspielflächen* bzw. *Wohngebiete* auf 5 bzw. 10 mg/kg (vgl. UBA 1999ff).

Bei Überschreitung der auf Gesamtgehalte an Quecksilber bezogenen Prüfwerte der BBodSchV ist es also zweckmäßig, den tatsächlichen Anteil an organischem Quecksilber - z.B. auch im Rahmen einer Stichprobe bei größeren Untersuchungskampagnen - zu bestimmen, soweit relevante Anteile nicht durch anderweitige Erkenntnisse ausgeschlossen werden können, und die Gehalte an organischem und anorganischem Quecksilber den jeweiligen "Prüfwerten" (s.o.) gegenüberzustellen und abschließend zu bewerten. Im Fall des anorganischen Quecksilbers bliebe schließlich noch die Überprüfung der Resorptionsverfügbarkeit (vgl. Kapitel 6.1.1).

Bislang existieren für organische Quecksilberverbindungen in Böden keine standardisierten Analyseverfahren; als praxistaugliches Verfahren hat sich jedoch die Bestimmung von Methylquecksilber als Hauptkomponente organischer Quecksilberverbindungen im Boden herauskristallisiert, die beispielsweise nach saurem oder alkalischem Aufschluss und anschließender Extraktion mit organischen Lösemitteln (z.B. Toluol) und Bestimmung mittels AAS (Atomabsorption), AFS (Atomfluoreszenz) oder ICP MS (Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma) erfolgen kann (LITZ et al. 2004).

6.1.4. Bodenbedingte Einflussgrößen auf die Schadstoffmobilität

Die Mobilität von Stoffen im Boden generell sowie deren Pflanzenverfügbarkeit im Speziellen wird von einer Reihe von Bodenparametern beeinflusst (vgl. im Detail z.B. SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL 2010, BLUME 2004). Insbesondere sind in diesem Kontext zu nennen:

- pH-Wert (z.B. relevant bei Schwermetallen).
- Organische Substanz (z.B. relevant bei organischen Schadstoffen).
- Korngrößenverteilung bzw. Tonanteil (relevant bei anorganischen und organischen Schadstoffen).

Ist im Rahmen der orientierenden Untersuchung der Nachweis hoher Schadstoffgesamtgehalte erbracht worden, können ergänzende Untersuchungen dieser vergleichsweise einfach zu bestimmenden Bodenparameter einen Hinweis auf prinzipielle Verfügbarkeiten geben. Diese sind insbesondere dann bedeutsam, wenn die systemische Schadstoffaufnahme in Pflanzen über das Wurzelsystem beurteilt werden soll.

So nimmt beispielsweise bei **pH-Werten** oberhalb von ca. 5 (z.B. Blei) bis 6 (z.B. Cadmium oder Nickel) die Verfügbarkeit von Schwermetallen in der Regel ab, wobei unterschiedliche Ausprägungen dieses Einflusses in Abhängigkeit vom betrachteten Metall festzustellen sind. Auf kontaminierten Standorten, wo auf Grund der Historie mit gut gepufferten Substraten zu rechnen ist (z.B. Schlackenrückstände), kann somit trotz hoher Metallgesamtgehalte der Boden-Pflanze-Pfad auf Grund des konstant hohen pH-Wertes aktuell wenig relevant sein. Andererseits lässt sich bei hohen mobilen Schwermetallgehalten aus der Kenntnis des pH-Wertes in Verbindung mit dem Gesamtgehalt beurteilen, ob sich durch pH-Wert-Erhöhung der mobile Schwermetallgehalt bewertungsrelevant verringern lässt. Auch zur Ableitung gebietsspezifischer Regressionsgleichungen zur Pflanzenverfügbarkeit von Schadstoffen ist die Kenntnis der pH-Werte unabdingbar (vgl. Kapitel 6.2.2.2).

Bei Nachweis von z.B. hohen Gehalten organischer Schadstoffe (soweit diese überhaupt über die Wurzel aufgenommen werden können) kann ebenfalls eine eingeschränkte Relevanz gegeben sein, wenn der Boden einen hohen Anteil **organischer Substanz** (ermittelt beispielsweise als TOC) aufweist. Diese bindet insbesondere organische Schadstoffe so, dass sie für Pflanzen über die Rhizosphäre, aber auch über den Weg der Ausgasung, kaum verfügbar sind.

Ebenso können Böden mit hohem **Tonanteil**, der sich im Rahmen von Korngrößenanalysen ermitteln lässt, Schadstoffe gut binden, so dass insbesondere die Aufnahme über das pflanzliche Wurzelsystem vermindert wird. Korngrößenanalysen sind in der Regel jedoch sehr aufwändig. In vielen Fällen reicht eine akkurate Bestimmung der Bodenart gemäß KA 5 (AG BODEN 2005) mittels Fingerprobe aus. Die Kenntnis von Bodenart und TOC-Gehalt ist zudem für die Zuordnung des Ziel-pH-Wertes, dem in der Landwirtschaft eine große Bedeutung zukommt, notwendig. Dieser Ziel-pH-Wert hat wiederum Bedeutung in Hinblick auf die Pflanzenverfügbarkeit von Schadstoffen.

Als Fazit ist festzuhalten, dass die Bestimmung der die Verfügbarkeit beeinflussenden Bodenparameter methodisch einfach und kostengünstig ist und zusätzliche Anhaltspunkte für die Bewertung des Boden-Pflanze-Pfades liefert. Zumindest der pH-Wert sollte damit in keiner Bodenuntersuchung fehlen. In der Bewertung der Daten sind jedoch auch die Grenzen der Aussagekraft zu berücksichtigen. Dies steht im Einklang mit den Darstellungen der BBodSchV: Während die Vorsorgewerte z.T. eine Differenzierung in Hinblick auf TOC und pH-Wert erfahren, wird darauf auf der Ebene der Prüf- bzw. Maßnahmenwerte aus den folgenden Gründen verzichtet:

- Die möglicherweise zeitlich begrenzte Gültigkeit der Daten ist zu beachten (z.B. ist der pH-Wert keine langfristig stabile Größe, sondern sowohl durch nutzungsbedingte Einflüsse (Kalkung), wie natürlich wirksame Prozesse (Redoxreaktionen, saurer Regen, etc.) veränderbar).
- Der Pfad der Anlagerung und Auflagerung von Schadstoffen auf (auch oberirdische) Pflanzenteile ist über diesen Weg nicht näher abzuschätzen.

6.1.5. Pflanzenverfügbarkeit

Zur Abschätzung, inwieweit Schwermetalle und Arsen aus dem Boden in angebaute Nutzpflanzen gelangen können, hat sich ein Verfahren zur Bestimmung der Pflanzenverfügbarkeit

bewährt, das in DIN 19730 beschrieben ist und als Extraktionsverfahren zur Überprüfung des Wirkungspfades Boden-Pflanze in Hinblick auf die Pflanzenqualität im Anhang 1 der BBodSchV für Blei, Cadmium und Thallium vorgegeben ist⁶. Dies steht im Einklang mit dem Vorschlag der LABO-ad-hoc-AG "Schwermetalltransfer Boden/Pflanze". Darüber hinaus wurde die Eignung des Verfahrens in der Literatur auch für eine Reihe weiterer Elemente beschrieben (z.B. PRÜESS 1992, LIEBE et al. 1997).

Bei diesem Verfahren wird die Bodenprobe (< 2 mm) für 2 Stunden bei 20±2°C mit 1 mol/l NH₄NO₃-Lösung (Ammoniumnitrat) im Verhältnis 1 : 2,5 geschüttelt und anschließend filtriert.

Grundsätzlich ist auf eine ausreichend niedrige Bestimmungsgrenze (BG) zu achten (höchstens ½ Beurteilungswert; falls Regressionsgleichungen erstellt werden sollen, noch geringer, um Verzerrungen zu vermeiden).

Die Ergebnisse dieser Untersuchungen im Ammoniumnitratextrakt können dazu dienen, standortspezifische Abschätzungen für den Schadstofftransfer vom Boden in die Pflanze durchzuführen (vgl. Kapitel 6.2.2.2).

Neben bodenbedingten Parametern sind auch substanzbedingte Einflussgrößen in der Beurteilung der Pflanzenverfügbarkeit von Bedeutung. Sehr weitgehende Kenntnisse liegen in diesem Zusammenhang insbesondere für Schwermetalle vor (vgl. im Detail z.B. SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL 2010, BLUME 2004, BRÜMMER et al. 1994, WILD 1995, LABO 1998).

So ist grundsätzlich z.B. eine - vereinfachte - allgemeine Aussage hinsichtlich der Reihenfolge der Metallmobilität im Boden möglich. Zink und Cadmium verhalten sich z.B. deutlich mobiler als Kupfer und Nickel oder gar Blei und Arsen. 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 aufgenommen werden können.

In diesem Kontext ist jedoch zu betonen, dass die Relevanz des Boden-Pflanze-Pfades für das Schutzgut menschliche Gesundheit über die Verschmutzung der Pflanzen mit Bodenmaterial bzw. die Einlagerung von Schadstoffen in die Kutikula durch diese hier vorgestellten Untersuchungen zur Pflanzenverfügbarkeit nicht erfassbar und ggf. anderweitig abzuschätzen ist. Einen wichtigen Parameter in diesem Zusammenhang stellt Benzo(a)pyren als Vertreter der PAK dar.

Wie in vergleichenden Lysimeterversuchen gezeigt wurde, ist keine nennenswerte systemische Aufnahme der PAK aus dem Boden anzunehmen (DELSCHEN et al. 1999). Untersuchungen zur Pflanzenverfügbarkeit sind daher nicht als zielführend anzusehen. Dahingegen dominiert bei vorhandenen Bodenbelastungen hinsichtlich der humantoxikologisch relevanten höhermolekularen PAK - wie Benzo(a)pyren - der Kontaminationspfad über die äußere Anlagerung schadstoffbelasteter Bodenpartikel mit anschließendem PAK-Übergang Boden/Pflanzenoberfläche ("Direktübergang") (DELSCHEN et al. 1999). Da dieser "Direktübergang" insbesondere witterungsabhängig ist, sind zuverlässige und belastbare Abschätzun-

⁶ sowie für Arsen, Kupfer, Nickel und Zink in Hinblick auf Wachstumsbeeinträchtigungen, die allerdings als spezifisches Thema der Landwirtschaft nicht Gegenstand des vorliegenden Arbeitsblattes sind.

gen der zu erwartenden Pflanzenkonzentration in Abhängigkeit des Bodenuntersuchungsergebnisses kaum möglich. Adäquate Untersuchungsmethoden zur Überprüfung dieses Direktübergangs sind bislang nicht erkennbar. Deshalb kommt hauptsächlich eine Expositionsabschätzung für die Einzelfallprüfung bei PAK-Belastungen auf Flächen mit Nutzpflanzenanbau in Betracht (vgl. Kapitel 6.2.2).

6.2. Expositionsabschätzungen

Expositionsüberlegungen dienen dazu, abschätzen zu können, welcher Schadstoffmenge der Mensch auf Grund seines Aufenthalts bzw. seines Verhaltens ausgesetzt ist (vgl. auch DIN ISO 15800 (2004)). Grundlage für eine Quantifizierung der Expositionsbedingungen stellen anthropometrische Daten wie Alter, Gewicht oder Lebensalter zur Charakterisierung der Nutzergruppen dar. Gleichzeitig sind aber auch Annahmen zur Charakterisierung des Verhaltens, wie beispielsweise zu Expositionshäufigkeit und -dauer, Spielverhalten, Anbau- und Verzehrsgewohnheiten, erforderlich.

Zur Ableitung der in der BBodSchV vorgegebenen Prüfwerte wurden hierzu explizit Expositionsannahmen für die Nutzungsszenarien *Kinderspielfläche*, *Wohngebiet* sowie *Park- und Freizeitanlage* vorgegeben, die noch um die Nutzungsszenarien *Wohngarten und Kleingarten*, *Nutzgarten* sowie *Sport- und Bolzplatz* zu ergänzen sind (vgl. Kapitel 4.1).

Die den Nutzungsszenarien zugrunde liegenden Modellannahmen und Konventionen beruhen im Wesentlichen auf Auswertungen empirischer Ergebnisse zur Ableitung von Standards zur Expositionsabschätzung der ad hoc Länderarbeitsgruppe "Risikoabschätzung und -bewertung in der Umwelthygiene" (AGLMB 1995).

In der Zwischenzeit erfolgte mit dem Forschungsprojekt "Evaluation von Standards und Modellen zur probabilistischen Expositionsabschätzung" eine Fortschreibung der Datengrundlage, die für verteilungsbasierte Expositionsmodellierungen herangezogen werden kann, (vgl. MEKEL et al. 2007a-d). Diese Daten sind jedoch bislang nicht in die Beschreibung der Nutzungsszenarien nach BBodSchV eingeflossen. Vielmehr entspricht die aktuelle Vorgehensweise der Annahme des "ungünstigen Falles", die von der AGLMB (1995) dann empfohlen wurde, wenn sichergestellt werden soll, dass bestehende Unsicherheiten sich nicht zu Lasten der Gesundheit betroffener Bevölkerungsgruppen auswirken. Als statistische Kenngrößen wurden in der Regel obere Perzentilwerte (z.B. 95. Perzentil) aus empirischen Erhebungen verwendet.

Zunächst gilt es zu klären, welcher Nutzung die Fläche aktuell bzw. potenziell unterliegt (vgl. Kapitel 4.3), um daraus ableiten zu können, welches Nutzungsszenario und damit welche Expositionsstandards bzw. individuellen Expositionsbedingungen anzunehmen bzw. zu überprüfen sind. Sofern von der potenziellen Nutzung abweichend, schließt sich daran eine Bewertung in Hinblick auf die planungsrechtlich zulässige Nutzung an.

6.2.1. Wirkungspfad Boden-Mensch (Direktpfad)

Der Wirkungspfad Boden-Mensch (Direktpfad) beschreibt die mögliche Schadstoffzufuhr, die durch direkten Kontakt von kontaminiertem Boden bei entsprechenden Aktivitäten auf der Fläche erfolgen kann.

Bei der Betrachtung dieses Wirkungspfades ist neben der **oralen** Bodenaufnahme (Verschlucken) auch der **inhalative** Aufnahmepfad (Einatmen) von Relevanz, der je nach substanzspezifischer Wirksamkeit in seiner Bedeutung variieren kann. Eine **dermale** Aufnahme ist prinzipiell durch auf der unbedeckten Haut anhaftende Bodenpartikel denkbar. Die Relevanz der Schadstoffaufnahme über diesen Aufnahmepfad ist jedoch für die Stoffgruppe der Halb- und Schwermetalle eher nachrangig und kann lediglich für organische, lipophile Substanzen bedeutsam sein (z.B. Nitroaromaten).

Im Folgenden werden die möglichen Aufnahmepfade hinsichtlich der zugrunde gelegten Expositionsannahmen differenziert behandelt sowie die möglichen Prüfschritte für die verschiedenen Nutzungsszenarien erörtert.

6.2.1.1 Orale Aufnahme bodenbürtiger Schadstoffe

Für die Abschätzung der oralen Bodenaufnahme wurden spielende Kinder als die sensibelste Nutzergruppe angesehen, für die gemäß Empfehlungen der AGLMB (1995) folgende Annahmen in die Prüfwertableitung (Direktpfad) eingingen (UBA 1999ff):

Tabelle 2: Expositionsannahmen zur Ableitung von Prüfwerten für den Wirkungspfad Boden-Mensch (orale Aufnahme)

Parameter	Faktor/Annahme	Einheit
Alter der Nutzer (Jahre)	1-8	a
Körpergewicht (KG) der Nutzer	10	kg
Expositionshäufigkeit (Tage/Jahr)	240	d/a
Bodenaufnahme, oral		
Kinderspielfläche	0,5	g/Spieltag
Wohngebiet	0,25	
Park- und Freizeitanlage	0,1	
Expositionszeitfaktor L für kanzerogene Substanzen (70a/8a)	8,75	dimensionslos
Bodenaufnahme, akut, einmalig	10	g

Mit Hilfe dieser getroffenen Annahmen lässt sich die über das Jahr gemittelte durchschnittliche Bodenaufnahmerate für die sensibelste Nutzergruppe "Kinder" auf Kinderspielflächen von 33 mg/kg Körpergewicht und Tag berechnen (vgl. hierzu UBA 1999ff). Für Wohngebiete beträgt die Bodenaufnahmerate im Jahresmittel 16,5 mg/kg Körpergewicht und Tag. Die Prüfwertableitung erfolgt gemäß UBA (1999ff) nach den Formeln für nicht-kanzerogene Stoffe und für kanzerogene Stoffe.

Bei der Ableitung der Prüfwerte wurde außerdem berücksichtigt, dass für die Mehrzahl der Parameter in der Regel "**Hintergrundexpositionen**" (HG) bestehen, die z.B. in Folge des Verzehrs entsprechend belasteter Nahrungsmittel zustande kommen. Da nur für wenige Stoffe empirische Daten darüber vorliegen, wurde diese generell mit pauschal 80 % der humantoxikologisch tolerablen Körperdosis (TRD-Wert) angenommen (vgl. UBA 1999ff).

Abweichende Annahmen zur Berücksichtigung der Hintergrundexposition sind denkbar für Stoffe, für die belastbare Daten zur tatsächlichen Hintergrundexposition (wenn möglich aus Duplikatstudien) vorliegen. Bei den hier zu betrachtenden Parametern (vgl. Kapitel 7) er-

scheint eine Absenkung der Ausschöpfungsquote auf Grund der üblichen Hintergrundexposition jedoch nicht empfehlenswert.

Zur Abschätzung der Schadstoffaufnahme aus dem Boden wird allgemein unterstellt, dass diese zu 100 % resorptionsverfügbar sind (vgl. Kapitel 6.1.1 und 8).

Im Folgenden werden die Expositionsannahmen zur Bodenaufnahmemenge und zur Nutzungsfrequenz, die ggf. im Rahmen der Beurteilung aktueller Nutzungen überprüft werden können, unter Berücksichtigung der verschiedenen Nutzungsszenarien im Detail erörtert.

Besteht auf Grund der **akut toxischen Wirkungen** einer Substanz (beispielsweise Cyanide oder Arsen, vgl. Kapitel 7) bereits nach einmaliger Aufnahme die Gefahr akuter Wirkungen, sind keine weiteren Prüfschritte zur Expositionsabschätzung möglich, wobei allerdings Untersuchungen zur Verfügbarkeit (vgl. z.B. Kapitel 6.1.1) die Dringlichkeit erforderlicher Maßnahmen konkretisieren. Da für alle hier betrachteten Szenarien (*Kinderspielfläche, Wohngarten und Kleingarten, Wohngebiet, Park- und Freizeitanlage, Sport- und Bolzplatz*) eine einmalige hohe Bodenaufnahme nicht ausgeschlossen werden kann, ist für diese Szenarien grundsätzlich die Berücksichtigung einmaliger hoher Aufnahmemengen bei Stoffen mit hoher akuter Toxizität erforderlich (vgl. UBA 1999ff).

Auf Grund veränderter Expositionsbedingungen im Einzelfall kann ein einzelfallbezogener Beurteilungswert (BW) errechnet werden (vgl. Kap. 8). Veränderte Expositionsbedingungen für den Direktpfad sind nachfolgend beschrieben:

Bodenaufnahmemenge

Einzelfallprüfungen hinsichtlich der verwendeten Expositionsannahmen für die orale Bodenaufnahmemenge sind für das Szenario *Kinderspielfläche* standardmäßig nicht durchzuführen, da Flächen zu bewerten sind, die von unterschiedlichsten Nutzern (jedoch in sehr einheitlicher Art und Weise) frequentiert werden. Daher können individuelle Annahmen und Angaben nicht oder nur pauschalisiert in die Ableitung einfließen. In der Einzelfallprüfung erscheint die Aufnahme der besonderen Expositionsbedingungen daher verzichtbar. Untersuchungen zur Verfügbarkeit der Schadstoffe stellen in diesem Kontext allerdings einen sinnvollen Prüfschritt dar (vgl. Kapitel 6.1.1)

Davon zu unterscheiden sind jedoch ausgewiesene *Kinderspielplätze*, die beispielsweise ab einer bestimmten Flächengröße (vgl. Fallbeispiele 1 und 3) durchaus unterschiedliche Nutzungsstrukturen aufweisen können. Dies erlaubt möglicherweise eine Differenzierung und Zuordnung von Teilflächen in unterschiedliche Nutzungsszenarien und damit eine differenzierte weitere Sachverhaltsermittlung.

Die Nutzungen *Wohngarten und Kleingarten* sowie *Wohngebiet* sind dahingegen durch unterschiedliche Nutzungsformen und -intensitäten gekennzeichnet (vgl. Kapitel 4.1), so dass deren aktuelle Nutzung im Gegensatz zu Kinderspielflächen anhand von Pauschalannahmen häufig nur unzureichend abgebildet wird.

Nach den Standardannahmen der Prüfwertableitung wird für *Wohngarten und Kleingarten* von einer intensiven Nutzung der Flächen durch spielende Kinder ausgegangen. Es wird daher angenommen, dass auf diesen Flächen Kinder an 120 Tagen im Jahr 0,5 g Boden bzw. an 240 Tagen im Jahr 0,25 g Boden beim Spielen aufnehmen. Für *Park- und Freizeit-*

anlagen werden dementsprechend Annahmen von 0,1 g Bodenaufnahme an 240 Tagen bzw. 0,5 g Bodenaufnahme an 48 Tagen im Jahr unterstellt (vgl. UBA 1999ff).

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 Spannweite des möglichen Verhaltens von Kindern erfasst wurde. Die Anwendung des nach BBodSchV vorgegebenen Standards von 0,5 g/Spieltag bzw. 0,25 g/Spieltag erscheint vor diesem Hintergrund "im ungünstigen Fall" als ausreichend konservativ.

Sollen nun jedoch abweichend von den Expositionsannahmen zur Ableitung der Prüfwerte der BBodSchV realitätsnähere Annahmen getroffen und die im Durchschnitt zu erwartenden Verhältnisse abgebildet werden, kann nach den Empfehlungen der AGLMB (1995) auch ein "wahrscheinlicher Fall" angenommen werden, für den orale Bodenaufnahmen von 0,02 bis 0,1 g Boden pro Tag ermittelt wurden. Der Wert kann zudem in Abhängigkeit von detaillierten Kenntnissen z. B. zur Zugänglichkeit des Bodens angepasst werden.

Da *Wohngärten* und *Kleingärten* sowie *Wohngebietsflächen* in der Regel durch unterschiedliche Nutzungsstrukturen charakterisiert sind, kann durch das Einbeziehen der aktuellen Nutzung eine Annäherung an die tatsächliche Belastungssituation erreicht werden. In einem Wohngebiet mit heterogener Nutzungsstruktur können beispielsweise Gärten durch intensives Bearbeiten oder Spielen genutzt werden. Im Gegensatz dazu können aber auch Gärten ausschließlich aus einer Rasenfläche zwischen Häusern (häufig Mehrfamilienhäusern) bestehen ("Abstandsgrün"). Dazwischen sind alle Übergänge möglich. Auch unterschiedliche Subnutzungen z.B. in einem Wohngarten unter Einbeziehung der jeweiligen Flächenanteile können zu einer Konkretisierung beitragen.

Wurde eine Fläche im Rahmen der Orientierungsuntersuchung als *Wohngarten und Kleingarten* eingestuft (vgl. Kapitel 4.1), ist als erstes zu prüfen, ob auf der Fläche intensives Kinderspiel stattfindet. Dieses kann durch das Vorhandensein von Spielgeräten oder Spielflächen erkennbar sein oder aber durch Befragung der Nutzer erhoben werden. Gibt es konkrete Hinweise für Kinderspiel mit intensivem Bodenkontakt, ist in diesem Fall nicht auszuschließen, dass sich Kinder auf der gesamten Gartenfläche aufhalten bzw. spielen. Daher sollten für Expositionsabschätzungen grundsätzlich die Standards zur Bodenaufnahme auf Kinderspielflächen (0,5 g/Tag) beibehalten werden. Weitere Prüfschritte stellen in diesem Fall Verfügbarkeitsuntersuchungen (vgl. Kapitel 6.1.1) dar.

Konnte dagegen durch Begehung oder Befragung der Nutzer festgestellt werden, dass in einem *Wohngarten und Kleingarten* kein regelmäßiges, intensives Kinderspiel stattfindet, bestehen für die weitere Sachverhaltsermittlung zwei Optionen. Zum einen kann die Fläche auf Grund ihrer aktuellen Nutzung als *Wohngebietsfläche* eingestuft und bewertet werden. Zum anderen kann auch eine möglichst realitätsnahe Abschätzung der Expositionsbedingungen erfolgen, indem - unter der Annahme einer gleichen Aufenthaltsdauer auf nutzungsspezifischen Teilflächen eines Gartens - ein flächenbezogener Ansatz zur Ermittlung täglicher Boden-Aufnahmemengen herangezogen wird (vgl. Tabelle 3).

Wurde eine Fläche im Rahmen der Orientierungsuntersuchung als *Wohngebiet* eingestuft, wird standardgemäß von weniger intensivem Kinderspiel ausgegangen. Gibt es jedoch auf Grund vorhandener Spielgeräte, etc. Hinweise auf intensives Kinderspiel, sollten spätestens

im Rahmen der Detailuntersuchung sinnhafte Teilflächen gebildet und erkennbare Kinderspielflächen getrennt bewertet werden. Für Flächen, auf denen kein regelmäßiges Spiel von Kleinkindern mit intensivem Bodenkontakt anzunehmen ist oder bei denen nur ein geringer Kontakt mit dem Boden möglich ist (z. B. bei einer geschlossenen Rasendecke), kann unter Berücksichtigung erkennbarer Subnutzungen eine Abschätzung der möglichen Expositionsbedingungen erfolgen.

Um die nutzungsbedingten Bodenaufnahmemengen näherungsweise quantifizieren zu können, bietet sich die Betrachtung sinnhafter Subnutzungen an. Mit Hilfe dieser Kategorien kann auf eine praktikable Weise die tatsächliche Nutzung in die Bewertung eingehen. Tabelle 3 enthält einen Vorschlag zur Annahme von Bodenaufnahmemengen für verschiedene Subnutzungen, wobei konservative Annahmen für Nutz- und Ziergarten gewählt wurden.

Tabelle 3: Vorschlag zur Berücksichtigung von Subnutzungen bei der oralen Bodenaufnahmemenge

Subnutzung	Aufnahmemenge in g/Tag	Bemerkung
Nutzgarten	0,25	offener Boden, direkter Kontakt uneingeschränkt möglich
Ziergarten	0,25	offener Boden, direkter Kontakt uneingeschränkt möglich
Rasen	0,1	Rasenbewuchs limitiert den Bodenkontakt

In diese Systematik gehen auch die Zugänglichkeit und die Vegetationsbedeckung des Grundstücks ein. Während bei einer freiliegenden Bodenkrume (Nutzgarten, Ziergarten) oder Rasenflächen die Aufnahme von Boden möglich ist, wird für eine mit Bodendeckern dicht bewachsene oder unzugängliche Fläche keine Bodenaufnahme angenommen.

Unzugängliche (versiegelte, befestigte oder bedeckte) Teilflächen sollten nicht anteilig mit einbezogen werden, da diese nicht der sensiblen Gartennutzung zuzuordnen sind.

Die den Subnutzungen Ziergarten und Rasen zugeordneten Bodenaufnahmemengen sind so gewählt, dass das für Park- und Freizeitanlagen geltende Niveau von 0,1 g/Tag nicht unterschritten wird.

Mit Hilfe von prozentualen Flächenanteilen kann nun parzellenbezogen die aktuelle Nutzung in die Abschätzung der oralen Bodenaufnahmemenge einbezogen werden (Beispiel vgl. Tabelle 4). Versiegelte, unzugängliche oder dicht bewachsene Flächen gehen in die Berechnung der Flächenanteile für die Bodenaufnahme nicht mit ein.

Tabelle 4: Berechnung der parzellenbezogenen täglichen Boden-Aufnahmemenge (Beispiel)

Subnutzung	Aufnahmemenge in g/Tag	Flächenanteil (Beispiel)	Aufnahmemenge pro Nutzungsanteil in g/Tag
Nutzgarten	0,25	10 %	0,025
Ziergarten	0,25	20 %	0,05
Rasen	0,1	70 %	0,07
Summe		100 %	0,145

Das gewählte Beispiel zeigt, dass für diese spezielle Konstellation die orale Bodenaufnahmemenge unter Berücksichtigung der aktuellen Nutzung (0,145 g/Tag) deutlich unterhalb der Standardannahme für *Wohngebiete* (0,25 g/Tag) liegt und damit eine aktuelle Gefahrenüberschätzung korrigiert werden kann. Bei dieser Vorgehensweise bleibt gewährleistet, dass die Beurteilung der Fläche nicht weniger sensibel als für das Nutzungsszenario *Park- und Freizeitanlage* erfolgen kann (s.o.).

Das Ergebnis ist allerdings nicht auf die potenzielle oder die planungsrechtlich zulässige Nutzung zu übertragen (vgl. Kapitel 4.3).

Expositionshäufigkeit

Zusätzlich zu den oben genannten Nutzungsanteilen spielt auch die Expositionshäufigkeit eine Rolle in der Einzelfallbetrachtung, die insbesondere auch von der Art der Fläche abhängt. In einem intensiv genutzten *Wohngarten* 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. Die Anwendung dieses nach BBodSchV vorgegebenen Standards erscheint zur Abschätzung des Wirkungspfadest Boden-Mensch in *Wohngärten* nach potenzieller oder planungsrechtlich zulässiger Nutzung daher ausreichend konservativ.

Da *Kleingärten* jedoch im Gegensatz zu *Wohngärten* durchschnittlich 3 km vom Wohnhaus entfernt liegen, ist zu erwarten, dass die Aufenthaltszeiten in *Kleingärten* zumindest für Kleinkinder, die beaufsichtigt werden müssen, im Vergleich zu *Wohngärten* deutlich niedriger liegen. 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)⁷ im Mittel rund 125 Tage pro Jahr im *Kleingarten* 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. Zur grundsätzlichen Abschätzung des Wirkungspfadest Boden-Mensch in *Kleingärten* können daher ggf. auch weitergehende Überlegungen zur standortspezifischen Expositionshäufigkeit integriert werden.

⁷ 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.

Zur Feststellung der aktuellen Expositionshäufigkeit können standortspezifische Befragungen oder Erhebungen zur einzelfallbezogenen Abschätzung durchgeführt und ausgewertet werden. In der Praxis liegen hierzu jedoch bislang nur eingeschränkt Erfahrungen vor (vgl. BARKOWSKI et al. 2005).

6.2.1.2 Inhalative Aufnahme bodenbürtiger Schadstoffe

Nach BBodSchV wurde für die Ableitung der Prüfwerte ergänzend zur Betrachtung der oralen Bodenaufnahme auch geprüft, inwieweit eine inhalative Aufnahme von Boden-Feinpartikeln in der Außenluft zu einer relevanten Belastung führen kann.

Als Bewertungsgrundlage für eine inhalative Aufnahme bodenbürtiger Schadstoffe wurden zum einen entsprechende Daten aus der Toxikologie herangezogen, die die tolerable Körperdosis oder Luftkonzentration für eine toxische Substanz (bzw. das entsprechende *unit risk* für kanzerogene Substanzen) nach inhalativer Aufnahme charakterisieren. Zum anderen wurden entsprechende Nutzungsszenarien entwickelt, die die anzunehmenden Aufnahmeraten quantifizieren.

Die erforderlichen Expositionsannahmen zur Quantifizierung der Nutzungsszenarien wurden für *Kinderspielflächen* gemäß den Vorgaben der BBodSchV bzw. der Empfehlungen für *Sport- und Bolzplätze* nach DELSCHEN et al. (2006) wie folgt angenommen (s. Tabelle 5):

Tabelle 5: Expositionsannahmen zur Ableitung von Prüfwerten für den Wirkungspfad Boden-Mensch (inhalative Aufnahme)

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
Allgemeine Annahmen		
Anreicherungsfaktor im Feinstaub für Metalle	5	dimensionslos
für organische Stoffe	10	
*: Für Nickel kommen dagegen auf Grund dessen lokalen Respirationstoxizität die Expositionsannahmen für die C-Jugend (12 bis 14 Jahre) zum Tragen (siehe hierzu DELSCHEN et al. 2006)		

Mit Hilfe dieser Expositionsannahmen lässt sich für die sensibelste Nutzergruppe Kinder beispielsweise für Kinderspielflächen eine durchschnittliche inhalative Boden-/Staubaufnahme von 0,082 mg/kg Körpergewicht x Tag errechnen (vgl. hierzu UBA 1999ff).

Analog zur oralen Bodenaufnahme (vgl. Kapitel 6.2.1.1) wird die inhalative Boden/Staubaufnahme für die weiteren Szenarien durch Anwendung von Faktoren ermittelt, so dass sich für das Szenario *Wohngebiet* eine durchschnittliche inhalative Boden-/Staubaufnahme von 0,041 mg/kg Körpergewicht und Tag ergibt (Faktor 0,5 gegenüber *Kinderspielflächen*), für *Park- und Freizeitanlagen* von 0,0164 mg/kg Körpergewicht und Tag (Faktor 0,2 gegenüber *Kinderspielflächen*). Für *Bolz- und Sportplätze* errechnet sich eine Boden/Staubaufnahme von 0,119 mg/kg Körpergewicht und Tag (Faktor 1,45 gegenüber *Kinderspielflächen*).

Für die hier betrachteten Substanzen wurde zur Prüfwertableitung für die Nutzungsszenarien *Kinderspielfläche* und *Wohngebiete* jeweils eine Parallelberechnung sowohl für die orale als auch die inhalative Boden-/Staubaufnahme durchgeführt. Im Vergleich zeigte sich, dass lediglich für Chrom - als Chrom VI - und Nickel, die nach inhalativer Aufnahme als vergleichsweise toxischer gelten, die Berechnung für den inhalativen Aufnahmepfad bewertungsrelevant und letztendlich in die Prüfwertableitung eingeflossen ist (vgl. Kapitel 7.1.4 und 7.1.6). Die Betrachtung für Benzo(a)pyren ergab, dass die inhalative Boden/Staubaufnahme zwar bedeutsam ist, aber letztlich die orale Bodenaufnahme die Ableitung der Prüfwerte begründete. Für alle weiteren Substanzen war jeweils die orale Bodenaufnahme ausschlaggebend für die Prüfwertableitung.

Für *Sport- und Bolzplätze*, die als Anlagen für soziale, gesundheitliche und sportliche Zwecke zu fassen sind, werden in der BBodSchV keine expliziten Angaben gemacht. Zur Bewertung des Gefährdungspotenzials schadstoffbelasteter Belagsmaterialien ("Tennenbelag") auf Sport- und Bolzplätzen wurde daher von DELSCHEN et al. (2006) ein entsprechendes Nutzungsszenario entwickelt, mit dem die nutzungsbedingte Schadstoffexposition insbesondere sporttreibender Kinder und Jugendlicher abgeschätzt werden kann. Hierbei kommt insbesondere die inhalative Aufnahme bodenbürtiger Stäube zum Tragen, die während der sportlichen Aktivitäten aufgewirbelt werden.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die nähere Betrachtung der tatsächlichen Expositionsbedingungen im Einzelfall bezüglich der inhalativen Boden-/Staubaufnahme für die Szenarien *Kinderspielfläche* sowie *Wohngarten und Kleingarten* und *Wohngebiet* lediglich für ausgewählte Substanzen (bisher Chrom und Nickel) relevant wird, während für die Bewertung von *Sport- und Bolzplätzen* für alle hier betrachteten Substanzen der inhalative Aufnahmepfad im Vordergrund möglicher weiterer Sachverhaltsermittlungen stehen muss.

Wie oben ausgeführt, sind verschiedene, die Exposition bestimmende Teilgrößen in die Ableitung der durch inhalative Wirkungen begründeten Prüfwerte eingegangen, so dass diese daher auch im Rahmen einer vertiefenden Sachverhaltsermittlung einer Überprüfung im Einzelfall unterzogen werden können. Im Einzelnen betrifft dies die nachfolgenden Ansatzpunkte.

Expositionsdauer

Sollen Flächen betrachtet werden, die als *Kinderspielflächen* genutzt werden, sind nach BBodSchV Annahmen zu treffen, die von einer zweistündigen Nutzung der Fläche an 240 Tagen im Jahr ausgehen. Als relevant werden dafür die ersten acht Lebensjahre angenommen.

Für die Expositionshäufigkeit und -dauer auf *Sport- und Bolzplätzen* wird dagegen für die Aufenthaltsdauer je nach Altersgruppe von 2 bis 3 mal 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.

Staubkonzentration in der Luft

Die einatembare Boden/Staubmenge hängt neben Faktoren wie z.B. der Teilchengröße (EIKMANN et al. 1993) maßgeblich von deren Konzentration in der Luft ab. Bei der Prüfwertableitung für die Szenarien *Kinderspielfläche* und *Wohngebiet* wurde zunächst von einer Staubkonzentration in der Luft von 1 mg/m³ ausgegangen, für die Bewertung von *Sport- und Bolzplätzen* wurden von DELSCHEN et al. (2006) in Anlehnung an vorliegende Untersuchungen und Aussagen der AGLMB (1995) 10 mg/m³ angenommen.

Als Prüfschritte sind denkbar, entweder die Staubkonzentration direkt zu bestimmen oder mit Hilfe von den Einzelfall konkretisierenden Kriterien abzuschätzen.

- **Bestimmung der Staubkonzentration**

Mit Hilfe von Staubmessungen und der Bestimmung der darin enthaltenen lungengängigen Fraktion (< 10 µm) kann für die jeweiligen Nutzungsbedingungen vor Ort die Situation letztendlich konkreter abgeschätzt und bewertet werden (vgl. z.B. BURGHARDT et al. 1997).

Allerdings ist dabei immer die Repräsentativität solcher Messungen (z.B. in Wohngebieten mit unterschiedlicher Nutzungsstruktur oder kleinflächigen Standorten) zu hinterfragen, so dass die Bestimmung der Staubkonzentration in der Luft im Einzelfall nicht als empfehlenswert anzusehen ist, sondern bestenfalls bei großflächigen Fragestellungen zum Tragen kommen kann.

- **Kriterien zur Abschätzung der Staubkonzentration**

Folgende Bedingungen können die Staubentwicklung beeinflussen:

Bodenbedeckung

Dichter Bewuchs oder eine (Teil-)Versiegelung der Fläche kann die Staubentwicklung maßgeblich reduzieren (vgl. BURGHARDT et al. 1997). Nach UMS-Modell (HEMPFLING & DOETSCH 1997) ist beispielsweise eine Reduktion der Staubentwicklung bis zu 100 % möglich. Es ist daher ein Prüfschritt denkbar, der die Bodenbedeckung der zu bewertenden Fläche charakterisiert.

Witterungseinflüsse

Für die Abschätzung der inhalativen Boden/Staubaufnahme ist es auch von Bedeutung, die Niederschlagsverhältnisse mit in die Betrachtung zu integrieren (vgl. STUBENRAUCH et al. 1994, vgl. BURGHARDT et al. 1997), da davon auszugehen ist, dass relevante Staubexpositionen nur bei niederschlagsfreier Witterung zu erwarten sind.

In der Einzelfallprüfung könnte es daher sinnvoll erscheinen, bei Vorliegen entsprechender meteorologischer Daten für die betreffende Region eine Reduktion der Exposition in Anpassung an die durchschnittlichen Witterungsverhältnisse vor Ort vorzunehmen.

Schadstoffkonzentration im Staub

Neben der Staubkonzentration in der Luft ist vor allem jedoch die Schadstoffkonzentration im Staub entscheidend für die Bewertung des inhalativen Aufnahmepfades.

In den Standard-Expositionsannahmen wurde unterstellt, dass Anreicherungsfaktoren zur Quantifizierung der Anreicherung von Substanzen 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 Bleikonzentrationen 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 $60 \mu\text{m}$. Die Fraktion $< 20 \mu\text{m}$ wies beispielsweise eine um den Faktor 5 höhere Bleikonzentration gegenüber der Gesamtprobe ($< 2 \text{mm}$) auf (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 erscheint es nach wie vor plausibel, die in der BBodSchV getroffenen Standardannahmen hinsichtlich der Anreicherungsfaktoren in der Feinstfraktion ($< 63 \mu\text{m}$) in Höhe von 5 für anorganische Stoffe sowie 10 für organische Schadstoffe zur Charakterisierung dieses Aufnahmepfades zu übernehmen, solange im Einzelfall keine konkreten Erkenntnisse über die Schadstoffkonzentration in der Feinstfraktion bzw. im Staub vorliegen.

Zur Überprüfung des standortspezifischen Anreicherungsverhaltens einer Substanz in der Feinstfraktion gegenüber der Gesamtfraktion im Boden kann es daher durchaus sinnvoll sein, die tatsächliche Schadstoffbelastung in der humantoxikologisch relevanten Feinstfraktion des Bodens zu bestimmen (vgl. Kapitel 6.1.2).

Atemvolumen

Die Atemrate, die der Quantifizierung der inhalativen Boden/Staubaufnahme dient, ist alters- sowie aktivitätsabhängig. Beispielsweise ist zu unterscheiden zwischen ruhenden, leichten, mittelschweren und intensiven körperlichen Betätigungen (vgl. HEMPFLING & DOETSCH 1997; AGLMB 1995). Die der Prüfwertableitung für *Kinderspielflächen* zugrunde liegende Standardannahme von $15 \text{m}^3/\text{Tag}$ entspricht dabei den Empfehlungen der AGLMB (1995) für die Atemrate von 4-6-Jährigen bei leichter Aktivität im "ungünstigen Fall" bei zeitlich begrenzter Exposition. Als "wahrscheinlicher Fall" wird die Atemrate mit $12 \text{m}^3/\text{Tag}$ angegeben.

Für *Sport- und Bolzplätze* wird von einer mäßigen Aktivität ausgegangen, so dass dafür als Standard bei zeitlich begrenzter Exposition im "ungünstigen" Fall für 7-8 jährige Kinder eine Atemrate von $46 \text{m}^3/\text{Tag}$ angenommen wurde (vgl. DELSCHEN et al. 2006).

Da im Rahmen von Einzelfallprüfungen Studien zur Festlegung der Atemrate mit Sicherheit nicht durchführbar sind, wäre lediglich darüber nachzudenken, inwieweit Verschiebungen der Annahmen zur Atemrate vom "ungünstigen" zum wahrscheinlichen Fall zulässig sind, bzw. inwieweit auf Grund des Nutzungsangebotes vor Ort oder der Altersstruktur der Nutzer (z.B. jüngere Kinder) weniger intensive Aktivitäten (und damit geringere Atemraten) zu erwarten sind.

6.2.1.3 Dermaler Bodenkontakt und dermale Aufnahme bodenbürtiger Schadstoffe

Nach BBodSchV ist für die Ableitung der Prüfwerte ergänzend zur Betrachtung der oralen und inhalativen Bodenaufnahme auch zu prüfen, inwieweit eine dermale Aufnahme von insbesondere hautgängigen Substanzen (wie PCP) zu einer relevanten Belastung führen kann.

Für das Nutzungsszenario *Kinderspielfläche* wurden hierzu expositionsbeschreibende Parameter festgelegt (s. Tabelle 6), die im Wesentlichen den Vorschlägen der AGLMB (1995) entsprechen.

Tabelle 6: Expositionsannahmen zur Ableitung von Prüfwerten für den Wirkungspfad Boden-Mensch (dermale Aufnahme)

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	%

Mit Hilfe dieser Expositionsannahmen lässt sich für die sensibelste Nutzergruppe Kinder beispielsweise für Kinderspielflächen eine durchschnittliche dermale PCP-Aufnahme aus Boden/Staub von 17,85 mg/kg Körpergewicht und Tag errechnen (vgl. hierzu UBA 1999ff).

Für die hier betrachteten Parameter hat dieser Aufnahmepfad jedoch untergeordnete Bedeutung, so dass an dieser Stelle mögliche weitere Sachverhaltsermittlungen nicht weiter thematisiert werden. Grundsätzlich wären bei Relevanz dieses Aufnahmepfades die oben getroffenen Expositionsannahmen zu überprüfen.

Mit dem Ziel einer Abschätzung der Relevanz der dermalen Aufnahme von bodenbürtigen Schadstoffen wurde seitens der TU Berlin eine in-vitro-Methode entwickelt (KAISER 2010). Diese wurde bislang nur für Leichtflüchter getestet, die ohnehin auf Grund ihres niedrigen Siedepunktes kaum in relevantem Umfang über die Haut aufnehmbar sein sollten. Das Messprinzip besteht darin, dass die Freisetzung bodengebundener organischer Schadstoffe auf der Haut unter Verwendung einer Diffusionszelle im Labor simuliert wird. Dabei stellt die Freisetzung des Stoffes aus dem Boden in den Luftstrom den geschwindigkeitsbestimmenden Schritt dar. Die experimentell ermittelten mobilisierbaren Gehalte werden somit analog zu den nach DIN 19738 ermittelten Konzentrationen für die orale Aufnahme als "potenziell resorptionsverfügbar" – hier über die Haut – bezeichnet. Es bleibt allerdings abzuwarten, ob sich dieses Verfahren speziell zur Bewertung des dermalen Transferpfades von mittel- bis schwerflüchtigen organischen Stoffen (z.B. PAK oder auch PCB) in der Zukunft als geeignet erweisen wird.

6.2.2. Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze-Mensch

Gärten, die ausschließlich als Anbaufläche für Gemüse und Obst genutzt werden

Ausgangspunkt der Ausführungen, die das Szenario *Nutzgarten* charakterisieren, ist eine ausschließliche Betrachtung des Pfades Boden-Nutzpflanze, dessen Bewertung eigentlich durch die Qualität der Nahrungspflanzen in Hinblick auf deren Vermarktungsfähigkeit bestimmt wird. In Ermangelung anderer Bewertungsgrundlagen wird dieser Ansatz auch für den Anbau zum Eigenverzehr angewendet. Für *Nutzgärten* wird angenommen, dass diese eine entsprechende Flächengröße aufweisen und ausschließlich für den privaten Anbau von Nutzpflanzen genutzt werden, so dass weitere Pfade (insbesondere Kinderspiel) nicht bewertungsrelevant sind.

Davon abzugrenzen ist die Betrachtung der Nutzung lediglich eines Teils einer Fläche für den Nutzpflanzenanbau. In diesem Fall können Bewertungen der aus dem Verzehr von Nutzpflanzen resultierenden Aufnahme von Schadstoffen notwendig werden (z.B. im Nutzungsszenario *Wohngarten und Kleingarten*), die entsprechende Transferabschätzungen und Expositionsbetrachtungen erfordern, die in den Kapiteln 6.2.2.2 und 6.2.2.3 weiter ausgeführt werden.

Eine Unterscheidung in aktuelle, planungsrechtlich zulässige und potenzielle Nutzung ist bei der Bewertung einer tatsächlich als *Nutzgarten* genutzten Fläche nur nachrangig von Bedeutung. So wird die aktuelle Ausprägung eines Nutzgartens zu einem gegebenen Zeitpunkt durch die angebauten Pflanzenarten und -sorten, Bearbeitungs- und Düngemethoden sowie Witterungsverlauf und Bodenzustand bestimmt. Alle genannten Faktoren beeinflussen den Schadstofftransfer zwischen kontaminiertem Boden und Pflanze. Als boden- und substanzbedingte Variablen sind sie jedoch kaum in die Bewertung einzubeziehen (wichtige Ausnahme: z.B. pH-Wert des Bodens bei Schwermetallbelastungen, vgl. Kapitel 6.1.4). Aus diesem Grunde sind Verhältnismäßigkeit und Praktikabilität von Untersuchungen zur aktuellen Belastung von Pflanzen in Nutzgärten im Regelfall in Hinblick auf längerfristige Aussagen nur wenig belastbar.

In einem Nutzgarten sollten Obst und Gemüse ohne Einschränkung (der Arten, Sorten und Flächenanteile) angebaut werden können. Sehr unterschiedliche Detailnutzungen (insbesondere hinsichtlich bevorzugter Gemüsearten) sind deshalb zu bedenken.

In der Regel werden auf Flächen, die auf Grund ihrer Größe und ausschließlichen Nutzung dem Szenario *Nutzgarten* zuzuordnen sind, im Rahmen der Einzelfallprüfung Untersuchungen zur Pflanzenverfügbarkeit der Schadstoffe (vgl. Kapitel 6.1.5) sowie zu bodenbedingten Einflussgrößen (vgl. Kapitel 6.1.4) durchgeführt und abschließend bewertet.

Gärten, die nicht ausschließlich als Anbaufläche für Gemüse und Obst genutzt werden

Flächen, auf denen der Anbau von Nahrungspflanzen zum Eigenverzehr lediglich eine Teilnutzung darstellt, sind dem Szenario *Wohngarten und Kleingarten* zuzuordnen. In dem Fall wird die Bewertung der nutzgärtnerischen Nutzung mit Hilfe der Pflanzenverfügbarkeitsuntersuchungen (gemäß dem Szenario *Nutzgarten*) in der Regel zur Ermittlung der grundsätzlichen Relevanz des Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze parallel zum Wirkungspfad Boden-Mensch betrachtet. In der Einzelfallprüfung können dann zur Bewertung der aktuellen Situation Art und Umfang des Nutzpflanzenanbaus geprüft werden. Auf Basis dieses Kenntnisstandes ist zur konkreten Gefahrenbeurteilung eine Expositionsabschätzung möglich, und es ist zu ermitteln, ob auf Grund der geringen Größe des Gartens der Nutzpflanzenanbau überhaupt als relevant anzusehen ist.

Für Expositionsabschätzungen zur Quantifizierung der aktuellen Schadstoffaufnahme des Menschen durch den Verzehr von Nutzpflanzen, die auf einer zu beurteilenden Fläche angebaut werden, bietet sich die Möglichkeit fachlich begründeter Transferabschätzungen aus den Schadstoffgehalten des Bodens an. Als Vorteile sind die mögliche Erfassung des Gesamtsystems Boden-Nutzpflanze-Mensch und die mit der Modellierung grundsätzlich verbundene Nachvollziehbarkeit der Bewertung zu sehen. Nachteilig sind Unsicherheiten, Variabilitäten und notwendige Annahmen, die in die Anwendung von Transferabschätzungen und -modellen einfließen. Zur Bewertung gemessener oder mit Hilfe von Modellen errechneter Pflanzengehalte ist es dann erforderlich, Kenntnisse über Anbaugewohnheiten und Verzehrsmengen von angebautem Gemüse zu haben (vgl. Kapitel 6.3 bzw. 6.2.2.2 bis 6.2.2.4).

Die voran gegangenen Erläuterungen lassen folgende Aspekte der weiteren Sachverhaltsermittlung hinsichtlich dieses Wirkungspfad erkennbar werden:

1. Das Szenario *Nutzgarten* setzt die alleinige Relevanz des Pfades Boden-Nutzpflanze voraus. Diese Festlegung erscheint mit Blick auf die Praxis nur in Ausnahmefällen gegeben. Selbst kleingärtnerisch genutzte Flächen werden auch durch freizeitliche Aktivitäten und Spiel in Anspruch genommen, so dass die Flächen häufig eher dem Nutzungsszenario *Wohngarten und Kleingarten* zuzuordnen sind und die Wirkungspfade Boden-Mensch (vgl. Kapitel 6.2.1) sowie Boden-Nutzpflanze-Mensch je nach Schadstoff parallel bzw. integrativ berücksichtigt werden müssen (vgl. Kapitel 8).
2. Das in der Ableitung der Prüfwerte betrachtete Schutzgut ist in der Regel die Pflanzenqualität in Hinblick auf ihre Vermarktungsfähigkeit und damit nur indirekt die menschliche Gesundheit. In der weiteren Sachverhaltsermittlung in *Gärten* ist hingegen die Frage, ob Gartennutzer durch Verzehr von selbst erzeugtem Obst und Gemüse einer unter toxikologischen Gesichtspunkten intolerablen Schadstoffbelastung ausgesetzt sind bzw. sein können, von besonderer Bedeutung.
3. Für die Konzipierung und Aussagekraft von Detailuntersuchungen in *Gärten* ist grundsätzlich die Bedeutung der relevanten Teilpfade (vgl. Kapitel 6.2.2.1) zu berücksichtigen. Dabei kann es in Abhängigkeit der standörtlichen und parameterbedingten Verhältnisse zu erheblichen Unterschieden kommen. In die Konzeption und die Bewertungsstrategie ist einzubeziehen, dass je nach methodischer Vorgehens-

weise nicht in jedem Fall Aussagen für alle möglichen Teilpfade möglich sein können.

Ausgehend von der beschriebenen Ausgangslage sind zur weiteren Sachverhaltsermittlung bezüglich des Wirkungspfades Boden-Nutzpflanze(-Mensch) die folgenden methodischen Möglichkeiten zu prüfen:

1. Ergänzende **boden- und stoffbezogene Untersuchungen** zur Ermittlung der Pflanzenverfügbarkeit der Schadstoffe (hierdurch werden boden- und substanzbedingte Einflussgrößen erfasst) bzw. zur Einbeziehung des Gesamt-Schadstoffpotenzials (vgl. Kapitel 6.1).
2. **Pflanzenuntersuchungen** zur direkten Ermittlung der Schadstoffgehalte in pflanzlichen Geweben und Organen (vgl. Kapitel 6.3).
3. Abschätzung von Ausmaß und toxikologischer Relevanz des Schadstofftransfers Boden-Nutzpflanze-Mensch (**Transferabschätzung**) (vgl. Kapitel 6.2.2.2 bis 6.2.2.4).

Es ist darauf hinzuweisen, dass der Pflanzenpfad auf Grund der Vielzahl von Einflussgrößen (schadstoff-, boden-, pflanzen- und nutzungsbedingter Art) in sehr unterschiedlicher Ausprägung am Standort relevant sein kann, weswegen in jedem Falle eine sehr differenzierte Betrachtung notwendig wird. Verallgemeinerungen sind kaum möglich, so dass im Einzelfall über die Sinnhaftigkeit und Tiefe der weitergehenden Sachverhaltsermittlung entschieden werden muss.

Innerhalb dieses Wirkungspfades kann auch der Pfad Boden-Mensch von Relevanz sein. Daher ist in der Regel anzunehmen, dass über beide Wirkungspfade gleichzeitig Schadstoffe oral vom Menschen aufgenommen werden können. Daraus resultiert die Anforderung, grundsätzlich zu prüfen, inwieweit eine integrative Betrachtung der beiden Wirkungspfade erforderlich ist. Hierbei sind stoffspezifische Eigenschaften (Anreicherungsverhalten in Pflanzen, humantoxische Wirkungen) zu berücksichtigen, so dass für die hier zu betrachtenden Parameter, insbesondere für Cadmium und Thallium, integrative Betrachtungen und Expositionsabschätzungen hinsichtlich des Wirkungspfades Boden-Nutzpflanze-Mensch erforderlich werden (vgl. Kapitel 8). Für die übrigen Schadstoffe erscheint nur in besonderen Fällen (z.B. spezifische Fragestellungen, exklusives Anbauverhalten, Flächengrößen) eine entsprechende Expositionsabschätzung zielführend, da der Direktpfad zumeist den Hauptanteil der Schadstoffaufnahme bedingt.

Zur Quantifizierung des Wirkungspfades Boden-Nutzpflanze-Mensch ist es erforderlich, sowohl Kenntnisse über das **Anreicherungs-** und **Transferverhalten** von Schadstoffen aus dem Boden in die Nutzpflanzen zu haben, als auch über individuelle **Verzehrmengen** von angebautem Gemüse.

6.2.2.1 Stoff- und teilpfadspezifisches Anreicherungsverhalten

Pflanzen können prinzipiell über drei verschiedene Teilpfade Schadstoffe aus dem Boden aufnehmen (vgl. Abbildung 5):

- Aufnahme von gelösten Stoffen aus dem Bodenwasser über die Wurzeln und Verteilung der Substanzen in der Pflanze ("systemischer Pfad"; vorrangig z.B. bei Cadmium).
- Aufnahme von flüchtigen Substanzen über die Spaltöffnungen bzw. Kutikula der Blätter und Verteilung innerhalb des pflanzlichen Gewebes ("Gaspfad", z.B. bei PCB).
- Ablagerungen von Boden bzw. Staub auf der Pflanzenoberfläche und zum Teil Anlagerung bzw. Aufnahme über die Kutikula ("Verschmutzungspfad" oder/und Deposition; z.B. bei Benzo(a)pyren).

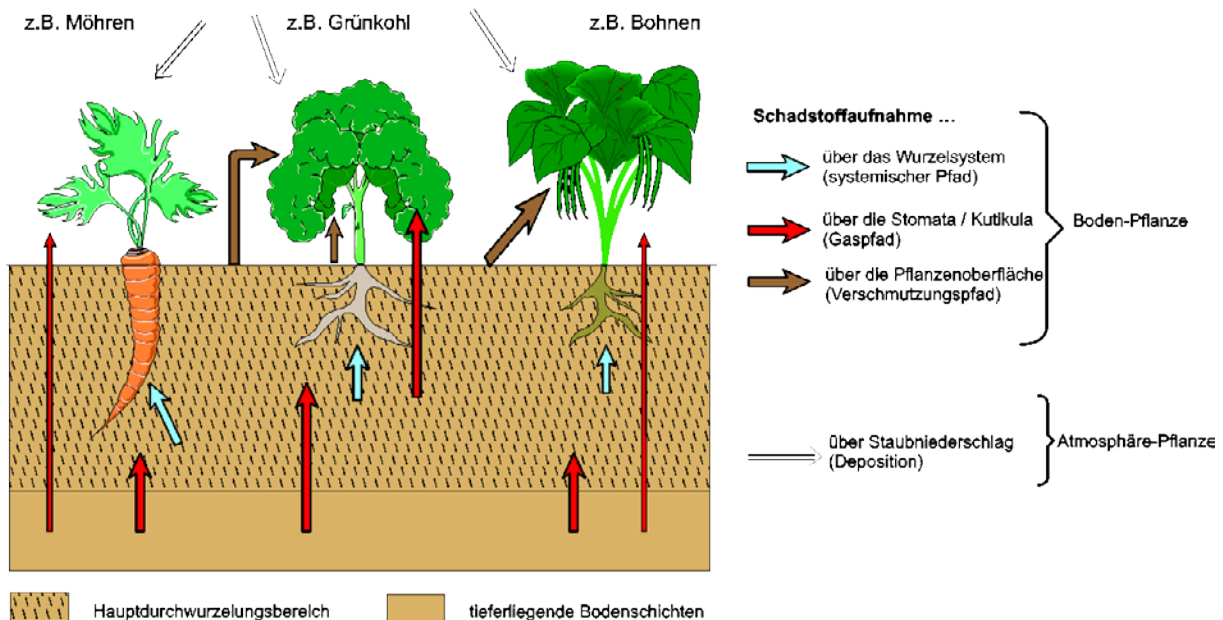


Abbildung 5: Schematische Darstellung der relevanten Teilpfade

Die Aufnahme immissionsbedingter Schadstoffe aus der Atmosphäre (Deposition oder Schwebstaub) wird hier nicht weiter thematisiert, muss jedoch ggf. einer gesonderten Betrachtung unterzogen werden, wenn Hinweise darauf vorliegen.

Neben der primären Ursache der Schadstoffkontamination können boden-, pflanzen- und substanzbedingte Einflussfaktoren das Anreicherungsvermögen einzelner Pflanzenarten beeinflussen (vgl. LUA 2000, IFUA 2002b).

Bodenbedingte Einflussfaktoren

Die Pflanzenverfügbarkeit von Schadstoffen im Boden wird von einer Reihe von Bodenparametern beeinflusst (vgl. im Detail z. B. SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL 2010, BLUME 2004). Dazu zählen insbesondere der pH-Wert (z.B. relevant bei Schwermetallen), die orga-

nische Substanz /Humus (z.B. relevant bei organischen Schadstoffen) sowie die Korngrößenverteilung bzw. der Tonanteil (relevant bei anorganischen und organischen Schadstoffen). Für weitere Details wird auf Kapitel 6.1.4 verwiesen.

Pflanzenspezifische Einflussfaktoren

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 dem oberirdischen Bodenauftrag 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 Schwermetallkonzentrationen auf. Dabei sind ausgeprägte Ausnahmen möglich.

Rührt die mögliche Schadstoffbelastung von Nutzpflanzen hauptsächlich von bekanntermaßen vorliegenden Bodenbelastungen her, stehen der systemische Aufnahmepfad und die Verschmutzung pflanzlicher Oberflächen durch Bodenpartikel im Mittelpunkt der Betrachtungen. Diese werden geprägt von pflanzenphysiologischen und -morphologischen Eigenschaften. Die Zuordnung der einzelnen Pflanzenarten in hoch-, mittel- bzw. niedrig-anreichernd in Bezug auf den systemischen Pfad erfolgt auf der Grundlage der jeweiligen stoffspezifischen Ausführungen zur Größenordnung von Transferfaktoren (vgl. Tabelle 7 und Tabelle 8). So wird "hoch anreichernd" mit einem anzunehmenden Transferfaktor ≥ 1 , "mäßig anreichernd" mit einem anzunehmenden Transferfaktor von $> 0,1$ bis < 1 und "niedrig anreichernd" mit einem anzunehmenden Transferfaktor $\leq 0,1$ assoziiert.

Tabelle 7: Zuordnung von Gemüsearten zu spezifischen Anreicherungsklassen für den systemischen Pfad für Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Nickel, Quecksilber und Zink

	Arsen / Blei / Chrom / Quecksilber	Cadmium / Zink	Nickel
Hoch	-	Spinat Sellerie Mangold Endivie Pflücksalat Feldsalat Kopfsalat	-
Mittel	Pflücksalat Spinat Endivie Feldsalat Kopfsalat Mangold Möhren Rettich Schwarzwurzel	Chinakohl Grünkohl Möhren Porree Rote Bete Schwarzwurzel Kohlrabi Radieschen Rettich Zwiebel	Buschbohne Stangenbohne Tomate Erbse Pflücksalat Spinat Endivie Feldsalat Kopfsalat Mangold Möhren Rettich Schwarzwurzel
Niedrig	Radieschen Zwiebel Porree Rote Bete Sellerie Kartoffeln Blumenkohl Brokkoli Chinakohl Grünkohl Rotkohl Rosenkohl Spitzkohl Weißkohl Wirsing Kohlrabi Buschbohne Erbse Gurke Stangenbohne Tomate Zucchini	Buschbohne Erbse 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 Erbse Gurke Zucchini

* gilt für geschälte Kartoffeln

Tabelle 8: Zuordnung von Gemüsearten zu spezifischen Anreicherungsklassen für den systemischen Pfad für Benzo(a)pyren und PCB

	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

Obst von Bäumen und Sträuchern wurde generell nicht berücksichtigt, da hier die Anreicherung nur von untergeordneter Bedeutung ist. Auch Küchenkräuter wurden von der Betrachtung ausgeschlossen, da deren Verzehrsmengen prinzipiell gering sind und damit die Schadstoffzufuhr keine Relevanz erlangt.

Sind Schadstoffbelastungen in Gärten bekanntermaßen zu einem hohen Anteil durch Immissionen verursacht oder gewinnt auf Grund des zu betrachtenden Stoffspektrums der Teilpfad "Verschmutzung" eine dominierende Bedeutung (z.B. PAK), sind abweichende Zuordnungen erforderlich.

Soll z.B. die Anreicherung von BaP in der Pflanze auf Grund sowohl des Verschmutzungspfad als auch des systemischen Pfades berücksichtigt werden, kann eine kombinierte Betrachtung der verschiedenen Klassen (vergleiche Indizes in Tabelle 9) durchgeführt werden, wobei der Verschmutzungspfad als der insgesamt dominierende anzusehen ist.

Nachfolgend gibt Tabelle 9 beispielhaft eine Übersicht des Anreicherungsverhaltens von Benzo(a)pyren bei Beachtung aller möglichen Aufnahmepfade.

**Tabelle 9: Zuordnung von Gemüsearten zu spezifischen Anreicherungsklassen nach allen Aufnahme-
pfaden für Benzo(a)pyren**

		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 Anreicherungsklasse ^{2.} mittlere Anreicherungsklasse ^{3.} niedrige Anreicherungsklasse				

Bezüglich der **stoffspezifischen Einflussgrößen** liegen für Schwermetalle relativ gute Kenntnisse vor. Grundsätzlich ist eine vereinfachte allgemeine Aussage hinsichtlich der Reihenfolge der Metallmobilität im Boden möglich. 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.

Hiervon zu differenzieren ist zusätzlich das bei bestimmten Metallen mögliche Vorkommen unterschiedlicher Bindungsformen / Oxidationsstufen (z.B. bei Chrom und Quecksilber) mit jeweils völlig unterschiedlichem Mobilitätsverhalten.

Ein gängiges Verfahren zur Abschätzung und Bewertung des Schwermetallgehaltes im Boden, der aktuell für Pflanzen über die Wurzel verfügbar ist, stellt das Extraktionsverfahren mittels Ammoniumnitrat-Lösung nach DIN 19730 dar (vgl. Kapitel 6.1.5). Dieses Verfahren ist jedoch auf bestimmte Stoffe begrenzt; diejenigen, für die ein geeignetes Extraktionsverfahren (noch) nicht zur Verfügung steht, sind anderweitig zu beurteilen (z.B. gemäß Kapitel 6.3).

Im Gegensatz zu den Schwermetallen, über die in Bezug auf den Transfer Boden-Pflanze vergleichsweise viel Informationen und Daten vorliegen, stellt sich der Kenntnisstand bezüglich organischer Schadstoffe lückenhafter dar. Lediglich bei einzelnen Vertretern kann auf

umfassendere Untersuchungen zurückgegriffen werden (z.B. PAK oder PCB). Bei beiden Stoffgruppen spielt bis auf spezielle pflanzenartspezifische Besonderheiten der systemische Pfad eine eher untergeordnete Rolle. Vielmehr überwiegt der Verschmutzungspfad vor allem bei den mehrkernigen PAK (DELSCHEN et al. 1999) bzw. der Gaspfad bei PCB (TRAPP et al. 1994a/1994b, SCHROLL et al. 1994, LFU 1998).

Allgemein lässt sich bezüglich der Organika feststellen, dass die chemisch-physikalischen Eigenschaften der jeweiligen Substanz das Aufnahmevermögen bzw. das Verteilungsverhalten bestimmen, was vor allem durch Kenntnis des n-Oktanol-/Wasser-Verteilungskoeffizienten und der Henry-Konstante eingeschätzt werden kann.

Bei den Organika sind schließlich im Gegensatz zu den Anorganika auch Abbau- bzw. Metabolisierungsprozesse der jeweilig zu betrachtenden Ausgangssubstanzen zu beachten, die sowohl im Boden (biologisch, chemisch, physikalisch), als auch in der Pflanze selbst (metabolisch, aber auch physikalisch) stattfinden. Diese Aspekte können jedoch im Allgemeinen auf Grund mangelnder Informationen in der Gefährdungsabschätzung eines Standortes nicht einfließen.

In der nachfolgenden Tabelle 10 findet sich eine Zusammenfassung der Bedeutung potenzieller Wirkungspfade in Hinblick auf eine mögliche Schadstoffaufnahme von Pflanzen. Dabei werden für den systemischen Aufnahmepfad aus der Literatur entnommene Transferfaktoren berücksichtigt (vgl. hierzu auch IFUA 2002b).

Tabelle 10: Anreicherungsverhalten ausgewählter Schadstoffe für verschiedene Aufnahmepfade

	Boden-Pflanze			Atmosphäre-Pflanze
	Systemischer Pfad	Verschmutzungspfad	Gaspfad	Deposition
	Boden- und pflanzenbedingte Einflussfaktoren führen zu Differenzierungen im Einzelfall	Relevanz für Pflanzen mit großer und / oder schlecht zu reinigender Oberfläche bis ca. 40 cm über Geländeoberkante	Relevanz für Pflanzen mit großer Blattoberfläche bis 5 cm über Geländeoberkante	Relevanz im Umfeld von Emissionsquellen für Pflanzen mit großer und / oder schlecht zu reinigender Oberfläche
in geringem Umfang relevant:	Blei Chrom Arsen Quecksilber	-	-	-
mäßig relevant:	Nickel BaP PCB	-	Quecksilber (elementar) PAK (leichtfl. /2-3 Ringe) PCB	-
relevant:	Cadmium	Arsen Blei Cadmium Chrom Nickel Quecksilber(anorg.) BaP PCB	-	Arsen Blei Cadmium Chrom Nickel Quecksilber (anorg.) BaP(höher kondensierte PAK) PCB

6.2.2.2 Transferabschätzung Boden-Pflanze

Zur Beschreibung des Transfers von Schadstoffen aus dem Boden in die Pflanze sind verschiedene Boden-Kenndaten sowie Kenntnisse über substanzspezifische Eigenschaften der relevanten Schadstoffe sowie pflanzenspezifisches Anreicherungsverhalten erforderlich. Darüber hinaus ist die Ermittlung der für den systemischen Aufnahmepfad bedeutsamen pflanzenverfügbaren Schadstoffgehalte (vgl. Kapitel 6.1.5) mit Hilfe von Ammoniumnitrat-Extraktionen (bei einigen Schwermetallen) eine wichtige Information zur quantitativen Abschätzung des Transfers.

Für **Blei** und **Cadmium** ist aus diversen Untersuchungen und Auswertungen der TRANSFER-Datenbank⁸ des Umweltbundesamtes bekannt (vgl. KNOCHE et al. 1999, LABO 1998), dass ein enger Zusammenhang zwischen den Gehalten in der Pflanze und im Ammoniumnitratextrakt des Bodens besteht. Idealerweise werden daher an einem Standort im Falle von Blei- oder Cadmiumkontaminationen neben den Gesamtgehalten im Boden auch Gehalte im Ammoniumnitratextrakt zur Aussage über die spezifische Pflanzenverfügbarkeit bestimmt.

Nach KNOCHE et al. (1999) wurden basierend auf umfassenden Datenauswertungen von Boden- und Pflanzenproben mit Hilfe von Regressionsfunktionen Transferbeziehungen für unterschiedliche Anreicherungsgruppen (vgl. hierzu Kapitel 6.2.2.1) ermittelt (vgl. DELSCHEN & LEISNER-SAABER 1998):

Formel 2: Regressionsgleichung zur systemischen Schadstoffaufnahme in Pflanzen

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

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

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

α, γ : berechnete Koeffizienten

Für Blei ergibt sich nach Formel 2:

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 ergibt sich nach Formel 2:

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

⁸ 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). Weitere Details finden sich auf der Homepage des Umweltbundesamtes unter www.env-it.de/umweltdaten.

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

Liegen keine Daten zu Blei- oder Cadmiumgehalten im Ammoniumnitratextrakt vor, können dafür hilfswise 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 2005) die nachfolgenden Regressionsmodelle angewendet werden:

Formel 3: Regressionsgleichung zur Abschätzung pflanzenverfügbarer Gehalte im Boden

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

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

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

α, β, γ : berechnete Koeffizienten

Für Blei wurde nach Formel 3 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 nach Formel 3 ermittelt:

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

Bei vorhandener Datenlage besteht grundsätzlich auch die Möglichkeit zur Ableitung gebietsbezogener Gleichungen (vgl. Kapitel 10).

Für die Parameter **Arsen**, **Chrom**, **Nickel** und **Quecksilber** liegen bisher keine belastbaren Transfermodelle Boden-Pflanze vor (vgl. auch KNOCHE et al. 1999), so dass quantitative Abschätzungen bei diesen Stoffen nicht möglich sind.

Für **PAK** wurden umfangreiche Lysimeterversuche durchgeführt, die belegen, dass insbesondere die atmosphärische Deposition sowie die Verschmutzung mit kontaminierten Bodenpartikeln bei Pflanzenarten eine Rolle spielen, deren oberirdisch wachsende Organe als pflanzliche Nahrung dienen. Dabei sind Blattgemüsearten wegen ihrer großen Oberfläche und ihrer wachsartigen Kutikula besonders anfällig. In diesen Lysimeterversuchen wurde festgestellt, dass auch abseits von Ballungsräumen infolge atmosphärischer Deposition PAK-Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze in Nahrungspflanzen auftreten können (DELSCHEN et al. 1999). Aus Böden gelangen PAK z.B. durch Windverfrachtung oder durch Auf- bzw. Anspritzen einer Wasser-Boden-Suspension bei Starkregenereignissen auf

pflanzliche Oberflächen, werden dort zum Teil absorbiert und lassen sich auch durch Waschen kaum entfernen.

Wie die Ergebnisse der Lysimeterversuche weiterhin zeigten, wurden die humantoxikologisch abgeleiteten tolerablen mittleren Pflanzenkonzentrationen von 14,4 µg BaP/kg TM (basierend auf der Annahme, dass ca. 300 g Frischgemüse pro Person und Tag verzehrt werden) bereits bei Bodengehalten von 2 mg/kg in einigen Pflanzenarten (z.B. Spinat, Blattsalat) zum Teil erheblich überschritten (DELSCHEN et al. 1999).

Allerdings sind hierbei die erheblichen Unterschiede zwischen den verschiedenen Gemüsearten und ihrem Anreicherungsvermögen zu beachten. Im Rahmen der Prüfwertableitung wurde für Benzo(a)pyren schließlich ein Wert von 1 mg/kg Boden festgelegt, der sich an der Hintergrundkonzentration orientiert. Bei einer Überschreitung sollen die Nutzung der Fläche in Hinblick auf den Anbau empfindlicher Pflanzenarten abgeklärt (vgl. Kapitel 6.2.2.3) und Anbauempfehlungen (Pflanzenartenauswahl, Mulchen, Sandabdeckung) gegeben werden. Ab 15 mg BaP/kg Boden scheint dagegen der systemische Pfad zu dominieren, so dass Anbauempfehlungen keinen ausreichenden Schutz bieten können.

6.2.2.3 Expositionsannahmen zum Anbau und Verzehr von Nutzpflanzen

Gesamtverzehrsmengen

Zur Betrachtung des Wirkungspfades Boden-Nutzpflanze-Mensch im Rahmen der weiteren Sachverhaltsermittlungen sind in erster Linie Angaben bzgl. der Verzehrsmengen erforderlich.

Dazu wurde im Auftrag des Landesumweltamtes NRW (jetzt: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW) eine Verzehrstudie in Kleingärten im Rhein-Ruhrgebiet mit dem Ziel durchgeführt, die Nutzungs- und Verzehrsgewohnheiten von Kleingärtnern zu ermitteln (vgl. LUA 2001). Die Ergebnisse eignen sich als Datengrundlage zur Quantifizierung der Expositionsannahmen.

In dieser Verzehrstudie (vgl. LUA 2001) wurden zur Ermittlung des Pro-Kopf-Gemüseverzehrs aus dem eigenen Kleingarten Angaben zu Anbau, Ernte, Verderb und Verzehr erhoben, so dass personenbezogene Daten vorliegen. Bezüglich der Verzehrsmenge 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 11 zusammengefasste Datengrundlage zurückgegriffen werden kann.

Tabelle 11: Angaben aller Befragten zum Gesamt-Gemüseverzehr aus Eigenanbau im Kleingarten (n = 805)

	Körpergewicht (in kg)	Gesamt-Gemüseverzehr aus Eigenanbau (in g/kg KG · Tag)	Gesamt-Gemüseverzehr aus Eigenanbau (in g/Kopf · 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

Differenzierte Verzehrsmengen einzelner Gemüsearten- und Gruppen

Da in Hinblick auf die Quantifizierung der Schadstoffzufuhr über den Verzehr von Gemüse auf Grund ihres unterschiedlichen Anreicherungsverhaltens auch den einzelnen Pflanzenarten Bedeutung zukommt, ist eine differenzierte Bestimmung von Verzehrsmengen erforderlich, die sich auf Basis ihrer statistischen Häufigkeit in mittlere und ungünstige Fälle aufteilen lassen.

Nach Auswahl der meist verzehrten Gemüsearten wurden mittlere Verzehrsmengen für Gemüsearten oder Anreicherungsgruppen bestimmt. In fundierte Risikobeurteilungen sind jedoch auch Annahmen über ungünstige Bedingungen einzubeziehen. Um Aussagen für Gartennutzer treffen zu können, die bestimmte 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 auf Grund persönlicher Vorlieben nur von bestimmten Gemüsearten höhere Mengen verzehren (siehe auch DELSCHEN & LEISNER-SAABER 1998).

Zur Quantifizierung ungünstiger Verzehrsmengen wird daher die Ableitung von "**Präferenzgruppen**" empfohlen. Dazu werden zunächst für alle Gemüsearten jeweils die 95. Perzentile der einzelnen Verzehrsmengen bestimmt. Nachfolgend werden die Gemüsearten stoffspezifisch Gruppen mit bestimmtem Anreicherungsverhalten zugeordnet (z.B. die Gruppe der Cadmium-hochanreichernden Gemüsearten). Im dritten Schritt werden dann all diejenigen Personen aus dem Datenpool herausgefiltert, deren Verzehr für mindestens eine der ausgewählten Gemüsearten über dem 95. Perzentil liegt. Damit wird eine "Präferenzgruppe" für die entsprechende Gemüse-Anreicherungsgruppe erhalten. Im vierten Schritt kann 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 Verzehrsmenge, die der definierten Präferenzgruppe (Mittelwert des Verzehrs bezogen auf die jeweilige Anreicherungsgruppe) zugeordnet werden kann. Das gesamte Verfahren veranschaulicht folgende Abbildung 6.

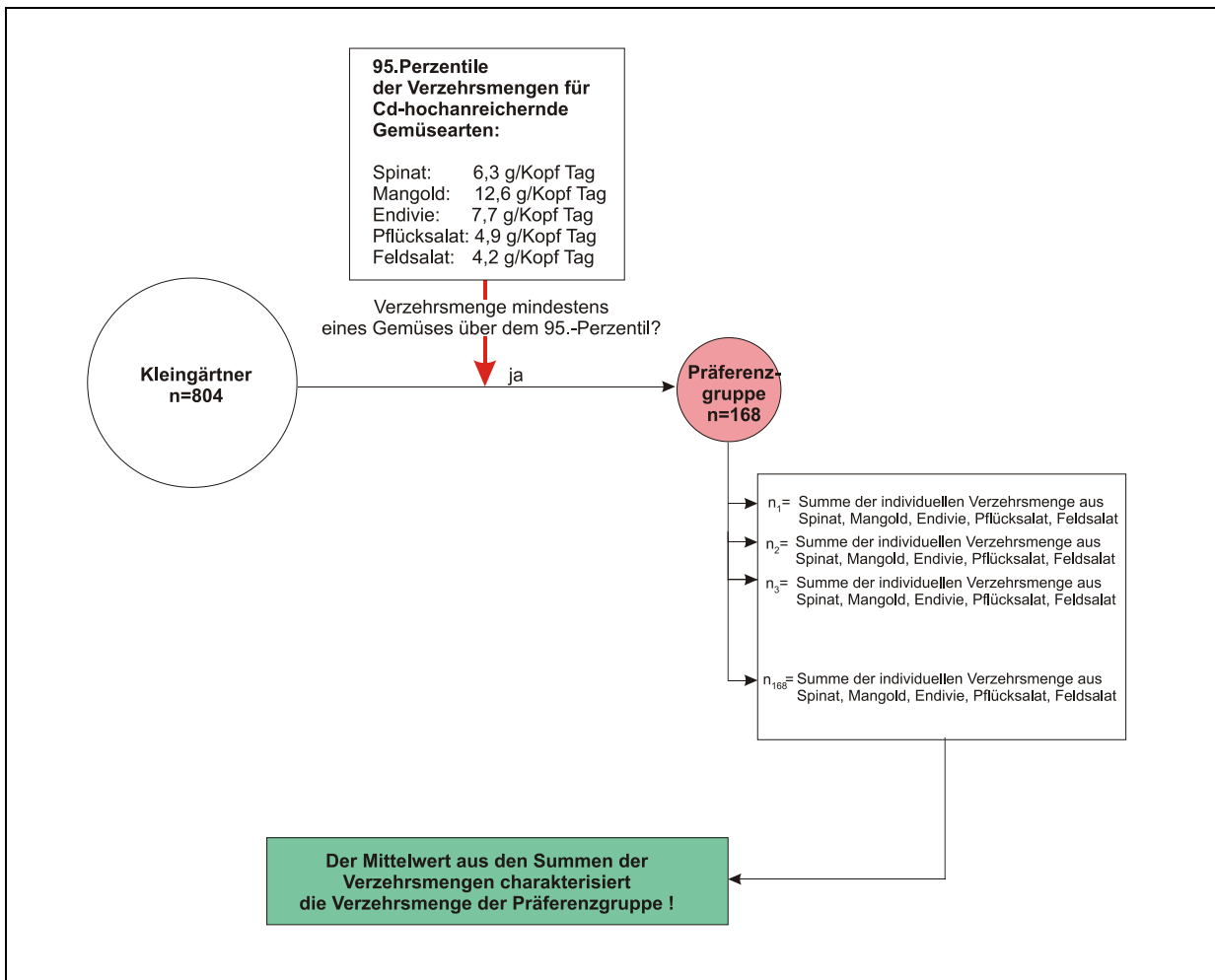


Abbildung 6: Ermittlung von Präferenzgruppen und deren Verzehrsmengen am Beispiel Cadmium-hochanreichernder Pflanzen

Nach Anwendung dieses Verfahrens lassen sich für die jeweiligen Anreicherungsgruppen stoffspezifische Zuordnungen von Verzehrsmengen ermitteln. In Tabelle 12 sind die Werte dazu auf Basis der Daten aus der Verzehrsstudie zusammengefasst. Die Umrechnung der Angaben von Frisch- auf Trockenmasse kann mithilfe eines standardisierten Faktors von 10 erfolgen.

Tabelle 12: Verzehrsmengen zur Beurteilung bodenbedingter Schadstoffbelastungen differenziert nach Anreicherungsklassen

	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

Im Rahmen von Einzelfallerhebungen kann es auch sinnvoll sein, tatsächliche Verzehrsmengen für den Beurteilungsfall zu bestimmen. Dabei ist zweckmäßigerweise anhand folgender Fragen vorzugehen:

- Welche Nutzpflanzenarten werden angebaut: z.B. Obst, Gemüse, Wurzelgemüse, Kräuter, Kartoffeln (vgl. Tabelle 7, Tabelle 8 bzw. Tabelle 9 zum Anreicherungsverhalten)?
- Wie groß ist die jeweilige Anbaufläche?
- Von welchen Ernteerträgen ist auszugehen?
- Wie viele Personen sind am Verzehr beteiligt (und zu welchem Anteil)?
- Wie groß ist die Selbstversorgungsquote (alternativ zu obigen Erhebungen oder zur Plausibilitätsprüfung)?

Ernteerträge und Flächenbedarf

Da selten genaue Angaben zu Anbau- und Verzehrsmengen zu erheben sind, kann hilfsweise auch die Größe der Anbaufläche betrachtet werden.

Aus der Flächengröße und anzunehmenden Ernteerträgen kann behelfsweise der anzunehmende Gesamtertrag pflanzenspezifisch ermittelt werden. Nach Angaben des KTBL (1991) können die in Tabelle 13 aufgelisteten allgemeinen Ernteerträge hier als maximale Obergrenze angenommen werden.

Tabelle 13: Ernteerträge in Nutzgärten (KTBL 1991)

	Erträge (kg/m ²)	Verzehr Erwachsener (kg/a)	Flächenbedarf (m ²)
Obst	1	37	37
Gemüse	3	73	14
Wurzelgemüse	3	7	2
Kräuter	1	< 1	< 1
Kartoffeln	4	55	24

alle Angaben bezogen auf Frischmasse

Von den hier zu betrachtenden Parametern ist insbesondere für Cadmium der Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze-Mensch relevant und für Benzo(a)pyren sind im Rahmen der Einzelfallprüfung lediglich Expositionsabschätzungen möglich, so dass für diese Parameter bereits detaillierte Auswertungen der Verzehrsstudie (LUA 2001) hinsichtlich der Ernteerträge nach den verschiedenen Anreicherungsklassen durchgeführt wurden. Diese stellen sich für die verschiedenen Anreicherungsgruppen im Mittel wie folgt dar:

Tabelle 14: 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

Mit Hilfe der Ernteerträge und der angenommenen mittleren oder ungünstigen Verzehrsmengen (vgl. Tabelle 12) kann schließlich auf die dafür erforderliche Anbaufläche pro Person (und Jahr) geschlossen werden. Dabei können durchschnittliche Bedingungen oder ein sich auf Grund von Präferenzen für bestimmte Gemüsearten ungünstig auswirkendes Anbauspektrum berücksichtigt werden.

Formel 4: Berechnung von Anbauflächen in Abhängigkeit der Verzehrsmengen

$$\text{Anbaufläche} \frac{\text{m}^2}{\text{Person} * \text{Jahr}} = \frac{\text{Verzehrmenge}_{\text{hochanreichernd}} \left[\frac{\text{kg}}{\text{Person} * \text{Jahr}} \right]}{\text{Ernteerträge}_{\text{hochanreichernd}} \left[\frac{\text{kg}}{\text{m}^2} \right]} + \frac{\text{Verzehrmenge}_{\text{mittelanreichernd}} \left[\frac{\text{kg}}{\text{Person} * \text{Jahr}} \right]}{\text{Ernteerträge}_{\text{mittelanreichernd}} \left[\frac{\text{kg}}{\text{m}^2} \right]} + \frac{\text{Verzehrmenge}_{\text{niedriganreichernd}} \left[\frac{\text{kg}}{\text{Person} * \text{Jahr}} \right]}{\text{Ernteerträge}_{\text{niedriganreichernd}} \left[\frac{\text{kg}}{\text{m}^2} \right]}$$

Unter Annahme ungünstiger Bedingungen (Präferenzgruppe, mittlere Ernteerträge), die in etwa den Bedingungen für die Ableitung der Prüfwerte für Cadmium von 2 mg/kg Boden (Wohngarten) und für Benzo(a)pyren von 1 mg/kg Boden entsprechen, würde sich sowohl für Cadmium als auch für Benzo(a)pyren eine Standardanbaufläche von rund 30 m² pro Person ergeben. Im Rahmen der Expositionsabschätzung zur aktuellen Nutzung kann dann ein Abgleich der tatsächlichen Anbaufläche mit der angenommenen Anbaufläche durch Bildung eines Quotienten erfolgen, der auch zur Ermittlung eines auf die aktuelle Nutzung bezogenen Beurteilungswertes (**BWa**) genutzt werden kann.

Gleichzeitig 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 innerhalb des Xylems, die Aufnahme ausgasender Substanzen sowie in Ansätzen auch Annahmen zur Verschmutzung mit kontaminiertem Boden) vor dem Hintergrund des Schutzgutes 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 der Weg über die Modellierung des Boden-Pflanze-Pfades grundsätzlich das gesamte System Boden-Nutzpflanze(-Mensch) erfassen kann. Dieser Umstand und die mit der Modellierung einhergehende Nachvollziehbarkeit der Bewertung sind

als große Vorteile zu werten. Soll der Boden-Pflanze-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.

6.2.2.4 Abschätzung der Schadstoffzufuhr mit Hilfe von Transferabschätzungen

Liegen keine Ergebnisse aus Pflanzenuntersuchungen vor (vgl. Kapitel 6.3), können mit Hilfe von Transferabschätzungen für das Anreicherungsverhalten von Schadstoffen aus dem Boden in die Pflanze (vgl. Kapitel 6.2.2.2) Schadstoffzufuhrmengen ermittelt werden. Belastbare Aussagen, die diese Transferbeziehungen zuverlässig abschätzen lassen, wurden jedoch bislang nur für Blei und Cadmium (vgl. LABO 1998) sowie standortspezifisch für Thallium (vgl. LUA 1998) abgeleitet. Für weitere Stoffe konnten dahingegen bislang keine einfachen und eindeutigen Beziehungen ermittelt und quantifiziert werden. Es existieren lediglich grobe Angaben zu Transferfaktoren, deren Anwendung entsprechend zu kommentieren ist.

Für Blei und Cadmium können allgemein mit Hilfe gemessener pflanzenverfügbarer Blei- bzw. Cadmiumgehalte im Ammoniumnitratextrakt nach DIN 19730 (vgl. Kapitel 6.1.5) Zufuhrmengen allgemein wie folgt ermittelt werden:

Formel 5: Berechnung der Schadstoffzufuhr via Pflanze

$\text{Schadstoff - Zufuhr}_{(Pfl)} = V(x)_{hoch} \cdot C_{P(hoch)} + V(x)_{mittel} \cdot C_{P(mittel)} + V(x)_{niedrig} \cdot C_{P(niedrig)}$	
mit:	
$V(x)_{hoch / mittel / niedrig}$:	Verzehrsmenge hoch-/ mittel-/ niedrigerer Pflanzen für Schadstoff x (vgl. Tabelle 7, Tabelle 8 bzw. Tabelle 9) [g TM/kg KG d]
$C_{P(hoch / mittel / niedrig)}$:	Stoffkonzentrationen in der Pflanze (hoch-/ mittel-/ niedrigerer) berechnet nach Formel 2 [$\mu\text{g/g}$ /TM]

Für Blei ergibt sich nach den Formeln 2 und 5 folgende Transferabschätzung:

Formel 5a: Transferabschätzungen für die Bleizufuhrmengen via Pflanze

$$\text{Pb - Zufuhr}_{(Pfl)} \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \right] = V(x)_{mittel} \frac{\text{g TM}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \cdot 10^{0,749 + 0,673 \cdot \log \text{AN (mg/kg Boden)}} +$$

$$V(x)_{niedrig} \frac{\text{g TM}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \cdot 10^{-0,302 + 0,372 \cdot \log \text{AN (mg/kg Boden)}}$$

Für Cadmium ergibt sich nach den Formeln 2 und 5 folgende Transferabschätzung:

Formel 5b: Transferabschätzungen für die Cadmiumzufuhren via Pflanze

$$\begin{aligned} \text{Cd-Zufuhr}_{(Pfl)} \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \right] &= V(x)_{\text{hoch}} \frac{\text{g TM}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \cdot 10^{1,791 + 0,842 \cdot \log \text{AN (mg/kg Boden)}} + \\ &V(x)_{\text{mittel}} \frac{\text{g TM}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \cdot 10^{1,128 + 0,857 \cdot \log \text{AN (mg/kg Boden)}} + \\ &V(x)_{\text{niedrig}} \frac{\text{g TM}}{\text{kg KG} \cdot \text{d}} \cdot 10^{-0,35 + 0,208 \cdot \log \text{AN (mg/kg Boden)}} \end{aligned}$$

Sollen beispielsweise folgende Ergebnisse aus Pflanzenverfügbarkeitsuntersuchungen für Cadmium ausgewertet werden:

$$\text{AN (Cd) [mg/kg]} = 0,06 \text{ mg/kg}$$

errechnet sich nach Formel 5b unter Verwendung ungünstiger Verzehrsmengen gemäß Tabelle 12 folgende Cadmiumzufuhrmenge:

Berechnungsbeispiel zu Formel 5b

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

Liegen für Blei oder Cadmium nur Ergebnisse aus der Bestimmung der Gesamtgehalte vor, können die Abschätzungen ggf. auch mit Hilfe von Transferbeziehungen nach LUA 2005 (vgl. hierzu Kapitel 6.2.2.2) bzw. gebietsbezogen abgeleiteten Gleichungen (vgl. Kapitel 10) modelliert werden. Dabei ist jedoch anzumerken, dass die Zuverlässigkeit der Ergebnisse damit weiter eingeschränkt wird. Zumindest sollte für den zu beurteilenden Standort im Vorfeld abgeklärt worden sein, ob die nach LUA 2005 aufgestellten Transferbeziehungen tatsächlich übertragbar und anwendbar sind. Dazu gehören der Abgleich äußerer Rahmenbedingungen, von Ursache und Quelle der Schadstoffbelastungen sowie eine stichprobenhafte messtechnische Überprüfung der Abschätzungen.

6.3. Pflanzenuntersuchungen

Der Gedanke, das Ausmaß der Pflanzenverfügbarkeit hoher Schadstoffgehalte im Boden durch direkte Bestimmung der Gehalte in der Pflanze selbst zu ermitteln, ist zunächst naheliegend. Entsprechend genießt diese Vorgehensweise in der Regel eine hohe Akzeptanz. Es ist jedoch darauf hinzuweisen, dass Schadstoffgehalte in Pflanzen eine erhebliche Streuung aufweisen können, die von einer Vielzahl kaum kontrollierbarer Einflussfaktoren abhängt. Insofern sollte in aller Regel in der Bewertung dieses Wirkungspfades Transferabschätzungen der Vorzug gegenüber konkreten Pflanzenuntersuchungen gegeben werden.

Erscheint es auf Grund des Einzelfalles dennoch notwendig oder auch aus fachlichen Erwägungen heraus sinnvoll, konkrete Pflanzenuntersuchungen durchzuführen, sind spezielle Aspekte in der Konzeptionierung derartiger Untersuchungen zu beachten. Bei Anhaltspunkten auf relevante Immissionen ist grundsätzlich eine Beprobung von Nahrungspflanzen erforderlich.

Um einigermaßen aussagekräftige und belastbare Daten zu erhalten, sind im Vorfeld solch einer Untersuchung neben dem finanziellen Aufwand auch der zeitliche Aspekt für die Untersuchungen sowie mögliche Schwierigkeiten in der Interpretation abzuwägen (vgl. hierzu auch DELSCHEN & KÖNIG 1998; LUA 2000). Nachfolgend sind daher einige wichtige Rahmenbedingungen formuliert.

6.3.1. Pflanzenauswahl

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 Stoffspektrum und zu betrachtendem Wirkungspfad 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 entsprechend Tabelle 7 bzw. Tabelle 8 Repräsentanten der relevanten Anreicherungsgruppen ausgewählt und mit den standörtlichen Anbaugewohnheiten im Einzelfall abgeglichen werden. Diese können so gezielt aus vorzufindenden Pflanzen beprobt oder 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 IFUA 2001):

Tabelle 15: Indikatorpflanzen für Aufwuchsuntersuchungen auf schadstoffbelasteten Böden (As, Pb, Cd, Cr, Ni, Hg, Zn, BaP, PCB)

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. IFUA 2001)

Liegen bereits Pflanzenuntersuchungen vor, kann eine Zuordnung der Ergebnisse gemäß den Anreicherungsklassen vorgenommen werden. Letztendlich ist auch eine Abschätzung zu erwartender Pflanzengehalte für Kategorien denkbar, aus denen keine Pflanzenuntersuchungen vorliegen.

6.3.2. Anbaubedingungen

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).

6.3.3. Probenauswahl und -vorbereitung

Der Pflanzenprobennahme 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.

Die Vorbereitung von Gemüsepflanzen ist gemäß § 35 des Lebensmittel- und Bedarfsgegenständegesetzes geregelt und umfasst das verzehrstechnische Aufbereiten, 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 jedoch ein erheblicher Aufwand in zeitlicher wie finanzieller Hinsicht zu kalkulieren ist. 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.

Vielfach wird es sich daher anbieten zu prüfen, ob zunächst eine grobe Abschätzung möglicher Schadstoffzufuhren unter Berücksichtigung von Schadstoffquellen und Transferbeziehungen auch ohne Pflanzenuntersuchungen möglich ist (Kap. 6.2.2.2).

Bei der Auswahl der Proben sollten mindestens zwei lokale Referenzmesspunkte berücksichtigt werden, sofern die Prüfung ergeben hat, dass konkrete Untersuchungen notwendig sind.

6.3.4. Abschätzung der Schadstoffzufuhr mit Hilfe von Pflanzenuntersuchungen

Liegen Pflanzenuntersuchungen vor oder wurden Aufwuchsuntersuchungen durchgeführt, sind die Messergebnisse entsprechend auszuwerten, beispielsweise durch Bildung von Mittelwerten oder Perzentilen (je nach Fragestellung), so dass stoffbezogen jeder Anreicherungsstufe gemäß Tabelle 7, Tabelle 8 bzw. Tabelle 9 eine Konzentration zuzuordnen ist. Bei der Wahl der Verzehrsmengen ist dabei zu entscheiden, ob wiederum je nach Fragestellung mittlere oder ungünstige Annahmen zu treffen sind. Die Ermittlung der Schadstoffzufuhr erfolgt dann gemäß Formel 5 (vgl. Kapitel 6.2.2.4).

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 gemäß Tabelle 12 folgende Cadmiumzufuhrmenge:

Berechnungsbeispiel für Cadmium zu Formel 5 (mittlerer Verzehr)

Schadstoffzufuhr [$\mu\text{g/kg KG} \cdot \text{d}$] =

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

Sollen dagegen ungünstige Annahmen überprüft werden, ergibt sich für dasselbe Beispiel mit Hilfe der ungünstigen Verzehrsmengen aus Tabelle 12 folgende Cadmiumzufuhrmenge:

Berechnungsbeispiel für Cadmium zu Formel 5 (ungünstiger Verzehr)

Schadstoffzufuhr [$\mu\text{g/kg KG} \cdot \text{d}$] =

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

6.4. Humanbiomonitoring

Als schutzgutbezogenes Verfahren zur differenzierten Sachverhaltsermittlung nach Prüfwertüberschreitung kommt das Verfahren des Human-Biomonitorings in Frage, mit Hilfe dessen beurteilt werden soll, ob im konkreten Einzelfall eine Gesundheitsgefahr für die betroffenen Menschen besteht. Da es sich hierbei um unmittelbare Untersuchungen am Menschen handelt, sollte grundsätzlich darauf geachtet werden, die Kompetenz der entsprechenden Fachämter und -behörden (z.B. Gesundheitsämter) zu integrieren.

6.4.1. Methodische Grundlagen

Im Gegensatz zu Expositionsabschätzungen, bei denen mit Hilfe von Annahmen und Modellen sowie von Schadstoffmessungen in Kontakt- und Transfermedien Rückschlüsse auf eine äußere und schließlich innere Schadstoffzufuhr durch eine Kontaminationsquelle gezogen werden, haben Human-Biomonitoring-Untersuchungen zum Ziel, die innere Belastung des menschlichen Organismus direkt in menschlichen Körperflüssigkeiten und –geweben zu untersuchen, um individuelle Schadstoffbelastungen zu bestimmen und gegebenenfalls einige hierdurch ausgelöste biologische Wirkungen zu erkennen (UBA 2010a).

Die gemessenen Konzentrationen spiegeln dabei die integrale Belastung des Organismus aus verschiedenen Quellen (Nahrung, Trinkwasser, Luft, Boden, Bedarfsgegenstände, etc.) über alle Aufnahmepfade (oral, inhalativ, dermal) wider und charakterisieren gleichzeitig individuelle Unterschiede hinsichtlich Aufnahmemenge, Resorption, Stoffwechsel sowie Ausscheidung (SCHULZ & KOLOSSA-GEHRING 2010).

Innerhalb des Human-Biomonitorings ist methodisch zu differenzieren in (UBA 2010a):

- **Belastungsmonitoring (human biological monitoring of exposure):**
Quantifizierung der inneren Belastung durch einmalige oder wiederholte Messung der Konzentrationen von Stoffen oder deren Stoffwechselprodukten in geeigneten Körpermaterialien (Blut, Muttermilch, Harn, Haare, Zähne, Ausatemluft, Organproben etc.).
- **Effektmonitoring (biological effect monitoring):**
Einmalige oder wiederholte Messung biologischer Größen, die auf Belastungen durch chemische, physikalische oder biologische Faktoren reagieren oder deren Wirkungen anzeigen (Wirkungsparameter). Da Wirkungsparameter oft nicht einem bestimmten Stoff zuzuordnen sind, können diese in der Regel nur in Zusammenhang mit der jeweiligen Belastung bewertet werden.

Vor dem Hintergrund der Tragweite entsprechender Messergebnisse aus Human-Biomonitoring-Untersuchungen werden hohe Anforderungen an deren Qualitätssicherung gestellt, die sich sowohl auf die präanalytische als auch auf die analytische und postanalytische Phase beziehen (vgl. UBA 2007a; 1996). Ein besonderes Augenmerk ist dabei neben der Qualitätssicherung im Analytikbereich (Durchführung von Ringversuchen, vgl. GOEN & ANGERER 1996) auf die Erhebung von Einflussgrößen und Störfaktoren zu richten. Einflussgrößen, wie beispielsweise Alter, Geschlecht, ethnische Zugehörigkeit, Wohnort, Wohn-

dauer, Trinkgewohnheiten, Rauchgewohnheiten oder Gesundheitszustand sind probandenabhängig und können die Konzentration der zu untersuchenden Substanz zum Zeitpunkt der Erhebung beeinflussen. Entsprechend sind diese Aspekte im Zuge einer sorgfältigen, das Human-Biomonitoring begleitenden Anamnese zu erfassen. Störfaktoren hingegen beschreiben Gegebenheiten, die nach oder bei der Entnahme der biologischen Proben wirken und Veränderungen des Analyseergebnisses zur Folge haben. Eine detaillierte Darstellung hinsichtlich möglicher Einflussgrößen und Störfaktoren ist in der DIN 58936 (1993) dokumentiert.

Zur Vereinheitlichung der möglichen Verfahren hat die Europäische Kommission im Jahr 2004 in ihrem Aktionsplan „Umwelt und Gesundheit 2004 – 2010“ die „Entwicklung eines kohärenten Vorgehens zum Biomonitoring in Europa“ als ein Ziel benannt (UBA 2011). Infolgedessen sind verschiedenste Aktivitäten innerhalb der EU gestartet worden. Der aktuelle Stand hierzu ist auf der Homepage des Umweltbundesamtes im Bereich Gesundheit und Umwelthygiene dokumentiert.

Beispielsweise wurde das Europa-weite Pilotprojekt DEMOCOPHES initiiert (UBA 2011). In dieser Pilotstudie werden in 16 Mitgliedstaaten jeweils 120 Kinder zwischen 6 und 11 Jahren und ihre Mütter auf verschiedene Umweltschadstoffe untersucht. Im Urin wird der Gehalt des Schwermetalls Cadmium und des Nikotinabbauprodukts Cotinin gemessen. Außerdem werden Metabolite (Stoffwechselprodukte) der wichtigsten Weichmacher von Kunststoffen, der Phthalate, bestimmt. Zusätzlich wird in einer Probe des Kopfhaares der Quecksilber-Gehalt ermittelt. Mit dieser Pilotstudie sollen gleichzeitig auch die Machbarkeit komplexerer europäischer Human-Biomonitoring-Studien getestet und die Möglichkeiten zur Implementierung des Human-Biomonitoring als Instrument des Umwelt- und Gesundheitsschutzes geprüft werden (UBA 2011).

6.4.2. Bewertungsansätze

Bei der quantitativen Erfassung von Stoffkonzentrationen oder Wirkungen, die auf die Anwesenheit von Schadstoffen im Organismus zurückgehen, wird zunächst nicht unterschieden, ob es sich um geringfügige Effekte ohne Krankheitswert handelt (sog. subklinische Effekte) oder um Effekte, die als Anzeichen von Zell- und Gewebeschädigungen anzusehen sind. Im Sinne einer differenzierten Sachverhaltsermittlung bei Überschreitung von Prüfwerten im Sinne des BBodSchG müssen jedoch Bewertungsmaßstäbe für Messdaten aus Biomonitoring-Untersuchungen vorliegen, die Aussagen dafür liefern, ob eine erhöhte Schadstoffbelastung bei der untersuchten Person vorliegt und ob diese in einem gesundheitlich kritischen Bereich liegt, in dem toxische Wirkungen auftreten können (vgl. EWERS 2001; 1997, KRAUSE 2000).

Damit die Schadstoffbelastungen von Menschen einheitlich bewertet werden können, hat die Kommission Human-Biomonitoring Kriterien für die Erarbeitung von Orientierungswerten (Referenzwerte und Human-Biomonitoring-Werte HBM-Werte) aufgestellt.

Referenzwerte

Die Ermittlung erhöhter Schadstoffbelastungen erfordert einen Vergleich mit der allgemein üblichen bzw. durchschnittlichen Schadstoffbelastung in der Allgemeinbevölkerung. Zur Charakterisierung dieser durchschnittlichen Belastung bedient man sich so genannter Referenzwerte, die laut Kommission "Human-Biomonitoring" des Umweltbundesamtes (UBA 1996) definiert werden als:

"...Wert, der aus einer Reihe von entsprechenden Messwerten einer Stichprobe aus einer definierten Bevölkerungsgruppe nach einem vorgegebenen statistischen Verfahren abgeleitet wird."

Ein Referenzwert gibt also die Konzentration eines Stoffes in einem Körpermedium zum Zeitpunkt der Durchführung der Untersuchung an und beschreibt damit den derzeitigen Ist-Zustand (sog. Hintergrundbelastung eines ubiquitär vorkommenden Stoffes) bei einer bestimmten Bevölkerungsgruppe mit oder ohne erkennbare spezifische Belastung (Referenzpopulation). Zur statistischen Definition und rechnerischen Ermittlung eines Referenzwertes aus einer Reihe von Messwerten wird auf die Richtlinie der UPAC (POULSEN et al. 1997) verwiesen.

Die Kommission Human-Biomonitoring legt, in Anlehnung an diese Schrift, als Referenzwert das innerhalb des 95 %-Konfidenzintervall gerundete 95. Perzentil der Messwerte einer Stoffkonzentration in dem entsprechenden Körpermedium der Referenzpopulation fest. Außerdem werden, wo sinnvoll und anhand der Datenlage möglich, Referenzwerte für besonders belastete bzw. für bezüglich bestimmter Belastungen bereinigte Teilgruppen angegeben (z.B. Cadmium im Blut) (UBA 2012).

Beim Einsatz entsprechend ermittelter Referenzwerte als Vergleichsmaßstab zur Beurteilung von Ergebnissen aus Biomonitoring-Untersuchungen muss jedoch sichergestellt werden, dass die untersuchten Kollektive mit dem Referenzkollektiv hinsichtlich der Einflussgrößen (s.o.) vergleichbar sind, dass zeitliche Trends keine relevante Rolle spielen und dass vergleichbare Analyse- und Messverfahren verwandt wurden (vgl. UBA 1996).

Die Kommission weist außerdem ausdrücklich darauf hin, dass die Referenzwerte rein statistisch definierte Werte sind, denen per se keine gesundheitliche Bedeutung zukommt (UBA 2012). Nichts desto trotz ist darauf hinzuweisen, dass eine anhaltende Überschreitung eines Referenzwertes auf eine erhöhte Belastung hindeutet und die verantwortlichen Quellen ermittelt und nach Möglichkeit beseitigt werden sollten (KRAUSE 2000).

Referenzwerte liegen u.a. für Antimon, Arsen, Cadmium, Nickel, Quecksilber, Platin, Thallium und Uran im Urin und für Blei, Cadmium und Quecksilber im Vollblut vor. Bezüglich PAK-Belastungen liegt ein Referenzwert für 1-Hydroxypyren im Urin vor. Für PCP existiert ein Referenzwert im Serum, für PCB, β -HCH, HCB und DDE bzw. DDT im Vollblut und in Frauenmilch (Stand: 06/2012). Die aktuellen Daten dazu sind abrufbar unter: <http://www.umweltbundesamt.de/gesundheit/monitor/definitionen.htm#ref>.

Human-Biomonitoring-Werte (HBM-Werte)

Zur Bewertung von Daten aus Human-Biomonitoring-Studien sind neben Referenzwerten, die lediglich Aussagen über die relative Höhe der Schadstoffbelastung eines Organismus

ermöglichen, zusätzliche toxikologisch begründete Kriterien notwendig. So sind Angaben erforderlich, die aufzeigen, welche Stoffkonzentrationen in einem Körpermedium unter umweltmedizinischen Gesichtspunkten noch tolerabel sind, bzw. ab welchen Konzentrationen gesundheitliche Beeinträchtigungen und toxische Wirkungen zu erwarten und Maßnahmen erforderlich sind.

Vor diesem Hintergrund hat die Kommission "Human-Biomonitoring" des Umweltbundesamtes "Human-Biomonitoring-Werte" (HBM-I und HBM-II) abgeleitet, die folgendermaßen definiert werden (UBA 1996):

"Der HBM-I-Wert entspricht der Konzentration eines Stoffes in einem Körpermedium, bei deren Unterschreitung nach dem aktuellen Stand der Bewertung durch die Kommission nicht mit einer gesundheitlichen Beeinträchtigung zu rechnen ist und sich somit kein Handlungsbedarf ergibt. Eine Überschreitung des HBM-I-Wertes soll Anlass sein, den Befund durch weitere Messungen zu kontrollieren, bei Bestätigung der Ursache für die Erhöhung nachzugehen und gegebenenfalls verantwortliche Belastungsquellen, soweit unter Wahrung der Verhältnismäßigkeit sinnvoll, zu mindern oder zu eliminieren."

"Der HBM-II-Wert entspricht der Konzentration eines Stoffes in einem Körpermedium, bei deren Überschreitung eine für die Betroffenen als relevant anzusehende gesundheitliche Beeinträchtigung möglich ist. Bei Überschreitung des HBM-II-Wertes ist eine umweltmedizinische Betreuung (Beratung) der Betroffenen zu veranlassen und soweit möglich umgehend Maßnahmen zur Minderung der Belastung zu ergreifen."

Damit wird der HBM-I-Wert als Prüf- oder Kontrollwert verstanden ab dem gesundheitliche Beeinträchtigungen nicht ausreichend sicher ausgeschlossen werden können, während der HBM-II-Wert als Maßnahmen- oder Interventionswert anzusehen ist, ab dem gesundheitliche Beeinträchtigungen möglich sind (UBA 2012).

Die HBM-Werte sollten jedoch nicht als "Auffüllwerte" verstanden werden, da aus umwelthygienischer Sicht die Belastung des Menschen mit Stoffen aus der Umwelt unter Berücksichtigung des Grundsatzes der Verhältnismäßigkeit zu vermeiden oder zu minimieren ist (KRAUSE 2000). Bei der Anwendung der HBM-Werte sollen ferner Anamnese, Symptomatik und zeitliche Zusammenhänge berücksichtigt werden, um u. a. Präventionsmaßnahmen nicht zu behindern (UBA 2012).

HBM-Werte liegen für Cadmium, Quecksilber, Thallium, PCP, DEHP und Bisphenol A im Urin, für Quecksilber im Blut sowie für PCP und PCB im Serum vor (Stand: 06/2012). Die aktuellen Daten sind unter http://www.umweltdaten.de/gesundheit/monitor/tabelle-hbm-werte_2012.pdf abrufbar.

In Anbetracht des Fehlens einer Wirkungsschwelle und auf Grund der Einstufung der MAK-Kommission von Blei in die Kategorie 2 ("als Krebs erzeugend für den Menschen anzusehen") hat die Kommission die HBM-Werte (HBM-I und HBM-II) für Blei im Blut aller Personengruppen 2009 ausgesetzt⁹.

Insgesamt fehlen für zahlreiche Substanzen Studien zu relevanten biologischen Wirkungen am Menschen. Vor diesem Hintergrund hat sich die Kommission entschieden, zur Ableitung

⁹ <http://www.umweltbundesamt.de/gesundheit/monitor/index.htm>

von HBM-Werten künftig auch bereits toxikologisch begründete tolerable Aufnahmemengen mit heranzuziehen. Wohl wissend, dass bei dieser Ableitung und Abschätzung mit Unsicherheiten zu rechnen ist, sieht die Kommission in diesem Ansatz die Chance, dringend benötigte HBM-Werte für Stoffe veröffentlichen zu können, für die es noch keine ausreichenden Wirkungsuntersuchungen im umweltrelevanten Niedrigdosisbereich gibt. Die Kommission hat nach diesem Ableitungsweg erstmalig HBM-I-Werte abgeleitet und zwar für die Summe der DEHP-Metaboliten 5Oxo- und 5OH-MEHP im Morgenurin ($\mu\text{g/l}$) zur Bewertung einer Belastung mit DEHP¹⁰ (UBA 2012, UBA 2007).

Für Substanzen ohne Wirkschwelle, wie beispielsweise für Substanzen mit initiierenden kancerogenen Wirkungen, für die bislang keine HBM-Werte abgeleitet wurden, werden zunehmend Modelle und Bewertungskonzepte wie beispielsweise Benchmark-Verfahren (vgl. Kapitel 7.1.2) geprüft, mit deren Hilfe geeignete und standardisierte Risikoabschätzungen für HBM-Werte möglich sind (vgl. ANGERER et al. 2011; UBA 2011a).

Anwendungsbeispiele im Sinne des BBodSchG

In den industriell geprägten Teilbereichen Nordrhein-Westfalens an Rhein, Ruhr und Wupper wurde bereits seit der 1970-er Jahre eine Vielzahl von Belastungsmonitorings durchgeführt. Sie verfolgen überwiegend das Ziel, die innere Belastung der Bevölkerung durch immissionsbedingte Luftschadstoffe großflächig zu untersuchen und im zeitlichen Verlauf zu beobachten (WILHELM et al. 2007). Die Auswertungen weisen insgesamt einen generellen Trend zur Abnahme bestimmter Belastungen (Blei, Cadmium, POP) auf, wobei jedoch weiterhin umweltbedingte Schadstoffe (durch Verkehr und andere Belastungsquellen) innere Belastungen bedingen.

Eine klare Differenzierung, welchen Einfluss der Boden auf mögliche Belastungsparameter hat, konnte jedoch kaum vorgenommen werden. Lediglich in den Studien von DOLGNER et al. (1988) wurden Zusammenhänge zwischen Bleigehalten im Boden und den Blutbleigehalten von Anwohnern im Duisburger Süden untersucht. Die Ergebnisse dieser Auswertungen waren schließlich die Grundlage für die Ableitung der Prüfwerte für Blei in Wohngebieten sowie auf Kinderspielflächen und Park- und Freizeitanlagen gemäß BBodSchV. Auf Grund der Erkenntnis, dass sich die immissionsbedingte Bleibelastung im Rhein-Ruhrgebiet in den letzten 20 Jahren deutlich verbessert hat, wurden 2005 aktuelle Daten zur Bleibelastung in Luft, Boden und im Blutblei von Anwohnern (Kindern im Alter von ca. 6 Jahren) im Duisburger Süden erneut ausgewertet (vgl. Hot-Spot-Studie LUA 2004). Die Ergebnisse der Studie (vgl. LUA 2006a) zeigen, dass die Bleigehalte seit 1982 sowohl in den Umweltmedien (Staubniederschlag, Schwebstaub), als auch im Blut der untersuchten Kinder deutlich abgenommen haben, während die Bleigehalte im Boden in etwa gleich geblieben sind. In Zusammenhangsanalysen konnte der Einfluss des Bleigehaltes im Boden auf den Blutbleigehalt der Kinder ermittelt und - mit Rückgriff auf den zwischenzeitlich abgesenkten Referenzwert bzw. ausgesetzten HBM-Wert für Blei - zulässige Bodengehalte errechnet werden. Die Übertragbarkeit der für den Duisburger Süden ermittelten Beurteilungsmaßstäbe hängt jedoch von den standortspezifischen Rahmenbedingungen (Nutzungen, Expositionsmöglichkeiten, etc.) ab und ist im Einzelfall detailliert zu prüfen (vgl. LUA 2006a).

¹⁰ <http://www.umweltdaten.de/gesundheit/monitor/Ableitung-HBM-Werte-Teil-II.pdf>

Darüber hinaus wurde in Einzelfällen ein Belastungsmonitoring an Bewohnern aus Gebieten mit erhöhten Bodenbelastungen durchgeführt. Beispielsweise bei Kleingärtnern aus Stolberg (EWERS et al. 1993) wurden Blei- und Cadmiumgehalte in Blut und Urin bestimmt. Im Harz (Oker und Harlingerode) wurden bergbaubedingte großflächige Blei- und Cadmiumbelastungen festgestellt, so dass im März 1980 Blut-Bleiwerte von Kindern in Hüttennähe bestimmt wurden, die alle oberhalb des damaligen HBM-Toleranzbereiches lagen.

Bewohner eines ehemals als Rieselfläche für Abwässer genutzten Geländes in Bielefeld wurden auf ihren Cadmiumgehalt im Urin untersucht (EINBRODT et al. 1987). Quecksilber, Antimon und Arsen wurden im Urin und in Haarproben von Bewohnern auf ehemals zum Quecksilberabbau genutzten Flächen im Nordpfälzer Bergland untersucht (GEBEL et al. 1995). Im südhessischen Lampertheim waren massive Bodenverunreinigungen durch Arsen, Blei und polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/F) festgestellt worden. Im Rahmen eines Biomonitorings wurden dort die Gehalte an Blei im Blut, an Arsen im Urin und an PCDD/F im Blutfett bestimmt (EWERS et al. 1997).

PCDD/F-Gehalte im Blutfett wurden auch im Umfeld einer früheren Kabelabbrennanlage in Nordenham (EWERS et al. 1996) sowie im Umfeld der ehemaligen Kupferhütte in Marsberg (MAGS 1991, WITTSIEPE et al. 1993) untersucht.

Ein Effekt-Monitoring wurde beispielsweise auf dem DAG- und WASAG-Gelände in Stadtalendorf durchgeführt (EWERS et al. 1997b; EWERS et al. 2000). Auf Grund von im Blut nachweisbaren Hämoglobin-Addukten sollte eine "Momentaufnahme" zur aktuellen Situation der Bewohner hinsichtlich der Belastung durch Nitroaromaten im Boden erstellt werden. Nach Auffassung der Kommission Human-Biomonitoring (UBA 2003) lassen sich auf Grund der gemessenen Adduktkonzentrationen keine Aussagen zum Krebsrisiko ableiten. Werden bei exponierten Personen jedoch erhöhte Adduktkonzentrationen festgestellt, so indizieren solche Befunde aus umwelthygienischer Sicht Handlungsbedarf in Bezug auf geeignete expositionsminimierende Maßnahmen.

Grundsätzlich beschränkt sich die Bewertung der in den verschiedenen Untersuchungen erhaltenen Ergebnisse überwiegend auf einen Abgleich mit eigens ermittelten bzw. allgemeinen Referenzwerten (s.o.). Lediglich im Fall Lampertheim konnte mit Hilfe der inzwischen ausgesetzten HBM-Werte für Blei zusätzlich eine Einschätzung der Daten hinsichtlich toxischer Wirkungen vorgenommen werden. Im Endergebnis ließen sich ursächliche Zusammenhänge jeweils nur begrenzt ableiten.

6.4.3. Kriterien für die Durchführung eines Human-Biomonitoring

Verallgemeinerbare Anforderungen, die an eine sinnhafte Durchführung eines Human-Biomonitoring zu knüpfen sind, lassen sich untergliedern in:

- Kriterien zum zeitlichen Betrachtungshorizont,
- standortabhängige Kriterien,
- schadstoffabhängige Kriterien.

Kriterien zum zeitlichen Betrachtungshorizont

Im Rahmen der Prüfwertableitungen für die BBodSchV wurden zeitliche Betrachtungshorizonte zugrunde gelegt, die auf Aussagen zur Toxikologie von Substanzen bei lebenslanger Exposition beruhen. Für die Anwendung von Human-Biomonitoring-Untersuchungen ergeben sich daraus folgende Anforderungskriterien:

- **Zeitraum der Betrachtung**

Vor Beginn eines Human-Biomonitoring muss zunächst die Frage geklärt werden, für welchen (bestimmten) Zeitraum Aussagen zur individuellen Schadstoff-Belastungssituation erforderlich sind.

Liegt beispielsweise nach einem Chemieunfall eine Bodenbelastung vor, die bewertet werden soll, sind Aussagen über einen kurz zurückliegenden Zeitraum erforderlich (vgl. UBA 2006). Zur Beurteilung einer seit langem andauernden Exposition z.B. durch Wohnen auf einer Verdachtsfläche sind dagegen eher langfristig orientierte Aussagen - vor allem bei kanzerogen wirkenden Substanzen, die keine Wirkschwelle haben - erforderlich. Das Messprogramm ist also darauf abzustimmen. Dabei gilt zu berücksichtigen, dass je nach gemessenem Parameter und je nach untersuchtem Medium unterschiedliche Zeithorizonte betrachtet werden. So lassen beispielsweise nachgewiesene Arsengehalte im Urin Rückschlüsse auf die Belastung der letzten 1-2 Tage zu, während Blut-Bleigehalte Aussagen für die letzten 3-5 Wochen liefern (SCHULZ & KOLOSSA-GEHRING 2010; EWERS & WILHELM 2001; PAULSEN et al. 1996).

Haare gelten als leicht zugängliches Probenmaterial, das zur Quantifizierung von Schadstoffbelastungen herangezogen werden kann. Wie Auswertungen des Umweltbundesamtes (UBA 2005) zeigen, eignen sich jedoch Haaranalysen lediglich zur Diagnostik von Methylquecksilber-Belastungen. Für alle übrigen Schwermetalle können mit diesem Verfahren keine zuverlässigen Aussagen getroffen werden.

Rückschlüsse auf länger zurückliegende Expositionen und kumulierende Belastungen gelten beispielsweise nur bei solchen Stoffen als möglich, die sehr langsam eliminiert werden und sich im Organismus anreichern, wie z.B. PCB, PCDD/F (UBA 2009; EWERS & SUCHENWIRTH 1996).

- **Zugrundezulegende Nutzung**

Ergebnisse aus Human-Biomonitoring-Untersuchungen können je nach Parameter nur Aussagen über eine mehr oder weniger kurz zurückliegende Belastungssituation liefern. Belastungsprognosen sind dagegen prinzipiell schwierig. Daraus ist zu folgern, dass für die Bewertung von Daten von z.B. Betroffenen, die auf belastetem Boden leben, insbesondere Aussagen über die tatsächliche, aktuelle Nutzungssituation zu treffen sind. Werden von den Betroffenen beispielsweise bereits ausgesprochene Nutzungsempfehlungen umgesetzt, ergibt das Human-Biomonitoring nur Aussagen bezogen auf das bereits geänderte Verhalten (vgl. auch "Einflussgrößen").

Sollen mit Hilfe des Human-Biomonitorings jedoch nicht die aktuellen Nutzungssituationen bewertet werden, sondern potenzielle oder planungsrechtlich zulässige Nutzungen, die unter Umständen auch sensibler sein können, vermag diese Vorgehensweise die erforderliche Datengrundlage für entsprechende Prognosen nur dann zu liefern, wenn sich die aktuelle und die potenzielle Nutzung nahekomen.

Standortabhängige Kriterien

Neben den allgemeinen Vorüberlegungen für die Durchführung eines Human-Biomonitorings sind verschiedene standörtliche Faktoren zu prüfen und abzuwägen.

- **Deutliche Überschreitung des Prüfwertes**

In der Praxis hat sich gezeigt, dass Schadstoffbelastungen, die gegenüber üblichen Hintergrundbelastungen nur geringfügig erhöht sind, mit dem Human-Biomonitoring nicht erkannt werden (EWERS 1997). Während im Fall Stollberg (EWERS et al. 1993), wo Bleigehalte im Boden von 60 bis 10.622 mg/kg ermittelt wurden (im Mittel 1.277 mg/kg), die Ergebnisse des Human-Biomonitorings nur leicht und nicht statistisch signifikant erhöhte Blutblei-Werte ergaben, wurden im Harz (Goslar) im Blut von untersuchten Kindern in der Nähe eines Hüttenwerkes mit immissionsbedingten Bodenwerten von bis zum Teil weit über 1.000 mg/kg deutlich erhöhte Bleigehalte (389 µg/l Blut, 90. Perzentil) erhoben.

Im Fall Lampertheim (EWERS et al. 1997) konnten dahingegen bei Arsengehalten im Boden von bis zu 37.700 mg/kg und Bleigehalten bis maximal 71.600 mg/kg keine signifikanten Unterschiede in den jeweiligen Human-Biomonitoring-Untersuchungen nachgewiesen werden. Lediglich die PCDD/F-Gehalte im Blutfett der "Altsiedler" (ca. 35-jährige Wohndauer, Selbstversorgung) erwiesen sich als signifikant erhöht, wobei Bodengehalte von bis zu 50.000 ng I-TE/kg Boden festgestellt wurden. Da die Prüfwerte für einzelne Parameter in der Größenordnung von Hintergrundbelastungen liegen (z.B. Arsen), können belastbare Ergebnisse erst bei Bodenkonzentrationen erwartet werden, die die Prüfwerte gravierend überschreiten. Zudem sind immer auch immissionsbedingte Einflussfaktoren zu berücksichtigen, die beispielsweise ursächlich Bodenbelastungen bedingen oder bedingt haben.

- **Standortspezifische Expositionsannahmen / Einflussgrößen**

Die Ableitung der Prüfwerte basiert auf szenarischen Annahmen, die mögliche Expositionen von Nutzergruppen charakterisieren sollen. Die Ausgestaltung dieser Annahmen hat damit letztendlich entscheidenden Einfluss auf die Höhe der resultierenden Prüfwerte. Mit den bislang dafür diskutierten Konventionen soll eine realistische, aber konservative Einschätzung der verallgemeinerten, potenziellen Nutzungssituation ermöglicht werden. Für die Abschätzung der tatsächlichen Exposition, der ein Betroffener ausgesetzt ist, können spezifische individuelle Angaben zur Person und zur Nutzung herangezogen werden (vgl. Kapitel 6.2.), so dass auf Grund von detaillierteren Informationen zu den äußeren Expositionsbedingungen eine mögliche innere Exposition konkreter abgeschätzt werden kann.

Im Gegensatz dazu werden beim Human-Biomonitoring direkt detaillierte Informationen zur inneren Exposition eines Betroffenen ermittelt, die jedoch ohne Kenntnis über die äußeren Bedingungen kaum interpretierbar sind.

Beispielsweise im Fall Lampertheim wurden die Betroffenen in "Altsiedler" (Wohndauer 20-40 Jahre) und in "Neusiedler" (Wohndauer 4-12 Jahre) unterteilt, da für die beiden Nutzergruppen ein unterschiedliches Nutzungsverhalten festgestellt wurde (mit und ohne Nutzpflanzenanbau, Nutztiere) und außerdem auf Grund der Schadstoffsituation (PCDD/F) mit nachweisbaren Anreicherungen, abhängig von Wohndauer und Lebensalter, zu rechnen war.

Expositionsbedingungen werden daher im Rahmen solcher Untersuchungen im umgekehrten Sinne als "Einflussgrößen" bezeichnet, die die Ergebnisse maßgeblich beeinflussen können und in jedem Falle im Vorfeld der Untersuchung mit zu erheben sind (vgl. Kapitel 6.4.1.; Qualitätssicherung; UBA 1996).

Als Fazit lässt sich daraus ableiten, dass die Erhebung von tatsächlich vorliegenden, individuellen (möglicherweise auch standortspezifischen) Expositionsbedingungen bzw. Einflussgrößen sowohl für die Durchführung von Human-Biomonitoring-Untersuchungen, als auch für die Konkretisierung der Expositionsabschätzung eine wesentliche Voraussetzung darstellt.

- **Standortspezifisches Kollektiv**

Um Ergebnisse aus Human-Biomonitoring-Studien interpretieren zu können, sind Referenzwerte oder Bewertungsmaßstäbe erforderlich, die jedoch immer nur vor dem Hintergrund der jeweils gleichzeitig definierten Einflussgrößen anwendbar sind. So stellt sich vor jeder Untersuchung prinzipiell die Frage, ob das standortspezifische Untersuchungskollektiv mit allgemein vorliegenden Referenzwerten oder Bewertungsmaßstäben hinsichtlich seiner Einflussgrößen (und möglicherweise Störfaktoren) vergleichbar ist oder ob ein spezielles Vergleichskollektiv mit untersucht werden muss. Darüber hinaus muss abgesichert sein, dass die Untersuchungsergebnisse statistischen Anforderungen genügen und in erforderlichem Maß auswertbar sind.

- **Akzeptanz und Kooperation von Seiten der Betroffenen**

Neben den rein naturwissenschaftlich orientierten Anforderungskriterien zur Durchführung von Human-Biomonitoring-Studien müssen darüber hinaus auch psychosoziale Aspekte bedacht und berücksichtigt werden, insbesondere weil in der Regel (Klein-)Kinder die sensibelste Gruppe derjenigen darstellt, die ggf. als Untersuchungskollektiv ausgewählt werden. Vor dem Hintergrund wachsender Erkenntnisse aus dem Bereich der Risiko-Kommunikation ist vor Beginn entsprechender Untersuchungen zu klären, inwieweit eine Bereitschaft von Seiten der Betroffenen besteht oder ob Ängste, Ablehnung und Widerstand vorherrschen.

Schadstoffabhängige Kriterien

Unabhängig von den standortspezifischen Möglichkeiten zur Durchführung von Human-Biomonitoring-Untersuchungen sind dem Verfahren oftmals auch durch den derzeit für eine Vielzahl von Substanzen noch lückenhaften Kenntnisstand Grenzen gesetzt.

- **Nachweisverfahren**

Liegt nachweislich eine Bodenbelastung mit bestimmten Schadstoffen vor, ist die Frage zu klären, mit welchem Verfahren die dadurch entstehende potenzielle Gefährdung für den betroffenen Menschen nachweisbar ist. Fundstellen für eine geeignete Probennahmematrix (Blut, Urin, etc.) und validierte Nachweisverfahren sind zunächst nach Empfehlung des UBA (2006) die von der DFG Senatskommission zur Prüfung gesundheitlicher Arbeitsstoffe veröffentlichten Verfahren zur Bestimmung von Substanzen und ihrer Stoffwechselprodukte in Körperflüssigkeiten. Bezüglich detaillierter methodischer Empfehlungen zum Human-Biomonitoring von Schwermetallen und Spurenelementen wird vom UBA (2006) auf CORNELIS et al. (1995) verwiesen.

Liegen für eine Substanz entsprechende Nachweisverfahren vor, ist darüber hinaus zu gewährleisten, dass die Verfahren qualitätsgesichert durchführbar sind (vgl. UBA 1996).

- **Schadstoffbewertung**

Zur Bewertung von Ergebnissen aus Human-Biomonitoring-Studien können zum einen Referenzwerte und zum anderen z.B. HBM-Werte (s.o.) herangezogen werden. Vor der Durchführung entsprechender Studien ist also zu klären, inwieweit Bewertungsmaßstäbe für die relevanten Schadstoffe vorliegen, die auf Grund z.B. von Einflussgrößen oder zu betrachtenden Zeithorizonten als vergleichbar gelten können.

Hier gilt es insbesondere zu beachten, inwieweit die stoffspezifische Hintergrundexposition die innere Belastung beeinflusst. Beispielsweise muss bei POPs der Einfluss der Ernährung berücksichtigt werden, oder bei Belastungen durch Aromaten ist der Einfluss von Verkehr zu prüfen. Genauso kann die Arbeitsplatzsituation maßgeblichen Einfluss auf die Belastung bzgl. bestimmter Schadstoffe haben.

6.4.4. Möglichkeiten und Grenzen des Verfahrens

Anhand der ausgeführten Anwendungskriterien für die Durchführung von Human-Biomonitoring-Untersuchungen lassen sich abschließend die Vor- und Nachteile sowie die Möglichkeiten und Grenzen des Verfahrens wie folgt zusammenfassen:

Der Vorteil von Human-Biomonitoring-Untersuchungen ist sicherlich in der Nähe zum Schutzgut zu sehen, da im Organismus messbare Stoff- und Metabolitenkonzentrationen die individuellen Unterschiede hinsichtlich Aufnahmemenge, Resorption, Stoffwechsel und Ausscheidung jedes einzelnen Individuums widerspiegeln und dadurch eine qualitative, möglicherweise sogar quantitative Bewertung der individuellen inneren Schadstoffbelastung ermöglichen. Andererseits charakterisieren die Messwerte jedoch die gesamte Belastung des Organismus, die durch unterschiedlichste Expositionspfade verursacht worden sein kann, so dass

Rückschlüsse auf eine Kontaminationsquelle nicht immer eindeutig möglich sind. Hierzu sind ergänzende Angaben zur Expositionssituation und zu den Lebensgewohnheiten erforderlich.

Prognostische Aussagen beispielweise in Hinblick auf planungsrechtlich zulässige Nutzungen auf kontaminiertem Boden sind nur möglich, wenn sich aktuelle und zulässige Nutzung ähneln. Analoges gilt in Hinblick auf die potenzielle Nutzung.

Daraus wird deutlich, dass Human-Biomonitoring-Untersuchungen nicht alleine, sondern nur in Ergänzung zu weiteren Ansätzen der Expositions- und Gefährdungsabschätzung anzuwenden sind, wobei dem Verfahren auf Grund standortbedingter oder substanzbedingter Voraussetzungen enge Grenzen gesetzt sein können. Über die belastbare, statistische Auswertbarkeit der Daten hinaus, die bestimmt wird durch z.B. die Größe des Untersuchungskollektivs, entsprechende Einflussgrößen oder die Schadstoffsituation, müssen für die relevanten Stoffe auch belastbare Bewertungsmaßstäbe vorliegen. Verfügbar sind diese zurzeit schon für eine begrenzte Anzahl von toxisch wirkenden Substanzen. Für kanzerogen wirkende Substanzen und Substanzen ohne Wirkschwelle werden belastbare Bewertungskonzepte derzeit weiterentwickelt und geprüft (ANGERER et al. 2011).

Zusammenfassend ergibt sich als Empfehlung, dass bei Vorliegen folgender Randbedingungen die Durchführung von Human-Biomonitoring-Untersuchungen als Prüfschritt zur weiteren Sachverhaltsermittlung in Erwägung zu ziehen ist:

- Es sollen Aussagen über die aktuelle individuelle Belastungssituation einzelner exponierter Menschen ermöglicht werden, unter Berücksichtigung der Hintergrundsituation im näheren Umfeld
- Es soll eine aktuelle Situation bewertet werden (die Prognostizierbarkeit von Ergebnissen ist zu hinterfragen).
- Es liegen deutliche Überschreitungen der Prüfwerte vor.
- Es liegen bereits detaillierte Kenntnisse über die Expositionsbedingungen vor, so dass mögliche Einflussgrößen bekannt sind und das Untersuchungsdesign konkretisiert werden kann.
- Es existieren vergleichbare Referenzdaten oder Bewertungsmaßstäbe.
- Wenn keine Bewertungsmaßstäbe vorliegen, muss das Untersuchungskollektiv ausreichend groß sein, um statistischen Anforderungen genügen zu können; unter Umständen muss ein geeignetes Vergleichskollektiv zur Verfügung stehen.
- Es gibt eine deutliche Bereitschaft der betroffenen Menschen, an entsprechenden Untersuchungen teilzunehmen bzw. diese können von der Sinnhaftigkeit solcher Untersuchungen überzeugt werden.
- Für die relevanten Substanzen sind entsprechende Nachweisverfahren verfügbar, die qualitätsgesichert durchgeführt werden können.

7. Auswahl an Schadstoffen und deren Charakterisierung in Bezug auf die Detailuntersuchung

Neben der Quantifizierung der Expositionsbedingungen sind zur Bewertung möglicher Schadstoffaufnahmen Beurteilungsmaßstäbe für die humantoxikologische Wirkung der Substanzen erforderlich.

Hierzu sind nach BBodSchV tolerierbare resorbierte Dosen (TRD) als Bewertungsmaßstab für die innere Belastung heranzuziehen. TRD-Werte werden dabei definiert als Körperdosen eines Gefahrstoffes, bei denen mit hinreichender Wahrscheinlichkeit bei Einzelstoffbetrachtung nach dem gegenwärtigen Stand der Kenntnis keine nachteiligen (adversen) Effekte auf die menschliche Gesundheit erwartet werden bzw. bei denen nur von einer geringen Wahrscheinlichkeit für Erkrankungen ausgegangen wird.

Als Schutzniveau für toxisch wirkende Substanzen wird ein No Observed Adverse Effect Level (NOAEL) angezielt, der mit Hilfe von Sicherheitsfaktoren, je nach Qualität der herangezogenen Datenbasis, auf empfindliche Personengruppen übertragen wird, wobei adverse Effekte gemäß der vorgegebenen Kriterien einzugrenzen sind. Insgesamt sind sowohl Daten zur oralen wie inhalativen Aufnahme zu berücksichtigen, um einen quantitativen Vergleich der beiden Expositionspfade zu ermöglichen. Mit Hilfe der jeweiligen Aussagen zur Resorption der Substanzen kann schließlich von den resorbierten Körperdosen (TRD-Werte) auf die entsprechend zulässigen zugeführten Dosen rückgeschlossen werden.

Zur Herstellung des Gefahrenbezuges im Sinne des BBodSchG, (d.h. hinreichende Wahrscheinlichkeit eines Schadenseintrittes), wird schließlich für Stoffe mit Wirkschwelle nach dem Konzept von KONIETZKA & DIETER (1998) eine gefahrenbezogene Dosis (GD) ermittelt, die das Schutzniveau eines Lowest Observed Adverse Effect Level (LOAEL) für empfindliche Personengruppen anzielt.

Hinsichtlich kanzerogener Effekte, für die keine Wirkschwelle anzugeben ist, ist kein NOAEL zu ermitteln, sondern ein einzelstoffbezogenes zusätzliches Krebsrisiko heranzuziehen, das analog zur Basis der TRD-Werte nach BBodSchV einem zusätzlichen Krebsrisiko von $1:10^5$ entspricht. Für die Herstellung des Gefahrenbezuges nach BBodSchG ist als Konvention ein zusätzlicher Faktor von 5 zu wählen, so dass sich ein Risikoniveau von $5:10^5$ ergibt.

Ausführliche Stoffbeschreibungen sowie die Ableitung der TRD-Werte bzw. Krebsrisikoabschätzungen finden sich in der Loseblattsammlung von EIKMANN et al. (1999ff). Die Methodengrundlagen sowie eine Dokumentation der stoffspezifischen Prüfwertableitungen finden sich in der Loseblattsammlung, herausgegeben vom Umweltbundesamt (UBA 1999ff).

Nachfolgend werden für ausgewählte Substanzen jeweils die toxikologischen Charakteristika und Wirkweisen beschrieben. Schließlich werden die relevanten Aufnahmepfade und Wirkendpunkte (toxisch/kanzerogen) benannt, die schließlich zur Prüfwertableitung geführt haben. Darüber hinaus werden weitere Bewertungskriterien erörtert, die im Rahmen einer Plausibilitätsprüfung in die Prüfwertableitung eingeflossen sind und die in einer abschließenden Gefahrenbeurteilung ebenfalls Berücksichtigung finden müssen. Hierbei ist anzumerken, dass der Kenntnisstand zur humantoxikologischen Stoffbewertung kontinuierlich fortschreitet, so dass die Bewertungsgrundlagen, die zur Ableitung der Prüfwerte für die BBodSchV (1999) geführt haben, zum Teil nicht mehr dem aktuellen Wissensstand entsprechen. So wurden in Stellungnahmen der Kommission „Human-Biomonitoring“ des Umweltbundesam-

tes humantoxikologische Neubewertungen für Blei (UBA 2009b), Cadmium (UBA 2011a) und Thallium (UBA 2011) publiziert. Für Arsen hat die EFSA in 2009 eine humantoxikologische Neubewertung vorgenommen (EFSA 2009). Für Benzo(a)pyren wurde eine Risikoneubewertung im Rahmen eines UBA-F&E-Vorhabens vorgelegt (SCHNEIDER et al. 2000), sowie eine Neubewertung von der EFSA (2008) vorgenommen. Nichtsdestotrotz sind die vorliegenden Prüfwerte geltendes Recht, so dass nachfolgend die bestehenden Rechtsgrundlagen vorgestellt werden.

Für Stoffe, für die keine Prüfwerte, Prüfwertvorschläge oder humantoxikologische Bewertungsmaßstäbe vorliegen, werden im Anschluss daran Empfehlungen zum methodischen Vorgehen bei der Ableitung entsprechender Bewertungsmaßstäbe gegeben.

7.1. Stoffe mit Prüfwerten nach Anhang 2 BBodSchV

7.1.1. Arsen

Humantoxikologische Bewertung von Arsen

Arsen gehört zu den Halbmetallen und kann in Form dreiwertiger Arsenite oder fünfwertiger Arsenate auftreten, die unter Umweltbedingungen in einem pH-abhängigen Redoxgleichgewicht stehen (vgl. auch EIKMANN et al. 1999ff; ergänzt 2008). Entsprechende Umwandlungen der verschiedenen Oxidationsstufen können auch im Organismus ablaufen, so dass die einschlägigen Fachbehörden (ATSDR, U.S. EPA, UBA) bei der Bewertung anorganischer Arsenverbindungen keine weitere Differenzierung vornehmen.

Arsenverbindungen gelten erwiesenermaßen für den Menschen als kanzerogen, aber auch Schädigungen der Haut, des Magen-Darmtraktes sowie der Leber können nach oraler Aufnahme beobachtet werden. Nach oraler Aufnahme gelöster Arsenverbindungen wird von einer 100 %-igen Resorption im Magen-Darmtrakt ausgegangen, wobei die Verteilung über das Blut in alle Gewebe und Organe rasch geschieht. Arsen kann in Haut, Haaren und Nägeln angereichert werden.

Arsen gilt als akut toxisch, da bereits einmalig aufgenommene, hohe Mengen für den Menschen tödlich (letal) wirken können. In der Literatur werden als letale Dosen für den Menschen Werte von 1-3 mg/kg KG dokumentiert (CALABRESE et al. 1997; ATSDR 2007; HSDB 2010). In Tierversuchen wurden für Ratten LD₅₀-Werte von 15-175 mg/kg KG ermittelt (ATSDR 2007).

Aus einer Vergiftungsserie von 220 Personen in Japan, die über ca. 2-3 Wochen arsenhaltige Sojasoße (Calciumarsenat) zu sich nahmen, wurde von der ATSDR (2007) ein LOAEL hinsichtlich der kritischen Effekte, wie Gesichtssödeme und gastrointestinale Beschwerden von 0,05 mg/kg Körpergewicht und Tag abgeleitet.

Das durch lösliche Arsenverbindungen nach oraler Aufnahme verursachte Intoxikationsbild beruht im Wesentlichen auf einer Lähmung der Kapillargefäße und Stoffwechselstörungen. Nach leichten Anfangssymptomen, wie Schluckbeschwerden und Rachenreiz setzen schwere gastrointestinale Störungen (Bauchkrämpfe, Erbrechen) mit Folge schwerer Störungen im Elektrolythaushalt ein.

Nach langfristiger oraler Aufnahme stehen kanzerogene Wirkungen (Hautkrebs) im Vordergrund der Bewertung, aber auch Tumore an inneren Organen (Blase, Lunge, Leber, Niere) werden in der Fachwelt diskutiert (vgl. EIKMANN et al. 1999ff, ergänzt 2008). Dabei werden insbesondere Kinder, neben Personen mit spezifisch verminderter Enzym-Aktivität (Methylierung) oder mit mangelnder Protein- und Cholinversorgung, als Risikogruppe eingestuft (SCHARDEIN & KELLER 1989, in: EIKMANN et al. 1999ff, ergänzt 2008).

Die humankanzerogene Wirkung von Arsen (Hauttumoren) gilt prinzipiell als gesichert (vgl. EU-Einstufung, Einstufungen der WHO, IARC, U.S. EPA, in: EIKMANN et al. 1999ff, ergänzt 2008). Von der U.S. EPA (1994, in: EIKMANN et al. 1999ff) wurde basierend auf dem gehäuftem Auftreten von Hautkrebs sowie Tumoren an inneren Organen ein unit risk (EPA) von $1,8 \cdot 10^{-3}$ ($\mu\text{g}/\text{kg}$ Körpergewicht und Tag)⁻¹, entsprechend einer Körperdosis von 5,6 ng/kg Körpergewicht und Tag bei einem zusätzlichen Krebsrisiko von 10^{-5} abgeleitet.

In aktuellen Arbeiten schätzt das National Research Council (NRC 2001, in: EIKMANN et al. 1999ff, ergänzt 2008) ein unit risk (NRC) von $23 \cdot 10^{-3}$ ($\mu\text{g}/\text{kg}$ Körpergewicht und Tag)⁻¹ entsprechend einer Körperdosis von 0,43 ng/kg Körpergewicht und Tag bei einem zusätzlichen Krebsrisiko von 10^{-5} ab. Dieser Wert basiert auf epidemiologischen Trinkwasserstudien in Taiwan, in denen eine erhöhte Tumorinzidenz an Blase und Lunge ermittelt wurde.

Insgesamt weisen die quantitativen Risikoabschätzungen jedoch noch beträchtliche Unsicherheiten auf. Zum einen wird dabei diskutiert, inwieweit Arsen einer Wirkschwelle folgt, zum anderen ist im Niedrigdosisbereich ein sublinearer Verlauf der Dosis-Wirkungsbeziehung zu erwarten. Darüber hinaus müssen individuelle Empfindlichkeiten (beispielsweise bedingt durch Polymorphismen, Ernährungszustand, etc.) angenommen werden. Vor dem Hintergrund sieht das UBA (1999ff, ergänzt 2008) daher die unit risk – Abschätzungen als wenig abgesichert (UR-) an.

Hinsichtlich der toxischen Effekte von Arsen wurde aus den vorliegenden Humandaten von EIKMANN et al. (1999ff) ein TRD-Wert (tolerable resorbierte Dosis) von 0,3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Körpergewicht und Tag hinsichtlich adverser Veränderungen der Haut abgeleitet. Basis dafür bilden epidemiologische Querschnittsstudien von TSENG et al. (1968, 1977, in: EIKMANN et al. 1999ff, ergänzt 2008). In neueren Studien aus Bangladesch und Indien (West Bengalen) wurden ergänzende umfangreiche Daten erhoben, die arsenbedingte Hautläsionen durch Konsum geogen belasteten Trinkwassers belegen, so dass 2008 von EIKMANN et al. unter Verwendung der jüngsten Daten und Auswertungen mit Hilfe einer Benchmark-Modellierung der TRD-Wert überarbeitet und für langfristige orale Expositionen ein Wert von 0,45 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Körpergewicht und Tag abgeleitet wurde (vgl. hierzu auch SCHUMACHER-WOLZ & SCHNEIDER 2007). Des Weiteren stellte das Gremium für Kontaminaten in der Lebensmittelkette (CONTAM-Gremium) der Europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit (EFSA 2009a) fest, dass der von der JECFA¹¹ festgesetzte Wert der tolerierbaren wöchentlichen Aufnahme (PTWI¹²-Wert = 15 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Körpergewicht) an Arsen aufgrund neuerer Daten in Bezug auf verschiedene Krebserkrankungen nicht mehr sachgemäß ist. Diese Daten sind bislang nicht in die Prüfwertableitungen eingeflossen. Allerdings ist zu beachten, dass infolge der Plausibilitätsprüfung (s.u.) ohnehin eine deutliche Anhebung gegenüber den rechneri-

¹¹ Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives

¹² Provisional tolerable weekly intake

schen Ergebnissen erfolgt ist, so dass diese Ergebnisse vermutlich keine Auswirkungen auf die Ableitung des Prüfwertes haben dürften.

Nach langfristiger inhalativer Aufnahme von Arsen gelten lokal kanzerogene Wirkungen als bewertungsrelevant, für die vom Deutschen Krebsforschungszentrum (DKFZ) (WAHRENDORF & BECHER 1990) ein gut abgesichertes unit risk (DKFZ) von $5,7 * 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ ermittelt wurde¹³, so dass die Referenzkonzentration bei einem zusätzlichen Krebsrisiko von 10^{-5} bei $1,8 \text{ ng}/\text{m}^3$ liegt.

Insgesamt zeigt sich, dass in Hinblick auf die kanzerogenen Wirkungen von unterschiedlich lokal kanzerogenen Effekten auszugehen ist, die nicht additiv zu betrachten sind, während für die toxischen Wirkungen von Arsen systemische Effekte anzunehmen sind.

Ableitung der Prüfwerte für Arsen

Die Ableitung der Prüfwerte für die Szenarien Kinderspielflächen, Wohngebiete und Park- und Freizeitanlagen erfolgte mit den Prämissen, dass zum einen der orale Aufnahmepfad die Bewertung quantitativ dominiert und zum anderen auf Grund der Datenlage sowohl die toxischen als auch kanzerogenen Wirkungen nach oraler Aufnahme parallel zu betrachten sind. Im Ergebnis errechnete sich gemäß den Formeln nach UBA (1999ff) ein für beide Wirkungsendpunkte (toxisch und kanzerogen) in gleicher Höhe liegender Prüfwert für Arsen auf Kinderspielflächen von gerundet $8 \text{ mg}/\text{kg}$ Boden.

Wie die Plausibilitätsprüfung jedoch zeigte, liegt der zunächst errechnete Wert für Kinderspielflächen im Bereich derjenigen Bodenkonzentrationen, die heute in Böden von Siedlungsgebieten häufig verbreitet sind (UBA 1999ff). Infolgedessen wurden für die letztendliche Prüfwertableitung weitergehende Überlegungen zum Gefahrenbezug sowie zum vergleichenden kanzerogenen Risiko für die Arsenzufuhr aus der Nahrungsaufnahme (mit Hilfe der ermittelten Streubreite aus einer Duplikatstudie von WILHELM 1993, vgl. UBA 1999ff) zugrunde gelegt und daraus ein entsprechender Prüfwert von $27,3 \text{ mg}/\text{kg}$ Boden errechnet.

Aus diesen Überlegungen resultierte schließlich ein Prüfwert von gerundet $25 \text{ mg}/\text{kg}$ Boden für Kinderspielflächen (für Wohngebiete von $50 \text{ mg}/\text{kg}$ Boden, für Park- und Freizeitanlagen von $125 \text{ mg}/\text{kg}$ Boden) mit der Begründung, dass erst dann eine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vorliegt, wenn sich das mit der Arsenbelastung verbundene Risiko von dem ohnehin bestehenden kalkulatorischen Risiko durch die Ernährung abhebt.

Für das Szenario Sport- und Bolzplätze steht hingegen der inhalative Aufnahmepfad von bodenbürtigen Stäuben im Vordergrund der Betrachtung, der mit Hilfe der Krebsrisikoabschätzungen bewertet wurde, so dass ein Beurteilungswert von $100 \text{ mg}/\text{kg}$ Boden abgeleitet wurde (vgl. DELSCHEN et al. 2006).

Konsequenzen für die Detailuntersuchung

Prüfung der Resorptionsverfügbarkeit (Direktpfad)

Für Arsen basiert die Prüfwertableitung für die Szenarien Kinderspielflächen, Wohngebiete und Park- und Freizeitanlagen auf einem Vergleich der Krebs-Risikoabschätzung für Bodenbelastungen mit über die Nahrung und Trinkwasser zugeführtem Arsen, wobei für die Re-

¹³ Der Wert gilt als Mittelwert der Mediane der Kohorten. Zur Berücksichtigung der Streubreite soll gemäß der Autoren ein Intervall von 10^{-3} - 10^{-2} berücksichtigt werden.

sorption 100 % angenommen wird. Die genaue Resorptionsverfügbarkeit von Arsen aus Nahrung und Trinkwasser ist dabei nicht bekannt. Allerdings ist zu unterstellen, dass Arsen auf Grund der Löslichkeit der anzutreffenden Bindungsformen aus Böden schlechter resorptionsverfügbar ist, als aus der Nahrung, so dass im direkten Vergleich keine Risikounterschätzung erfolgen kann. Folglich ist es für Arsen als zulässig anzusehen, mit Hilfe der Untersuchung zur Resorptionsverfügbarkeit festzustellen, in welchem Ausmaß es tatsächlich für den menschlichen Organismus verfügbar ist, um dort gesundheitliche Beeinträchtigungen bewirken zu können (vgl. Kapitel 6.1.1). Als Beurteilungsmaßstab in der Detailuntersuchung kann daher der Prüfwert angesehen werden, jedoch bezogen auf die gemessenen resorptionsverfügbaren Gehalte (potenzieller gefahrenbezogener Beurteilungswert; vgl. Kapitel 8).

Prüfung der Feinstfraktion (inhalativer Pfad)

Zur Beurteilung von Arsenkonzentrationen auf Sport- und Bolzplätzen dominiert der inhalative Aufnahmepfad, so dass hier die Überprüfung der Arsengehalte in der atembaren Feinstfraktion erfolgen sollte (vgl. Kapitel 6.1.2). Hierbei ist die Anreicherung der Metalle in der Feinstfraktion zu berücksichtigen. Bei der Prüfvalueitung wurde daher angenommen, dass die Konzentration der Schwermetalle in der 2 mm-Fraktion um den Faktor 5 geringer ist, so dass bei der Beurteilung von Arsen eine Konzentration von 500 mg/kg in der atembaren Feinstfraktion und von 100 mg/kg in der 2 mm-Fraktion zu Grunde gelegt wurde. Sofern also eine Bestimmung von Arsen in der Feinstfraktion durchgeführt werden kann, ist für dessen Beurteilung die Überprüfung dieser Annahme maßgebend.

Prüfung eines sofortigen Handlungsbedarfs (akute Wirkungen)

Da Arsen als akut toxisch gilt, ist insbesondere bei Vorliegen hoher Konzentrationen die Prüfung eines möglicherweise sofortigen Handlungsbedarfs erforderlich.

Die Vorgehensweise zur Ableitung von Prüfwerten nach BBodSchV sieht für extreme Expositionsbedingungen oder für Substanzen mit akuter Toxizität explizit vor, akute Expositionen ebenfalls zu beachten (vgl. Kapitel 6.2.1.1). Das hierfür aufgestellte 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.

Da solch eine einmalige Schadstoffexposition eines (Klein-)Kindes nicht nur auf Kinderspielflächen oder in Wohngebieten und auf Park- und Freizeitanlagen, sondern auch auf Sport- und Bolzplätzen nicht grundsätzlich auszuschließen ist, sollte dieses Expositionsszenario grundsätzlich berücksichtigt werden.

Es ergibt sich unter Zuhilfenahme der Angaben zur letalen Dosis von ca. 1 mg/kg KG folgender Zusammenhang:

Formel 6: Berechnung von Beurteilungswerten für akute Wirkungen von Arsen

$$\text{Bodengehalt (akut)} = \frac{\frac{1 \text{ mg As/kg}}{10} \cdot 10 \text{ kg} \cdot 1000 \text{ g Boden}}{10 \text{ g Boden}} = 100 \text{ mg As/kg}$$

Dieser Wert bezieht sich auf Arsenverbindungen, die in entsprechend löslicher Form (z.B. in Lebensmittel) vorliegen und zur Resorption in den Organismus zur Verfügung stehen. Da jedoch Arsenbelastungen im Boden zu betrachten sind, erscheint es sinnvoll, den abgeleiteten Wert auf den im Boden resorptionsverfügbaren Gehalt an Arsen zu beziehen (vgl. Kapitel 6.1.1).

Damit besteht ab 100 mg/kg Boden (resorptionsverfügbar) bereits nach einmaliger oraler Aufnahme entsprechender Bodenmengen die Gefahr akuter Wirkungen (siehe auch Fallbeispiel 3).

Darüber hinaus sollte beachtet werden, dass im Falle hoher Arsenkonzentrationen standortspezifische Beurteilungswerte (beispielsweise ermittelt mit Hilfe bekannter, standorttypischer Resorptionsverfügbarkeit) für ggf. temporäre Maßnahmen zur Gefahrenabwehr, basierend auf den gemessenen Gesamtgehalten festgelegt werden sollten, da möglicherweise Gefahr im Verzug ist, die ein sofortiges Handeln erzwingt und zeitliche Verzögerungen bis zum Vorliegen der analytischen Ergebnisse zur Resorptionsverfügbarkeit nicht zulässt.

7.1.2. Blei

Humantoxikologische Bewertung von Blei

Blei ist ein Schwermetall, das in der Natur mit Ausnahme kleiner Mengen elementaren Bleis, die mit Erzen vergesellschaftet sind, hauptsächlich in Form verschiedener anorganischer Verbindungen in der Oxidationsstufe +II vorkommt (vgl. EIKMANN et al. 1999ff). Anorganische Verbindungen mit Blei in der Oxidationsstufe +IV (z.B. Bleidioxid und Blei II, IV -oxid [Mennige]) wirken oxidierend. Aussagen zur Toxizität von Blei gehen überwiegend auf Untersuchungen mit leicht löslichen Blei(II)verbindungen zurück, während Bleisalze, deren toxische Wirkungen maßgeblich durch das Anion (z.B. Bleichromat oder -arsenat) bestimmt sind, keine Berücksichtigung finden.

Bei der toxikologischen Bewertung von Blei erlangt insbesondere der orale Aufnahmepfad über die Nahrung Relevanz, wobei Akuteffekte in den Hintergrund treten (z.B. Vergiftungsfälle durch Getränke in bleihaltigen Gefäßen). Insgesamt wird in der Bevölkerung seit den 1980-er Jahren eine abnehmende Tendenz insbesondere für die immissionsbedingte Bleiaufnahme sowie daraus resultierender Blutbleigehalte beobachtet (WHO 2010). In den Organismus aufgenommenes Blei kann zum Teil über Urin, Fäzes, Schweiß, Muttermilch, Haare und Fingernägel wieder abgegeben werden. Die Halbwertszeiten von Blei im Blut betragen ca. 30 Tage, in Knochen 10-30 Jahre, Auf Grund der Anreicherung von Blei im Körper (Knochen) ist die kumulierte Gesamtdosis und deren Mobilisierung im Körper zu berücksichtigen.

Nach oraler oder inhalativer langfristiger Exposition gelten nachteilige (adverse) Auswirkungen auf das Nervensystem im Kindesalter sowie auf das Herz-Kreislauf-System als die sensibelsten. Aber auch Frauen im gebärfähigen Alter zählen zur Risikogruppe, da Blei die Plazentaschranke überwinden und zu adversen Effekten beim Fötus führen kann. Weitere nachteilige Effekte, beispielsweise auf die Nierenfunktion und die Blutbildung (Hämoglobinsynthese) werden für ähnliche Blutbleikonzentrationen beschrieben. Eine Schwellenkonzentration von Blei für die Beeinflussung zentral regulierter Funktionen lässt sich aus wissenschaftlicher Sicht nicht erkennen (vgl. EIKMANN et al. 1999ff, ergänzt 2001, WHO 2010, U.S.EPA 2006).

Hinsichtlich kanzerogener Wirkungen von Blei auf den Menschen weisen neuere Erkenntnisse aus epidemiologischen Studien auf erhöhte relative Risiken für Magen- und Lungenkrebs hin, so dass Blei und seine anorganischen Verbindungen aktuell von der IARC (2006) als wahrscheinlich krebserzeugend für den Menschen eingestuft werden (UBA 2009b). Eine quantitative Krebsrisikoabschätzung liegt dafür allerdings nicht vor.

Hinsichtlich des aktuellen Kenntnisstandes zur Bewertung von gesundheitlichen Wirkungen von Blei auf den Menschen wird auf die Bewertungsergebnisse der EFSA (2010) und der US EPA (2008a) verwiesen.

Zur Ermittlung der toxischen Basisdaten wurde basierend auf einem zulässigen Blutbleiwert (dem ehemaligen HBM-I-Wert¹⁴) von 100 µg/l Blut mit Hilfe einer linearen Abschätzung zur Umrechnung von Blutbleigehalten und der Bleizufuhr (über Nahrungsmittel) nach U.S. EPA (vgl. EIKMANN et al. 1999ff) ein TRD-Wert von 1 µg/kg Körpergewicht und Tag errechnet. Für die Umrechnung von oralen Zufuhrmengen auf eine zulässige innere Exposition wurden für Kinder Resorptionsquoten von ca. 50 % angenommen, für Erwachsene von rund 10-15 % (vgl. EIKMANN et al. 1999ff).

Für die Bewertung der inhalativen Aufnahme nach Vorgaben der BBodSchV wurden vom UBA (1999ff) die Annahmen für die orale Aufnahme übernommen.

Ableitung der Prüfwerte für Blei

Für die Prüfwertableitung nach BBodSchV (UBA 1999ff) wurde basierend auf Daten zu neurotoxischen Effekten bei Kindern die zulässige Bleizufuhr mit 2 µg/kg KG und Tag definiert und daraus eine gefahrenbezogene Körperdosis von 2,4 µg/kg KG und Tag errechnet. Die szenarischen Expositions Betrachtungen gemäß der Methoden und Maßstäbe für die Ableitung von Prüfwerten nach BBodSchV (UBA 1999ff) ergaben schließlich einen Prüfwert für Blei auf Kinderspielflächen von 72,7 mg/kg Boden.

Die für die Prüfwertableitung durchgeführte Plausibilitätsprüfung zeigte, dass der errechnete Prüfwert von 70 mg/kg Boden (s.o.) im Bereich der Bodenkonzentrationen liegt, die heute in Böden von Siedlungsgebieten häufig verbreitet sind. Daher wurden weitergehende Überlegungen angestellt, die im Wesentlichen auf Daten aus Biomonitoring-Studien an Kindern im Rhein-Ruhrgebiet zurückgehen (vgl. DOLGNER et al. 1988). Dort wurden bei 2.400 Kindern u.a. deren Blutbleiwerte bestimmt, so dass Korrelationen zwischen Blutbleigehalten einerseits sowie den ermittelten Bleiniederschlägen (Deposition) und Bleigehalten im Oberboden andererseits hergestellt werden konnten. Es wurde ein schwacher Zusammenhang zwischen dem Bleigehalt im Oberboden und den Blutbleikonzentrationen festgestellt und geschlossen, dass eine Erhöhung des Bleigehalts im Boden um 100 mg/kg TM mit einer Erhöhung der Blutbleikonzentration um 1-5 µg/l verknüpft ist (vgl. EWERS et al. 1988). Basierend auf der Annahme, dass eine Erhöhung der Blutbleiwerte von bis zu 20 µg/l (entspricht 20% des ehemaligen HBM-I-Wertes, s.o.) akzeptabel ist, wurde ein Prüfwert für Wohngebiete von 400 mg Pb/kg Boden (für Kinderspielflächen von 200 mg Pb/kg Boden, für Park- und Freizeitanlagen von 1.000 mg Pb/kg Boden) abgeleitet.

¹⁴ 100 µg/l Blut war ehemals der HBM-I-Wert für Blei im Blut, der von der HBM-Kommission 2009 auf Grund der aktuellen Datenlage ausgesetzt wurde.

Für das Szenario Sport- und Bolzplätze steht hingegen der inhalative Aufnahmepfad von bodenbürtigen Stäuben im Vordergrund der Betrachtung. Für die Bewertung der inhalativen Aufnahme von Blei wurden mit Hilfe von Annahmen ein Beurteilungswert von 5.000 mg/kg Boden abgeleitet (vgl. DELSCHEN et al. 2006). Dieser Wert entspricht bei Zugrundelegen der dort getroffenen Expositionsannahmen umgerechnet einem Jahresmittelwert von 1,35 µg Pb / m³.

Konsequenzen für die Detailuntersuchung

Prüfung der Resorptionsverfügbarkeit (Direktpfad)

Neben der Berechnung von Prüfwerten für Blei mit Hilfe des TRD-Wertes (s.o.) wurden im Rahmen der Plausibilitätsprüfung zur Festlegung der Werte der BBodSchV auch Prüfwerte basierend auf dem Zusammenhang zwischen Blutbleiwerten und Bleigehalten im Boden mit Hilfe statistischer Auswertungen von flächendeckenden Daten aus Katastern zur Bodenbelastung im Rhein-Ruhrgebiet aus den 1980-er Jahren ermittelt (DOLGNER et al. 1988). Diese Überlegung führte letztlich zu den aktuell in der BBodSchV verankerten Prüfwerten von 200 mg/kg auf Kinderspielflächen bzw. 400 mg/kg für Wohngebiete. Damit kann der auf diese Weise begründete Prüfwert für Blei nicht ohne weiteres als Beurteilungsmaßstab für resorptionsverfügbare Gehalte herangezogen werden.

Eine Möglichkeit für Einzelfallbetrachtungen besteht grundsätzlich darin, die resorptionsverfügbaren Bleigehalte (vgl. Kapitel 6.1.1) an definierten zulässigen Zufuhrmengen zu messen. D.h. aktuell nach BBodSchV gültig ist die Orientierung am TRD-Wert, so dass für Kinderspielflächen ein Wert von 70 mg Blei (resorptionsverfügbar) pro kg Boden, für Wohngebiete von 145 mg/kg (resorptionsverfügbar) und für Park- und Freizeitanlagen von 350 mg/kg (resorptionsverfügbar) angewendet werden kann (vgl. UBA 1999ff).

Sollen für großflächigere Betrachtungen (Wohngebiete, Stadtteile, etc.) gebietsbezogene Beurteilungswerte abgeleitet werden, stellt sich die Frage, inwiefern die den Prüfwerten zugrunde gelegten Daten der Dolgner-Studie (DOLGNER et al. 1988) übertragbar sind. Zum einen kann angenommen werden, dass die Hintergrundexposition gegenüber Bleibelastungen der Luft in den letzten 20 Jahren vergleichsweise gesunken ist. Zum anderen stellt sich die Frage der Vergleichbarkeit der Resorptionsverfügbarkeit, für die in den älteren Studien keine Daten erhoben wurden.

Zur Klärung dieser Fragen wurden vertiefende Auswertungen aktueller Daten für den Duisburger Süden durchgeführt (vgl. LUA 2006a), in denen die Zusammenhänge zwischen Bleigehalten in Boden, Staubbiederschlag und Schwebstaub sowie im Blut von Kindern untersucht wurden. Grundlage für die in der BBodSchV sowie auch in der Bleistudie abgeleiteten Beurteilungswerte für Blei im Boden bildete die Definition zulässiger Bleigehalte im Blut, die durch die Zufuhr von Blei über verschiedene Umweltmedien (Nahrung, Trinkwasser, Luft, Boden) erfolgt.

Als Beurteilungsmaßstab wurde in der Bleistudie für den Duisburger Süden (vgl. LUA 2006a) basierend auf neueren Erkenntnissen zur Toxikologie ein Blutbleigehalt von 50 µg/l¹⁵ im Sinne eines Referenzwertes für Kinder angewandt, wobei der Hintergrundexposition insgesamt

¹⁵ Abweichend von der Ableitung des Prüfwertes, die anhand des ehemaligen HBM-Wertes von 100 µg Pb/l Blut erfolgte.

ein Anteil von 30 µg/l Blut zugeordnet wurde, so dass für die zulässige Bleizufuhr über den Direktpfad noch 20 µg/l verblieben.

Zu ergänzen ist, dass die HBM-Kommission 2009 eine Neubewertung für Blei vorgenommen und auf Grund der aktuellen Erkenntnisse die HBM-Werte ausgesetzt hat (UBA 2009a). Durch die Absenkung des Referenzwertes für Kinder von 50 auf 35 µg Pb/l Blut reduziert sich im Prinzip auch die zulässige Ausschöpfung des Referenzwertes durch eine Altlast bzw. schädliche Bodenveränderung von ehemals 20 auf 5 µg Pb/l Blut.

Zusammenfassend ergibt sich daraus, dass sich die humantoxikologische Bewertung von Blei aktuell deutlich verschärft hat, während die Hintergrundbelastung der Bevölkerung durch Nahrung, Luftbelastung sowie berufliche Exposition insgesamt weiter gesunken scheint. Infolgedessen gilt für zukünftige Fragestellungen zu prüfen, inwieweit die Absenkung der tolerablen Blutbleikonzentration sowie die gleichzeitige Absenkung der Hintergrundexposition den Beurteilungsmaßstab für Bleibelastungen im Oberboden tangieren.

Konkret Für die weitere Sachverhaltsermittlung kann eine Prüfung über die vergleichende Abschätzung vorliegender Verhältnisse in einem konkreten Untersuchungsgebiet erfolgen. Dieses erfordert methodisch folgende Prüfschritte hinsichtlich der Verhältnisse des zu beurteilenden Standortes im Abgleich mit Duisburg (vgl. LUA 2006a):

- Bleizufuhr über Nahrung und Trinkwasser
- Bleizufuhr über Staubdeposition und Schwebstaub
- Bleigehalte im Blut (Humandaten)
- Nutzungsstruktur
- Resorptionsverfügbarkeit von Blei

Auf Grundlage der Ergebnisse dieser Prüfschritte kann dann eine darauf aufbauende Synthese hinsichtlich eines einzelfall- oder gebietsbezogenen Beurteilungswertes für Blei vorgenommen werden (vgl. Kapitel 10).

Prüfung der Feinstfraktion (inhalativer Pfad)

Für Sport- und Bolzplätze steht im Gegensatz zu den übrigen Szenarien der inhalative Aufnahmepfad im Vordergrund, so dass hier die Überprüfung der Bleigehalte in der atembaren Feinstfraktion (< 63 µm) erfolgen sollte (vgl. Kapitel 6.1.2).

Hierbei ist die Anreicherung der Schwermetalle in der Feinstfraktion zu berücksichtigen. Bei der Prüfwertableitung wurde daher angenommen, dass die Konzentration der Schwermetalle in der 2 mm-Fraktion um den Faktor 5 geringer ist, so dass bei der Beurteilung von Blei eine Konzentration von 25.000 mg/kg in der atembaren Feinstfraktion und von 5.000 mg/kg in der 2 mm-Fraktion zu Grunde gelegt wurde. Sofern also eine Bestimmung von Blei in dieser Fraktion durchgeführt werden kann, ist für dessen Beurteilung die Überprüfung dieser Annahme maßgebend.

7.1.3. Cadmium

Humantoxikologische Bewertung von Cadmium

Cadmium zählt zu den Schwermetallen und tritt in Form von Cadmiumblende (CdS) und Cadmiumcarbonat als Begleiter von Zinkerzen auf. Außerdem findet es sich in Blei- und Kupfererzen sowie in Phosphatdüngern (EIKMANN et al. 1999ff). In seinen Verbindungen tritt es in der Oxidationsstufe +II auf. Gut wasserlösliche Cadmiumverbindungen sind Cadmiumchlorid, -sulfat, -nitrat und -acetat, während Cadmiumsulfid, -oxid und -carbonat kaum wasserlöslich sind.

Unabhängig vom Aufnahmepfad reichert sich Cadmium insbesondere in der Nierenrinde an und kann dort zu Störungen der Nierenfunktion führen. Aber auch Knochenschäden sowie immuntoxische Effekte, Schädigungen des Herz-Kreislaufsystems sowie Beeinträchtigungen der Fortpflanzung können bei hohen Cadmiumexpositionen beobachtet werden (vgl. UBA 1999ff).

Nach inhalativer Aufnahme zeigt Cadmium lokale Wirkungen im Atemtrakt. Cadmium und seine anorganischen Verbindungen wurde im Jahr 2004 in die Kanzerogenitäts-Kategorie 1, als gesichertes Humankanzerogen, eingestuft (MAK- und BAT-Werte Liste 2004).

Nach oraler Aufnahme wird Cadmium nur zu ca. 5 % aus dem Magen-Darmtrakt resorbiert. Eisenmangel kann allerdings die Resorptionsrate erhöhen. Die inhalative Resorption wird mit 25 % angenommen (UBA 1999ff). Die biologische Halbwertszeit von Cadmium in der Niere wird auf mehrere Jahre geschätzt (vgl. EIKMANN et al. 1999ff). Die Ausscheidung von Cadmium erfolgt bevorzugt über den Urin.

Für die Beurteilung toxischer Effekte von Cadmium nach langfristiger oraler Aufnahme wurde zur Prüfwertableitung die belgische epidemiologische CADMIBEL-Studie von LAUWERYS et al. (1990, 1991, in: EIKMANN et al. 1999ff) herangezogen, in der bei über 2000 untersuchten Personen ein erhöhtes Risiko für Störungen der Nierenfunktion ermittelt wurde. Die zugeführte Dosis wird dafür von den Autoren der Studie auf 1.000 ng/kg Körpergewicht und Tag über Lebenszeit geschätzt. Als Sicherheitsfaktor zur Abschätzung eines NOAEL für empfindliche Personen auf der Basis eines LOAEL für empfindliche Personen wurde gemäß der Methoden und Maßstäbe zur Prüfwertableitung der Faktor 2 gewählt. In einem Expertengespräch dazu wurde ergänzend darauf hingewiesen, dass dieser gewählte Sicherheitsfaktor mit bestimmten Unsicherheiten behaftet ist, da die Risikogruppe der Kinder in dem untersuchten Kollektiv der CADMIBEL-Studie nicht berücksichtigt wurde und die Wirkschwelle für Störungen der Nierenfunktion möglicherweise noch niedriger liegen kann. Damit wurde schließlich eine zugeführte Körperdosis Cadmium von 500 ng/kg Körpergewicht und Tag als tolerabel eingestuft. Bei Annahme einer 5 %-igen Resorption ergab sich ein TRD-Wert von 25 ng/kg Körpergewicht und Tag, der auf Grund der genannten Unsicherheiten als vorläufig gekennzeichnet wurde. Neuere Bewertungen der EFSA (2009b) und der HBM-Kommission (UBA 2011a) zeigen, dass bereits mit Effekten unterhalb dieses Wertes zu rechnen ist.¹⁶

Inhalativ aufgenommenes Cadmium wirkt lokal in der Lunge, so dass weder für toxische noch für kanzerogene Wirkungen systemische Effekte Bewertungsrelevanz erhalten. Für die

¹⁶ Diese Neubewertung hat bislang noch keinen Eingang in die Prüfwertableitung nach BBodSchV gefunden und sollte in einer Novellierung berücksichtigt werden

lokal kanzerogenen Wirkungen wurde ein gut abgesichertes unit risk (LAI) von $1,2 \cdot 10^{-2}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)⁻¹ ermittelt, so dass sich daraus für eine Luftkonzentration Cadmium von $0,8 \text{ ng}/\text{m}^3$ ein zusätzliches Krebsrisiko von 10^{-5} errechnet.

Ableitung der Prüfwerte für Cadmium

Wie der Vergleich der beiden Aufnahmepfade oral und inhalativ für die Szenarien Kinderspielflächen, Wohngebiet und Park- und Freizeitanlagen zeigt (vgl. UBA 1999ff) trägt die orale Aufnahme den maßgeblichen Anteil zur systemischen Gesamtbelastung des Menschen bei, so dass die Ableitung dieser Prüfwerte auf der oralen Aufnahme basiert.

Nach den Methoden und Maßstäben für die Ableitung von Prüfwerten nach BBodSchV (UBA 1999ff) errechnete sich damit für Kinderspielflächen ein Prüfwert von $18,2 \text{ mg}/\text{kg}$ Boden. In der Plausibilitätsprüfung dazu wurde jedoch festgestellt, dass diese rechnerisch ermittelten Ergebnisse nicht mit dem Schutz der natürlichen Bodenfunktionen zu vereinbaren sind. Cadmiumgehalte über $10 \text{ mg}/\text{kg}$ Boden wurden als nutzungsbezogener Maßstab für Kinderspielflächen als untauglich eingestuft. In der Konsequenz dieser Betrachtungen wurde letztlich für Kinderspielflächen ein Prüfwert von $10 \text{ mg}/\text{kg}$ Boden (für Wohngebiete von $20 \text{ mg}/\text{kg}$ Boden, für Park- und Freizeitanlagen von $50 \text{ mg}/\text{kg}$ Boden) festgelegt.

Für die Ableitung eines Prüfwertes für Wohngärten und Kleingärten sieht die BBodSchV darüber hinaus eine integrative Bewertung vor. Das heißt, sowohl der Wirkungspfad Boden-Mensch als auch der Wirkungspfad Boden-Pflanze sind gemeinsam zu betrachten. Dazu wurde die Cadmiumzufuhr über beide Wirkungspfade mit Hilfe standardisierter Annahmen mengenmäßig abgeschätzt und als Körperdosis hochgerechnet (vgl. DELSCHEN & LEISNER-SAABER 1998). Zur Bewertung dieser Abschätzung wurde eine zugeführte Körperdosis an Cadmium von $300 \text{ ng}/\text{kg}$ Körpergewicht und Tag angenommen, die nicht überschritten werden darf.

Die Cadmiumzufuhr für den Wirkungspfad Boden-Mensch wurde dabei mit den entsprechenden Expositionsannahmen analog zu den anderen Schadstoffen berechnet, während die Cadmiumzufuhr über den Wirkungspfad Boden-Pflanze mit Hilfe von Verzehrsannahmen und Transferbetrachtungen für Cadmium im System Boden-Pflanze ermittelt wurde (vgl. Kapitel 6.2.2).

Für das Szenario "Wohngarten" wurde damit schließlich ein Prüfwert von $2 \text{ mg}/\text{kg}$ abgeleitet.

Für das Szenario Sport- und Bolzplätze steht hingegen der inhalative Aufnahmepfad von bodenbürtigen Stäuben im Vordergrund der Betrachtung. Dieser wird mit Hilfe der Krebsrisiko-Abschätzungen für lokale Effekte bewertet, so dass ein Beurteilungswert für Cadmium von $40 \text{ mg}/\text{kg}$ Boden abgeleitet wurde (vgl. DELSCHEN et al. 2006).

Konsequenzen für die Detailuntersuchung

Prüfung der Resorptionsverfügbarkeit (Direktpfad)

Die Ableitung des Prüfwertes für Cadmium für die Szenarien Kinderspielflächen, Wohngebiete und Park- und Freizeitanlagen erfolgte prinzipiell mit Hilfe epidemiologischer Studien, in denen eine Wirkschwelle für Störungen der Nierenfunktion ermittelt und mit Hilfe dessen ein TRD-Wert festgelegt wurde. In der Plausibilitätsprüfung wurde der Prüfwert für den Direkt-

pfad dann pragmatisch auf die Hälfte reduziert (Korrekturfaktor 0,5)¹⁷. Einer Beurteilung der resorptionsverfügbaren Cadmiumgehalte gemäß der vorgestellten Vorgehensweise (Prüfwert = Beurteilungsmaßstab für resorptionsverfügbare Gehalte, vgl. Kapitel 8.1) ist daher prinzipiell möglich, so dass eine Beurteilung mit Hilfe der Verfügbarkeitsuntersuchungen erfolgen kann.

Da zur Beurteilung von Wohngärten und Kleingärten jedoch der integrative Ansatz zum Tragen kommt, sind für dieses Szenario die resorptionsverfügbaren Gehalte in die Aufsummierung der Schadstoffzufuhrmengen über beide oralen Aufnahmepfade (Bodenaufnahme, vgl. Kapitel 6.2.1.1 und Pflanzenverzehr, vgl. Kapitel 6.2.2.4) zu integrieren (vgl. Kapitel 8.3).

Prüfung der Feinstfraktion (inhalativer Pfad)

Für Sport- und Bolzplätze steht dagegen der inhalative Aufnahmepfad im Vordergrund, so dass hier die Überprüfung der Cadmiumgehalte in der atembaren Feinstfraktion (< 63 µm) erfolgen sollte (vgl. Kapitel 6.1.2).

Hierbei ist die Anreicherung der Schwermetalle in der Feinstfraktion zu berücksichtigen. Bei der Prüfwertableitung wurde daher angenommen, dass die Konzentration der Schwermetalle in der 2 mm-Fraktion um den Faktor 5 geringer ist, so dass bei der Beurteilung von Cadmium eine Konzentration von 200 mg/kg in der atembaren Feinstfraktion und von 40 mg/kg in der 2 mm-Fraktion zu Grunde gelegt wurde. Sofern also eine Bestimmung von Cadmium in dieser Fraktion durchgeführt werden kann, ist für dessen Beurteilung die Überprüfung dieser Annahme maßgebend.

7.1.4. Chrom

Humantoxikologische Bewertung von Chrom

Chrom findet sich in der Natur fast ausschließlich in Form von Verbindungen der Oxidationsstufe +III. In der Umwelt auftretende Chrom VI-Verbindungen (Chromate) sind weitestgehend anthropogenen Ursprungs (EIKMANN et al. 1999ff). Chromate werden beispielsweise in der Oberflächenveredelung, zur Lederverarbeitung und als Farbpigmente verwendet.

Während Chrom III in entsprechenden Dosen als lebensnotwendiges Spurenelement für den Menschen eingestuft wird, gelten Chrom VI-Verbindungen im Vergleich dazu als deutlich toxischer, so dass eine differenzierte Betrachtung von Chromverbindungen in Abhängigkeit von der Oxidationsstufe erforderlich ist (vgl. EIKMANN et al. 1999ff).

Nach inhalativer Aufnahme von Chrom VI-Verbindungen werden starke Reizungen und Entzündungen der Nasenschleimhaut, Schädigungen der Lunge, Lungenkrebs sowie allergisches Asthma beobachtet. Die orale Aufnahme von Chrom VI-Verbindungen kann zu Reizungen des Magen-Darmtraktes führen sowie Schädigungen von Leber und Niere verursachen. Aus Studien an Ratten und Mäusen (vgl. NTP 2007)¹⁸ gehen Hinweise auf kanzeroge-

¹⁷ Diese Vorgehensweise wird auch durch die jüngsten humantoxikologischen Bewertungen (s.o.) gestützt.

¹⁸ Diese Neubewertung hat bislang noch keinen Eingang in die Prüfwertableitung nach BBodSchV gefunden und sollte in einer Novellierung berücksichtigt werden

ne Wirkungen von Chrom VI-Verbindungen im Darm hervor. Auf der Haut wirken Chromate stark reizend und können beim Menschen allergische Kontaktekzeme hervorrufen.

Chrom VI-Verbindungen werden im Organismus zum Teil zu Chrom III reduziert. Aussagen über Resorptionsraten sind kaum zu treffen und werden auf Grund der dominierenden lokalen Wirkungen für die Prüfwertableitung nicht berücksichtigt. Die biologische Halbwertszeit liegt bei mehrerer Wochen. Die Ausscheidung erfolgt hauptsächlich über den Urin (vgl. EIKMANN et al. 1999ff).

Toxikologische Bewertungen von Chrom werden überwiegend für Chrom VI-Verbindungen durchgeführt, wobei als bewertungsrelevanter Aufnahmepfad die inhalative Exposition angenommen wird. Als sensibelster Wirkendpunkt werden die kanzerogenen Wirkungen von Chrom VI-Verbindungen in der Lunge eingestuft, die in Untersuchungen von MACUSO (1975, in: EIKMANN et al. 1999ff) an Beschäftigten in der chromatproduzierenden und -verarbeitenden Industrie nachgewiesen wurden. Basierend auf diesen Daten wurde von der U.S. EPA (1994) ein unit risk von $1,2 \cdot 10^{-2} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ abgeleitet, was für ein zusätzliches Krebsrisiko von 10^{-5} einer tolerablen Luftkonzentration von $0,8 \text{ ng}/\text{m}^3$ entspricht.

Ableitung der Prüfwerte für Chrom

Für die Ableitung der Prüfwerte für die Szenarien Kinderspielflächen, Wohngebiete und Park- und Freizeitanlagen folgte daraus, dass der inhalative Aufnahmepfad hinsichtlich der kanzerogenen lokalen Wirkungen die Bewertung quantitativ dominiert. Für Chrom VI-Verbindungen errechnete sich daher unter Zuhilfenahme der verschiedenen Expositionsbedingungen ein Prüfwert für Kinderspielflächen von $130 \text{ mg}/\text{kg}$ Boden.

Im Rahmen der Plausibilitätsprüfung wurde dann jedoch berücksichtigt, dass Chrom VI-Verbindungen im Boden üblicherweise nicht mehr als 40 % Anteil am Gesamtchrom einnehmen. Daher wurden schließlich auf Chrom (gesamt) bezogene Prüfwerte für Kinderspielflächen von $200 \text{ mg}/\text{kg}$ Boden (für Wohngebiete von $400 \text{ mg}/\text{kg}$ Boden, für Park- und Freizeitanlagen von $1.000 \text{ mg}/\text{kg}$ Boden) abgeleitet.

Für das Szenario Sport- und Bolzplätze steht ebenfalls der inhalative Aufnahmepfad von bodenbürtigen Stäuben im Vordergrund der Betrachtung, der mit Hilfe der Krebsrisiko-Abschätzungen für lokale Effekte bewertet wird, so dass ein Beurteilungswert für Chrom (gesamt) von $100 \text{ mg}/\text{kg}$ Boden abgeleitet wurde (vgl. DELSCHEN et al. 2006).

Konsequenzen für die Detailuntersuchung

Bestimmung des Chromatgehaltes

Die Ableitung der Prüfwerte für Chrom erfolgte für alle Szenarien prinzipiell auf Grund der kanzerogenen Wirkung von Chrom VI-Verbindungen bei inhalativer Exposition. Es wurde hierbei unter Berücksichtigung ungünstiger Standortbedingungen unterstellt, dass 40 % des Gesamt-Chromgehaltes als Chrom VI vorliegen. Auf Grund der vergleichsweise toxischen Eigenschaften von Chrom VI ist daher ein erster Schritt der Detailuntersuchung die Überprüfung des tatsächlichen Anteils an Chrom VI im Boden. Erhöhte Chromatgehalte sind beispielsweise auf Altstandorten der Metallverarbeitung (Galvanik), Holzverarbeitung (Imprägnierung), Gerbereien, Gaswerken sowie Standorten mit Hausbrandasche und Asche aus der

Holzverbrennung zu erwarten. Verfahren zur Überprüfung der Bindungsform sind in Kapitel 6.1.3 beschrieben.

Zur Beurteilung entsprechend gemessener Chrom VI-Gehalte im Boden ist der nach den Ableitungsgrundsätzen für die BBodSchV berechnete Prüfwert für Chrom VI von 130 mg/kg Boden für Kinderspielflächen (260 mg/kg Boden für Wohngebiete; 650 mg/kg Boden für Park- und Freizeitanlagen) heranzuziehen. Für Sport- und Freizeitanlagen gilt analog für Chrom VI ein Beurteilungswert von 40 mg/kg Boden (vgl. DELSCHEN et al. 2006).

Bleiben die Beurteilungswerte für Chrom VI unterschritten, resultiert daraus, dass das gemessene Chrom-Gesamt in der toxikologisch deutlich geringer toxisch wirksamen dreiwertigen Form vorliegt.

Die BBodSchV bietet keine Bewertungsmaßstäbe für diese Fallgestaltung. Unterstellt man auch vor dem Hintergrund gegebenenfalls im Boden stattfindender Umwandlungsprozesse, dass Chrom VI immer weniger als 5 % des Gesamt-Chromgehaltes einnimmt, so darf der gemessene Chromgesamtgehalt beispielsweise auf Kinderspielflächen einen Wert von 1.600 mg/kg Boden einnehmen, ohne dass eine Gefahr in Hinblick auf den Wirkungspfad Boden-Mensch besteht¹⁹.

Werden die Beurteilungswerte für Chrom VI überschritten, besteht die Möglichkeit vertiefender Untersuchungen in der Feinstfraktion (s.u.).

Prüfung der Feinstfraktion (inhalativer Pfad)

Im Falle vorhandener Chrom VI-Belastungen sind für alle Szenarien Untersuchungen der Feinstfraktion (< 63 µm) im Boden erforderlich. Dazu sind unter Berücksichtigung der zu den Stoffen Arsen, Blei und Cadmium genannten Hinweise und gemäß der zuvor erläuterten Vorgehensweise (vgl. Kapitel 6.1.2) jeweils die Prüfwerte unter Berücksichtigung der Anreicherungsfaktoren anzuwenden, d.h. für Kinderspielflächen 650 mg/kg Boden, für Wohngebiete 1.300 mg/kg Boden, für Park- und Freizeitanlagen 3.250 mg/kg Boden, für Sport- und Bolzplätze 200 mg/kg Boden (alle Angaben bezogen auf Chrom VI).

7.1.5. Cyanide

Humantoxikologische Bewertung von Cyaniden

Als Cyanide werden die Salze der Blausäure (Cyanwasserstoff) bezeichnet. Sie dissoziieren in Wasser leicht unter Freisetzung des Cyanidions. HCN wird beispielsweise zur Schädlingsbekämpfung verwendet, anorganische Cyanide werden zum Beispiel zur Galvanisierung, in Härtereien sowie zur Erzaufbereitung eingesetzt und sind vor allem in Produktionsrückständen ehemaliger Gaswerksstandorte und Kokereien weit verbreitet. Auf Grund der industriellen Verwendung gelten insbesondere Alkalicyanide als altlastenrelevant (vgl. EIKMANN et al. 1999ff).

¹⁹ Um ein einheitliches Vorgehen in Schleswig-Holstein bei hohen Chrom-III-Kontaminationen zu gewährleisten, wurde ein Orientierungswert für Chrom-gesamt, bei Ausschluss des Vorkommens von Chrom-VI von 2.500 mg/kg für alle Szenarien empfohlen (ZEDDEL 2001).

Aus humantoxikologischer Sicht sind insbesondere die wasserlöslichen anorganischen Cyanidverbindungen oder Verbindungen, aus denen in der Umwelt oder im Organismus Cyanid bzw. Blausäure freigesetzt werden kann, relevant. Diese zeichnen sich durch eine hohe akute Toxizität aus. Sie blockieren die zelluläre Atmung und damit die Energiegewinnung. Zielorgan ist das zentrale Nervensystem mit irreversiblen neurotoxischen Effekten. Nach kurzfristiger oraler Aufnahme können auch zusätzlich hepatotoxische sowie fruchtschädigende Wirkungen eintreten. Nach langfristiger inhalativer Aufnahme zeigen sich neben Reizungen ebenfalls neurotoxische Effekte sowie Wirkungen auf den Magen-Darmtrakt sowie die Schilddrüse.

Cyanide werden gut inhalativ, oral oder dermal aufgenommen. Gasförmiges HCN wird bis zu 70 % resorbiert. Aus Vergiftungsfällen kann hinsichtlich der oralen Aufnahme von Cyaniden auf eine vollständige Resorption geschlossen werden. Die Verteilung erfolgt über das Blut im ganzen Körper, wobei die Blut-Hirnschranke und die Blut-Plazentaschranke überschritten werden (vgl. EIKMANN et al. 1999ff).

Für den Menschen wirken einmalig oral aufgenommene Dosen von 0,56-2,9 mg CN/kg KG tödlich. Im Tierversuch wurden für Ratten LD₅₀-Werte von 2,7-8 mg CN/kg KG (als NaCN) ermittelt (vgl. EIKMANN et al. 1999ff).

Basierend auf Auswertungen beruflicher Expositionen wurde sowohl für den inhalativen als auch oralen Aufnahmepfad im Hinblick auf neurotoxische und hämatologische Effekte sowie Reizwirkungen ein langfristiger TRD-Wert von 10 µg CN/kg Körpergewicht und Tag (vorläufig) abgeleitet.

Zur kanzerogenen Wirkung von Cyaniden sind keine belastbaren Daten dokumentiert, so dass diesbezüglich keine Einstufung erfolgte (vgl. EIKMANN et al. 1999ff).

Ableitung der Prüfwerte für Cyanide

Die Ableitung der Prüfwerte für den Direktpfad Boden-Mensch beruht nach der Methodik der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung auf löslichen anorganischen Cyanidsalzen und kann daher nicht direkt auf Cyanid-haltige Komplexe wie Hexacyanoferrate übertragen werden. Für die Betrachtung der Szenarien Kinderspielflächen, Wohngebiete und Park- und Freizeitanlagen dominiert der orale Aufnahmepfad die Bewertung quantitativ. Im Ergebnis errechnete sich gemäß den Formeln nach UBA (1999ff) ein Prüfwert für Kinderspielflächen von gerundet 700 mg CN/kg Boden.

Da jedoch bei Stoffen mit hoher akuter Toxizität auch geprüft werden muss, ob bei einmaliger Aufnahme von größeren Bodenmengen, wie sie bei Kleinkindern vorkommen kann (vgl. Kapitel 6.2.1.1), eine Gefährdung vorliegen kann, wurden in der Plausibilitätsprüfung vergleichende Betrachtungen hinsichtlich der akuten Toxizität durchgeführt (vgl. UBA 1999ff). Ausgehend von einer letalen Dosis für den Menschen von 0,56 mg CN/kg Körpergewicht und Tag errechnete sich hieraus ein Prüfwert von 56 mg/kg Boden. Da einmalige Bodenkontakte in allen Szenarien gleichermaßen möglich sind (das Vorliegen von offenem Boden vorausgesetzt), wurde für die Szenarien Kinderspielfläche, Wohngebiete und Park- und Freizeitanlagen ein Prüfwert von gerundet 50 mg/kg Boden festgelegt.

Für Sport- und Bolzplätze wurde kein Prüfwert für Cyanide abgeleitet.

Konsequenzen für die Detailuntersuchung

Da die Ableitung der Prüfwerte für Cyanide auf der oralen Bodenaufnahme beruht, wäre eine Überprüfung der Resorptionsverfügbarkeit theoretisch ein geeignetes Verfahren der Einzelfallprüfung. Allerdings hat sich in der Praxis gezeigt, dass hierfür derzeit kein abgesichertes labortechnisches Verfahren zur Verfügung steht.

Stattdessen gilt als bewährtes Analytikverfahren die Ermittlung leicht freisetzbarer Cyanide (vgl. DIN 38405-13 2006): Dieses Verfahren kann hilfsweise zur Konkretisierung einer Cyanidbelastung herangezogen werden. Allerdings muss nochmals darauf hingewiesen werden, dass Cyanide auf Grund akuter Wirkungen zu beurteilen sind, so dass vor diesem Hintergrund auch immer der zeitliche Aspekt handlungsleitend sein sollte, um sowohl zeitlich wie inhaltlich adäquat Gefahrenabwehr betreiben zu können.

7.1.6. Nickel

Humantoxikologische Bewertung von Nickel

Nickel kommt als Spurenelement überall in der Umwelt vor. In der Erdkruste tritt es insbesondere in Oxiden, Sulfiden und Silikaten auf (EIKMANN et al. 1999ff). Nickellegierungen werden auf Grund ihrer günstigen physikalischen und chemischen Eigenschaften vielseitig verwendet und gelangen über Bergbau, Kraftwerke, Müllverbrennung und industrielle Arbeitsvorgänge in die Umwelt.

Von den verschiedenen Oxidationsstufen kommen Nickelverbindungen mit der Oxidationsstufe +II in der Umwelt am häufigsten vor. Während metallisches Nickel, Nickelsulfide und oxide nur schwer wasserlöslich sind, zeigen sich Nickelsalze wie Nickelchlorid oder -sulfat gut wasserlöslich. In ihrer toxischen Wirksamkeit erweisen sich jedoch kaum Unterschiede (EIKMANN et al. 1999ff). Für Bakterien, Pflanzen, Tiere und vermutlich auch für den Menschen ist Nickel lebensnotwendig.

Bei entsprechend hoher Exposition steht die kanzerogene Wirkung von Nickel nach inhalativer Aufnahme im Vordergrund. Aber auch lungen- und nierenschädigende Wirkungen, Veränderungen des Blutzuckerspiegels und nachteilige Auswirkungen auf die Reproduktion und Fetotoxizität werden nach Aufnahme von Nickelverbindungen beobachtet. Daneben wird Nickel auch ein allergenes Potenzial zugeschrieben, Kontaktdermatitis und allergisches Asthma sind beispielhafte Wirkungen dafür.

Nach inhalativer Aufnahme staubförmiger Nickelverbindungen ist die Resorption im Atemtrakt von der Partikelgröße und den physikalisch-chemischen Eigenschaften der Nickelverbindung abhängig. Von EIKMANN et al. (1999ff, ergänzt 2005) wird zur Betrachtung systemischer Effekte eine Resorptionsquote von 35 % angenommen, während für lokale Effekte eine Betrachtung der Resorptionsquote entfällt. Nach oraler Aufnahme werden 6 % Resorption unterstellt (EIKMANN et al. 1999ff, ergänzt 2005).

Im Organismus wird Nickel hauptsächlich in Lunge und Niere gespeichert. Die Ausscheidung erfolgt überwiegend über den Urin sowie auch über den Schweiß. Die Halbwertszeit für die Ausscheidung von Nickel beträgt 20-50 Stunden.

Zur Bewertung von Nickel steht prinzipiell die kanzerogene Wirkung im Atemtrakt nach inhalativer Aufnahme im Vordergrund. Die Datenlage galt zunächst als vergleichsweise schlecht.

Das unit risk der U.S. EPA für Nickeloxid von $2,4 \cdot 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ wurde vom UBA (1999ff) zunächst als UR- eingestuft. Diese Einstufung wurde jedoch 2005 auf Grund jüngerer Daten einer follow-up Studie aus Norwegen (ROLLER 1998, in: EIKMANN et al. 1999ff, ergänzt 2005) aktualisiert in UR+. Aus diesen Daten wurde für ein zusätzliches Krebsrisiko von 10^{-5} eine tolerable Luftkonzentration für Nickeloxid von $40 \text{ ng}/\text{m}^3$ errechnet, für lösliche Nickelverbindungen ist ein unit risk (ROLLER) von $7 \cdot 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ dokumentiert, was einer tolerablen Luftkonzentration von $14 \text{ ng}/\text{m}^3$ bei einem zusätzlichen Krebsrisiko von 10^{-5} entspricht.

Bezüglich der nichtkanzerogenen Wirkungen wurden für Nickel im Tierversuch nach inhalativer Aufnahme respirationstoxische Wirkungen nachgewiesen (DUNNICK et al. 1989; in: EIKMANN et al. 1999), woraus eine Referenzkonzentration von $10 \text{ ng}/\text{m}^3$ abgeleitet wurde²⁰.

Für die Sonderfallprüfung nach TA Luft wurde vom LAI (2004) eine Anhebung des Orientierungswertes für den Gesamtnickelgehalt von $10 \text{ ng}/\text{m}^3$ auf $20 \text{ ng}/\text{m}^3$ vorgenommen. In der Begründung dazu wird vom LAI (2004) davon ausgegangen, dass maximal 50% des nachgewiesenen Nickels in der relevanten PM_{10} -Fraktion lösliche Nickelverbindungen ausmachen. Dieser Wert entspricht auch dem EU-Zielwert, der ab dem 1.1.2013 gemäß 39. BImSchV als Gesamtgehalt in der PM_{10} -Fraktion über ein Kalenderjahr gemittelt einzuhalten ist.

Zur Beurteilung der oralen Aufnahme wurde ein TRD-Wert mit $80 \text{ ng}/\text{kg}$ Körpergewicht und Tag für fetotoxische Wirkungen basierend auf Tierstudien von SMITH et al. (1993; in: EIKMANN et al. 1999ff) abgeleitet.

Ableitung der Prüfwerte für Nickel

Für die Ableitung der Prüfwerte für die Szenarien Kinderspielflächen, Wohngebiete und Park- und Freizeitanlagen wurde geschlossen, dass sowohl der orale Aufnahmepfad als auch die respirationstoxischen und kanzerogenen Wirkungen nach inhalativer Exposition für die Bewertung von Nickel relevant und entsprechend parallel zu betrachten sind. Im Ergebnis errechnete sich gemäß den Formeln nach UBA (1999ff) hinsichtlich toxischer Wirkungen ein für beide Aufnahmepfade (oral und inhalativ) in gleicher Höhe liegender Prüfwert für Kinderspielflächen von gerundet $370 \text{ mg}/\text{kg}$ Boden.

Im Rahmen der Plausibilitätsprüfung wurden die errechneten Werte jedoch kritisch hinterfragt, da zum einen sowohl die orale wie inhalative Aufnahme Relevanz zeigen und Nickel als Humankanzerogen einzustufen ist. Darüber hinaus ist bekannt, dass Kinder eine höhere Empfindlichkeit gegenüber den kanzerogenen Wirkungen von Nickel zeigen, so dass die errechneten Prüfwerte abschließend pragmatisch auf ein Fünftel abgesenkt wurden. Damit ergaben sich für den Direktpfad Prüfwerte für Kinderspielflächen von $70 \text{ mg}/\text{kg}$ Boden, für Wohngebiete von $140 \text{ mg}/\text{kg}$ Boden und für Park- und Freizeitanlagen von $350 \text{ mg}/\text{kg}$ Boden.

Für das Szenario Sport- und Bolzplätze steht ausschließlich der inhalative Aufnahmepfad von bodenbürtigen Stäuben im Vordergrund der Betrachtung. Dieser wurde mit Hilfe des TRD-Wertes für lokale Effekte im Atemtrakt bewertet, so dass ein Beurteilungswert von $250 \text{ mg}/\text{kg}$ Boden abgeleitet wurde (vgl. DELSCHEN et al. 2006).

²⁰ Andere chronische Studien (NTP-Studie 1996) gelten mittlerweile als qualifiziertere Bewertungsgrundlage zur Ableitung einer Referenzkonzentration hinsichtlich langfristiger respirationstoxischer Effekte. Aus diesen Daten wurde eine Referenzkonzentration von $170 \text{ ng}/\text{m}^3$ abgeleitet (vgl. EIKMANN et al 1999ff, ergänzt 2005). Diese Daten wurden jedoch bei der Ableitung der Prüfwerte (vgl. UBA 1999ff) noch nicht berücksichtigt.

Konsequenzen für die Detailuntersuchung

Nickel nimmt insofern eine besondere Rolle in der Phase der Detailuntersuchung ein, als dass bei diesem Metall in der Ableitung der Prüfwerte der inhalative und der orale Aufnahmepfad für die Szenarien Kinderspielflächen, Wohngebiete und Park- und Freizeitanlagen gleichermaßen sensibel eingeschätzt wurden. Auf Grund der oben beschriebenen gleichen Wirksamkeit der beiden Aufnahmewege ergibt sich für die Detailuntersuchung, dass weitere Sachverhaltsermittlungen für diese Szenarien sowohl in Bezug auf den oralen als auch in Bezug auf den inhalativen Pfad durchzuführen sind.

Prüfung der Resorptionsverfügbarkeit (Direktpfad)

Die Ableitung des Prüfwertes für Nickel für die Szenarien Kinderspielflächen, Wohngebiete und Park- und Freizeitanlagen erfolgte prinzipiell mit Hilfe tierexperimenteller Daten, wobei durch Plausibilitätsprüfung beide Aufnahmepfade als gleichbedeutend eingestuft wurden und für Kinderspielflächen ein Prüfwert von 70 mg/kg Boden abgeleitet wurde. Einer Beurteilung der resorptionsverfügbaren Nickelgehalte gemäß der vorgestellten Vorgehensweise (Prüfwert = Beurteilungsmaßstab für resorptionsverfügbare Gehalte, vgl. Kapitel 8.1) ist daher prinzipiell möglich, so dass mit Hilfe der Verfügbarkeitsuntersuchungen vertiefende Erkenntnisse entsprechend beurteilt werden können.

Bleiben die Beurteilungswerte für Nickel (resorptionsverfügbar) unterschritten, ist es dennoch erforderlich, für die genannten Szenarien auch vertiefende Untersuchungen in der Feinstfraktion durchzuführen (s.u.), da der Gefahrenverdacht nur nach Unterschreiten sowohl des Beurteilungswertes für den oralen als auch den inhalativen Aufnahmepfad ausgeräumt werden kann.

Prüfung der Feinstfraktion (inhalativer Pfad)

Liegen Prüfwertüberschreitungen für Nickel vor, sind neben der Überprüfung der Resorptionsverfügbarkeit (s.o) für alle Szenarien Untersuchungen der Feinstfraktion (< 63 µm) im Boden erforderlich. Dazu sind unter Berücksichtigung der zu den Stoffen Arsen, Blei und Cadmium genannten Hinweise und gemäß der oben erläuterten Vorgehensweise (vgl. Kapitel 6.1.2) jeweils die Prüfwerte unter Berücksichtigung der Anreicherungs-faktoren anzuwenden, d.h. für Kinderspielflächen 350 mg/kg Boden, für Wohngebiete 700 mg/kg Boden, für Park- und Freizeitanlagen 1.750 mg/kg Boden, für Sport- und Bolzplätze 1.250 mg/kg Boden.

7.1.7. Quecksilber

Humantoxikologische Bewertung von Quecksilber

Quecksilber ist ein Schwermetall, das in der Umwelt sowohl elementar, als auch in Form anorganischer und organischer Verbindungen auftritt. Hauptanwendungsbereiche sind bzw. waren Batterien, Leuchtstoffröhren, Thermometer, Farben, Holzschutzmittel, medizinische Anwendungen sowie die Zahnheilkunde (Amalgam). Organoquecksilberverbindungen zur Pflanzenbehandlung sind in Deutschland mittlerweile nicht mehr zugelassen (vgl. EIKMANN et al. 1999ff).

Von den anorganischen Quecksilberverbindungen sind im Boden am häufigsten das lösliche Quecksilber(II)chlorid und das schwerlösliche Quecksilber(II)sulfid (Zinnober) oder elementares Quecksilber anzutreffen. Methylquecksilber als organische Verbindung kann z.B. infolge biotischer Methylierungsprozesse durch Boden-Mikroorganismen entstehen (UBA 1999ff, EIKMANN et al. 1999ff).

Quecksilber ist bei Raumtemperatur flüssig und kann auf Grund seines Dampfdruckes vergleichsweise leicht in die Umgebungsluft übergehen und somit inhalativ wirksam werden.

Die kritischen Wirkungen nach langfristiger Exposition betreffen das Zentrale Nervensystem (Stimmungsinstabilität, Intentionstremor), die Nieren (Proteinurie) und das Immunsystem sowie reprotoxische Wirkungen. Sowohl Quecksilberdampf als auch Quecksilbersalze lösen Kontaktdermatitis ("pink disease") aus. Bei Kindern wurden Zusammenhänge zwischen Quecksilberkonzentrationen in Blut bzw. Urin und dem seltenen Auftreten einer Akrodyne festgestellt (vgl. EIKMANN et al. 1999ff; UBA 2009).

Anorganisches Quecksilber gilt als weniger toxisch als organisches Quecksilber, möglicherweise bedingt durch die unterschiedlichen Resorptionsquoten. Die Resorption von elementarem/metallischem Quecksilber über die Lunge beträgt 80-90 %, für anorganische Quecksilbersalze ca. 40 %, über die Haut werden weniger als 1 % aufgenommen. Nach oraler Aufnahme werden elementares Quecksilber nicht (< 0,01 %), Quecksilbersalze bis zu 10 % (aus Trinkwasser bis 15 %) und organisches Quecksilber nahezu vollständig resorbiert.

In den Organismus gelangtes anorganisches Quecksilber findet sich in Niere und Leber wieder, aber auch in Gehirn, Hoden, Schilddrüse und Hirnanhangsdrüse (Hypophyse) finden Anreicherungen statt. Organische Quecksilberverbindungen (Methylquecksilber) passieren die Blut-Hirn-Schranke, so dass bis zu 10 % des aufgenommenen Methylquecksilbers im Gehirn wiedergefunden werden. Methylquecksilber wird im Organismus zum Teil zu anorganischem Quecksilber verstoffwechselt. Die Ausscheidung von Quecksilberverbindungen erfolgt zunächst hauptsächlich über Fäzes, aber auch über Urin und ggf. Abatmung. Die Halbwertszeit beträgt Monate bis Jahre. Für Methylquecksilber finden sich Angaben zu Halbwertszeiten von ca. 70 Tagen (EIKMANN et al. 1999ff).

Auf Grund der unterschiedlichen Toxikokinetik und Wirkweise der verschiedenen Quecksilberverbindungen werden diese hinsichtlich humantoxikologischer Bewertungen grundsätzlich getrennt betrachtet. Die Weltgesundheitsorganisation empfiehlt, metallisches Quecksilber und anorganische Quecksilberverbindungen so zu behandeln, als hätten sie eine etwa gleich hohe Toxizität, da im Körper Umwandlungs- und Akkumulationsprozesse einzelner Quecksilberformen stattfinden, die bisher keine klare Abgrenzung ermöglichen. Allerdings sind dabei die unterschiedlichen Resorptionsquoten zu berücksichtigen.

Anorganisches/elementares Quecksilber

Die Bewertung langfristiger Wirkungen anorganischer Quecksilber-Verbindungen nach oraler Aufnahme basiert im Wesentlichen auf deren immuntoxischem Potenzial. Aus der Zusammenschau der verschiedenen Daten aus Tierstudien zu den sensibelsten Effekten auf das Immunsystem und auch die Nieren wurde schließlich ein TRD-Wert von 15 ng/kg Körpergewicht und Tag (resorbiert) abgeleitet. Dieser TRD-Wert bezieht sich auf Expositionen gegenüber verschiedenen anorganischen Quecksilberverbindungen (EIKMANN et al. 1999ff).

Für elementares Quecksilber hat der orale Aufnahmepfad keine Bewertungsrelevanz, da die Resorption hierfür unter 0,01 % liegt und als vernachlässigbar gilt.

Zur quantitativen Beurteilung der kritischen Endpunkte (Nephrotoxizität, Neurotoxizität sowie endokrine Effekte) nach inhalativer Exposition wurden verschiedene Humanstudien ausgewertet, die die berufliche Exposition gegenüber Quecksilberdampf zum Gegenstand hatten (vgl. EIKMANN et al. 1999ff). Aus der Zusammenschau der Daten wurde schließlich ein TRD-Wert von 30 ng/kg Körpergewicht und Tag abgeleitet, wobei die entsprechende zugeführte Dosis von 0,0375 µg/kg Körpergewicht und Tag (bei Annahme von 80 % Resorption) umgerechnet einer Luftkonzentration für Quecksilberdampf von ca. 130 ng/m³ entspricht. Stäube anorganischer Quecksilberverbindungen wurden nicht bewertet.

Das kanzerogene Potenzial anorganischer Quecksilberverbindungen wird als nicht einstuftbar eingeschätzt (vgl. IARC, U.S. EPA).

Organische Quecksilberverbindungen

Bei oraler Exposition gegenüber Methylquecksilber wurden beim Erwachsenen neurotoxische Effekte beobachtet, wobei jedoch der Fötus noch wesentlich sensibler reagiert. Es wurden anhand von Mutter-Kind-Paaren bereits bei sehr niedrigen maternalen Quecksilberkonzentrationen im Haar psychomotorische Retardierungen beim heranwachsenden Kleinkind festgestellt, wenn während der Schwangerschaft eine Exposition bestanden hatte. Aus Berechnungen der WHO geht hervor, dass bei einer Konzentration an Quecksilber von 10-20 µg/g im Haar der Mutter ein Risiko von 5 % für neurotoxische Effekte unter den Nachkommen besteht. Eine Umrechnung der dafür zugrunde zu legenden Quecksilberaufnahme der Mutter ergab eine Effektkonzentration (LOAEL) von 0,7 µg/kg Körpergewicht und Tag. Basierend auf diesen und weiteren unterstützenden Daten aus Tierversuchen sowie einem Sicherheitsfaktor von 15 (5 zur Extrapolation von einem LOAEL zu einem NOAEL multipliziert mit 3 zum Schutz empfindlicher Personengruppen) wurde schließlich ein TRD-Wert in Höhe von 50 ng/kg Körpergewicht und Tag abgeleitet. Die Resorption wurde dabei mit 100 % angenommen.

Für die inhalative Aufnahme organischer Quecksilberverbindungen liegen keine ausreichenden Daten vor. Dieser Pfad scheint jedoch nach Datenlage gemäß EIKMANN et al (1999ff) auch nicht von besonderer praktischer Relevanz. Ein TRD-Wert für die inhalative Aufnahme organischer Quecksilberverbindungen wurde daher nicht abgeleitet.

Organische Quecksilberverbindungen werden von der IARC als möglicherweise kanzerogen gekennzeichnet. Eine belastbare Krebs-Risiko-Abschätzung liegt jedoch hierfür nicht vor.

Ableitung der Prüfwerte für Quecksilber

Der Ableitung der Prüfwerte gemäß BBodSchV liegt eine differenzierte Berücksichtigung der Anteile organisch und anorganisch gebundenen Quecksilbers im Boden zugrunde, wobei grundsätzlich der orale Aufnahmepfad als bewertungsrelevant angesehen wird. Für das Szenario Sport- und Bolzplätze steht dagegen die inhalative Aufnahme im Vordergrund der Bewertung.

Anorganisches Quecksilber

Mithilfe des für den oralen Aufnahmepfades abgeleiteten TRD-Wertes von 15 ng/kg Körpergewicht und Tag wird der Prüfwert für Kinderspielflächen von gerundet 25 mg Hg_(anorg)/kg Boden errechnet.

Organisches Quecksilber

Mithilfe des für den oralen Aufnahmepfades abgeleiteten TRD-Wertes von 50 ng/kg Körpergewicht und Tag wird der Prüfwert für Kinderspielflächen von gerundet 5 mg Hg_(org)/kg Boden errechnet.

Gesamt-Quecksilber

Da Quecksilber im Boden mikrobiell in die verschiedenen Oxidationsstufen und Verbindungen umgewandelt werden kann, wurde im Rahmen der Plausibilitätsprüfung für den Gesamtgehalt Quecksilber im Boden ein Prüfwert in Höhe von 10 mg/kg Boden für Kinderspielflächen (20 mg/kg Boden für Wohngebiete, 50 mg/kg Boden für Park- und Freizeitanlagen) festgesetzt. Diese Werte sollen sowohl die mögliche Anwesenheit anorganischer wie organischer Quecksilberverbindungen berücksichtigen (Annahme für die Berechnung: ca. 17 % organisches und 83 % anorganisches Quecksilber), wobei die nähere Prüfung der im konkreten Fall vorliegenden Stoffspezies der einzelfallbezogenen Sachverhaltsermittlung vorbehalten sein soll.

Für Sport- und Bolzplätze wurde basierend auf den Annahmen der inhalativen Aufnahme von Quecksilber und nach Plausibilitätsprüfung ein Prüfwert von 250 mg/kg Boden abgeleitet (vgl. DELSCHEN et al. 2006). Die Betrachtung für organisches Quecksilber entfällt, da hierfür kein TRD-Wert für die inhalative Aufnahme abgeleitet wurde.

Konsequenzen für die Detailuntersuchung

Während elementares Quecksilber auf Grund seiner Flüchtigkeit insbesondere in Form von Quecksilberdampf in der Bodenluft oder Innenraumluft bewertungsrelevant ist (s.u.), bedarf es im Boden keiner gesonderten Bewertung, sondern kann hier im Rahmen anorganischer Quecksilberverbindungen als berücksichtigt gelten. Anorganische und organische Quecksilberverbindungen erlangen hingegen im Sinne des Direktpfades nach BBodSchV Bewertungsrelevanz.

Da in der Ableitung der Prüfwerte für die Szenarien Kinderspielflächen, Wohngebiete und Park- und Freizeitanlagen zunächst auf Grund der unterschiedlichen humantoxikologischen Wirksamkeit in anorganische und organische Quecksilber-Verbindungen unterschieden wurde, ist für diese Szenarien zunächst die Überprüfung der vorliegenden Bindungsformen angezeigt.

Bestimmung der Bindungsform

Bei Überschreitung der auf Gesamtgehalte Quecksilber bezogenen Prüfwerte für die Szenarien Kinderspielflächen, Wohngebiete und Park- und Freizeitanlagen ist es zweckmäßig, den tatsächlichen Anteil an organischem Quecksilber - z.B. auch im Rahmen einer Stichprobe bei größeren Untersuchungskampagnen - zu bestimmen, soweit relevante Anteile nicht durch anderweitige Erkenntnisse ausgeschlossen werden können. Verfahren dazu werden in Kapitel 6.1.3 vorgestellt.

Kann durch die Untersuchungen beispielsweise gezeigt werden, dass organische Quecksilber-Verbindungen nicht bzw. in vernachlässigbaren Größenordnungen vorkommen, können die Beurteilungsmaßstäbe für anorganisches Quecksilber herangezogen und für die Szenarien Kinderspielflächen, Wohngebiete und Park- und Freizeitanlagen ggf. weitere Prüfschritte zur Resorptionsverfügbarkeit durchgeführt werden (s.u.).

Prüfung der Resorptionsverfügbarkeit (Direktpfad)

Nach Klärung der vorwiegenden Bindungsform von Quecksilber und Auswahl des geeigneten Beurteilungsmaßstabes (s.o.) kann für die Szenarien Kinderspielflächen, Wohngebiete und Park- und Freizeitanlagen eine Beurteilung der resorptionsverfügbaren Gehalte an anorganischem Quecksilber gemäß der vorgestellten Vorgehensweise (Prüfwert = Beurteilungsmaßstab für resorptionsverfügbare Gehalte, vgl. Kapitel 8.1) durchgeführt werden.

Prüfung der Feinstfraktion (inhalativer Pfad)

Zur Beurteilung von Quecksilberkonzentrationen auf Sport- und Bolzplätzen dominiert der inhalative Aufnahmepfad, der für anorganische Quecksilberverbindungen betrachtet wurde, so dass bei Prüfwertüberschreitungen mit Hilfe der Untersuchung der Feinstfraktion (vgl. Kapitel 6.1.2) die angenommene Anreicherung von Quecksilber überprüft werden kann.

Hierbei ist die Anreicherung der Schwermetalle in der Feinstfraktion zu berücksichtigen. Bei der Prüfwertableitung wurde daher angenommen, dass die Konzentration der Schwermetalle in der 2 mm-Fraktion um den Faktor 5 geringer ist, so dass bei der Beurteilung von Quecksilber eine Konzentration von 1.250 mg/kg in der atembaren Feinstfraktion und von 250 mg/kg in der 2 mm-Fraktion zu Grunde gelegt wurde. Sofern also eine Bestimmung von Quecksilber in dieser Fraktion durchgeführt werden kann, ist für dessen Beurteilung die Überprüfung dieser Annahme maßgebend.

Prüfung von Quecksilber in der Innenraumluft

Liegen Hinweise dafür vor, dass Quecksilber in höherem Umfang auch elementar vorkommt (z.B. ehemalige Herstellung von Knallquecksilber; Chloralkali-Elektrolyse), sollte geprüft werden, ob erhöhte Konzentrationen gasförmigen Quecksilbers auch in der Bodenluft bzw. in der Innenraumluft von Gebäuden vorkommen.

Zur Beurteilung von Schadstoffkonzentrationen in der Innenraumluft wurde von der AG Innenraumrichtwerte am Umweltbundesamt ein Basisschema entwickelt, das eine humantoxikologisch begründete Ableitung von Innenraumluftkonzentrationen ermöglicht.

Basierend auf der Datenlage zur Beurteilung gesundheitlicher Auswirkungen von Quecksilberdämpfen nach beruflicher Exposition (s.o.) sowie unter Einbeziehung der üblichen Hintergrundexposition hat die AG Innenraumrichtwerte am Umweltbundesamt (LINK 1999) folgende Richtwerte²¹ für metallisches Quecksilber in der Innenraumluft abgeleitet (UBA 1999ff):

²¹ Richtwert I (RW I - Vorsorgerichtwert) beschreibt die Konzentration eines Stoffes in der Innenraumluft, bei der bei einer Einzelstoffbetrachtung nach gegenwärtigem Erkenntnisstand auch dann keine gesundheitliche Beeinträchtigung zu erwarten ist, wenn ein Mensch diesem Stoff lebenslang ausgesetzt ist.

Richtwert II (RW II) ist ein wirkungsbezogener Wert, der sich auf die gegenwärtigen toxikologischen und epidemiologischen Kenntnisse zur Wirkungsschwelle eines Stoffes unter Einführung von Unsicherheitsfaktoren stützt. Er stellt die Konzentration eines Stoffes dar, bei deren Erreichen beziehungsweise Überschreiten unverzüglich zu handeln ist. Diese

Richtwert II (RW II): 0,35 µg/m³

Richtwert I (RW I): 0,035 µg/m³

Definitionsgemäß beschreibt der Richtwert II die Konzentration an Quecksilber, deren Überschreitung darauf hinweist, dass relevante Quellen für Quecksilber in den betroffenen Räumen vorhanden sind, die unter Beachtung der Verhältnismäßigkeit entfernt werden sollten, um Zusatzbelastungen zu vermeiden. Bei Raumlufkonzentrationen unterhalb des Richtwertes I liefert die Raumluf keinen nennenswerten Beitrag zur Gesamtbelastung (UBA 2003a).

Prüfung von Quecksilber in der Bodenluft

In Gebäuden, die sich in kontaminierten Bereichen mit hohen Konzentrationen an leichtflüchtigen Stoffen im Boden bzw. in der Bodenluft befinden, können Zusammenhänge mit erhöhten Raumlufkonzentrationen beobachtet werden, sofern keine anderen Emissionsquellen bestehen. Dabei ist ein Eintrag durch Fugen und Spalten im Mauerwerk möglich. Für die Abschätzung des Eintrages aus kontaminiertem Boden/Bodenluft in die Raumluf können Transferfaktoren herangezogen werden, die jedoch mit großen Unsicherheiten behaftet sind, da eine Vielzahl von Einflussfaktoren auf den Stofftransfer einwirkt. Im Rahmen der dokumentierten ergänzenden Methoden zur Ableitung von Prüfwerten für flüchtige Stoffe (vgl. UBA 1999ff) sind Transferfaktoren (TF_{BR}) von 100 bis 10.000 genannt, wobei als Empfehlung ein Faktor von 1.000 ausgesprochen wurde.

Legt man die humantoxikologisch begründeten Innenraumluf-Werte für Quecksilberdämpfe zugrunde und bedient sich der Konventionen zur Abschätzung des Transfers Bodenluft/Innenraumluf (Faktor 1.000) bzw. zum Vergleich einer konservativeren Annahme von 100 (vgl. ZEDDEL et al. 2002), so ergeben sich für Bodenluft Beurteilungswerte von 35-350 µg/m³ (Beurteilungswert II) bzw. 3,5-35 µg/m³ (Beurteilungswert I).

Ein vergleichbares Ergebnis errechnet sich, legt man statt der bestehenden Innenraumluf-Bewertungsmaßstäbe (Richtwerte I und II) die Beurteilungsgrundlagen zur Ermittlung der Boden-Prüfwerte (TRD-Werte) zugrunde.

Für die inhalative Aufnahme elementaren Quecksilbers wurde ein TRD-Wert (zugeführt) in Höhe von 0,0375 µg/kg Körpergewicht und Tag abgeleitet (s.o.). Unter Zuhilfenahme einer Resorptionsquote von 80 % für elementares Quecksilber (s.o.) sowie der eingeführten Daten und Konventionen zur Ableitung der Prüfwerte nach BBodSchV für leichtflüchtige Stoffe (vgl. UBA 1999ff) ergäbe sich nach diesem Rechenweg für die Bodenluft ein Beurteilungswert von 332 µg/m³.

Daraus lässt sich erkennen, dass unter Berücksichtigung der Unsicherheiten und nicht kalkulierbaren Einflüsse im Boden ab Bodenluftkonzentrationen von 35 bis 350 µg/m³ weitere Prüfschritte eingeleitet werden sollten. Ziel muss es dann sein, die Belastungsquelle genauer zu identifizieren und einzugrenzen.

höhere Konzentration kann, besonders für empfindliche Personen bei Daueraufenthalt in den Räumen, eine gesundheitliche Gefährdung sein.

(Quelle: UBA 2012; <http://www.umweltbundesamt.de/gesundheit/innenraumhygiene/richtwerte-irluft.htm>)

7.1.8. Thallium

Humantoxikologische Bewertung von Thallium

Thallium ist ein Metall, das in geringen Konzentrationen ubiquitär vorkommt und in den Oxidationsstufen +I und +III auftritt. Freigesetzt werden Thallium-Verbindungen durch Verhüttungsprozesse anderer Metalle sowie bei der Zementfabrikation durch Beimengungen thalliumhaltigen Gesteins. Einwertige Thalliumverbindungen gelten im Allgemeinen als toxischer als dreiwertige, so dass die bewertungsrelevanten Daten auf Studien mit Thallium(I)-Verbindungen basieren (vgl. EIKMANN et al. 1999ff, ergänzt 2002).

Nach akuter oder chronischer Thalliumintoxikation kann es zu Haarausfall (Alopezie) kommen, nach längerer Exposition sind auch Nagelveränderungen zu beobachten. Typischerweise treten polyneuritische Erscheinungen und Schädigungen des Zentralnervensystems auf sowie Herzrhythmusstörungen und Nierenschäden. Im Tierversuch wurden Hodenschädigungen und fruchtschädigende Effekte beobachtet (vgl. EIKMANN et al. 1999ff, ergänzt 2002).

Nach oraler Aufnahme gelöster Thalliumverbindungen wird von einer 100 %-igen Resorption im Magen-Darmtrakt ausgegangen. Bei inhalativer Exposition wird eine Resorptionsrate von 50 % angenommen, wobei von einer zusätzlichen relevanten dermalen Aufnahme von Thallium auszugehen ist. Nach Aufnahme in den Organismus wurden im Tierversuch die höchsten Konzentrationen in der Niere gefunden, wenig niedriger in Hoden, Herzmuskel, Speicheldrüsen, Muskulatur, Leber, Darm, Nebenniere und Schilddrüse. Thallium überschreitet auch die Blut-Hirn und die Blut-Plazentaschranke. In der Literatur finden sich für den Menschen für die Ausscheidung von Thallium Halbwertszeiten von 9-30 Tagen (vgl. EIKMANN et al. 1999ff, ergänzt 2002).

Thalliumverbindungen gelten als hochtoxisch, da bereits einmalige Dosen von 2-4 mg/kg KG für den Menschen tödlich sein können.

In subchronischen Tierstudien mit Thallium (als Thalliumsulfat im Trinkwasser verabreicht; 100% Resorption) wurde hinsichtlich histopathologischer Veränderungen der Hoden und reduzierter Spermienmobilität ein LOAEL von 0,77 mg/kg Körpergewicht und Tag abgeleitet. Bezüglich des Auftretens typischer Alopezie wurde im Tierversuch ein LOAEL von 1,4 mg/kg Körpergewicht und Tag ermittelt. Beim Menschen wurden dagegen neurotoxische Effekte zeitlich vor dem Auftreten von Alopezie beobachtet. Daher wird vermutet, dass hier möglicherweise eine erhöhte Empfindlichkeit für die Schädigung des Zentralnervensystems vorliegt. Letztlich wurden auf Grund der schlechten Datenlage für langfristige Expositionen keine TRD-Werte abgeleitet. Lediglich für kurzfristige Expositionen wurde auf Basis der Daten zum Auftreten von Alopezie ein vorläufiger kurzfristiger TRD-Wert von 1,5 µg/kg Körpergewicht und Tag vorgeschlagen (vgl. EIKMANN et al. 1999ff, ergänzt 2002). Diese Daten wurden jedoch nicht bei der Ableitung der Prüfwerte berücksichtigt. Vielmehr wurde vom UBA (1999ff) basierend auf den Daten für Schädigungen der Hoden hilfsweise eine zur Orientierung dienende tolerable Körperdosis von 0,08 µg/kg Körpergewicht und Tag abgeleitet.

Die Datenlage für Thallium zur Beurteilung inhalativer Expositionen sowie hinsichtlich möglicher kanzerogener Wirkungen wird als unzureichend eingestuft.

Ableitung der Prüfwerte für Thallium

Für die Ableitung der Prüfwerte für die Szenarien Kinderspielflächen, Wohngebiete und Park- und Freizeitanlagen wurde schließlich basierend auf der vergleichsweise schlechten Datelage nur eine hilfswise Berechnung durchgeführt, um den Bereich gesundheitsbedenklicher Bodenkonzentrationen einzugrenzen (vgl. UBA 1999ff). So wurde für den oralen Aufnahmepfad ein sinngemäßer Prüfwert für Kinderspielflächen von gerundet 20 mg/kg Boden berechnet.

Im Rahmen der Plausibilitätsprüfung wurden dann Vergleiche mit der akuten Toxizität von Thallium durchgeführt. Gemäß den Berechnungen liegt der Beurteilungswert für einmalige Expositionen von Thallium mit 200 mg/kg Boden deutlich höher.

Wie jedoch aus Auswertungen epidemiologischer Untersuchungen und der Korrelationen zwischen der Thalliumzufuhr und der Thalliumkonzentration im Urin sowie auftretenden Effekten beim Menschen hervorgeht, können bereits bei Körperdosen ab umgerechnet 0,16 µg/kg Körpergewicht erste neurologische Effekte auftreten. Für diese Angaben wurde ebenfalls eine Abschätzung der resultierenden Bodenkonzentrationen durchgeführt, die einen Prüfwert für Kinderspielflächen von gerundet 5 mg/kg Boden ergab. Dieser Wert wurde im Sinne einer Untergrenze als orientierender Hinweis auf einen Prüfwert (vgl. Kapitel 7.2) für Kinderspielflächen vorgeschlagen. Für Wohngebiete ergab sich daraus ein Prüfwert von 10 mg/kg Boden, für Park- und Freizeitanlagen von 25 mg/kg Boden. Für Sport- und Bolzplätze wurde kein Prüfwert abgeleitet.

Für die Ableitung eines Prüfwertes für Wohngärten und Kleingärten wäre darüber hinaus auf Grund der Kenntnisse zum Transfer von Thallium aus dem Boden in die Pflanze analog zu Cadmium eine integrative Bewertung der Wirkungspfade erforderlich. Dazu wäre die Thalliumzufuhr über beide Wirkungspfade mit Hilfe standardisierter Annahmen mengenmäßig abzuschätzen und als Körperdosis hochzurechnen (vgl. Kapitel 6.2.2.4). Zur Bewertung dieser Abschätzung ist dann die tolerable zugeführte Körperdosis (von 0,16 µg TI/kg Körpergewicht und Tag) anzunehmen.

Für Lengerich wurde im Rahmen einer Projektbearbeitung (vgl. IFUA 2007) eine integrative Betrachtung flächenhafter Thalliumbelastungen in Wohngärten durchgeführt. Wie die dortigen Auswertungen zeigten, geben bereits Thalliumgehalte > 0,2 mg/kg im Boden wohngärtnerisch genutzter Flächen Hinweise darauf, dass zumindest der Anbau hoch anreichernder Pflanzen (Grünkohl) vorsorglich eingeschränkt werden sollte. Wird jedoch der für NRW angenommene Hintergrundwert für ländlich geprägte Siedlungsräume von 0,5 mg/kg Boden überschritten, besteht weitergehender Prüfungsbedarf hinsichtlich der Verfügbarkeit von Thallium aus dem Boden sowie der Expositionsbedingungen hinsichtlich des Wirkungspfades Boden-Pflanze-Mensch.

Konsequenzen für die Detailuntersuchung

Prüfung der Resorptionsverfügbarkeit (Direktpfad)

Für Thallium basiert die Prüfwertableitung für die Szenarien Kinderspielflächen, Wohngebiete und Park- und Freizeitanlagen letztlich auf der Beurteilung der inneren Exposition gegenüber Thallium, gemessen im Urin. Eine tolerable Urinkonzentration von 5 µg/l wird einer angenommenen täglichen Zufuhr (beispielsweise über Nahrung) von 13 ng/kg Körpergewicht

und Tag gegenübergestellt, wobei für die Resorption 100 % angenommen wurde²². Die genaue Resorptionsverfügbarkeit von Thallium aus Nahrung und Trinkwasser ist dabei nicht bekannt. Allerdings ist zu unterstellen, dass Thallium auf Grund der Löslichkeit der anzutreffenden Bindungsformen aus Böden schlechter resorptionsverfügbar ist, als aus der Nahrung, so dass im direkten Vergleich keine Risikounterschätzung erfolgen kann. Folglich ist es für Thallium als zulässig anzusehen, mit Hilfe der Untersuchung zur Resorptionsverfügbarkeit festzustellen (vgl. Kapitel 6.1.1), in welchem Ausmaß die gemessenen Schadstoffe tatsächlich für den menschlichen Organismus verfügbar sind, um dort gesundheitliche Beeinträchtigungen bewirken zu können. Als Beurteilungsmaßstab in der Detailuntersuchung können daher die Prüfwerte für die Szenarien Kinderspielfläche, Wohngebiete und Park- und Freizeitanlagen angesehen werden, jedoch bezogen auf die gemessenen resorptionsverfügbaren Gehalte.

Da zur Beurteilung von Haus- und Kleingärten jedoch der integrative Ansatz zum Tragen kommen sollte, sind hier die resorptionsverfügbaren Gehalte in die Aufsummierung der Schadstoffzufuhrmengen beider oraler Aufnahmepfade (Bodenaufnahme, vgl. Kapitel 6.2.1.1 und Pflanzenverzehr, vgl. Kapitel 6.2.2.4) zu integrieren (vgl. Kapitel 8.3).

7.1.9. Benzo(a)pyren

Humantoxikologische Bewertung von Benzo(a)pyren

Benzo(a)pyren wird häufig als Leitparameter stellvertretend für die Gruppe der Polycyclischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) zur Bewertung herangezogen. Neben dem zuvor genannten Benzo(a)pyren wird häufig ein Summenparameter betrachtet, der die 16 Vertreter nach EPA (EPA-PAK) berücksichtigt. PAK entstehen als Produkt unvollständiger Verbrennung organischer Verbindungen und sind häufig in Altölen und Teerprodukten zu finden.

PAK können oral, inhalativ (gasförmig oder partikulär gebunden) oder dermal aufgenommen werden und so in den menschlichen Organismus gelangen.

Die akute Toxizität der PAK ist als mäßig bis gering einzustufen. Nach langfristigen Expositionen steht deren kanzerogene Wirkung im Vordergrund; toxische Wirkungen (Schädigung von Blut, Leber und Nieren, Beeinträchtigung der Fortpflanzungsfähigkeit, Embryotoxizität, immunsuppressive Wirkungen, schwache östrogene oder antiöstrogene Wirkungen) wurden im Tierversuch erst bei Verabreichung hoher Dosen beobachtet.

Zur Bewertung des oralen Aufnahmepfades wurde die im Tierversuch nachgewiesene kanzerogene Wirkung von Benzo(a)pyren (Vormagen-, Lungen-, Brusttumore) herangezogen (unit risk (EPA): $7,3 \text{ (mg BaP/kg Körpergewicht und Tag)}^{-1}$). Dies entspricht bei einem zusätzlichen Krebsrisiko von 10^{-5} einer Körperdosis von $1,4 \text{ ng BaP/kg Körpergewicht und Tag}$, ohne Berücksichtigung des Wirkpotenzials der gesamten Gruppe der PAK.

²² Diese tolerable Urinkonzentration entspricht dem HBM-I-Wert. Die HBM-Werte stellen i.d.R. kein Niveau dar, bis zu dem „aufgefüllt“ werden darf. Der Referenzwert für Thallium im Urin beträgt für Kinder $0,6 \text{ µg/l}$ und für Erwachsenen $0,5 \text{ µg/l}$. Diese Neubewertung hat bislang noch keinen Eingang in die Prüfwertableitung nach BBodSchV gefunden und sollte in einer Novellierung berücksichtigt werden

Ein Forschungsvorhaben im Auftrag des Umweltbundesamtes (vgl. FOBIG 1999) hat ergeben, dass jüngere Auswertungen der Daten eine lebenslang gesundheitlich akzeptable Körperdosis von 0,87 ng BaP/kg Körpergewicht und Tag (für ein zusätzliches Krebsrisiko von 10^{-5}) errechnen lassen. Diese Auswertungen berücksichtigen, dass diese Dosis dem zusätzlichen Krebsrisiko von 10^{-5} bei oraler Exposition aller kanzerogenen EPA-PAK im Gemisch (untersucht im Steinkohlenteer) entspricht. Kinder sind dabei als sensibelste Nutzergruppe anzusehen, der eine besondere Empfindlichkeit gegenüber genotoxischen Kanzerogenen zugesprochen wird. Vor diesem Hintergrund wurde für Benzo(a)pyren auf Grund von Daten aus Tierstudien ein zusätzlicher Empfindlichkeitsfaktor von 5 für die Berechnung der Prüfwerte vorgeschlagen. Die Ergebnisse wurden 1999 vorgelegt, in einer Expertenrunde intensiv diskutiert und schließlich als konsentierter Kenntnisstand publiziert (vgl. EIKMANN et al 1999ff, ergänzt 2000)²³.

Die Bewertungsgrundlage zur Quantifizierung des inhalativen Aufnahmepfades für bodenbürtige PAK-haltige Stäube bildet für Benzo(a)pyren als Leitsubstanz das vom LAI (1992) abgeleitete unit risk (LAI) von $7 \cdot 10^{-2} (\mu\text{g BaP/m}^3)^{-1}$, das einer Referenzkonzentration von 0,14 ng BaP/m³ bei einem zusätzlichen Krebsrisiko von 10^{-5} entspricht.

Hinsichtlich der Betrachtung relevanter Wirkungspfade bleibt die Frage nach der dermalen Aufnahme der PAK, die insbesondere als lokal wirksame Kanzerogene zu erhöhten Tumorzinzidenzen der Haut führt. Es bereitet allerdings Schwierigkeiten, eine valide quantitative Abschätzung des Krebsrisikos bei dermalen Exposition vorzunehmen. Fragen, wie die geeignete Dosiswahl zur Speziesübertragung und die quantitative 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.

Damit muss geschlossen werden, dass dem dermalen Aufnahmepfad hinsichtlich lokaler kanzerogener Wirkungen durchaus eine ernst zu nehmende Bedeutung zukommt. Angenommen wird, dass die dermale Exposition zu einem ca. 10-fach höheren Krebsrisiko führt als die geschätzte orale Aufnahme. Diese Aussage ist jedoch auf Grundlage der bisher vorliegenden Daten mit sehr hohen Unsicherheiten behaftet. Folglich kann lediglich eine qualitative Berücksichtigung dieses Aufnahmepfades in die Beurteilung PAK-kontaminierter Böden Eingang finden.

Ableitung der Prüfwerte für Benzo(a)pyren

Die BBodSchV enthält Prüfwerte im Sinne einer Einzelstoffbewertung für Benzo(a)pyren. Die wirkungspfadbezogene Bewertung von Benzo(a)pyren nach aktuellem Bodenschutzrecht weist der oralen Aufnahme die beurteilungserhebliche Bedeutung zu. Damit errechneten sich basierend auf den ursprünglichen Krebsrisikoabschätzungen von 1,4 ng/kg Körpergewicht

²³ Diese Neubewertung hat bislang noch keinen Eingang in die Prüfwertableitung nach BBodSchV gefunden und sollte in einer Novellierung berücksichtigt werden.

und Tag (ohne Berücksichtigung des Wirkpotenzials der Gruppe der PAK) bei einem zusätzlichen Krebsrisiko von 10^{-5} Prüfwerte für Kinderspielflächen von 2 mg/kg Boden, für Wohngebiete von 4 mg/kg Boden, für Park- und Freizeitanlagen von 10 mg/kg Boden, die jedoch im Prinzip alleine für eine Benzo(a)pyren-Belastung anzuwenden sind. Das Risiko durch Expositionen gegenüber anderen vorliegenden PAK ist dabei nicht berücksichtigt.

Für den Wirkungspfad Boden-Pflanze wurde ein Prüfwert von 1 mg/kg Boden abgeleitet, da einige Pflanzenarten auf Grund äußerlicher Anlagerung belasteten Bodenmaterials bereits bei diesen Bodenkonzentrationen Gehalte aufweisen können, die unter üblichen Expositionsannahmen zur Überschreitung der o.g. humantoxikologisch relevanten Schwellen führen können. Bis zu einer Konzentration von rund 15 mg/kg Boden bietet jedoch das Einhalten von Anbauempfehlungen ausreichend Schutz gegenüber der BaP-Aufnahme über diesen Verschmutzungspfad (DELSCHEN et al. 1999; vgl. Kapitel 6.2.2.2.).

Für Sport- und Bolzplätze wurde basierend auf den Annahmen der inhalativen Aufnahme von bodenbürtigem Staub sowie der inhalativen Krebsrisikoabschätzung ein Prüfwert von 4 mg/kg Boden abgeleitet (vgl. DELSCHEN et al. 2006).

Konsequenzen für die Detailuntersuchung

Die Prüfwerte für Benzo(a)pyren basieren auf dessen alleiniger kanzerogener Wirkung nach oraler Aufnahme, wobei die zur Quantifizierung verwendete Datenqualität als ungenügend eingeschätzt wird.

Daraus folgt, dass für Benzo(a)pyren zum einen die Möglichkeiten und Grenzen von Verfügbarkeitsuntersuchungen erörtert, aber auch dessen Funktion und Bewertung als Leitsubstanz kritisch hinterfragt und ggf. mit Hilfe von Auswertungen von PAK-Profilen (vgl. FOBIG 1999) überprüft werden müssen.

Darüber hinaus ist auch der Wirkungspfad Boden-Pflanze-Mensch auf Grund von Verschmutzungen und Auflagerungen auf Nutzpflanzen von Bedeutung (vgl. hierzu Kapitel 6.2.2.2), der jedoch nach bisherigem Wissensstand nicht durch Verfügbarkeitsuntersuchungen abgebildet werden kann, sondern vielmehr mit Hilfe von Expositionsbetrachtungen eingegrenzt werden sollte (vgl. Kapitel 6.2.2.3).

Prüfung der Resorptionsverfügbarkeit (Direktpfad)

Für die Untersuchung der Resorptionsverfügbarkeit von Benzo(a)pyren ergeben sich auf Grund der Beurteilungsgrundlagen gewisse Unsicherheiten für die Dateninterpretation, so dass insgesamt festzustellen ist, dass eine Beurteilung der resorptionsverfügbaren Benzo(a)pyrengelalte gemäß der vorgestellten Vorgehensweise (Prüfwert = Beurteilungsmaßstab für resorptionsverfügbare Gehalte) zwar prinzipiell möglich ist. Den genannten Unsicherheiten sollte jedoch Rechnung getragen werden. Beispielsweise können die pragmatischen Empfehlungen des WISSENSCHAFTLICHEN BEIRATES BODENSCHUTZ DES BMU (2001) berücksichtigt werden, als Beurteilungsmaßstab für resorptionsverfügbare Benzo(a)pyrengelalte 1 mg/kg Boden für das Nutzungsszenario Wohngarten und Kleingarten anzuwenden.

Prüfung der Feinstfraktion (inhalativer Pfad)

Zur Beurteilung von PAK-Konzentrationen auf Sport- und Bolzplätzen dominiert der inhalative Aufnahmepfad, wobei wiederum Benzo(a)pyren stellvertretend für die Gruppe der PAK betrachtet wird. Bei Prüfwertüberschreitungen kann mit Hilfe der Untersuchung der Feinstfraktion (vgl. Kapitel 6.1.2) die angenommene Anreicherung von Benzo(a)pyren überprüft werden. Hierbei ist die Anreicherung organischer Schadstoffe in der Feinstfraktion zu berücksichtigen. Bei der Prüfwertableitung wurde daher angenommen, dass die Konzentration organischer Schadstoffe in der 2 mm-Fraktion um den Faktor 10 geringer ist, so dass bei der Beurteilung von Benzo(a)pyren eine Konzentration von 40 mg/kg in der atembaren Feinstfraktion und von 4 mg/kg in der 2 mm-Fraktion zu Grunde gelegt wurde. Sofern also eine Bestimmung von Benzo(a)pyren in dieser Fraktion durchgeführt werden kann, ist für dessen Beurteilung die Überprüfung dieser Annahme maßgebend.

7.1.10. Weitere Stoffe mit Prüfwerten

Für weitere verschiedene Organika (Aldrin, DDT, Hexachlorbenzol, HCH, Pentachlorphenol, PCB) liegen Prüfwerte bzw. Maßnahmenwerte (Dioxine) nach BBodSchV, Anhang 2 vor. Für diese Stoffe sind die toxikologischen Grundlagen bei EIKMANN et al. 1999ff dokumentiert. Die Ableitungsschritte für die Prüfwerte finden sich in UBA 1999ff, für Dioxine wurde von SCHULZ (1992) die Basis für die Ableitung der Maßnahmenwerte veröffentlicht. Für diese Stoffe liegen jedoch nur wenige praktische Erfahrungen aus weiteren Sachverhaltsermittlungen vor, so dass an dieser Stelle von weiteren Ausführungen abgesehen wird.

7.2. Stoffe mit Vorschlägen für Prüfwerte analog BBodSchV

Für zahlreiche Stoffe (Übersicht vgl. Anlage 3) liegen in Ergänzung zu den Prüfwerten der BBodSchV Vorschläge für Prüfwerte vor, die den Vorgaben zur Ableitung der Prüfwerte (vgl. Bekanntmachung der Ableitungsmethoden und -maßstäbe im Bundesanzeiger Nr. 161 a; s. BBodSchVa 1999) entsprechen. Eine Dokumentation der Stoffbetrachtungen und Bewertungen findet sich in der Loseblattsammlung des Umweltbundesamtes (vgl. UBA 1999ff). Da diese Werte im Gegensatz zu den Prüfwerten der BBodSchV keinen rechtsverbindlichen Charakter aufweisen, werden diese Werte als "orientierende Hinweise auf Prüfwerte" für nicht in der BBodSchV mit Prüfwerten zum Wirkungspfad Boden-Mensch geregelte Stoffe" bezeichnet. Darüber hinaus wurden vom UBA "behelfsmäßige Bodenorientierungswerte für die Einzelfallprüfung bei Rüstungsaltslasten - Kampfstoffe, Sprengstoffe und deren Abbauprodukte" abgeleitet, deren Belastbarkeit auf Grund eingeschränkter Datenlage als vergleichsweise geringer eingeschätzt wird.

Der ständige Ausschuss Altlasten der Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO 2008) nimmt darüber hinaus eine weitere Differenzierung der Datenqualität vor und unterscheidet neben den "orientierenden Hinweisen auf Prüfwerte" und den "behelfsmäßigen Bodenorientierungswerten" zusätzlich in "Prüfwertvorschläge", die auf der Grundlage der Bekanntmachung der Ableitungsmethoden und -maßstäbe im Bundesanzeiger Nr. 161 a (BBodSchVa 1999) berechnet wurden und deren humantoxikologische Bewertungsmaßstäbe bereits als konsentiert gelten.

Die Begründung für die geringere Belastbarkeit der "orientierenden Hinweise für flüchtige Stoffe bei Untersuchungen des Bodenfeststoffes", beruht nach LABO auf der Betrachtung eines zusätzlich aufgestellten Expositionsszenarios für flüchtige Stoffe, dessen Verallgemeinerungsfähigkeit auf Grund der Bedeutung standortspezifischer Faktoren als gering eingeschätzt werden muss.

Als zusätzliche Kategorie finden sich bei der LABO auch "orientierende Hinweise für flüchtige Stoffe in der Bodenluft", die sich aus der szenarischen Betrachtung des Transferverhaltens von flüchtigen Stoffen aus der Bodenluft in die Innenraumluft ergeben. Dabei wird von der LABO darauf hingewiesen, bei der Bewertung eines möglichen Übergangs von Schadstoffen der Bodenluft in die Raumluft zu beachten, dass die gemessenen Werte und die verwendeten Faktoren nur Größenordnungen darstellen können.

Die Tabelle in Anlage 3 gibt einen Überblick über die vorliegenden Beurteilungswerte für Bodenfeststoff und Bodenluft sowie über die Dokumentation der humantoxikologischen Datelage.

Stoffe, für die zwar Daten ausgewertet wurden, letztlich jedoch keine Prüfwertberechnung möglich war oder deren Betrachtung zu unplausiblen oder unpraktikabel hohen Konzentrationen führte, sind in Anlage 3 mit (-) gekennzeichnet. Die Begründungen sind im Einzelnen in den Originalquellen nachzulesen.

7.3. Stoffe mit fortgeschrittener humantoxikologischer Bewertung

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 Ableitungsmethoden 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.

Aktuell liegen für insgesamt 141 Stoffe in Deutschland mehr oder minder abgestimmte humantoxikologische Bewertungsmaßstäbe vor (vgl. Fundstellenliste des Umweltbundesamtes²⁴, die entweder in EIKMANN et al. (1999ff) dokumentiert oder aber beim Umweltbundesamt²⁵ nachzufragen sind.

Für die Ableitung eines Bewertungsmaßstabes für Boden sind nach Vorlage eines humantoxikologischen Bewertungsmaßstabes zudem auch Informationen zur Hintergrundexposition des Menschen gegenüber dem betreffenden Stoff erforderlich.

Mit Hilfe von Betrachtungen zur Hintergrundbelastung des Stoffes in Nahrung, Wasser und Luft ist zunächst die Gesamthintergrundexposition des Menschen zu quantifizieren, die über mögliche orale oder inhalative Aufnahmewege erfolgt, um Konsequenzen für die Prüfwertableitung (Ausschöpfung des TRD-Wertes durch Hintergrundexposition) erkennen zu können.

²⁴ http://www.umweltbundesamt.de/boden-und-altlasten/altlast/web1/deutsch/pruefwerte_uba.pdf

²⁵ Umweltbundesamt; Fachgebiet II 3.6 - Toxikologie des Trink- und Badebeckenwassers
Corrensplatz 1, 14195 Berlin; Postadresse: Postfach 33 00 22, 14191 Berlin Germany
Fon: +49-30-8903-1337 Mobil: +49-170-20 41 776, www.umweltbundesamt.de; e-mail: rainer.konietzka@uba.de

Hilfreiche Datenquellen sind die Loseblattsammlungen von RIPPEN (1988ff), EIKMANN et al. (1999ff), WICHMANN et al. (1992ff), die Stoffdatenbanken NIS, STARS, HSDB sowie die Stoffmonographien vom Beratenden Gremium für Altstoffe der Gesellschaft Deutscher Chemiker (BUA), von der Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), der World Health Organisation (WHO) (z.B. EHC, HSG, CICADS), und Stoffberichte vom Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR), von der Europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit (EFSA) und der EU (z.B. RAR, CSTE).

Zum Abgleich mit üblichen Hintergrundbelastungen von Böden sollten darüber hinaus auch lokale und allgemeine Daten in Standardwerken (z.B. LUA 2003, LABO 2003, RIPPEN 1988ff, MERIAN 1991, STREIT 1991, RÖMPP 1989, BGR 2008) oder einschlägigen Datenbanken (z.B. STARS, IGS, BfR) recherchiert und betrachtet werden.

Nach Prüfung, inwieweit für den Stoff die Verflüchtigung und der Eintrag in die Raumluft Relevanz besitzen oder ob von einer bedeutenden dermalen Resorption auszugehen ist, können dann nach den Vorgaben der Bekanntmachung der Ableitungsmethoden und -maßstäbe im Bundesanzeiger Nr. 161 (BBodSchVa 1999) für die verschiedenen Szenarien, Wirkendpunkte (toxisch/kanzerogen) und Aufnahmepfade (oral/inhalativ) Prüfwerte berechnet werden.

Das Ergebnis der Berechnung sollte dann einer Plausibilitätsprüfung unterzogen werden, in der Aspekte zur möglichen akuten Toxizität eines Stoffes (vgl. Kapitel 7.1) und ggf. vorliegende Informationen aus Human-Biomonitoring-Studien (vgl. Kapitel 6.4) 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.

Als Beispiele für die in diesem Kapitel beschriebene Gruppe von Stoffen wären zu nennen: Zink oder 2,4-Dichlorphenol oder DEHP, für die Stoffbewertungen bei EIKMANN et al. (1999ff) dokumentiert sind, oder Barium, Uran oder Acrylnitril, für die beispielsweise Daten beim Umweltbundesamt vorliegen.

7.4. Stoffe ohne konsentrierte humantoxikologische Bewertungsgrundlagen

Liegen für einen Stoff weder Prüfwertvorschläge (vgl. Kapitel 7.2) noch abgestimmte toxikologische Bewertungsgrundlagen (vgl. Kapitel 7.3) vor, sollte der zu bewertende Stoff zunächst allgemein charakterisiert werden. Hierzu sollten die chemisch-physikalischen Eigenschaften des Stoffes skizziert und Hinweise auf Vorkommen und Verwendung ausgewertet werden. Geeignete Literaturquellen hierfür stellen beispielsweise die Datenbanken NIS, IGS, GESTIS, HSDB, die Stoffsammlungen von RIPPEN (1988ff) oder RÖMPP (1989) sowie Stoffmonographien vom Beratenden Gremium für Altstoffe der Gesellschaft Deutscher Chemiker (BUA), von der Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), der

World Health Organisation (WHO) (z.B. EHC, HSG, CICADS), der U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA) oder der EU (z.B. RAR, CSTEE) dar.

In der Beschreibung des allgemeinen Wirkcharakters sollten spezifische Eigenschaften des Stoffes herausgestellt werden, wobei zu differenzieren ist nach den betrachteten Zeitfenstern (kurz- oder langfristige Expositionen), den Wirkendpunkten und Aufnahmepfaden (oral, inhalativ, ggf. dermal). Darüber hinaus sind Angaben zur Toxikokinetik eines Stoffes erforderlich, um von der äußeren auf die innere Exposition schließen zu können oder um abzuschätzen, inwiefern die Plazentaschranke überwunden und das ungeborene Leben in seiner Entwicklung beeinträchtigt werden kann, oder wie lange aufgenommene Stoffe im Organismus verbleiben können. Auch Aussagen zu Risikogruppen sind hilfreich im praktischen Umgang mit zu bewertenden Stoffen.

Ziel der Stoffbetrachtung bleibt schließlich die Quantifizierung möglicher toxischer oder kanzerogener Wirkungen nach oraler und/oder inhalativer Aufnahme. Hierzu werden in der Regel Daten aus Tierstudien, der Arbeitsmedizin, aus Fallstudien oder Unfällen herangezogen und ausgewertet. Die Methode zur Ableitung von tolerierbaren resorbierten Dosen (TRD-Werten) bzw. zusätzlichen akzeptablen Krebsrisiken sowie der Wahl von Sicherheitsfaktoren ist in EIKMANN et al. 1999ff (siehe dort Kapitel B 010) dokumentiert.

Im günstigen Fall wurden bereits von anderen Organisationen (beispielsweise BfR, WHO, IARC, ATSDR, U.S. EPA, EU) entsprechende humantoxikologische Bewertungsmaßstäbe (ADI-Werte, MRL-Werte, RfD-Werte) abgeleitet, die ausgewertet und nach den üblichen Vorgaben (vgl. EIKMANN et al. 1999ff) herangezogen werden können. Quellen hierfür sind Stoffdatenbanken, wie NIS, IGS, IRIS, HSDB und Stoffprofile von ATSDR, WHO oder der EU.

Liegen keine Vorschläge zur Quantifizierung der humantoxischen Wirkungen eines Stoffes vor, müssen Originaldaten (siehe z.B. HSDB, TOXLINE, NTP, IUCLID, RTECS) recherchiert und herangezogen sowie gemäß den vorliegenden Vorgaben (vgl. EIKMANN et al. 1999ff) ausgewertet werden. Die Belastbarkeit solcher Daten ist jedoch gegenüber fachlich konsentierten Bewertungsmaßstäben deutlich einzuschränken.

Zur Herstellung des Gefahrenbezuges nach BBodSchV, d.h. Ableitung von gefahrenbezogenen Körperdosen (GD) sind das Konzept von KONIETZKA & DIETER (1998) anzuwenden und gefahrenverknüpfende Faktoren zu berücksichtigen.

Liegen alle Informationen und Daten vor, können schließlich TRD-Werte bzw. zusätzliche Krebsrisiken für die zu betrachtenden Zeitfenster (kurz- und langfristig) sowie für die verschiedenen Aufnahmepfade (oral, inhalativ, ggf. dermal) abgeleitet werden, die im Weiteren nach Abgleich mit der Hintergrundexposition und nach Durchführung einer Plausibilitätsprüfung (vgl. Kapitel 7.3) zur Ableitung eines Prüfwertvorschlages herangezogen werden können.

Als Beispiele für Stoffe ohne konsentiertere humantoxikologische Bewertungsgrundlagen können genannt werden: Wismut, Wolfram oder Methyl-tert-butylether (MTBE).

8. Bewertungsmethodik in der Detailuntersuchung

Die Bewertungsmethodik im Rahmen der Detailuntersuchung ist an die für das zugrunde gelegte Szenario und den betreffenden Schadstoff relevanten Wirkungspfade [Boden-Mensch bzw. Boden-Nutzpflanze(-Mensch) sowie die integrative Betrachtung] und die jeweils maßgebliche Art der Aufnahme (oral, inhalativ, ggf. dermal) anzupassen. Auch die jeweilige Wirkweise (toxisch oder kanzerogen) und der zeitliche Horizont (akut, langfristig) sind zu beachten.

8.1. Beurteilung des Wirkungspfades Boden-Mensch (Direktpfad)

Im Rahmen der weiteren Sachverhaltsermittlungen und vor der damit zusammenhängenden chemischen Analytik ist für den Standort zunächst für jeden von einer Prüfwertüberschreitung betroffenen Parameter als Bewertungsmaßstab ein gefahrenbezogener Beurteilungswert abzuleiten, der eine Anwendung im Sinne von Maßnahmenwerten auslöst. Dieser bezieht sich auf das zugrunde gelegte Nutzungsszenario und somit die **potenzielle Nutzung (BWp)**. Auf den Schadstoff bezogen bedeutet dies, dass zur Bewertung der für diesen Parameter sensiblere Aufnahmepfad (oral und/oder inhalativ, vereinzelt auch dermal) zugrunde zu legen ist. Das kann dazu führen, dass die abgeleiteten Beurteilungswerte je nach Aufnahmepfad und Schadstoff einen unterschiedlichen Bezug haben: So können in einem Nutzungsszenario Gesamtgehalte, in anderen Fällen jedoch durchaus auch resorptionsverfügbare Gehalte, Gehalte in der Feinstfraktion oder Gehalte an bestimmten Spezies (z.B. Chrom VI) letztendlich relevant sein. Die Festlegung des zu betrachtenden potenziellen Nutzungsszenarios muss daher einer der ersten Schritte bei der Konzipierung des Untersuchungskonzeptes für die Detailuntersuchung sein.

In Fallbeispiel 3 sind für die am häufigsten betrachteten Schadstoffe gefahrenbezogene Beurteilungswerte (**BWp**) für den Direktpfad verschiedener Nutzungsszenarien aufgeführt.

Sofern die tatsächliche Nutzung der zu beurteilenden Böden von der als potenziell zu betrachtenden Nutzung abweicht, können mit Hilfe standortspezifischer Expositionsabschätzungen einzelfallbezogene, auf die **aktuelle Nutzung** abgestellte gefahrenbezogene **Beurteilungswerte (BWa)** abgeleitet werden. Dabei werden aus den erhobenen aktuellen Expositionsbedingungen (vgl. Kapitel 6.2) und den Expositionsstandards Expositionsquotienten (Ex_q) gebildet und als Faktor linear angewendet.

Formel 7: Berechnung des Expositionsquotienten

$$\text{Expositionsquotient } [Ex_q] = \frac{\text{Expositionsbedingungen}_{\text{aktuell}}}{\text{Expositionsannahme}_{\text{Standard}}} = \frac{\text{Exposition}_{\text{aktuelle Nutzung}}}{\text{Exposition}_{\text{potenzielle Nutzung}}}$$

Damit ergeben sich gefahrenbezogene Beurteilungswerte, die sich auf die aktuelle Nutzung des Einzelfalls beziehen (**BWa**), wie folgt:

Formel 8: Berechnung des gefahrenbezogenen Beurteilungswertes (aktuelle Nutzung)

$$BW_a = \frac{BW_p}{Ex_q}$$

Die Berechnung sei an einem Beispiel erläutert:

Auf einer als *Wohngebiet* eingestuften Fläche kann die aktuelle Bodenaufnahme auf Grund flächenspezifischer Nutzung von 0,25 g/Tag auf 0,145 g/Tag reduziert werden (vgl. Beispiel in Tabelle 4). Damit errechnet sich der Expositionsquotient wie folgt:

Berechnungsbeispiel zu Formel 7

$$\text{Expositionsquotient } [Ex_q] = \frac{\text{aktuelle Bodenaufnahme } \left[\frac{g}{d}\right]}{\text{Standard – Bodenaufnahme } \left[\frac{g}{d}\right]} = \frac{0,145 \frac{g}{d}}{0,25 \frac{g}{d}} = 0,58$$

Sofern hier aktuell kein Kinderspiel stattfindet, ergäbe sich dann in Hinblick auf z.B. Benzo(a)pyren ein einzelfallbezogener Beurteilungswert für die aktuelle Nutzung (**BW_a**) in Bezug auf den Direktpfad wie folgt, wobei der Wert auf den letztlich ausschlaggebenden, resorptionsverfügbaren Gehalt bezogen ist:

Berechnungsbeispiel zu Formel 8

$$BW_a \left[\frac{mg}{kg}\right] = \frac{BW_p}{Ex_q} = \frac{4 \frac{mg}{kg}}{0,58} = 6,9 \frac{mg}{kg}$$

Sollte die planungsrechtlich zulässige Nutzung von der potenziellen Nutzung gemäß zugrunde gelegtem Nutzungsszenario abweichen (z.B. *Wohngebiet* statt *Wohngarten*), können darüber hinaus auf die planungsrechtlich **zulässige Nutzung** abgestellte gefahrenbezogene **Beurteilungswerte** angewendet werden (**BW_z**). In einem konkreten Beispiel bedeutet dies, dass neben den gefahrenbezogenen Beurteilungswerten für das Szenario *Wohngarten und Kleingarten* diejenigen für das Szenario *Wohngebiet* zur Beurteilung herangezogen werden können. Bei der Konzipierung des Untersuchungskonzeptes ist dies entsprechend zu beachten.

Für Stoffe mit akuter Wirkung, wie beispielsweise Arsen (vgl. auch Kapitel 7.1.1), ist zusätzlich auch die einmalige Aufnahme von Boden zu berücksichtigen. Allerdings sollte beachtet werden, dass im Falle hoher Bodenkonzentrationen auch standortspezifische Beurteilungswerte (beispielsweise ermittelt mit Hilfe bekannter, standorttypischer Resorptionsverfügbarkeit) für ggf. temporäre Maßnahmen zur Gefahrenabwehr, basierend auf den gemessenen Gesamtgehalten festgelegt werden sollten, da möglicherweise Gefahr im Verzug ist.

Für flüchtige Stoffe ist grundsätzlich die Untersuchung der Innenraumluft angezeigt, soweit der Verdacht auf einen erheblichen Eintrag von flüchtigen Schadstoffen aus einer Verdachts-

fläche oder altlastverdächtigen Fläche in Gebäude auf Grund der örtlichen Gegebenheiten nicht ausgeschlossen werden kann. Hierbei sind die zuständigen Fachbehörden der Gesundheit zu beteiligen.

8.2. Beurteilung des Wirkungspfades Boden-Pflanze-Mensch

Soll der Wirkungspfad Boden-Pflanze-Mensch bewertet werden, ist voranzustellen, dass dieser Wirkungspfad nur im Szenario *Nutzgarten* alleinige Relevanz besitzt (vgl. Kapitel 6.2.2). Beurteilungsgrundlage hierfür bilden die Prüf- und Maßnahmenwerte der BBodSchV, deren Ableitung sich prinzipiell an der Bewertung des Schadstoffgehaltes der Nutzpflanzen orientiert. Sollen Schadstoffgehalte von Pflanzen explizit bewertet werden, sind die Vorgaben der Verordnung (EU) Nr. 420/2011 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln vom 29. April 2011 sowie die Verordnung (EU) 1259 vom 02. Dezember 2011 hinsichtlich der Höchstgehalte für Dioxine, dioxinähnliche PCB und nicht dioxinähnliche PCB in Lebensmitteln zu berücksichtigen. Bei Fehlen solcher Werte ist auch eine Bewertung auf Grundlage allgemeiner Annahmen aus der Toxikologie bzw. der Expositionsquantifizierung möglich.

Flächen, auf denen der Anbau von Nahrungspflanzen zum Eigenverzehr lediglich eine Teilnutzung darstellt, sind dem Nutzungsszenario *Wohngarten und Kleingarten* zuzuordnen. In dem Fall wird die Bewertung der gärtnerischen Nutzung mit Hilfe der Pflanzenverfügbarkeitsuntersuchungen (gemäß dem Szenario *Nutzgarten*) in der Regel zur Ermittlung der grundsätzlichen Relevanz des Wirkungspfades Boden-Nutzpflanze parallel zum Wirkungspfad Boden-Mensch betrachtet.

In der Einzelfallprüfung kann dann zur Bewertung der aktuellen Nutzung geprüft werden, inwieweit überhaupt auf der Fläche Nutzgartenanbau stattfindet, bzw. wie die konkrete Nutzung aussieht, mit Hilfe derer eine Expositionsabschätzung möglich ist, und ob auf Grund der möglicherweise geringen Größe des Gartens der Nutzpflanzenanbau überhaupt als relevant anzusehen ist.

Für Expositionsabschätzungen zur Quantifizierung der aktuellen Schadstoffaufnahme des Menschen durch Verzehr von Nutzpflanzen, die auf einer zu beurteilenden Fläche angebaut werden, können fachlich begründete Transferabschätzungen aus den Schadstoffgehalten des Bodens durchgeführt werden (vgl. Kapitel 6.2.2.2). Zur Bewertung gemessener oder mit Hilfe von Modellen errechneter Pflanzengehalte ist es darüber hinaus erforderlich, Kenntnisse über Anbaugewohnheiten und Verzehrsmengen von angebautem Gemüse zu haben (vgl. Kapitel 6.2.2.3), so dass schließlich Schadstoffzufuhrmengen über diesen Wirkungspfad ermittelt werden können (vgl. Kapitel 6.2.2.4 bzw. 6.3). Für die Bewertung gilt:

Formel 9: Allgemeines Bewertungsschema von Zufuhrmengen

$$\text{Zufuhrmenge}_{\text{Schadstoff}} \leq \frac{\text{TRD}}{\text{Resorptionsquote}} \quad \text{bzw.} \quad \leq \frac{\text{TRD} \cdot (\text{Gefahrenfaktor} - \text{Hintergrund})}{\text{Resorptionsquote}}$$

8.3. Integrative Beurteilung der Wirkungspfade Boden-Mensch und Boden-Pflanze-Mensch

Für die Betrachtung des Szenarios *Wohngarten und Kleingarten* kann sowohl der Wirkungspfad Boden-Mensch als auch der Wirkungspfad Boden-Pflanze-Mensch Bedeutung erlangen. Für eine Vielzahl von Stoffen ergibt jedoch eine Detailbetrachtung, dass die Schadstoffzufuhr über den Pflanzenpfad beispielsweise auf Grund geringen Schadstofftransfers vom Boden in die Pflanze im Vergleich zum Direktpfad eher vernachlässigbar erscheint. Für einzelne Schadstoffe, wie z.B. Cadmium und Thallium erlangt jedoch auch der Wirkungspfad Boden-Pflanze-Mensch so große Bedeutung, so dass für solche Stoffe eine integrative Betrachtung beider Wirkungspfade erforderlich wird. Sowohl über den Direktpfad als auch über den Pflanzenpfad können Schadstoffe oral in den menschlichen Organismus gelangen und dort systemisch wirken.

Für die integrative Beurteilung ist es daher erforderlich, die Schadstoffzufuhrmengen beider Wirkungspfade zu ermitteln, um deren Summe den humantoxikologischen Bewertungsmaßstäben gegenüberstellen zu können.

Die Schadstoffzufuhr über den Direktpfad ergibt sich in Abhängigkeit von der Schadstoffkonzentration im Boden wie folgt:

Formel 10: Berechnung der Schadstoffzufuhr via Boden

$$\text{Schadstoffzufuhr}_{\text{Direktpfad}} = \text{Bodenaufnahme}_{\text{gemittelt}} \cdot \text{Schadstoffkonzentration}_{\text{Boden (RV)}}$$

Im Sinne vertiefender Betrachtungen können an dieser Stelle zur Quantifizierung der Schadstoffaufnahme die resorptionsverfügbaren Gehalte (vgl. Kapitel 6.1.1) herangezogen werden.

Die Schadstoffzufuhr über den Wirkungspfad Boden-Pflanze-Mensch ergibt sich in Abhängigkeit von der Schadstoffkonzentration im Boden, der Verzehrsmenge (in g pro kg Körpergewicht) sowie dem Schadstoffgehalt der Pflanze gemäß Formel 5 (vgl. Kapitel 6.2.2.4):

Für die Ermittlung des Schadstoffgehaltes in den Pflanzen können Transferabschätzungen (vgl. Formel 2, Kapitel 6.2.2.2) oder Untersuchungen an Pflanzen (vgl. Kapitel 6.3) herangezogen werden.

Damit ergibt sich die integrativ betrachtete Schadstoffzufuhr über die verschiedenen Aufnahmeptide, berechnet als Körperdosis wie folgt:

Formel 11: Integrative Berechnung der Schadstoffzufuhr

$$\text{Schadstoffzufuhr}_{\text{integrativ}} = \text{Schadstoffzufuhr}_{\text{Direktpfad}} + \text{Schadstoffzufuhr}_{\text{Pflanzenpfad}}$$

Und für die Bewertung zur Gefahrenabwehr gilt nach Formel 9:

$$\text{Schadstoffzufuhr}_{\text{integrativ}} \leq \frac{\text{TRD} \cdot (\text{Gefahrenfaktor} - \text{Hintergrund})}{\text{Resorptionsquote}}$$

ZWEI BEISPIELE AUS DER PRAXIS

Beispiel 1: Kleingärten in Wuppertal (Quelle: BARKOWSKI et a. 2005)

Im Rahmen der Untersuchung Wuppertaler Kleingärten wurde ein mehrstufiges Verfahren (orientierende Untersuchung / Detailuntersuchung in mehreren Stufen) gewählt, das ein flexibles und angepasstes Vorgehen erlaubt. Die Bewertung erfolgte in Form einer Ampellösung, wobei „Grün“ eine dauerhafte und sensible Nutzung ermöglicht, „Gelb“ freiwillige Handlungsempfehlungen signalisiert und „Rot“ ordnungsbehördliche Maßnahmen nach sich zieht.

In einem ersten Schritt wurden zur Bewertung der Bodenbelastung die sensibelsten Prüfwerte aus der BBodSchV herangezogen, da keine expliziten Prüf- und Maßnahmenwerte für eine kleingärtnerische Nutzung vorliegen. Bei Unterschreitung dieser Werte ist eine sensible multifunktionale Nutzung, auch im Sinne einer potenziellen Nutzung, auf der jeweiligen Parzelle ohne Einschränkungen möglich (Grünbereich).

In einem weiteren Schritt (Detailuntersuchung Stufe 1) wurden aufgrund vorliegender Erkenntnisse zur standörtlichen Nutzung für die Wuppertaler Kleingärten verschiedene Typen kleingärtnerischen Nutzung voneinander abgegrenzt:

- A. Sensibel genutzte Parzellen, auf denen Kinder häufiger spielen und ein mittlerer Nutzpflanzenanbau stattfindet.
- B. Nutz- und Ziergärten, in denen durchschnittlich oft Kinder spielen, ein mittlerer Nutzpflanzenanbau stattfindet und Ziergartenflächen angelegt sind.
- C. Kinderspielflächen, auf denen überwiegend Kinder spielen und kein Nutzpflanzenanbau stattfindet.

Durch Auswahl geeigneter Expositionsannahmen sowohl für den Wirkungspfad Boden-Mensch als auch Boden-Nutzpflanze-Mensch wurden schließlich Wertebereiche abgeleitet.

So wurde beispielsweise für Blei (Gesamtgehalte) ein auf die Verhältnisse im betreffenden Gebiet abgestimmter "Grünbereich" bei < 220 mg/kg Boden definiert, bei dem auch im ungünstigen Fall A ("sensible Nutzung") keine Gesundheitsgefahr besteht und der Gefahrenverdacht als dauerhaft ausgeräumt gilt.

Der "Gelbbereich", der für Blei (Gesamtgehalte) bei 220-360 mg/kg festgesetzt wurde, gibt dagegen an, dass zwar eine durchschnittlich intensive Nutzung als Nutz- und Ziergarten gefahrlos möglich ist. In Hinblick auf eine intensive und sensible Nutzung wurden jedoch freiwillige Handlungsempfehlungen ausgesprochen.

Der "Rotbereich" für Blei (Gesamtgehalte > 360 mg/kg) kennzeichnet dagegen Parzellen, für die auch bei einer Nutzung als Nutz- und Ziergarten der Verdacht einer gesundheitlichen Gefahr im Einzelfall zu überprüfen ist. Weitere Prüfschritte hierfür sind in der Detailuntersuchung (Stufe 2) die Ermittlung der Resorptionsverfügbarkeit (vgl. Kapitel 6.1.1) und Pflanzenverfügbarkeit sowie im Anschluss in der Detailuntersuchung (Stufe 3) die vertiefende parzellenbezogene Expositionsabschätzungen (vgl. Kapitel 6.2.1.1). Der letzte Schritt stellt somit die aktuelle Nutzung dar und kann zu individuellen Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen führen, die die Nutzer einer Kleingartenparzelle einhalten müssen.

Beispiel 2: Bebauungsplan (Quelle: STADT AACHEN 2012)

AUSGANGSLAGE

Da die Bodenbelastungskarte Hinweise auf geogen erhöhte Gehalte im Boden an Blei und Cadmium gab, wurden in einem 3,55 ha großen Planungsgebiet eines Bebauungsplans (Wohngebiet mit Einzel- und Doppelhäusern) entsprechende Bodenuntersuchungen durchgeführt. Gemäß dem Gemeinsamen Runderlass des Ministeriums für Städtebau und Wohnen, Kultur und Sport und des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz vom 14.3.2005 (Berücksichtigung von Flächen mit Bodenbelastungen, insbesondere Altlasten, bei der Bauleitplanung und im Baugenehmigungsverfahren) sollte hinsichtlich der geplanten Ausweisung eines Wohngebietes das Nutzungsszenario „Wohngarten“ angesetzt werden, wonach die Fläche sowohl durch spielende Kinder wie auch als Nutzgarten genutzt werden kann.

Für die Probennahme wurden acht Teilflächen gebildet und aus jeder Teilfläche eine Mischprobe aus jeweils 0-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm Tiefe auf Blei und Cadmium untersucht.

Der durchschnittliche Blei-Gehalt in den Oberbodenproben aus 0-30 cm Tiefe lag bei 87 mg/kg und damit deutlich unter dem Prüfwert von Kinderspielflächen (200 mg/kg). Ab 30 cm Tiefe lagen die Blei-Gehalte alle deutlich unter dem Vorsorgewert von 70 mg/kg. Die Blei-gehalte können als unbedenklich eingestuft werden.

In sechs von acht untersuchten Oberflächenmischproben aus 0-30 cm Tiefe lag der Cadmium-Gehalt über 2 mg/kg, der durchschnittliche Cadmium-Gehalt lag bei 2,4 mg/kg. Die Cadmiumgehalte ab 30 cm Tiefe lagen deutlich unter 1 mg/kg und können als unbedenklich eingestuft werden.

Für die Bewertung des Wirkungspfades Boden-Nutzpflanze, d.h. zur Ermittlung des pflanzenverfügbaren Cadmiumanteils, wurden Untersuchungen im Ammoniumnitratextrakt durchgeführt. Die Untersuchungen zeigten auf, dass in allen Proben aus 0-30 cm Tiefe pflanzenverfügbare Cadmiumgehalte zwischen 0,12 bis 0,21 mg/kg ermittelt wurden, die den oberen Maßnahmenwert für Cadmium von 0,1 mg/kg überschreiten. Die erhöhten Cadmium-Gehalte waren vor allem auf die niedrigen pH-Werte zwischen 4,2 und 6,7 (Mittelwert 5,2) zurückzuführen, da Cadmium bereits bei einem pH-Wert unter 6,5 zunehmend pflanzenverfügbar wird. Damit lag für das gesamte Planungsgebiet eine großflächige Überschreitung der Beurteilungswerte für Cadmium hinsichtlich des Nutzpflanzenanbaus vor.

WIRKUNGSPFAD BODEN-MENSCH

In der BBodSchV wird für den Parameter Cadmium sowohl ein Prüfwert für Kinderspielflächen (10 mg/kg) als auch ein integrativer Prüfwert von 2 mg/kg (gleichzeitige Nutzung des Gartens als Kinderspielfläche und Nutzpflanzenanbau) angegeben. Liegt kein Nutzpflanzenanbau vor, kann zur Beurteilung auf Basis der aktuellen Nutzung der Prüfwert für Kinderspielflächen von 10 mg/kg herangezogen werden.

Die ermittelten Cadmium-Gesamtgehalte lagen geringfügig oberhalb des integrativen Prüfwertes, aber deutlich unterhalb des Prüfwertes für Kinderspielflächen. Damit konnte für Cadmium eine Gefährdung hinsichtlich des Wirkungspfades Boden-Mensch als ausgeräumt gelten, genauso wie für Blei (s.o.), so dass aus bodenschutzrechtlicher Sicht für den Wirkungspfad Boden-Mensch keine Bedenken zu formulieren waren.

WIRKUNGSPFAD BODEN-PFLANZE

Für den Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze wird die Aufnahme von Schadstoffen über den Verzehr von Nutzpflanzen beurteilt. Schutzgut ist auch hier die menschliche Gesundheit. Ziel der Untersuchungen ist eine Gefahrenbeurteilung durch den Verzehr von Gemüse aus dem Eigenanbau. Die Untersuchungsergebnisse für den Parameter Cadmium zeigten an, dass der obere Maßnahmenwert von 0,1 mg/kg zwar nur geringfügig, aber großflächig überschritten wird.

Auf Basis der geplanten Grundstücksgrößen und der anzunehmenden, unversiegelten Gartenflächen (115 m² bis 225 m²) war davon auszugehen, dass der prozentuale Anteil der Eigenversorgung zwar als wenig relevant einzuschätzen ist. Eine Gefährdung konnte aber nicht vollständig ausgeschlossen werden, da im Vorfeld keine Angaben über potenzielle Verzehrsmengen und das Spektrum angebauter Pflanzenarten vorgenommen bzw. nicht verlässlich abgeschätzt werden konnten. In Hinblick auf die Maßnahmenwertüberschreitungen für den Parameter Cadmium für den Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze erschienen umfangreiche Sicherungs- oder Sanierungsmaßnahmen nach derzeitigem Sachstand und nach Abwägung aller Vor- und Nachteile als nicht verhältnismäßig.

Der eigenverantwortliche und verantwortungsbewusste Umgang mit der Gartennutzung, d.h. Vermeidung eines intensiven Anbaus Cadmium-hochanreichernder Gemüsearten wie Blattgemüse (z.B. Lollo Rosso, Mangold, Endivie und Spinat) und Sellerie sowie eine Sicherung der Anbauflächen durch Einrichten von Hochbeeten, Pflanzkästen oder -kübeln, die mit unbelastetem Mutterboden gefüllt werden, wurde als ausreichend angesehen.

FAZIT

Es wurde empfohlen, das gesamte Plangebiet nach § 9 Abs. 5 BauGB als „Fläche, deren Böden erheblich mit umweltgefährdenden Stoffen belastet sind“ zu kennzeichnen, da großflächig eine - wenn auch nur geringfügige - schädliche Bodenveränderung vorliegt. Der Einrichtung eines Nutzgartens steht nichts entgegen, wenn die oben genannten Hinweise eingehalten werden.

9. Nutzungsspezifische Detailuntersuchungen

9.1. Kinderspielfläche

Als *Kinderspielfläche* wird ein Areal bezeichnet, das beispielsweise mit Spielgeräten und -einrichtungen ausgestattet ist und regelmäßig von spielenden Kindern benutzt wird. Dieses kann auf ausgewiesenen Kinderspielplätzen²⁶ vorkommen, aber auch in z.B. *Wohngärten und Kleingärten*, in denen insbesondere Kleinkinder vergleichbar intensiv und regelmäßig spielen (vgl. Kapitel 4.1).

Zunächst ist zu prüfen, ob die bereits im Rahmen der Orientierungsuntersuchung ermittelten Schadstoffgehalte so hoch sind (z.B. in Hinblick auf Arsen; vgl. Kapitel 7.1.1), dass temporäre Maßnahmen zur Gefahrenabwehr notwendig sind. Zur Anwendung kommen häufig temporäre Maßnahmen mit dem Ziel, eine mögliche Gefahr für die Nutzer in der Zeit bis zum Vorliegen der Ergebnisse der Detailuntersuchung zu unterbinden. Dabei kann es sich beispielsweise um die Sperrung des betroffenen Spielplatzes handeln.

Tritt eine Überschreitung von Maßnahmenwerten nach BBodSchV auf (z.B. für die PCDD/PCDF), kann wegen des ohnehin gegebenen Maßnahmenbedarfs auf die Detailuntersuchung nach Prüfwertüberschreitung für andere Parameter verzichtet werden.

Bei Prüfwertüberschreitung ist weiterhin zu prüfen, inwieweit die Gefahr durch einfache Maßnahmen abgewehrt bzw. beseitigt werden kann und sich nach Ermessen der zuständigen Behörde weitere Sachverhaltsermittlungen erübrigen (vgl. Kapitel 5).

Festlegung gefahrenbezogener Beurteilungswerte für die potenzielle Nutzung

Vor weiteren Sachverhaltsermittlungen und der damit zusammenhängenden chemischen Analytik ist für den Standort zunächst für jeden von einer Prüfwertüberschreitung betroffenen Parameter ein gefahrenbezogener Beurteilungswert festzulegen (**BWp**), der sich auf das zugrunde gelegte Nutzungsszenario bezieht (vgl. Kapitel 8). Auf den Schadstoff bezogen bedeutet dies, dass zur Bewertung der für diesen Parameter sensiblere Aufnahmepfad (oral, inhalativ, dermal) zugrunde zulegen ist. Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass diese Beurteilungswerte je nach Aufnahmepfad und Schadstoff einen unterschiedlichen Bezug haben: Gesamtgehalte, resorptionsverfügbare Gehalte, Gehalte in der Feinstfraktion oder Gehalte an bestimmten Spezies (z.B. Chrom VI).

Bei *Kinderspielflächen* in unmittelbarer Nachbarschaft zu Sport- und Bolzplätzen kann es infolge der Verfrachtung von bodenbürtigen Stäuben, die während der sportlichen Aktivitäten freigesetzt werden, für spielende Kinder zu einer zusätzlichen inhalativen Aufnahme von Schadstoffen kommen. Als Ergebnis einer Überprüfung der relevanten Expositionsfaktoren der beiden Nutzungsszenarien *Sport- und Bolzplatz* sowie *Kinderspielfläche* sowie der schadstoffspezifischen Wirkeigenschaften der betrachteten Schadstoffe Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Nickel sowie Benzo(a)pyren wurde in einem Einzelfall festgestellt, dass allein für Chrom eine zusätzliche Berücksichtigung möglicher Staubabwehungen und somit Anpas-

²⁶ Ein Kinderspielplatz als komplexe Anlage kann im Einzelfall nicht nur aus Teilflächen bestehen, für die das Nutzungsszenario Kinderspielfläche zugrunde zu legen ist, sondern auch aus Teilflächen anderer Szenarien (vgl. Fallbeispiel 1).

sung der Beurteilungswerte von *Kinderspielflächen* in der Nähe von *Sport- und Bolzplätzen* erforderlich ist (IFUA 2008).

Konkrete Beurteilungswerte für das Szenario *Kinderspielfläche* und die jeweils dazugehörige Bezugsgröße können dem Fallbeispiel 3 entnommen werden, das darüber hinaus eine Zusammenstellung der Prüfwerte im Rahmen der Orientierungsuntersuchung, die den weiteren Sachverhaltsermittlungen vorgeschaltet ist, enthält.

Bodenbezogene Untersuchungen im Rahmen der Detailuntersuchung

Resorptionsverfügbarkeit

Auf *Kinderspielflächen* ist schadstoffabhängig die Prüfung der Resorptionsverfügbarkeit von Bodenschadstoffen bedeutsam, da

- in der Regel der Direktpfad bewertungsrelevant ist und
- die der Bewertung zugrunde liegenden Expositionsbedingungen kaum standörtliche Variabilitäten erwarten lassen

Die spezifische Analytik der Resorptionsverfügbarkeit erfolgt bei denjenigen Schadstoffen mit Prüfwertüberschreitung, für die die orale Aufnahme maßgeblich ist. Dies trifft insbesondere für die Schwermetalle zu, ebenso für Arsen und Benzo(a)pyren (vgl. Kapitel 6.1.1).

Gehalt in der Feinstfraktion

Die Bestimmung der Gehalte in der Feinstfraktion (z.B. < 63 µm) erfolgt bei denjenigen Parametern mit Prüfwertüberschreitung, für die die inhalative Aufnahme maßgeblich ist (vgl. Kapitel 6.1.2). Darunter fallen z.B. Chrom, wobei hier vorrangig die Bestimmung der Oxidationsstufe (s.u.) erfolgen sollte, und Nickel, wobei in diesem Fall auch der orale Pfad zu berücksichtigen ist.

Bindungsformen

Die spezifische Analytik der Bindungsformen organischer Schadstoffe im Boden ist ohne Bedeutung.

Von den hier prioritär betrachteten anorganischen Stoffen ist für das Element Chrom bei Prüfwertüberschreitung der Gehalt an Chrom VI zu ermitteln (vgl. Kapitel 6.1.3). Im Fall von Quecksilber kann im Einzelfall die Bestimmung der organischen Quecksilberverbindungen von Bedeutung sein (vgl. Kapitel 6.1.3).

Schutzgutbezogene Untersuchungen im Rahmen der Detailuntersuchung

Human-Biomonitoring

Die Kriterien für einen sinnvollen Einsatz des Human-Biomonitoring (vgl. Kapitel 6.4) sind auf *Kinderspielflächen* auch bei hohen Prüfwertüberschreitungen nicht erfüllt, da

- die Bewertung über die aktuelle individuelle Situation hinausgehen muss (s.u.) und
- zu den Expositionsbedingungen im allgemeinen keine detaillierten Kenntnisse vorliegen (s.u.).

Expositionsabschätzung

Die Einzelfallprüfung hinsichtlich der verwendeten Expositionsannahmen für die orale Bodenaufnahme ist für das Szenario Kinderspielfläche wenig hilfreich, da Flächen zu bewerten sind, die von unterschiedlichen Nutzern (jedoch in sehr einheitlicher Art und Weise) frequentiert werden. Daher können individuelle Annahmen und Angaben nicht oder nur pauschalisiert in die Ableitung einfließen. In der Einzelfallprüfung erscheint daher die Aufnahme der besonderen Expositionsbedingungen verzichtbar.

Eine Unterscheidung in aktuelle und potenzielle Nutzung ist bei der Bewertung eines tatsächlich als Spielfläche genutzten Areals daher nicht vorzunehmen (vgl. Kapitel 4.3).

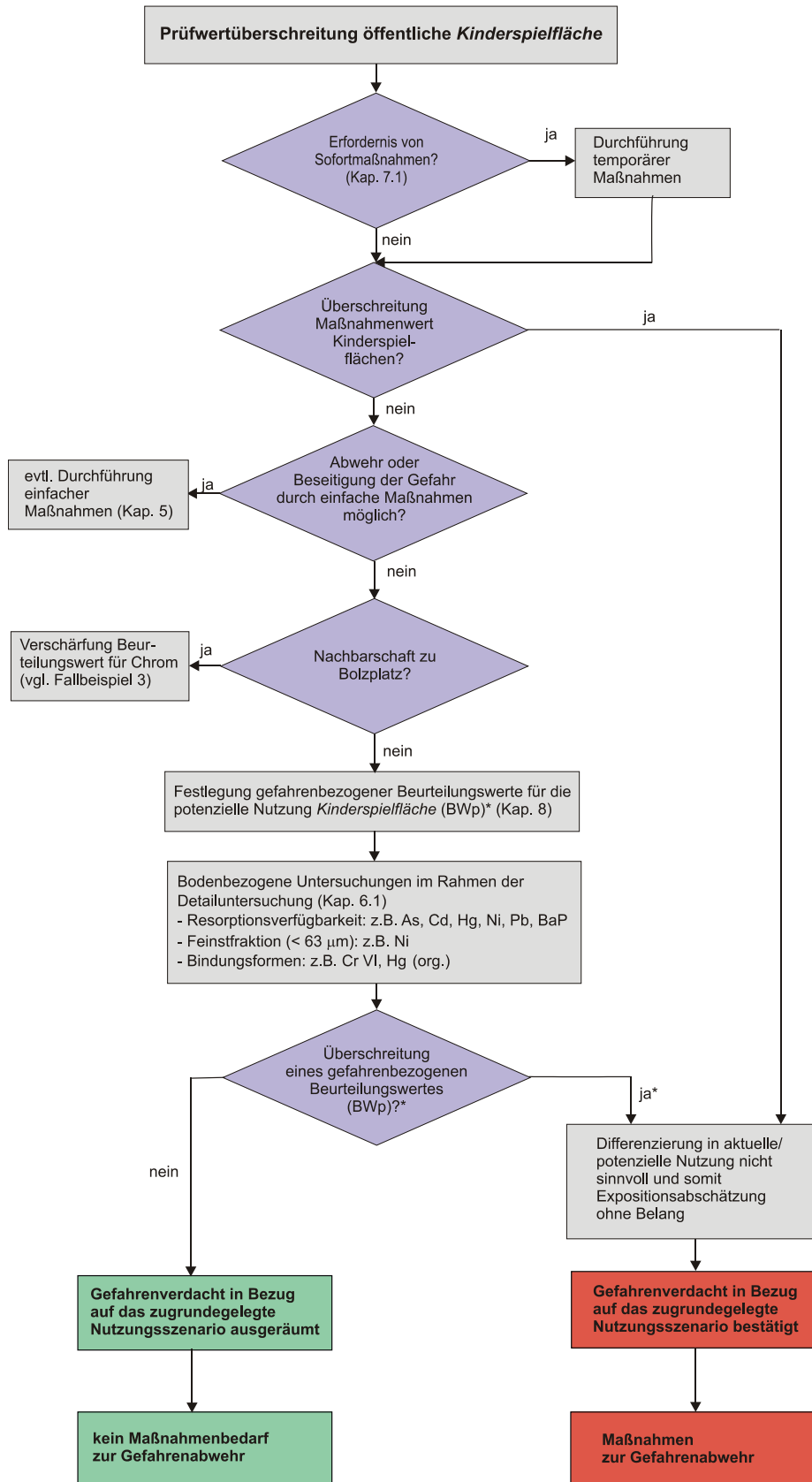
Abschließende Bewertung

Bei gegebener Überschreitung eines gefahrenbezogenen Beurteilungswertes (**BW_p**) ist der Gefahrenverdacht in Bezug auf das zugrunde gelegte Nutzungsszenario *Kinderspielfläche* als bestätigt anzusehen, und es besteht Bedarf an Maßnahmen zur Gefahrenabwehr.

Sollte am Standort eine abweichende planungsrechtlich zulässige Nutzung festgelegt sein, ist zusätzlich eine Bewertung anhand dieser planungsrechtlich zulässige Nutzung und den ihr entsprechenden gefahrenbezogenen Beurteilungswerten (**BW_z**) vorzunehmen.

Fazit

Zusammenfassend ergibt sich folgendes Vorgehensmodell für die Detailuntersuchung auf *Kinderspielflächen* nach festgestellter Prüfwertüberschreitung (vgl. Abbildung 7):



* auch Berücksichtigung akuter Wirkungen (Kap. 7.1); bei Überschreitung entsprechender gefahrenbezogener Beurteilungswerte besteht prioritärer Maßnahmenbedarf

Abbildung 7: Ablaufschema der Detailuntersuchung auf öffentlichen *Kinderspielflächen*

9.2. Wohngarten und Kleingarten

In *Wohngärten* sollen definitionsgemäß die Wirkungspfade des direkten Bodenkontakts spielender Kinder und des Nutzpflanzenverzehrs über selbst angebautes Obst und Gemüse verknüpft werden, um auf diese Weise eine integrative Bewertung vornehmen zu können. Gleiches gilt für *Kleingärten*.

Für diese Nutzungsvariante ist der Prüfaufwand am umfassendsten, da alle betrachteten Nutzungsarten und Subnutzungen zu berücksichtigen sind. Im Ergebnis wird ein übergeordnetes Vorgehensmodell erforderlich. Aus diesem Grunde kann empfohlen werden, in fraglichen Situationen auf zumindest potenziell sensibel genutzten Grundstücken grundsätzlich nach dem hier dargestellten Ablauf vorzugehen, um im Einzelfall alle wichtigen Prüfschritte zu bedenken. Die folgende Zusammenstellung kann demnach als generelle "Checkliste" für die Einzelfallprüfung genutzt werden.

Zunächst ist zu prüfen, ob die bereits im Rahmen der Orientierungsuntersuchung ermittelten Schadstoffgehalte so hoch sind (z.B. in Hinblick auf Arsen; vgl. Kapitel 7.1.1), dass unmittelbar temporäre Maßnahmen zur Gefahrenabwehr notwendig sind. Zur Anwendung kommen häufig temporäre Maßnahmen mit dem Ziel, eine mögliche Gefährdung der Nutzer in der Zeit bis zum Vorliegen der Ergebnisse der Detailuntersuchung zu unterbinden. Dabei kann es sich beispielsweise um die sofortige Information der Eigentümer/Bewohner des betroffenen Standortes mit entsprechenden Handlungsempfehlungen handeln.

Tritt eine Überschreitung von Maßnahmenwerten nach BBodSchV auf (z.B. für die PCDD/PCDF), kann unter Umständen wegen des ohnehin gegebenen Maßnahmenbedarfs auf die Detailuntersuchung nach Prüfwertüberschreitung für andere Parameter verzichtet werden.

Bei Prüfwertüberschreitung ist zunächst zu prüfen, inwieweit die Gefahr durch einfache Maßnahmen abgewehrt bzw. beseitigt und somit auf die weiteren Sachverhaltsermittlungen verzichtet werden kann. Ist z.B. nur der Pfad Boden-Pflanze betroffen, kann eine Erhöhung des pH-Wertes eine geeignete Maßnahme darstellen, die allerdings regelmäßiger Kontrollen und ggf. Wiederholungen bedarf.

Festlegung gefahrenbezogener Beurteilungswerte für die potenzielle / planungsrechtlich zulässige Nutzung

Vor weiteren Sachverhaltermittlungen und der damit zusammenhängenden Analytik ist für den Standort zunächst für jeden von einer Prüfwertüberschreitung betroffenen Parameter ein gefahrenbezogener Beurteilungswert festzulegen (vgl. Kapitel 8), der sich auf das zugrunde gelegte Nutzungsszenario und seine Nutzungen bezieht (**BWp**). Auf den Schadstoff bezogen bedeutet dies, dass zur abschließenden Bewertung der für diesen Parameter sensiblere Pfad zugrunde zulegen ist. So ist z.B. im Fall von Quecksilber und Benzo(a)pyren nicht der auf den Direktpfad bezogene Beurteilungswert der limitierende, sondern der auf den Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze bezogene.

Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass diese Beurteilungswerte je nach Aufnahmepfad und Schadstoff einen unterschiedlichen Bezug haben: Gesamtgehalte, resorptionsverfügbare Gehalte, pflanzenverfügbare Gehalte, Gehalte in der Feinstfraktion oder Gehalte an bestimmten Spezies (z.B. Chrom VI).

Inwieweit in einem *Wohngarten oder Kleingarten* tatsächlich Kinderspiel bzw. Anbau von Nahrungspflanzen zum Eigenverzehr stattfindet, wird in einem späteren Schritt im Zuge der Abschätzung der aktuellen Expositionsbedingungen geprüft.

Für den Fall, dass potenzielle und planungsrechtlich zulässige Nurtzung von einander abweichen, sind zusätzlich die gefahrenbezogenen Beurteilungswerte, die dem Nutzungsszenario der planungsrechtlich zulässigen Nutzung entsprechen (**BWz**), zu berücksichtigen.

Bodenbezogene Untersuchungen im Rahmen der Detailuntersuchung

Resorptionsverfügbarkeit

In unterschiedlich genutzten *Wohngärten und Kleingärten* ist neben dem Wirkungspfad Boden-Pflanze der Direktpfad bewertungsrelevant. Deshalb ist die Ermittlung der Resorptionsverfügbarkeit für eine Vielzahl an Schadstoffen bei Prüfwertüberschreitung angezeigt (vgl. Kapitel 6.1.1). Dies betrifft insbesondere die Parameter, bei denen der Direktpfad vorrangig die Beurteilungswerte begründet. Aber auch bei Überschreitung des integrativen Prüfwertes kann die Bestimmung der Resorptionsverfügbarkeit angezeigt sein, wenn zugleich die Ermittlung der pflanzenverfügbaren Anteile erfolgt (s.u.).

Gehalt in der Feinstfraktion

Die Bestimmung der Gehalte in der Feinstfraktion (z.B. < 63 µm) erfolgt bei denjenigen Parametern mit Prüfwertüberschreitung, für die die inhalative Aufnahme maßgeblich ist (vgl. Kapitel 6.1.2). Darunter fallen z.B. Chrom, wobei hier vorrangig die Bestimmung der Oxidationsstufe (s.u.) erfolgen sollte, und Nickel, wobei in diesem Fall auch der orale Pfad zu berücksichtigen ist.

Bindungsformen

Die spezifische Analytik der Bindungsformen organischer Schadstoffe im Boden ist ohne Bedeutung.

Von den hier prioritär betrachteten anorganischen Stoffen ist für das Element Chrom bei Prüfwertüberschreitung der Gehalt an Chrom VI zu ermitteln (vgl. Kapitel 6.1.3). Im Fall von Quecksilber kann im Einzelfall die Bestimmung der Organoquecksilberverbindungen von Bedeutung sein (vgl. Kapitel 6.1.3).

Pflanzenverfügbarkeit

Eine für die Fragestellung spezifische Form von Bodenuntersuchungen sind solche zur Ermittlung der Pflanzenverfügbarkeit nach geeigneten Extraktionsverfahren. So erlaubt die Bodenextraktion mittels Ammoniumnitrat-Lösung nach DIN 19730 (vgl. Kapitel 6.1.5) bei verschiedenen Schwermetallen (Cadmium, Blei und Thallium) die direkte Abschätzung des Anteiles im Boden, der aktuell für Pflanzen über die Wurzel verfügbar ist. Mit den auf diese Weise erhobenen Daten ist eine konkretisierende Transferabschätzung Boden-Nutzpflanze (s.u.) durchzuführen (vgl. Kapitel 6.2.2).

Es ist jedoch zu betonen, dass die Relevanz des Wirkungspfades Boden-Nutzpflanze für das Schutzgut menschliche Gesundheit über den Weg oberflächlich angelagerter (Verschmutzung) bzw. über die Kutikula/Stomata aufgenommener Stoffanteile auf diese Weise nicht

fassbar und ggf. anderweitig abzuschätzen ist (vgl. Kapitel 6.1.5). Dasselbe gilt für Substanzen, für die ein geeignetes Extraktionsverfahren (noch) nicht zur Verfügung steht (vgl. Kapitel 6.3).

Spezielle Erkenntnisse über besondere Bindungsformen von Schadstoffen (z.B. aus der historischen Recherche) sollten auch hinsichtlich der Pflanzenverfügbarkeit beachtet werden.

Bodenbedingte Einflussgrößen für den Pfad Boden-Pflanze

Als Regelfall empfiehlt sich in Bodenuntersuchungen für die Einzelfallprüfung die Erfassung des pH-Wertes und evtl. der organischen Substanz (TOC) sowie der Bodenart, sofern die Daten nicht bereits im Rahmen der Orientierungsuntersuchung erhoben wurden (vgl. Kapitel 6.1.4).

Unter Ausnutzung dieses Datenpools kann eine Transferabschätzung Boden-Nutzpflanze durchgeführt werden (vgl. Kapitel 6.2.2).

Schutzgutbezogene Untersuchungen im Rahmen der Detailuntersuchung

Pflanzenuntersuchungen

Zur Konkretisierung von Transferabschätzungen bezüglich des Wirkungspfades Boden-Nutzpflanze können zwar grundsätzlich auch Pflanzenuntersuchungen herangezogen werden (vgl. Kapitel 6.3). Auf Grund des zeitlichen und finanziellen Aufwandes systematischer Aufwuchsuntersuchungen sollten diese jedoch Ausnahmefällen vorbehalten bleiben.

Human-Biomonitoring

Zur Bewertung der aktuellen Nutzung in *Wohngärten und Kleingärten* sollte nur unter folgenden Bedingungen ein Human-Biomonitoring in Betracht gezogen werden (vgl. Kapitel 6.4):

- Vorliegen deutlicher Prüfwertüberschreitungen.
- Verfügbarkeit detaillierter Kenntnisse über die Expositionsbedingungen.
- Verfügbarkeit eines Bewertungsmaßstabes (z.B. Blei und Cadmium) bzw. das Untersuchungskollektiv ist hinreichend groß und ein geeignetes Vergleichskollektiv steht zur Verfügung.
- Ausreichende Bereitschaft der Betroffenen.

Expositionsabschätzung

Im Rahmen der Expositionsabschätzung ist zu prüfen, ob die aktuelle Nutzung vom zugrunde gelegten Nutzungsszenario und seinen Standardannahmen bei der Prüfwertableitung abweicht. Hierdurch kann die Exposition auf Basis der aktuellen Nutzung in Relation zur Exposition auf Basis der gemäß Szenario potenziellen Nutzung gesetzt und nach Formel 7 (vgl. Kapitel 8.1) ein **Expositionsquotient (Ex_q)** berechnet werden.

Letztlich können die auf das zugrunde gelegte Nutzungsszenario abgestellten gefahrenbezogenen Beurteilungswerte (**BW_p**) unter Verwendung des Expositionsquotienten an die konkreten und modifizierten Expositionsannahmen des Einzelfalls angepasst werden (vgl. Formel 8, Kapitel 8.1). Sie sind dann als gefahrenbezogene Beurteilungswerte für die Betrachtung

tungsvariante aktuelle Nutzung (**BWa**) zur Bewertung im Rahmen der Detailuntersuchung heranzuziehen.

Hinsichtlich der **oralen Bodenaufnahme** sind insbesondere eine Wichtung einzelner Subnutzungen in Bezug auf die Zugänglichkeit von Bodenmaterial und damit Bodenaufnahmeraten (Nutzgarten, Ziergarten, Rasen; vgl. Tabelle 3) sowie ggf. die tatsächlichen Expositionshäufigkeiten einzubeziehen.

Weiterhin sind hier zusätzlich die zugeführten Schadstoffdosen durch den **Verzehr selbst angebauter Nutzpflanzen** in der Expositionsabschätzung zu berücksichtigen. Hier gehen die tatsächlichen Verzehrsmengen von selbst angebautem Obst und Gemüse ein. Diese sind durch standörtliche Erhebungen oder Schätzungen zu quantifizieren (vgl. Kapitel 6.2.2.3).

Eine **Abschätzung des Schadstofftransfers** aus dem Boden in die Pflanzen kann entweder über Transferfaktoren (bzw. allgemein die Einbeziehung eines Transfermodells Boden-Pflanze; vgl. Kapitel 6.2.2) oder über Pflanzenuntersuchungen erfolgen (vgl. Kapitel 6.3). Grundsätzlich sind Aufwuchsuntersuchungen jedoch nur in Ausnahmefällen hilfreich. Sofern sich die Notwendigkeit von Maßnahmen bereits allein aus der Bewertung des Direktpfades begründen sollte, sind spezielle Untersuchungen zum Pflanzenpfad in der Regel verzichtbar.

Abschließende Bewertung

Bei Überschreitung eines der gefahrenbezogenen Beurteilungswerte für die potenzielle Nutzung (**BWp**) ist der Gefahrenverdacht in Bezug auf die potenzielle Nutzung zu bestätigen. Wenn die auf Grund des aktuell eingeschränkten Nutzungsumfangs der Fläche und der damit verbundenen geringeren Exposition angepassten Beurteilungswerte (**BWa**) überschritten werden, gilt dies auch in Bezug auf die aktuelle Nutzung.

Zur Bewertung kann auch die planungsrechtlich zulässige Nutzung herangezogen werden, die von der potenziellen Nutzung abweichen und ggf. weniger sensibel ausfallen kann (z.B. *Wohngebiet* anstatt *Wohngarten*). Basis einer solchen Bewertung sind dann die gefahrenbezogenen Beurteilungswerte, die dem Nutzungsszenario der planungsrechtlich zulässigen Nutzung entsprechen (**BWz**).

Fazit

Zusammenfassend ergibt sich folgendes Vorgehensmodell für die Detailuntersuchung in *Wohngärten und Kleingärten* (vgl. Abbildung 8):

Weitere Sachverhaltsermittlung bei Überschreitung von Prüfwerten nach der BBodSchV für die Wirkungspfade Boden-Mensch und Boden-Nutzpflanze

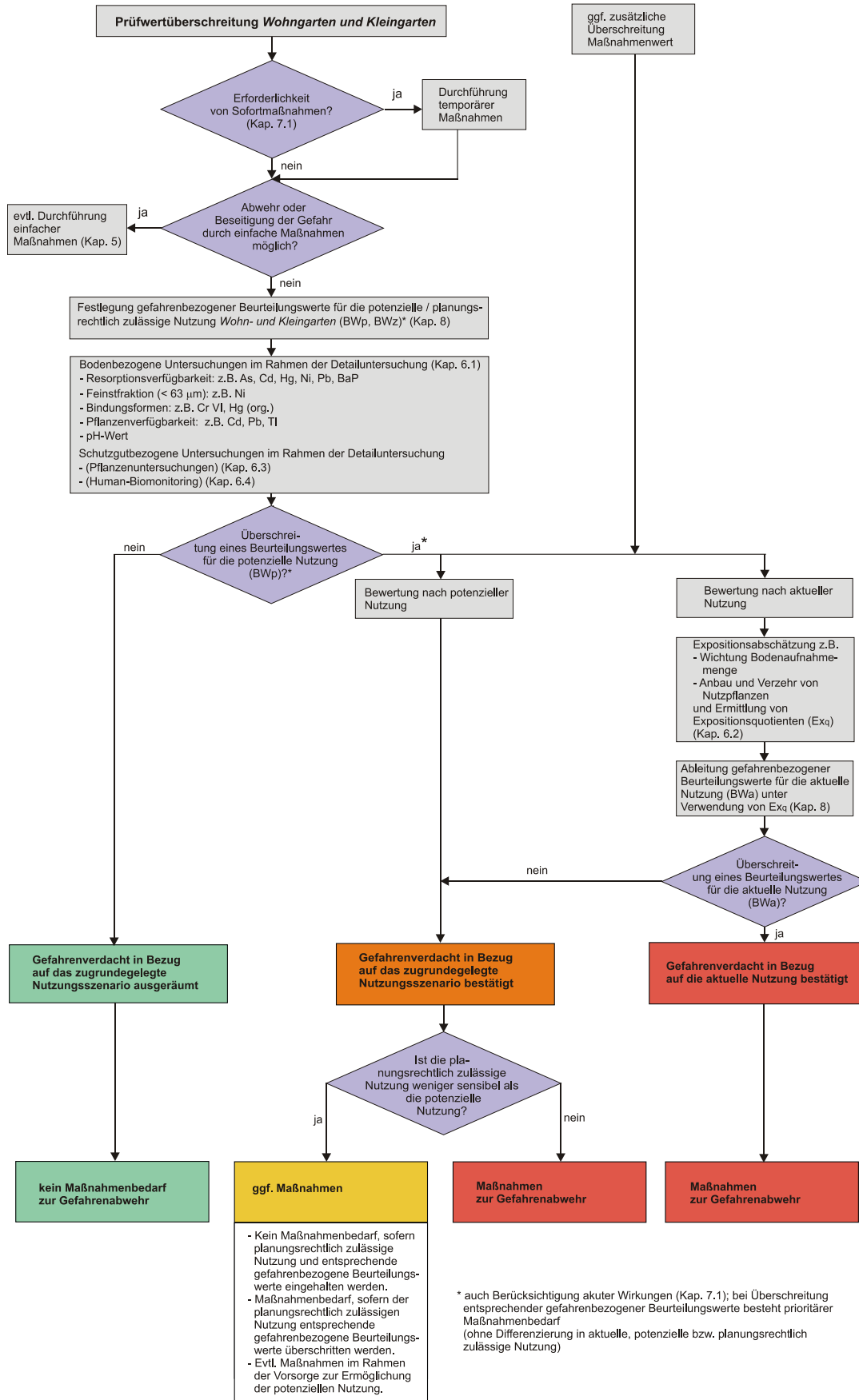


Abbildung 8: Ablaufschema der Detailuntersuchung in Wohngärten und Kleingärten

9.3. Nutzgarten

Im Gegensatz zu den *Wohngärten* und *Kleingärten* wird beim Nutzungsszenario *Nutzgarten* ausschließlich der Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze bzw. Boden-Nutzpflanze-Mensch betrachtet.

Nutzgärten im hier gemeinten Sinne dienen allein dem Anbau pflanzlicher Nahrungsmittel zum Eigenverzehr. Entsprechend den Ableitungsgrundlagen orientieren sich die Prüfwerte am erwarteten Schadstoffgehalt in den zu verzehrenden Pflanzen(teilen). Insofern wird das Schutzgut menschliche Gesundheit nur indirekt über die Pflanzenqualität bewertet. Kinderspiel ist auf den betreffenden Flächen auszuschließen (ansonsten Anwendung des Szenarios *Wohngarten* und *Kleingarten*; vgl. Kapitel 9.2). Aus diesem Grunde stehen in der Einzelfallprüfung von Nutzgärten Fragen im Mittelpunkt, deren Ziel es ist, die zu erwartende Schadstoffbelastung der Nutzpflanzen sowie die diesbezügliche Exposition der Gartennutzer abzuschätzen.

Die konkrete Ausprägung eines *Nutzgartens* ist zu einem gegebenen Zeitpunkt durch die angebauten Pflanzenarten und -sorten, Bearbeitungs- und Düngemethoden sowie Witterungsverlauf und Bodenzustand bestimmt. Alle genannten Faktoren beeinflussen den Schadstofftransfer zwischen kontaminiertem Boden und Pflanze. Als Variablen sind sie jedoch in der Regel nicht in die Bewertung einzubeziehen (wichtige Ausnahme: z.B. der pH-Wert des Bodens bei Schwermetallbelastungen). Der Anspruch der Bewertung erfordert vielmehr eine über verschiedene Situationen integrierende Aussage. Aus diesem Grunde sind Verhältnismäßigkeit und Praktikabilität von Untersuchungen zur aktuellen Belastung von Pflanzen in Nutzgärten im Regelfall nicht gegeben. Eine Berücksichtigung in der Einzelfallprüfung wird nicht empfohlen.

Eine Unterscheidung in aktuelle und potenzielle Nutzung ist bei der Bewertung einer tatsächlich als *Nutzgarten* genutzten Fläche gemäß den vorherigen Erläuterungen nur nachrangig von Belang. Deshalb sind Standardannahmen gegenüber Betrachtungen des Einzelfalls in seiner momentanen Ausprägung zu bevorzugen.

In einem *Nutzgarten* sollten Obst und Gemüse grundsätzlich ohne Einschränkung (der Arten, Sorten und Flächenanteile) angebaut werden können. Sehr unterschiedliche Detailnutzungen (insbesondere hinsichtlich bevorzugter Gemüsearten) sind deshalb zu bedenken. Hinsichtlich der toxikologischen Bedeutung des Pflanzenpfades spielen die anzunehmenden Verzehrsmengen bei der Expositionsabschätzung eine wichtige Rolle. Als nicht relevant anzusehen sind die Verzehrsmengen aus sehr kleinen Gärten. Die Angabe einer Geringfügigkeitsschwelle hierfür ist allerdings nicht möglich, da diese nicht zuletzt vom Niveau der Bodenbelastung abhängig ist.

Bei Prüfwertüberschreitung ist zunächst zu prüfen, inwieweit die Gefahr durch einfache Maßnahmen abgewehrt bzw. beseitigt und somit auf die weiteren Sachverhaltsermittlungen verzichtet werden kann. So kann eine Erhöhung des pH-Wertes eine geeignete Maßnahme darstellen, die allerdings regelmäßige Kontrolle und ggf. Wiederholungen erfordert.

Im Fall von Cadmium ist darauf hinzuweisen, dass es sich bei dem in der BBodSchV angegebenen Beurteilungswert für den pflanzenverfügbaren Gehalt um einen Maßnahmenwert handelt, dessen Überschreitung unmittelbar einen Bedarf an Maßnahmen bedingt.

Bodenbezogene Untersuchungen im Rahmen der Detailuntersuchung

Pflanzenverfügbarkeit

Sofern noch nicht im Rahmen der Orientierungsuntersuchung vorliegend, sind Angaben zur Pflanzenverfügbarkeit der relevanten Schadstoffe notwendig.

Eine für die Fragestellung spezifische Form von Bodenuntersuchungen sind solche zur Ermittlung der Pflanzenverfügbarkeit nach geeigneten Extraktionsverfahren. So erlaubt die Bodenextraktion mittels Ammoniumnitrat-Lösung (AN) nach DIN 19730 (vgl. Kapitel 6.1.5) bei verschiedenen Schwermetallen (Cadmium, Blei und Thallium) die direkte Abschätzung des Anteiles im Boden, der aktuell für Pflanzen über die Wurzel verfügbar ist. Mit den so erhobenen Daten ist eine Transferabschätzung Boden-Nutzpflanze (s.u.) durchzuführen (vgl. Kapitel 6.2.2).

Es ist jedoch zu betonen, dass die Relevanz des Boden-Pflanze-Pfades für das Schutzgut menschliche Gesundheit über den Weg oberflächlich angelagerter (Verschmutzung) bzw. über die Kutikula/Stomata aufgenommener Schadstoffanteile auf diese Weise nicht fassbar und ggf. anderweitig abzuschätzen ist (vgl. Kapitel 6.1.5). Dasselbe gilt für Schadstoffe, für die ein geeignetes Extraktionsverfahren (noch) nicht zur Verfügung steht (vgl. Kapitel 6.3).

Spezielle Erkenntnisse über besondere Bindungsformen von Schadstoffen (z.B. aus der historischen Recherche) sollten auch hinsichtlich der Pflanzenverfügbarkeit beachtet werden.

Bodenbedingte Einflussgrößen für den Pfad Boden-Pflanze

Als Regelfall empfiehlt sich bei Bodenuntersuchungen für die Einzelfallprüfung die Erfassung des pH-Wertes und evtl. der organischen Substanz (TOC) sowie der Bodenart, sofern die Daten nicht bereits im Rahmen der Orientierungsuntersuchung erhoben wurden (vgl. Kapitel 6.1.4).

Unter Ausnutzung dieses Datenpools kann eine Transferabschätzung Boden-Nutzpflanze durchgeführt werden (vgl. Kapitel 6.2.2).

Untersuchungen zum Stofftransfer und Pflanzenuntersuchungen im Rahmen der Detailuntersuchung

Eine **Abschätzung des Schadstofftransfers** aus dem Boden in die Pflanzen kann über Transferfaktoren (bzw. allgemein die Einbeziehung eines Transfermodells Boden-Pflanze; vgl. Kapitel 6.2.2) erfolgen. Einen alternativen Ansatz stellen **Pflanzenuntersuchungen** dar (vgl. Kapitel 6.3), die jedoch auf Grund des zeitlichen und finanziellen Aufwandes systematischer Aufwuchsuntersuchungen nur in Ausnahmefällen erwogen werden sollten.

Auf der Grundlage der geschätzten bzw. gemessenen Stoffgehalten in den Nutzpflanzen (s.o.) können die über diesen Pfad zusätzlich zugeführten Schadstoffdosen durch den **Verzehr selbst angebauter Nutzpflanzen** in der Expositionsabschätzung Berücksichtigung finden (6.2.2.4 und 6.3.4). Hier gehen die Verzehrsmengen von selbst angebautem Obst und Gemüse ein. Diese Mengen sind durch standörtliche Erhebungen oder Schätzungen zu quantifizieren (vgl. Kapitel 6.2.2.3).

Abschließende Bewertung

Die geschätzten bzw. gemessenen Schadstoffgehalte sind den entsprechenden Beurteilungswerten in Hinblick auf die Pflanzenqualität, die in der Verordnung zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln (VO EG Nr. 1881/2006) festgelegt sind, gegenüberzustellen.

Eine weitere Möglichkeit der Bewertung ergibt sich aus der Gegenüberstellung der über den Pflanzenanbau im Nutzgarten und dessen Verzehr zusätzlich zugeführten Schadstoffdosen mit humantoxikologisch abgeleiteten Beurteilungswerten. Bei deren Überschreitung ist der Gefahrenverdacht in Bezug auf das Szenario *Nutzgarten* zu bestätigen und dementsprechend Maßnahmenbedarf gegeben.

Zur Bewertung kann zusätzlich die planungsrechtlich zulässige Nutzung herangezogen werden, sofern sie vom zugrunde gelegten Nutzungsszenario abweicht (so ist der Fall denkbar, dass die Nutzung *Nutzgarten* nicht unter die in einem Gebiet zulässigen Nutzungen fällt). Basis einer solchen Bewertung sind dann die gefahrenbezogenen Beurteilungswerte, die dem Nutzungsszenario der planungsrechtlich zulässigen Nutzung entsprechen (**BWz**).

Fazit

Zusammenfassend ergibt sich folgendes Vorgehensmodell für die Detailuntersuchung in *Nutzgärten* (vgl. Abbildung 9).

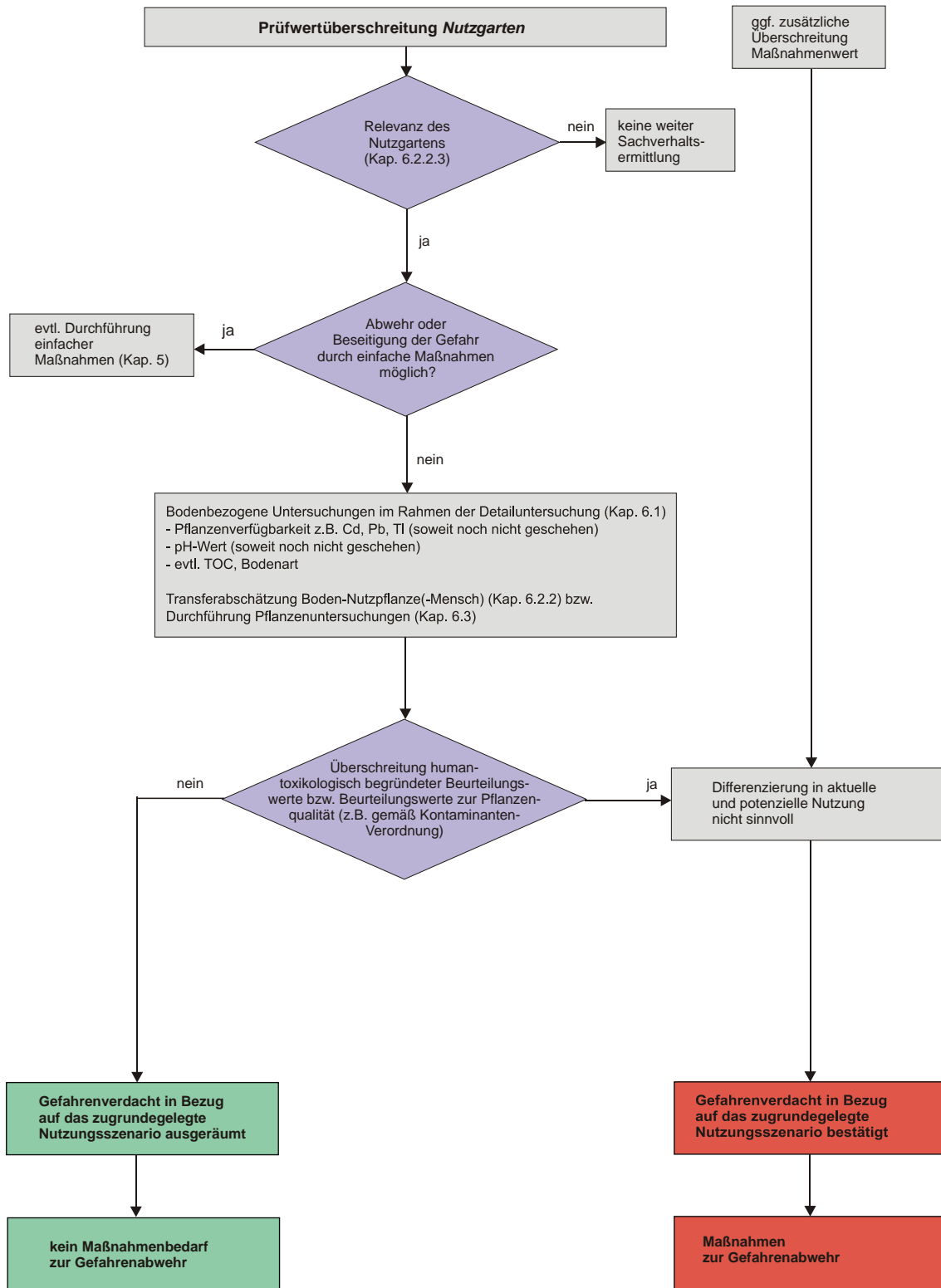


Abbildung 9: Ablaufschema der Detailuntersuchung in Nutzgärten

9.4. Wohngebiet

Zunächst ist zu prüfen, ob die bereits im Rahmen der Orientierungsuntersuchung ermittelten Schadstoffgehalte so hoch sind (z.B. in Hinblick auf Arsen; vgl. Kapitel 7.1.1), dass unmittelbar temporäre Maßnahmen zur Gefahrenabwehr notwendig sind. Zur Anwendung kommen häufig temporäre Maßnahmen mit dem Ziel, eine mögliche Gefahr für die Nutzer in der Zeit bis zum Vorliegen der Ergebnisse der Detailuntersuchung zu unterbinden. Dabei kann es sich beispielsweise um die Sperrung einer etwaig betroffenen Fläche handeln.

Tritt eine Überschreitung von Maßnahmenwerten nach BBodSchV auf (z.B. für die PCDD/PCDF), kann wegen des ohnehin gegebenen Maßnahmenbedarfs auf die Detailuntersuchung nach Prüfwertüberschreitung für andere Parameter verzichtet werden.

Bei Prüfwertüberschreitung ist weiterhin zu prüfen, inwieweit die Gefahr durch einfache Maßnahmen abgewehrt bzw. beseitigt werden kann und sich nach Ermessen der zuständigen Behörde weitere Sachverhaltsermittlungen erübrigen (vgl. Kapitel 5).

Festlegung gefahrenbezogener Beurteilungswerte für die potenzielle Nutzung

Vor weiteren Sachverhaltsermittlungen und der damit zusammenhängenden chemischen Analytik, ist für den Standort zunächst für jeden von einer Prüfwertüberschreitung betroffenen Parameter ein gefahrenbezogener Beurteilungswert für die potenzielle Nutzung festzulegen (**BWp**), der sich auf das zugrunde gelegte Nutzungsszenario bezieht (vgl. Kapitel 8). Auf den Schadstoff bezogen bedeutet dies, dass zur Bewertung der für diesen Parameter sensiblere Aufnahmepfad (oral, inhalativ, dermal) zugrunde zulegen ist. Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass diese Beurteilungswerte je nach Aufnahmepfad und Schadstoff einen unterschiedlichen Bezug haben: Gesamtgehalte, resorptionsverfügbare Gehalte, Gehalte in der Feinstfraktion oder Gehalte an bestimmten Spezies (z.B. Chrom VI).

Konkrete Beurteilungswerte für das Szenario *Wohngebiet* und die jeweils dazugehörige Bezugsgröße können dem Fallbeispiel 3 entnommen werden, das darüber hinaus eine Zusammenstellung der Prüfwerte im Rahmen der Orientierungsuntersuchung, die den weiteren Sachverhaltsermittlungen vorgeschaltet ist, enthält.

Bodenbezogene Untersuchungen im Rahmen der Detailuntersuchung

Resorptionsverfügbarkeit

In *Wohngebieten* ist schadstoffabhängig die Prüfung der Resorptionsverfügbarkeit von Bodenschadstoffen bedeutsam, da

- in der Regel der Direktpfad bewertungsrelevant ist und
- die der Bewertung zugrunde liegenden Expositionsbedingungen kaum standörtliche Variabilitäten erwarten lassen

Die spezifische Analytik der Resorptionsverfügbarkeit erfolgt bei denjenigen Schadstoffen mit Prüfwertüberschreitung, für die die orale Aufnahme maßgeblich ist. Dies trifft insbesondere für die Schwermetalle sowie für Arsen und Benzo(a)pyren zu (vgl. Kapitel 6.1.1).

Gehalt in der Feinstfraktion

Die Bestimmung der Gehalte in der Feinstfraktion (z.B. < 63 µm) erfolgt bei denjenigen Parametern mit Prüfwertüberschreitung, für die die inhalative Aufnahme maßgeblich ist (vgl. Kapitel 6.1.2). Darunter fallen z.B. Chrom und Nickel, wobei bei Chrom vorrangig die Bestimmung der Oxidationsstufe (s.u.) erfolgen sollte und bei Nickel auch der orale Pfad zu berücksichtigen ist.

Bindungsformen

Von den hier betrachteten prioritären Stoffen ist für das Element Chrom bei Prüfwertüberschreitung der Gehalt an Chrom VI zu ermitteln (vgl. Kapitel 6.1.3). Im Fall von Quecksilber kann im Einzelfall die Bestimmung der organischen Quecksilberverbindungen von Bedeutung sein (vgl. Kapitel 6.1.3).

Schutzgutbezogene Untersuchungen im Rahmen der Detailuntersuchung

Human-Biomonitoring

Die Kriterien für einen sinnvollen Einsatz des Human-Biomonitoring (vgl. Kapitel 6.4) sind in *Wohngebieten* im Vergleich zu den anderen Nutzungsszenarien bei hohen Prüfwertüberschreitungen relativ günstig, da

- die betreffenden Gebiete häufig recht groß ausfallen (vergleichsweise großer Datenpool),
- die Bewertung zwar über die aktuelle individuelle Situation hinausgehen muss, sich hier aber aktuelle und potenzielle Nutzung in der Regel nicht so sehr unterscheiden (geringere Schwankungsbreite etwa im Vergleich zum Szenario *Wohngarten und Kleingarten*) und
- zu den Expositionsbedingungen unter Umständen detaillierte Kenntnisse vorliegen.

Expositionsabschätzung

Im Rahmen der Expositionsabschätzung gilt es zu prüfen, ob die aktuelle Nutzung vom zugrunde gelegten Nutzungsszenario und seinen Standardannahmen (potenzielle Nutzung) bei der Prüfwertableitung abweicht. Hierdurch kann die Exposition auf Basis der aktuellen Nutzung in Relation zur Exposition auf Basis der gemäß Szenario potenziellen Nutzung gesetzt und damit ein **Expositionsquotient (Ex_q)** gemäß Formel 10 (vgl. Kapitel 8.1) berechnet werden.

Letztlich können die gefahrenbezogenen Beurteilungswerte für die potenzielle Nutzung (**BW_p**) unter Verwendung des Expositionsquotienten an die konkreten und modifizierten Expositionsannahmen des Einzelfalls angepasst und als gefahrenbezogenen Beurteilungswerte für die Betrachtungsvariante aktuelle Nutzung (**BW_a**) zur Bewertung im Rahmen der Detailuntersuchung herangezogen werden ((vgl. Formel 11, Kapitel 8.1).

Hinsichtlich der **oralen Bodenaufnahme** sind insbesondere eine Wichtung einzelner Subnutzungen in Bezug auf die Zugänglichkeit von Bodenmaterial und damit Bodenaufnahmeraten (Nutzgarten, Ziergarten, Rasen; vgl. Tabelle 3) sowie ggf. die tatsächlichen Expositionshäufigkeiten einzubeziehen.

Eine Betrachtung des Wirkungspfadef Boden-Nutzpflanze-Mensch findet für das Szenario *Wohngebiet* im Gegensatz zum Szenario *Wohngarten und Kleingarten* (s. Kapitel 9.2) nicht statt.

Abschließende Bewertung

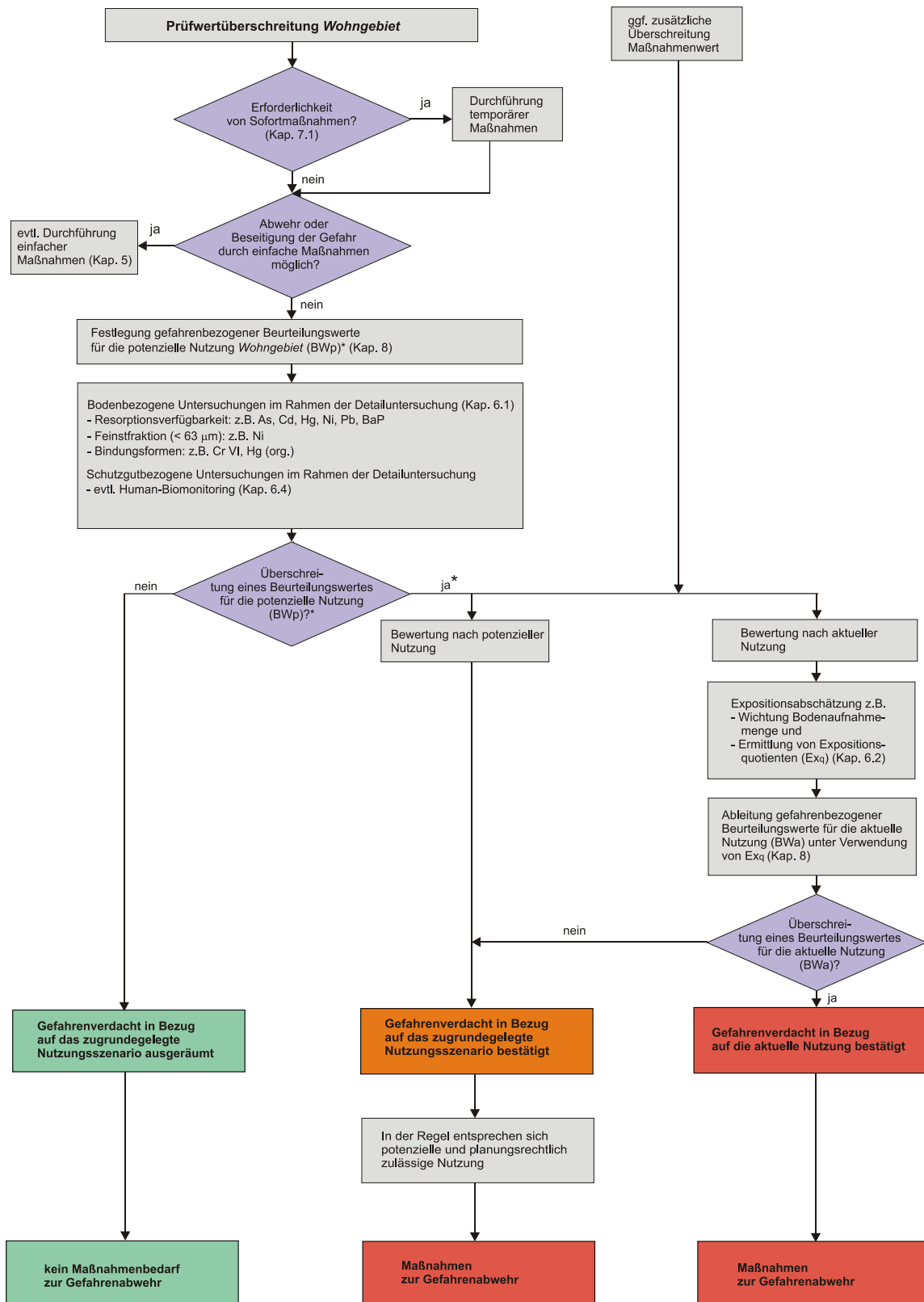
Bei Überschreitung eines der gefahrenbezogenen Beurteilungswerte (**BWp**) für das entsprechende Nutzungsszenario ist der Gefahrenverdacht in Bezug auf die potenzielle Nutzung zu bestätigen. Wenn die auf Grund des aktuell eingeschränkten Nutzungsumfangs der Fläche und der damit verbundenen geringeren Exposition angepassten Beurteilungswerte (**BWa**) überschritten werden, gilt dies auch in Bezug auf die aktuelle Nutzung.

Sollte am Standort eine abweichende planungsrechtlich zulässige Nutzung festgelegt sein, ist zusätzlich eine Bewertung anhand dieser planungsrechtlich zulässige Nutzung und den ihr entsprechenden gefahrenbezogenen Beurteilungswerten (**BWz**) vorzunehmen.

Fazit

Zusammenfassend ergibt sich folgendes Vorgehensmodell für die Detailuntersuchung in *Wohngebieten* nach festgestellter Prüfwertüberschreitung (vgl. Abbildung 10):

Weitere Sachverhaltsermittlung bei Überschreitung von Prüfwerten nach der BBodSchV für die Wirkungspfade Boden-Mensch und Boden-Nutzpflanze



* auch Berücksichtigung akuter Wirkungen (Kap. 7.1); bei Überschreitung entsprechender gefahrenbezogener Beurteilungswerte besteht prioritärer Maßnahmenbedarf (ohne Differenzierung in aktuelle, potenzielle bzw. planungsrechtlich zulässige Nutzung)

Abbildung 10: Ablaufschema der Detailuntersuchung in Wohngebieten

9.5. Park- und Freizeitanlage

Zunächst ist zu prüfen, ob die bereits im Rahmen der Orientierungsuntersuchung ermittelten Schadstoffgehalte so hoch sind (z.B. in Hinblick auf Arsen; vgl. Kapitel 7.1.1), dass unmittelbar temporäre Maßnahmen zur Gefahrenabwehr notwendig sind. Dabei handelt es sich um temporäre Maßnahmen mit dem Ziel, eine mögliche Gefährdung der Nutzer in der Zwischenzeit bis zum Vorliegen der Ergebnisse der Detailuntersuchung zu unterbinden. Dabei kann es sich beispielsweise um die Sperrung von Flächen handeln.

Tritt eine Überschreitung von Maßnahmenwerten nach BBodSchV auf (z.B. für die PCDD/PCDF), kann nach Ermessen wegen des ohnehin gegebenen Maßnahmenbedarfs auf die Detailuntersuchung nach Prüfwertüberschreitung für andere Parameter verzichtet werden.

Bei Prüfwertüberschreitung ist weiterhin zu prüfen, inwieweit die Gefahr durch einfache Maßnahmen abgewehrt bzw. beseitigt werden kann und sich nach Ermessen der zuständigen Behörde weitere Sachverhaltsermittlungen erübrigen (vgl. Kapitel 5).

Festlegung gefahrenbezogener Beurteilungswerte für die potenzielle Nutzung

Vor weiteren Sachverhaltsermittlungen und der damit zusammenhängenden chemischen Analytik, ist für den Standort zunächst für jeden von einer Prüfwertüberschreitung betroffenen Parameter ein gefahrenbezogener Beurteilungswert festzulegen (**BWp**), der sich auf das zugrunde gelegte Nutzungsszenario bezieht (vgl. Kapitel 8). Auf den Schadstoff bezogen bedeutet dies, dass zur Bewertung der für diesen Parameter sensiblere Aufnahmepfad (oral, inhalativ, dermal) zugrunde zulegen ist. Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass diese Beurteilungswerte je nach Aufnahmepfad und Schadstoff einen unterschiedlichen Bezug haben: Gesamtgehalte, resorptionsverfügbare Gehalte, Gehalte in der Feinstfraktion oder Gehalte an bestimmten Spezies (z.B. Chrom VI).

Konkrete Beurteilungswerte für das Szenario *Park- und Freizeitanlagen* und die jeweils dazugehörige Bezugsgröße können dem Fallbeispiel 3 entnommen werden, das darüber hinaus eine Zusammenstellung der Prüfwerte im Rahmen der Orientierungsuntersuchung, die den weiteren Sachverhaltsermittlungen vorgeschaltet ist, enthält.

Bodenbezogene Untersuchungen im Rahmen der Detailuntersuchung

Resorptionsverfügbarkeit

In *Park- und Freizeitanlagen* ist schadstoffabhängig die Prüfung der Resorptionsverfügbarkeit von Bodenschadstoffen bedeutsam, da

- in der Regel der Direktpfad bewertungsrelevant ist und
- die der Bewertung zugrunde liegenden Expositionsbedingungen kaum standörtliche Variabilitäten erwarten lassen

Die spezifische Analytik der Resorptionsverfügbarkeit erfolgt bei denjenigen Schadstoffen mit Prüfwertüberschreitung, für die die orale Aufnahme maßgeblich ist. Dies trifft insbesondere für die Schwermetalle zu, ebenso für Arsen und Benzo(a)pyren (vgl. Kapitel 6.1.1).

Gehalt in der Feinstfraktion

Die Bestimmung der Gehalte in der Feinstfraktion (z.B. < 63 µm) erfolgt bei denjenigen Parametern mit Prüfwertüberschreitung, für die die inhalative Aufnahme maßgeblich ist (vgl. Kapitel 6.1.2). Darunter fallen z.B. Chrom, wobei hier vorrangig die Bestimmung der Oxidationsstufe (s.u.) erfolgen sollte, und Nickel, wobei in diesem Fall auch der orale Pfad zu berücksichtigen ist.

Bindungsformen

Von den hier prioritär betrachteten anorganischen Stoffen ist für das Element Chrom bei Prüfwertüberschreitung der Gehalt an Chrom VI zu ermitteln (vgl. Kapitel 6.1.3). Im Fall von Quecksilber kann im Einzelfall die Bestimmung der organischen Quecksilberverbindungen bedeutsam sein (vgl. Kapitel 6.1.3).

Schutzgutbezogene Untersuchungen im Rahmen der Detailuntersuchung

Human-Biomonitoring

Die Kriterien für einen sinnvollen Einsatz des Human-Biomonitoring (vgl. Kapitel 6.4) sind in *Park- und Freizeitanlagen* auch bei hohen Prüfwertüberschreitungen in der Regel nicht erfüllt, da

- die Bewertung über die aktuelle individuelle Situation hinausgehen muss (s.u.) und
- zu den Expositionsbedingungen im Allgemeinen keine detaillierten Kenntnisse vorliegen (s.u.).

Expositionsabschätzung

Die Einzelfallprüfung hinsichtlich der verwendeten Expositionsannahmen für die orale Bodenaufnahme ist für das Szenario *Park- und Freizeitanlage* wenig hilfreich, da Flächen zu bewerten sind, die von unterschiedlichsten Nutzern in unterschiedlicher Art und Weise frequentiert werden. Daher können individuelle Annahmen und Angaben nicht oder nur pauschalisiert in die Ableitung einfließen. In der Einzelfallprüfung erscheint daher die Aufnahme der besonderen Expositionsbedingungen verzichtbar.

Eine Unterscheidung in aktuelle und potenzielle Nutzung ist bei der Bewertung eines als *Park- und Freizeitanlage* genutzten Areals daher ohne Belang.

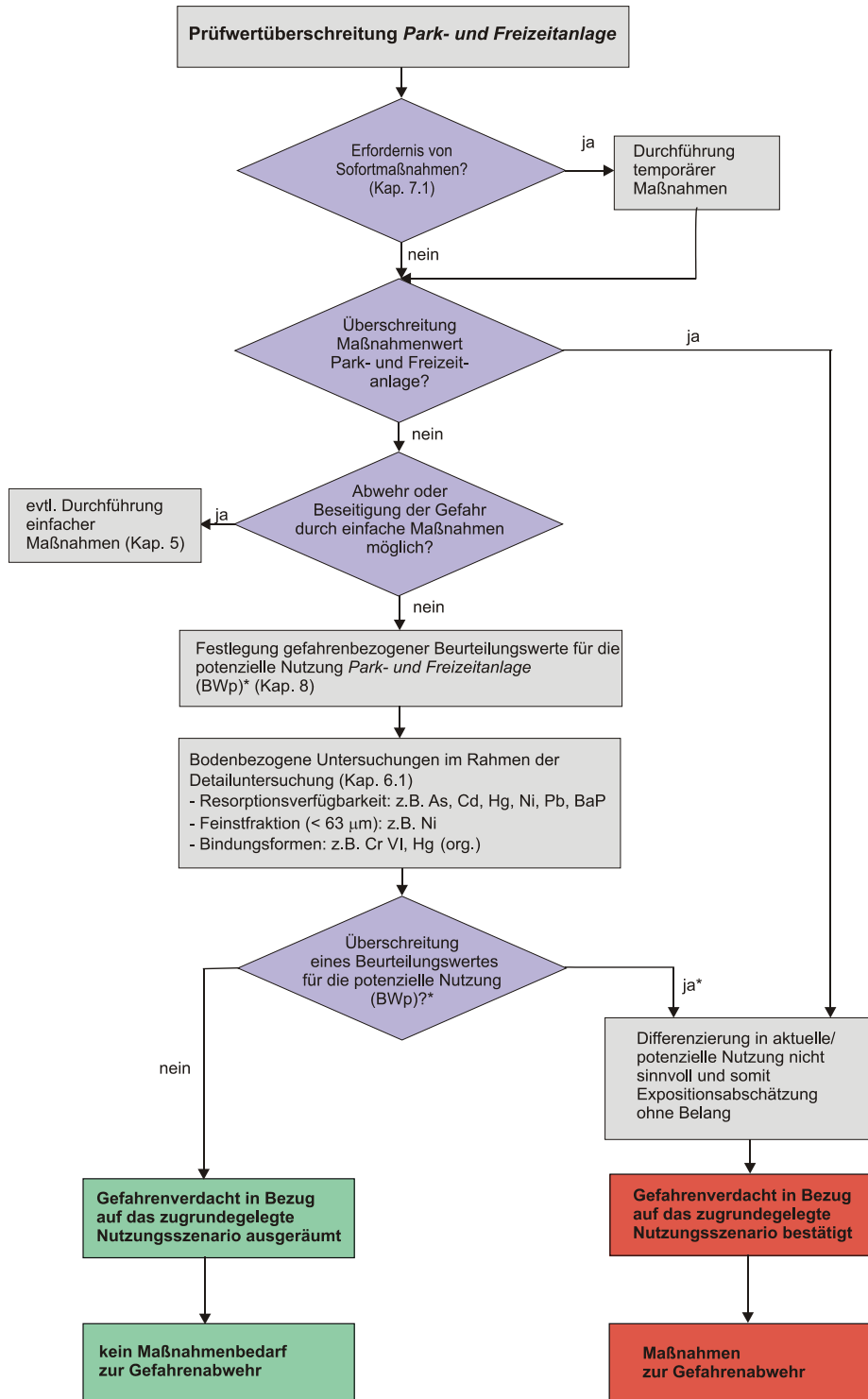
Abschließende Bewertung

Bei gegebener Überschreitung eines gefahrenbezogenen Beurteilungswertes (**BWp**) ist der Gefahrenverdacht in Bezug auf das zugrunde gelegte Nutzungsszenario *Park- und Freizeitanlage* als bestätigt anzusehen, und es besteht Bedarf an Maßnahmen zur Gefahrenabwehr.

Sollte am Standort eine abweichende planungsrechtlich zulässige Nutzung festgelegt sein, ist zusätzlich eine Bewertung anhand dieser planungsrechtlich zulässige Nutzung und den ihr entsprechenden gefahrenbezogenen Beurteilungswerten (**BWz**) vorzunehmen.

Fazit

In *Park- und Freizeitanlagen* ergibt sich nach festgestellter Prüfwertüberschreitung folgendes Vorgehensmodell für die Detailuntersuchung (vgl. Abbildung 11):



* auch Berücksichtigung akuter Wirkungen (Kap. 7.1); bei Überschreitung entsprechender gefahrenbezogener Beurteilungswerte besteht prioritärer Maßnahmenbedarf

Abbildung 11: Ablaufschema der Detailuntersuchung in Park- und Freizeitanlagen

9.6. Sport- und Bolzplatz

Sport- und Bolzplätze stellen eine Untergruppe der im vorherigen Kapitel erläuterten *Park- und Freizeitanlagen* dar. Sie können eigenständig auftreten oder aber in Verbindung mit Kinderspielflächen, die allerdings eine jüngere Zielgruppe ansprechen (vgl. Kapitel 4.1).

Zunächst ist zu prüfen, ob die bereits im Rahmen der Orientierungsuntersuchung ermittelten Schadstoffgehalte so hoch sind (z.B. in Hinblick auf Arsen; vgl. Kapitel 7.1.1), dass unmittelbar temporäre Maßnahmen zur Gefahrenabwehr notwendig sind. Zur Anwendung kommen häufig temporäre Maßnahmen mit dem Ziel, eine mögliche Gefährdung der Nutzer in der Zeit bis zum Vorliegen der Ergebnisse der Detailuntersuchung zu unterbinden. Dabei kann es sich beispielsweise um die Sperrung des betroffenen Platzes handeln.

Tritt eine Überschreitung von Maßnahmenwerten nach BBodSchV auf (z.B. für die PCDD/PCDF bezogen auf das übergeordnete Szenario *Park- und Freizeitanlagen*), kann wegen des ohnehin gegebenen Maßnahmenbedarfs auf die Detailuntersuchung nach Prüfwertüberschreitung für andere Parameter verzichtet werden.

Bei Prüfwertüberschreitung ist weiterhin zu prüfen, inwieweit die Gefahr durch einfache Maßnahmen abgewehrt bzw. beseitigt werden kann und sich nach Ermessen der zuständigen Behörde weitere Sachverhaltsermittlungen erübrigen (vgl. Kapitel 5).

Festlegung gefahrenbezogener Beurteilungswerte für die potenzielle Nutzung

Vor weiteren Sachverhaltsermittlungen und der damit zusammenhängenden chemischen Analytik, ist für den Standort zunächst für jeden von einer Prüfwertüberschreitung betroffenen Parameter ein gefahrenbezogener Beurteilungswert festzulegen (**BWp**), der sich auf das zugrunde gelegte Nutzungsszenario (= potenzielle Nutzung) bezieht (vgl. Kapitel 8). Auf den Schadstoff bezogen bedeutet dies, dass zur Bewertung der für diesen Parameter sensiblere Aufnahmepfad (oral, inhalativ, dermal) zugrunde zulegen ist. Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass diese Beurteilungswerte je nach Aufnahmepfad und Schadstoff einen unterschiedlichen Bezug haben: Gesamtgehalte, resorptionsverfügbare Gehalte, Gehalte in der Feinstfraktion oder Gehalte an bestimmten Spezies (z.B. Chrom VI).

Bei *Sport- und Bolzplätzen* steht dabei die inhalative Aufnahme von Schadstoffen im Fokus der Betrachtung.

Konkrete Beurteilungswerte des Szenario *Sport- und Bolzplätze* und die jeweils dazugehörige Bezugsgröße können dem Fallbeispiel 3 entnommen werden, das darüber hinaus eine Zusammenstellung der Prüfwerte im Rahmen der Orientierungsuntersuchung, die den weiteren Sachverhaltsermittlungen vorgeschaltet ist, enthält.

Bodenbezogene Untersuchungen im Rahmen der Detailuntersuchung

Resorptionsverfügbarkeit

Auf *Sport- und Bolzplätzen* ist die Prüfung der Resorptionsverfügbarkeit nur für Arsen unter dem Aspekt akut toxischer Wirkungen von Bedeutung (vgl. Kapitel 6.1.1).

Gehalt in der Feinstfraktion

Für das betrachtete Szenario liegt der Schwerpunkt der Bodenanalytik in der Bestimmung der Gehalte in der Feinstfraktion (z.B. < 63 µm; vgl. Kapitel 6.1.2). Sie erfolgt bei den Parametern mit Prüfwertüberschreitung, also ggf. für Arsen, Blei, Cadmium, Quecksilber, Nickel und Benzo(a)pyren usw.

Bindungsformen

Von den hier prioritär betrachteten Stoffen ist für das Element Chrom bei Prüfwertüberschreitung der Gehalt an Chrom VI in Feinstfraktion zu ermitteln (vgl. Kapitel 6.1.3). Bei Bedarf kann die Analytik auf Chrom VI für die Feinstfraktion (z.B. < 63 µm) wiederholt werden, um den angenommenen Anreicherungsfaktor von 5 zu überprüfen (vgl. Kapitel 6.1.2).

Schutzgutbezogene Untersuchungen im Rahmen der Detailuntersuchung

Human-Biomonitoring

Die Kriterien für einen sinnvollen Einsatz des Human-Biomonitoring (vgl. Kapitel 6.4) sind auf *Sport- und Bolzplätzen* auch bei hohen Prüfwertüberschreitungen in der Regel nicht erfüllt, da

- die Bewertung über die aktuelle individuelle Situation hinausgehen muss (s.u.) und
- zu den Expositionsbedingungen im allgemeinen keine detaillierten Kenntnisse vorliegen (s.u.).

Expositionsabschätzung

Die Einzelfallprüfung hinsichtlich der verwendeten Expositionsannahmen für die inhalative Bodenaufnahme ist für das Szenario *Sport- und Bolzplätze* wenig hilfreich, da ein Komplex aus Einflussgrößen, die selbst schwer zu ermitteln sind, zu betrachten wäre (vgl. Kapitel 6.2.1.2). Daher können individuelle Annahmen und Angaben nicht oder nur pauschalisiert in die Ableitung einfließen. In der Einzelfallprüfung erscheint daher die Aufnahme der besonderen Expositionsbedingungen verzichtbar.

Eine Unterscheidung in aktuelle und potenzielle Nutzung ist bei der Bewertung eines *Sport- bzw. Bolzplatzes* daher ohne Belang (vgl. Kapitel 4.3).

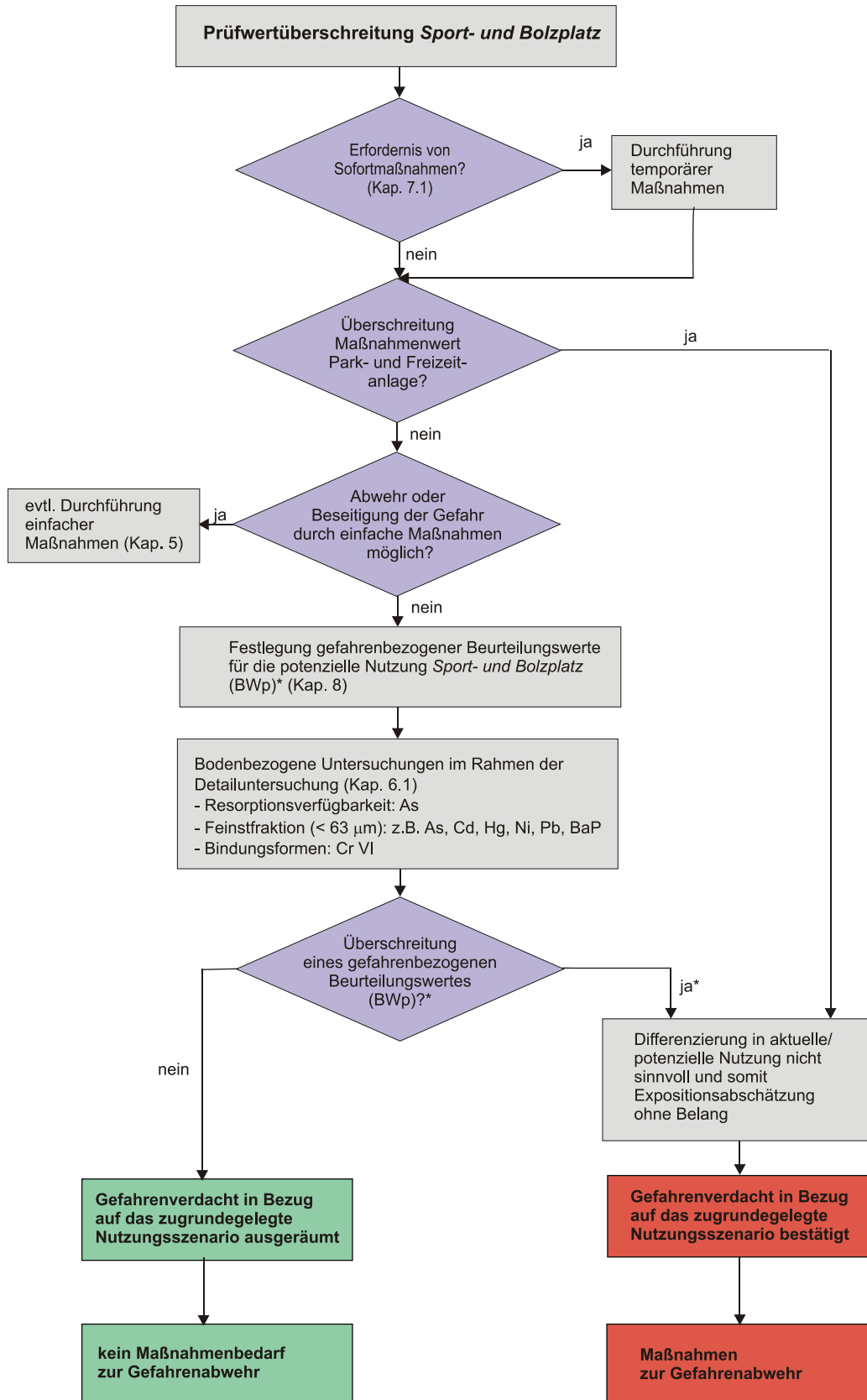
Abschließende Bewertung

Bei gegebener Überschreitung eines gefahrenbezogenen Beurteilungswertes (**BWp**) ist der Gefahrenverdacht in Bezug auf das zugrunde gelegte Nutzungsszenario *Sport- und Bolzplatz* als bestätigt anzusehen und es besteht Bedarf an Maßnahmen zur Gefahrenabwehr.

Sollte am Standort eine abweichende planungsrechtlich zulässige Nutzung festgelegt sein, ist zusätzlich eine Bewertung anhand dieser planungsrechtlich zulässigen Nutzung und den ihr entsprechenden gefahrenbezogenen Beurteilungswerten (**BWz**) vorzunehmen.

Fazit

Zusammenfassend ergibt sich auf *Sport- und Bolzplätzen* nach festgestellter Prüfwertüberschreitung folgendes Vorgehensmodell für die Detailuntersuchung (vgl. Abbildung 12):



* auch Berücksichtigung akuter Wirkungen (Kap. 7.1); bei Überschreitung entsprechender gefahrenbezogener Beurteilungswerte besteht prioritärer Maßnahmenbedarf

Abbildung 12: Ablaufschema der Detailuntersuchung auf Sport- und Bolzplätzen

10. Gebietsbezogene Detailuntersuchungen

Hat eine orientierende Untersuchung nach BBodSchV eine Prüfwertüberschreitung ergeben, sind im Regelfall für die jeweils betroffene Fläche im Rahmen der Detailuntersuchung weitere Sachverhaltsermittlungen durchzuführen. Für Gebiete mit flächenhaft geogen bzw. siedlungsbedingt erhöhten Schadstoffgehalten ist solch ein Vorgehen jedoch grundstücks-, flurstücks- oder parzellenbezogen häufig nicht praktikabel.

In Gebieten mit flächenhaften Überschreitungen der Prüf- bzw. Maßnahmenwerte, die beispielsweise mit dem Instrument der digitalen Bodenbelastungskarte (BBK) identifiziert wurden, besteht dahingegen prinzipiell die Möglichkeit, **gebietsbezogene Beurteilungswerte (mit Gefahrenbezug)** abzuleiten (MUNLV 2004). Dabei kommt es im Falle großflächig erhöhter Schadstoffgehalte darauf an, eine Vorgehensweise zu wählen, die

- den notwendigen Aufwand mindert,
- als tolerabel anzusehende Unsicherheiten definiert,
- somit in Hinblick auf die weiteren Schritte ausreichend belastbare Ergebnisse auch für nicht untersuchte Flächen liefert und
- auf diese Weise die Umsetzbarkeit und Vollzugssicherheit gewährleistet.

Bei festgestellter Prüfwertüberschreitung erfolgt in der Regel die schutzgutbezogene Ermittlung der Verfügbarkeit der Schadstoffe, um den Gefahrenverdacht zu erhärten oder auszuräumen. Auch dieser Schritt kann grundstücksübergreifend durchgeführt werden, sofern auf Grund kategorisierbarer Belastungsursachen Zusammenhänge zwischen Belastung und Verfügbarkeit erkennbar sind. Die beschriebenen Auswertungen sind als *gebietsbezogene Detailuntersuchung* (vgl. MUNLV 2004) aufzufassen und liefern stoff- und nutzungsspezifische, gebietsbezogene Beurteilungswerte (**BWg**), die der weitergehenden Bewertung dienen. Diese differenzieren unter Beachtung vorgegebener Aussagewahrscheinlichkeiten bzw. Aussagesicherheiten unterschiedliche Fallgestaltungen, die im Anschluss spezifischer zu prüfen oder abschließend zu beurteilen sind.

Letzlich ist aber zu beachten, dass sich ordnungsrechtliche Maßnahmen (sog. "harte Maßnahmen") nicht allein auf gebietsbezogene Auswertungen sondern auf grundstücksbezogene Daten stützen müssen.

10.1. Vorschlag zur Berechnung gebietsbezogener Beurteilungswerte

Für den Einsatz angepasster Maßnahmen ist es zweckmäßig, über abgestufte Beurteilungswerte zu verfügen. Es können daher obere und untere gebietsbezogene Beurteilungswerte (**BWg**) abgeleitet werden, die auf stoffspezifischen Auswertungen im Beurteilungsgebiet basieren.

Dieses Kapitel behandelt in erster Linie gebietsbezogene Beurteilungswerte, die unter Berücksichtigung der für den Betrachtungsraum typischen Resorptionsverfügbarkeit abgeleitet wurden.

Die Berechnung gebietsbezogener Beurteilungswerte wird auf der Basis empirisch ermittelter Zusammenhänge zwischen Gesamtgehalten und verfügbaren bzw. resorptionsverfügbaren Stoffgehalten oder deren prozentualer Anteile durchgeführt. In Abhängigkeit von der Datelage bzw. den Ergebnissen der Datenauswertung wird dabei entweder auf Streuungsmaße der statistischen Verteilung (Perzentile) für die prozentualen verfügbaren Anteile oder auf Wahrscheinlichkeitsmaße (Konfidenzintervalle) für verfügbare Gehalte aus Regressions-schätzungen zurückgegriffen. Die Berechnungen können dabei für verschiedene Werteni-veaus (d.h. beispielsweise für Kinderspielflächen und Wohngebiete) durchgeführt werden, wenn die verfügbaren Daten diese Niveaus abdecken.

VARIANTE 1

Perzentilwerte der verfügbaren Anteile können genutzt werden, um die Wahrscheinlichkeit für das Vorliegen einer Gefahr abzuleiten, wobei dem 5., 50. und 95. Perzentil eine besondere Bedeutung zukommt.

- BW_{g_5} : Wahrscheinlichkeit von 5 % für eine Überschreitung bzw. von 95 % für eine Unterschreitung (= unterer gebietsbezogener Beurteilungswert)
- $BW_{g_{50}}$: Wahrscheinlichkeit von 50 % für eine Überschreitung bzw. 50 % für eine Unterschreitung (Median) (= mittlerer gebietsbezogener Beurteilungswert)
- $BW_{g_{95}}$: Wahrscheinlichkeit von 95 % für eine Überschreitung bzw. 5 % für eine Un-tererschreitung (= oberer gebietsbezogener Beurteilungswert)

Falls die Bewertung eines Stoffes letztlich auf den resorptionsverfügbaren Gehalten beruht, können unter Verwendung der resorptionsverfügbaren Anteile auf Gesamtgehalten basie-rende gebietsbezogene Beurteilungswerte BW berechnet werden.

Formel 12: Berechnung gebietsbezogener Beurteilungswerte

$$BW_{g_x} = PW * 100 / \text{Perzentil}_{(100-x)}$$

mit:

BW_{g_x} : gebietsbezogene Beurteilungswerte mit der Wahrscheinlichkeit x [mg/kg]
(Angabe als Gesamtgehalt)

PW : Prüfwert [mg/kg]

Perzentil_(100-x) : (100-x)-tes Perzentil der resorptionsverfügbaren Anteile [%]

VARIANTE 2

Regressionsanalysen können mögliche statistische Zusammenhänge zwischen Gesamtge-halten und verfügbaren Gehalten direkt aufzeigen. Mit Hilfe von Konfidenzintervallen (d.h. Vertrauensbereiche) für die individuellen Werte können Schwankungsbreiten dieser Zusam-menhänge aufgezeigt und Wahrscheinlichkeiten für die Überschreitung definierter Schwellen verfügbarer Gehalte bei bestimmten Konzentrationen der Gesamtgehalte dargestellt werden

(vgl. Abbildung 13). Allerdings ist diese Auswertung nur dann sinnvoll, wenn eine ausreichende Korrelation zwischen beiden Variablen besteht.

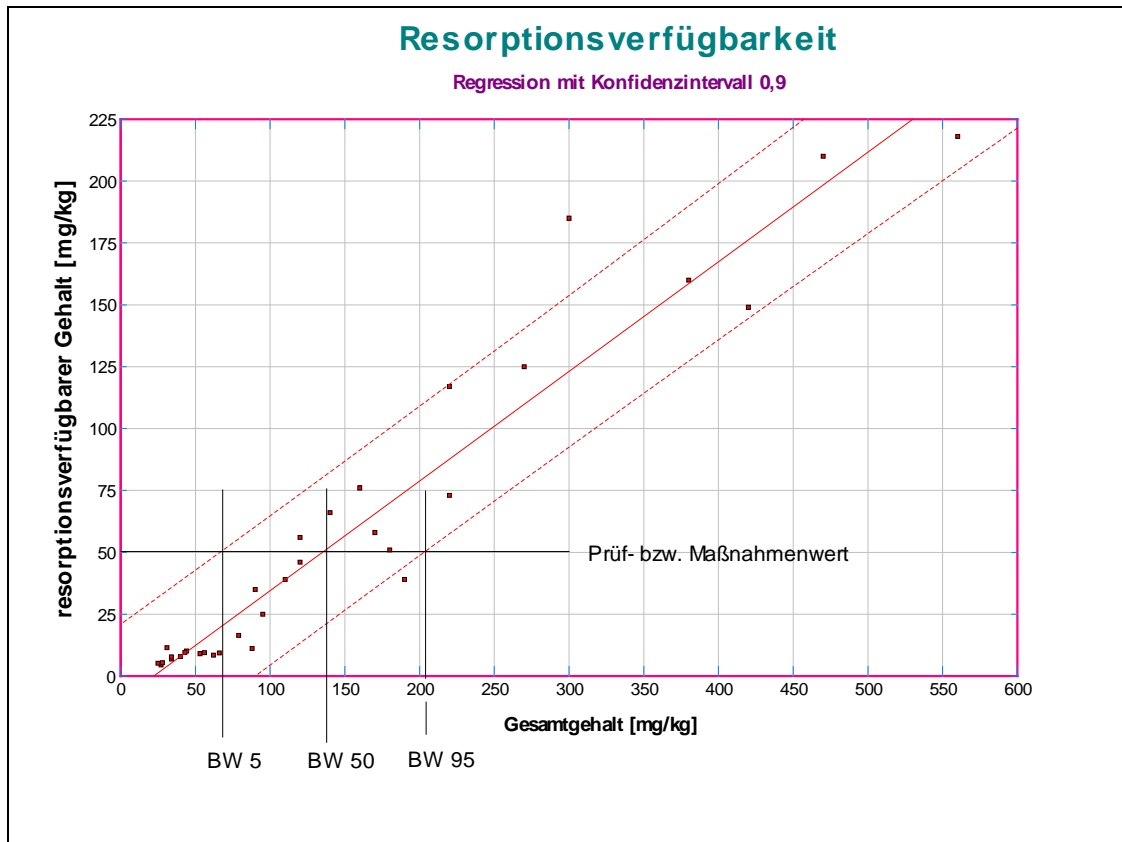


Abbildung 13: Schema zur Ableitung von gebietsbezogenen Beurteilungswerten (BWg) aus Regressionsgleichungen

Bei einem Konfidenzintervall von 0,9 liegen 90 % der Werte innerhalb der Schranken um die Regressionsgleichung (d.h. die Irrtumswahrscheinlichkeit α beträgt folglich 10 %). Da das Konfidenzintervall symmetrisch angelegt ist, beträgt die Irrtumswahrscheinlichkeit 5 %, dass bei einem bestimmten Gesamtgehalt der resorptionsverfügbare Gehalt oberhalb der oberen Schranke liegt. Dieselbe Wahrscheinlichkeit besteht, dass ein Wert unterhalb der unteren Schranke zu liegen kommt. Der erste Fehler hätte eine Unterschätzung der Gefahrensituation (ein Maßnahmenbedarf würde nicht erkannt werden), der zweite Fehler eine Überschätzung der Gefahrensituation (etwaig eingeleitete Maßnahmen wären nicht erforderlich) zu Folge.

Neben den grundsätzlichen statistischen Auswertungen der Datenkollektive, darunter insbesondere die Identifikation und ggf. Elimination von Ausreißern, gilt es im Vorfeld der Erstellung gebietsbezogener Beurteilungswerte zu klären, ob für einen Parameter einheitliche Beurteilungswerte für das gesamte Untersuchungsgebiet zweckdienlich sind, oder ob sich die Verfügbarkeiten regional (im Norden anders als im Süden...) oder je nach Bodeneigenschaften signifikant unterscheiden. Um aus einem Bündel von Variablen diejenigen mit deutlichem Einfluss zu identifizieren, bietet sich das Verfahren der Korrelationsanalyse an.

Eine Möglichkeit der vergleichenden Darstellung von Datenkollektiven stellen Box- & Whisker-Plots dar, die in folgender Abbildung 14 beispielhaft veranschaulicht sind.

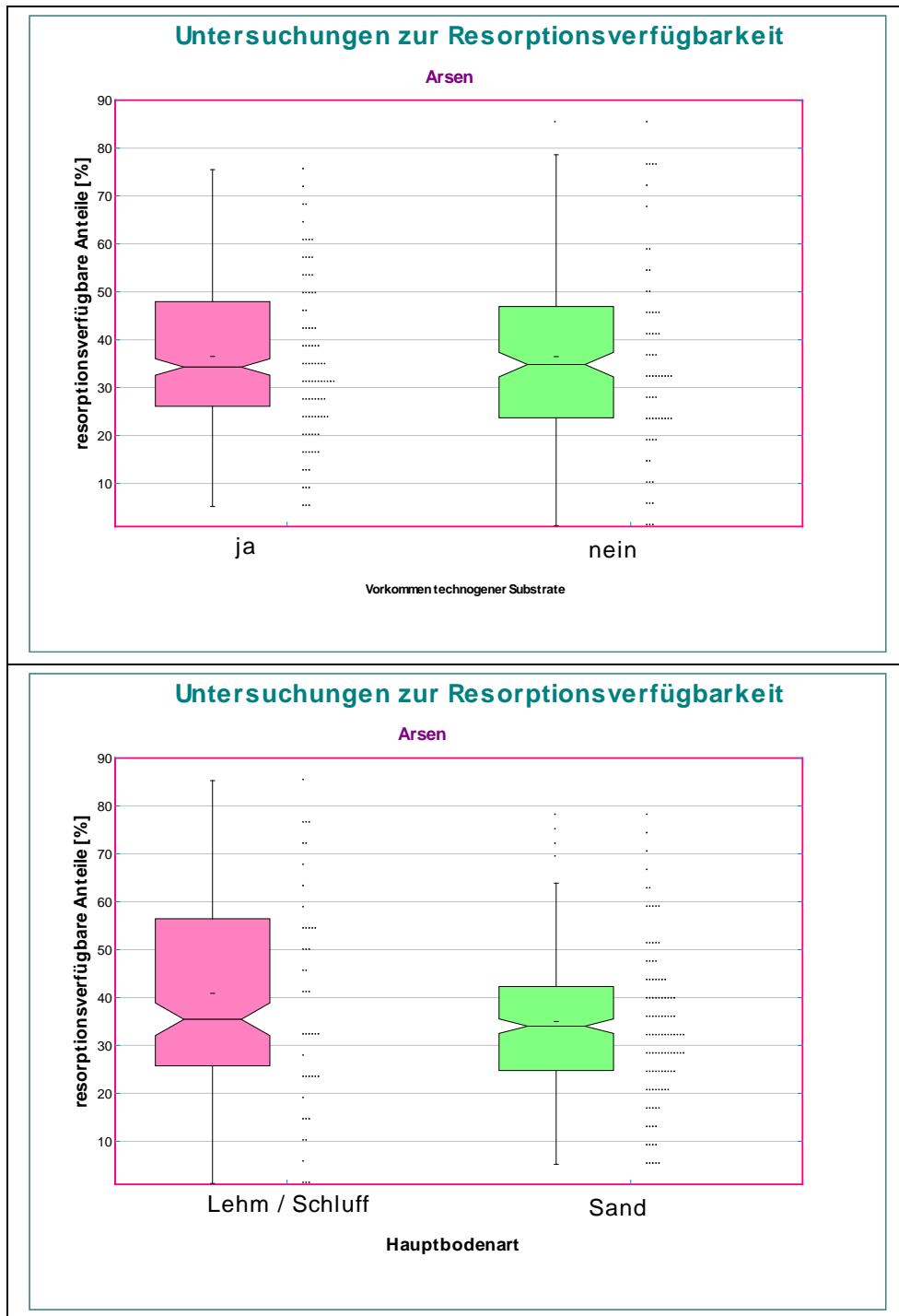


Abbildung 14: Box & Whisker-Plots der resorptionsverfügbaren Anteile, differenziert nach möglichen Einflussfaktoren (n = 164)

Die Diagramme zeigen, dass die Mediane der Teilmengen mit/ohne Vorkommen technogener Substrate bzw. mit Hauptbodenart Lehm(+Schluff)/Sand sich nicht signifikant unterscheiden (die Einkerbungen der Kastendiagramme überschneiden sich) und entsprechend der Einfluss der Variablen nicht so groß ausfällt, dass eine Aufteilung der Grundgesamtheit in

mehrere Untergruppen und Berechnung entsprechender gruppenspezifischer Beurteilungswerte gerechtfertigt wäre. Im umgekehrten Fall wären entsprechende Differenzierungen vorzunehmen (etwa separate gebietsbezogene Beurteilungswerte für Sandböden bzw. Lehm- und Schluffböden).

Für die Ableitung der zuvor genannten gebietsbezogenen Beurteilungswerte wurden drei unterschiedliche Perzentile der Verfügbarkeit verwendet, die sehr ungünstige, mittlere bzw. sehr günstige Bedingungen widerspiegeln. Prinzipiell ist diese Herangehensweise auch beim Wirkungspfad Boden-Pflanze möglich, sofern die pflanzenverfügbaren Gehalte aus Gesamtgehalten und pH-Werten mittels gebietspezifischer Regressionsgleichungen geschätzt werden.

In der Praxis finden diese gebietsbezogenen Beurteilungswerte in verschiedener Weise Anwendung, so der BWg_5 und BWg_{50} im Rahmen des Konzeptes aus weichen und harten Maßnahmen, das für die Stadt Duisburg entwickelt wurde (IFUA 2010) oder der BWg_5 und BWg_{95} im Rahmen des Bewertungskonzeptes für den Standort der ehemaligen Chemiefabrik *de Haën* in Hannover (IFUA 2009), wobei aus Gründen der Praktikabilität in der Regel gerundete Werte angegeben werden.

Tabelle 16: Gebietsbezogene Beurteilungswerte (BW) für Arsen [mg/kg]

	Resorptionsverfügbarer Anteil [%]	Prüfwert Kinderspielfläche [mg/kg]	Beurteilungswert Kinderspielfläche [mg/kg]	Prüfwert Wohngebiet [mg/kg]	Beurteilungswert Wohngebiet [mg/kg]
Quantil 1: 5%	13,7	25	182,9	50	365,8
Quantil 2: 10%	14,1	25	177,1	50	354,2
Quantil 3: 20%	17,1	25	146,4	50	292,8
Quantil 4: 25%	19,5	25	128,0	50	255,9
Quantil 5: 50%	22,9	25	109,1	50	218,2
Quantil 6: 75%	37,6	25	66,4	50	132,8
Quantil 7: 80%	38,9	25	64,2	50	128,4
Quantil 8: 90%	47,5	25	52,6	50	105,3
Quantil 9: 95%	53,2	25	47,0	50	94,0
BWg_5			50		90
BWg_{50}			110		220
BWg_{95}			180		370

Während dabei in erster Linie gebietsbezogene Beurteilungswerte im Fokus standen, die lediglich unter Berücksichtigung der für das Gebiet typischen Resorptionsverfügbarkeit abgeleitet wurden, werden nachfolgend komplexere Ableitungen thematisiert.

So ist es möglich, anhand der gebietstypischen Resorptionsverfügbarkeit und gebietsspezifischen Regressionsgleichungen zur Abschätzung des pflanzenverfügbaren Gehaltes aus Gesamtgehalt und pH-Wert, ein gebietsspezifisches Pendant zum integrierten Prüfwert für Cadmium von 2 mg/kg zu berechnen (vgl. IFUA 2010). Wichtig ist dabei, die sonstigen Rahmenbedingungen der Ableitung des Prüfwertes nach BBodSchV zu kennen (z. B. Anbaufläche, Anreicherungsklassen, Verzehrsmenge, Ernterträge, pH-Wert des Bodens) und vergleichbar zu lassen.

Der Parameter Blei stellt in Hinblick auf die Ableitung von handlungsauslösenden Beurteilungswerten einen Sonderfall dar, da die Ableitung der Prüfwerte der BBodSchV für Blei

letztlich auf einer Zusammenschau epidemiologischer Auswertungen sowie Daten zu Boden, Deposition und Schwebstaub basiert (vgl. 7.1.2). Auch in diesem Fall ist eine Ableitung gebietsbezogener Beurteilungswerte möglich (vgl. Kapitel 10.2; siehe auch Fallbeispiel 2).

10.2. Übertragung andernorts abgeleiteter gebietsbezogener Beurteilungswerte

Eine Übernahme von für ein Gebiet A abgeleiteten gebietsbezogenen Beurteilungswerten - die auch als gebietsspezifisch charakterisiert werden können - für Standorte eines anderen Gebietes B ist grundsätzlich nur möglich, wenn die der Ableitung zugrundeliegenden Sachverhalte identisch sind, was in der Regel nicht gegeben ist.

Letztlich ist nur die Methodik übertragbar und die Berechnung der Werte erfolgt auf Grundlage der für das konkrete Gebiet vorliegenden Daten etwa zur Verfügbarkeit von Schadstoffen. Die dabei notwendigen statistischen Rahmenbedingungen sind zu beachten (z.B. Mindestanzahl von Werten, Test auf das Vorliegen von Ausreißern und ggf. deren Elimination, Identifikation von Einflussgrößen und bei Bedarf Auftrennung der Grundgesamtheit sowie eine ausreichende Korrelation von Variablen). Von den in Kapitel 10.1 genannten Niveaus der Aussagesicherheit kann im Einzelfall begründet abgewichen werden.

Im Fall der im Rahmen der Bleistudie (LUA 2006a) abgeleiteten Beurteilungswerte ist der Sachverhalt anders. Eine analoge Ableitung für ein anderes Gebiet wird auf Grund des hohen Aufwands in der Regel nicht möglich sein. Hier stellt sich vielmehr die Frage, ob die Rahmenbedingungen im konkreten Gebiet ungünstiger oder günstiger sind als im Untersuchungsgebiet der Studie, und es sind die entsprechenden Konsequenzen hinsichtlich einer Anwendbarkeit der Werte zu ziehen.

Die Beurteilung der Bleigehalte im Boden mit Hilfe der Prüfwerte nach BBodSchV basiert auf der Definition zulässiger Bleigehalte im Blut, die durch die Zufuhr von Blei über verschiedene Umweltmedien (Nahrung, Trinkwasser, Luft, Boden) erfolgt. Als empfohlener Beurteilungsmaßstab wird in der Studie für den Duisburger Süden (vgl. LUA 2006a) insgesamt ein Blutbleigehalt von 50 µg/l vorgeschlagen. Daraus folgt, dass den verschiedenen möglichen Bleiquellen, die zu definieren und zu quantifizieren sind, jeweils ein Anteil "zugeschrieben" werden muss.

Ist eine Übernahme der Beurteilungswerte der Bleistudie angedacht, gilt es folgende Sachverhalte zu prüfen, wobei jeweils die Verhältnisse im konkreten Gebiet denen im Gebiet der Studie gegenübergestellt werden.

1. Prüfschritt: Bleizufuhr über Nahrung oder Trinkwasser

Für die Betrachtung des Duisburger Südens wurden grundsätzliche Überlegungen angestellt und Basisdaten zur alimentären Bleiaufnahme für 1-5-Jährige herangezogen, die umgerechnet eine Blutblei-Erhöhung von 4-19 µg/l ermitteln ließen.

Liegen keine konkreten Erkenntnisse oder belastbare Daten für ein konkretes Gebiet vor, sollen die in der Studie vorliegenden Daten als Standard in die Betrachtungen einbezogen werden (LUA 2006a).

2. Prüfschritt: Bleizufuhr über die Luft (Staubdeposition + Schwebstaub)

Wie die statistischen Auswertungen der Studie für den Duisburger Süden zeigen, nehmen die luftgetragenen Bleikonzentrationen deutlich Einfluss auf die Bleigehalte im Blut. Die für das Untersuchungsgebiet in Duisburg ermittelten Bleigehalte im Staubbiederschlag für den betrachteten Untersuchungszeitraum lagen im Mittel bei 183,7 $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, im Median bei 138,5 $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$. Die Konzentration von Blei im Schwebstaub lag im Jahr 2000 für das Untersuchungsgebiet im Mittel bei 0,06 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, im Median bei 0,03 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Da Angaben zu Bleigehalten im Staubbiederschlag und im Schwebstaub vielerorts vorhanden sind (Luftgüteüberwachung, Luftmessprogramme, Luftreinhaltepläne, MILIS-Stationen), sollte ein Vergleich in der Regel möglich sein.

3. Prüfschritt: Humandaten (Bleigehalte im Blut)

Liegen für das konkrete Gebiet Daten zur Blutbleibelastung von Kindern vor, sind diese zur Ableitung der gebietsbezogenen Beurteilungswerte heranzuziehen. Da entsprechende Informationen nur selten erhoben werden, wird dieser Punkt bei der Gegenüberstellung der Verhältnisse in der Regel außer Acht gelassen.

4. Prüfschritt: Nutzungsstruktur

Da zur Bewertung gesundheitlicher Wirkungen von Blei im Boden insbesondere der Wirkungspfad Boden-Mensch und die damit verbundenen Expositionsannahmen Relevanz haben, ist für die Übertragbarkeit der Ergebnisse aus der Bleistudie für den Duisburger Süden von großem Interesse, ob die Nutzungen im konkreten Gebiet vergleichbar sind.

Für die Charakterisierung der Nutzungsstruktur im Duisburger Süden wurden Angaben zu den unterschiedlichen Strukturtypen der Wohnbebauung ausgewertet, die im Rahmen der für Duisburg erstellten digitalen Bodenbelastungskarte erhoben wurden. Diese Daten beruhen auf einer 2004 vom Regionalverband Ruhr (RVR) durchgeführten Befliegung (vgl. LUA 2006a, Tabelle 11). Die fünf erfassten Strukturtypen (Einzel-/Reihenhausbebauung, Gemischte Bebauung, Blockbebauung, Zeilenbebauung, Hochhäuser, Blockrandbebauung) wurden Freiflächentypen zugeordnet, so dass sich folgende Flächenverteilung ergibt:

Tabelle 17: Anteile von Struktur- und Freiflächentypen der Wohnnutzung im Duisburger Süden

Strukturtypen Wohnen	Anteil (%) an Wohnnutzung	Freiflächentyp	Anteil (%) an Wohnnutzung
Einzel-/Reihenhausbebauung	50	Wohngarten	61
Gemischte Bebauung	9		
Blockbebauung	2		
Zeilenbebauung	29	Abstandsgrün (Wohngebiet)	39
Hochhäuser	2		
Blockrandbebauung	8	überwiegend Abstandsgrün (63 %)	

Im Gebiet der Studie bestehen etwa 60 % der zur Wohnbebauung zählenden Freiflächen aus Wohngärten, etwa 40 % stellen Abstandsgrünflächen dar. Die Ableitung der gebietsbe-

zogenen Beurteilungswerte fand also in einem Gebiet statt, in dem die beiden grundlegenden, das Wohnen betreffenden Nutzungsszenarien in bedeutsamen Anteilen vertreten sind.

Vor diesem Hintergrund problematisch wäre die Übertragung der Werte in ein Gebiet, in dem fast ausschließlich eines der beiden genannten Nutzungsszenarien vorkommt. Kämen in einem Untersuchungsgebiet z.B. fast ausschließlich Wohngärten vor, und somit eine vergleichsweise höhere Exposition der Kinder gegenüber der Schadstoffaufnahme über den Direktpfad und den Anbau von Nutzpflanzen im Garten, fielen die abgeleiteten Beurteilungswerte tendenziell niedriger aus. Bei fast ausschließlichem Vorkommen von Abstandsgrün dahingegen verhielte es sich umgekehrt.

5. Prüfschritt: Verfügbarkeit von Blei

Ein weiterer Schritt zur Überprüfung der Übertragbarkeit der Ergebnisse aus dem Duisburger Süden besteht darin, die Resorptionsverfügbarkeit von Blei im Boden zu ermitteln.

Für den Duisburger Süden wurden basierend auf Daten aus Kinderspielplatzuntersuchungen im Mittel Resorptionsverfügbarkeiten für Blei nach DIN 19738 von rund 35 % festgestellt, das 95. Perzentil lag bei 60 %. Aus Daten von Oberbodenproben (0,0-0,3 m) aus möglichst ungestörten städtischen Böden im Duisburger Süden lagen die Resorptionsverfügbarkeiten zwischen 8 % und 85 %, im Mittel waren 44% resorptionsverfügbar, der Median lag bei 42 %. Daraus wurde geschlossen, dass die Resorptionsverfügbarkeit für Blei im Duisburger Süden im Mittel mit 35-45 % anzunehmen ist. Die Daten zeigten statistisch gesehen einen vergleichsweise engen Zusammenhang zwischen den Gesamtgehalten von Blei im Boden und den resorptionsverfügbaren Gehalten ($r = 0,71$).

Letztlich sind die aus den gebietsspezifischen Daten abgeleiteten statistischen Kennziffern denjenigen des Gebiets der Studie gegenüberzustellen, um abschätzen zu können, ob die Verfügbarkeit vergleichbar, höher bzw. niedriger ausfällt.

6. Synthese

Anhand der Ergebnisse der einzelnen Prüfschritte ist eine Abschätzung erforderlich, inwieweit die Rahmenbedingungen in der Zusammenschau im konkreten Gebiet zumindest nicht ungünstiger sind als im Studiengebiet und eine Anwendung der dort abgeleiteten Beurteilungswerte keine Unterschätzung der Gefahr durch die Bleibelastung des Bodens für den betrachteten Direktpfad und die betrachteten Nutzungsszenarien mit sich bringt. Falls einige Prüfschritte günstigere und andere ungünstigere lokale Verhältnisse ergeben, ist zudem ein Abwägungsprozess in die fachliche Abschätzung zu integrieren.

11. Literatur

- AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, der Arbeitsgruppe Boden, 5. Auflage, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- AGDE, G., BELTZIG, G., RICHTER, J., SETTELMEIER, D. (2007): Spielgeräte – Sicherheit auf Europas Spielplätzen – Erläuterungen in Bildern zu DIN EN 1176. 3., vollständig überarbeitete Auflage. Beuth Verlag, Berlin
- AGDE, G., BELTZIG, G., DANNER, F., RICHTER, J., SETTELMEIER, D. (2009): Spielgeräte - Sicherheit auf Europas Spielplätzen – Erläuterungen in Bildern zu DIN EN 1176. 4., vollständig überarbeitete Auflage. Beuth Verlag, Berlin
- AGLMB (ARBEITSGEMEINSCHAFT DER LEITENDEN MEDIZINAL-BEAMTINNEN, -BEAMTEN DER LÄNDER) (1995): Standards zur Expositionsabschätzung, Bericht des Ausschusses für Umwelthygiene (Behörde für Arbeit Gesundheit und Soziales, Hrsg.), Hamburg.
- AHU & IFUA (AHU - BÜRO FÜR HYDROGEOLOGIE, und UMWELT GMBH IFUA-INSTITUT FÜR UMWELT-ANALYSE GMBH (1992): Gefährdungsabschätzung der Altlastverdachtsfläche Varresbecker Bach in Wuppertal-Varresbeck, im Auftrag der Stadt Wuppertal.
- ANGERER, J.; AYLWARD, L.; HAYS, S.; HEINZOW, B.; WILHELM, M. (2011): Human biomonitoring assessment values: Approaches and data requirements. International Journal of Hygiene and Environmental Health, 214, S. 348-360
- ATSDR (AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES, DISEASE REGISTRY) (1993): Toxicological Profile for Arsenic, Report PB93-182376 .
- ATSDR (AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY) (2007): Toxicological Profile for Arsenic, National Technical Information Service, Springfield; online unter: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>
- ATSDR (AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY): Toxicological profiles, National Technical Information Service (NTIS). Online: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles>
- BARKOWSKI, D.; GIERSE, R.; MACHTOLF, M. et al. (2005): Beurteilung von Bodenbelastungen in Wuppertaler Kleingartenanlagen. Altlasten Spektrum, Heft 1, S. 36-44
- BauGB (2004): Baugesetzbuch, in der Fassung der Bekanntmachung vom 23. September 2004 (BGBl. I S. 2414), zuletzt geändert durch Artikel 4 des Gesetzes vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585)
- BauNVO (2004): Baunutzungsverordnung, Verordnung über die bauliche Nutzung der Grundstücke; in der Fassung der Bekanntmachung vom 23. Januar 1990 (BGBl. I S. 132), zuletzt geändert durch Artikel 3 Investitionserleichterungs- und WohnbaulandG vom 22.4.1993 (BGBl. I S. 466)
- BayLfU (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ) (2002): Merkblatt: Untersuchung und Bewertung von Altlasten und schädlichen Bodenveränderungen – Wirkungspfad Boden – Mensch (direkter Kontakt) – LfU-Merkblatt Altlasten 1. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Augsburg

- BBodSchG (1998): Bundes-Bodenschutzgesetz; Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen 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 Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 18. Juni 1999. Bundesanzeiger, Band 51, Heft 161a, S.1-39
- BECHER, H., WAHRENDORF, J. (1992): Metalle; Arsen, in: Handbuch der Umweltmedizin (Wichmann, Schlipkötter und Füllgraß, Hrsg.), Bd. 2, Ecomed, Landsberg/Lech.
- BGR (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe) (2008): Flächenrepräsentative Hintergrundwerte für Arsen, Antimon, Beryllium, Molybdän, Kobalt, Selen, Thallium, Uran und Vanadium in Böden Deutschlands aus länderübergreifender Sicht, Hannover
- BUNDESINSTITUT FÜR Risikobewertung (BfR): Online unter: <http://www.bfr.bund.de/de/start.html>
- BLUME, H.P. (2004): Handbuch des Bodenschutzes, 3. Auflage, ecomed Verlag, Landsberg a. Lech.
- BOTHE, M. (2004): Quantifizierung der Ingestion von Boden durch Kinder. In: BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT [Hrsg.]: Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz, BMU 2004-647, Bonn
- BRÜMMER, G., ZEIEN, H.; HILLER, D. (1994): Bindungsformen und Mobilität von Cadmium und Blei in Böden, in: Beurteilung von Schwermetallen in Böden von Ballungsgebieten: Arsen, Blei, Cadmium (DECHEMA e.V., Hrsg.), Bd. DECHEMA-Fachgespräche, Frankfurt a.M., S. 197-217.
- BUA (BERATERGREGIUM FÜR ALTSTOFFE DER GESELLSCHAFT DEUTSCHER CHEMIKER) (Hrsg.): BUA-Stoffberichte Stuttgart: Hirzel, Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft Serie
- BURGHARDT, W.; HÖKE, S; SAUER, D. (1997): Schadstoffgehalte und -ausbreitung bodenbürtiger Stäube in Stadt- und Industriegebieten Studie im Auftrag des MURL NRW, Essen
- CALABRESE, E.; STANEK, E.; JAMES, R.; ROBERTS, S. (1997): Soil Ingestion: A Concern for Acute Toxicity in Children. Environmental Health Perspectives, 105, 12, S. 1354-1358
- CORNELIS, R.; HEINZOW, B, HERBER, R et al. (1995): Sample collection guideline for trace elements in blood in urine. Pure Applied Chemistry, 67, S. 1575-1608
- DELSCHEN, TH.; BERTGES, W.-D.; LEISNER-SAABER; J. (2006): Bewertung von Schadstoffbelastungen auf Sport- und Bolzplätzen nach Maßstäben des Bodenschutzrechtes. Bodenschutz, Heft 2, S. 44-48
- DELSCHEN, T., HEMBROCK-HEGER, A., LEISNER-SAABER, J., SOPCZACK, D (1999): Verhalten von PAK im System Boden/Pflanze: PAK-Belastung von Kulturpflanzen über den Luft-/Bodenpfad; UWSF-Z, Umweltchem. Ökotox., 11, 2; S. 79-87
- DELSCHEN, T., KÖNIG, W. (1998): Untersuchung und Beurteilung der Schadstoffbelastung 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 toxikologischer Basis, Bodenschutz 1, S. 17-20.
- DELSCHEN, T. (1998): Pfadintegrierende Bewertung von Bodenbelastungen in Haus- und Kleingärten. Teil 2: Prüfwerte für das Nutzungsszenario "Wohngärten". Altlasten Spektrum Heft 6, S. 336 - 342.
- DFB (DEUTSCHER FUSSBALL-BUND) (2009): Fußballregeln 2009/2010. Deutscher Fußballbund, Frankfurt am Main
- DFG (DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT), SENATSKOMMISSION ZUR PRÜFUNG GESUNDHEITLICHER ARBEITSSOFFE (2004): MAK- und BAT-Werte-Liste, Maximale Arbeitsplatzkonzentrationen und Biologische Arbeitsstofftoleranzwerte; Mitteilung 39
- DIN 749 (2006-1): Spielfeldgeräte - Handballtore - Funktionelle und sicherheitstechnische Anforderungen, Prüfverfahren; Beuth-Verlag, Berlin
- DIN 1176 (2008): 1176 – Spielplatzgeräte; Beuth-Verlag, Berlin
- DIN 1176-1 (2009): DIN EN 1176-1: Spielplatzgeräte - Teil 1: Allgemeine sicherheitstechnische Anforderungen und Prüfverfahren; Beuth-Verlag, Berlin
- DIN 11277 (2002-08): Bestimmung der Partikelgrößenverteilung in Mineralböden – Verfahren mittels Siebung und Sedimentation; Beuth-Verlag, Berlin
- DIN 15800 (2004): Bodenbeschaffenheit – Charakterisierung von Böden im Hinblick auf den Wirkungspfad Boden-Mensch; Beuth-Verlag, Berlin
- DIN 18123 (1996-11): Baugrund – Untersuchung von Bodenproben – Bestimmung der Korngrößenverteilung; Beuth-Verlag, Berlin
- DIN 19683-2 (1973-04): Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung nach Vorbehandlung mit Natriumpyrophosphat; Beuth-Verlag, Berlin
- DIN 19730 (1997-06; aktualisierte Fassung 2009-07): Bodenbeschaffenheit – Extraktion von Spurenelementen aus Böden mit Ammoniumnitratlösung; Beuth-Verlag, Berlin
- DIN 19734 (1999-1): Bodenbeschaffenheit – Bestimmung von Chrom (VI) in phosphatgepufferter Lösung; Beuth-Verlag, Berlin
- DIN 19738 (2004-07): Resorptionsverfügbarkeit von organischen und anorganischen Schadstoffen aus kontaminiertem Bodenmaterial; Beuth-Verlag, Berlin
- DIN 38405-13 (2006): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Anionen (Gruppe D) - Teil 13: Bestimmung von Cyaniden (D 13); Ausgabe 2006-11
- DIN 58 936 (1993): Präanalytik, Einflussgrößen, Störfaktoren (Teil 8) ; Beuth-Verlag, Berlin.
- DOLGNER, R.; BROCKHAUS, A.; EWERS, U. ET AL. (1988): Untersuchungen zur Schwermetallbelastung von Kindern im Ruhrgebiet. Öff. Gesundheits-Wesen, Band 50, S. 189-196
- DRESCH, W.; EINBRODT, H.; SCHRÖDER, A. (1976): Zur Beurteilung einer möglichen Gesundheitsgefährdung durch bleihaltige Sportplatzbeläge. Sportarzt und Sportmedizin, Heft 9, S. 216-220

- DSB (DEUTSCHER SPORTBUND – INSTITUT FÜR SPORTSTÄTTENBAU) (1964): Spielplätze: Planung, Entwurf, Ausbau und Ausstattung. 2. Auflage. Institut für Sportstättenbau, Köln
- EFSA – PRAPeR (EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY): Pesticide risk assessment peer review, PRAPeR, Conclusions. Online: <http://www.efsa.europa.eu/en/praper/praperscdocs.htm>
- EFSA (EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY) Scientific reports from the Panel on contaminants in the food chain. Online: <http://www.efsa.europa.eu/en/contam/contamscdocs.htm>
- EFSA (EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY) (2008): Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Food. Scientific opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain. The EFSA Journal 724, 1-114
- EFSA (EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY) (2009a): Scientific opinion on Arsenic in Food; EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain. The EFSA Journal 7(10):1351
- EFSA (EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY) (2009b): Cadmium in Food, Scientific opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain. The EFSA Journal 980, 1-139
- EFSA (EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY) (2010): Scientific reports from the Panel on contaminants in the food chain Online: <http://www.efsa.europa.eu/en/contam/contamscdocs.htm> (EFSA-Q-2007-137, Scientific Opinion on Lead in Food. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). EFSA Journal 8, 4, S.1570
- EIKMANN, T.; BRAMMERTZ, A.; EIKMANN S. (1993): Kriterien zur Beurteilung der inhalativen Aufnahme von Schadstoffen aus dem Boden - Beispiel: Kontamination von Sport- und Bolzplätzen. In: ROSENKRANZ; EINSELE; HARESS [Hrsg.]: Handbuch Bodenschutz, Kapitel 3595, Erich Schmidt Verlag, Berlin
- EIKMANN. T., HEINRICH, U., HEINZOW, B. (Hrsg.) (1999ff): Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen: ergänzbares Handbuch toxikologische Basisdaten und ihre Bewertung, Berlin: Erich Schmidt Verlag 1999ff. Loseblattsammlung mit Ergänzungen
- EINBRODT, H.; EIKMANN TH. (1987): Ergebnisbericht und gutachterliche Stellungnahme zur Untersuchung der Anwohner der ehemaligen Berieselungs- und Klärschlammmanlage Bielefeld Hagenkamp. Bericht im Auftrag der Stadt Bielefeld (unveröffentlicht)
- EPA (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) (2008a): National ambient air Quality standards for lead. 40 CFR Parts 50,51,53 and 58; Federal Register, 73, 2008, 66964-67062
- EU - CSTEE (Scientific Committee for Toxicity, Ecotoxicity and the Environment), European Commission. Online: http://ec.europa.eu/health/ph_risk/committees/sct/sct_opinions_en.htm
- EU – RAR (EUROPEAN CHEMICALS BUREAU, EXISTING-CHEMICAL RISK-ASSESSMENT REPORTS). Ex-European Chemical Bureau Joint Research Centre (JRC), European Commission, Ispra Institut for Health and Consumer Protection (IHCP). Online. <http://ecb.jrc.ec.europa.eu/esis/index.php?PGM=ora>
- EVERT, K.-J. (2004): Lexikon: Landschafts- und Stadtplanung. Mehrsprachiges Wörterbuch über Planung, Gestaltung und Schutz der Umwelt. Springer, Berlin
- EWERS, U.; FREIER, I.; KRÄMER, U. et al. (1988): Schwermetalle im Staubbiederschlag und Boden und ihre Bedeutung für die Schwermetallbelastung von Kindern. Staub Reinhaltung der Luft, Band 48, S. 27-33

- EWERS, U., FREIER, I, TURFELD, M. et al. (1993): Untersuchungen zur Schwermetallbelastung von Böden und Gartenprodukten aus Stolberger Hausgärten und zur Blei- und Cadmiumbelastung von Kleingärtnern aus Stolberg, Gesundheitswesen, 55, S. 318-325.
- EWERS, U., SUCHENWIRTH, R. (1996): Expositionsabschätzung: Human-Biomonitoring vs. Modellrechnungen, UWSF - Zeitschrift Umweltchemie Ökotoxikologie (8), 4, S. 213-220.
- EWERS, U., WITTSIEPE, J., SCHREY, P. et al. (1996): PCDD/F-Gehalte im Blut von Anwohnern einer früheren Kabelabbrennanlage, Georg Thieme Verlag, 8/9, S. 465-470.
- EWERS, U. (1997): Gefährdungsabschätzung von Bodenverunreinigungen und Altlasten. Umwelt, 7/8.
- EWERS, U., WITTSIEPE, J., HENS-BISCHOFF, G. et al. (1997): Human-Biomonitoring - Untersuchungen auf Arsen, Blei und PCDD/F bei Bewohner eines kontaminierten Wohngebietes, Gesundheitswesen, 59, S. 41-49.
- EWERS, U., ZELDER, E., NEUMANN, H.-G. (1997b): Umweltmedizinische Untersuchung auf Hämoglobin-Addukte sprengstofftypischer nitroaromatischer Verbindungen bei Anwohnern des früheren DAG- und WASAG-Geländes in Stadtallendorf, Gutachten im Auftrag des RP Kassel
- EWERS, U.; ZWIRNER-BAIER, I.; NEUMANN, G. et al. (2000): Hämoglobin-Addukt-Konzentrationen sprengstofftypischer nitroaromatischer Verbindungen im Blut von Bewohnern von Rüstungsaltsstandorten. Teil 1: Studie Hirschhagen/Waldhof. Teil 2: Studie Stadtallendorf. Umweltmedizin in Forschung und Praxis, 5, 5, S. 267-284
- EWERS, U., WILHELM, M. (2001): Diagnostik der inneren Exposition (Human-Biomonitoring). In: Wichmann, Schlipkötter, Fülgraff (Hrsg) Handbuch der Umweltmedizin. Band I, III-2, 22. Erg. Lfg. 7/01, ecomed-Verlagsgesellschaft, Landsberg/Lech
- EWERS, U.; ZWIRNER-BAIER, I.; NEUMANN, G. et al. (2003): Hämoglobin-Addukt-Konzentrationen sprengstofftypischer nitroaromatischer Verbindungen im Blut von Bewohnern von Rüstungsaltsstandorten. Umweltmedizin in Forschung und Praxis, Bd.5, Heft5, S. 267-275
- FIFA (FÉDÉRATION INTERNATIONALE DE FOOTBALL ASSOCIATION) (2009): Spielregeln 2009/2010. Fédération Internationale de Football Association, Zürich (Schweiz)
- FOBIG (FORSCHUNGS- UND BERATUNGSINSTITUTS GEFAHRSTOFFE FOBIG GMBH) (1999): Grundlagen für die Bewertung von Kontaminationen des Bodens mit polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen. – Bericht des Forschungs- und Beratungsinstituts Gefahrstoffe FoBiG GmbH im Auftrag des Umweltbundesamtes. – Freiburg.
- GEBEL, T., SCHÄFER, J., BEUERMANN, I. et al. (1995): Biomonitoring-Untersuchung bei Personen in Wohngebieten mit erhöhten Bodenwerten an Quecksilber, Arsen und Antimon, Forum Städte Hygiene , 45, S. 211-215.
- GESTIS (Gefahrstoffinformationssystem der gewerblichen Berufsgenossenschaften) Berufsgenossenschaftliches Institut für Arbeitsschutz – BGIA. Online: www.dguv.de/ifa/stoffdatenbank
- GOEN, T., ANGERER, J. (1996): Ringversuche zur externen Qualitätssicherung, Umweltmed Forsch Prax (1), 4, S. 199-206.

- GREIM, H. (Hrsg.) Biologische Arbeitsstoff-Toleranz-Werte (BAT-Werte) und Expositionsäquivalente für krebserzeugende Arbeitsstoffe (EKA): arbeitsmedizinisch-toxikologische Begründungen Weinheim: VCH, Loseblattsammlung
- HACK, A. (1995): "Entwicklung eines Verfahrens zur Ermittlung der Resorptionsverfügbarkeit von Schadstoffen in Böden", Vortragsmanuskript, BEW-Veranstaltung "Gefährdungsabschätzung von Altlasten (26.09.1995), Duisburg
- HACK, A., WELGE, P., WITTSIEPE, J. und WILHELM, M. (2002): Aufnahme und Bilanzierung (Bioverfügbarkeit) ausgewählter Bodenkontaminanten im Tiermodell (Minischwein). Forschungsbericht (UFOPLAN) 298 73 227/01, im Auftrag des Umweltbundesamtes
- HEMPEL, M. (1993): Entwicklung und Anwendung von Methoden zur Gefährdungsabschätzung quecksilberkontaminierter Standorte, Promotionsarbeit.
- HEMPFLING, R., DOETSCH, P. (1997): Wissenschaftliche Begleitung und Fortentwicklung eines Gefährdungsabschätzungsmodells für Altlasten - UMS-System zur Altlastenbeurteilung - Abschlußbericht - ARGE Fresenius-focon. F&E Vorhaben 109 01 215, im Auftrag des Umweltbundesamtes
- HENSCHLER, D, GREIM H, HARTWIG, A .(Hrsg.) Gesundheitsschädliche Arbeitsstoffe: toxikologisch-arbeitsmedizinische Begründungen von MAK-Werten Weinheim: VCH Loseblattsammlung
- HSDB (HAZARDOUS SUBSTANCES DATA BANK). National Library of Medicine (NLM), Bethesda, USA. Online: <http://toxnet.nlm.nih.gov>
- IARC (INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER) (Hrsg.) IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Lyon: IARC Press Serie. Online: <http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/index.php>
- IFUA (INSTITUT FÜR UMWELT-ANALYSE GMBH) (1996): Gefährdungsabschätzung Osnabrück-Wüste, 6. Sachstandsbericht, "Toxikologische Bewertung der Gartenböden", im Auftrag der Stadt Osnabrück (unveröffentlicht).
- IFUA (IFUA-PROJEKT-GMBH) (2001): Verzehrsstudie in Kleingärten im Rhein-Ruhrgebiet. In: LUA (LANDESUMWELTAMT NRW) [Hrsg.]: Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz, Band 14, Essen
- IFUA (IFUA-PROJEKT-GMBH) (2002a): Vorstudie zum Einsatz von Bewertungsmodellen bei einer Gefährdungsabschätzung - Abschlussbericht -. Gutachten erstellt im Auftrag des Landesumweltamtes NRW, Essen (unveröffentlicht)
- IFUA (IFUA-PROJEKT-GMBH) (2002b): Literaturlauswertung zur Aktualisierung der Datenbasis für ein Modell zur Bewertung der Schadstoffaufnahme des Menschen in Wohngärten. Sachstand zur Datenbasis. Im Auftrag des Landesumweltamtes NRW, Essen (unveröffentlicht)
- IFUA (IFUA-PROJEKT-GMBH) (2003): Untersuchungen zur Resorptionsverfügbarkeit von Schadstoffen in der Einzelfallprüfung zur Gefahrenbeurteilung – Praxistest zur Vollzugshilfe und Kostenreduzierung am Beispiel Osnabrück-Wüste. F+E-Vorhaben im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung und Forschung und der Stadt Osnabrück

- IFUA (IFUA-PROJEKT-GMBH) (2005): Ehemalige Zündhütchenfabrik im Kleingartengelände "Am Ihlpohl" – Abschließende Gefährdungsabschätzung; Gutachten im Auftrag der Thyssen-Krupp Real Estate GmbH, Essen; unveröffentlicht
- IFUA (IFUA-PROJEKT-GMBH) (2006): Arbeitshilfe zur Beurteilung von Schadstoffbelastungen in Wohn- und Kleingärten. Abschlussbericht im Auftrag des Landesumweltamtes NRW, Essen (unveröffentlicht)
- IFUA (IFUA-PROJEKT-GMBH) (2007): Digitale Bodenbelastungskarte Stadt Lengerich- Außen- und Innenbereich -Abschlussbericht im Auftrag des Kreises Steinfurt (unveröffentlicht)
- IFUA (IFUA-PROJEKT-GMBH) (2008): Untersuchung von tennenbelegten Bolz- und Kinderspielplätzen in Mönchengladbach nach aktuellem Bodenschutzrecht; Anhang 3: integrative Betrachtung inhalativer und oraler Expositionen; Gutachten im Auftrag der Stadt Mönchengladbach; unveröffentlicht
- IFUA (IFUA-PROJEKT-GMBH) (2009): Bodenuntersuchungen im Umfeld des Riedel-de-Haën-Platzes – Detailuntersuchung Wirkungspfad Boden-Mensch; Gutachten für die Region Hannover; unveröffentlicht
- IFUA (IFUA-PROJEKT-GMBH) (2010): Gebietsbezogenes Maßnahmenkonzept Duisburg; Projektbericht im Auftrag der Stadt Duisburg; Stand 01/2010, unveröffentlicht
- IGS (INFORMATIONSSYSTEM FÜR GEFÄHRLICHE STOFFE): Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen. Online: http://igsvtu.lanuv.nrw.de/igs_portal/index.htm
- IRIS (INTEGRATED RISK INFORMATION SYSTEM). US Environmental Protection Agency, Washington, DC. Online: <http://www.epa.gov/iris>
- IUCLID (INTERNATIONAL UNIFORM CHEMICAL INFORMATION DATABASE). European Chemicals Bureau, Institut for Health and Consumer Protection, Joint Research Centre (IHCP/JRC), European Commission, Ispra. Online: <http://ecb.jrc.ec.europa.eu/existing-chemicals>
- KAISER, D. B. (2010): Genormte Methoden und ihre Anwendung. Vortrag im Rahmen des Workshops für Praxisvertreter "Berücksichtigung der Bioverfügbarkeit bei der Untersuchung und Bewertung von Böden und Altlasten" am 18.11.2010 bei der Landesvertretung Sachsen-Anhalt in Berlin.
- KmV (2010): Verordnung zur Begrenzung von Kontaminanten in Lebensmitteln (Kontaminanten-Verordnung - KmV) vom 19.03.2010 (BGBl. I S. 287)
- 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

- KÖNIG, W., BACHMANN, G., VON BORRIES, D.F.W. (1996): Eckpunkte für Prüfwerte zur Gefahrenbeurteilung von belasteten Böden, Bodenschutz 1/96, S. 6-10.
- KRAUSE, C. (2000): Zur umweltmedizinischen Beurteilung von Human-Biomonitoring Befunden in der ärztlichen Praxis. Umweltmedizin in Forschung und Praxis, Bd. 5, Nr. 3 S. 177-180
- KTBL (KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT E.V.) (1991): KTBL - Datensammlung Haushalt, 4. Auflage.
- KUOROS, B. (1994): Diagnostik biochemischer Funktionen (Biologisches Effektmonitoring). In: WICHMANN, SCHLIPKÖTER, FÜLLGRAF [Hrg]: Handbuch Umweltmedizin, Band 1, III-2.2.1, 3. Ergänzungslieferung. Ecomed-Verlag. Landsberg/Lech
- LABO (BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ) ad-hoc AG "Schwermetalltransfer Boden/Pflanze" der AG "Bodenbelastung" (1998): Eckpunkte zur Gefahrenbeurteilung des Wirkungspfadef Bodenverunreinigungen/Altlasten – Pflanze; in: ROSENKRANZ; EINSELE; HARESS [Hrsg.]: Handbuch Bodenschutz, Kapitel 9009, Erich Schmidt Verlag, Berlin
- LABO (BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ) (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden; 3. Überarbeitete und ergänzte Auflage, Tabellen der Hintergrundwerte für Böden (Anhang)
- 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>
- LABO-LAGA-AG "Direktpfad" (1996): Eckpunkte zur Gefahrenbeurteilung des Wirkungspfadef Bodenverunreinigung / Altlasten - Mensch (Direkter Übergang), unveröffentlichter Bericht.
- LAI (LÄNDERAUSSCHUSS IMMISSIONSSCHUTZ) (2004): Bewertung von Schadstoffen, für die keine Immissionswerte festgelegt sind - Orientierungswerte für die Sonderfallprüfung und für die Anlagenüberwachung sowie Zielwerte für die langfristige Luftreinhaltung unter besonderer Berücksichtigung der Beurteilung krebserzeugender Luftschadstoffe. Bericht des Länderausschusses für Immissionsschutz (LAI) vom 21. September 2004
- LANPHEAR B.P., HORNING R, KHOURY J. et al. (2005): Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: an international pooled analysis Environmental Health Perspectives, 113 S. 894-899 Online: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1257652/pdf/ehp0113-000894.pdf>
- LBodSchG (2000): Landesbodenschutzgesetz für das Land Nordrhein-Westfalen, vom 09.05 2000 (GV. NRW S. 439); zuletzt geändert am 11.12.2007 (GV. NRW S. 662)
- LIEBE, F., WELP, G., BRÜMMER, G. W. (1997): Mobilität anorganischer Schadstoffe in Böden Nordrhein-Westfalens, Landesumweltamt NRW (Hrsg.), Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz, Band 2, Essen.
- LINK, B. (1999): Richtwerte für die Innenraumluft - Quecksilber. Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz, Band 42, Heft 2, S. 168-173
- LITZ, N, WILCKE, W., WILKE, B.-M. (Hrsg.) (2004): Bodengefährdende Stoffe: Bewertung, Stoffdaten, Ökotoxikologie, Sanierung; ergänzbare Loseblattsammlung; WILEY-VCH Verlag, Weinheim

- LFU (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG) (1998): Literaturstudie zum Transfer von organischen Schadstoffen im System Boden/Pflanze und Boden/Sickerwasser, Karlsruhe
- LUA (LANDESUMWELTAMT NRW, Essen) (1998): Beurteilung von Bodenergebnissen bezüglich Thallium im Bereich des Bebauungsplanes Nr. 41 "Enge Gasse" in Lengerich. Schriftliche Mitteilung des Landesumweltamtes NRW, Essen vom 26.01.1998 (unveröffentlicht), Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen
- LUA (LANDESUMWELTAMT NRW, Essen) (2000): Weitere Sachverhaltsermittlung bei Überschreitung von Prüfwerten nach der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung für die Wirkungspfade Boden-Mensch und Boden-Nutzpflanze; LUA Merkblatt Nr. 22
- LUA (LANDESUMWELTAMT NRW, Essen) (2001): Verzehrsstudie in Kleingärten im Rhein-Ruhrgebiet. In: LUA (LANDESUMWELTAMT NRW) [Hrsg.]: Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz, Band 14,
- LUA (LANDESUMWELTAMT NRW, Essen) (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Oberböden Nordrhein-Westfalens – Auswertung aus dem Fachinformationssystem Stoffliche Bodenbelastung (FIS StoBo)
- LUA (LANDESUMWELTAMT NRW, Essen) [Hrsg.] (2004): Humanmedizinische Wirkungsuntersuchungen innerhalb kleinräumiger Belastungsareale mit umschriebenen Belastungsschwerpunkten ("Hot Spot"-Untersuchungen), Fachberichte LUA NRW, Band 5, Essen. Projektbearbeitung: ABTEILUNG FÜR HYGIENE SOZIAL- UND UMWELTMEDIZIN DER RUHR UNIVERSITÄT BOCHUM (RUB); INSTITUT FÜR UMWELTMEDIZINISCHE FORSCHUNG (IUF)
- LUA (LANDESUMWELTAMT NRW, Essen) (2005): Abschätzung der Schwermetallmobilität in nordrhein-westfälischen Böden, Essen 28.01.2005; <http://www.lua.nrw.de/> unter Umweltthema Boden
- LUA (LANDESUMWELTAMT NRW, Essen) (2006a): Übergreifende Auswertung von Boden-, Immissions- und Humandaten zur Schwermetallbelastung im Duisburger Süden; Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz; MALBO 23
- LUA (LANDESUMWELTAMT NRW, Essen) (2006b): Anleitung zur Ermittlung und Abgrenzung von Gebieten mit erhöhten Schadstoffgehalten in Böden (GE-Anleitung Merkblatt Nr. 57)
- LUA (LANDESUMWELTAMT NRW, Essen) (2006c): Handlungsempfehlungen zu Maßnahmen der Gefahrenabwehr bei schädlichen stofflichen Bodenveränderungen in der Landwirtschaft; Merkblatt 55
- MACHOLZ, R. (2010): Ergebnisse der Befragung der Fachbehörden zu Untersuchungen und Erfahrungen im Umgang mit der Resorptionsverfügbarkeit von prioritären Schadstoffen aus Böden und Bodenmaterialien. Vortrag im Rahmen des Workshops für Praxisvertreter "Berücksichtigung der Bioverfügbarkeit bei der Untersuchung und Bewertung von Böden und Altlasten" am 18.11.2010 bei der Landesvertretung Sachsen-Anhalt in Berlin.
- MAGS (MINISTERIUM FÜR ARBEIT, GESUNDHEIT UND SOZIALES) NRW (1991) [Hrsg]: Kieselrot-Studie. Humanmedizinische Untersuchungen. Düsseldorf

- MEKEL, O.; MOSBACH-SCHULZ, O.; SCHÜMANN, M.; et al. (2007a): Evaluation von Standards und Modellen zur probabilistischen Expositionsabschätzung Teil 1: Grundlagen der bevölkerungsbezogenen Expositionsmodellierung. WaBoLu-Hefte, Nr. 02/2007. UBA-FBNr: 001073/1, Förderkennzeichen: 202 61 218/02, Umweltbundesamt
- MEKEL, O.; MOSBACH-SCHULZ, O.; SCHÜMANN, M.; et al. (2007b): Evaluation von Standards und Modellen zur probabilistischen Expositionsabschätzung Teil 2: Empfehlungen für Expositionsfaktoren. WaBoLu-Hefte, Nr. 03/2007. UBA-FBNr: 001073/2, Förderkennzeichen: 202 61 218/02, Umweltbundesamt
- MEKEL, O.; MOSBACH-SCHULZ, O.; SCHÜMANN, M.; et al. (2007c): Evaluation von Standards und Modellen zur probabilistischen Expositionsabschätzung Teil 3: Szenarien. WaBoLu-Hefte, Nr. 04/2007. UBA-FBNr: 001073/3, Förderkennzeichen: 202 61 218/02, Umweltbundesamt
- MEKEL, O.; MOSBACH-SCHULZ, O.; SCHÜMANN, M.; et al. (2007d): Evaluation von Standards und Modellen zur probabilistischen Expositionsabschätzung Anhang. WaBoLu-Hefte, Nr. 05/2007. UBA-FBNr: 001073/ANH, Förderkennzeichen: 202 61 218/02, Umweltbundesamt
- MERIAN, E. (1984): Metalle in der Umwelt, VCH, Weinheim
- MERIAN, E. (1991): Metals and their compounds in the environment: occurrence, analysis, and biological relevance, Weinheim: VCH
- MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW) (2004): Leitfaden zur Ausweisung von Bodenschutzgebieten
- National Toxicology Program (NTP) (2008): Toxicology and carcinogenesis Studies of Sodium Dichromate Dihydrate (Cas No. 7789-12-0) in F344/N Rats and B6C3F1 Mice (Drinking Water Studies), Technical Report TR 546
- NIS (Noxen-Informationssystem für den Öffentlichen Gesundheitsdienst). Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, FB 33, Umweltmedizin, Toxikologie, Epidemiologie in Zusammenarbeit mit dem NIS-Beirat der Bundesländer. Online: <http://www.nis.nrw.de/>
- PAULSEN, F., MAI, S., ZELLMER, U., ALSEN-HINRICHS, C. (1996): Untersuchungen von Arsen, Blei und Cadmium in Blut und Haaren von Erwachsenen und Korrelationsanalysen unter besonderer Berücksichtigung von Eßgewohnheiten und anderer verhaltensbedingter Einflüsse, Gesundheitswesen 58, S. 459-463.
- POULSEN, O.M.; HOLST, E. & CHRISTENSEN, J.M. (1997): A supplement to the approved IFCC Recommendation and the theory of reference values. Pure & Appl. Chem., 69, 7, S. 1601–1611
- PRÜESS, A. (1992): Vorsorgewerte und Prüfwerte für mobile und mobilisierbare, potentiell ökotoxische Spurenelemente in Böden, Verlag Ulrich E. Grauer.
- RIPPEN, G. (Bearb.) (1988ff): Handbuch Umweltchemikalien: Stoffdaten, Prüfverfahren, Vorschriften, Landsberg: Ecomed Verlagsgesellschaft, Loseblattsammlung
- RÖMPP (1989) Chemie Lexikon. Bd 1-6, Falbe J, Regitz M (Hrsg.) Stuttgart: Thieme. 9. Aufl.
- RÖMPP (1995) : Römpp Chemie Lexikon – CD ; Version 1.0, Stuttgart/New York: Georg Thieme Verlag

- RTECS (REGISTRY OF TOXIC EFFECTS OF CHEMICAL SUBSTANCES). National Institute for Occupational Safety and Health, Cincinnati, OH. Online: <http://www.cdc.gov/niosh/rtecs/default.html>
- SAINT-PAUL, JASPER (2010): Abgrenzung von Kinderspielplätzen im Rahmen der Bodenschutzverordnung in Abhängigkeit von den Expositions- und Nutzungsbedingungen; Diplomarbeit an der Fakultät Agrarwissenschaften und Landschaftsarchitektur (Studiengang Landschaftsentwicklung) der FH Osnabrück; unveröffentlicht.
- SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL (2010): Lehrbuch der Bodenkunde, 16. Auflage; Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- SCHNEIDER, K.; SCHUMACHER, U.; OLTMANN, J. et al. (2000): PAK (Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe). In: EIKMANN, TH., HEINRICH, U., HEINZOW, B., KONIETZKA, R. (1999ff): Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen, Toxikologische Basisdaten und ihre Bedeutung, 2.Erg.-Lfg.IV/00, Erich Schmidt Verlag, Berlin
- SCHROLL, R.; BIERLING, B.; CAO, G. ET AL. (1994): Uptake pathways of organic chemicals from soil by agricultural plants. Chemosphere 28, 2, S. 297-303
- SCHUMACHER-WOLZ, U. & SCHNEIDER, K. (2007): Bewertungsmaßstäbe für Arsen in Böden, Grund- und Trinkwasser. Forschungsbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes, FKZ 20661201
- SCHULZ, D. (1992): Dioxine im Boden. 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, Erich Schmidt, Berlin
- SCHULZ, C.; KOLOSSA-GEHRLING, M. (2010): Orientierungswerte – Human-Biomonitoring in: Handbuch der Umweltmedizin (Wichmann, Schlipkötter und Füllgraff, Hrsg.), 44. Erg.Lfg. 12/10, Ecomed, Landsberg/Lech.
- SCHUSTER, E. (1991): Quecksilberkontaminierte Böden. Eine Literaturstudie zur Einschätzung des Verhaltens von Quecksilber und seinen Verbindungen, Studie im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen.
- STADT AACHEN (2007): Orientierende Altlastenuntersuchung Auf dem Plue (Aachen Forst), Sachstand 12/2006; Tischvorlage für die Informationsveranstaltung am 28. Februar 2007
- STADT AACHEN (2012): Umweltbericht mit Grünordnungsplan für den Bebauungsplan Nr. 855 – Lichtenbusch Innenbereich für den Bereich zwischen Raafstraße und Kesselstraße im Stadtbezirk Aachen – Kornelimünster / Walheim
- STARS (STOFFDATENBANK FÜR BODENSCHUTZ-/UMWELTRELEVANTE STOFFE): Stoffdatenbank des Umweltbundesamtes und der Oberfinanzdirektion Hannover. Online: www.stoffdaten-stars.de
- STREIT, B. (1991): Lexikon Ökotoxikologie, VCH, Weinheim
- STUBENRAUCH, S., HEMPFLING, R., SIMMLEIT, N. et al. (1994): Abschätzung der Schadstoffexposition in Abhängigkeit von Expositionsszenarien und Nutzergruppen, Teil III, UWSF-Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie (6), 5, S. 289-296.

- TOXLINE. Datenbank-Hersteller: National Library of Medicine (NLM), Bethesda, USA. Online:
<http://toxnet.nlm.nih.gov>
- TRAPP, S., MATTHIES, M. (1994a): Transfer von PCDD/F und anderen organischen Umweltchemikalien im System Boden-Pflanze-Luft; UWSF - Zeitschrift für Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung 6 (1), S. 31-40.
- TRAPP, S., MATTHIES, M. (1994b): Transfer von PCDD/F und anderen organischen Umweltchemikalien im System Boden-Pflanze-Luft; UWSF - Zeitschrift für Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung 6 (3), S. 157-163.
- UBA (UMWELTBUNDESAMT) (1996): Kommission Human-Biomonitoring Qualitätssicherung beim Human-Biomonitoring, Bundesgesundheitsblatt 6, S. 216-220.
- UBA (UMWELTBUNDESAMT) (1999ff): Berechnung von Prüfwerten zur Bewertung von Altlasten, Erich Schmidt Verlag, Loseblattsammlung 1999 mit Ergänzungen, Berlin
- UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2003): Kommission Human-Biomonitoring - Verwendung von Hämoglobinaddukten als Biomarker für das Monitoring von Belastungen und Beanspruchungen durch genotoxische Stoffe. Bundesgesundheitsblatt – Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz, Heft 10, S. 918-922
- UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2003a): Aktualisierung der Referenzwerte für Blei, Cadmium, und Quecksilber im Blut und im Urin von Erwachsenen Bekanntmachung des Umweltbundesamtes, Stellungnahme der Kommission "Human-Biomonitoring" des Umweltbundesamtes. Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforsch - Gesundheitsschutz 46, Bd. 12, S. 1112-1113
- UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2005): Kommission Human-Biomonitoring - Definitionen zu HBM- und Referenzwerten. Veröffentlicht im Internet, online, unter:
<http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-daten/daten/monitor/definitionen.htm>
- UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2005a): Kommission Human-Biomonitoring – Haaranalysen in der Umweltmedizin. Stellungnahme der Kommission Human-Biomonitoring des Umweltbundesamtes. Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforsch - Gesundheitsschutz Bd. 48, Heft 2, S. 246-250
- UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2006): Kommission Human-Biomonitoring – Empfehlungen zum Einsatz von Human-Biomonitoring bei einer stör- oder unfallbedingten Freisetzung von Chemikalien mit Exposition der Bevölkerung. Bundesgesundheitsblatt – Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz, Heft 7, S. 704-712
- UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2007a) Kommission Human-Biomonitoring - Ableitung von Human-Biomonitoring.(HBM-Werten auf der Basis tolerabler Aufnahmemengen – Teil I: Einführung. Bundesgesundheitsblatt, Gesundheitsforschung, Gesundheitsschutz, Band 50, Heft 2, S. 249-251
- UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2007b): Kommission Human-Biomonitoring - Ableitung von Human-Biomonitoring.(HBM-Werten auf der Basis tolerabler Aufnahmemengen – Teil II: Grundlagen und Ableitungsweg. Bundesgesundheitsblatt, Gesundheitsforschung, Gesundheitsschutz, Band 50, Heft 2, S. 251-254
- UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2007c): Kommission Human-Biomonitoring - Ableitung von Human-Biomonitoring.(HBM-Werten auf der Basis tolerabler Aufnahmemengen – Teil III: HBM-

Werte für Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP). Bundesgesundheitsblatt, Gesundheitsforschung, Gesundheitsschutz, Band 50, Heft 2, S. 255-259

UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2009): Addendum zur "Stoffmonographie Quecksilber – Referenz und Human-Biomonitoring-Werte" Stellungnahme der Kommission Human-Biomonitoring des Umweltbundesamtes. Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforsch - Gesundheitsschutz Bd. 52, Heft 12, S. 1228-1234

UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2009a): Kommission "Human-Biomonitoring - Neue und aktualisierte Referenzwerte für Antimon, Arsen und Metalle (Blei, Cadmium, Nickel, Quecksilber, Thallium und Uran) im Urin und im Blut von Kindern in Deutschland. Bundesgesundheitsblatt, Band 52, Heft 10, S. 977-982

UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2009b): Kommission "Human-Biomonitoring – 2. Addendum zur Stoffmonographie Blei – Referenz- und "Human-Biomonitoring"-Werte der Kommission Human-Biomonitoring. Bundesgesundheitsblatt, Band 52, Heft 10, S. 983-986

UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2009c): Kommission "Human-Biomonitoring – Neue und aktualisierte Referenzwerte für Organochlorverbindungen (PCB 138, PCB 153, PCB 180, HCB, β -HCH und DDE) im Vollblut von Kindern in Deutschland. Stellungnahme der Kommission Human-Biomonitoring des Umweltbundesamtes. Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforsch - Gesundheitsschutz, Band 52, Heft 10, S. 973-976

UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2010): Gesundheit und Umwelthygiene - HBM- und Referenzwerte (Definitionen und Tabellen). Online:
<http://www.umweltbundesamt.de/gesundheit/monitor/definitionen.htm>

UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2010a): Gesundheit und Umwelthygiene – Human-Biomonitoring. (HBM). Letzte Änderung 10.08.2010, Online: <http://www.umweltbundesamt.de/gesundheit/gbub/hbm.htm>

UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2011): Gesundheit und Umwelthygiene – Human-Biomonitoring in Europa. Letzte Änderung 16.12.2011, Online: <http://www.umweltbundesamt.de/gesundheit/gbub/hbme.htm>

UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2011a): Aktualisierung der Stoffmonographie Cadmium – Referenz- und Human-Biomonitoring (HBM)-Werte. Stellungnahme der Kommission Human-Biomonitoring des Umweltbundesamtes. Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforsch - Gesundheitsschutz Bd. 54, Heft 8, S. 981-996

UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2012): Gesundheit und Umwelthygiene - HBM- und Referenzwerte (Definitionen und Tabellen). Letzte Änderung 12.06.2012, Online:
<http://www.umweltbundesamt.de/gesundheit/monitor/definitionen.htm>

US. EPA (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY): AEGLs, Acute Exposure Guideline Levels, US EPA, Office of Pollution Prevention and Toxics, National Advisory Committee for AEGLs, Online: <http://www.epa.gov/oppt/aegl/>

US. EPA (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, OFFICE OF WATER). Drinking Water and Health Advisories. Online: <http://www.epa.gov/waterscience/criteria/humanhealth/>

US EPA (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, NATIONAL CENTER FOR ENVIRONMENTAL ASSESSMENT) (2006): Air quality criteria for lead Volume I and II (EPA 600/R-

- 05/144aF) Office of Research and Development. US Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC. 10/2006 Online: <http://cfpub.epa.gov/ncea/CFM/reCORDisplay.cfm?deid=158823>
- US EPA (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) (2008): Part II, 40 CFR Parts 50, 51, 53, and 58 National Ambient Air Quality Standards for Lead; Final Rule. Federal Register / Vol. 73, No. 219 / Wednesday, November 12, 2008 / Rules and Regulations 66964 -67062
- US EPA (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) (2011): Integrated Science Assessment for Lead, May 2011, EPA/600/R-10/075A - Draft
- VERORDNUNG (EG) Nr. 1881/2006 DER KOMMISSION vom 19. Dezember 2006 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln. Amtsblatt der Europäischen Union, L 364/5; zuletzt geändert durch EU Nr. 420/2011 vom 29.04.2011; L 111/3
- WAHRENDORF; J.; BECHER, H (1990): Quantitative Risikoabschätzung für ausgewählte Umweltkanzerogene, Forschungsbericht 10606067, UBA-Berichte 1/1990, Berlin
- WHO – CICADs (International Programme on Chemical Safety) (IPCS) (Hrsg.). Concise International Chemical Assessment Documents (CICADs) Geneva: WHO. Online: <http://www.inchem.org/pages/cicads.html>
- WHO – EHC (International Programme on Chemical Safety) (IPCS) (Hrsg.). Environmental Health Criteria (EHC) Geneva: WHO, Serie. Online: <http://www.inchem.org/pages/ehc.html>
- WHO – HSG (International Programme on Chemical Safety) (IPCS) (Hrsg.), Health and Safety Guides, Geneva: WHO Serie. 1999 Erscheinen eingestellt. Online: <http://www.inchem.org/pages/hsg.html>
- WHO - ICSC (International Programme on Chemical Safety) (IPCS) (Hrsg.), International Chemical Safety Cards (ICSC) Geneva: WHO. Online: <http://www.inchem.org/pages/icsc.html>
- WHO – JECFA (International Program on Chemical Safety) (IPCS): Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA) – Monographs and Evaluations. Online: <http://www.inchem.org/pages/jecfa.html> und <http://www.who.int/ipcs/publications/jecfa/en/>
- WHO – JMPR (International Programme on Chemical Safety) (IPCS) (Hrsg.) Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (JMPR) publications Geneva: WHO/FAO Serie 1963. Online: <http://www.who.int/ipcs/publications/jmpr/en/index.html>. Part I: Pesticide residues in food, evaluations Part I – Residues. Online: http://www.fao.org/ag/AGP/AGPP/Pesticid/JMPR/Download/pes_alp.htm. Part II: Pesticide residues in food, evaluations Part II – Toxicology. Online: <http://www.who.int/ipcs/publications/jmpr/en/index.html> <http://www.inchem.org/pages/jmpr.html>
- WHO -PDS (International Programme on Chemical Safety) (IPCS) (Hrsg.): Data Sheet on Pesticides (PDSs), WHO / FAO. Online: <http://www.inchem.org/pages/pds.html>
- WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION, REGIONAL OFFICE FOR EUROPE) (2000): Air quality guidelines for Europe, Copenhagen, Denmark 2000, second Edition, WHO regional publications: European series. 91, ISBN 92-890-1358

- WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION) (Hrsg.) (2008): Guidelines for drinking-water quality, third edition, incorporating first and second addenda. Volume 1, Recommendations, Geneva, Index Online: http://www.who.int/water_sanitation_health/dwg/chemicals/en/index.html
- WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION, JECFA) (2010): Evaluation of certain food additives and contaminants (Seventy-third report of Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives). WHO Technical Report Series 960
- WICHMANN, H.; SCHLIPKÖTER, H.; FÜLGRAFF, G. (Hrsg.) (1992ff). Handbuch der Umweltmedizin: Toxikologie, Epidemiologie, Hygiene, Belastungen, Wirkungen, Diagnostik, Prophylaxe. Landsberg: Ecomed Verlagsgesellschaft 1; Loseblattsammlung
- WILD, A. (1995): Umweltorientierte Bodenkunde, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- WILHELM, M (1993): Duplikatstudie. Arsen-, Blei-, Cadmium- und Quecksilberzufuhr bei Kindern. Abschlussbericht, Ministerium für Arbeit, Gesundheit und Sozialordnung des Landes Baden-Württemberg, Düsseldorf
- WILHELM, M.; EWERS, U.; WITTSIEPE, J. et al. (2007): Human biomonitoring studies in Northrhine-Westphalia, Germany. International Journal of Hygiene and Environmental Health, 210, S. 307-318
- WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT BODENSCHUTZ BEIM BMU (2001): Empfehlungen des Wissenschaftlichen Beirates Bodenschutz zu den Prüfwert-Vorschlägen zu B(a)p (für PAK) und Naphthalin. Altlasten Spektrum, Heft 1, 40-41
- WITTSIEPE, J.; EWERS, U.; SCHREY, P. et al. (1993): Bewertung der Belastung durch PCDD/F aus der ehemaligen Kupfergewinnung im Raum Marsberg, NRW. Teil 3 PCDD/F im Blutfett ausgewählter Personen. UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox. 5, 4, S. 206-215
- 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
- ZEDDEL, A.; MACHTOLF, M.; BARKOWSKI, D. (2002): Leichtflüchtige Schadstoffe im Boden - orientierende Hinweise zur Bewertung von Stoffkonzentrationen in der Bodenluft beim Wirkungspfad Boden-Innenraumluft - Mensch für Wohngebiete. Altlasten Spektrum, Heft 2, S. 78-88

ANLAGE 1: Abkürzungsverzeichnis

ADI	Acceptable Daily Intake (WHO)
AGLMB	Arbeitsgemeinschaft der leitenden Medizinal-Beamten und Beamten der Länder
AN	Ammoniumnitratextrakt
As	Arsen
ATKIS	Amtliches Topographisches-Kartographisches Informationssystem
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
BaP	Benzo(a)pyren
BauGB	Baugesetzbuch
BauNV	Baunutzungsverordnung
BBK	Bodenbelastungskarte
BBodSchG	Bundes-Bodenschutzgesetz
BBodSchV	Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung
BfR	Bundesinstitut für Risikobewertung
BG	analytische Bestimmungsgrenze
BKleinG	Bundeskleingartengesetz
BUA	Beratergremium für Altstoffe
BW	gefahrenbezogener Beurteilungswert (allg.)
BWa	auf die aktuelle Nutzung bezogener Beurteilungswert mit Gefahrenbezug
BWg	gebietbezogener Beurteilungswert mit Gefahrenbezug mit verschiedenen Wahrscheinlichkeitsniveaus (meist BWg ₅ , BWg ₅₀ oder BWg ₉₅)
BWp	auf die potenzielle Nutzung bezogener Beurteilungswert mit Gefahrenbezug
BWz	auf die planungsrechtlich zulässige Nutzung bezogener Beurteilungswert mit Gefahrenbezug
Cd	Cadmium
CICADS	Concise International Chemical Assessment Document
CN	Cyanide
Cr	Chrom
Cr VI	Chrom, sechswertig
CSTEE	Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment
Cu	Kupfer
DDE	Dichlordiphenyldichlorethen
DDT	Dichlordiphenyltrichlorethan
DEHP	Diethylhexylphthalat
DFG	Deutsche Forschungsgemeinschaft
EFSA	Europäischer Behörde für Lebensmittelsicherheit
EHC	Environmental Health Criteria
Ex _q	Expositionsquotient
GD	gefahrenbezogene Dosis
GF	gefahrenverknüpfender Faktor
HBM-Werte	Human-Biomonitoring-Werte (HBM-I und HBM-II)
HCB	Hexachlorbenzol
HCH	Hexachlorcyclohexan
HCN	Blausäure

HG	Hintergrundexposition
Hg	Quecksilber
HSDB	Hazardous Substances Data Base
HSG	Health and Safety Guides
IARC	International Agency for Research on Cancer
IGS	Informationssystem für gefährliche Stoffe
IQ	Intelligenzquotient
IRK	Kommission Innenraumlufthygiene des Umweltbundesamtes
IUCLID	International Uniform Chemical Information Database
IUPAC	International Union of Pure and Applied Chemistry
KA 5	Bodenkundliche Kartieranleitung (5. Auflage)
KG	Körpergewicht (in kg)
KmV	Kontaminantenverordnung
LD ₅₀	Letale Dosis für 50% der Versuchstiere
LOAEL	Lowest Observed Adverse Effect Level
MAK-	
Kommission	Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe
MEHP	Monoethylhexylphthalat
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
MRL	Minimal Risk Level der Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), USA
Ni	Nickel
NOAEL	No Observed Adverse Effect Level
NTP	National Toxicology Program
PAK	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCDD/PCDF	Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane
PCP	Pentachlorphenol
PM10	Partikel mit Durchmesser < 10 µm
POP	Persistent organic pollutants
RAR	Risk Assessment Report
RfD	Reference Dose der amerikanischen Umweltbehörde Environmental Protection Agency U.S. EPA
RTECS	Registry of Toxic Effects of Chemical Substances
RV	Resorptionsverfügbarkeit
RVR	Regionalverband Ruhrgebiet
STARS	Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe
TE	Toxizitätsäquivalente
TI	Thallium
TM	Trockenmasse
TOC	Gesamtgehalt an organischem Kohlenstoff im Boden [mg/kg]
TRD	humantoxikologisch tolerable resorbierte Körperdosis [µg/kg Körpergewicht und Tag]
UR-	Unit risk, nicht geeignet für Risikobewertungen

UR+	Unit risk, geeignet für Risikobewertungen
U.S.EPA	amerikanischen Umweltbehörde (Environmental Protection Agency)
UBA	Umweltbundesamt
UMS-Modell	Modell zur Risikobeurteilung für Altlasten (Expositionsbeurteilung der Schutzgüter Umwelt und Mensch mit Schadstoffen) des Umweltbundesamtes
WHO	World Health Organization
Zn	Zink

ANLAGE 2: Glossar

advers: nachteilig

Alopezie: bezeichnet ganz allgemein eine sichtbare Lichtung des Kopfhaars, d. h. ein Zustand mit abnorm „schütterem“ Haupthaar oder mit haarlosen Hautbezirken (Alopezie im engeren Sinne).

Akrodynie: Chronische Vergiftung durch Quecksilber. Typische Symptome, die in den meisten Fällen auftreten, sind: z.B. Appetitlosigkeit, Gewichtsverlust, schmerzhaftes Schwellen und Verfärbung ("pink disease") an Händen und Füßen und Wesensveränderungen mit gesteigerter Reizbarkeit und Erregbarkeit, Hypertonie.

aktuelle Nutzung: aktueller Umfang der Nutzung im Rahmen des zugrundegelegten Nutzungsszenarios.

akute Toxizität: Giftigkeit eines Stoffes bei einmaliger Aufnahme einer relativ hohen Einzeldosis.

Anamnese: Erhebung der Krankengeschichte.

Anthropometrie: Lehre der Ermittlung und Anwendung der Maße des menschlichen Körpers.

Aufnahmepfad: Beschreibt die Aufnahmewege (oral, inhalativ, dermal), auf denen Stoffe in den menschlichen Organismus gelangen können.

Chronische Toxizität: Giftigkeit eines Stoffes bei wiederholter oder kontinuierlicher Aufnahme über einen längeren Zeitraum.

Deposition: Unter atmosphärischer Deposition werden die Stoffflüsse aus der Atmosphäre auf die Erdoberfläche verstanden, das heißt der Austrag und die Ablagerung von gelösten, partikelgebundenen oder gasförmigen Luftinhaltsstoffen auf Oberflächen (Akzeptoren) biotischer oder abiotischer Systeme.

Duplikatstudie: Erhebungsmethode zur Erfassung zugeführter (Schad-)stoffmengen über den Verzehr von Lebensmitteln. Es werden sämtliche Mahlzeiten in doppelter Verzehrsmenge hergestellt, 1:1 beprobt und labortechnisch untersucht.

Expositionsbedingungen: Durch örtliche Gegebenheiten und die Grundstücksnutzung im Einzelfall geprägte Art und Weise, in der Schutzgüter der Wirkung von Schadstoffen ausgesetzt sind.

Expositionsquotient (Ex_q): Relation von aktuellen Expositionsbedingungen am Standort zu den Standardexpositionsbedingungen gemäß des zugrundeliegenden Nutzungsszenarios, z.B. in Hinblick auf die Bodenaufnahmerate oder Verzehrsmenge selbstangebauter Nahrungspflanzen sowie deren Schadstoffanreicherung

$$\bullet \text{ Expositionsquotient } (Ex_q) = \frac{\text{Exposition}_{\text{aktuelle Nutzung}}}{\text{Exposition}_{\text{potenzielle Nutzung}}}$$

Feinstfraktion: Siebkornfraktion < 63 µm; kleinste siebbare Kornfraktion nach DIN 18123 bzw. 11277.

gastrointestinal: im Magen-Darm-Trakt

gebietsbezogene Beurteilungswerte mit Gefahrenbezug (BWg): in der Regel auf Gesamtgehalten im Boden basierende Werte, bei deren Überschreiten für ein bestimmtes Nutzungsszenario auf Basis der im Rahmen einer gebietsbezogenen Detailuntersuchung ermittelten Verfügbarkeit der Schadstoffen mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit von einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast auszugehen ist und ggf. Maßnahmen erforderlich sind. Dies sind:

- BWg₅: Wahrscheinlichkeit von 5 % (= unterer gebietsbezogener Beurteilungswert)
- BWg₅₀: Wahrscheinlichkeit von 50 % (= mittlerer gebietsbezogener Beurteilungswert)
- BWg₉₅: Wahrscheinlichkeit von 95 % (= oberer gebietsbezogener Beurteilungswert)

gefahrenbezogene Beurteilungswerte für die aktuelle Nutzung (BWA): Schadstoffgehalte im Boden, bei deren Überschreiten für die am Standort festgestellten aktuellen Expositionsbedingungen von einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast auszugehen ist und Maßnahmen erforderlich sind. Sie stellen eine Modifikation der auf die potenzielle Nutzung abgestellten Beurteilungswerte mit Gefahrenbezug (BWp) dar, wobei berücksichtigt wird, inwieweit die aktuelle Nutzung von der gemäß Nutzungsszenario zulässigen Nutzung und ihren Standardannahme abweicht.

- $Beurteilungswert_{aktuell} (BWA) = Beurteilungswert_{potenziell} (BWp) / Ex_q$
- mit $Expositionsquotient (Ex_q) = \frac{Exposition_{aktuelle\ Nutzung}}{Exposition_{potenzielle\ Nutzung}}$

gefahrenbezogene Beurteilungswerte für die planungsrechtlich zulässige Nutzung (BWz): Schadstoffgehalte im Boden, bei deren Überschreiten für das am Standort planungsrechtlich zulässige Nutzungsszenario in der Regel von einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast auszugehen ist und Maßnahmen erforderlich sind. Je nach Schadstoff ist dazu der für diesen Parameter sensiblere Aufnahmepfad (oral, inhalativ, dermal) zugrunde zu legen. Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass diese Beurteilungswerte je nach Aufnahmepfad und Schadstoff einen unterschiedlichen Bezug haben: Gesamtgehalten, resorptionsverfügbare Gehalte, pflanzenverfügbare Gehalte, Gehalte in der Feinstfraktion oder Gehalte an bestimmten Spezies (z.B. Cr VI) etc.

gefahrenbezogene Beurteilungswerte für die potenzielle Nutzung (BWp): Schadstoffgehalte im Boden, bei deren Überschreiten für das am Standort zugrundegelegte Nutzungsszenario in der Regel von einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast auszugehen ist und Maßnahmen erforderlich sind. Je nach Schadstoff ist dazu der für diesen Parameter sensiblere Aufnahmepfad (oral, inhalativ, dermal) zugrunde zu legen. Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass diese Beurteilungswerte je nach Aufnahmepfad und Schadstoff einen unterschiedlichen Bezug haben: Gesamtgehalten, resorptionsverfügbare Gehalte, pflanzenverfügbare Gehalte, Gehalte in der Feinstfraktion oder Gehalte an bestimmten Spezies (z.B. Cr VI) etc.

Halbwertszeit: Zeitspanne, nach der die Hälfte einer Substanz abgebaut ist.

HBM-I: Dieser Wert entspricht der Konzentration eines Stoffes in einem Körpermedium, bei deren Unterschreitung nach dem aktuellen Stand der Bewertung durch die HBM-Kommission nicht mit einer gesundheitlichen Beeinträchtigung zu rechnen ist und sich somit kein Handlungsbedarf ergibt. Eine Überschreitung des HBM-I-Wertes soll Anlass sein, den Befund durch weitere Messungen zu kontrollieren, bei Bestätigung der Ursache für die Erhöhung nachzugehen und gegebenenfalls verantwortliche Belastungsquellen, soweit unter Wahrung der Verhältnismäßigkeit sinnvoll, zu mindern oder zu eliminieren.

HBM-II: Dieser Wert entspricht der Konzentration eines Stoffes in einem Körpermedium, bei deren Überschreitung eine für die Betroffenen als relevant anzusehende gesundheitliche Beeinträchtigung möglich ist. Bei Überschreitung des HBM-II-Wertes ist eine umweltmedizinische Betreuung (Beratung) der Betroffenen zu veranlassen und soweit möglich umgehend Maßnahmen zur Minderung der Belastung zu ergreifen.

Hepatotoxizität: bezeichnet die Eigenschaft chemischer Stoffe, für Hepatozyten (Leberepithelzellen) giftig zu sein.

Hintergrundexposition: Die orale Hintergrundexposition des Menschen bezeichnet die Schadstoffaufnahme aus dem Verzehr von gekauften Nahrungsmitteln, die in der Regel nicht lokal begrenzten Ursprungs sind, sondern eine weiträumige Durchschnittsbelastung repräsentieren. Sofern keine lokal spezifische Mehrbelastung des Trinkwassers vorliegt, kann auch der für die Getränke- und Nahrungszubereitung verwendete Wasseranteil mit einer durchschnittlichen Kontamination angenommen und unter der Hintergrundexposition subsummiert werden.

Hintergrundgehalt: Schadstoffgehalt eines Bodens, der sich aus dem geogenen (natürlichen) Grundgehalt eines Bodens und der ubiquitären Stoffverteilung als Folge diffuser Einträge in den Boden zusammensetzt.

Intentionstremor: Zittern der Gliedmaßen bei einer zielgerichteten Bewegung.

konsentiert: in Fachgremien abgestimmt.

Kreatinin: [Stoffwechselprodukt](#), das sich [irreversibel](#) im [Muskelgewebe bildet](#). Es muss über den Urin ausgeschieden werden und gilt als wichtiger Parameter zur Überprüfung der Nierenfunktion.

Lowest Observed Adverse Effect Level (LOAEL): Dosis eines Stoffes, ab der nachteilige gesundheitliche Effekte beobachtet werden können.

maternal: mütterlich

Metabolit: Zwischen- oder Endprodukt von Stoffwechselvorgängen.

Nephrotoxizität: funktionelle oder morphologische Veränderung der Niere, die durch Aufnahme eines Wirkstoffes ausgelöst wird.

Neurotoxizität: schädliche Auswirkungen toxischer Substanzen auf das menschliche Nervensystem.

No Observed Adverse Effect Level (NOAEL): Dosis eines Stoffes, bei der keine nachteiligen gesundheitlichen Effekte mehr zu beobachten sind (Wirkschwelle).

Ödem: Schwellung des Gewebes aufgrund einer Einlagerung von Flüssigkeit aus dem Gefäßsystem.

Perzentil: Prozentränge einer Verteilung. Perzentile teilen die Verteilung also in 1 %-Segmente auf. Zum Beispiel besagt Perzentil P97, dass unterhalb dieses Punktes 97 % aller Fälle der Verteilung liegen.

planungsrechtlich zulässige Nutzung: für eine Fläche gemäß Bauleitplanung vorgegebene Nutzung

polyneuritisch: entzündlich verursachte Erkrankungen mehrerer Nerven mit anatomisch nachweisbaren Veränderungen des Nervengewebes.

potenzielle Nutzung: standardmäßiger Umfang der Nutzung entsprechend des zugrunde gelegten Nutzungsszenarios.

probabilistisch: der Wahrscheinlichkeit nach

Proteinurie: übermäßige Ausscheidung von Eiweiß über den Urin.

Präferenzgruppe: statistisch ermitteltes Untersuchungskollektiv, für das im Hinblick auf konkrete Fragestellungen ungünstige Expositionsbedingungen anzunehmen sind.

Referenzwert: Wert für einen chemischen Stoff in einem Körpermedium, der aus einer Reihe von entsprechenden Messwerten einer Stichprobe aus einer definierten Bevölkerungsgruppe nach einem vorgegebenen statistischen Verfahren abgeleitet wird. Ihm kommt per se keine gesundheitliche Bedeutung zu.

Rhizosphäre: bezeichnet den unmittelbar durch eine lebende Wurzel beeinflussten Raum im Boden.

Richtwert I (RW I): beschreibt die Konzentration eines Stoffes in der Innenraumluft, bei der bei einer Einzelstoffbetrachtung nach gegenwärtigem Erkenntnisstand auch dann keine gesundheitliche Beeinträchtigung zu erwarten ist, wenn ein Mensch diesem Stoff lebenslang ausgesetzt ist. Aus Gründen der Vorsorge sollte auch im Konzentrationsbereich zwischen Richtwert I und II gehandelt werden, sei es durch technische und bauliche Maßnahmen am Gebäude (handeln muss in diesem Fall der Gebäudebetreiber) oder durch verändertes Nutzerverhalten. RW I kann als Zielwert bei der Sanierung dienen. Die Richtwerte beziehen sich auf Einzelstoffe und beinhalten keine Aussage über mögliche Kombinationswirkungen verschiedener Substanzen.

Richtwert II (RW II): ist ein wirkungsbezogener Wert, der sich auf die gegenwärtigen toxikologischen und epidemiologischen Kenntnisse zur Wirkungsschwelle eines Stoffes unter Einführung von Unsicherheitsfaktoren stützt. Er stellt die Konzentration eines Stoffes dar, bei deren Erreichen beziehungsweise Überschreiten unverzüglich zu handeln ist. Diese höhere Konzentration kann, besonders für empfindliche Personen bei Daueraufenthalt in den Räumen, eine gesundheitliche Gefährdung bedeuten. Je nach Wirkungsweise des Stoffes kann der Richtwert II als Kurzzeitwert (RW II K) oder Langzeitwert (RW II L) definiert sein.

Subklinisch: Mit dem Begriff subklinisch wird der Verlauf bzw. die Schwere von Erkrankungen charakterisiert. Subklinisch bedeutet "leicht verlaufend" bzw. im übertragenen Sinn "klinisch nicht oder nur schwer erkennbar".

systemische Aufnahme (medizinisch): Aufnahme von Substanzen in das Blut- und/oder Lymphsystem des Körpers und Verteilung im gesamten Körper, so dass Wirkungen das gesamte Organsystem bzw. den gesamten Körper betreffen können.

systemische Aufnahme (Pflanze): Aufnahme von Substanzen aus dem Bodenwasser über die Wurzeln und Verteilung in der gesamten Pflanze.

Toxikokinetik: Teilgebiet der Toxikologie, das sich mit der zeitlichen Änderung der Konzentration eines Giftstoffes im Organismus befasst.

Toxizität: Giftigkeit eines Stoffes. Maß für die Fähigkeit eines Stoffes einen exponierten Organismus zu schädigen.

Unit risk: Geschätztes zusätzliches Risiko, dass eine Krebserkrankung eintritt, wenn eine dauerhafte inhalative Exposition gegenüber dem Stoff (meist. über eine Lebenszeit von 70 Jahren) in Höhe von $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ besteht. Bei oraler Exposition ist die Definition analog definiert bei einer Aufnahme von $1 \text{ mg}/\text{kg KG}$ und Tag (slope factor).

Wirkungspfad: Weg eines Schadstoffes von der Schadstoffquelle bis zu dem Ort einer möglichen Wirkung auf ein Schutzgut.

Worst case: ungünstigster anzunehmender Fall.

Xylem: Holzteil der höheren Pflanzen. Das Xylem stellt ein komplexes, holziges Leitgewebe dar, das dem Transport von Wasser und anorganischen Salzen durch die Pflanze dient, aber auch Stützfunktionen übernimmt.

ANLAGE 3: Übersicht der Stoffe mit Vorschlägen für Prüfwerte

Stoff	Bodenfeststoff		Bodenluft	Toxikologie EIKMANN et al. 1999ff
	UBA 1999ff	LABO 2008	LABO 2008	
Prüfwertvorschläge / Orientierende Hinweise für nichtflüchtige Stoffe				
Antimon und Verbindungen	oHaP	Pv	-	+
Beryllium und Verbindungen	oHaP	Pv	-	+
Chrom (VI)	vgl. Chrom gesamt	Pv	-	+
Kobalt und Verbindungen	-	Pv	-	+
Thallium und Verbindungen	oHaP	Pv	-	+
Vanadium und Verbindungen	oHaP	Pv	-	+
2,4-Dinitrotoluol	oHaP	Pv	-	-
2,6-Dinitrotoluol	oHaP	Pv	-	-
Diphenylamin	(oHaP)	(Pv)	-	-
Hexogen	oHaP	Pv	-	-
Hexyl (Hexanitrodiphenylamin)	oHaP	Pv	-	-
Nitropenta (PETN)	oHaP	Pv	-	+
Oktozen (HMX)	(oHaP)	(Pv)	-	+
1,3,5-Trinitrobenzol	(oHaP)	(Pv)	-	-
2,4,6-Trinitrotoluol	oHaP	Pv	-	-
Orientierende Hinweise für flüchtige Stoffe				
Benzin	(oHaP)	(oHaP)	-	-
Benzol	-	oHaP	oHaP BI	+
Ethylbenzol	-	oHaP	oHaP BI	+
Chlorbenzol	oHaP	oHaP	oHaP BI	+
Chloroform	oHaP	oHaP	oHaP BI	+
m-Dichlorbenzol	oHaP	oHaP	oHaP BI	+
o-Dichlorbenzol	oHaP	oHaP	oHaP BI	+
p-Dichlorbenzol	oHaP	oHaP	oHaP BI	+
1,2-Dichlorethen	-	-	oHaP BI	-
Dichlormethan	oHaP	oHaP	oHaP BI	+
1,2-Dichlorpropan	oHaP	oHaP	oHaP BI	+
Naphthalin	-	-	oHaP BI	vgl. PAK
Nitrobenzol	oHaP	oHaP	oHaP BI	-
Phenol	oHaP	oHaP	oHaP BI	+
Styrol	-	-	oHaP BI	+
1,1,2,2-Tetrachlorethan	oHaP	oHaP	oHaP BI	+
Tetrachlorethen (PER)	oHaP	oHaP	oHaP BI	+

Fortsetzung Anlage 3: Übersicht der Stoffe mit Vorschlägen für Prüfwerte

Stoff	Bodenfeststoff		Bodenluft	Toxikologie EIKMANN et al. 1999ff
	UBA 1999ff	LABO 2008	LABO 2008	
Tetrachlormethan	-	-	oHaP BI	-
Toluol	oHaP	oHaP	oHaP BI	+
1,2,4-Trichlorbenzol	oHaP	oHaP	oHaP BI	+
1,1,1-Trichlorethan	oHaP	oHaP	oHaP BI	+
Trichlorethen	oHaP	oHaP	oHaP BI	+
1,3,5-Trimethylbenzol und andere Isomere	oHaP	oHaP	oHaP BI	+
Vinylchlorid	-	-	oHaP BI	+
Xylole	oHaP	oHaP	oHaP BI	+
Behelfsmäßige Bodenorientierungswerte für Einzelfallprüfungen bei Rüstungsal- lasten				
2-Amino-4,6-dinitrotoluol	bBow	bBow	-	-
4-Amino-2,6-dinitrotoluol	bBow	bBow	-	-
2,4-Dinitrodiphenylamin	(bBow)	(bBow)	-	-
1,3-Dinitrobenzol	bBow	bBow	-	-
2-Nitrodiphenylamin	(bBow)	(bBow)	-	-
4-Nitrodiphenylamin	(bBow)	(bBow)	-	-
2-Nitrotoluol	bBow	bBow	-	+
3-Nitrotoluol	bBow	bBow	oHaP BI	+
4-Nitrotoluol	bBow	bBow	oHaP BI	+
N-Methyl-N,2,4,6- tetranitroanilin (Tetryl)	bBow	bBow	-	+
2,4,6-Trinitrophenol (Pikrinsäure)	bBow	bBow	-	-
Behelfsmäßige Bodenorientierungswerte für Einzelfallprüfungen bei chemischen Kampfstoffen und deren Abbauprodukte				
Acetophenon	bBow	bBow	+ ²	-
Adamsit	bBow	bBow	-	-
Bis-Diphenylarsinoxid	-	bBow	-	-
Chloracetophenon	bBow	bBow	-	-
Chlorpikrin	bBow	bBow	-	-
Clark I	bBow	bBow	-	-
Clark II	bBow	bBow	-	-
Diphenylarsin	-	(bBow)	-	-
Diphenylarsinsäure	-	(bBow)	-	-
1,3-Dithian	-	(bBow)	-	-

Fortsetzung Anlage 3: Übersicht der Stoffe mit Vorschlägen für Prüfwerte

Stoff	Bodenfeststoff		Bodenluft	Toxikologie EIKMANN et al. 1999ff
	UBA 1999ff	LABO 2008	LABO 2008	
1,4-Dithian	(bBow)	(bBow)	-	-
Monophenylarsin	-	(bBow)	-	-
1,4-Oxathian	-	(bBow)	-	-
Pfiffikus	bBow	bBow	-	-
S-Lost	bBow	bBow	-	-
Thiodiglycol	(bBow)	(bBow)	-	-
Triphenylarsin	-	(bBow)	-	-
Pv: Prüfwertvorschläge für Bodenfeststoff oHaP: orientierende Hinweise auf Prüfwerte für Bodenfeststoff bBow behelfsmäßige Bodenorientierungswerte für Bodenfeststoff oHaP Bl: orientierende Hinweise auf Prüfwerte für Bodenluft (-): Beurteilungswert nicht begründbar (siehe Anmerkungen im Original) +: konsentrierter TRD-Wert oder Krebsrisikoabschätzung dokumentiert				

ANHANG: Fallbeispiele

Fallbeispiel 1: Konzept zur Abgrenzung und Bewertung von Teilflächen auf Spielplätzen

Im Rahmen einer Diplomarbeit (SAINT-PAUL 2010) wurde ein Konzept zur Differenzierung von Spielplätzen in Teilflächen vorgelegt, für die unterschiedliche Nutzungsszenarien zugrunde gelegt werden können. Diese lassen sich in Bereiche unterteilen, die aufgrund der Flächenbeschaffenheit entweder zum Spielen vorgesehen sind (direkte Spielbereiche) oder als Nebenflächen ausschließlich infrastrukturellen Charakter ohne Spielnutzung aufweisen. Die Spielbereiche können entsprechend der jeweiligen Zielgruppe, mit ihren infolge körperlicher und verhaltensbedingter Entwicklung unterschiedlichen Ansprüchen an die funktionale Ausstattung, weiter unterschieden werden.

Dabei können die Altersgruppen der Null- bis Sechsjährigen und der Sechs- bis Zwölfjährigen, bedingt durch die bevorzugte, lediglich in der Komplexität zu unterscheidende Nutzung von Geräte- und Sandspielbereichen, zusammengefasst werden. Die Altersgruppe der über Zwölfjährigen nutzt diese Spielmöglichkeiten weniger, sondern bevorzugt große Rasenflächen bzw. speziell präparierte Flächen zum Ausüben von Ball- und Bewegungsspielen. Dies wird bei der Planung von Spielplätzen insoweit berücksichtigt, als an die genannten Altersstufen angepasste Spielbereiche einzurichten sind. Diese unterscheiden sich aufgrund der Ausstattung und Flächenbeschaffenheit so signifikant voneinander, dass eine Identifizierung und Abgrenzung der altersspezifischen Spielbereiche durch wiederkehrende Kriterien möglich ist.

In diesem Kontext ist festzustellen, dass Kinder/Jugendliche über zwölf Jahre nahezu die gleiche Exposition gegenüber bodenbürtigen Schadstoffen wie Erwachsene aufweisen. Im Vergleich zu (Klein)kindern zeichnet sich die Gruppe der Jugendlichen durch verhaltensbedingte Verringerung der oralen Bodenaufnahme aus, ebenso durch Reduktion der inhalativ aufgenommenen Bodenmenge in Relation zum Körpergewicht, durch größeren Abstand zur besonders staubreichen bodennahen Luftschicht und durch eine deutliche Desensibilisierung gegenüber bodenbürtigen Schadstoffen insgesamt.

Als erster Schritt muss die Trennung in direkte Spielbereiche und Nebenflächen durchgeführt werden. Dabei sind die direkten Spielbereiche als eigentliche Spielflächen anzusehen. Die Nebenflächen weisen dahingegen einen infrastrukturellen Charakter auf, wobei hier ein intensives kindliches Spielen nicht anzunehmen ist. Der daran anschließende Arbeitsschritt ist die weitere Differenzierung der direkten Spielbereiche. Dabei ist anhand entsprechender Ausstattung- und Flächenkriterien die Unterteilung in die Flächencharaktere Kinderspielbereich für Kleinkinder und Kinder (= *Kinderspielfläche* im Sinne der BBodSchV) bzw. Spielwiese und Bolzplatz für Jugendliche vorzunehmen. Bei der Zuweisung der Spielwiesen ist zu bedenken, dass diese primär dem Aufenthalt von Jugendlichen dienen und somit in der Regel erst ab einer Spielplatzgesamtgröße von mehr als 1.500 m² anzutreffen sind.

Als wesentliche Identifikationsmerkmale von Kinderspielbereichen (= *Kinderspielflächen*) wären zu nennen:

- Sandkästen und Sandspielbereiche mit Umfeld

- Spielgeräte (Schaukel, Wippe, Rutsche, Klettergerüst...) sowie naturnahe Spielelemente (Kletterbäume, Tunnel, Erdhügel...) mit Umfeld
- Ruhezeiten im Umfeld von Sitz- und Essgelegenheiten (Interaktion mit Begleitpersonen)
- durch Spieleinfluss entstandene vegetationsfreie Bereiche

Die Abgrenzung der Kinderspielbereiche kann dabei auf mehrere Arten erfolgen:

- mittels trennender Elemente (z.B. Hecken, Zäune, Gitter...)
- mittels Unterschieden in der Flächenbeschaffenheit (z.B. Pflasterung, Beete mit Bodendeckern)
- mittels gerätespezifischem Spielraum (Gerätespielraum)

Während die ersten beiden Varianten einsichtig sind, bedarf die Abgrenzung der sensiblen Kinderspielbereiche am Gerätespielraum einer gewissen Erläuterung.

Der Gerätespielraum setzt sich aus dem Mindestraum einzelner Spielgeräte und einem zusätzlichen Sicherheitsabstand zu besonderen Gefahrenquellen zusammen (AGDE et al. 2009). Der Mindestraum eines Spielgerätes besteht aus dem spezifischen Geräte-, Fall- und Freiraum (vgl. Abbildung 15). Die Größe des Mindestraumes ist dabei abhängig von Art und Größe des Spielgerätes sowie dem dazugehörigen Fallraum, der sich in alle potenziellen Fallrichtungen seitlich des Gerätes ausdehnt. Als maximale Fallhöhe sind in der DIN EN 1176-1 drei Meter angegeben. Diese erfordern eine Fallraumgröße von mindestens zweieinhalb Meter in jede mögliche Fallrichtung.

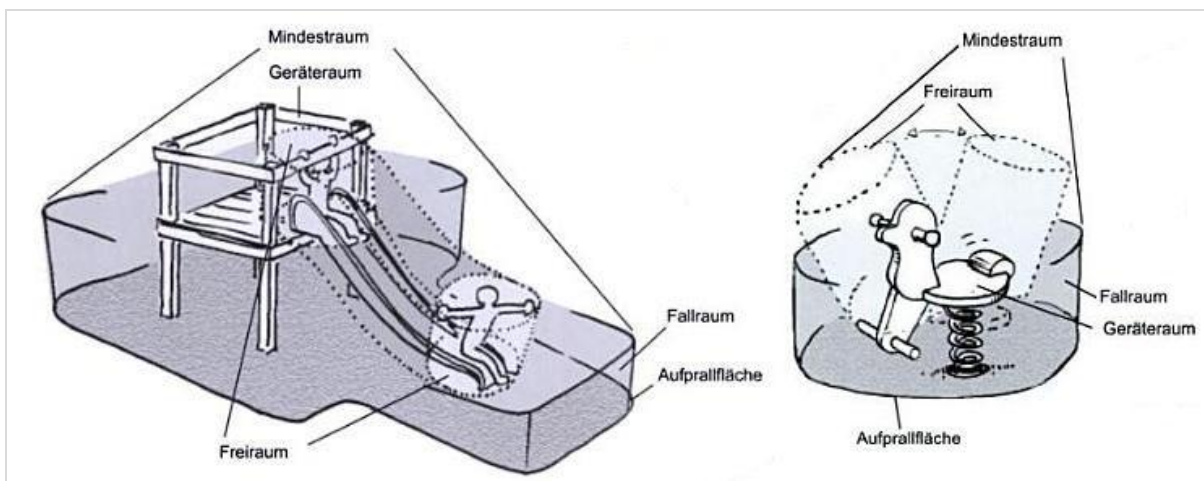


Abbildung 15: Mindestraum nach DIN 1176 (aus AGDE et al. 2007)

Darüber hinaus sieht die DIN einen zusätzlichen Sicherheitsabstand vom Ende des Mindestraumes zu einer potenziellen Gefahrenquelle vor (s. Abbildung 16). Somit soll es auch im Auslaufbereich des Gerätes zu einem erhöhten Schutz des Kindes kommen. Dieser Be-

reich kann in Abhängigkeit von der angrenzenden Gefahrenquelle nochmals die gleiche Größe aufweisen, die für den Mindestraum beansprucht wird (AGDE et al. 2009).

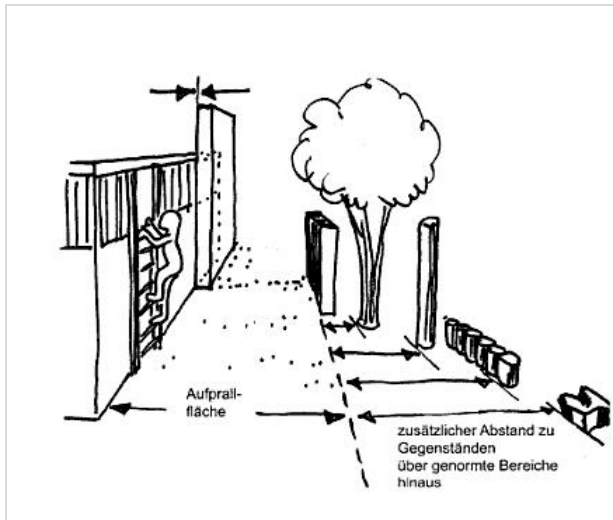


Abbildung 16: Zusätzlicher Abstand nach DIN 1176 (aus AGDE et al. 2007)

Somit kann sich in Abhängigkeit von der Fallhöhe und der Gefahrenquelle ein maximaler Gerätespielraum mit einem Radius von ca. fünf Metern ergeben. Auch wenn AGDE et al. (2009) als Beispiele prinzipiell technische Gegenstände aufzeigen (Abbildung 15), so ist dennoch davon auszugehen, dass eine mögliche Bodenkontamination ebenso eine Gefahrenquelle darstellen kann.

Der konservativen Haltung des UBA (1999ff) bei der Ableitung der Prüfwerte folgend, wurde hier für die spielgerätorientierte Abgrenzung der Gerätespielraum unabhängig vom Spielgerät auf fünf Meter festgesetzt. Dieser Bereich ist als jener anzusehen, in dem es beim Benutzen des Spielgerätes zu einem vermehrten Bodenkontakt kommt. Da Kinder auch im unmittelbaren Umfeld von Sandbereichen spielen (BayLfU 2002), wird die Größe des Gerätespielraumes auch als jener Bereich definiert, in dem es außerhalb des Sandbereiches zu spielerischer Aktivität kommt. Gleiches gilt für Sitz- und Essgelegenheiten. Die schematisch erzeugten Spielräume der einzelnen Geräte bzw. Einrichtungen werden zusammengefasst. Nach Begradigung der Außengrenze, ggf. in Verbindung mit den anderen trennenden Elementen, ist die abschließende Abgrenzung des Kinderspielbereichs (= *Kinderspielfläche*) durchzuführen. Als Beispiel dient folgende Abbildung:

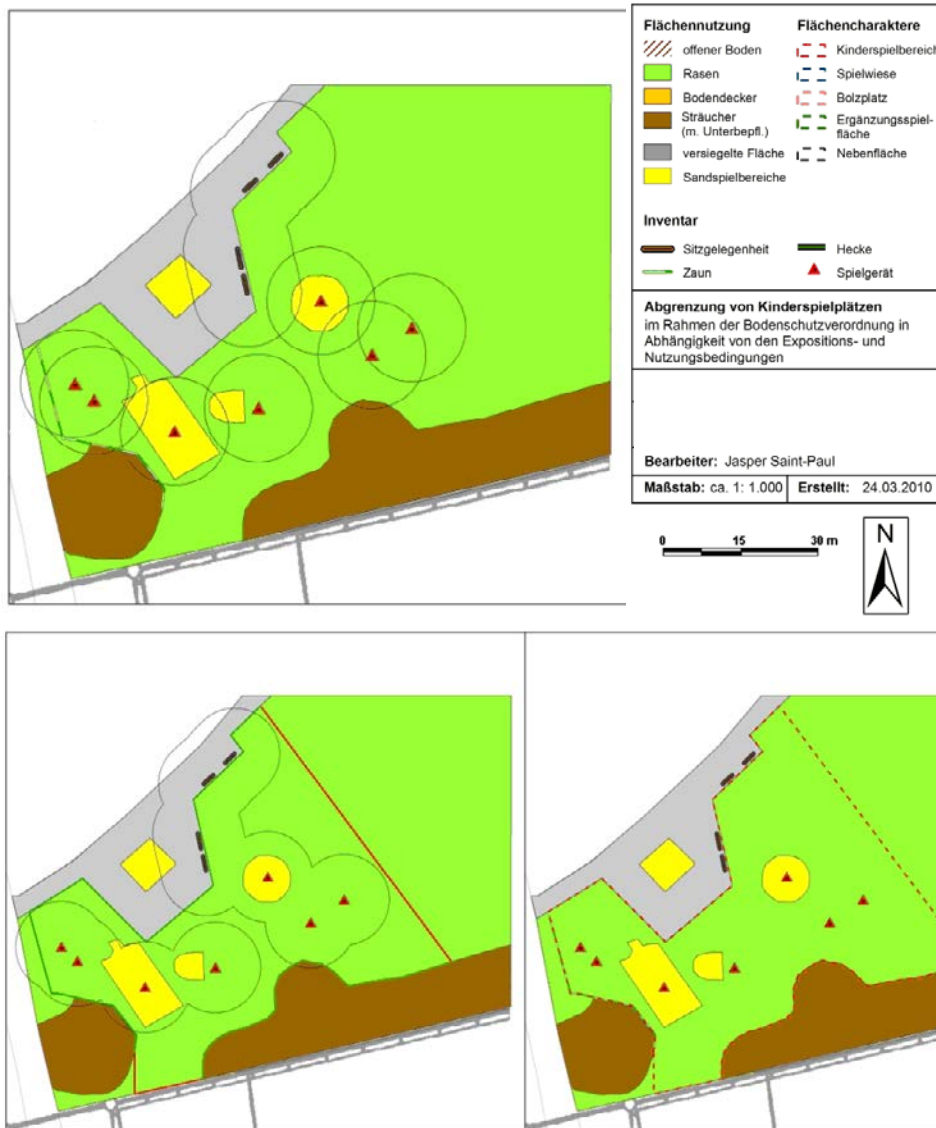


Abbildung 17: Identifikation und Abgrenzung von Kinderspielbereichen (aus SAINT-PAUL 2010)

Bei Spielwiesen handelt es sich um Bereiche, die bevorzugt dem Aufenthalt von Jugendlichen über zwölf Jahren dienen. Die Spielwiesen umfassen auch jene Bereiche, die für den erholenden und kommunikativen Aufenthalt von Jugendlichen vorgesehen sind. Derartige Areale werden auch oft als Spiel- und Liegewiese bezeichnet. Diese Benennung betont auch eine weitere Forderung der Planungshilfen, dass bei der Gestaltung von entsprechenden Bereichen Kommunikations-, Rückzugs- und Ruhezone eingerichtet werden sollen. Aufgrund der fehlenden altersspezifischen Funktionsausstattung für Kinder bis zwölf Jahren ist dort nicht mit einem gleich intensiven Spielen zu rechnen, wie es für die Kinderspielflächen anzunehmen ist.

Somit sind alle großflächigen Rasenbereiche unter dem Begriff der Spielwiese zusammenzufassen, wobei allerdings keine Mindestflächengröße angegeben werden kann. Von Bedeutung ist, dass die Flächen keine Kriterien aufweisen, die zur Ableitung von Kinderspielflächen führen. Befinden sich vereinzelt oder am Rand Geräte- oder Sandspielfunktionen, so sind

diese mittels der oben beschriebenen Methoden auszugrenzen. Von den Spielwiesen ausgenommen sind ebenfalls Flächen, die als Bolzplätze anzusehen sind, und zwar auch dann, wenn diese Bereiche eine Rasenbedeckung aufweisen.

Die Abgrenzung der Spielwiesen kann sich wiederum an der trennenden Wirkung von linienhaften Elementen, an Unterschieden in der Flächenbeschaffenheit oder an der Abgrenzung, die sich als Folge von identifizierten Kinderspielbereichen ergibt, orientieren.



Abbildung 18: Beispiel für die Identifikation und Abgrenzung von Spielwiesen (aus SAINT-PAUL 2010)

Abbildung 18 zeigt die Abgrenzung der Spielwiesen (blau gestrichelt), die sich durch trennende Elemente ergibt. Die jeweiligen Rasenareale sind umgeben von Wegen und Zäunen, die in diesem Fall die äußere Begrenzung darstellen. Bei den Rasen bewachsenen Bereichen am nördlichen Ende des Spielplatzes ist die Schwierigkeit in Hinblick auf die Unterschreitung der Mindestflächengröße erkennbar. Es ist im Einzelfall zu entscheiden, ob diese Fläche als Spielwiese oder als Ergänzungsspielfläche anzusehen ist.

Die genannten Areale werden bewusst als Spielwiesen bezeichnet, um zu verdeutlichen, dass diese Flächen untergeordnet auch von Kindern genutzt werden. Es ist aber davon auszugehen, dass diese Nutzung weniger intensiv und die Zugänglichkeit von offenem Bodenmaterial eingeschränkt ist. Diese Annahme verhält sich analog zu den Berechnungsgrundlagen des Nutzungsszenarios Wohngebiet. Dabei wurde ebenfalls mit einem kindlichen Spielen gerechnet, das erhöhte Niveau der Prüfwerte im Vergleich zu *dem von Kinderspielflächen* ergibt sich allein aus der geringeren Intensität des Kinderspiels.

Bolzplätze sind trotz der infrastrukturellen Nähe zu Sportplätzen als Teil eines Spielplatzes anzusehen. Die Bolzplätze stellen auch im System der bisherigen Zuweisung der Flächenty-

pen eine Besonderheit dar. Obwohl ihre Böden zumeist über baustofflich veränderte Flächen verfügen (Aufbringen von Tennenbelag etc.), sind sie als direkte Spielbereiche anzusehen.

Bei Bolzplätzen handelt es sich um Ballspielplätze, die zumeist mit Ballfangzäunen umgeben sind; die Zäune können sich auch nur an den jeweiligen Torseiten befinden (EVERT 2004). Die Ausstattung sieht typischerweise Fußball- oder Handballtore nach DIN EN 749 vor. Der Bodenbelag kann aus einem speziell hergerichteten Untergrund (Tennenbelag, Sand) oder aus einer einfachen Rasenbedeckung bestehen.

Die einfachste Form der Abgrenzung liegt dann vor, wenn der Bolzplatz vollständig von einem Ballfangzaun oder -netz umgeben ist oder über einen speziell hergerichteten Untergrund verfügt. In solchen Fällen ist davon auszugehen, dass die Nutzung als Bolzplatz innerhalb der Zäune, Netze oder ausschließlich auf dem dafür vorgesehenen Spieluntergrund stattfindet.

Liegt ein Bolzplatz vor, der keine ersichtliche Abgrenzung aufweist, kann sich diese aus dem Verhältnis von Länge mal Breite ergeben. Auch wenn das Spielen auf einem Bolzplatz nicht unmittelbar an die offiziellen Fußballregeln des Deutschen Fußballbundes (DFB) gebunden ist, so ist eine Orientierung an deren Regelwerk dennoch gegeben. Durch die Anlehnung an die Spielregeln und zur Schaffung ähnlicher Spielbedingungen sollte davon auszugehen sein, dass sich die Größenverhältnisse ebenfalls ähneln. Aus Tabelle 18 wird ersichtlich, wie sich das Verhältnis von Länge zu Breite auf Fußballfeldern für Wettkampfwertung verhält (DFB u. FIFA). Auch ist zu erkennen, dass die Planungsempfehlungen des DEUTSCHEN SPORTBUNDES (1964) ein sehr ähnliches Verhältnis vorsehen.

Tabelle 18: Größe von Fußball- und Bolzplätzen

Datenquelle		Spielfeld (in m)		Verhältnis Länge x Breite
		Länge	Breite	
DFB (2009)	min.	90	45	0,50
	max.	120	90	0,75
FIFA (2009)	min.	100	64	0,64
	max.	110	75	0,68
DSB (1964)	Vorschlag 1	100	70	0,70
	Vorschlag 2	40	20	0,50

Durchschnittliches Verhältnis von Länge x Breite: **0,63**

Die Länge repräsentiert den Abstand zwischen den beiden Toren. Sind keine Tore im Sinne der DIN EN 749 vorhanden, orientiert sich die Länge des Spielfeldes an Elementen, die als solche genutzt werden (bspw. zwei eng nebeneinander stehende Bäume). Die identifizierte Länge wird mit dem oben aufgeführten Quotienten von 0,63 (durchschnittliches Verhältnis von Länge zu Breite) multipliziert und ergibt so die durchschnittliche Breite der Spielfläche (s. Abbildung 19).

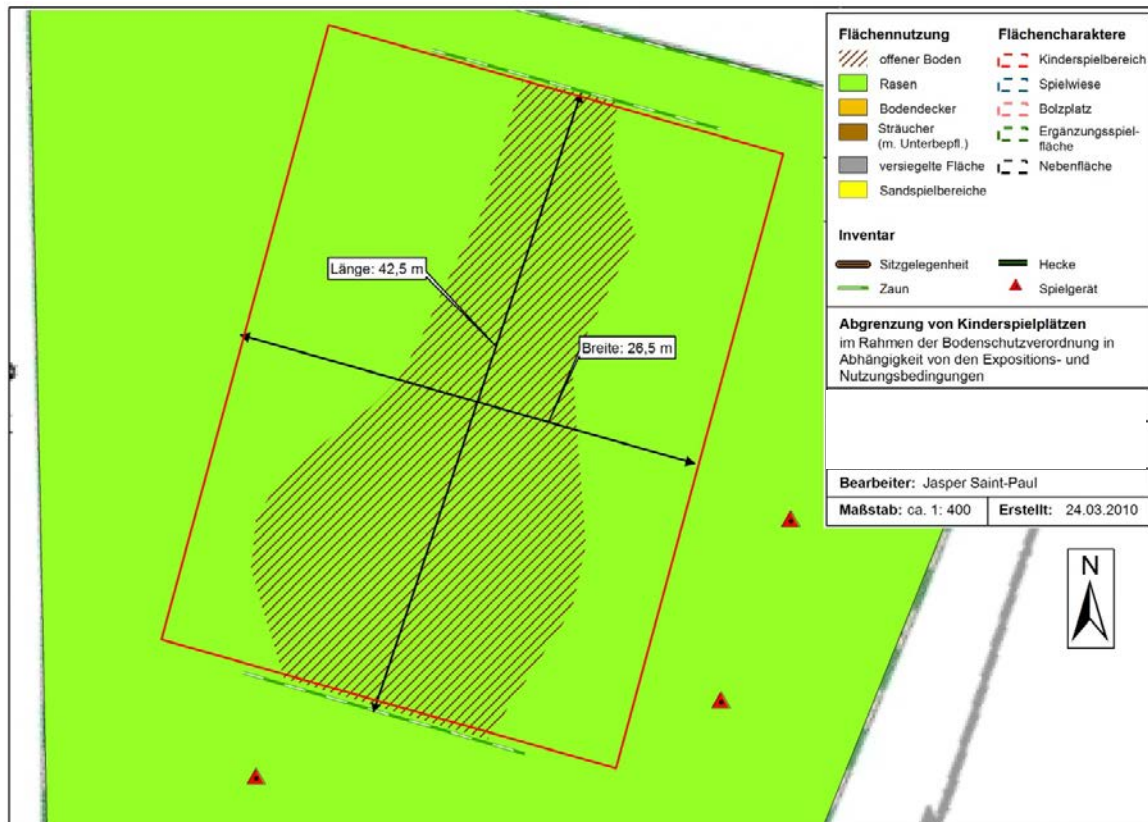


Abbildung 19: Identifikation und Abgrenzung eines Bolzplatzes (aus SAINT-PAUL 2010)

Im Beispiel beträgt die Länge des Spielfeldes 42,5 m. Daraus resultiert eine Breite von 26,5 m ($42,5 \text{ m} \times 0,63 = 26,5 \text{ m}$). Die rote Linie zeigt die mögliche Abgrenzung, die sich aus dem durchschnittlichen Verhältnis von Länge zu Breite ergibt.

In der BBodSchV besteht keine Nutzungskategorie, die Prüfwerte speziell für Bolz- und Ballspielplätze vorsieht. DELSCHEN et al. (2006) haben aus diesem Grund einen Vorschlag zur Ableitung von Orientierungswerten für das Nutzungsszenario *Sport- und Bolzplatz* erarbeitet.

In die Kategorien der Ergänzungsspielflächen bzw. Nebenflächen sind alle verbleibenden, meist kleinflächigen Rasenflächen und Flächen offenen Bodens bzw. die übrigen Flächen einzusortieren, denen weder der Flächencharakter einer Kinderspielfläche, einer Spielwiese noch eines Bolzplatzes zugewiesen werden kann. Als Nutzungsszenario für diese Restflächen bietet sich in der Regel *Wohngebiet* an, da Kinderspiel zwar nicht auszuschließen ist, jedoch nicht davon ausgegangen werden kann, dass dieses intensiv erfolgt.

Grenzt eine Ergänzungsspielfläche bzw. Nebenfläche nicht unmittelbar an einen Kinderspielbereich an oder ist räumlich von diesem getrennt und befindet sich an der Spielplatzgrenze, so kann sich die Einstufung dieser Fläche ggf. an der Umgebung, in die der Spielplatz integriert ist, orientieren, z.B. also auch an der Nutzungskategorie *Park- und Freizeitanlage*. Inwieweit eine solche Einstufung als sinnvoll anzusehen ist, muss im Einzelfall entschieden werden.

Bereiche, bei denen die Zugänglichkeit des Bodens aufgrund von Versiegelung oder dichter Bepflanzung nicht bzw. nur vernachlässigbar gegeben ist, können unter dem Aspekt des Direktpfads Boden-Mensch von der weiteren Betrachtung ausgeklammert werden.

Eine Übersicht zu den für die einzelnen Teilflächen sinnvoller Weise zugrunde zu legenden Nutzungsszenarien enthält folgende Tabelle 19.

Tabelle 19: Zusammenfassende Darstellung der Flächentypen mit Kurzbeschreibung und Nutzungsszenario

Flächencharakter	Kurzbeschreibung	Nutzungsszenario			
		Kinder- spielfläche	Wohnge- biet	Park- und Freizeit- lage	Sport- und Bolzplatz
Kinderspielbereich	Spielbereich der 0 bis 12-jährigen	x			
Spielwiese	Spielbereich der 12 bis 18-jährigen		x		
Ergänzungsspielfläche	weder den Kinderspielbereichen noch den Spielweisen zuzuordnen		x	(x)	
Bolzplatz	Fläche für regelfreiere Form des Fußballspielens				x
Nebenflächen	aufgrund der Flächenbeschaffenheit keine Nutzung als Spielbereich		x	(x)	

Fallbeispiel 2: Gebietsbezogenes Bewertungs- und Maßnahmenkonzept

Ausgehend von den Ergebnissen der Bodenbelastungskarte für den Siedlungsbereich und den dort im Rahmen der flächenhaften Schätzung festgestellten Prüfwertüberschreitungen für mehrere Parameter, wurde ein Konzept zur gebietsbezogenen Bewertung der Bodenbelastung, zur Abgrenzung von Belastungsgebieten und zur Zuordnung von Maßnahmen, die die Höhe der Belastung berücksichtigen, entwickelt. Das Konzept der sog. weichen und harten Maßnahmen ist vor allem dann sinnvoll, wenn neben grundstücksbezogenen Orientierungsuntersuchungen auch gebietsbezogene Orientierungsuntersuchungen in Form von flächenhaften Schätzungen der Bodenbelastung zum Tragen kommen.

Das Konzept kann als parameterspezifische Matrix aufgefasst werden, die sich aus der Nutzung und den Schadstoffgehalten, deren Klasseneinteilung durch die gebietsbezogenen Beurteilungswerte definiert wird, zusammensetzt. Grundsätzlich ist dabei zwischen weichen (z.B. Empfehlungen) und harten Maßnahmen (z.B. Sanierung) zu differenzieren, wobei die weichen Maßnahmen für das niedrigere Belastungsniveau geeignet sind. Weiterhin ist zu unterscheiden zwischen *konkreten* Anhaltspunkten für die Überschreitung eines Beurteilungswertes, die auf gemessenen Bodenbelastungen eines Standortes basieren, und lediglich Anhaltspunkten, die auf flächenhaften Schätzungen beruhen. Für das niedrige Belastungsniveau ist es zweckmäßig, für beide Fallgestaltungen (Vorliegen von Anhaltspunkten bzw. konkreten Anhaltspunkten) gleiche oder zumindest vergleichbare weiche Maßnahmen vorzusehen. Bei einem höheren Belastungsniveau sind harte Maßnahmen allerdings nur für konkret untersuchte Standorte umsetzbar. Bei einer lediglich auf Schätzungen basierenden, prognostizierten Überschreitung ist es vielmehr sinnvoll, in einer anschließenden gebietsbezogenen Untersuchung zum Maßnahmenbedarf zu klären, welche Gefahrensituation und welcher Maßnahmenbedarf grundstücksbezogen tatsächlich gegeben ist (vgl. **Tabelle 20**).

Die Berechnung der gebietsbezogenen Beurteilungswerte (BWg_5 bzw. BWg_{50}) erfolgte für die Parameter Arsen, Cadmium, Blei und Benzo(a)pyren unter Verwendung der in Kapitel 10.1 und 10.2 erläuterten Verfahren.

Tabelle 20: Maßnahmenmatrix bei Überschreitung gefahrenbezogener Beurteilungswerte

	<i>weiche</i> Maßnahme	<i>harte</i> Maßnahme
hohe gemessene Belastung (d.h. zwischen BWg_5 und BWg_{50})	z. B. Empfehlung	---
hohe geschätzte Belastung (d.h. zwischen BWg_5 und BWg_{50})	z. B. Empfehlung	---
sehr hohe gemessene Belastung (d.h. $> BWg_{50}$)	---	z. B. Sanierung
sehr hohe geschätzte Belastung (d.h. $> BWg_{50}$)	---	gebietsbezogene Untersuchung zum Maßnahmenbedarf

Den zuvor skizzierten methodischen Ansatz fasst Abbildung 20 als Ablaufschema zusammen.

men. Sofern an einem Standort Orientierungs- und anschließende Detailuntersuchungen im Rahmen der weiteren Sachverhaltsermittlungen durchgeführt wurden, haben diese Ergebnisse in der Beurteilung und Ableitung geeigneter Maßnahmen selbstverständlich Vorrang vor Beurteilungen auf Basis geschätzter Stoffgehalte und Gefahrenbeurteilungen auf Basis der *gebietsbezogenen Detailuntersuchungen* und der daraus abgeleiteten Beurteilungswerte.

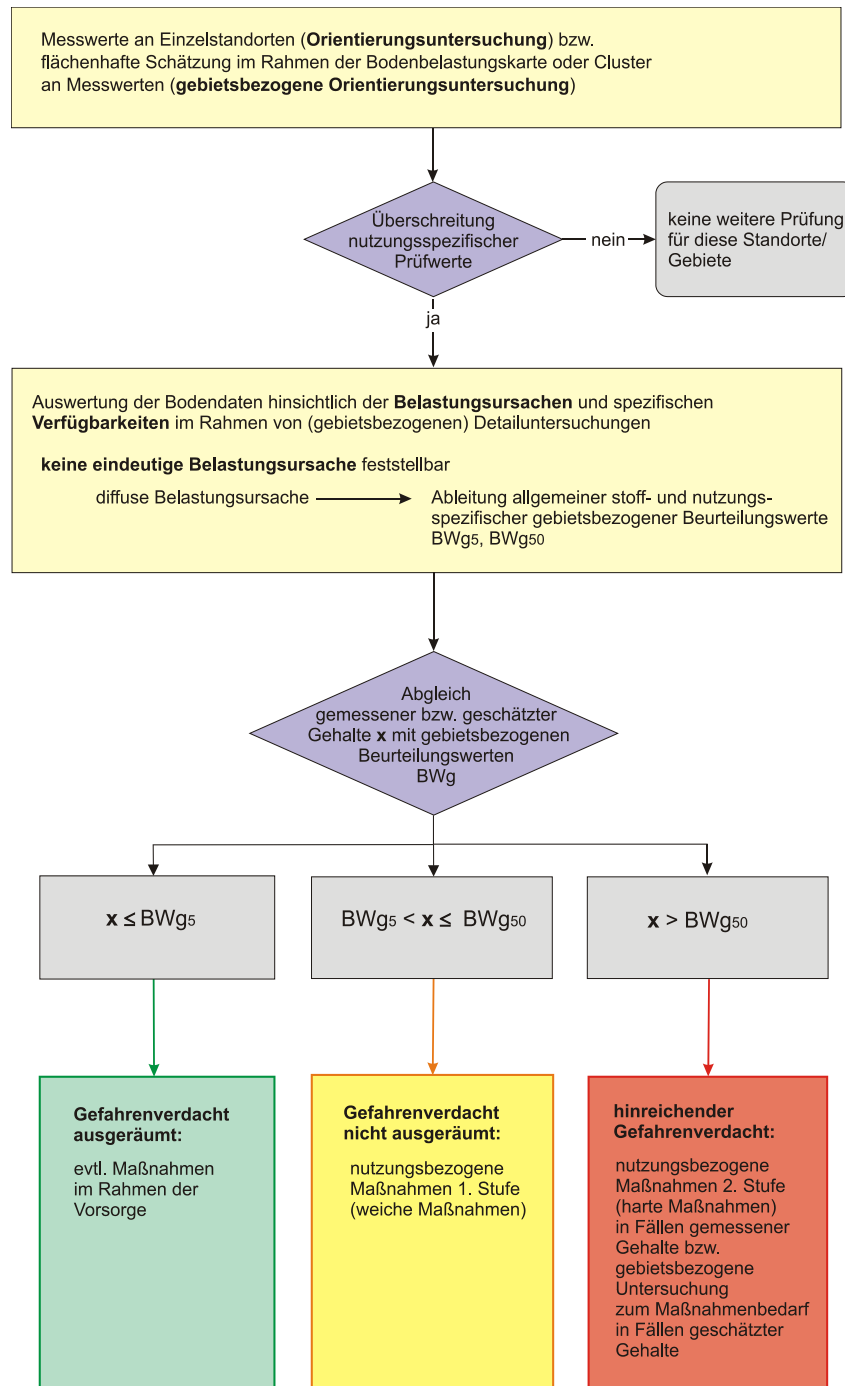


Abbildung 20: Erfassung und Bewertung flächenhafter schädlicher Bodenveränderungen

Aufgrund des generellen Einzelfallvorbehaltes besteht für die von Maßnahmen betroffenen Nutzer bzw. Eigentümer immer die Möglichkeit, durch geeignete (eigene) Untersuchungen -

die im Rahmen des hier vorliegenden Merkblattes beschrieben werden - nachzuweisen,
dass der Gefahrenverdacht im konkreten Fall ausgeräumt werden kann.

Fallbeispiel 3: Gefahrenbezogene Beurteilungswerte für Spiel- und Bolzplätze im Rahmen der Orientierungs- und Detailuntersuchung

Liegt der Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung vor, so werden nach BBodSchG und BBodSchV Untersuchungen erforderlich, mit dem Ziel, den Gefahrenverdacht zu überprüfen sowie gegebenenfalls das Ausmaß der schädlichen Bodenveränderungen festzustellen. Die BBodSchV regelt dazu sowohl die Vorgehensweise zur Erstellung und Durchführung eines Untersuchungskonzeptes als auch zur Beurteilung der Untersuchungsergebnisse.

Da Teilflächen der Spiel- und Bolzplätze nicht dem Nutzungsszenario *Kinderspielfläche* zugeordnet werden können, waren an dieser Stelle vertiefende Betrachtungen erforderlich. So finden sich an zahlreichen Standorten gesonderte Flächen, die als Bolzplatz genutzt werden und deren oberste Deckschicht aus Tennenmaterial besteht. Darüber hinaus sind häufig Sandkästen und Spielsandbereiche anzutreffen, die von Rasenflächen abzugrenzen sind, die mehr oder minder intensiv bespielt werden oder der Infrastruktur dienen. Schließlich werden Wege angetroffen, deren oberste Schicht aus einer wassergebundenen Decke oder aus Tennenmaterial besteht.

Während Spielsand und Sandkästen alleine schon aufgrund des Materials die Nutzung vorgeben und grundsätzlich als Spielsand einzustufen und zu bewerten sind, ist die Kategorisierung der Nutzung von Rasen und Wegen gemäß BBodSchV eher von der einzelfallspezifischen Struktur und den standörtlichen Gegebenheiten abhängig (vgl. auch Fallbeispiel 1). Auf Plätzen, die einzig aus einem Bolzplatz bestehen, ist anzunehmen, dass Rasenflächen und Wege, auf denen keine Spielgeräte für (Klein-)Kinder vorhanden sind, eher weniger sensibel genutzt werden und je nach örtlichen Gegebenheiten den Kategorien *Wohngebiet* bzw. *Park- und Freizeitanlage* zugeordnet werden können (vgl. Fallbeispiel 1). Bei Wegen ist im Einzelfall je nach Lage, Beschaffenheit und Zustand zu differenzieren, ob die Fläche dem Spielbereich zuzuordnen ist und somit eher als *Kinderspielfläche* eingestuft werden muss, oder außerhalb des Spielbereiches liegt und somit eher der Nutzung *Wohngebiet* oder *Park- und Freizeitanlage* entspricht (vgl. Fallbeispiel 1). Spielbereiche mit Spielgeräten sowie daran angrenzende, offensichtlich von Kindern frequentierte Flächen werden als *Kinderspielflächen* nach BBodSchV eingestuft (vgl. Fallbeispiel 1).

Darüber hinaus bestand nach Vorlage der ersten Daten der Verdacht auf eine möglicherweise gegebene akute Toxizität in Hinblick auf Arsen. Da dieser Aspekt nicht durch Beurteilungswerte in der BBodSchV abgedeckt ist, waren auch in diesem Kontext Bewertungsgrundlagen abzuleiten (vgl. Kapitel 7.1.1).

Für tennenbelegte Sport- und Bolzplätze, die als Anlagen für soziale, gesundheitliche und sportliche Zwecke zu verstehen sind, werden in der BBodSchV keine expliziten Angaben gemacht. Zur Bewertung des Gefährdungspotenzials schadstoffbelasteter Belagsmaterialien (explizit "Tennenbelag") auf Sport- und Bolzplätzen wurde von DELSCHEN et al. (2006) ein entsprechendes Nutzungsszenario entwickelt, mit dem die nutzungsbedingte Schadstoffexposition insbesondere sporttreibender Kinder und Jugendlicher abgeschätzt werden kann. Hierbei kommt insbesondere die inhalative Aufnahme bodenbürtiger Stäube zum Tragen, die während der sportlichen Aktivitäten freigesetzt werden.

Weiterhin waren gesonderte Überlegungen für Flächen erforderlich, die in der Nähe von Bolzplätzen liegen und die möglicherweise bedingt durch Abwehungen ein erhöhtes Risiko-

potenzial aufweisen. Von besonderer Bedeutung war in diesem Zusammenhang die Beantwortung der Frage, ob bedingt durch eine gegebenenfalls parallele Wirkung des oralen und des inhalativen Pfades eine Ableitung spezifischer Beurteilungswerte für die Nutzungsszenarien *Kinderspielfläche* und *Wohngebiet* notwendig ist. Dazu wurden zum einen die relevanten Expositionsfaktoren der beiden Nutzungsszenarien *Sport- und Bolzplätze* sowie *Kinderspielflächen* überprüft und erörtert und zum anderen die schadstoffspezifischen Wirkeigenschaften der hier betrachteten Schadstoffe [Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Nickel sowie Benzo(a)pyren] in Hinblick auf die beiden Aufnahmepfade (oral und inhalativ)²⁷ beleuchtet. Darauf aufbauend wurde überprüft, inwieweit daraus Auswirkungen auf die bestehenden Bewertungsmaßstäbe für Kinderspielflächen bzw. als Wohngebiet eingestufte Flächen in der Nachbarschaft von Bolzplätzen resultieren. Im Ergebnis konnte festgestellt werden, dass allein für Chrom eine Anpassung des Prüfwertes von Kinderspielflächen in der Nähe von Bolzplätzen erforderlich wurde. Die Notwendigkeit weiterer Absenkungen von Prüfwerten durch gegebenenfalls mögliche parallele Staubverfrachtungen konnte dagegen nicht abgeleitet werden.

Die die im Rahmen der Orientierungsuntersuchung angewendeten Prüfwerte können folgender Tabelle 21 entnommen werden. Bei Gesamtgehalten an Arsen über 270 mg/kg erfolgte zudem eine Überprüfung, inwieweit provisorische Sofortmaßnahmen (z.B. unmittelbare Sperrung des Platzes) bis zum Vorliegen der Ergebnisse der Detailuntersuchung erforderlich waren.

Tabelle 21: Prüfwerte im Rahmen der Orientierungsuntersuchung (Gesamtgehalte [mg/kg])

	Prüfwerte nach BBodSchV (1999) ergänzt			Empfohlene Prüfwerte (DELSCHEN et al. 2006)
	Kinderspielfläche	Wohngebiet	Park- und Freizeit-anlage	Sport- und Bolzplatz
Arsen ¹⁾	25	50	125 100 ²⁾	100
Blei	200	400	1000	5000
Cadmium	10	20	50	40
Chrom	200 100*	400 200*	1.000	100
Nickel	70	140	350	250
Quecksilber	10	20	50	250
B(a)P	2	4	10	4
¹⁾ : Prüfung provisorischer Sofortmaßnahmen bei Gesamtgehalten an Arsen > 270 mg/kg ²⁾ : Der Wert gilt zur Prüfung akuter Wirkungen von Arsen nach kurzfristiger Aufnahme * wenn Bolzplatz in der Nachbarschaft				

Werden im konkreten Fall die Prüfwerte für das jeweils zugrunde gelegte Nutzungsszenario durch Ergebnisse der Orientierungsuntersuchung unterschritten, gilt der Gefahrenverdacht im Sinne der BBodSchV § 4 Abs. 2 als ausgeräumt. Bei Überschreitungen gilt dahingegen der Gefahrenverdacht als erhärtet, so dass weitere Sachverhaltsermittlungen erforderlich werden.

²⁷ Der dermale Pfad ist gemäß den aktuellen Festlegungen in der BBodSchV für die betrachteten Parameter nicht explizit zu betrachten.

Mobile oder mobilisierbare Anteile sind mit Hilfe von Verfügbarkeitsuntersuchungen nachzuweisen (hier Resorptionsverfügbarkeit; vgl. Kapitel 6.1.1.).

Für den Wirkungspfad Boden-Mensch kann neben der oralen Bodenaufnahme in Abhängigkeit von der Wirkweise einer Substanz jedoch auch die inhalative Bodenaufnahme über Staubaufwirbelungen bewertungsrelevant werden. Die BBodSchV sieht hierfür ein Szenario vor, in dem verschiedene Annahmen zur Exposition, jedoch auch substanzspezifische Konventionen zum Anreicherungsverhalten von Substanzen im Staub getroffen werden (vgl. Kapitel 6.2.1.2.).

Im konkreten Fall wurde entschieden, auf die Untersuchung der Fraktion < 63 µm zurückzugreifen, um die bestehenden Annahmen zum Anreicherungsverhalten von Substanzen im Staub annähernd zu überprüfen.

Je nach Wirkprofil des einzelnen Schadstoffs und Expositionsannahmen des jeweiligen Nutzungsszenarios ist schließlich entweder der orale und/oder der inhalative Aufnahmepfad als bewertungsrelevant anzusehen. Im Fall Chrom steht die Frage im Vordergrund, inwieweit im Boden das bewertungsrelevante Chrom VI überhaupt vorkommt. Daher erfolgt die Analyse der Bindungsform im Vorfeld einer etwaigen Prüfung der Gehalte an Chrom bzw. Chrom VI in der Feinstfraktion < 63 µm.

In folgender Tabelle 22 sind die Beurteilungsmaßstäbe für die weiteren Sachverhaltsermittlungen im Rahmen der Detailuntersuchungen im Überblick dargestellt.

Tabelle 22: Gefahrenbezogene Beurteilungswerte für die Ergebnisse der Detailuntersuchung [mg/kg]

	Kinderspielfläche	Wohngebiet	Park- und Freizeitanlage	Sport- und Bolzplatz
Arsen	25 ¹ 100 ³	50 ¹ 100 ³	125 ¹ 100 ³	100 ³ 500 ²
Blei	70 ¹	145 ¹	350 ¹	25.000 ²
Cadmium	10 ¹	20 ¹	50 ¹	200 ²
Chrom VI	130 40*	260 80*	650	40
(Chrom)	1.000 ²	2.000 ² 1.000 ^{2*}	5.000 ²	500 ²
[Chrom VI]	650 ²	1.300 ² 400 ^{2*}	3.250 ²	200 ²
Nickel	70 ¹ 350 ²	140 ¹ 700 ²	350 ¹ 1.750 ²	1.250 ²
B(a)P	2 ¹	4 ¹	10 ¹	40 ²
¹ : Beurteilungsmaßstab für resorptionsverfügbare Gehalte (nach DIN 19738) ² : Beurteilungsmaßstab für Gesamtgehalte in der Fraktion < 63 µm ³ : Beurteilungsmaßstab für resorptionsverfügbare Gehalte (nach DIN 19738) für akute orale Toxizität * : Berücksichtigung der Nähe zu einem Bolzplatz () [] nachrangig, d.h. nur sofern Überschreitungen im vorrangigen Prüfschritt festgestellt wurden				

Landesamt für Natur, Umwelt
und Verbraucherschutz
Nordrhein-Westfalen
Leibnizstraße 10
45659 Recklinghausen
Telefon 02361 305-0
poststelle@lanuv.nrw.de

www.lanuv.nrw.de

