



Luft

Merkblätter

Nr. 22

Weitere Sachverhaltsermittlung
bei Überschreitung von Prüfwerten
nach der Bundes-Bodenschutz- und
Altlastenverordnung für die Wirkungspfade
Boden – Mensch und Boden – Nutzpflanze

Wasser

Abfall

Technik
Verfahren

Ministerium für
**Umwelt und
Naturschutz,
Landwirtschaft und
Verbraucherschutz**
des Landes
Nordrhein-Westfalen



Landesumweltamt
Nordrhein-Westfalen

Merkblätter

Nr. 22

Weitere Sachverhaltsermittlung bei
Überschreitung von Prüfwerten nach der
Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung
für die Wirkungspfade
Boden – Mensch und Boden – Nutzpflanze

Essen, Juli 2000

Das vorliegende Merkblatt basiert in weiten Teilen auf dem Abschlussbericht des Projektes „Leitfaden für die weitergehende Sachverhaltsermittlung nach Prüfwertüberschreitungen“, das von der IfUA-Institut für Umwelt-Analyse GmbH (Bielefeld) im Auftrag des Landesumweltamtes NRW von folgenden Personen durchgeführt wurde:

Dr. Dietmar Barkowski (Projektleitung)

Dipl.-Biol. Petra Günther

Dipl. Oec. troph. Monika Machtolf

Dipl.-Geol. Peter Mittag

Dipl.-Ing. agr. Marcus Strehl

Impressum

Herausgeber: Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (LUA NRW)
Wallneyer Straße. 6 • 45133 Essen • Telefon (0201) 79 95 – 0
Telefax (0201) 79 95 – 1448
E-mail: poststelle@lua.nrw.de

Erscheinungsort/-datum: Essen, 2000

Redaktion: Dr. Thomas Delschen (Federführung)
Jörg Leisner-Saab
Wolf-Dietrich Bertges
Ulrich Eckhoff
Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen

Dr. Klaus-Peter Fehlau

Dr. Wilhelm König

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und
Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen

Schriftenvertrieb: Gemeinnützige Werkstätten Neuss, Am Krausenbaum 11,
41464 Neuss, Telefax (0 21 31) 74 50 21 10

Druck: JVA Geldern

ISSN: 0947-5788

Informationsdienste
des LUA NRW: Umweltdaten aus NRW, Fachinformationen:
• Internet unter <http://www.lua.nrw.de>
• WDR-Videotext, 3. Fernsehprogramm, Tafeln 177-179

Gedruckt auf 100 % Altpapier ohne Chlorbleiche

Vorwort

Mit Verabschiedung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) im Juli 1999 wurden erstmals bundesweit einheitliche Untersuchungsmethoden und Beurteilungswerte festgelegt, die bei der Gefährdungsabschätzung von Verdachtsflächen auf schädliche Bodenveränderungen und altlastverdächtige Flächen anzuwenden sind. Soweit es sich dabei um „Prüfwerte“ handelt, hat die zuständige Behörde bei deren Überschreitung in der Regel eine weitergehende Sachverhaltsermittlung im Einzelfall vorzunehmen, die Grundlage für die abschließende Gefahrenbeurteilung ist.

Inhalte und Vorgehensweise bei der einzelfallbezogenen Prüfung werden im Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) und in der BBodSchV jedoch nur cursorisch genannt. So sollen u. a. insbesondere Art und Konzentration der Schadstoffe, die Möglichkeit ihrer Ausbreitung in die Umwelt und ihrer Aufnahme durch Menschen, Tiere und Pflanzen berücksichtigt werden (§ 9 Abs. 1 BBodSchG). Dazu sind für die relevanten Wirkungspfade die maßgeblichen Expositionsbedingungen zu klären (Anhang 1 Nr. 1.2 BBodSchV) und es ist festzustellen, inwieweit sich aus räumlich begrenzten Schadstoffanreicherungen innerhalb der zu beurteilenden Fläche Gefahren ergeben (§ 3 Abs. 5 BBodSchV).

Im Hinblick auf einen effizienten Vollzug der BBodSchV bei den zuständigen unteren Bodenschutzbehörden erschien es deshalb als sinnvoll und notwendig, auf der Grundlage der o. g. allgemeinen Vorgaben der Verordnung eine konkretisierende Arbeitshilfe zu schaffen, die hiermit als Merkblatt des Landesumweltamtes vorgelegt wird.

Für die Wirkungspfade Boden – Mensch (Direktpfad) und Boden - Nutzpflanze sowie die pfadübergreifende Bewertung in Wohngärten sind darin mögliche Elemente der weitergehenden Sachverhaltsermittlung nach Prüfwertüberschreitung umfassend und systematisch dargestellt und mit Entscheidungshilfen für eine sinnvolle Vorgehensweise in der Praxis versehen worden. Die im Anhang in Form eines Leitfadens enthaltene Zusammenfassung ermöglicht dabei eine schnelle Orientierung im konkreten Einzelfall.

Allen an der Erarbeitung dieser Schrift Beteiligten sei für ihre engagierte Mitarbeit gedankt, insbesondere den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der Institut für Umwelt-Analyse-Projekt GmbH, die im Auftrag des Landesumweltamtes wesentliche Vorarbeiten geleistet haben.

Wir empfehlen die vorliegende Arbeitshilfe sowohl den zuständigen Bodenschutzbehörden wie auch den auf diesem Gebiet tätigen Sachverständigen und Untersuchungsstellen.

Düsseldorf/Essen, im Juli 2000



Bärbel Höhn
Ministerin für Umwelt und Naturschutz,
Landwirtschaft und Verbraucherschutz
Nordrhein-Westfalen



Dr.-Ing. Harald Irmer
Präsident des Landesumweltamtes
Nordrhein-Westfalen

Inhaltsverzeichnis

1. Anlass und Zielsetzung	7
2. Regeluntersuchungsablauf nach Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV)	11
3. Anforderungen an die Detailuntersuchung	14
4. Direktpfad Boden-Mensch (Kinderspielfläche, Wohngebiet)	17
4.1 Boden- und stoffbezogene Untersuchungen	17
4.1.1 Bindungsformen.....	18
4.1.1.1 Arsen	21
4.1.1.2 Blei.....	21
4.1.1.3 Cadmium	22
4.1.1.4 Chrom.....	22
4.1.1.5 Nickel.....	23
4.1.1.6 Quecksilber	23
4.1.1.7 Empfehlung	25
4.1.2 Resorptionsverfügbarkeit.....	25
4.1.2.1 Begriffsbestimmungen	26
4.1.2.2 Methodische Grundlagen	28
4.1.2.3 Entscheidungskriterien und Empfehlung.....	30
4.2 Expositionsabschätzung Direktpfad.....	33
4.2.1 Inhalative Aufnahme	33
4.2.2 Orale Aufnahme.....	38
4.2.2.1 Kinderspielflächen	39
4.2.2.2 Wohngebiete	40
4.2.3 Zusammenführung der Betrachtungen und Empfehlung	42
4.3 Human-Biomonitoring	45
4.3.1 Methodische Grundlagen.....	45
4.3.2 Bewertungsansätze	46
4.3.3 Anwendungsbeispiele im Sinne des BBodSchG	48
4.3.4 Kriterien für die Durchführung eines Human-Biomonitoring	48
4.3.5 Möglichkeiten und Grenzen des Verfahrens und Empfehlungen	53
5. Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze (Nutzgarten)	55
5.1 Boden- und stoffbezogene Untersuchungen	59
5.1.1 Gesamt-Schadstoffpotential	59

5.1.2	Bodenbedingte Einflussgrößen auf die Schadstoffmobilität	60
5.1.3	Pflanzenverfügbarkeit	61
5.2	Transferabschätzung Boden-Nutzpflanze-Mensch.....	63
5.3	Pflanzenuntersuchungen	66
5.4	Anwendungskriterien und Empfehlung	69
5.4.1	Sinnhaftigkeit weiterer Sachverhaltsermittlungen Pflanzenpfad.....	70
5.4.2	Vorgehensweise in der Sachverhaltsermittlung Pflanzenpfad.....	70
6.	Integrative Pfadbetrachtung (Wohngarten).....	72
6.1	Boden- und stoffbezogene Untersuchungen	74
6.1.1	Bindungsformen.....	74
6.1.2	Resorptionsverfügbarkeit.....	74
6.1.3	Bodenbedingte Einflussgrößen Pflanzenpfad.....	74
6.1.4	Pflanzenverfügbarkeit	74
6.2	Transferabschätzung Boden-Nutzpflanze	74
6.3	Pflanzenuntersuchungen	74
6.4	Expositionsabschätzung integrativ.....	75
6.4.1	Inhalative Aufnahme	75
6.4.2	Orale Bodenaufnahme.....	75
6.4.3	Nutzpflanzenverzehr	75
6.4.4	Zusammenführung der Betrachtungen und Empfehlung	75
6.5	Human-Biomonitoring	77
7.	Schlussbemerkung.....	78
	Literatur	79

Anhang: Leitfaden für die weitere Sachverhaltsermittlung bei Überschreitung von Prüfwerten nach der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung für die Wirkungspfade Boden – Mensch und Boden - Nutzpflanze

1. Anlass und Zielsetzung

Das **Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG)**¹ ist am 1. März 1999 in Kraft getreten. Die auf verschiedenen Ermächtigungen dieses Gesetzes basierende **Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV)**² datiert vom 12. Juli 1999. Die Verordnung konkretisiert vor allem auch 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.

Nach der Ermächtigung zum Erlass von Vorschriften über die Untersuchung und Bewertung der v. g. Flächen in § 8 Abs. 1 BBodSchG kann die Bundesregierung durch Rechtsverordnung 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.

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"* (§ 4 Abs. 4 BBodSchG stellt auf die planungsrechtlich zulässige Nutzung des betreffenden Grundstücks ab).

Die BBodSchV sieht für diese einzelfallbezogene Prüfung im Regelfall Detailuntersuchungen vor (§ 3 Abs. 4), von denen nur dann abgesehen werden kann, *"wenn die von 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).

¹ BGBl. I 1998, S. 502

² BGBl. I 1999, S. 1554

Der Konkretisierungsgrad der BBodSchV zu Umfang und Inhalt durchzuführender Detailuntersuchungen ist allerdings relativ gering. Inhaltliche und konzeptionelle Ausführungen beschränken sich im Wesentlichen darauf, dass durch Detailuntersuchungen

- festgestellt werden soll, „*ob sich aus räumlich begrenzten Anreicherungen von Schadstoffen innerhalb einer Verdachtsfläche oder altlastenverdächtigen 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 oder mobilisierbaren Anteile der Schadstoffgehalte, geklärt werden*“ sollen (Anhang 1 Nr. 1.2).

Weitergehende Hinweise sind allerdings in den von verschiedenen Bund-/Länderarbeitsgemeinschaften im Vorfeld der BBodSchV erarbeiteten „Eckpunkte-Papieren“ enthalten, in denen sich wesentliche fachliche Grundlagen der Gefahrenbeurteilung von schädlichen Bodenveränderungen/Altlasten finden. So werden von der LABO³-LAGA⁴-AG "Direktpfad" (1996) als mögliche Inhalte einer weitergehenden Sachverhaltsermittlung diesen Wirkungspfad betreffend genannt:

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

Analog enthält der Bericht „Eckpunkte zur Gefahrenbeurteilung des Wirkungspfades Bodenverunreinigungen/Altlasten - Pflanze“ einer ad-hoc-Arbeitsgruppe der LABO (LABO 1998) ebenfalls Empfehlungen für weitere Sachverhaltsermittlungen bei Überschreitung der Prüfwerte Boden/Pflanze:

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 Schwermetalltransfers (z.B. Aufwuchsuntersuchungen),
4. Prüfung der Expositionsbedingungen (z.B. Anbaubedingungen, Flächengrößen).

³ LABO: Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz

⁴ LAGA: Länderarbeitsgemeinschaft Abfall

Die Notwendigkeit zusätzlicher Prüfschritte wird dabei nicht ausgeschlossen.

Vor diesem Hintergrund, dass in verschiedenen Fachberichten zwar grundsätzliche Inhalte einer Einzelfallprüfung nach Prüfwertüberschreitung enthalten sind, diese in der BBodSchV jedoch nicht näher ausgeführt werden, wurde der vorliegende Leitfaden erstellt. Er basiert auf einem Bericht, der von der IfUA - Institut für Umwelt-Analyse GmbH im Auftrag des Landesumweltamtes NRW erarbeitet worden ist (IfUA, 1998).

Der Leitfaden soll insbesondere

- mögliche Elemente einer Einzelfallprüfung umfassend und systematisch darstellen sowie
- Entscheidungshilfen für eine sinnvolle Vorgehensweise in der Praxis geben.

Fachlich-inhaltlich gelten dabei folgende **Rahmenbedingungen**:

1. Der **Anwendungsbereich** des Leitfadens ist eingegrenzt auf den
 - Direktpfad (nach BBodSchV orale und inhalative Bodenaufnahme) mit den Nutzungen
 - Kinderspielfläche und
 - Wohngebiet,
 - Boden-Pflanze-Pfad mit der Nutzung
 - Nutzgartensowie
 - die integrative Betrachtung von Direktpfad und Pflanzenpfad in der Nutzung
 - Wohngarten
2. Hinsichtlich der **berücksichtigten Schadstoffe** wird auf ausgewählte prioritäre Stoffe Bezug genommen. Es sind dies die Parameter Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Nickel, Quecksilber, Benzo(a)pyren, PCB und PCDD/F.
3. Es werden die **Möglichkeiten und Grenzen weitergehender Untersuchungen** in der Einzelfallprüfung dargestellt, um anhand eines Kriterienkataloges die Sinnhaftigkeit von Untersuchungsschritten in jedem Einzelfall flexibel beurteilen zu können.
4. Neben der aktuellen **Grundstücksnutzung** wird auch die planungsrechtlich zulässige Nutzung betrachtet, damit der Leitfaden über den unmittelbaren Geltungsbereich des BBodSchG hinaus auch für die Aufklärung des Bodenzustandes bei der Bauleitplanung nutzbar wird.

Auf diese Weise soll der Leitfaden potentiellen Anwendern (Behörden, Untersuchungsstellen, Sachverständige) mögliche Vorgehensweisen erläutern, begründen und

veranschaulichen sowie notwendige Entscheidungen der zuständigen Behörden im Rahmen der Einzelfallprüfung erleichtern. Zur Erhaltung der notwendigen einzelfallbezogene Flexibilität wurde dabei bewusst die Form eines Leitfadens gewählt.

Es sei angemerkt, dass im vorliegenden Bericht eine erschöpfende Darstellung des wissenschaftlichen Kenntnisstandes zu den einzelnen fachlichen Aspekten weder angestrebt, noch notwendig ist. Vielmehr ist es Ziel des Leitfadens, gerade für die praktische Umsetzung vor Ort begründete Hilfestellung anzubieten, um Anwendern und Entscheidern die konkrete Ausgestaltung der Einzelfallprüfung zu erleichtern und gleichzeitig zur Beachtung aller relevanten Gesichtspunkte anzuhalten. Vor diesem Hintergrund wäre eine detaillierte wissenschaftliche Darstellung verfehlt, so dass für eine vertiefende Auseinandersetzung mit Detailfragen auf die Fachliteratur verwiesen wird (vgl. auch Literaturliste).

Im vorliegenden Leitfaden wird zunächst die Einbindung der weitergehenden Sachverhaltsermittlungen in den Untersuchungs- und Bewertungsablauf der BBodSchV beschrieben (Kapitel 2). In Kapitel 3 werden grundsätzliche Inhalte einer Einzelfallprüfung benannt, bevor in den Kapiteln 4, 5 und 6 für die hier betrachteten Wirkungspfade und Nutzungen Anwendungskriterien herausgearbeitet werden, die im Einzelfall die Bedeutung relevanter Klärungs- und Untersuchungsschritte verdeutlichen sollen.

Die jeweiligen Abschnitte schließen mit einer kurzen Zusammenstellung von grundsätzlichen Empfehlungen. Im Anhang werden die zusammengefassten Gedankengänge in einem Fließschema als Leitfaden systematisiert und miteinander verknüpft.

Insgesamt besteht der vorliegende Bericht demnach aus dem eigentlichen Leitfaden (Anhang) und entsprechenden Erläuterungen und Begründungen, die den Textteil ausmachen.

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 (*Abbildung 1*). Dieser Untersuchungsablauf setzt dann ein, wenn im Laufe der Sachverhaltsermittlung die durch die Erfassungstätigkeit gewonnenen Daten, Tatsachen und Erkenntnisse im Einzelfall örtliche Untersuchungen nahelegen und soweit vervollständigt wurden, dass sie eine sachgerechte Untersuchungsplanung ermöglichen.

Als erster Untersuchungsschritt ist eine **orientierende Untersuchung** der Verdachtsfläche oder altlastverdächtigen Fläche vorzunehmen (§ 3 Abs. 3 BBodSchV). Dabei sind vor allem Messungen und sonstige örtliche Erkundungsmaßnahmen durchzuführen. Schon zu diesem Zeitpunkt ist es erforderlich, das Parameterprogramm begründet 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 Untersuchungsergebnissen der betreffenden Fläche und der regionalen geogenen und anthropogenen Hintergrundbelastung erforderlich. Die Bedeutung dieses Aspektes wird besonders ersichtlich, wenn in einem Gebiet mit einer hohen natürlichen Hintergrundbelastung durch z.B. oberflächennahe Erzvorkommen im Zuge einer „Altlastenuntersuchung“ punktuelle Messungen durchgeführt werden. Eine Fehlinterpretation dieser Daten soll so vermieden werden. Auf zusätzliche Anforderungen an die Inhalte der orientierenden Untersuchung soll an dieser Stelle jedoch nicht eingegangen werden.

Alle Vorinformationen und Erkenntnisse der orientierenden Untersuchung sind unter Beachtung der Gegebenheiten des Einzelfalls zu bewerten (vgl. *Abbildung 1*). Hierfür sind vor allem auch die Prüf- und Maßnahmenwerte der BBodSchV einzubeziehen. Werden die Prüfwerte unterschritten, gilt der Anfangsverdacht in der Regel als ausgeräumt und die Untersuchungen sind abgeschlossen. Werden Maßnahmenwerte überschritten, ist in der Regel vom Vorliegen einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast auszugehen und über erforderliche Maßnahmen zu entscheiden.

Bei einer Überschreitung von einem oder mehreren Prüfwerten, sind in der Regel **Detailuntersuchungen** i. S. des § 2 Nr. 4 BBodSchV erforderlich, um das Ausmaß und die räumliche Verteilung der Schadstoffe sowie nach Möglichkeit die tatsächlichen Einwirkungen zu erfassen. Von Detailuntersuchungen kann nach § 3 Abs. 5 Satz 2 BBodSchV (nur dann) angesehen werden, „*wenn die von 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“.

Mit der Detailuntersuchung soll eine abschließende Klärung der Schutzgutgefährdung unter Beachtung der Ausbreitungs- und Aufnahmemöglichkeiten der Schadstoffe erfolgen. Hierzu sind durch angepasste Probenahme- und Untersuchungsstrategien auch die tatsächlichen Expositionsbedingungen festzustellen.

Der Regeluntersuchungsablauf endet mit einem abschließenden Bewertungsschritt, in dem alle vorliegenden Teilergebnisse zusammenfassend und abschließend zu bewerten sind.

Die Konkretisierung der im dargestellten Regeluntersuchungsablauf enthaltenen Detailuntersuchung ist Inhalt der weiteren Ausführungen.

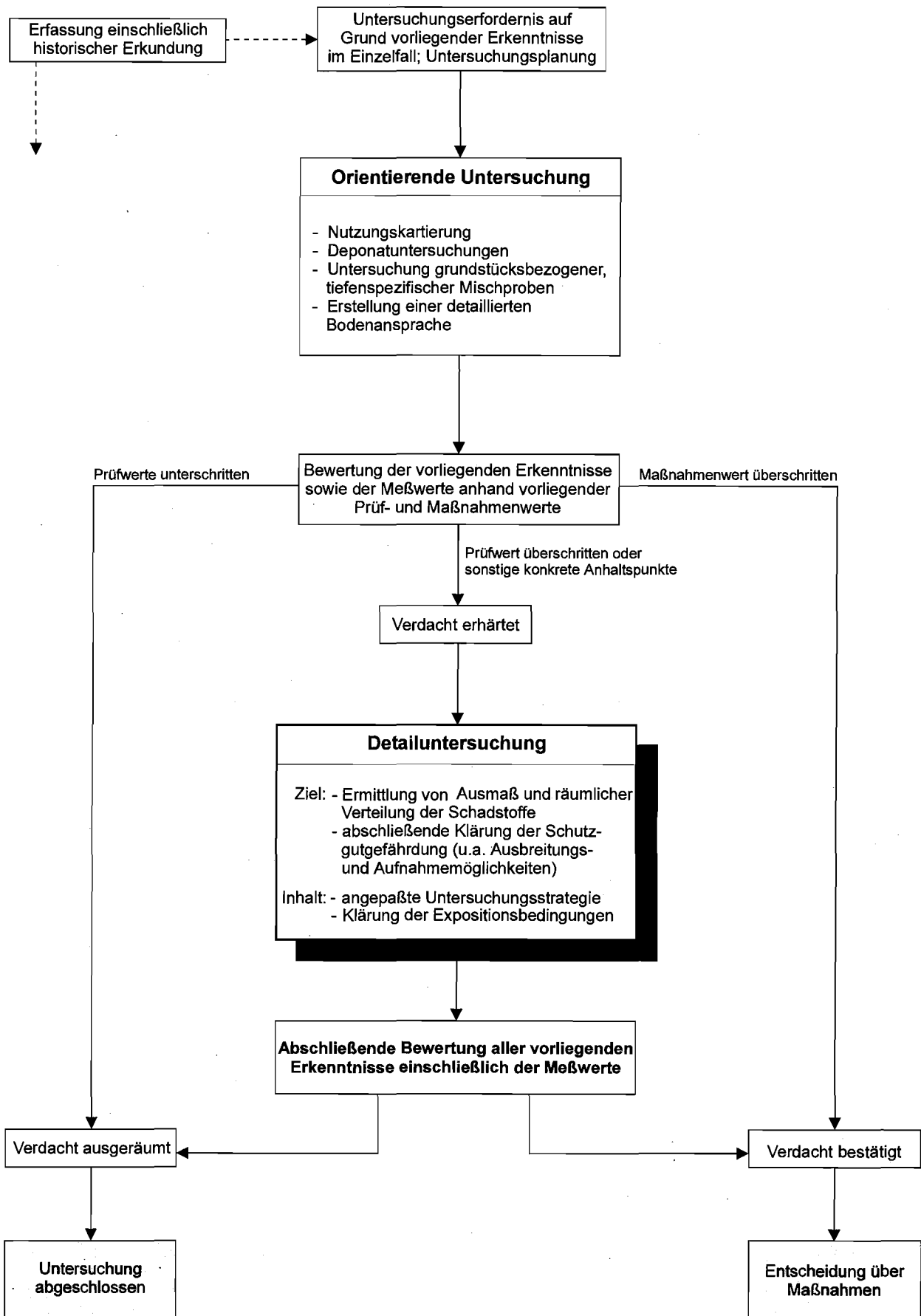


Abbildung 1: Regeluntersuchungsablauf zur Gefahrenbeurteilung nach BBodSchV

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:

- Ausmaß und räumliche Verteilung der Schadstoffbelastungen sind abschließend zu ermitteln;
- Art und Ausmaß der von einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast ausgehenden Schutzgutgefährdung sind abschließend festzustellen, wobei auch die Expositionsbedingungen zu klären sind.

Die konkreten Untersuchungsschritte, die zu einer abschließenden Gefahrenbewertung bei einer Prüfwertüberschreitung führen sollen, sind in der Verordnung nicht explizit aufgeführt. Vorschläge zur weiterführenden Sachverhaltsermittlung werden jedoch in Expertengremien und der Literatur benannt und diskutiert (vgl. z.B. EWERS & VIERECK-GÖTTE 1994a, LABO-LAGA-AG "Direktpfad" 1996, LABO 1998, 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.

Werden der kontaminierte Boden als **Donator** und das zu bewertende Schutzgut als **Akzeptor** definiert, so können die Anforderungen an die Einzelfallprüfung drei Themenkomplexen zugeordnet werden:

Themenkomplex A:	Untersuchungen am Donator (⇒ boden- und stoffbezogene Prüfungen)
Themenkomplex B:	Untersuchungen zur Transmission (⇒ Abschätzung des Stoffübergangs zwischen Donator und Akzeptor)
Themenkomplex C:	Untersuchungen am Akzeptor (⇒ schutzgutbezogene Prüfungen)

Angewandt auf die hier zu betrachtenden Wirkungspfade

Direktpfad Boden-Mensch,
Boden-Pflanze-Pfad und
integrative Pfadbetrachtung

lassen sich die Anforderungen wie folgt näher bestimmen:

- **Untersuchungen am Donator** umfassen boden- und stoffbezogene Untersuchungen, wie die Bestimmung besonderer Bindungsformen der Schadstoffe im Boden oder in sonstigen Materialien, die Ermittlung der Mobilität und Mobilisierbarkeit sowie bodenbedingter Einflussfaktoren.
- **Untersuchungen zur Transmission** bedeuten im Regelfall Transferabschätzungen 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. Dadurch lässt sich das Risiko im Einzelfall realistischer abschätzen.
- Als **Untersuchungen am Akzeptor** schließlich können direkte Messungen am Schutzgut von Bedeutung sein, wie z.B. ein Human-Biomonitoring oder Pflanzenuntersuchungen.

Im Ergebnis lassen sich die bei weiteren Sachverhaltsermittlung festgestellten Abweichungen des Einzelfalles von den bei der Prüfwertableitung zugrunde gelegten Standardannahmen so zusammenfassen, dass **einzelfallbezogene Beurteilungswerte** abgeleitet werden, die gegenüber den allgemeinen Prüfwerten der BBodSchV die Umstände des Einzelfalles konkreter berücksichtigen (und darum auch nur für den betrachteten Einzelfall Gültigkeit besitzen).

Die grundsätzlichen Anforderungen an die Einzelfallprüfung sind in einer vereinfachten Übersicht in *Abbildung 2* zusammengefasst und den Wirkungspfaden zugeordnet. Die genannten möglichen Untersuchungsschritte werden im Folgenden näher ausgeführt und diskutiert, wobei das Schema der *Abbildung 2* Aufbau und Gliederung des Textes vorgibt.

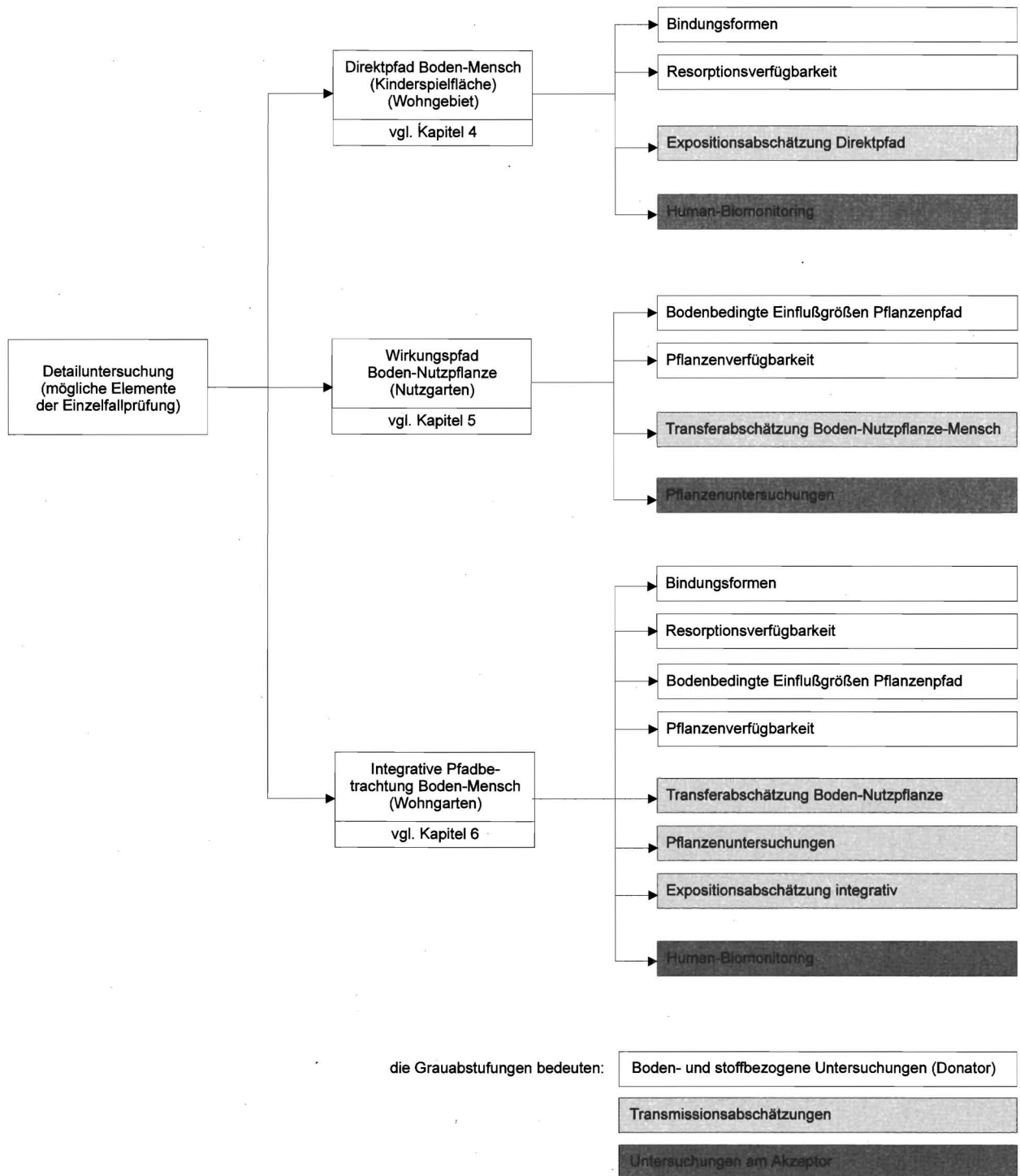


Abbildung 2: Detailuntersuchung (mögliche Elemente einer Einzelfallprüfung)

4. Direktpfad Boden-Mensch (Kinderspielfläche, Wohngebiet)

Entsprechend der Grundüberlegungen in Kapitel 3 ergeben sich die in *Abbildung 3* dargestellten Möglichkeiten der weiteren Sachverhaltsermittlung in der Einzelfallprüfung für den Direktpfad Boden-Mensch.

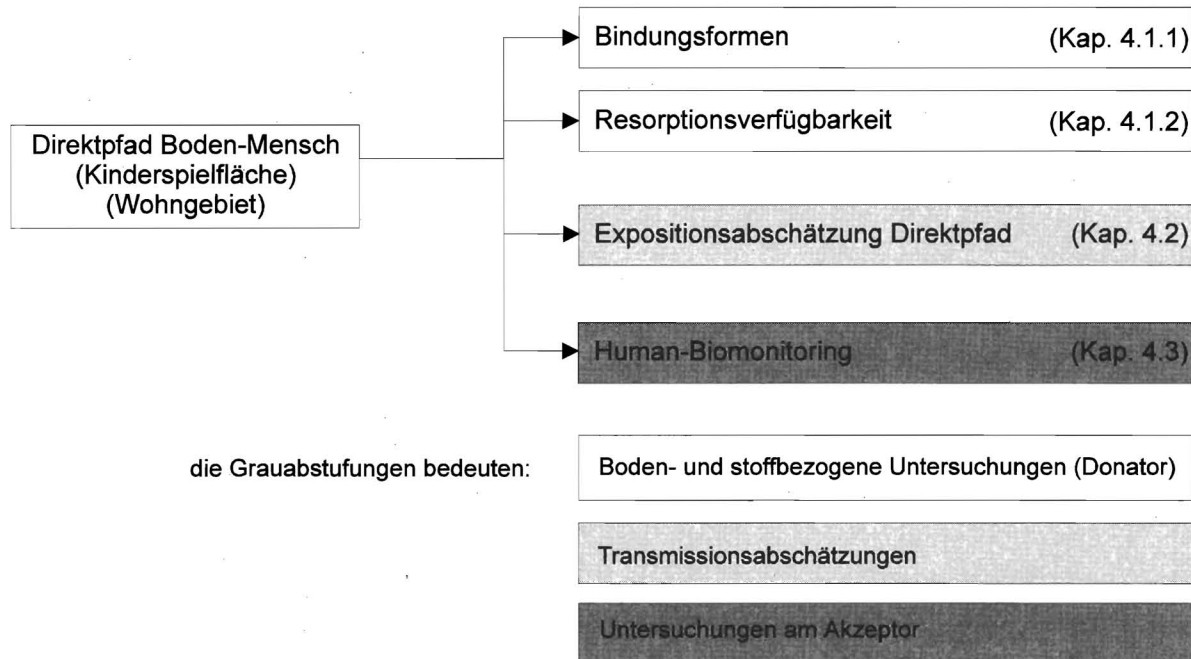


Abbildung 3: Anforderungen an die Einzelfallprüfung Direktpfad Boden-Mensch

Die nachfolgenden Ausführungen beziehen sich immer auf Prüfschritte, die sich aus der grundsätzlichen Methodik der Prüfwertableitung für den Direktpfad ergeben. Es ist jedoch darauf hinzuweisen, dass bei verschiedenen Stoffen (z. B. Arsen, Blei) aus Plausibilitätsgründen von der grundsätzlichen Methodik abgewichen worden ist (vgl. LABO/LAGA-AG „Direktpfad 1996, ANONYM, 1999). Bei solchen Stoffen ist daher besonders sorgfältig die Sinnhaftigkeit einzelner Prüfschritte bei der weitergehenden Sachverhaltsermittlung zu beurteilen.

4.1 Boden- und stoffbezogene Untersuchungen

Unter boden- und stoffbezogenen Untersuchungen am Donator werden hinsichtlich des Direktpfades Bodenuntersuchungen verstanden, die nicht die Ermittlung eines "Gesamtgehaltes" zum Ziel haben, sondern vielmehr die Wirkung oder die Verfügbarkeit von Schadstoffen betreffen. Im Einzelnen handelt es sich um

- Untersuchungen zu speziellen **Bindungsformen** von Schadstoffen mit spezifischer toxischer Wirkung (Kapitel 4.1.1) sowie

- Untersuchungen zu im Magen-Darm-Trakt **resorptionsverfügbaren Anteilen** (Kapitel 4.1.2).

4.1.1 Bindungsformen

Einige grundsätzliche Überlegungen zur Sinnhaftigkeit bzw. Notwendigkeit der Analyse spezieller Bindungsformen von Schadstoffen in Bodenproben seien vorangestellt. Sie können gleichzeitig als Anwendungskriterien betrachtet werden.

Zeigen einzelne Bindungsformen eine spezifische Toxikologie ?

Die (Spezial)Analytik einzelner chemischer Bindungsformen ist nur dann überhaupt in Erwägung zu ziehen, wenn hinsichtlich eines Schadstoffes mehrere verschiedene toxische Wirkprofile beschrieben werden können, die zudem eindeutig spezifischen Bindungsarten oder Bindungsformen zuzuordnen sind. Existieren umgekehrt - wie dies bei den meisten Stoffen der Fall ist - zwar verschiedene Bindungsformen im Boden, die jedoch keine Differenzierung ihrer Toxikologie erlauben (bzw. erfordern), so ist auch eine differenzierte chemische Analytik bedeutungslos, da eine Bewertungsrelevanz nicht gegeben ist.

In diesen Fällen kann zwar auch die "Verfügbarkeit" der Spezies z.B. hinsichtlich der gastrointestinalen Resorption verschieden sein. Es ist dann ein unterschiedliches Ausmaß der Wirkung zu erwarten, die Art der Wirkung ist jedoch dieselbe. Während die **Verfügbarkeit** im nachfolgenden Kapitel (4.1.2) diskutiert wird, stehen im vorliegenden Kapitel Untersuchungen im Mittelpunkt, die sich aus unterschiedlichen **Wirkarten** verschiedener Bindungsformen begründen.

Können die Formen als beständig angesehen werden ?

Außer in Fällen möglicher akuter Gefahren erscheint die Analytik unbeständiger Bindungsformen von Schadstoffen im Boden wenig bewertungsrelevant. Zwar mag eine unbeständige und reaktive Spezies, die z.B. bei der Metabolisierung bestimmter Schadstoffe in Böden gebildet werden könnte, toxikologisch bedeutsamer sein als ihre Ausgangsstoffe, jedoch gestattet ihr potentieller Nachweis keine dem Geist des BBodSchG entsprechende langfristig gültige Bewertung.

Die Analytik erbrächte demnach eine kurzzeitige Momentaufnahme, die durch physikochemische und/oder mikrobiologische Umsetzungsprozesse permanenten Veränderungen unterworfen ist. Bindungsformen, die unter den Milieubedingungen des Bodens eine zumindest mittlere Stabilität nicht erwarten lassen, erfüllen somit das Kriterium der Beständigkeit nicht und bleiben hier im Rahmen der vertiefenden Bodenanalytik dementsprechend unberücksichtigt.

Ist die Analysierbarkeit gegeben ?

Notwendigerweise ist es eine Grundvoraussetzung der Untersuchung auf unterschiedliche Bindungsformen, dass ein geeignetes (Routine)Messverfahren sowohl hinsichtlich der Nachweisbarkeit, als auch hinsichtlich der erforderlichen Empfindlichkeit zur Verfügung steht. An dieser Stelle ist auch die Verhältnismäßigkeit eines Untersuchungsschrittes sorgfältig zu prüfen.

Handelt es sich um organische oder anorganische Schadstoffe ?

Schließlich ist eine grundsätzliche Differenzierung in organische und anorganische Schadstoffe vorzunehmen. Während für anorganische Stoffe die o.g. Kriterien hinsichtlich der Bindungsform (einschließlich Oxidationsstufe) zutreffen können, sollte die Differenzierung verschiedener Bindungsformen für rein organisch-chemische Stoffe generell unterbleiben. Diese Einschränkung kann wie folgt begründet werden:

Die relevanten Bindungsformen von **organischen Schadstoffen** in Böden sind insbesondere

- Sorptionsbindungen (adsorptive Wechselwirkung) sowie
- kovalente Bindungen zur organischen Substanz des Bodens.

Aufgrund verschiedener Arten der adsorptiven Wechselwirkung lassen sich mehrere Sorptionsmechanismen unterscheiden, die eine Rolle spielen (können):

- Ionen-Dipol- und Dipol-Dipol-Wechselwirkungen,
- Wasserstoffbrückenbindungen,
- Koordinative Bindungen,
- Charge – Transferkomplexe,
- Hydrophobe Wechselwirkung.

All diesen Sorptionsbindungen gemeinsam ist die Reversibilität zwischen Adsorption und Desorption, so dass die Bindungsstärken in erster Linie die Verfügbarkeit und Mobilisierbarkeit der Schadstoffe bestimmen, nicht jedoch ihre Wirkart, da die stoffliche Identität dieselbe bleibt. Sie sind demnach durch andere Methoden (Resorptionsverfügbarkeit) zu erfassen und zu bewerten.

Genau umgekehrt führt die Ausbildung von kovalenten chemischen Bindungen organisch-chemischer Schadstoffe mit der organischen Substanz des Bodens zur irreversiblen Aufhebung der stofflichen Identität. Dieser Prozess führt letztlich zur Einbindung der Moleküle in die komplex zusammengesetzten Huminstoffe ("bound residues"), so dass weder von spezifischen Wirkungen dieser Metastoffe, noch von ihrer Analysierbarkeit ausgegangen werden kann.

Als Fazit ist deshalb zu schlussfolgern, dass die Untersuchung der Bindungsformen organischer Schadstoffe im Boden bedeutungslos (und im Übrigen extrem aufwändig) ist.

Die Analytik auf abgeleitete, stabile Metabolite von Schadstoffen als Produkt von Umsetzungsprozessen (Beisp.: DDT/DDE oder Trinitrotoluol/Aminodinitrotoluole) ist dessen ungeachtet erforderlich.

Die weiteren Ausführungen können sich demnach auf die **Anorganika** der in Kapitel 1 genannten prioritären Stoffe beschränken.

Die hier zu betrachtenden Metalle bilden in der Regel Salze oder andere ionische Verbindungen. Die häufigsten Formen sind Carbonat-, Chlorid-, Oxid-, Nitrat-, Sulfat- oder auch Sulfid-Verbindungen, wobei meist die Chloride, Nitrate und ggf. auch die Sulfate die leicht wasserlöslichen und mobilen Verbindungen darstellen.

Das Schicksal der Metalle im Boden ist sowohl eng mit den physiko-chemischen Charakteristika des jeweiligen Metalls bzw. der Metallverbindung als auch mit den Eigenschaften der jeweiligen Matrix verknüpft, die Einfluss auf das Ad- und Desorptionsverhalten nehmen. Als charakteristische Bindungsformen von Metallen im Boden sind zu nennen:

- ionogen, austauschbar (gebunden z.B. an Tonminerale),
- adsorptiv (an Oberflächen, z.B. von Eisen- und Manganoxiden),
- kovalent gebunden (an Substratbestandteile),
- organisch komplexiert,
- gebunden in Kristallgittern oder in Form schwerlöslicher definierter Verbindungen.

Zwischen diesen Bindungsformen bestehen reversible Übergänge, die insbesondere abhängig sind vom pH-Wert des Bodens und den vorherrschenden Redoxbedingungen sowie dem Gehalt an organischen Bestandteilen, der Anwesenheit von organischen Kolloiden und Metalloxiden, der Austauschkapazität und der jeweiligen Konzentration des Metalls im Boden.

Im hier betrachteten Zusammenhang sind hinsichtlich der Metalle ausschliesslich bedeutsam:

- die Fähigkeit einiger Elemente zur Ausbildung stabiler **metallorganischer Verbindungen** sowie
- das Vorkommen verschiedener Metalle in unterschiedlichen **Oxidationsstufen** mit entsprechend unterschiedlichen Eigenschaften.

Demgegenüber wird die Art einer ionischen Verbindung (z.B. Oxid, Sulfid, Carbonat, Silikat usw.) hier nicht weiter aufgeschlüsselt, da sie eher für die Verfügbarkeit von Bedeutung ist und insofern gesonderten Prüfungen unterliegt (vgl. Resorptionsverfügbarkeit).

Aufgrund der gegebenen Stoffspezifik werden die Parameter getrennt betrachtet.

4.1.1.1 Arsen

Als Halbmetall kann Arsen nicht nur wie ein Nichtmetall anionisch (in Form von Metallarseniden), sondern wie ein Metall auch kationisch (z.B. in Form von Arsensulfiden und -oxiden) auftreten. Beide Formen kommen in der Natur vor. Als Verwitterungsprodukt von Arsenerzen findet sich schließlich noch das Arsendioxid. Arsen bildet - aufgrund unterschiedlicher Oxidationsstufen - zudem zwei Sauerstoffsäuren: die arsenige Säure (mit dreiwertigem Arsen und Arseniten als Salzen) sowie die Arsensäure (mit fünfwertigem Arsen und Arsenaten als Salzen). Damit muss die Chemie des Arsens als relativ kompliziert angesehen werden. Unter den physikalisch-chemischen Bedingungen des durchlüfteten Oberbodens liegt Arsen zumeist als Arsenat vor, das über Fe-O-As-Brücken spezifisch an Bodenpartikel gebunden ist (vgl. z.B. GROEN et al. 1994).

Die Wirkungsweise von Arsen im Organismus hängt teilweise von der Form und Verbindung ab, wobei die dreiwertige Form als vergleichsweise toxischer gilt (ATSDR 1993; MERIAN 1991). Arsenite (Arsen(III)) können an schwefelhaltige Anionen binden und dadurch enzymatische Reaktionen inhibieren (MERIAN 1991), Arsenate (Arsen(V)) greifen in den Energie-Haushalt ein.

Der Vergleich der toxischen und der kanzerogenen Wirkungen von Arsen nach oraler Aufnahme ergibt, dass die kanzerogenen Effekte als sensibelster Endpunkt die Bewertung bestimmen (UBA 1993, FOBIG 1995).

Trotz der beschriebenen unterschiedlichen Wirkspektren von Arsenverbindungen lassen sich diese jedoch nicht eindeutig und ausschließlich auf bestimmte Bindungsformen zurückführen. Dazu kommen folgende Aspekte, die die analytische Überprüfung der Bindungsform im Boden zusätzlich wenig sinnvoll erscheinen lassen: Anorganisches Arsen(III) wird im menschlichen Organismus zum Teil zu Arsen(V) oxidiert, das wiederum zu Arsen(III) reduziert werden kann (BECHER & WAHRENDORF 1992). In der Leber wird Arsen enzymatisch methyliert, wobei vermutlich wiederum Arsen(III) zunächst zu Arsen(V) oxidiert werden muss (MERIAN 1991).

Nach den Erläuterungen wird eine Notwendigkeit von Bodenuntersuchungen auf spezielle Arsenbindungsformen (hier: die beiden bedeutsamen Oxidationsstufen) in der Einzelfallprüfung nicht gesehen.

4.1.1.2 Blei

Das Schwermetall Blei kommt in Form seiner Erze ausschließlich in Form von Blei(II)-Verbindungen vor. Die zweiwertige Oxidationsstufe ist somit die beständigste. Vierwertige Bleiverbindungen sind durchweg starke Oxidationsmittel und gehen leicht in die zweiwertigen Formen über. Eine differenzierte Analytik unterschiedlicher Bindungsformen bietet sich beim Blei somit nicht an.

4.1.1.3 Cadmium

Auch Cadmium kommt in seinen Erzen - fast immer als Begleiter des Zinks - in der Natur ausschließlich zweiwertig vor. Auch hier ist eine Bestimmung der Bindungsformen in der Einzelfallprüfung nicht sinnvoll.

4.1.1.4 Chrom

Als Schwermetall der 6. Nebengruppe des Periodensystems kann Chrom insbesondere in einer dreiwertigen und einer sechswertigen Form vorkommen. Die Verbindungen des dreiwertigen Chroms sind dabei sehr beständig gegenüber Oxidation und Reduktion, so dass unter den Milieubedingungen des Bodens eine Überführung von dreiwertigen in sechswertige Chromverbindungen nicht zu erwarten ist.

Im sechswertigen Zustand bildet Chrom im wesentlichen nur Oxoverbindungen aus, also Chromate und Dichromate. Diese sind z.B. in saurer Lösung zwar starke Oxidationsmittel, können unter nicht reduzierenden Bedingungen jedoch als stabil angesehen werden. Aus diesem Grunde können Chromat-Kontaminationen (z.B. aus der Galvanik) langfristig als Verunreinigungen Bestand haben. Nur bei Anwesenheit größerer Mengen oxidierbarer Stoffe in der Bodenlösung (z.B. Eisen(II) oder organische Substanzen, wie in Böden üblich) tritt eine relativ rasche Reduktion zu Chrom(III)-Verbindungen ein. Dieser Prozess führt aufgrund der verminderten Wasserlöslichkeit letzterer auch zu einer Chrom-Fixierung im Boden.

Die Toxikologie der relevanten Chromformen unterscheidet sich deutlich (MERIAN 1991): Dreiwertiges Chrom gilt für Menschen als essentielles Spurenelement. Die nur geringfügige Giftigkeit anorganischer Chrom(III)-Verbindungen wird damit erklärt, dass diese biologische Membranen kaum passieren können.

Demgegenüber kann Chrom(VI) Zellmembranen sehr schnell durchdringen, und es ist 100 bis 1000 mal giftiger als die häufigeren Chrom(III)-Verbindungen. Sie verursachen nicht nur allergische und asthmatische Reaktionen, sondern gelten als kanzerogen. Im Organismus wird das Chrom(VI) recht rasch zu dreiwertigem Chrom reduziert, wobei vermutet wird, dass hierbei gebildete reaktive Intermediate für die kanzerogenen Wirkungen verantwortlich zu machen sind.

Insgesamt ist somit die Oxidationsstufe von Chromkontaminationen eine bewertungsrelevante Größe. Von einer relevanten Beständigkeit des Chrom(VI) (unter oxidativen Bedingungen insbesondere in den oberen Bodenschichten) muss ausgegangen werden; die Analysierbarkeit ist gegeben (DIN 19734-01.99). In der Einzelfallprüfung kann somit die differenzierte Analytik auf Chromat angezeigt sein, zumal für die Prüfwertableitung ein theoretischer Chrom-VI-Anteil von 10% des Chrom-Gesamtgehaltes angenommen wurde.

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.

4.1.1.5 Nickel

Da Nickel sowohl in seinen natürlich vorkommenden Erzen wie auch in seinen übrigen chemischen Verbindungen praktisch nur zweiwertig auftritt, erübrigt sich der Nachweis spezieller Bindungsformen.

4.1.1.6 Quecksilber

Quecksilber ist das einzige bei Zimmertemperatur flüssige Metall (Schmelzpunkt $-38,89\text{ °C}$) und weist einen erheblichen Dampfdruck auf ($0,0027\text{ hPa}/25\text{ °C}$).

Von Quecksilber existiert sowohl eine einwertige, als auch eine zweiwertige ionische Form.

Schließlich gibt es quecksilberorganische Verbindungen, die eine gegen Wasser und Luft relativ stabile kovalente C-Hg-Bindung enthalten. Die quecksilberorganischen Verbindungen leiten sich fast ausnahmslos vom Quecksilber(II) ab (FALBE & REGITZ 1991).

Bei der Betrachtung von Quecksilber im Boden sind 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).

Die biotischen und abiotischen Einflüsse, die die Methylierungs- und Demethylierungsraten unter natürlichen Bedingungen kontrollieren, sind immer noch nicht vollständig bekannt. Das Verhältnis von Methylquecksilber zum Gesamt-Quecksilber liegt für Boden meist deutlich unter 1%. In exemplarischen Untersuchungen auf quecksilberbelasteten Flächen wurden noch deutlich geringere Verhältnisse von in der Regel 0,02 - 0,05 % bzw. bis max. 0,1% nachgewiesen (AHU & IFUA 1992).

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."

Hinsichtlich der Toxikologie müssen die nachfolgenden Verbindungen unterschieden werden:

- metallisches Quecksilber (flüssig),
- elementares Quecksilber (gasförmig; dieser Pfad ist nur bei massiven Kontaminationen durch metallisches Quecksilber bedeutsam und wird hier ausser acht gelassen),
- anorganische Quecksilberverbindungen,
- organische Quecksilberverbindungen.

Metallisches Quecksilber (in flüssiger Form) gilt nach oraler Aufnahme als nahezu untoxisch, da weniger als 0,01% aus dem Gastrointestinaltrakt resorbiert werden (BERTRAM 1992). Eine spezielle Analytik scheint bei (üblichen) Bodenverunreinigungen nicht erforderlich.

Die Wirkungsmechanismen der übrigen Quecksilberformen scheinen zwar ähnlich zu sein (ATSDR 1994). Die Toxizität von anorganischem oder organischem Quecksilber hängt jedoch von dessen unterschiedlichem akkumulativen Verhalten in sensiblen Geweben, wie Nieren und Gehirn, ab.

Nach langfristiger oraler Aufnahme **anorganischen Quecksilbers** sind Nierenerkrankungen und neurologische Symptome beschrieben (ATSDR 1994; WHO 1991), wobei sich adverse Effekte auf die Nieren als die sensibelsten erwiesen.

Organische Quecksilberverbindungen sind demgegenüber in erster Linie als neurotoxisch einzustufen (vgl. ATSDR 1994; WHO 1990), wobei aufgrund der guten Plazentagängigkeit von organischem Quecksilber Säuglinge und Kleinkinder als besondere Zielgruppe zu betrachten sind. Als sensibelster Parameter neurologischer Effekte erwiesen sich psychomotorische Störungen, wie verspätetes Laufen bei Kleinkindern.

Trotz der unterschiedlichen toxischen Wirkendpunkte der Quecksilberbindungsformen kann im Hinblick auf die Bewertung von Böden (Direktpfad) im Allgemeinen eine zusammenführende Betrachtung erfolgen. Ein vertiefender Vergleich der Toxikologie zeigt nämlich, dass ein Anteil organisch gebundenen Quecksilbers von bis zu 20% des Gesamtgehaltes nötig wäre, um gegenüber dem anorganischen Quecksilber toxikologisch relevant zu werden (IFUA 1996). Da in Böden jedoch - wie erwähnt - üblicherweise Anteile organischen Quecksilbers von deutlich unter 1% zu erwarten sind, erscheint es ausreichend konservativ, die Bodenwerte für Quecksilbergesamtgehalte auf die tolerable Körperdosis von anorganischem Quecksilber zu beziehen. Im Regelfall ist demnach auch hier auf die weitergehende Analytik von Bindungsformen zu verzichten. Als

mögliche Ausnahme seien jedoch spezielle Kontaminationen z.B. mit quecksilberhaltigen Fungiziden genannt, weshalb die Ergebnisse der historischen Recherche unter Umständen von großer Bedeutung sind. Analyseverfahren stehen - wenn auch nur beschränkt - zur Verfügung.

4.1.1.7 Empfehlung

Als Fazit ergibt sich - bis auf besondere Einzelfälle, die sich in der Regel aus der historischen Erkundung begründen - die Empfehlung, lediglich für das Element Chrom bei Prüfwertüberschreitung unter oxidativen Bedingungen (obere Bodenschichten) die stoffliche Spezifik (hier: Oxidationsstufen) routinemäßig zu ermitteln. Als eingeschränkt relevant muss das Quecksilber in seiner organischen Bindungsform angesehen werden.

Tabelle 1 enthält die wesentlichen Schlussfolgerungen aus den obigen Erläuterungen.

Tabelle 1: Prüfung spezifischer Bindungsformen von Metallen in der Einzelfallprüfung

Parameter	in Böden vorherrschende Bindungsform	Spezifische Toxikologie anderer Spezies	Beständigkeit	Analysierbarkeit	Empfehlung
Arsen	As (V)	eingeschränkt As (III) im Körper umwandelbar	eingeschränkt	+	-
Blei	Pb (II)	-	./.	./.	-
Cadmium	Cd (II)	-	./.	./.	-
Chrom	Cr (III)	Chrom(VI)	unter oxidativen Bedingungen	+	+
Nickel	Ni (II)	-	./.	./.	-
Quecksilber	Hg (II)	Hg organisch (bei >20% des Hg gesamt)	eingeschränkt	+	(+) nach historischer Recherche

+ ja / gegeben; - nein / nicht gegeben, ./.

ohne Bedeutung

4.1.2 Resorptionsverfügbarkeit

Die in der BBodSchV zur Beurteilung des Direktpfades enthaltenen Bodenwerte basieren sämtlich auf **Gesamtgehalten**. Die zugrunde liegende Bewertungsphilosophie unterstellt dabei unter Annahme ungünstiger Umstände, dass der Gesamtgehalt eines Schadstoffes im Boden nach dessen Verschlucken vollständig für eine Resorption im Magen-Darm-Trakt des Menschen verfügbar ist (d. h. potentielle Resorptionsverfügbarkeit = 100%).

Ein Schritt in der weiteren Sachverhaltsermittlung kann in diesem Zusammenhang daher auch die Überprüfung der tatsächlichen Resorptionsverfügbarkeit im Einzelfall sein.

4.1.2.1 Begriffsbestimmungen

Um Mehrdeutigkeiten zu vermeiden, werden im Folgenden wichtige Begriffsbestimmungen im Zusammenhang mit der Resorptionsverfügbarkeit zusammengestellt. Sie entsprechen den auch an anderer Stelle benutzten Begrifflichkeiten (z.B. VOSS et al. 1996; HACK et al. 1997b).

Der toxikologischen Ableitung einer tolerablen resorbierten Körperdosis (TRD-Wert) als wesentliche Ausgangsgröße bei der Prüfwertableitung liegt im Allgemeinen eine Annahme zur Resorption der Schadstoffe aus Trinkwasser oder Nahrung zugrunde (z.B. FOBIG 1995). Diese **Resorptionsrate** (eigentlich: *Resorptionsquote*) basiert auf Tierstudien und/oder Humandaten. Sie gibt den Mengenanteil des Schadstoffes an, der durch die Schleimhaut (z.B. des Magen-Darmtraktes) in die Blut- und Lymphbahn gelangt (ausgedrückt in %).

Der zugehörige **Resorptionsfaktor** ergibt sich folglich als Dezimalzahl zwischen 0 und 1:

$$\text{Resorptionsfaktor} = \frac{\text{Resorptionsrate}}{100}$$

Als **bioverfügbar** wird der Teil der resorbierten Schadstoffmenge bezeichnet, der tatsächlich im Organismus Wirkungen entfalten kann, der also nicht festgelegt, inaktiviert, abgebaut oder schnell ausgeschieden wird.

Im Allgemeinen ist der resorbierte Anteil experimentell leichter zugänglich als der tatsächlich bioverfügbare Teil.

In der Bewertung von Bodenkontaminationen hinsichtlich der oralen Aufnahme von partikelgebundenen Schadstoffen kann davon ausgegangen werden, dass die genannte (maximale) Resorptionsrate nicht oder nicht immer erreicht wird. Vielmehr liegt nur ein Anteil der Gesamtkonzentration des Schadstoffes in einer für den eigentlichen Resorptionsvorgang verfügbaren Form vor. Dieser Anteil wird charakterisiert durch die **Resorptionsverfügbarkeit**.

Die **relative Resorptionsverfügbarkeit** gibt das Verhältnis (in Prozent) zwischen der Schadstoffresorption bei oraler Verabreichung in partikelgebundener Form zur Schadstoffresorption bei oraler Verabreichung des reinen Schadstoffes an. Sie ist demnach gut geeignet zur Charakterisierung der Matrixeinflüsse des Bodens. Wenn (vereinfachend) von Resorptionsverfügbarkeit gesprochen wird, ist in der Regel diese relative Verfügbarkeit gemeint.

Demgegenüber stellt die **absolute Resorptionsverfügbarkeit** das in Prozent angegebene Verhältnis der Schadstoffübernahme in das Blut bei oraler Verabreichung des partikelgebundenen Schadstoffes zur Übernahme bei intravenöser Verabreichung des reinen Schadstoffes dar. In diese Größe geht demnach auch die Resorption als solche mit ein, weshalb sie zur (alleinigen) Beurteilung von Matrixeffekten weniger gut geeignet ist.

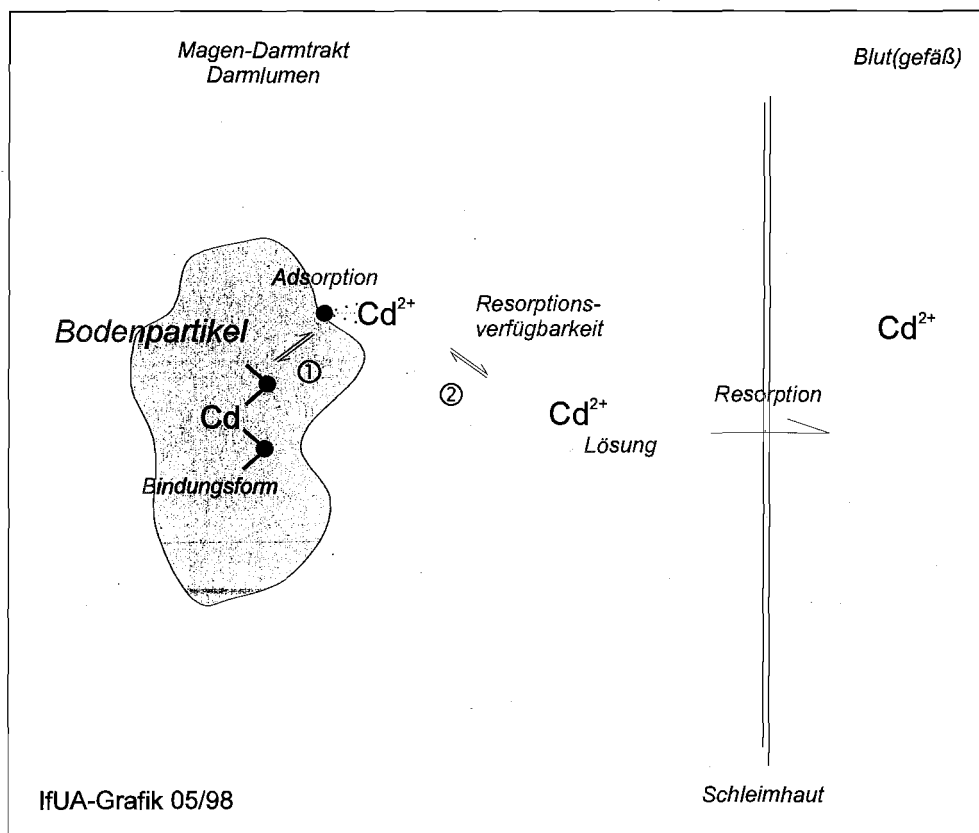
Im vorliegenden Zusammenhang sind also insbesondere die der Resorption vorgelagerten Prozesse und Eigenschaften partikelgebundener Schadstoffe von Bedeutung, die den verfügbaren Anteil im Vergleich zum reinen Schadstoff senken. In erster Linie sind zu nennen:

- Die **Bindungsform** der Schadstoffe. Verschiedene Bindungsformen eines Stoffes ergeben unter den Milieubedingungen des Magen-Darmtraktes den Gesetzmäßigkeiten der Löslichkeitsprodukte folgende unterschiedliche Konzentrationen des Stoffes in Lösung. Demzufolge resultieren unterschiedliche Resorptionsverfügbarkeiten. In der Konsequenz heißt dies z.B. für anorganische Schadstoffe (Schwermetalle), dass für jede Bindungsform (Oxid, Sulfid, Carbonat, Silikat usw.) eine korrespondierende Resorptionsverfügbarkeit zu erwarten ist, was eine starke Materialabhängigkeit zur Folge hat.
- **Sorptionseffekte**. Auch die aus der (chemischen) Bindung herausgelösten Schadstoffanteile sind nicht vollständig resorptionsverfügbar, da zahlreiche Wechselwirkungen mit den Bodenpartikeln sowie den Inhaltsstoffen des Magen-Darmtraktes stattfinden. Zusammenfassend (und etwas vereinfachend) werden diese Mechanismen hier als **Adsorption** oder Sorption bezeichnet.

Die **Mobilisierbarkeit** des Schadstoffes ergibt sich somit aus der Summe der Lösungsprozesse, die zur Überwindung der chemischen und physikalischen Bindungskräfte nötig sind. Allein dieser in die Lösung übergehende Schadstoffanteil ist resorptionsverfügbar; die Mobilisierbarkeit kann insofern im vorliegenden Zusammenhang als Oberbegriff gelten.

Eine Erhöhung der Mobilisierbarkeit kann durch Enzyme, Schleimstoffe, Gallenflüssigkeit und verschiedene Lebensmittelkomponenten erfolgen. **Demobilisierungseffekte** sind hierzu antagonistisch und führen zur Fällung oder Rückresorption. Insbesondere die Adsorption an unverdaulichen Nahrungsmittelkomponenten ist hier von Bedeutung.

Zusammenfassend sind die der Resorption vorgelagerten Prozesse in *Abbildung 4* skizziert.



① von der Bindungsform abhängiges Gleichgewicht;

② Adsorptions / Desorptionsgleichgewicht, von den Materialeigenschaften abhängig;

Die Resorptionsverfügbarkeit ergibt sich aus der Summe beider Gleichgewichte ① und ②.
Durch die Resorption (irreversibler Prozeß) wird den Gleichgewichten Cd²⁺ entzogen.

Abbildung 4: Der Resorption vorgelagerte Prozesse am Beispiel cadmiumverunreinigter Bodenpartikel

4.1.2.2 Methodische Grundlagen

Zur weiteren Sachverhaltsermittlung des oralen Pfades wird die Ermittlung der Resorptionsverfügbarkeit der bodenbürtigen Schadstoffe mittels Simulation des Gastro-Intestinaltraktes in vitro durch ein geeignetes Elutionsverfahren diskutiert.

Wesentliche Funktion des Magen-Darmtraktes ist es, Inhaltsstoffe der Nahrung resorptionsverfügbar zu machen. Der hierbei wirksame Verdauungssaft ist eine komplexe Mischung aus Enzymen, Lipiden und Elektrolyten, die zudem in ihrer Zusammensetzung von der Art der Nahrung und dem Ernährungsstatus abhängt. Das in diesem Zusammenhang zur Anwendung kommende methodische Verfahren muss diese physiologischen Voraussetzungen und alle damit flankierend wirksamen Bedingungen (Temperatur, Verweildauer etc.) in vitro somit möglichst realitätsnah abbilden. Neben individuell geprägten Einflussfaktoren sind substanz-, bindungsform- und bodenabhängige Faktoren bedeutsam.

Im Kontext zur vorliegenden Fragestellung sind grundsätzlich zwei Vorgehensweisen zu differenzieren:

1. Abschätzung der Mobilisierbarkeit bodenbürtiger Schadstoffe im sauren Milieu des Magens,
2. Modellierung des gesamten Gastro-Intestinaltraktes in einem in vitro-Test.

Ermittlung des "magensaftverfügbaren" Anteils

Die dritte Verwaltungsvorschrift zum Bodenschutzgesetz des Landes Baden-Württemberg über die Ermittlung und Einstufung der Gehalte anorganischer Schadstoffe in Böden sieht neben der Bestimmung von Gesamt-Schwermetallgehalten in Bodenproben auch die Ermittlung der extrahierbaren Anteile nach DIN EN 71-3 (Salzsäureelution) vor. Entsprechend kann hier auf Erfahrungen aus der baden-württembergischen Praxis der Altlastenbewertung zurückgegriffen werden, wenn auch die Datengrundlage begrenzt ist (IFUA 1998a).

Die Vorgehensweise nach DIN EN 71-3 simuliert den oberen Teil des Magen-Darmtraktes und soll die Anteile anorganischer Schadstoffe ermitteln, die nach Ingestion im Magen des Menschen resorptionsverfügbar sind (vgl. im Detail IFUA 1998a).

Als Vorteile sind zu nennen, dass das Verfahren genormt, gut reproduzierbar, kostengünstig und wenig zeitintensiv ist.

Als Nachteil ist insbesondere zu benennen, dass eine Beschränkung auf die Verhältnisse im Magen mit entsprechend saurem Milieu erfolgt, während Reaktionen, die im alkalischen Milieu des Darmes ablaufen, nicht berücksichtigt werden. Zumindest für die detailliertere Bewertung organischer Verbindungen ist diese Methode unzureichend.

Modellierung des Gastro-Intestinaltraktes

In diesem Zusammenhang wurden in den vergangenen Jahren zahlreiche Forschungsaktivitäten geleistet, so dass aktuell zwei sehr weit entwickelte Modelle zur Simulation des Magen-Darm-Traktes in vitro vorliegen. Es handelt sich dabei zum einen um das Speichel-Magen-Darm-Modell des Umweltbundesamtes (ROTARD et al. 1995) sowie das an der Ruhr Universität Bochum entwickelte Magen-Darm-Modell (HACK et al. 1999)⁵.

Erfahrungen, die Hinweise auf praxisbezogene Aussagen ermöglichen, liegen im Wesentlichen aus forschungsseitig ermittelten Daten vor, bei denen auch Altlastenböden und technogene Materialien im Rahmen der Methodenentwicklung getestet wurden. Reale Anwendungen im Alltag der Gefährdungsabschätzung eines Standortes fehlen jedoch noch weitestgehend (IFUA 1998a).

⁵ Eine vertiefende Darstellung der analytischen Methoden sowie zugrundeliegender Rezepturen kann an dieser Stelle nicht gegeben werden. Hierzu wird auf die angegebene Originalliteratur verwiesen.

Die bislang vorgelegten Ergebnisse belegen, dass die Mobilisierbarkeit insbesondere bei organischen Schadstoffen bei Zugabe von lyophilisierter Milch zur in vitro-Testlösung deutlich ansteigt. Bezüglich der im Zusammenhang mit den Forschungsaktivitäten zitierten Altlastenböden wurden dann PAK-Mobilisierbarkeiten von 7 - 95 % und bei PCB von 32 - 83 % ermittelt. Bei den Untersuchungen des technogenen Materials liegen die Ergebnisse zwischen 35 und 66 % (PAK) bzw. 43 - 85% (PCB) (vgl. hierzu I-FUA 1998a). Aber auch die Mobilisierbarkeit von ausgewählten Metallen zeigt eine Steigerung des Mobilisierungsverhaltens bei Zugabe von Vollmilchpulver. Zum Beispiel wurden in unterschiedlichen Proben prozentuale Mobilisierbarkeiten von max. 60 % (Arsen), 73 % (Quecksilber), 51 % (Blei) und 82 % (Cadmium) ermittelt (vgl. IFUA 1998a).

Es besteht in Fachkreisen Einigkeit darüber, dass die beiden Modelle (Speichel-Magen-Darm-Modell des Umweltbundesamtes und Magen-Darm-Modell der Ruhr Universität Bochum) zusammengeführt werden können, so dass die Normierung eines Verfahrens als Vor-Norm auf den Weg gebracht wurde (BACHMANN 1998). An der Ruhr Universität Bochum (Institut für Hygiene, Sozial- und Umweltmedizin) laufen z. Zt. Untersuchungen, anhand von Fütterungsversuchen mit Mini-Schweinen eine weitergehende Validierung des in vitro-Testes zu erreichen.

Es muss festgehalten werden, dass aufgrund eines derzeit noch fehlenden (normierten) Verfahrens eine Bestimmung des resorptionsverfügbaren Anteils bodenbürtiger Schadstoffe in der Gefährdungsabschätzung eines Standortes noch nicht - wie andere analytische Arbeiten - routinemäßig an dienstleistende Labore der jeweiligen Region vergeben werden kann. Entsprechend ist die in vitro-Bestimmung der Resorptionsverfügbarkeit aufgrund begrenzter Kapazitäten zur Zeit noch zeitlich und kostenseitig aufwändig und erst mittelfristig als allgemein praxistauglich anzusehen.

Als Vorteil herauszustellen ist jedoch, dass der in vitro-Test grundsätzlich alle Systemparameter in der Modellierung des Gastro-Intestinaltraktes berücksichtigen kann und zudem verwertbare Ergebnisse für anorganische wie organische Parameter zu liefern vermag.

4.1.2.3 Entscheidungskriterien und Empfehlung

Der Direktpfad ist in den Nutzungskategorien "Kinderspielfläche", "Wohngebiet" und "Wohngarten" bewertungsrelevant, wenn auch das Ausmaß der jeweils anzunehmenden Exposition unterschiedlich sein mag.

Die Erörterung der methodischen Grundlagen zur Ermittlung der Resorptionsverfügbarkeit kann wie folgt zusammengefasst werden:

- Das Verfahren der Salzsäureelution nach DIN EN 71-3 ist zwar methodisch verfügbar, normiert und sowohl einfach wie kostengünstig umzusetzen, es ist jedoch nur bei Anorganika anwendbar und berücksichtigt ausschließlich die Magenstufe. Eine Anwendung in der Einzelfallprüfung wird daher nicht empfohlen.
- Realistischer beschreiben die erweiterten in vitro-Verfahren (ROTARD et al. 1995; HACK et al. 1999) das Gesamtsystem "Gastro-Intestinaltrakt", in denen alle wesentlichen, die Resorptionsverfügbarkeit beeinflussenden Faktoren integriert sind.
- Die in der Praxis notwendige langfristig gültige Bewertung des Direktpfades (planungsrechtlich zulässige Nutzung) auf kontaminierten Böden legt eine Berücksichtigung des realistisch-konservativen Ansatzes nahe. In diesem Kontext bedeutet dies, dass die Ermittlung des resorptionsverfügbaren Anteils mit Zusatz von Vollmilchpulver (vgl. auch IFUA 1998a) erfolgen sollte.

Wenn solche Untersuchungen geplant sind, sollten vor deren Durchführung die Ergebnisse der Untersuchungsvorhabens von HACK et al. (1999) beachtet werden.

Als Fazit ergibt sich daraus, dass die Prüfung der Resorptionsverfügbarkeit insbesondere in solche Fällen angezeigt ist, wenn

- die Expositionsbedingungen kaum standörtliche Variabilitäten erwarten lassen (Kinderspielflächen),
- der Direktpfad in erster Linie bewertungsrelevant wird (z.B. wenn der Boden-Pflanze-Pfad keine standörtliche Bedeutung hat oder haben soll),
- aufgrund der Historie des Standortes angenommen werden kann, dass ausschließlich eher immobile Stoffe vorkommen und diese Einschätzung zu belegen ist.

Die detaillierte Konzeptionierung derartiger Untersuchungen sollte dann insbesondere unter Beachtung folgender Hinweise vorgenommen werden:

1. Es wird das an der Ruhr-Universität Bochum entwickelte in vitro-Verfahren (HACK et al. 1999) empfohlen.
2. Die Auswahl entsprechend zu untersuchender Bodenproben muss der zu erwartenden Heterogenität und Variabilität der Belastungssituation am Standort gerecht werden. Eine stellvertretende Auswahl materialspezifischer Proben oder aber die Erstellung übergeordneter Mischproben zur Bestimmung der Resorptionsverfügbarkeit ist nur bei nachvollziehbarem Nachweis der Reprä-

sentativität möglich. Alternativ ist die Untersuchung aller die Prüfwerte überschreitenden Bodenproben vorzusehen.

3. Die Bewertung der Daten muss vor dem Hintergrund der zu berücksichtigenden systembeeinflussenden Variablen und Faktoren erfolgen. So sind matrix-, substanz- und standortbedingte Einflussgrößen in der speziellen Untersuchungsanordnung zur berücksichtigen.
4. Bei der Bewertung der Untersuchungsergebnisse sind die Methoden zu beachten, die bei der Ermittlung der den Prüfwertableitungen zugrunde liegenden toxikologischen Wirkungsdaten angewendet worden sind.

4.2 Expositionsabschätzung Direktpfad

Die Transmission zwischen Donator (belasteter Boden) und Akzeptor (Mensch) wird beim Direktpfad durch Expositionsabschätzungen beschrieben.

Zur Ableitung der in der BBodSchV für den Direktpfad genannten Prüfwerte, die auf einer Parallelbetrachtung von oraler und inhalativer Bodenaufnahme beruhen, wurden **konventionelle Expositionsszenarien** zugrundegelegt. Mit Hilfe dieser wurde die Quantifizierung von aufgenommenen Schadstoffmengen durchgeführt, in die die Charakteristika der Nutzergruppen und die relevanten Expositionspfade sowie Abschätzungen über jeweilige Expositionshäufigkeiten (z.B. Stunden/Tag und Tage/Jahr) und Aufnahmemengen (z.B. mg/Tag) eingingen (siehe LABO/LAGA-AG „Direktpfad 1996, ANONYM 1999). Bei der Festlegung der unterstellten Expositionsszenarien, die bislang weitgehend auf einer begrenzten empirischen Basis beruhen, sind u. a. die Empfehlungen der ad hoc Länderarbeitsgruppe "Risikoabschätzung und -bewertung in der Umwelthygiene" (AGLMB 1995) berücksichtigt worden. Die in die Prüfwertableitung der Expositionsszenarien "Kinderspielflächen", "Wohngebiete" sowie "Park- und Freizeitanlagen" eingeflossenen Standards zur Expositionsabschätzung entsprechen der Annahme des "ungünstigsten Falles", die von der AGLMB (1995) dann empfohlen wird, 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.

Daraus ergibt sich für die Einzelfallprüfung, dass im Rahmen von Detailuntersuchungen die tatsächlichen Expositionsbedingungen abzuklären sind, um ggf. von den Standard-Expositionsannahmen der Prüfwertableitung abweichende, gleichwohl für den Einzelfall realitätsnähere Annahmen treffen zu können. Unter den im Einzelfall zutreffenden Expositionsbedingungen lassen sich dann einzelfallbezogene Beurteilungswerte ableiten.

Im Folgenden werden -getrennt für die inhalative und die orale Aufnahme- die für die Prüfwertableitung unterstellten Expositionsszenarien dargestellt und im Hinblick auf Ansatzpunkte für die weitere Sachverhaltsermittlung in der Einzelfallprüfung diskutiert.

4.2.1 Inhalative Aufnahme

Nach BBodSchV wurde bei der 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 von Boden/Staub wurden zum einen entsprechende Daten aus der Toxikologie herangezogen, die die tolerable Körperdosis für eine toxische Substanz (bzw. das entsprechende unit risk für kanzerogene

Substanzen) nach inhalativer Aufnahme charakterisieren. Zum anderen wurden entsprechende Expositionsszenarien entwickelt, die die anzunehmenden Aufnahmearten quantifizieren.

Die Daten zur Toxikologie für die in der BBodSchV enthaltenen Substanzen liegen in einer durch Fachgremien abgestimmten Form vor (BMU/UBA 1998, KALBERLAH et al. 1999). Die erforderlichen Expositionsannahmen zur Quantifizierung der Expositionsszenarien wurden für die sensibelste Nutzergruppe (Kinder) wie folgt angenommen (ANONYM 1999):

- Körpergewicht (KG): 10 kg
- Atemvolumen (leichte Aktivität): 15 m³/Tag
- Expositionshäufigkeit: 240 Tage/Jahr, 2 Stunden/Tag
- Staubkonzentration in der Luft: 1 mg/m³
- Anreicherungsfaktor Staub/Boden: 5 (Schwermetalle)
10 (organische Substanzen)

Mit Hilfe dieser Expositionsannahmen lässt sich für die sensibelste Nutzergruppe Kinder eine durchschnittliche inhalative Boden/Staubaufnahme von 0,082 mg/kg Körpergewicht (KG) x Tag für Kinderspielflächen gemäß folgender Formel errechnen:

$$\text{Bodenaufnahmerate (mg/kg KG x Tag) =} \\ \frac{\text{Atemvolumen (m}^3 \text{ / Tag) x Expositionshäufigkeit (Std./Jahr) x Staubkonzentration (mg / m}^3\text{)}}{365 \text{ (Tage / Jahr) x 24 (Std./Tag) x Körpergewicht (kg KG)}}$$

Analog zur oralen Bodenaufnahme (s.u.) wurde die inhalative Boden/Staubaufnahme für die weiteren Szenarien durch Anwendung von Faktoren bestimmt, so dass sich für das Szenario "Wohngebiet" eine durchschnittliche inhalative Boden/Staubaufnahme von 0,041 mg/kg KG x Tag ergibt (Faktor 0,5 gegenüber Kinderspielflächen), für "Park- und Freizeitanlagen" von 0,0164 mg/kg KG x Tag (Faktor 0,2).

Gemäß folgenden Formeln wurde dann der Prüfwert für die inhalative Boden/Staubaufnahme errechnet:

Nicht-karzinogene Stoffe:

$$\text{Prüfwert} = \frac{\text{tolerable zugeführte Dosis x Faktor zur Gefahrenverknüpfung}}{\text{Bodenaufnahmerate x Anreicherungsfaktor}}$$

Karzinogene Stoffe:

$$\text{Prüfwert} = \frac{\text{tolerable zugeführte Dosis x Faktor zur Gefahrenverknüpfung (= 5) x 8,75}}{\text{Bodenaufnahmerate x Anreicherungsfaktor}}$$

Für die hier betrachteten Substanzen wurde jeweils eine Parallelberechnung sowohl für die orale wie inhalative Boden/Staubaufnahme durchgeführt. Im Vergleich zeigte sich, dass lediglich für Chrom (als Cr VI) und Nickel, die nach inhalativer Aufnahme als vergleichsweise toxischer gelten, die Berechnung für den inhalativen Aufnahmepfad bewertungsrelevant ist und deshalb als Grundlage für die Prüfwertableitung herangezogen wurde. Die Betrachtung für Benzo(a)pyren ergab, dass die orale wie inhalative Boden/Staubaufnahme zu etwa den gleichen Prüfwerten führte.

Für alle weiteren Substanzen war jeweils die orale Bodenaufnahme ausschlaggebend für die Prüfwertableitung.

Daraus wird deutlich, dass die nähere Betrachtung der tatsächlichen Expositionsbedingungen bezüglich der inhalativen Boden/Staubaufnahme im Einzelfall für die Szenarien "Kinderspielfläche" und "Wohngebiet" lediglich für diejenigen Substanzen relevant ist, die auf dem inhalativen Wege deutlich toxischer (bzw. kanzerogener) wirken als auf o-rale Wege (von den in der BBodSchV bislang geregelten Substanzen lediglich Chrom und Nickel).

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 folgende Ansatzpunkte:

Atemvolumen (leichte Aktivität)

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. UMS-Modell, HEMPFLING & DOETSCH 1997; AGLMB 1995). Die der Prüfwertableitung zugrunde liegende Standardannahme von 15 m³/Tag entspricht dabei den Empfehlungen der AGLMB (1995) für die Atemrate von 4-6-Jährigen bei leichter Aktivität im "ungünstigsten Fall" bei zeitlich begrenzter Exposition. Als vergleichbarer "wahrscheinlicher Fall" wird die Atemrate mit 12 m³/Tag angegeben.

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 ungünstigsten zum wahrscheinlichen Fall zulässig sind, bzw. inwieweit aufgrund des Nutzungsangebotes vor Ort oder der Altersstruktur der Nutzer (z.B. jüngere Kinder) weniger intensive Aktivitäten (und damit geringere Atemraten) zu erwarten sind.

Expositionshäufigkeit

Bei der Prüfwertableitung für Kinderspielflächen wurden für die Expositionshäufigkeit 240 Tage/Jahr mit einer Spielzeit von jeweils 2 Stunden/Tag angesetzt. Im Einzelfall ist daher zu prüfen, ob sich diese Standard-Expositionsannahme begründet verringern lässt, wenn beispielsweise die Spielfläche in größerer Entfernung zum Wohngebiet liegt und daher von einer geringeren Frequentierung durch spielende Kinder ausgegangen werden kann.

Darüber hinaus wird z. B. im UMS-Modell (HEMPFLING & DOETSCH 1997) angenommen, dass nicht an allen Tagen bzw. nicht in allen Stunden von einer relevanten Staubentwicklung ausgegangen werden muss. Zu prüfen ist also, ob aufgrund der Nutzung die Reduktion der anzunehmenden Expositionszeiten, in der tatsächlich eine relevante Staubentwicklung stattfindet, möglich ist.

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 von einer Staubkonzentration in der Luft von 1 mg/m³ ausgegangen.

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 darüber hinaus weitere objektivierbare Kriterien auf ihre Anwendbarkeit zu prüfen sind.

- **Kriterien zur Abschätzung der Staubkonzentration**

Folgende Bedingungen können die Staubentwicklung beeinflussen:

Bodenerodierbarkeit

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 kann daher ein Prüfschritt sinnvoll sein, der die Bodenbedeckung der zu bewertenden Fläche charakterisiert.

Klimaerodibilität

Für die Abschätzung inhalativer Boden/Staubaufnahmepfade ist es auch von Bedeutung, die Niederschlagsverhältnisse mit in die Betrachtung zu integrieren (vgl. STUBENRAUCH et al. 1994c, 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.

Schadstoffaufnahme durch Staubexposition

Neben der Staubkonzentration in der Luft, die eingeatmet wird, ist die Schadstoffkonzentration im Staub entscheidend für die Bewertung dieses Aufnahmepfades.

In den Standard-Expositionsannahmen wurde unterstellt, dass Anreicherungs-faktoren zur Quantifizierung der Anreicherung von Substanzen in Boden-Feinpartikeln anzusetzen sind (Faktor 5 für Schwermetalle, Faktor 10 für Organika). Zur Verifizierung dieser Standardannahmen können beispielsweise bei Staubkonzentrationsmessungen, die an einem Standort durchgeführt werden, analytisch die Gesamtgehalte der jeweiligen Schadstoffe im Staub bestimmt werden, wobei jedoch stets vorab die Frage zu klären bleibt, inwiefern durch diesen Prüfschritt belastbare Daten zu erhalten sind und in welcher Höhe letztendlich der über die Lunge resorptionsverfügbare Anteil der relevanten Schadstoffe liegt.

Denkbar wäre daneben, analog zum Vorgehen hinsichtlich der Bestimmung der Resorptionsverfügbarkeit von Substanzen nach oraler Bodenaufnahme, entsprechende Verfahren für die inhalative Aufnahme anzuwenden. In diesem Bereich besteht derzeit jedoch noch Forschungsbedarf, so dass in absehbarer Zeit nicht mit entsprechend anwendbaren Verfahren im Rahmen von Einzelfallprüfungen zu rechnen ist.

Im UMS-Modell (HEMPFLING & DOETSCH 1997) werden derzeit zur Berücksichtigung der tatsächlichen Resorptionsverfügbarkeit beispielsweise Faktoren eingesetzt, die einerseits die Retentionsrate (Faktor 0,75) betreffen und die andererseits den Anteil des Staubes abschätzen, der tatsächlich zur Resorption im Respirationstrakt zur Verfügung steht (Faktor 0,4). Im Rahmen einer detaillierten Sachverhaltsermittlung wäre es daher unter Umständen sinnvoll zu prüfen, ob der Einsatz entsprechender Faktoren zu begründen ist.

Fazit

Folgende Bedingungen können als Hinweise darauf gesehen werden, dass die genannten Aspekte im Rahmen der Einzelfallprüfung näher betrachtet werden sollten:

- der Prüfwert der Substanz basiert für die zu bewertenden Szenarien auf inhalativen Wirkungen (bislang nur Chrom und Nickel);
- Die Standortgröße und/oder Nutzung lässt die Erhebung repräsentativer Expositionsdaten vermutlich zu;
- es gibt Hinweise, dass die standörtlichen Bedingungen (Bodenerodierbarkeit, Klimaerodibilität) eine gegenüber den Annahmen reduzierte Staubfreisetzung bewirken.

4.2.2 Orale Aufnahme

Bezüglich der Expositionsszenarien gingen als Grundlagen für die Prüfwertableitungen hier für Kinder, die auch hinsichtlich der oralen Bodenaufnahme als die sensibelste Nutzergruppe angesehen werden, gemäß Empfehlungen der AGLMB (1995) folgende Annahmen in die Prüfwertableitung zum Direktpfad ein (ANONYM 1999):

- Körpergewicht (KG): 10 kg
- oral aufgenommene Bodenmenge: 0,5 g Boden/Tag
- Expositionshäufigkeit: 240 Tage/Jahr

Für die weiteren Szenarien wurden pragmatisch reduzierte Expositionen angenommen, die sich von den Annahmen zu "Kinderspielflächen" um den Faktor 0,5 (für "Wohngebiete") bzw. 0,2 (für "Park- und Freizeitanlagen") unterscheiden.

Nach der Formel

$$\text{Bodenaufnahmerate (g/ kg KG x Tag)} \\ = \frac{\text{Bodenaufnahmemenge (g/ Tag) x Expositionshäufigkeit (Tage/ Jahr)}}{\text{Körpergewicht (kg KG) x 365 (Tage/ Jahr)}}$$

lässt sich mit den o. g. Expositionsannahmen für die sensibelste Nutzergruppe Kinder eine durchschnittliche Bodenaufnahmerate von 33 mg/kg KG x Tag berechnen. Für Wohngebiete beträgt die Bodenaufnahmerate (33 x 0,5 =) 16,5 mg/kg KG x Tag.

Bei der Ableitung der Prüfwerte wurde ausserdem berücksichtigt, dass für die Mehrzahl der Parameter in der Regel "Hintergrundbelastungen" bestehen, die z.B. infolge des Verzehrs entsprechend belasteter Nahrungsmittel zustande kommt. Da nur für wenige Stoffe empirische Daten über diese Hintergrundbelastung vorliegen, wurde diese generell mit pauschal 80% des TRD-Wertes angenommen.

Die Prüfwertrechnung erfolgte dann nach den beiden folgenden Formeln (ANONYM 1999):

1. Nicht-kanzerogene Stoffe:

$$\text{Prüfwert} = \frac{\text{tolerable zugeführte Dosis} \times (\text{Faktor zur Gefahrenverknüpfung} - 0,8)}{\text{Bodenaufnahmerate}}$$

2. Kanzerogene Stoffe:

$$\text{Prüfwert} = \frac{\text{tolerable zugeführte Dosis} \times \text{Faktor zur Gefahrenverknüpfung} (=5) \times 8,75}{\text{Bodenaufnahmerate}}$$

Um eine reale Gefahr im Einzelfall zu bewerten, ist eine Modifizierung der der Prüfwertableitung zugrunde gelegten Expositionsannahmen zu prüfen.

Hinsichtlich abweichender Annahmen zur Berücksichtigung der Hintergrundbelastung ist dies denkbar für Stoffe, für die belastbare Daten zur tatsächlichen Hintergrundbelastung (wenn möglich aus Duplikatstudien) vorliegen. Als Beispiel wäre an Substanzen wie z.B. Nitroaromaten zu denken, für die die Pauschalannahme von 80% des TRD-Wertes aufgrund des nicht ubiquitären Vorkommens nach unten anzupassen wäre. Bei den hier zu betrachtenden Parametern (vgl. Kapitel 1) erscheint eine Absenkung der Ausschöpfungsquote aufgrund der üblichen Hintergrundbelastung jedoch nicht empfehlenswert.

Die für die einzelfallbezogene Expositions Betrachtung relevanten Variablen Grundstücksgröße, Art, Intensität und Häufigkeit der Nutzung können standardisiert erfasst werden und in die Expositionsabschätzung einfließen. Allerdings wird je nach Komplexität der auf diese Weise erfassten Daten unter Umständen ein Hilfsmittel erforderlich, das die Bewertung Computer-gestützt umsetzt (z. B. IFUA 1998b; IFUA & CHEMLOG 1998).

Im Folgenden werden die beiden hier zu berücksichtigenden Nutzungsszenarien hinsichtlich der Bewertung des Direktpfades getrennt betrachtet.

4.2.2.1 Kinderspielflächen

Einzelfallprüfungen hinsichtlich der verwendeten Expositionsannahmen für die orale Bodenaufnahmemenge sollten für das Szenario "Kinderspielfläche" ausgeschlossen werden, 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 verzichtbar.

4.2.2.2 Wohngebiete

Die Nutzung "Wohngebiet" ist durch differenziertere Nutzungsformen und -intensitäten gekennzeichnet und wird daher anhand der Pauschalannahmen der BBodSchV häufig nur unzureichend abgebildet.

Orale Bodenaufnahmemenge

In der BBodSchV wird für Kinderspielflächen unter Anlegen des „ungünstigen Falles“ von einer oralen Bodenaufnahme von 0,5 g pro Tag ausgegangen. Es wurden dafür insbesondere statistische Auswertungen aus den USA und den Niederlanden berücksichtigt. Unter Einbeziehung des in Kap. 4.2.2 erläuterten Faktors von 0,5 ergibt sich für Wohngebiete eine tägliche Aufnahme von 0,25 g.

Sollen nun jedoch realitätsnähere Annahmen getroffen werden und die im betrachteten Einzelfall vorliegenden Verhältnisse abgebildet werden, ist zu prüfen, inwieweit statt vom „ungünstigen Fall“ eher vom "wahrscheinlichen Fall" ausgegangen werden kann. Als "wahrscheinlicher Fall" kann nach den Empfehlungen der AGLMB (1995) für die orale Bodenaufnahme 0,02 bis 0,1 g Boden pro Tag angenommen werden, wobei der Wert in Abhängigkeit von detaillierten Kenntnissen z.B. zur Resorptionsverfügbarkeit und zur Zugänglichkeit des Bodens angepasst werden könnte.

Da Wohngebiete in der Regel durch sehr 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 den Häusern (häufig Mehrfamilienhäusern) bestehen ("Abstandsgrün"). Dazwischen sind alle Übergänge möglich. Auch unterschiedliche Nutzungsarten z.B. in einem Hausgarten unter Einbeziehung des jeweiligen Flächenanteils können zu einer Konkretisierung beitragen.

Um die unterschiedlichen Bodenaufnahmemöglichkeiten näherungsweise quantifizieren zu können, bietet sich die Bildung von sinnhaften Nutzflächentypen an. Mit Hilfe dieser Kategorien kann auf eine praktikable Weise die tatsächliche Nutzung in die Bewertung eingehen. *Tabelle 2* enthält einen Vorschlag mit einer Wichtung der Nutzflächentypen (Kinderspielfläche = 1), wobei konservative Annahmen für den Nutzgarten und die Ziergartennutzung gewählt wurden.

Tabelle 2: Vorschlag zur Berücksichtigung von Nutzflächentypen bei der oralen Bodenaufnahmemenge "Wohngebiet" (Wichtungen)

Nutzflächentyp	Wichtungsfaktor	Aufnahmemenge in g/Tag	Bemerkung
Kinderspielfläche	1	0,5	Standard
Nutzgarten	0,5	0,25	offener Boden, direkter Kontakt uneingeschränkt möglich
Ziergarten	0,2	0,1	direkter Bodenkontakt möglich
Rasen	0,1	0,05	Rasenbewuchs limitiert den Bodenkontakt
unzugängliche Fläche (versiegelt, befestigt, Boden-decker)	0	0	keine relevante Bodenaufnahme möglich

In diese Systematik gehen indirekt auch die Zugänglichkeit und die Oberflächenbeschaffenheit des Grundstücks ein. Für eine mit Bodendeckern bewachsene Fläche wird ein niedriger Wichtungsfaktor eingerechnet (unzugängliche Fläche) und für eine freiliegende Bodenkrume (Nutzgarten) ein hoher.

Mit Hilfe von prozentualen Flächenanteilen kann nun parzellenbezogen die aktuelle Nutzung in die orale Bodenaufnahmemenge einbezogen werden (vgl. Beispiel in *Tabelle 3*).

Tabelle 3: Beispielhafte Berechnung einer parzellenbezogenen täglichen Bodenaufnahmemenge

Nutzflächentyp	Aufnahmemenge in g/Tag	Flächenanteil (Beispiel)	Aufnahmemenge pro Nutzungsanteil in g/Tag
Nutzgarten	0,25	10 %	0,025
Ziergarten	0,1	20 %	0,02
Rasen	0,05	70 %	0,035
Summe		100 %	0,08

Das gewählte Beispiel zeigt, dass für die spezielle Konstellation die orale Bodenaufnahmemenge unter Berücksichtigung der aktuellen Nutzung (0,08 g/Tag) deutlich unterhalb der Standardannahme für "Wohngebiete" (0,25 g/Tag) liegt und damit eine aktuelle Gefahrenüberschätzung korrigiert werden kann.

Als "einzelfallbezogener Beurteilungswert" hinsichtlich der aktuellen Nutzung ergäbe sich für das obige Beispiel etwa der dreifache Prüfwert der BBodSchV ($0,25/0,08 \approx 3$).

Das Ergebnis ist zwar nicht ohne Weiteres auf die planungsrechtlich zulässige Nutzung zu übertragen (s.u.), kann jedoch zur Begründung von Prioritätenlisten hilfreich sein.

Expositionshäufigkeit

Zusätzlich zu den oben genannten Nutzungsanteilen spielt auch die Expositionshäufigkeit eine Rolle in der Einzelfallbetrachtung, die insbesondere auch von der Art der Gartenfläche abhängig ist. In einem intensiv genutzten Hausgarten ist erwartungsgemäß von einer stärkeren Nutzungsintensität auszugehen als in einem kleinen Vorgarten. Dieser Aspekt lässt sich näherungsweise durch die Nutzungsdauer (Stunden pro Tag und Tage pro Jahr) beschreiben. Die Bewertung von Kinderspielflächen basiert auf einer Expositionshäufigkeit von 240 Tagen mit 2 Stunden täglicher Aufenthaltszeit. Statt dieser Vorgabe könnten die in einer Einzelfallbetrachtung durch Erhebung ermittelten tatsächlichen Nutzungshäufigkeiten eingehen.

4.2.3 Zusammenführung der Betrachtungen und Empfehlung

Bei der Ableitung der Prüfwerte wurden die orale und inhalative Aufnahme parallel berechnet und anschließend die Bedeutung der Aufnahmepfade verglichen. Die orale Aufnahme ist für die meisten Parameter gegenüber der inhalativen Aufnahme für die Höhe der Prüfwerte ausschlaggebend. Lediglich für die Parameter Chrom und Nickel wurde der Prüfwert an den inhalativen Pfad geknüpft (vgl. Kapitel 4.2.1).

In entsprechender Weise wäre in der Zusammenschau der einzelfallbezogen abgeleitete Beurteilungswert für den Staubpfad mit dem einzelfallbezogen abgeleiteten Beurteilungswert für die orale Aufnahme abzugleichen.

In Kapitel 4.2.2 wurde gezeigt, dass für die behandelten Szenarien unterschiedliche Möglichkeiten bestehen, die Expositionsbedingungen in die Einzelfallprüfung einzubinden. Während für Kinderspielflächen wegen der unterschiedlichen Nutzer pauschale Annahmen gewählt werden müssen, bietet sich für das sehr differenziert gestaltete Szenario "Wohngebiet" die Prüfung der Expositionsannahmen an.

Für die erforderliche Datenerhebung sind unterschiedliche Aufwände vorzusehen. Neben einer Nutzungserhebung, die beispielsweise parallel zur Beprobung erfolgen kann, sind insbesondere Befragungen der Nutzer erforderlich. Für die Zusammenführung und Auswertung dieser Daten muss ein geeignetes Instrument zur Verfügung stehen, das bei der Bewertung des Einzelfalls hilft (z.B. geeignetes Computerprogramm).

Abgleich zwischen Schadstoffverteilung und Exposition

Da nach BBodSchV Untersuchungsflächen sinnvoll in (Teil)Flächen unterteilt und beprobt werden sollen, können im Zuge einer Einzelfallprüfung diese Teilflächenergebnis-

se separat und entsprechend der jeweiligen Belastung und spezifischen Exposition bewertet werden.

Eine Teilflächenbildung kann z.B. erfolgen, wenn

- ein unterschiedlicher Gefahrenverdacht,
- unterschiedliche Bodennutzungen,
- unterschiedliche Geländeformen,
- unterschiedliche Bodenbeschaffenheiten,
- Auffälligkeiten (z.B. unterschiedliche Vegetationsentwicklung) oder
- unterschiedliche Erkenntnisse aus der Erfassung oder Vorerkundung

vorliegen.

Mit Hilfe dieser Vorgehensweise wird ein zusätzlicher Informationsgewinn erzielt, der sich in einer präziseren Bewertung insbesondere der aktuellen Nutzung niederschlagen kann.

Betrachtung der planungsrechtlich zulässigen Nutzung

Die bislang angeführten Kriterien zur Expositions Betrachtung beziehen sich vor allem auf die aktuelle Nutzung, so dass durch Modifizierung der Annahmen eine Annäherung an die tatsächliche Exposition der aktuellen Nutzer ermöglicht wird. Dazu wurden insbesondere Kriterien zur Bestimmung der individuellen Exposition genannt. Da in der Regel mehrere Personen (z.B. Familie) ein Grundstück nutzen, sollten in die abschließende Bewertung die Expositionsdaten der sensibelsten Person einfließen.

Hinsichtlich der planungsrechtlich zulässigen Nutzung ist demgegenüber immer die sensibelste Nutzungsform zu unterstellen.

Eine mögliche Einbindung der zulässigen Nutzung soll jedoch an folgenden Beispielen verdeutlicht werden:

- Für die planungsrechtlich zulässige Nutzung ist die sensibelste Nutzung als maßgeblich anzusehen, so dass die Gärten in einem Wohngebiet zu 100 % durch spielende Kinder zu nutzen sein müssen. In der Realität wird dies aber nicht zutreffen, da beispielsweise in einem als einfachen Ziergarten genutzten kleinen Vorgarten, der sich zudem unmittelbar an der Straße befindet, allgemein und dauerhaft keine Kinder spielen.
- Das Szenario "Wohngebiet" repräsentiert einerseits Flächen, die individuell sehr unterschiedlich genutzt werden (Ziergärten, Nutzgärten, Spielflächen, Rasen, etc.), sich andererseits jedoch auch von Wohngebiet zu Wohngebiet charakteristisch unterscheiden (z.B. Einfamilienhausstruktur / Mehrfamilienhäuser, Neubaugebiet / gewachsene Wohnstruktur, etc.). Für diese Nutzungsart bietet

es sich daher an, eine "Prägung" des Wohngebietes festzulegen und einzelfallbezogene Beurteilungswerte zu verwenden, die die tatsächlich vor Ort anzutreffende Situation einschätzen und bewerten.

Die Prägung eines Wohngebietes äußert sich insbesondere in der Funktion der Freiflächen (vom Vorgartencharakter bei Reihenhäusern oder parkartigen Abstandsgrün mit nur eingeschränkten Expositionsmöglichkeiten bis zum intensiv genutzten privaten Hausgarten mit häufigen Bodenkontakten).

Diese Beurteilung kann dann auch für die planungsrechtlich zulässige Nutzung übernommen werden.

In der nachfolgenden Tabelle sind die im vorherigen Text genannten Anwendungskriterien in Abhängigkeit der Nutzungen zusammengefasst (*Tabelle 4*).

Tabelle 4: Anwendungskriterien für Schritte der Einzelfallprüfung bei der Expositionsabschätzung Direktpfad

Einzelfallprüfung	Kinderspielfläche	Wohngebiet	
		aktuelle Nutzung	zulässige Nutzung
Abgleich zwischen Belastungsparametern und Exposition (inhalativ/oral)	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
orale Bodenaufnahmemenge (Wichtung der Nutzflächentypen)	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/> "Prägung"
Expositionshäufigkeit	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Abgleich zwischen Schadstoffverteilung und Exposition	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/> *

Gegenstand der Expositionsabschätzung in der Einzelfallprüfung

* es ist jedoch auf der Gesamtfläche die sensibelste Nutzung zu unterstellen

4.3 Human-Biomonitoring

Als Akzeptor-bezogenes 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 Gefährdung für die betroffenen Menschen nachweisbar ist.

4.3.1 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 zu ermitteln. Mit dem Begriff Biomonitoring bezeichnet man dabei die Durchführung von systematischen, unter Beobachtungsaspekten erfolgenden, einmaligen oder wiederholten Messungen der Konzentration von Schadstoffen oder deren Stoffwechselprodukten (Metaboliten) in biologischen Materialien (EWERS et al. 1993).

Die gemessenen Konzentrationen spiegeln dabei die integrale Belastung des Organismus über alle Aufnahmepfade (oral, inhalativ, dermal) wider und charakterisieren gleichzeitig individuelle Unterschiede hinsichtlich Aufnahmemenge, Resorption, Stoffwechsel sowie Ausscheidung (EWERS 1997).

Innerhalb des Human-Biomonitorings ist methodisch zu differenzieren in (EWERS 1997; KUOROS, 1994):

- **Belastungsmonitoring:**
Quantifizierung der inneren Schadstoffbelastung durch Messung der Schadstoff- und Metabolitenkonzentrationen in geeigneten Körpermaterialien wie z.B. Blut, Urin, Haare, Zähne.
- **Wirkungsmonitoring:**
Feststellung möglicher körperlicher Reaktionen mit Hilfe von geeigneten, möglichst sensitiven labormedizinischen Kenngrößen, wie z.B. Enzymdiagnostik, Adduktbildung, etc.. Je nach Zielrichtung der Methode lassen sich non-adversive, subklinische und adverse Effekte erfassen.

Vor dem Hintergrund der Tragweite entsprechender Messergebnisse aus Human-Biomonitoring-Untersuchungen werden hohe Anforderungen an deren Qualitätssicherung gestellt, die sich sowohl auf die präanalytische wie auch auf die analytische und postanalytische Phase beziehen (vgl. KOMMISSION HUMANBIOMONITORING 1996a). Ein besonderes Augenmerk ist dabei neben der Qualitätssicherung im Analytikbereich (Durchführung von Ringversuchen, vgl. GRÖEN & ANGERER 1996) auf die

Erhebung von Einflussgrößen und Störfaktoren zu richten. Einflussgrößen, wie beispielsweise Alter, Geschlecht, ethnische Zugehörigkeit, Wohnort, Wohndauer, 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.

4.3.2 Bewertungsansätze

Bei der quantitativen Erfassung von Schadstoffkonzentrationen 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 (EWERS et al. 1993).

Im Sinne einer differenzierten Sachverhaltsermittlung bei Überschreitung von Boden-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 die vorliegende Schadstoffbelastung in einem gesundheitlich kritischen Bereich liegt, in dem toxische Wirkungen auftreten können (vgl. EWERS 1997).

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 sogenannter Referenzwerte, die laut Kommission "Human-Biomonitoring" des Umweltbundesamtes (KOMMISSION HUMANBIOMONITORING 1996a) 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). Als statistische Kenngrößen werden allgemein die 90. o-

der 95. Perzentilwerte der bei der Referenzpopulation ermittelten Konzentrationen herangezogen (EWERS 1997).

Beim Einsatz solcher, 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. KOMMISSION HUMANBIOMONITORING 1996a).

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 (KOMMISSION HUMANBIOMONITORING 1996a):

"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, während der HBM-II-Wert als Maßnahmen- oder Interventionswert anzusehen ist.

Bislang liegen jedoch lediglich für Blei, Pentachlorphenol (PCP), Quecksilber und Cadmium Vorschläge für HBM-Werte vor (KOMMISSION HUMAN BIOMONITORING 1996a, 1996b, 1997, 1998, 1999).

Darüber hinaus hat das Konzept der HBM-Werte Grenzen, was die Bewertung von Substanzen ohne Wirkschwelle betrifft. So können für Substanzen mit initiierenden kanzerogenen Wirkungen keine HBM-Werte angegeben werden. Für solche Substanzen sind potentielle Risiken zu quantifizieren, wobei entsprechende standardisierte Verfahren noch zu entwickeln wären.

4.3.3 Anwendungsbeispiele im Sinne des BBodSchG

Im Rahmen von Untersuchungen Betroffener aus Wohngebieten mit erhöhten Bodenbelastungen wurden bislang überwiegend Belastungsmonitorings durchgeführt. Beispielsweise bei Kleingärtnern aus Stolberg wurden Blei- und Cadmiumgehalte in Blut und Urin bestimmt (EWERS et al. 1993). Bewohner eines Geländes in Bielefeld, auf dem ehemals Abwässer verrieselt wurden, 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 einer Biomonitoring-Untersuchung wurden dort Bleigehalte im Blut, Arsengehalte im Urin und PCDD/F-Gehalte im Blutfett bestimmt (EWERS et al. 1997a).

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 Stadtallendorf durchgeführt (EWERS et al. 1997b). Aufgrund von im Blut nachweisbaren Hämoglobin-Addukten sollte eine "Momentaufnahme" zur aktuellen Situation der Bewohner hinsichtlich der Belastung durch Nitroaromaten im Boden erstellt werden.

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

4.3.4 Kriterien für die Durchführung eines Human-Biomonitoring

Verallgemeinerte Anforderungskriterien, 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 zugrundegelegt, 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 zu beurteilende Bodenbelastung vor, sind Aussagen über einen kurz zurückliegenden Zeitraum erforderlich. Zur Beurteilung einer seit langem andauernden Exposition z.B. durch Wohnen auf einer Altlast 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 über die letzten 3-5 Wochen liefern. Haaranalysen werden dagegen beispielsweise zur Diagnostik langfristig einwirkender Substanzen diskutiert (PAULSEN et al. 1996).

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 (EWERS & SUCHENWIRTH 1996).

Ein potentiell Risiko durch kanzerogen wirkende Substanzen lässt sich derzeit noch nicht gesichert nachweisen und bewerten.

- **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. D.h., werden von den Betroffenen beispielsweise bereits ausgesprochene Nutzungsempfehlungen umgesetzt, ergibt das Human-Biomonitoring nur Aussagen bezogen auf das bereits geänderte Verhalten (vgl. auch "Einflussgrößen" in Kap. 4.3.1).

Sollen mit Hilfe des Human-Biomonitorings jedoch nicht die aktuellen, tatsächlichen Nutzungssituationen bewertet werden, sondern planungsrechtlich zulässige Nutzungen, kann diese Vorgehensweise die erforderliche Datengrundlage für entsprechende Prognosen nur dann liefern, wenn sich die aktuelle und die zulässige 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). Sogar im Fall Stolberg (EWERS et al. 1993), wo Bleigehalte im Boden von 60 bis über 10.000 mg/kg ermittelt wurden (im Mittel 1.280 mg/kg), erbrachten die Ergebnisse des Human-Biomonitorings nur leicht und nicht statistisch signifikant erhöhte Blutblei-Werte. Auch im Fall Lampertheim (EWERS et al. 1997a) konnten z.B. bei Bodengehalten für Arsen 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.

- **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, potentiellen 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 4.2.), so dass aufgrund 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 aufgrund 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. Kap. 4.3.1; Qualitätssicherung; KOMMISSION HUMANBIOMONITORING 1996a).

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. 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 potentielle Gefährdung für den betroffenen Menschen nachweisbar ist. Für einzelne Parameter (z.B. Blei, Cadmium, Arsen, Quecksilber, PCDD/F) stehen entsprechende Verfahren zur Diskussion. Letztendlich besteht in diesem Bereich jedoch noch weiterer Forschungsbedarf.

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

- **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 aufgrund z.B. von Einflußgrößen oder zu betrachtenden Zeithorizonten als vergleichbar gelten können.

Derzeit liegen lediglich für Blei, Cadmium, Quecksilber und PCP empfohlene HBM-Werte vor, Referenzwerte sind dagegen mittlerweile für eine Reihe von Substanzen dokumentiert (vgl. EWERS et al. 1993, EWERS 1999).

4.3.5 Möglichkeiten und Grenzen des Verfahrens und Empfehlungen

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-Konzepten 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 im Hinblick auf planungsrechtlich zulässige Nutzungen auf kontaminiertem Boden sind nur möglich, wenn sich aktuelle und zulässige Nutzung ähneln.

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 aufgrund standortbedingter oder substanzbedingter Voraussetzungen enge Grenzen gesetzt sein können. Neben der belastbaren, statistischen Auswertbarkeit der Daten aus dem entsprechenden Untersuchungskollektiv, die bestimmt wird durch z.B. die Größe des Untersuchungskollektivs, entsprechende Einflussgrößen oder die Schadstoffsituation, müssen für die relevanten Schadstoffe darüber hinaus auch belastbare Maßstäbe zur Bewertung der Humandaten vorliegen. Solche Bewertungsmaßstäbe sind jedoch zur Zeit nur für eine begrenzte Anzahl von toxisch wirkenden Substanzen verfügbar. Für kanzerogen wirkende Substanzen fehlen entsprechend anwendbare Bewertungskonzepte noch vollständig.

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 Betroffener ermöglicht werden.
- Es soll eine aktuelle tatsächliche 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; u.U. muss ein geeignetes Vergleichskollektiv zur Verfügung stehen.
- Es gibt eine deutliche Bereitschaft der Betroffenen an entsprechenden Untersuchungen teilzunehmen bzw. die Betroffenen können von der Sinnhaftigkeit solcher Untersuchungen überzeugt werden.
- Für die relevanten Substanzen sind entsprechende Nachweisverfahren verfügbar, die qualitätsgesichert durchgeführt werden können.

5. Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze (Nutzgarten)

Ausgangspunkt der Ausführungen zu diesem Wirkungspfad ist das zugrundegelegte Szenario einer ausschließlichen Betrachtung des Pfades Boden-Nutzpflanze.

Im Folgenden werden die nach Prüfwertüberschreitung möglichen Schritte der weitergehenden Sachverhaltsermittlung dargestellt. Dabei werden auch die hinsichtlich des Nutzpflanzenpfades relevanten Grundlagen erläutert. Das Kapitel 5 bündelt somit aus Gliederungsgründen die im Kontext Boden-Nutzpflanze zu betrachtenden Aspekte, wenn auch bestimmte Anwendungen insbesondere dem Szenario "Wohngarten" (Kapitel 6) vorbehalten sind.

Im Rahmen des vorliegenden Leitfadens (vgl. Kapitel 1) konzentriert sich die Betrachtung von "Nutzgärten" auf folgende Fallgestaltungen:

- Auf dem Standort werden ausschließlich für den privaten Verzehr Nutzpflanzen angebaut (Szenario Nutzgarten), weitere Pfade (insbesondere orale Bodenaufnahme spielender Kinder) sind nicht bewertungsrelevant.
Betrachtetes Schutzgut ist die menschliche Gesundheit.
- Auf dem Standort werden - wie üblicherweise in Haus- und Kleingärten - Expositionen des Menschen sowohl über den Nutzpflanzenpfad wie auch über den direkten Bodenkontakt möglich. Hier sollte grundsätzlich das Szenario "Wohngarten" zugrundegelegt werden (→ Kapitel 6).
Betrachtetes Schutzgut ist auch dort die menschliche Gesundheit, jedoch über eine integrierende Pfadbewertung.

Es wird deutlich, dass der ausschließliche Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze (Nutzgarten) eher als Sonderfall einer typischen Gartennutzung anzusehen ist.

Bewertungsprinzip

Die fachlichen Grundlagen für die in der BBodSchV enthaltenen Prüf- und Maßnahmenwerte für den Wirkungspfad Boden-Pflanze wurden bezüglich der Schwermetalle durch die ad-hoc-Arbeitsgruppe "Schwermetalltransfer Boden/Pflanze" der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz erarbeitet (LABO 1998, DELSCHEN & RÜCK 1998, ANONYM 1999). Grundlage der Werteableitungen für den Bereich Ackerbau und Nutzgärten war die Qualität von Nahrungspflanzen, die durch verfügbare Lebensmittelrichtwerte der Zentralen Erfassungs- und Bewertungsstelle für Umweltchemikalien (ZEBS) definiert wurde. Hierbei wurde eine doppelte Richtwertüberschreitung als Indikator einer "echten" und damit weiter zu verfolgenden Richtwertüberschreitung als Konvention zugrundegelegt. Da die ZEBS-Werte im Wesentlichen eine empirische Verteilung (Spitzenbelastungen), nicht jedoch eine stringent humantoxikologisch bestimmte Begrenzung widerspiegeln, ist somit die Grundlage der Bewertung dort nicht unmittelbar die menschliche Gesundheit, sondern die Vermarktungsfähigkeit der ange-

bauten Pflanzen. Die Frage der standörtlich toxikologischen Bedeutung derartiger Richtwertüberschreitungen in Gärten blieb somit zunächst offen (vgl. aber auch DELSCHEN & LEISNER-SAABER 1998).

Die auf dieser Grundlage festgelegte maximal zulässige Pflanzenkonzentration wurde zur Prüf- und Maßnahmenwertableitung mit statistischen Untersuchungen von Boden- und Pflanzenproben (Korrelationen, Perzentile) verglichen (KNOCHE et al. 1999). Hierbei wurden sowohl Bodendaten als Gesamtgehalte (nach DIN ISO 11466, Königswasseraufschluss), als auch als mobile Gehalte (nach DIN 19730, Ammoniumnitratextrakt) berücksichtigt. Die Datengrundlage lieferte die Datenbank TRANSFER des Umweltbundesamtes mit aktuell ca. 320.000 Datenpaaren Boden/Pflanze. In der Auswertung beschränkte man sich allerdings auf die - im Kontext des vorliegenden Leitfadens nennenswerten - Pflanzenarten Kartoffeln, Salat, Spinat, Möhren sowie Sellerie (nur Cadmium). Die Auswertungen wurden in Form von Regressionsberechnungen vorgenommen, wobei die vorgeschlagenen Prüf- bzw. Maßnahmenwerte Bodenkonzentrationen kennzeichnen, oberhalb derer mit vorgegebener Wahrscheinlichkeit eine Überschreitung der maximal zulässigen Pflanzenkonzentration zu erwarten ist. Dieser probabilistische Bewertungsansatz war jedoch - auch aufgrund der Datenbasis - nicht für alle Stoffe umsetzbar (z. B. nicht bei Arsen und Quecksilber).

Im Ergebnis führten die von der LABO-ad-hoc-AG durchgeführten Auswertungen dazu, dass in der BBodSchV Prüf- bzw. Maßnahmenwerte bei einigen Elementen (Arsen, Quecksilber) auf Gesamtgehalten, bei anderen (Blei, Cadmium, Thallium) auf mobilen Gehalten basieren.

Die vorangegangenen Erläuterungen lassen folgende Aspekte der weiteren Sachverhaltsermittlung dieses Wirkungspfades erkennbar werden:

1. Das Szenario Nutzgarten setzt die alleinige Relevanz des Pfades Boden-Nutzpflanze für die Nutzer einer Fläche 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 parallel auch weitere Pfade Bewertungsrelevanz erhalten können. Somit dürfte vielfach das Szenario Wohngarten zugrunde zu legen sein (vgl. Kap. 6).
2. Das in der Ableitung der Prüfwerte betrachtete Schutzgut ist die Pflanzenqualität im Hinblick auf ihre Vermarktungsfähigkeit und damit nur indirekt die menschliche Gesundheit. Insoweit hat die weitere Sachverhaltsermittlung in Nutzgärten vor allem zu klären, ob Gartennutzer durch Verzehr von selbst erzeugtem Obst und Gemüse einer unter toxikologischen Gesichtspunkten intolerablen Schadstoffbelastung ausgesetzt sind bzw. sein können.

Zusammenfassend kann gefolgert werden, dass der Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze auf privat genutzten Flächen insbesondere im Kontext des Szenarios "Wohngarten" zu betrachten ist. Da dann (insbesondere bei Kindern) eine parallele Wirksamkeit des Direkt- und Boden-Pflanze-Pfades gegeben sein kann, ist die sich insgesamt ergebende Exposition integrativ zu erfassen. Dies wird in Kapitel 6 (Wohngarten) vertieft.

Ausgangslage

Hinsichtlich der privat genutzten Flächen, wo (zumindest aktuell) allein dem Boden-Pflanze-Pfad Bewertungsrelevanz zukommt, ergibt sich als Ausgangspunkt für vertiefende Betrachtungen die folgende Ausgangslage:

Orientierende Untersuchungen des Standortes haben Prüfwertüberschreitungen (Gesamtgehalt oder mobiler Gehalt) ergeben, die die mögliche Relevanz des Boden-Pflanze-Pfades erkennen lassen. Detaillierte Untersuchungen zur abschließenden Beurteilung dieses Pfades sind vorzunehmen⁶.

Generell müssen in der weiteren gutachterlichen Sachverhaltsermittlung in Abhängigkeit von den standörtlichen Belastungsparametern und Verhältnissen drei Teilpfade hinsichtlich des Schadstoffübergangs Boden-Pflanze differenziert werden:

1. Aufnahme von Schadstoffen aus dem Boden über das Wurzelsystem und systemische Verteilung der Substanzen in der Pflanze (vorrangig z.B. bei Cadmium).
2. Aufnahme bzw. Anlagerung von ausgasenden Substanzen über die Stomata bzw. Kutikula der Blätter und gegebenenfalls Verteilung innerhalb des pflanzlichen Gewebes.
3. Anlagerung/Aufnahme von Schadstoffen auf der/über die Pflanzenoberfläche (vorrangig v.a. bei im Boden sehr immobilen Schadstoffen wie z. B. Benzo(a)pyren).

Für die Konzipierung und Aussagekraft von ergänzenden Detailuntersuchungen ist die grundsätzliche Kenntnis dieser verschiedenen Teilpfade wichtig, die in Abhängigkeit der standörtlichen und parameterbedingten Verhältnisse unterschiedlich bedeutsam sein können. Je nach methodischer Vorgehensweise werden nicht unbedingt über alle drei beschriebenen Teil-Aufnahmepfade Aussagen möglich.

Zusätzlich muss bedacht werden, dass in Pflanzen aufgenommene Schadstoffe (bedingt durch den pflanzlichen Stoffwechsel) eingelagert, metabolisiert, abgebaut oder

⁶ Auf den Fall der Überschreitung vom Maßnahmenwerten (z. B. bei Cadmium) wird im Folgenden nicht eingegangen. In diesem Fall sind zwar keine weitergehenden Sachverhaltsermittlungen im Hinblick auf die Feststellung des Vorliegens einer schädlichen Bodenveränderung erforderlich, gleichwohl können im Einzelfall jedoch im Hinblick auf zu ergreifende Maßnahmen noch ergänzende Untersuchungen ähnlicher Art erforderlich sein.

aktiv/passiv ausgeschieden werden können und damit einer detaillierteren Untersuchung kaum weiter zugänglich sind. Dieser Umstand ist vor allem in der Bewertung von Pflanzenuntersuchungen zu beachten.

Bevor im Einzelnen auf die grundsätzlichen Möglichkeiten der weiteren Sachverhaltsermittlung eingegangen werden soll, muss grundsätzlich darauf hingewiesen werden, dass der Pflanzenpfad aufgrund der Vielzahl von Einflussgrößen (substanzbedingter, bodenbedingter, pflanzenbedingter 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. Ausgewählte Kriterien zur Entscheidungsfindung sind bewusst erst abschließend in Kapitel 5.4. zusammengestellt.

Ausgehend von der beschriebenen Ausgangslage sind zur weiteren Sachverhaltsermittlung des Pflanzenpfades die folgenden methodischen Möglichkeiten zu prüfen (vgl. auch *Abbildung 5* auf der nächsten Seite):

1. Ergänzende **boden- und stoffbezogene Untersuchungen**⁷ zur Ermittlung der Pflanzenverfügbarkeit standörtlicher Schadstoffe (hierdurch werden bodenbedingte und substanzbedingte Einflussgrößen erfasst) bzw. zur Einbeziehung des Gesamt-Schadstoffpotentials.
2. Abschätzung von Ausmaß und toxikologischer Relevanz des Schadstofftransfers Boden-Nutzpflanzen(-Mensch) (**Transferabschätzung**).
3. **Pflanzenuntersuchungen** zur direkten Ermittlung der Schadstoffgehalte in pflanzlichen Geweben und Organen.

⁷ Im Rahmen des vorliegenden Berichtes wird nicht das Ziel verfolgt, Details zur analytischen Methodik hinsichtlich bestimmter Verfahren etc. zu beschreiben. Hierzu muß auf die Literatur sowie z.B. DIN-Verfahren verwiesen werden. Vielmehr wird angestrebt, die bei Anwendung der verschiedenen Strategien zu erwartenden Erkenntnisse und Grenzen der Aussagen offenzulegen, um somit eine begründete Entscheidung für die im Einzelfall anzuwendende Methode treffen zu können.

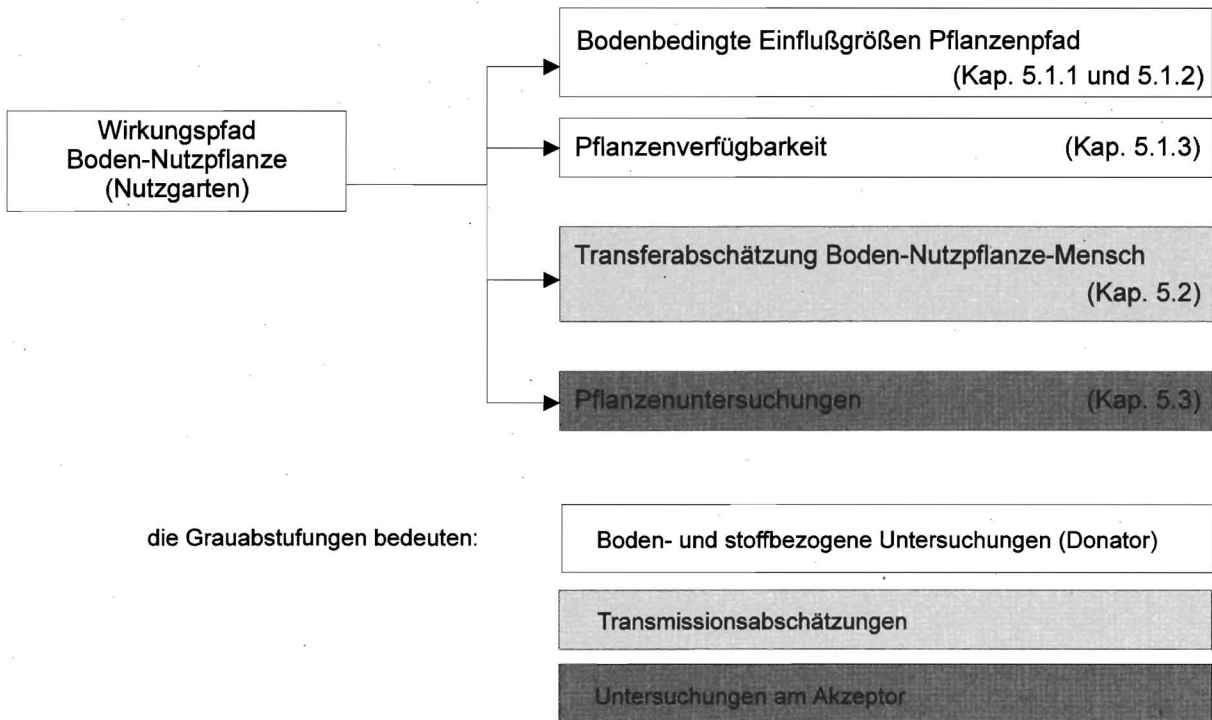


Abbildung 5: Anforderungen an die Einzelfallprüfung beim Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze

5.1 Boden- und stoffbezogene Untersuchungen

Im Zusammenhang mit Untersuchungen am Donator kann insbesondere differenziert werden in

- Untersuchungen zum **Gesamt-Schadstoffpotential**,
- Untersuchungen zur **Erfassung bodenbedingter Einflussgrößen auf die Mobilität** von Schadstoffen,
- Untersuchungen zur **Mobilitätserfassung durch geeignete Extraktionsverfahren** (Pflanzenverfügbarkeit).

5.1.1 Gesamt-Schadstoffpotential

Im Kontext dieses Kapitels sind hierunter weitergehende Sachverhaltsermittlungen im Hinblick auf Gesamtgehalte an Schwermetallen zu verstehen, die üblicherweise im Königswasseraufschluss (DIN 38 414 S7) ermittelt werden. Die mit diesem Aufschluss erfassten Gehalte sind für eine Reihe von Elementen nahezu mit Totalgehalten vergleichbar (z.B. Blei und Cadmium). Silikatisch gebundene Elemente werden jedoch auch im Königswasseraufschluss nicht zu 100 % erfasst (z.B. Arsen).

Soweit Gesamtgehalte nicht bereits aus der orientierenden Untersuchung vorliegen, sind sie insbesondere dann im Zuge der Detailuntersuchung zu ermitteln, wenn hohe

mobile Schwermetallgehalte in der Orientierungsphase nachgewiesen wurden. Die Kenntnis der Gesamtgehalte lässt in Verbindung mit dem Wissen der mobilitätsbeeinflussenden Bodenfaktoren (vgl. Kapitel 5.1.2) eine Abschätzung über die Relevanz des langfristig zu erwartenden Transferverhaltens Boden - Pflanze zu. Darüber hinaus ermöglicht sie eine Abschätzung, in welchem Ausmaß eine Minderung der mobilen Gehalte durch pH-Wert-Anhebung zu erwarten ist.

5.1.2 Bodenbedingte Einflussgrößen auf die Schadstoffmobilität

Die Pflanzenverfügbarkeit von Substanzen im Boden wird von einer Reihe von Bodenparametern beeinflusst (vgl. im Detail z.B. SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL 1989, BLUME 1990, HOCK & ELSTNER 1994, WILD 1995). Insbesondere sind in diesem Kontext zu nennen:

- pH-Wert
- Gehalt an organischer Substanz
- Tongehalt

Ist im Rahmen der orientierenden Untersuchung der Nachweis hoher Schadstoffgesamtgehalte erbracht worden, können ergänzende Untersuchungen dieser vergleichsweise einfach zu bestimmenden Bodenparameter einen Hinweis darauf geben, welche Schadstoffverfügbarkeit im Boden gegeben ist. Dies ist insbesondere dann bedeutsam, wenn die systemische Schadstoffaufnahme über das Wurzelsystem beurteilt werden soll.

So ist z.B. bei **pH-Werten** oberhalb von ca. 6 bis 6,5 die Verfügbarkeit von Schwermetallen in der Regel zunehmend geringer, wobei unterschiedliche Ausprägungen dieses Einflusses in Abhängigkeit vom betrachteten Metall festzustellen sind. Auf kontaminierten Standorten, wo aufgrund der Historie mit gut gepufferten Substraten zu rechnen ist (z.B. Schlackenrückstände), kann somit trotz hoher Metallgesamtgehalte der Boden-Pflanze-Pfad aufgrund 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 Schwermetallgesamtgehalt beurteilen, ob sich durch pH-Erhöhung (Kalkung) der mobile Schwermetallgehalt bewertungsrelevant verringern lässt.

Höhere Gehalte an **organischer Substanz** und/oder höhere **Tongehalte** wirken bei Schwermetallen in der Regel vermindern auf ihre Mobilität im Boden, so dass insbesondere die Aufnahme über das pflanzliche Wurzelsystem verringert sein kann.

Hinsichtlich der Bedeutung bodenbedingter Einflussgrößen für den Schadstoffübergang Boden/Pflanze liegen für organische Schadstoffe bislang nur wenige gesicherte Erkenntnisse vor.

Bezüglich der PAK haben neuere umfangreiche Transferuntersuchungen (DELSCHEN et al. 1999) jedoch ergeben, dass zumindest bei den höher kondensierten PAK wie z. B. Benzo(a)pyren eine systemische Aufnahme über die Pflanzenwurzel praktisch keine Rolle spielt. Vielmehr erfolgt der Übergang Boden/pflanze durch „Direktkontakt“ der Pflanzenoberfläche mit kontaminiertem Bodenmaterial. Das Ausmaß dieses „Direktüberganges“ dürfte aber im Wesentlichen von den Bodeneigenschaften unabhängig sein⁸, so dass sich diesbezügliche Prüfschritte im Falle von z. B. Benzo(a)pyren-Prüfwertüberschreitungen erübrigen dürften.

Als **Fazit** ist festzuhalten, dass die Bestimmung der die Verfügbarkeit beeinflussenden Bodenparameter methodisch einfach und kostengünstig ist und im Hinblick auf Schwermetalle erste Anhaltspunkte für die weitergehende 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:

- Die möglicherweise zeitlich begrenzte Gültigkeit der Daten ist zu beachten. So ist z. B. der pH-Wert keine absolute 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 -wie im Falle von z. B. Benz(a)pyren bedeutsam- ist über diesen Weg nicht näher abzuschätzen.

5.1.3 Pflanzenverfügbarkeit

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. FÖRSTNER 1983, SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL 1989, ZEIEN & BRÜMMER 1989, BLUME 1990, HOCK & ELSTNER 1994, 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 Bin-

⁸ Vielmehr spielen dabei Art und Eigenschaften der Pflanzenoberfläche sowie meteorologische Einflussfaktoren eine Rolle.

dungsform, 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.

Hiervon zu differenzieren ist zusätzlich das bei bestimmten Metallen mögliche Vorkommen unterschiedlicher Oxidationsstufen mit jeweils völlig unterschiedlichem Mobilitätsverhalten (z.B. Chrom als Cr (III) und Cr (VI) oder Quecksilber als Hg (0), Hg (I), Hg (II) sowie organisch gebundenes Hg).

Bei Nachweis hoher Gesamtgehalte in einem Boden kann deshalb unter Umständen auch für den Pflanzenpfad die nähere Aussage zur Oxidationsstufe oder Bindungsform für die abschließende Bewertung eines Standortes bedeutsam werden. Hierbei ist jedoch zu bedenken, dass diese Bestimmung nicht unbedingt zeitunabhängige Daten liefert, da boden- und auch anthropogen bedingte Einflussfaktoren Veränderungen der Bindungsform zur Folge haben können.

Grundsätzlich bieten sich in diesem Kontext zwei Möglichkeiten der Untersuchung an:

- a) Direkte Ermittlung der **Bindungsform** oder Oxidationsstufe durch eine spezifische und genügend verifizierte Analytik (vgl. auch Kapitel 4.1.1.)
- b) Indirekte Ermittlung der Bindungsform durch Wahl eines oder mehrerer, ggf. sequentiell angelegter, **Extraktionsverfahren**, die einen Rückschluss über vorhandene Bindungsformen im Boden ermöglichen.

Sehr aufwändig sowie schwer bewertbar und daher in der Praxis wohl nur in speziellen Fällen umsetzbar ist die direkte Bestimmung einzelner ionischer Bindungsformen der Metalle, obwohl die Methodik z.B. mittels Röntgenfluoreszenz bestünde.

Stattdessen wurden in den vergangenen Jahren vielmehr Möglichkeiten des Einsatzes verschiedener Extraktionsverfahren vorgeschlagen, die z.T. durch eine sequentielle Abfolge (z. B. ZEIEN & BRÜMMER 1991) eine Aufschlüsselung in verschiedene Bindungsformgruppen und eine Einschätzung des Mobilitätsverhaltens erlauben.

Zur Einschätzung des "pflanzenverfügbaren" Anteiles verschiedener Schwermetalle hat sich dabei das Verfahren der Ammoniumnitrat-Extraktion (DIN 19730) als geeignet erwiesen. Deshalb wurden in der BBodSchV verschiedentlich Prüf- bzw. Maßnahmenwerte direkt auf Basis des Ammoniumnitrat-Extraktes festgelegt. Darüber hinaus wird die Eignung des Verfahrens in der Literatur auch für eine Reihe weiterer Elemente beschrieben (z.B. PRÜESS 1992, LIEBE et al. 1997).

Als Fazit ist festzuhalten, dass aufgrund des meist hohen Aufwandes und verbleibender Unsicherheiten die direkte Bestimmung von Bindungsformen oder Oxidationsstufen nur in bestimmten Einzelfällen vorgenommen werden sollte, soweit z.B.

- die methodischen Grundlagen etwa als DIN-Verfahren vorliegen (z.B. Chrom / Chromat, DIN 19734) oder
- aufgrund der Historie eines Standortes das Vorkommen bestimmter, besonders toxischer Verbindungen naheliegt und die Bestimmung methodisch sicher ist (z.B. organische Quecksilberverbindungen im Zusammenhang mit Fungizidanwendung).

Diese Daten erlauben dann auch eine fachlich fundierte Einschätzung der Pflanzenverfügbarkeit auf der Basis pflanzenphysiologischer Kenntnisse, die über die Bewertung der Gesamtgehalte hinausgeht. In allen anderen Fällen bietet sich zur Charakterisierung der substanzbedingten Einflussgrößen die Anwendung eines der Fragestellung angepassten Extraktionsverfahrens an.

Es ist jedoch auch hier zu betonen, dass die Relevanz des Boden-Pflanze-Pfades für das Schutzgut menschliche Gesundheit über den Weg oberflächlich angelagerter Schadstoffanteile durch diese Untersuchungen nicht erfassbar und ggf. anderweitig abzuschätzen ist.

5.2 Transferabschätzung Boden-Nutzpflanze-Mensch

Eine weitere Ebene der vertiefenden Sachverhaltsermittlung bezüglich des Boden-Pflanze-Pfades ist die Anwendung fachlich begründeter Transferabschätzungen. Diesen Abschätzungen durch Modellierung ist gemeinsam, dass sie, vor dem Hintergrund des verfügbaren Kenntnisstandes zum physiko-chemischen Verhalten von Substanzen im Boden, auf der Basis vorhandener Daten zum Schadstoffübergang Boden/Pflanze sowie unter konventionellen Annahmen über Verzehrsmengen ohne spezielle Pflanzenuntersuchungen den Schadstoffübergang zum Menschen über den Pflanzenpfad größenordnungsmäßig quantifizieren helfen.

In einer ersten Annäherung wird bei derartigen Modellierungen zur **Abschätzung von zu erwartenden Konzentrationen in Nutzpflanzen** häufig auf in der Literatur verfügbare Transferfaktoren (bezüglich Schwermetalle u. a. SAUERBECK 1989, LÜBBEN & SAUERBECK 1991) zurückgegriffen. Allerdings kann die Anwendung von starren Transferfaktoren insbesondere bei sehr unterschiedlichen Schadstoffkonzentrationen der Böden zu nicht unerheblichen Fehlern führen.

Eine Weiterentwicklung (und damit - wenn möglich - vorzuziehen) ist die Nutzung von regressionsanalytisch ermittelten Transfergleichungen, wie z.B. im Rahmen der Erarbeitung der fachlichen Grundlagen zur Bewertung des Boden-Pflanze-Pfades vorgegangen wurde (LABO 1998). Die in diesem Zusammenhang durch Auswertung der UBA-Datenbank TRANSFER gewonnenen Regressionsgleichungen (KNOCHÉ et al. 1999) lassen sich dabei auch bei weitergehenden Sachverhaltsermittlungen im Einzel-

fall zur Schätzung der zu erwartenden Pflanzenkonzentrationen verwenden (vgl. dazu DELSCHEN & LEISNER-SAABER 1998).

Liegen wegen einer ungenügenden Datenlage weder Transfergleichungen noch Transferfaktoren vor, können Abschätzungen bezüglich zu erwartender Pflanzenkonzentrationen hilfsweise auch unter Verwendung komplexer Schätzmodelle vorgenommen werden, in die physiko-chemische Kenndaten des zu beurteilenden Schadstoffes⁹, standörtliche Bodenparameter, sowie pflanzenartspezifische Parameter einfließen. Mittlerweile existieren einige Vorschläge, wie solche Modellierungen im Grundsatz durchgeführt werden können, wenn auch in vielerlei Hinsicht hierzu noch Entwicklungsbedarf gesehen werden muss (vgl. z.B. SIMMLEIT & DOETSCH 1994, STUBENRAUCH et al. 1994a, 1994b, 1994c, 1995, TRAPP & MATTHIES 1994a+b und 1995, VERSLUIJS et al. 1998). Anwendungen auf komplexen Standorten, wo der Pfad Boden/Pflanze eine bedeutende Rolle spielt, liegen z. T. vor (z.B. GÜNTHER et al. 1996). Wann immer möglich sollten derartige Modellabschätzungen aber durch ergänzende standörtliche Sachverhaltsermittlungen (z.B. Untersuchung weiterer boden- und/oder pflanzenpezifischer Parameter, Pflanzenverfügbarkeit) begleitet werden, damit insgesamt plausible Ergebnisse erwartet werden können.

Um die über den Boden-Pflanze-Pfad den Menschen letztlich erreichenden Schadstoffmengen erfassen zu können, müssen - neben einer Abschätzung der zu erwartenden Pflanzenkonzentrationen - **Abschätzungen oder individuelle Berechnungen der Verzehrsmengen** vorgenommen werden. Im statistischen Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten aus dem Jahre 1993 wird eine durchschnittliche Selbstversorgung mit 37 % bei Gemüse und 12,4 % bezüglich Obst auf Bundesebene angegeben (BFE 1993). Im UMS-Modell (HEMPFLING & DOETSCH 1997) wird unter realistischen worst-case Gesichtspunkten von einem Eigenanteil beim Anbau von Gemüse von 41% und bei Obst von 45% ausgegangen.

Studien aus dem Rhein-Ruhrgebiet ist zu entnehmen (vgl. DELSCHEN & LEISNER-SAABER 1998), dass sich der Gesamtverzehr an selbsterzeugtem Gemüse im Mittel auf 119 g (Frischmasse) pro Person und Tag beläuft. Als 90. Perzentil wird aus den

⁹ Hierzu zählen z.B.:

n-Octanol/Wasser-Verteilungskoeffizient log Pow [dimensionslos]

= Verhältnis der Konzentrationen der Substanz im Zweiphasensystem n-Octanol und Wasser
 $Pow = C_{n-Oct} / C_{H_2O}$ (Maß für die Polarität bzw. Wasser- und Fettlöslichkeit)

Sorptionskoeffizient K_{oc} [dimensionslos]

= Verhältnis der Konzentrationen der Substanz in der Bodenfestphase (bezogen auf seinen Gehalt an organischer Substanz) und in der umgebenden wässrigen Phase unter Gleichgewichtsbedingungen (stark von Art und Eigenschaften des Bodens abhängig)

Henry-Konstante K_H [Pa m³/mol]

= Proportionalitätskonstante zwischen dem Partialdruck p eines Gases und seiner Konzentration c in einer wässrigen Lösung unter Gleichgewichtsbedingungen; $p = K_H \times c$; $K_H = p/c$
 (Maß für das Ausgasungsverhalten von Substanzen aus wässrigen Lösungen)

dort zitierten Studien eine Verzehrsmenge von 240 g (Frischmasse) pro Person und Tag angegeben, das 95. Perzentil liegt für die tägliche Verzehrsmenge bei 302 g (Frischmasse) pro Person.

Eine wesentliche Verbesserung der Datenbasis zu den anzunehmenden Verzehrsmengen aus Eigenanbau wurde inzwischen durch eine Ende 1999 abgeschlossene Verzehrstudie erreicht, die im Auftrag des Landesumweltamtes NRW in einer großen Zahl von Kleingärten durchgeführt wurde (IFUA, 1999). Die dabei gewonnenen, in einer Datenbank unter Access vorliegenden Daten werden derzeit im Landesumweltamt ausgewertet und in Kürze öffentlich zugänglich gemacht (als CD-ROM oder via Internet).

Auch im Rahmen von Einzelfallprüfungen kann es sinnvoll sein, die tatsächlichen Verzehrsmengen zu bestimmen. Dabei ist zweckmäßigerweise anhand folgender Fragen vorzugehen:

- Welche Nutzpflanzenarten werden angebaut ?
- Wie groß ist die jeweilige Anbaufläche ?
- Von welchen Ernteerträgen kann ausgegangen werden ?
- Wieviele Personen sind am Verzehr beteiligt (und zu welchem Anteil) ?
- Wie groß ist die Selbstversorgungsquote (alternativ zu obigen Erhebungen oder zur Plausibilitätsprüfung) ?

Aus der Flächenangabe und den anzunehmenden Ernteerträgen kann behelfsweise der anzunehmende Gesamtertrag pflanzenspezifisch ermittelt werden. Nach Angaben des KTBL (1991) können die in *Tabelle 5* aufgelisteten Ernteerträge hier als maximale Obergrenze angenommen werden.

Tabelle 5: 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

Über die Verzehrsmengen kann auf diese Weise eine konkrete Abschätzung der Exposition und damit der Belastungssituation erfolgen.

Ein Vorteil der Modellierung liegt darin, dass das in der Bewertung zugrundegelegte System problemspezifisch konzipiert werden kann, so dass grundsätzlich alle boden-, parameter- und substanzbedingten Einflussfaktoren berücksichtigt werden können. Insofern bietet sich auch die Möglichkeit, alle Ausprägungen des Boden-Pflanze-Pfades (über die Wurzel und Verteilung innerhalb des Xylems, die Aufnahme ausgasender Substanzen sowie in Ansätzen auch die Auflagerung von kontaminiertem Boden) vor dem Hintergrund des Schutzgutes menschliche Gesundheit zu bewerten.

In vielen Fällen ist es dazu allerdings aufgrund 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. Schließlich ist ein ausreichender Sachverstand auf Seiten der gutachterlichen Bearbeitung Voraussetzung für die Wahl dieses Weges.

5.3 Pflanzenuntersuchungen

Der Gedanke, das Ausmaß der Pflanzenverfügbarkeit hoher Schadstoffgehalte im Boden durch direkte Bestimmung der Gehalte im Akzeptor (also der Pflanze selbst) zu ermitteln, ist zunächst naheliegend. Entsprechend genießt diese Vorgehensweise in der Regel eine hohe Akzeptanz.

Es muss jedoch in diesem Zusammenhang auf eine Reihe von zu berücksichtigenden Einflussgrößen sowie auch Einschränkungen in der Aussagekraft derartig erhobener Daten hingewiesen werden. Zudem ist der zeitliche und finanzielle Aufwand zu bedenken.

Werden im Rahmen der Einzelfallprüfung Pflanzenuntersuchungen erwogen, so sind insbesondere die folgenden Aspekte in der Konzipierung der Untersuchung zu beachten:

- Die Auswahl der zu untersuchenden **Schadstoffparameter** ist zu begründen. Die meisten Erfahrungen im Zusammenhang mit Pflanzenuntersuchungen und Anreicherungsvermögen liegen für die Gruppe der Schwermetalle vor, im geringeren Umfang aber mittlerweile auch für einige organische Parameter, z.B. Benzo(a)pyren, PCB (z.B. LÖLF 1992, DELSCHEN et al. 1999) und PCDD/F. Insofern ist für diese Parameter davon auszugehen, dass die Analytik genügend validiert zur Verfügung steht. Bei Organika muss jedoch grundsätzlich die Frage nach der toxikologischen Relevanz etwaiger, im Zuge des Pflanzenstoffwechsels entstehender Metaboliten gestellt werden. Diese Problematik ist aktuell weder analytisch noch bewertungsseitig auch nur ansatzweise gelöst¹⁰.
- Die **Anbaubedingungen** (Düngereinsatz, Bewässerung, Kulturdauer etc.) wirken sich auf die Schadstoffaufnahme in Pflanzen aus, so dass im Umkehrschluss auf eine möglichst weitgehende Standardisierung der Anbaubedingungen zu achten wäre. Dies ist ein wesentlicher Grund, weshalb es sinnvoll erscheint, methodisch bis in das Detail vorgegebene Aufwuchsuntersuchungen - ggf. in Kooperation mit den Nutzern der Fläche - vorzusehen, statt vor Ort mehr oder weniger zufällig entnommene Pflanzen zu analysieren. Dabei ist in der Konzipierung von Aufwuchsuntersuchungen aber auch zu bedenken, dass die angebauten Pflanzen den standörtlichen Nutzungsmöglichkeiten entsprechen.
- Hinsichtlich der Auswahl der zur Untersuchung gelangenden **Pflanzenarten** ist von ausschlaggebender Bedeutung, dass in Bezug auf das Anreicherungsvermögen nicht nur große Unterschiede von Pflanzenart zu Pflanzenart, sondern auch hinsichtlich verschiedener **Sorten** einer Pflanzenart bestehen (vgl. z.B. BRÜNE 1982, BLUME 1990, DELSCHEN & KÖNIG 1998). Die Auswahl in die Untersuchung gelangender Pflanzenarten und -sorten muss somit in Abhängigkeit des standörtlichen Schadstoffinventars auf der Grundlage dieser Erkenntnisse vorgenommen werden.
- Vor dem Hintergrund der Bewertung des Schutzgutes menschliche Gesundheit sind jeweils die dem Verzehr dienenden, ausgereiften Organe oder Pflanzenteile in verzehrsfertiger Aufbereitung (entsprechend § 35 Lebensmittel- und Bedarfsgegenständegesetz) der Untersuchung zuzuführen (vgl. auch z.B. DELSCHEN & KÖNIG 1998). Dies bedeutet z.B., dass Möhren und Kartoffeln im

¹⁰ Ein Beispiel für diese Problematik ist die Bewertung des Boden-Pflanze-Pfades bei Nitroaromaten, wo aus standardisierten Aufwuchsuntersuchungen bekannt ist, daß im Zuge des pflanzlichen Stoffwechsels eine Reihe persistenter polarer Verbindungen nicht näher identifizierbarer und damit bewertbarer Art entstehen.

Zuge der **Probenvorbereitung** geschält werden. Dieser Schritt ist auch vor dem Hintergrund der notwendigen Standardisierung der Untersuchungen und Vergleichbarkeit von Untersuchungsergebnissen erforderlich. Es bleibt bei der standardisierten Probenvorbereitung aber die Frage, ob man damit den **standörtlichen Verzehrsgewohnheiten** gerecht wird. Beispielsweise werden frische Kartoffeln nicht unbedingt vor dem Verzehr von der Schale befreit.

- Die **Anzahl Pflanzen**, die zu einer zu analysierenden Probe zusammengestellt werden, ist so festzulegen, dass mögliche Variabilitäten erfasst werden.
- Die **Anzahl Analysen** pro Nutzpflanzenart und -sorte muss statistisch ausreichend konzipiert sein, um in der abschließenden Gefährdungsabschätzung verallgemeinerbare Aussagen zum Boden - Pflanzenpfad am Standort treffen zu können.
- Untersuchungen innerhalb einer **Vegetationsperiode** sind nicht unbedingt auch für das folgende Anbaujahr aussagekräftig. Diese vor allem durch klimatische Einflüsse bedingten Unterschiede erfordern auch Überlegungen zur Anzahl zu berücksichtigender Vegetationsperioden.
- Die Auswahl der **Anbauflächen** muss eine dem Gesamtstandort genügende Repräsentativität hinsichtlich der bodenbedingten Einflussfaktoren aufweisen.

Als Fazit ist somit festzuhalten, dass eine den fachlichen Ansprüchen genügende Durchführung von Pflanzenuntersuchungen verwertbare Ergebnisse erwarten lässt. Dies zu erreichen ist jedoch sowohl in zeitlicher wie finanzieller Hinsicht äußerst aufwändig. Der Einsatz in der Praxis bleibt daher wohl eher speziellen Einzelfällen vorbehalten.

Abschließend sind zusammenfassend sämtliche im Text erläuterten methodischen Varianten sowie ihre grundsätzlichen Möglichkeiten und Grenzen innerhalb der weitergehenden Sachverhaltsermittlung zum Pfad Boden-Nutzpflanze in *Abbildung 6* dargestellt. Diese Abbildung soll als Übersicht über alle in diesem fachlichen Kontext verfügbaren Hilfsmittel dienen und stellt somit eher einen allgemeinen Rahmen dar.

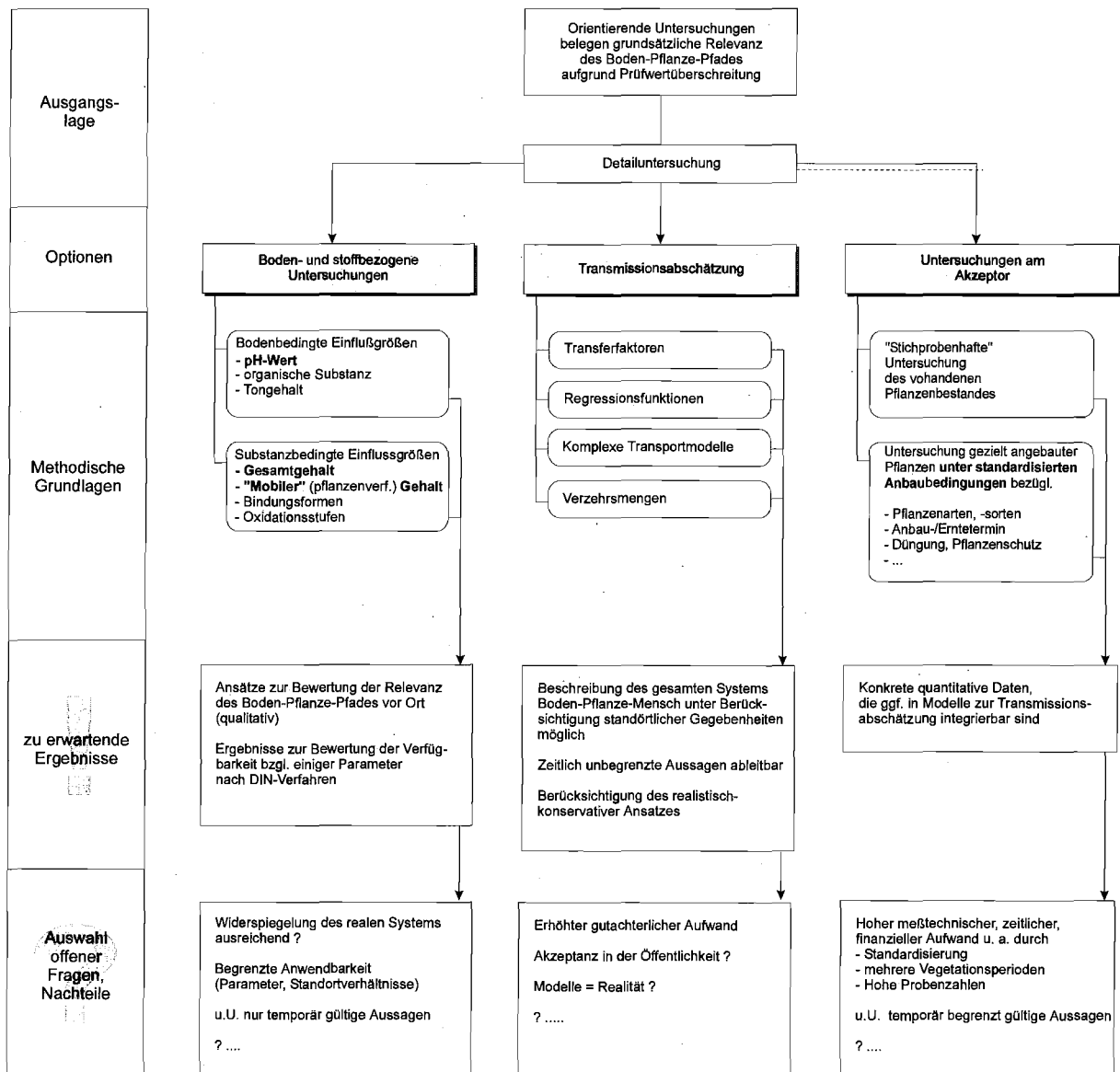


Abbildung 6: Grundsätzliche Möglichkeiten der weitergehenden Sachverhaltsermittlung Boden-Pflanze-Pfad (allgemein)

5.4 Anwendungskriterien und Empfehlung

In Bezug auf Anwendungskriterien zur Vertiefung des Boden-Pflanze-Pfades sollten grundsätzlich zwei Entscheidungsebenen voneinander getrennt werden:

1. Die Entscheidung über das "ob" (ist eine weitere Sachverhaltsermittlung überhaupt sinnvoll? → Kap. 5.4.1).
2. Die Entscheidung über das "wie" (welche methodische Vorgehensweise ist zu wählen? → Kap. 5.4.2).

5.4.1 Sinnhaftigkeit weiterer Sachverhaltsermittlungen Pflanzenpfad

Soweit die **Verhältnismäßigkeit des Untersuchungsaufwandes** zur Disposition stehen kann, ist zu prüfen, inwieweit die Nutzung der Fläche für den Nutzpflanzenanbau langfristig weiter beibehalten werden soll. Dem erläuterten, zum Teil hohen (Kosten-) Aufwand in der weiteren Sachverhaltsermittlung sollte ein entsprechend hoher Nutzen des unbeschränkten Anbaus von Obst und Gemüse gegenüberstehen.

In der Praxis wird hier oftmals eher der Weg der Reduzierung der Exposition mittels einschränkender Nutzungs- und Handlungsempfehlungen oder -auflagen gewählt. Eine Entscheidung in dieser Richtung hat jedoch neben der Frage der Akzeptanz einer solchen Maßnahme auch einen hohen personellen (und damit kostenintensiven) Aufwand in der Nachsorge zur Folge. Auch dieser Aspekt ist somit zu beachten.

Im Hinblick auf das **Ausmaß der Exposition** ist aufgrund der Größe, aber z.B. auch der örtlichen Lage der zu beurteilenden Fläche, pragmatisch sowie ggf. auch in Rücksprache mit den Nutzern zu entscheiden, inwieweit ein Nutzpflanzenanbau überhaupt in relevanter Größenordnung realistisch ist. So ist z.B. für kleine Reihengärten allein aufgrund der zur Verfügung stehenden Fläche ein relevantes Ausmaß an Selbstversorgung aus dem Garten nicht plausibel. Genauso erscheint der Gemüseanbau in Vorgärten von typischen Siedlungsgebieten eher unwahrscheinlich.

5.4.2 Vorgehensweise bei der Sachverhaltsermittlung Pflanzenpfad

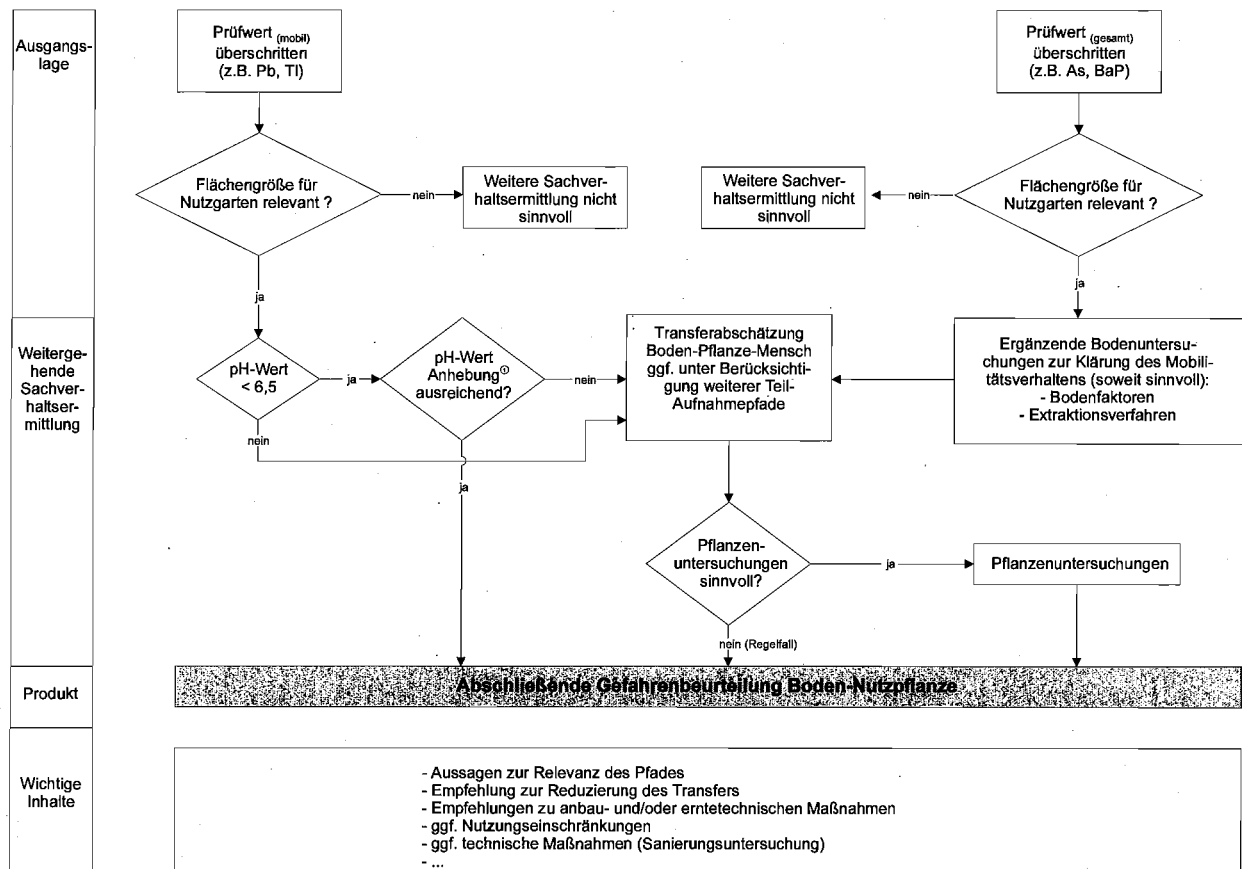
Wird die Frage nach der grundsätzlichen Notwendigkeit weitergehender Sachverhaltsermittlungen zum Boden-Pflanze-Pfad bejaht, stellt sich die zu empfehlende Vorgehensweise zusammenfassend wie folgt dar:

1. Vor dem Hintergrund des eingangs erläuterten Szenarios (ausschließlich Boden-Pflanze-Pfad bewertungsrelevant) ist die weitergehende Sachverhaltsermittlung nach Prüfwertüberschreitungen wohl in der Praxis eher in Einzelfällen anzuwenden, da in der Regel privat genutzte Flächen neben dem Nutzpflanzenanbau auch für Freizeit und Spiel in Anspruch genommen werden (vgl. Kapitel 6, Wohngarten). Zunächst ist also die richtige Zuordnung des Nutzungsszenarios zu treffen.
2. Der pH-Wert, ggf. auch die organische Substanz, sollten in Bodenproben von Nutzgärten grundsätzlich mitbestimmt, die Bodenart sollte mittels Bodensprache im Gelände immer dokumentiert werden. Bei Stoffen mit Prüfwerten auf Basis mobiler Gehalte sind in der Detailuntersuchung auch die Gesamtgehalte im Boden zu ermitteln.
3. Eine Transferabschätzung Boden-Nutzpflanze-Mensch innerhalb der weitergehenden Sachverhaltsermittlung durch Modellierung des Gesamtsystems kann

grundsätzlich alle Einflussgrößen, Pfadausprägungen etc. integrierend beschreiben. Es können Einschätzungen des Pfades mit sowohl aktueller Aussage als auch langfristig gültige Prognosen erwartet werden; der gutachterliche Aufwand ist jedoch vergleichsweise hoch.

4. Aufwuchsuntersuchungen erscheinen bei der Einzelfallprüfung im Allgemeinen nicht sinnvoll, sondern nur in speziellen Situationen vertretbar.

Abbildung 7 verdeutlicht das Gesagte in Form eines entsprechenden Fließschemas.



① unter Einbeziehung der Gesamtgehalte ist abzuschätzen, ob eine Prüfwertüberschreitung erreichbar ist

Abbildung 7: Weitergehende Sachverhaltsermittlung Boden-Nutzpflanze-Mensch

6. Integrative Pfadbetrachtung (Wohngarten)

Die Nutzungsart "Wohngarten" muss immer dann Grundlage der Bewertung sein, wenn in Haus- oder Kleingärten Expositionen des Menschen sowohl über den direkten Bodenkontakt als auch über den Verzehr von selbsterzeugtem Obst und Gemüse parallel zu erwarten oder möglich sind. Im Hinblick auf eine bestimmungsgemäße, uneingeschränkte Nutzung stellt dies in der Regel die Standardsituation insbesondere in Haus- und Kleingärten dar.

In diesem Fall ist durch integrative Pfadbetrachtung sicherzustellen, dass es durch jeweilige Einzelbetrachtung der Pfade Boden-Mensch und Boden-Pflanze-Mensch nicht zu einer Gefahrenunterschätzung kommt.

Spezielle Prüfwerte für die pfadintegrierende Beurteilung von Bodenbelastungen in Wohngärten leiten sich aus dem Vergleich der höchst zulässigen Schadstoff- Gesamtexposition des Menschen mit der unter Verwendung von Standardexpositionsannahmen bei steigender Bodenkonzentration über Direkt- und Pflanzenpfad insgesamt zu erwartenden Körperdosis ab (BARKOWSKI et al. 1998; DELSCHEN 1998).

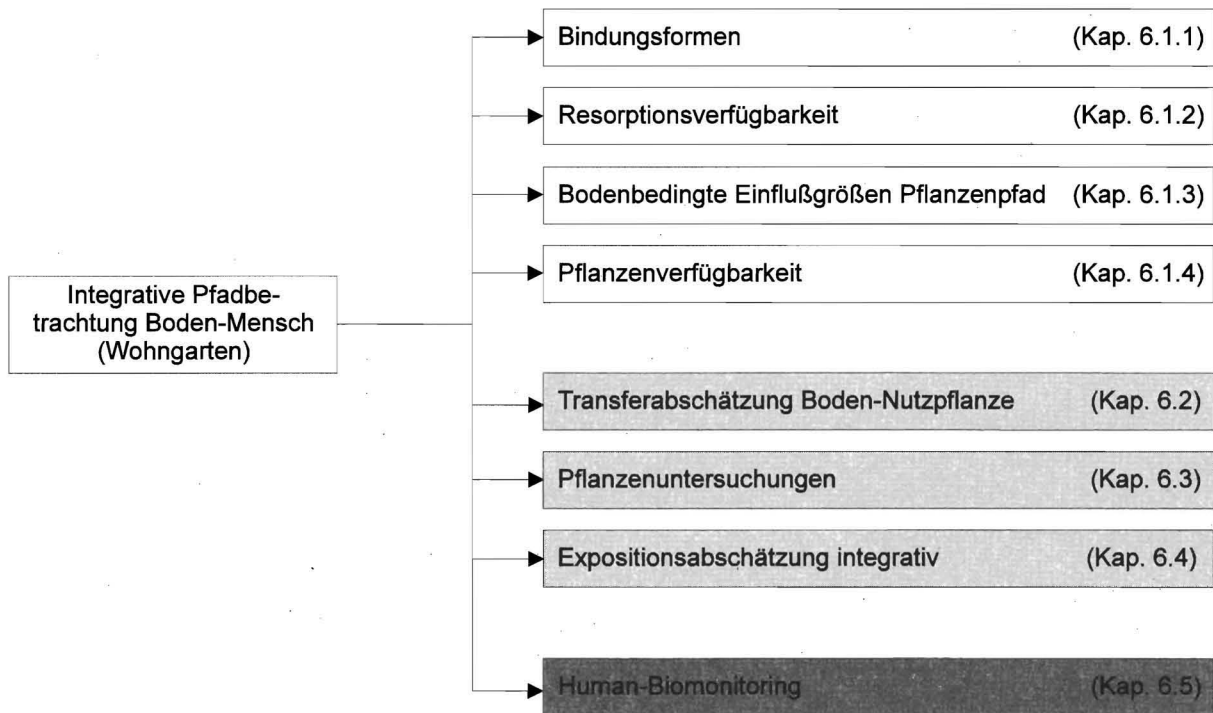
Das Nutzungsszenario Wohngarten hat dabei besondere Bedeutung bei Stoffen, die sowohl hinsichtlich des Direktpfades als auch des Pflanzenpfades Relevanz besitzen, und die bei vergleichsweise niedrigen Gesamtgehalten im Boden einen hohen Transfer in Nahrungspflanzen zeigen. Unter diesen Gesichtspunkten ist in erster Linie das Element **Cadmium** relevant, weshalb dafür in der BBodSchV ein pfadintegrierender Prüfwert für Haus- und Kleingärten (2 mg/kg) aufgenommen wurde (BBodSchV Anh. 2 Nr. 1.4, Fußnote 1) der Tabelle).

Nach ersten Abschätzungen von DELSCHEN (1997) dürfte eine Relevanz ebenso bezüglich Thallium gegeben sein, wobei eine ungenügende Datenlage zur chronischen Toxizität sowie zum Anreicherungsvermögen in verschiedenen Pflanzenarten die Festlegung eines entsprechenden Prüfwertes in der BBodSchV nicht erlaubte.

Bei anderen Stoffen, bei denen im Konzentrationsbereich unterhalb des Direktpfad-Prüfwertes für Kinderspielflächen der Pflanzenpfad als nur von untergeordneter Bedeutung einzuschätzen ist (z. B. Arsen, Blei), reicht in der Orientierungsphase eine erste pfadübergreifende Gefahrenbeurteilung in der Regel anhand der Direktpfad-Prüfwerte für Kinderspielflächen aus. Bei Prüfwertüberschreitungen sollte dann der Pflanzenpfad bei den weiteren Sachverhaltsermittlungen mit einbezogen werden. Bei Quecksilber und Benzo(a)pyren ist es umgekehrt: Bei einer Überschreitung der (gegenüber dem Direktpfad niedrigeren) Prüfwerte für den Pfad Boden/Pflanze ist in der Einzelfallprüfung der Direktpfad mit einzubeziehen.

Im Hinblick auf die weitere Sachverhaltsermittlung in Wohngärten nach der Überschreitung von pfadintegrierten Prüfwerten (bislang lediglich Cadmium) bzw. von Di-

rektpfad- oder Pflanzenpfadprüfwerten sind sowohl die in Kapitel 4 bezüglich des Direktpfades als auch in Kapitel 5 bezüglich des Pflanzenpfades dargestellten Möglichkeiten in Betracht zu ziehen (vgl. *Abbildung 8*). Da sich dabei keine prinzipiellen Unterschiede zu den pfadspezifischen Darstellungen in den vorangegangenen Kapiteln ergeben, wird im Folgenden zumeist auf die entsprechenden Ausführungen in den dortigen Unterkapiteln verwiesen.



die Graustufungen bedeuten:

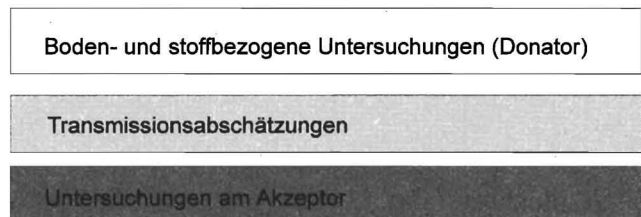


Abbildung 8: Anforderungen an die Einzelfallprüfung bei integrativer Pfadbetrachtung Boden-Mensch (Direktpfad und Pflanzenpfad) in Wohngärten

Im Sinne einer möglichst effektiven Sachverhaltsermittlung sollte jedoch beachtet werden, dass sich die durchgeführten Untersuchungs- und Klärungsschritte vorrangig auf den Wirkungspfad konzentrieren sollten, der hinsichtlich der Exposition des Gartennutzers die größere Bedeutung hat (z.B. Pflanzenpfad bei Cadmium oder Thallium, Direktpfad bei Blei; vgl. DELSCHEN 1998).

6.1 Boden- und stoffbezogene Untersuchungen

Über die Gesamtgehalte hinaus können folgende boden- und stoffbezogenen Untersuchungen am Donator von Bedeutung sein, die anschließend in die Gesamtbetrachtung zu integrieren sind:

6.1.1 Bindungsformen

Es gelten hier die Ausführungen des Kapitels 4.1.1

6.1.2 Resorptionsverfügbarkeit

Diesbezüglich ist auf die Inhalte des Kapitels 4.1.2 zu verweisen.

6.1.3 Bodenbedingte Einflussgrößen Pflanzenpfad

Bodenbedingte Einflussgrößen des Pfades Boden-Pflanze (pH-Wert, organische Substanz, Tonanteil) können in die Beurteilung einfließen, sofern sie in der Transferabschätzung Boden-Nutzpflanze (s. dort) relevant sind. Inhaltlich ist auf die Ausführungen des Kapitels 5.1.2 zu verweisen.

6.1.4 Pflanzenverfügbarkeit

Ähnlich wie bei den bodenbedingten Einflussgrößen kann die Kenntnis der standortspezifischen Pflanzenverfügbarkeit helfen, die Transferabschätzung Boden - Nutzpflanze konkreter zu quantifizieren. Messungen zur Pflanzenverfügbarkeit (z.B. Ammoniumnitratextrakt) können sich dabei aus den Anforderungen an die Transferabschätzung als hilfreich erweisen. Die Erläuterungen des Kapitels 5.1.3 gelten sinngemäß.

6.2 Transferabschätzung Boden-Nutzpflanze

Inhaltlich gelten die Ausführungen in Kapitel 5.2

6.3 Pflanzenuntersuchungen

Alternativ zur Transferbetrachtung Boden-Nutzpflanze (vgl. Kapitel 5.2) können auch Ergebnisse von Pflanzenuntersuchungen selbst in die Beurteilung der kombinierten Pfadbetrachtung einfließen. Auf diese Weise nähert man sich der Bewertungsebene des Schutzgutes menschliche Gesundheit an, die Pflanzenqualität ist jedoch nicht letzliches Bewertungsziel. Pflanzenuntersuchungen für Wohngärten sind daher dem Bereich der Transmission zwischen Donator und Akzeptor zuzuordnen. Sie liefern letztlich standortbezogen begründete Transferdaten.

Es gelten allerdings auch hier die Einschränkungen des Kapitels 5.3

6.4 Expositionsabschätzung integrativ

Das Szenario Wohngarten muss den Direktpfad und den Pfad Boden-Pflanze-Mensch integrativ betrachten. Analog zum Direktpfad ist ein Abgleich zwischen inhalativer Schadstoffzufuhr und oraler Schadstoffzufuhr (in diesem Fall aus der Summe der oralen Bodenaufnahme und des Pflanzenverzehrs) erforderlich.

6.4.1 Inhalative Aufnahme

Hier können die Überlegungen des Kapitels 4.2.1 herangezogen werden.

6.4.2 Orale Bodenaufnahme

Es gelten die Ausführungen des Kapitels 4.2.2

6.4.3 Nutzpflanzenverzehr

Inhaltlich ist hier auf die Ausführungen in Kapitel 5.2 zu verweisen.

6.4.4 Zusammenführung der Betrachtungen und Empfehlung

In Kapitel 4.2.2 wurde gezeigt, dass für die behandelten Szenarien unterschiedliche Möglichkeiten bestehen, die Expositionsbedingungen in die Einzelfallprüfung einzubinden. Während für Kinderspielflächen wegen der unterschiedlichen Nutzer pauschale Annahmen gewählt werden müssen, bietet sich für das sehr differenziert genutzte Szenario "Wohngarten" die Prüfung der Expositionsannahmen an.

Für die erforderliche Datenerhebung sind unterschiedliche Aufwände vorzusehen. Neben einer Nutzungserhebung, die beispielsweise parallel zur Beprobung erfolgen kann, sind insbesondere Befragungen der Nutzer erforderlich. Für die Zusammenführung und Auswertung dieser Daten muss ein geeignetes Instrument zur Verfügung stehen, das bei der Bewertung des Einzelfalls hilft (z.B. Computerprogramm).

Abgleich zwischen Schadstoffverteilung und Exposition

Da nach BBodSchV Untersuchungsflächen sinnhaft in (Teil)Flächen unterteilt und beprobt werden sollen, können im Zuge einer Einzelfallprüfung diese Teilflächenergebnisse separat und entsprechend der jeweiligen Belastung und spezifischen Exposition bewertet werden.

Betrachtung der planungsrechtlich zulässigen Nutzung

Die bislang angeführten Kriterien zur Expositions Betrachtung beziehen sich vor allem auf die aktuelle Nutzung, so dass durch Modifizierung der Annahmen eine Annäherung

an die tatsächliche Exposition der Nutzer ermöglicht wird. Dazu wurden insbesondere Kriterien zur Bestimmung der individuellen Exposition genannt. Da in der Regel mehrere Personen (z.B. Familie) ein Grundstück nutzen, sollten in die abschließende Bewertung die Expositionsdaten der sensibelsten Person einfließen.

Hinsichtlich der planungsrechtlich zulässigen Nutzung ist demgegenüber immer die sensibelste Nutzungsform zu unterstellen.

Eine mögliche Einbindung der zulässigen Nutzung soll jedoch an folgenden Beispielen verdeutlicht werden:

- Für das Szenario Wohngarten muss als planungsrechtlich zulässige Nutzung gelten, dass alle Gartenteile komplett durch Kinderspiel und Nutzpflanzenanbau genutzt werden dürfen. Da aber auch die Flächengrößen (für eine relevante Selbstversorgung ist eine Mindestflächengröße erforderlich) zu berücksichtigen sind, wird die Gefährdung tendenziell überschätzt.
- Das Szenario Wohngarten repräsentiert zudem einerseits Flächen, die individuell sehr unterschiedlich genutzt werden (Ziergärten, Nutzgärten, Spielflächen, Rasen, etc.), sich andererseits jedoch auch von Wohngebiet zu Wohngebiet charakteristisch unterscheiden (z.B. Neubaugebiet / gewachsene Wohnstruktur, etc.). Für diese Nutzungsart bietet es sich daher an, je nach Art, Anordnung und Funktion der Gärten in einem Siedlungsgebiet eine "Prägung" des Wohngebietes festzulegen und ggf. einzelfallbezogene Beurteilungswerte zu verwenden, die die tatsächlich vor Ort anzutreffende Situation einschätzen und bewerten. Die Prägung eines Wohngebietes äußert sich insbesondere in der Funktion der Freiflächen (vom Vorgartencharakter mit nur eingeschränkten Expositionsmöglichkeiten ohne Nutzpflanzenanbau bis zu intensiv genutzten Wohngärten). Insbesondere die maximal anzusetzende Selbstversorgungsquote kann von der Prägung eines Siedlungsgebietes abhängig gemacht werden. Diese Beurteilung kann dann ebenfalls für die planungsrechtlich zulässige Nutzung übernommen werden.

In der nachfolgenden Tabelle sind die im vorherigen Text genannten Anwendungskriterien zusammengefasst (*Tabelle 6*).

Tabelle 6: Anwendungskriterien für die Expositionsabschätzung Wohngarten

Einzelfallprüfung	Wohngarten	
	aktuelle Nutzung	zulässige Nutzung
Abgleich zwischen Belastungsparametern und Exposition (inhalativ/oral)	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
orale Bodenaufnahmemenge (Wichtung der Nutzflächentypen)	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/> "Prägung"
Expositionshäufigkeit	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Pflanzenverzehr (Verzehrmenge)	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/> "Prägung"
Abgleich zwischen Schadstoffverteilung und Exposition	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/> *

Gegenstand der Expositionsabschätzung in der Einzelfallprüfung

* es ist jedoch auf der Gesamtfläche die sensibelste Nutzung zu unterstellen

6.5 Human-Biomonitoring

Ohne Einschränkung sind hier die Ausführungen des Kapitels 4.3 heranzuziehen.

7. Schlussbemerkung

Mit den vorangegangenen Kapiteln sind die möglichen Inhalte einer weiteren Sachverhaltsermittlung nach Prüfwertüberschreitungen vorgestellt, erläutert und bewertet worden. Hierbei spielten insbesondere Kriterien der fachlichen Eignung (Aussagekraft), der Verhältnismäßigkeit des Untersuchungsaufwandes und der Praxiseignung eine Rolle.

Mit der Darstellung der wesentlichen Grundlagen und Anwendungskriterien können die zusammenfassenden Aussagen nun in einen zusammenfassenden Leitfaden überführt werden, der als Extrakt des vorliegenden Berichtes in Form eines Anhangs ausgegliedert ist.

Abschließend sei auf den angemessenen Umgang mit der Problematik der aktuellen/zulässigen Nutzung hingewiesen. Nach BBodSchG sind bei der Untersuchung und Bewertung von kontaminationsverdächtigen Flächen sowohl die aktuelle, als auch die planungsrechtlich zulässige Nutzung zu berücksichtigen. Wie in den bisherigen Ausführungen mehrfach angedeutet ist, sind der Betrachtung der aktuellen Nutzung in der Altlasten- und Bodenbewertung jedoch enge Grenzen gesetzt. Hiernach sollte die Einzelfallprüfung in erster Linie an der planungsrechtlich zulässigen Nutzung und erst nachrangig an der aktuellen Nutzung orientiert werden.

In der Konsequenz bedeutet dies, dass die Bewertungsgrundlage letztendlich durch die zulässige Nutzung gegeben ist, während die aktuelle Nutzung insoweit in die Bewertung eines kontaminierten Standortes einfließen kann, wie sie zur Begründung von Prioritätenlisten (z. B. im Hinblick auf die Notwendigkeit von Maßnahmen zur Gefahrenbeseitigung bzw. -verminderung) zu nutzen ist. Dies ist in der praktischen Ausgestaltung von Einzelfallprüfungen zu beachten.

Literatur

- AGLMB (Arbeitsgemeinschaft der leitenden Medizinalbeamtinnen und -beamten der Länder) (1995): Standards zur Expositionsabschätzung. Bericht des Ausschusses für Umwelthygiene. Herausgegeben von der Behörde für Arbeit Gesundheit und Soziales, Hamburg
- AHU & IFUA (AHU - Büro Für Hydrogeologie und Umwelt GMBH, Aachen, und IfUA-Institut für Umwelt-Analyse GmbH, Bielefeld) (1992): Gefährdungsabschätzung der Altlastverdachtsfläche Varresbecker Bach in Wuppertal-Varresbeck. Gutachten im Auftrag der Stadt Wuppertal (unveröffentlicht)
- ANONYM (1998): Gesetz zum Schutz des Bodens vom 17. März 1998, BGBl. I S. 502
- ANONYM (1999a): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12. Juli 1999, BGBl. I S. 1554
- ANONYM (1999b): Bekanntmachung über Methoden und Maßstäbe für die Ableitung der Prüf- und Maßnahmenwerte nach der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV). Bundesanzeiger, 51, Nr. 161a, herausgegeben vom Bundesministerium der Justiz, Bonn
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) (1993): Toxicological Profile for Arsenic. Report PB93-182376, National Technical Information Service, Springfield
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) (1994): Toxicological Profile for Mercury. Report PB95-100194, Clement International Corporation, Atlanta
- BACHMANN, G., BERTGES, W. D., KÖNIG, W. (1997): Ableitung bundeseinheitlicher Prüfwerte zur Gefahrenbeurteilung von kontaminierten Böden und Altlasten. *altlasten spektrum*, 6, 2, S. 74-79
- BACHMANN, G. (1998): Mdl. Mitteilung am 13.03.1998
- BARKOWSKI, D. GÜNTHER, P., MACHTOLF, M. (1998): Pfadintegrierende Bewertung von Bodenbelastungen in Haus- und Kleingärten. Teil 1: Anforderungen aus der Praxis und Lösungsansätze. *altlasten spektrum*, 7, 6, S. 331-335
- BERTRAM, H.-P. (1992): Spurenelemente. Urban & Schwarzenberg, München
- BFE (Bundesforschungsanstalt für Ernährung) (1993): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup
- BLUME, H.P. (1990): Handbuch des Bodenschutzes. ecomed Verlag, Landsberg/Lech
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) und UBA (Umweltbundesamt) (1998): Basisdaten Toxikologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten. *BMU-Umwelt*, 7/8, S. 346-348
- 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. DEHEMA e.V. [Hrsg.], DEHEMA-Fachgespräche, Frankfurt a.M., S. 197-217
- BRÜNE, H. (1982): Zur Aufnahme von Schwermetallen durch Pflanzen und Möglichkeiten der Reduzierung. In: Hessische Landwirtschaftliche Versuchsanstalt [Hrsg.]: 125 Jahre Hessische Landwirtschaftliche Versuchsanstalt. Kassel-Herleshausen, S. 57-82
- BURGHARDT, W., HÖKE, S., SAUER, D. (1997): Schadstoffgehalte und -ausbreitung bodenbürtiger Stäube in Stadt- und Industriegebieten. Studie im Auftrag des MURL NRW, Düsseldorf
- DELSCHEN, T. (1998): Pfadintegrierende Bewertung von Bodenbelastungen in Haus- und Kleingärten. Teil 2: Prüfwerte für das Nutzungsszenario „Wohngärten“. *altlasten spektrum* 7, 6, S. 336-342
- DELSCHEN, T., RÜCK, F. (1997): Eckpunkte zur Gefahrenbeurteilung von schwermetallbelasteten Böden im Hinblick auf den Pfad Boden/Pflanze. *Bodenschutz*, 2, 4, S. 114-121
- DELSCHEN, T., KÖNIG, W. (1998): Untersuchung und Beurteilung der Schadstoffbelastung von Kulturböden im Hinblick auf den Wirkungspfad Boden-Pflanze. In: ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., EINSELE, G. & H.-M. HARRESS [Hrsg.]: Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Kennzahl 3550, 26. Lfg./1998, Erich Schmidt Verlag, Berlin

- DELSCHEN, T., LEISNER-SAABER, J. (1998): Selbstversorgung mit Gemüse aus Schwermetall-belasteten Gärten: Eine Gefährdungsabschätzung auf toxikologischer Basis. Bodenschutz, 3, 1, S. 17-20
- DELSCHEN, T., HEMBROCK-HEGER, A., LEISNER-SAABER, J., SOPCZAK, 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
- DIN 19730 (1997): Bodenbeschaffenheit – Extraktion von Spurenelementen mit Ammoniumnitratlösung.
- DIN 19734: (1999): Bodenbeschaffenheit – Bestimmung von Chrom(VI) in phosphatgepufferter Lösung.
- DIN 58 936 (1993): Präanalytik, Einflußgrößen, Störfaktoren (Teil 8)
- DIN EN 71-3 (1995): Sicherheit von Spielzeug; Migration bestimmter Elemente.
- DIN ISO 11466 (1997): Bodenbeschaffenheit – Extraktion in Königswasser löslicher Spurenelemente.
- EIKMANN TH., BRAMMERTZ, A., EIKMANN, S. (1993): Kriterien zur Beurteilung der inhalativen Aufnahme von Schadstoffen aus dem Boden - Beispiel: Kontamination von Sport- und Bolzplätzen. In: ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., EINSELE, G. & H.-M. HARRESS [Hrsg.]: Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Kennzahl 3595, 26. Lfg./1998, Erich Schmidt Verlag, Berlin
- EINBRODT, H., EIKMANN, TH. (1987): Ergebnisbericht und gutachterliche Stellungnahme zur Untersuchung der Anwohner der ehemaligen Berieselungs- und Klärschlammanlage Bielefeld-Hagenkamp. Bericht im Auftrag der Stadt Bielefeld (unveröffentlicht)
- EWERS, U. (1997): Gefährdungsabschätzung von Bodenverunreinigungen und Altlasten. Umwelt, Band 27, Heft 7/8, S.35-38
- EWERS, U. (1999): Mdl. Mitteilung am 13.10.1999
- EWERS, U., FREIER, I., TURFELD, M., BROCKHAUS, A., HOFSTETTER, J., KÖNIG, W., LEISNER-SAABER, J., DELSCHEN, TH. (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., VIERECK-GÖTTE, L. (1994a): Erarbeitung von Vorschlägen für wissenschaftlich begründete nutzungs- und schutzgutbezogene Bodenprüfwerte. Im Auftrag des Bayrischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen in Verbindung mit der Arbeitsgruppe des LAGA-Ausschusses "Altlasten" (unveröffentlicht)
- EWERS, U., VIERECK-GÖTTE, L. (1994b): Ableitung und Begründung länderübergreifender nutzungs- und schutzgutbezogener Prüfwerte zur Beurteilung von Bodenverunreinigungen. altlasten spekt-rum, 3, 4, S. 222-230
- EWERS, U., SUCHENWIRTH, R. (1996): Expositionsabschätzung: Human-Biomonitoring vs. Modell-rechnungen. UWSF - Zeitschrift Umweltchemie Ökotoxikologie, Band 8, Heft 4, S. 213-220
- EWERS, U., WITTSIEPE, J., SCHREY, P. et al. (1996): PCDD/F-Gehalte im Blut von Anwohnern einer früheren Kabelabbrennanlage. Gesundheitswesen, 58, S. 465-470
- EWERS, U., WITTSIEPE, J., HENS-BISCHOFF, G. et al. (1997a): 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 sprenstofftypischer nitroaromatischer Verbindungen bei Anwohnern des früheren DAG- und WASAG-Geländes in Stadtallendorf. Gutachten im Auftrag des RP Kassel
- FALBE, J. REGITZ, M. (1991): Römp-Chemie-Lexikon. Band. 5, Georg Thieme Verlag, Stuttgart
- FOBIG (1995): Aktualisierte Fortschreibung der Basisdaten Toxikologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Forschungsbericht 103 40 113 (unveröffentlicht)
- FÖRSTNER, U. (1983): Bindungsformen von Schwermetallen in Sedimenten und Schlämmen. Fresenius Zeitschrift für analytische Chemie, 316, S. 604-611

- 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, 7/8, S. 211-215
- GÖEN, T., ANGERER, J. (1996): Ringversuche zur externen Qualitätssicherung. Umweltmedizin in Forschung und Praxis, 1, 4, S. 199-206
- GROEN, K.; VAESSEN, A.M.G.; KLIEST, J.J.; de BOER, I.L.; OIK, F.; TIMMERMANN, A.; VLUG, R.F. (1994): Bioavailability of Inorganic Arsenic from Bog Ore-Containing Soil in the Dog. Environmental Health Perspectives, Vol. 102, No. 2, 182-184
- GÜNTHER, P., BARKOWSKI, D., MACHTOLF, M. (1996): Standort- und nutzungsbezogene Gefährdungsabschätzung durch Expositions-betrachtungen - dargestellt am Beispiel des Rüstungsaltstandortes DAG-Gelände in Stadtallendorf. altlasten spektrum, 5, 2, S. 61-71
- HACK, A., KRAFT, M., SELENKA, F. (1997b): Erfassung und Bewertung von Daten zur biologischen Verfügbarkeit altlastenrelevanter Stoffe, Teilprojekt: Bioverfügbarkeit von organischen und anorganischen Schadstoffen aus dem Boden. Abschlußbericht zum F+E-Vorhaben 103 40 123 des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin
- HACK, A., KRAFT, M., SELENKA, F., WILHELM, M. (1999): Mobilisierung von organischen und anorganischen Schadstoffen aus kontaminierten Umweltmaterialien in einem physiologienahen standardisierten „in vitro“-Verdauungssystem. In: Landesumweltamt NRW [Hrsg.]: Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz. Band 8, Essen
- HEMPEL, M. (1993): Entwicklung und Anwendung von Methoden zur Gefährdungsabschätzung quecksilberkontaminierter Standorte. Dissertation Universität Hamburg-Harburg
- 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, Berlin (unveröffentlicht)
- HOCK, B., ELSTNER, E.F. [Hrsg.] (1984): Pflanzentoxikologie: Der Einfluß von Schadstoffen und Schädwirkungen auf Pflanzen. Wissenschaftsverlag, Mannheim
- IFUA - Institut für Umwelt-Analyse GmbH, Bielefeld (1996b): Gefährdungsabschätzung Osnabrück-Wüste, 6. Sachstandsbericht, "Toxikologische Bewertung der Gartenböden". Im Auftrag der Stadt Osnabrück (unveröffentlicht)
- IFUA - Institut für Umwelt-Analyse GmbH, Bielefeld (1998a): Fachgespräch Methoden und Ergebnisse zur Resorptionsverfügbarkeit relevanter Schadstoffe in kontaminierten Böden und Materialien. Schlußbericht zum Forschungsvorhaben des Umweltbundesamtes, Förderkennzeichen 297 72 766 (veröffentlicht in der Reihe UBA-Texte, 6/99)
- IFUA - Institut für Umwelt-Analyse GmbH, Bielefeld (1998b): Integratives Modell zur Risikokommunikation unter Anwendung interaktiver Methoden und szenarischer Darstellungen - am Beispiel der bewohnten Altablagerung Wüste in Osnabrück. Abschlußbericht zum F&E Vorhaben, im Auftrag der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück (unveröffentlicht)
- IFUA & CHEMLOG (IfUA-Institut für Umwelt-Analyse GmbH, Bielefeld und CHEMLOG GBR, Bielefeld (1998): Risikokommunikationsprogramm zur Beratung und Einzelfallprüfung auf kontaminierten Standorten. Bedienungsanleitung, erstellt im Auftrag der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück (unveröffentlicht)
- IFUA - Institut für Umwelt-Analyse Projekt GmbH, Bielefeld (1999): Verzehrsstudie in Kleingärten im Rhein-Ruhrgebiet. Endbericht. Im Auftrag des Landesumweltamtes NRW (unveröffentlicht)
- KALBERLAH, F., HASSAUER, M., SCHNEIDER, K. (1999): Basisdaten Toxikologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten. Methodische Beschreibung: Tolerierbare resorbierte Dosen. In: EIKMANN, T., HEINRICH, U, HEINZOW, B., KONIETZKA, R. [Hrsg.]: Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen. Ergänzbare Handbuch toxikologischer Basisdaten und ihre Bewertung. Grundwerk, Kennziffer B 010, Erich Schmidt Verlag, Berlin
- KNOCHE, H., BRANDT, P., VIREECK-GÖTTE, L., BÖKEN, H. (1999): Schwermetalltransfer Boden-Pflanze. Ergebnisse der Auswertungen hinsichtlich der Königswasser- und Ammoniumnitrat-Extraktion anhand der Datenbank TRANSFER. UBA-Texte 11/99, Berlin

- Kommission Human-Biomonitoring des Umweltbundesamtes (1996a): Qualitätssicherung beim Human-Biomonitoring. Bundesgesundheitsblatt, 39, 6, S. 216-220
- Kommission Human-Biomonitoring des Umweltbundesamtes (1996b): Stoffmonographie Blei - Referenz- und Human-Biomonitoring-Werte (HBM). Bundesgesundheitsblatt, 39, 6, S. 236-241
- Kommission Human-Biomonitoring des Umweltbundesamtes (1997): Stoffmonographie Pentachlorphenol - Referenz- und Human-Biomonitoring-Werte (HBM). Bundesgesundheitsblatt, 40, 6, S. 212-222
- Kommission Human-Biomonitoring des Umweltbundesamtes (1998): Stoffmonographie Cadmium - Referenz- und Human-Biomonitoring-Werte (HBM). Bundesgesundheitsblatt, 41, 5, S. 218-226
- Kommission Human-Biomonitoring des Umweltbundesamtes (1999): Stoffmonographie Quecksilber - Referenz- und Human-Biomonitoring-Werte (HBM). Bundesgesundheitsblatt, 42, 6, S. 522-532
- KÖNIG, W., BACHMANN, G., VON BORRIES, D.F.W. (1996): Eckpunkte für Prüfwerte zur Gefahrenbeurteilung von belasteten Böden. Bodenschutz, 1, 1, S. 6-10
- KUOROS, B. (1994): Diagnostik biochemischer Funktionen (Biologisches Effektmonitoring). In: WICHMANN, SCHLIPKÖTER, FÜLLGRAF [Hrsg.]: Handbuch Umweltmedizin. Band 1, III-2.2.1, 3. Ergänzungslieferung, Ecomed-Verlag, Landsberg/Lech
- KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.) (1991): KTBL - Datensammlung Haushalt. 4. Auflage, Landwirtschaftsverlag Hiltrup, Frankfurt a.M.
- LABO-LAGA-AG "Direktpfad" (1996): Eckpunkte zur Gefahrenbeurteilung des Wirkungspfad des Bodenverunreinigung / Altlasten - Mensch (Direkter Übergang). 17. September 1996 (unveröffentlicht)
- LABO ad-hoc-AG "Schwermetalltransfer Boden/Pflanze" der AG "Bodenbelastung" (1998): Eckpunkte zur Gefahrenbeurteilung des Wirkungspfad des Bodenverunreinigung/Altlasten - Pflanze. In: ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., EINSELE, G., HARREß, H.-M.: Bodenschutz. Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Kennzahl 9009, 28. Lfg. 12/98, Erich-Schmidt-Verlag, Berlin
- LIEBE, F., WELP, G., BRÜMMER, G. W. (1997): Mobilität anorganischer Schadstoffe in Böden Nordrhein-Westfalens. In: Landesumweltamt NRW [Hrsg.]: Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz. Band 2, Essen
- LÖLF (Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung) NRW (1992): Beurteilung von PCB und PAK in Kulturböden. In: Landesamt für Wasser und Abfall NRW [Hrsg.]: Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten. Band 2, Düsseldorf (Bezugsquelle: Landesumweltamt NRW)
- LÜBBEN, S., SAUERBECK, D. (1991): Transferfaktoren und Transferkoeffizienten für den Schwermetallübergang Boden-Pflanze. In: Forschungszentrum Jülich [Hrsg.]: Auswirkung von Siedlungsabfällen auf Böden, Bodenorganismen und Pflanzen. Berichte aus der ökologischen Forschung, Band 6, S. 180-223, Jülich
- MAGS (Ministerium für Arbeit, Gesundheit und Soziales) NRW (1991) [Hrsg.]: Kieselrot-Studie. Humanmedizinische Untersuchungen. Düsseldorf
- MATTHIES, M.; TRAPP, S. (1995): Modellierung von Transferpfaden. S. 327-356. In: DECHEMA e.V. [Hrsg.]: Kriterien zur Beurteilung organischer Bodenkontaminationen: Dioxine (PCDD/F) und Phthalate. DECHEMA-Fachgespräche Umweltschutz, Frankfurt a.M.
- MERIAN, E. (1991): Metals and their Compounds in the Environment. VCH, Weinheim
- 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 Ernährungsgewohnheiten und anderer verhaltensbedingter Einflüsse. Gesundheitswesen, 58, S. 459-463
- PRÜESS, A. (1992): Vorsorgewerte und Prüfwerte für mobile und mobilisierbare, potentiell ökotoxische Spurenelemente in Böden. Verlag Ulrich E. Grauer, Wendlingen
- ROTARD, W., CHRISTMANN, W., KNOTH, W. et al. (1995): Bestimmung der resorptionsverfügbaren PCDD/PCDF aus Kieselrot - Simulation der Digestion mit Böden. UWSF-Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie, 7, 1, S. 3-9

- SAUERBECK, D. (1989): Der Transfer von Schwermetallen in die Pflanze. In: DECHEMA [Hrsg.]: Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden, Vorträge und Resumée zu einem Expertengespräch der DECHEMA-Arbeitsgruppe, Frankfurt a.M.
- SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL (1989): Lehrbuch der Bodenkunde. 13. Auflage, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart
- 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, München (unveröffentlicht)
- SIMMLEIT, N., DOETSCH, P. (1994): Umweltmedizinische Beurteilung der Exposition des Menschen durch altlastenbedingte Schadstoffe (UMS), Weiterentwicklung und Erprobung des Bewertungsmodells zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten. Abschlußbericht; im Auftrag des Umweltbundesamtes, F & E Vorhaben 103 40 107, Berlin (unveröffentlicht)
- STUBENRAUCH, S., HEMPFLING, R., SIMMLEIT, N. et al. (1994a): Abschätzung der Schadstoffexposition in Abhängigkeit von Expositionsszenarien und Nutzergruppen, Teil I, UWSF-Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie, 6, 1, S. 41-49.
- STUBENRAUCH, S., HEMPFLING, R., SIMMLEIT, N. et al. (1994b): Abschätzung der Schadstoffexposition in Abhängigkeit von Expositionsszenarien und Nutzergruppen, Teil II, UWSF-Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 6, 3, S. 165-174.
- STUBENRAUCH, S., HEMPFLING, R., SIMMLEIT, N. et al. (1994c): Abschätzung der Schadstoffexposition in Abhängigkeit von Expositionsszenarien und Nutzergruppen, Teil III, UWSF-Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 6, 5, S. 289-296.
- STUBENRAUCH, S., HEMPFLING, R., SIMMLEIT, N. (1995): Abschätzung der Schadstoffexposition in Abhängigkeit von Expositionsszenarien und Nutzergruppen, Teil IV, UWSF-Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 7, 1, S. 37-46.
- 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
- VERSLUIJS, KOOPS, KREULE et al. (1998): The CSOIL Module for Calculations of the Accumulation of Soil Contaminants in Plants, Part 1 Evaluation and Suggestions for Improvement. RIVM-Rapport 711701008
- VOSS, J., SCHNEIDER, K., KALBERLAH, F. (1996): Erfassung und Bewertung von Daten zur biologischen Verfügbarkeit altlastenrelevanter Stoffe sowie toxikologische Stoffberichte zu metallischen Einzelverbindungen. Abschlußbericht zum F+E-Vorhaben 103 40 123 des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin (unveröffentlicht)
- 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
- WHO (World Health Organisation) (1990): Methylmercury. Environmental Health Criteria, No.101
- WHO (World Health Organisation) (1991): Inorganic Mercury. Environmental Health Criteria, No.118
- WILD, A. (1995): Umweltorientierte Bodenkunde. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg
- ZEIEN, H., BRÜMMER, G. W. (1989): Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. Mitteilung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 59, 1, S. 505-510

Leitfaden

für die weitere Sachverhaltsermittlung
bei Überschreitung von Prüfwerten nach der
Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung
für die Wirkungspfade
Boden – Mensch und Boden - Nutzpflanze

A 1. Vorbemerkungen

Die im Folgenden in Form eines Leitfadens zusammengefassten Ausführungen zur Einzelfallprüfung enthalten als Extrakt die Schlussfolgerungen und Empfehlungen des vorangehenden ausführlichen Textteils. Es wurde versucht, diese so miteinander zu verknüpfen, dass vom Anwender (Behörden, Untersuchungsstellen, Sachverständige) für die Einzelfallprüfung eine sinnvolle Vorgehensweise

- transparent und nachvollziehbar,
- fachlich begründet und kriterienorientiert sowie
- unter Wahrung der notwendigen Flexibilität

abgeleitet werden kann. Hierbei ist die grundsätzliche Problematik eines "Leitfadens" selbstverständlich zu betonen und zu beachten: Die zum großen Teil schematischen Empfehlungen sollten unter keinen Umständen als unverrückbare Vorgaben betrachtet werden. Vielmehr führen sie fachliche Grundüberlegungen mit Praxiserfahrungen so zusammen, dass sie dem Anwender sowohl als Checkliste, wie auch als Beurteilungshilfe dienen können. In einen praktikablen Leitfaden integriert ergibt sich hieraus zwar ein Regelmodell für das Vorgehen bei der Detailuntersuchung von Verdachtsflächen/schädlichen Bodenveränderungen und altlastverdächtigen Flächen/Altlasten nach Prüfwertüberschreitungen. Der Vorbehalt, in spezifischen Einzelfällen begründet abweichend zu verfahren, bleibt jedoch unberührt.

Eine wichtige Einschränkung erfährt der Leitfaden durch die Begrenzung der Ausführungen auf folgende Nutzungen bzw. Wirkungspfade:

- **Kinderspielfläche** (direkter Wirkungspfad Boden - Mensch)
- **Wohngebiet** (direkter Wirkungspfad Boden - Mensch)
- **Nutzgarten** (Wirkungspfad Boden - Nutzpflanze)
- **Wohngarten** (integrative Pfadbetrachtung Boden - Mensch)

Die genannten Nutzungen geben die Gliederung des Leitfadens vor.

Eine weitere Einschränkung ergibt sich aus der Auswahl der einbezogenen prioritären Schadstoffe (Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Nickel, Quecksilber, Benzo(a)pyren, PCB und PCDD/F).

Der Regeluntersuchungsablauf für Verdachtsflächen/schädliche Bodenveränderungen und altlastverdächtige Flächen/Altlasten sieht bei konkreten Anhaltspunkten i. S. des § 3 Abs. 4 BBodSchV eine Detailuntersuchung (Einzelfallprüfung) vor. Diese soll

- Art, Ausmass und räumliche Verteilung der Schadstoffe,
- die konkrete Schutzgutgefährdung sowie die Expositionsbedingungen

Klären.

Abbildung A 1 veranschaulicht in diesem Zusammenhang mögliche Elemente einer Einzelfallprüfung.

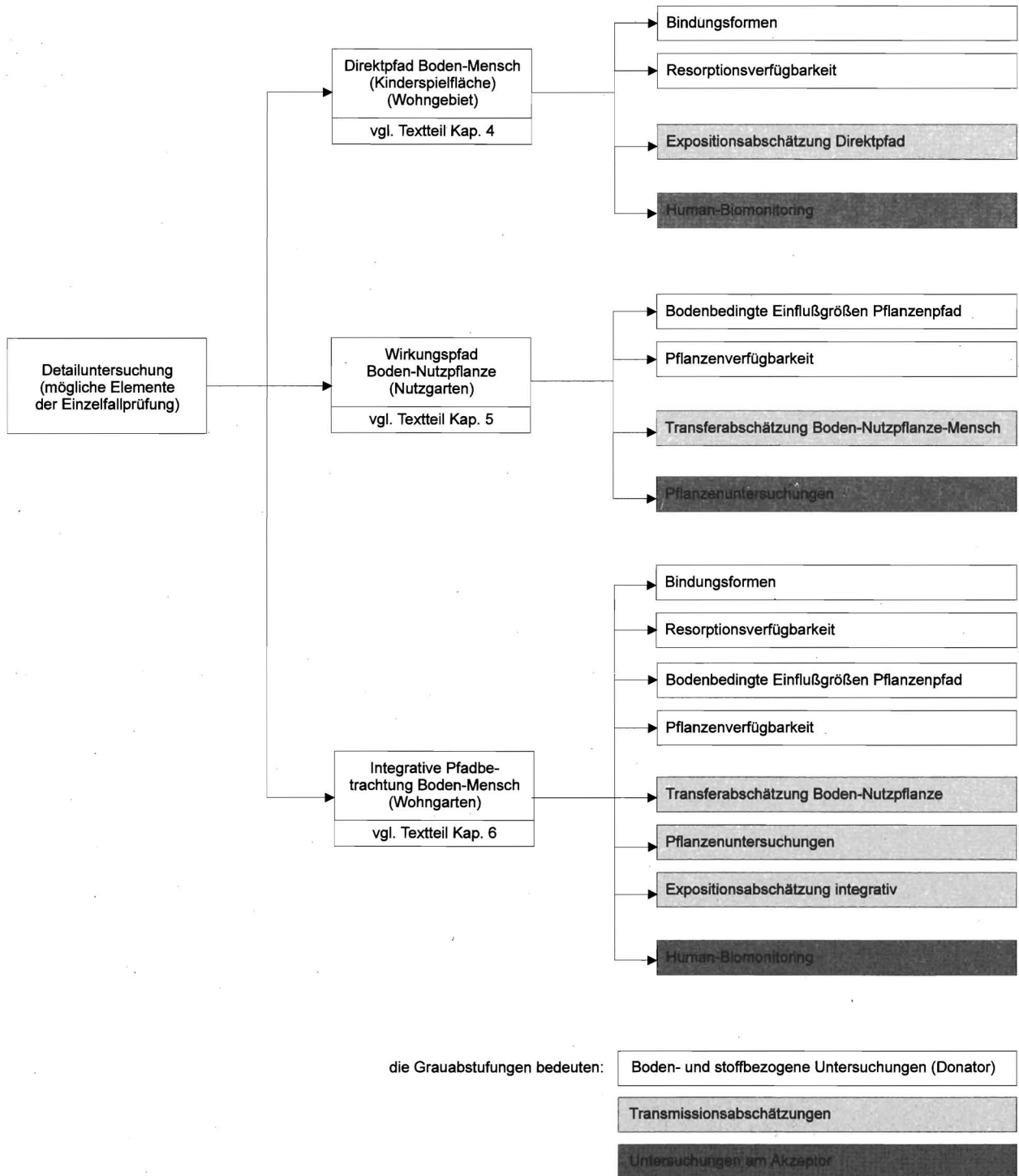


Abbildung A 1: Detailuntersuchung (mögliche Elemente einer Einzelfallprüfung)

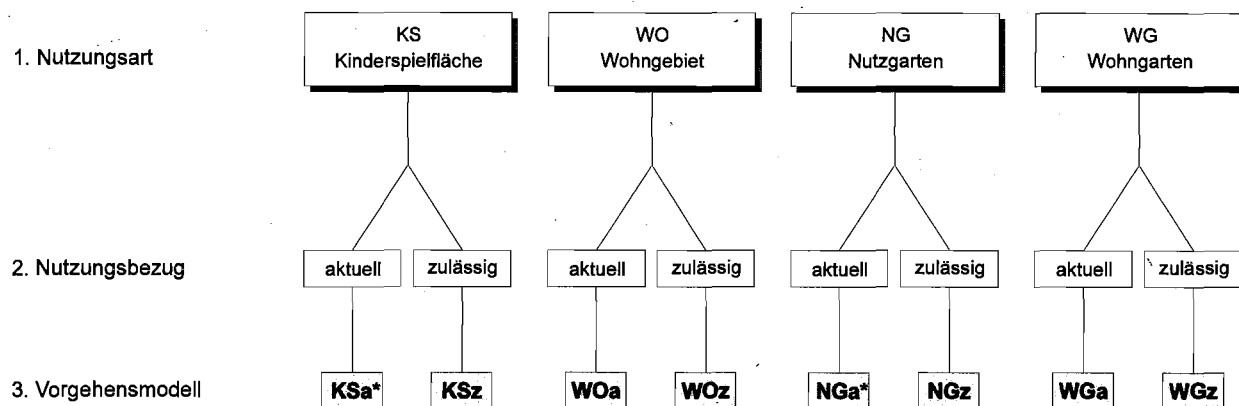
A 2 Konzept des Leitfadens

Die Operationalisierung erfolgt im vorliegenden Leitfaden in der Weise, dass zu jeder betrachteten Nutzung die wesentlichen Schlussfolgerungen und Empfehlungen des Textteils zusammengefasst sind (wobei Wiederholungen bewusst in Kauf genommen werden). Hierauf aufbauend werden die jeweiligen Kriterien und Bewertungen in ein Entscheidungsdiagramm überführt. Im Sinne der Übersichtlichkeit sind Erläuterungen und Begründungen hier nicht enthalten.

Zudem wird in Prüfungsinhalte unterschieden, die für die **planungsrechtlich zulässige Nutzung** relevant sind, und solche, die die **aktuelle Nutzung** charakterisieren. Auf diese Weise kann die Einzelfallprüfung sowohl im Sinne einer abschließenden Bewertung, als auch hinsichtlich etwaiger Prioritätensetzungen genutzt werden.

Das Konzept des Leitfadens ergibt sich somit entsprechend folgender Hauptprüfschritte (vgl. *Abbildung A 2*):

1. Zuordnung der zugrundezulegenden Nutzungsart.
2. Entscheidung über den Nutzungsbezug aktuell/planungsrechtlich zulässig.
3. Anwendung des hierzu abgeleiteten Vorgehensmodells (Entscheidungsdiagramm) inklusive der Bewertung möglicher Elemente der Einzelfallprüfung.



* im Regelfall ohne Bedeutung (siehe Text)

Abbildung A 2: Konzept der weitergehenden Sachverhaltsermittlung (Hauptprüfschritte)

Im Folgenden werden die unterschiedlichen Vorgehensweisen nutzungsbezogen dargestellt.

A 3 Vorgehensmodelle für die weitere Sachverhaltsermittlung

Dem in Kapitel A 2 genannten Konzept folgend sind für die betrachteten Nutzungsarten acht Ausgestaltungen der Einzelfallprüfung möglich:

KS = Kinderspielfläche

(Ausgewiesene Kinderspielfläche oder Areal, auf dem Kleinkinder vergleichbar intensiv und regelmäßig spielen)

KSa: Kinderspielfläche nach aktueller Nutzung (i. d. R. ohne Bedeutung, s.u.)

KSz: Kinderspielfläche nach planungsrechtlich zulässiger Nutzung

WO = Wohngebiet

(Wohngebiet ohne ausgewiesene oder erkennbare Kinderspielflächen und ohne Nutzpflanzenanbau)

WOa: Wohngebiet nach aktueller Nutzung

WOz: Wohngebiet nach planungsrechtlich zulässiger Nutzung

NG = Nutzgarten

(Garten, der ausschließlich dem Nutzpflanzenanbau dient, ohne Kinderspiel)

NGa: Nutzgarten nach aktueller Nutzung (im Regelfall ohne Bedeutung, s.u.)

NGz: Nutzgarten nach planungsrechtlich zulässiger Nutzung

WG = Wohngarten

(Garten mit Kinderspiel und Nutzpflanzenanbau)

WGa: Wohngarten nach aktueller Nutzung

WGz: Wohngarten nach planungsrechtlich zulässiger Nutzung

Als erster Hauptprüfschritt erfolgt entsprechend *Abbildung A 2* die Zuordnung der Verdachtsfläche zu einer der vier genannten Nutzungsarten.

Als zweiter Hauptprüfschritt ist nach der Zielstellung der Detailuntersuchung der Nutzungsbezug (aktuelle oder zulässige Nutzung) festzulegen.

Mit diesen beiden Vorgaben ergibt sich das anzuwendende Vorgehensmodell.

Ziel und Ergebnis der weiteren Sachverhaltsermittlung ist die abschließende Bewertung der Verdachtsfläche (nach planungsrechtlich zulässiger Nutzung) bzw. die Bewertung nach aktueller Nutzung. Hierzu wird häufig - in Konkretisierung der Expositionsannahmen - die Ableitung **einzelfallbezogener Beurteilungswerte** erforderlich.

In der weiteren Bewertung werden diese entsprechend des Vorgehensmodells mit ergänzenden Informationen zusammengeführt. Insofern ist die Überschreitung eines einzelfallbezogenen Beurteilungswertes allein noch keine ausreichende Begründung von

Maßnahmen. Erst das Einbeziehen der zusätzlich vorgesehenen Prüfschritte belegt gegebenenfalls die Notwendigkeit von Maßnahmen hinreichend.

Die oben genannten Kategorien der möglichen Vorgehensmodelle gliedern die folgenden Ausführungen.

KS Kinderspielfläche

Als Kinderspielfläche wird ein Areal bezeichnet, das mit Spielgeräten und -einrichtungen ausgestattet ist und regelmäßig von spielenden Kindern benutzt wird. Dies können ausgewiesene Spielplätze sein sowie Flächen in z.B. Haus- und Kleingärten, in denen insbesondere Kleinkinder vergleichbar intensiv und regelmäßig spielen.

Eine Unterscheidung in aktuelle und planungsrechtlich zulässige Nutzung ist bei der Bewertung eines tatsächlich als Spielfläche genutzten Areals ohne Belang (diese Differenzierung ist allerdings für die Nutzungen Wohngebiet und Wohngarten bedeutsam). Insofern können hier die Vorgehensweisen **KSa und KSz** (vgl. *Abbildung A 2*) zusammengefasst werden.

Bindungsformen

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

Von den **Anorganika** der hier betrachteten prioritären Stoffe ist (sofern oxidative Bedingungen vorliegen) für das Element Chrom bei Prüfwertüberschreitung das Verhältnis der Oxidationsstufen (Cr (III) / Cr (VI)) zu ermitteln.

Die Formen des Quecksilbers (als organisch gebundenes Quecksilber) sind im Regelfall unspezifischer Bodenverunreinigungen nicht bewertungsrelevant. Spezielle Erkenntnisse aus der historischen Erkundung (insbesondere bei Altstandorten) sind jedoch zu berücksichtigen.

Resorptionsverfügbarkeit

Auf Kinderspielflächen kann die Prüfung der Resorptionsverfügbarkeit von Bodenschadstoffen bedeutsam sein, da

- allein der Direktpfad bewertungsrelevant ist und
- die (die Bewertung überlagernden) Expositionsbedingungen kaum standörtliche Variabilitäten erwarten lassen.

Die spezifische Analytik der Resorptionsverfügbarkeit sollte auf Schadstoffe beschränkt bleiben, für die z.B. aufgrund der Materialarten und der Standortgeschichte eher gerin-

ge Mobilisierbarkeiten im Magen-Darmtrakt zu erwarten sind. Dies trifft insbesondere für die Schwermetalle zu.

Expositionsabschätzung Direktpfad

Eine weitergehende Prüfung des **Staubpfades** wird für Kinderspielflächen nicht empfohlen, da Aufwand und potentieller Nutzen in einem ungünstigen Verhältnis stehen.

Auch Einzelfallprüfungen hinsichtlich der verwendeten Expositionsannahmen für die **orale Bodenaufnahme** sollten für das Szenario Kinderspielfläche ausgeschlossen werden, 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 daher die Aufnahme der besonderen Expositionsbedingungen verzichtbar.

Die Expositionsabschätzung beschränkt sich demnach auf den Abgleich zwischen festgestellter Schadstoffverteilung und Flächen möglicher Exposition.

Human-Biomonitoring

Die Kriterien für einen sinnvollen Einsatz des Human-Biomonitoring sind auf Kinderspielflächen auch bei hohen Prüfwertüberschreitungen nicht erfüllt,

- da die Bewertung über die aktuelle individuelle Situation hinausgehen muss und
- da zu den Expositionsbedingungen im Allgemeinen detaillierte Kenntnisse nicht vorliegen (s.o.).

Zusammenfassend ergibt sich folgendes Vorgehensmodell für die Einzelfallprüfung auf Kinderspielflächen nach Prüfwertüberschreitungen (*Abbildung A 3*):

Leitfaden

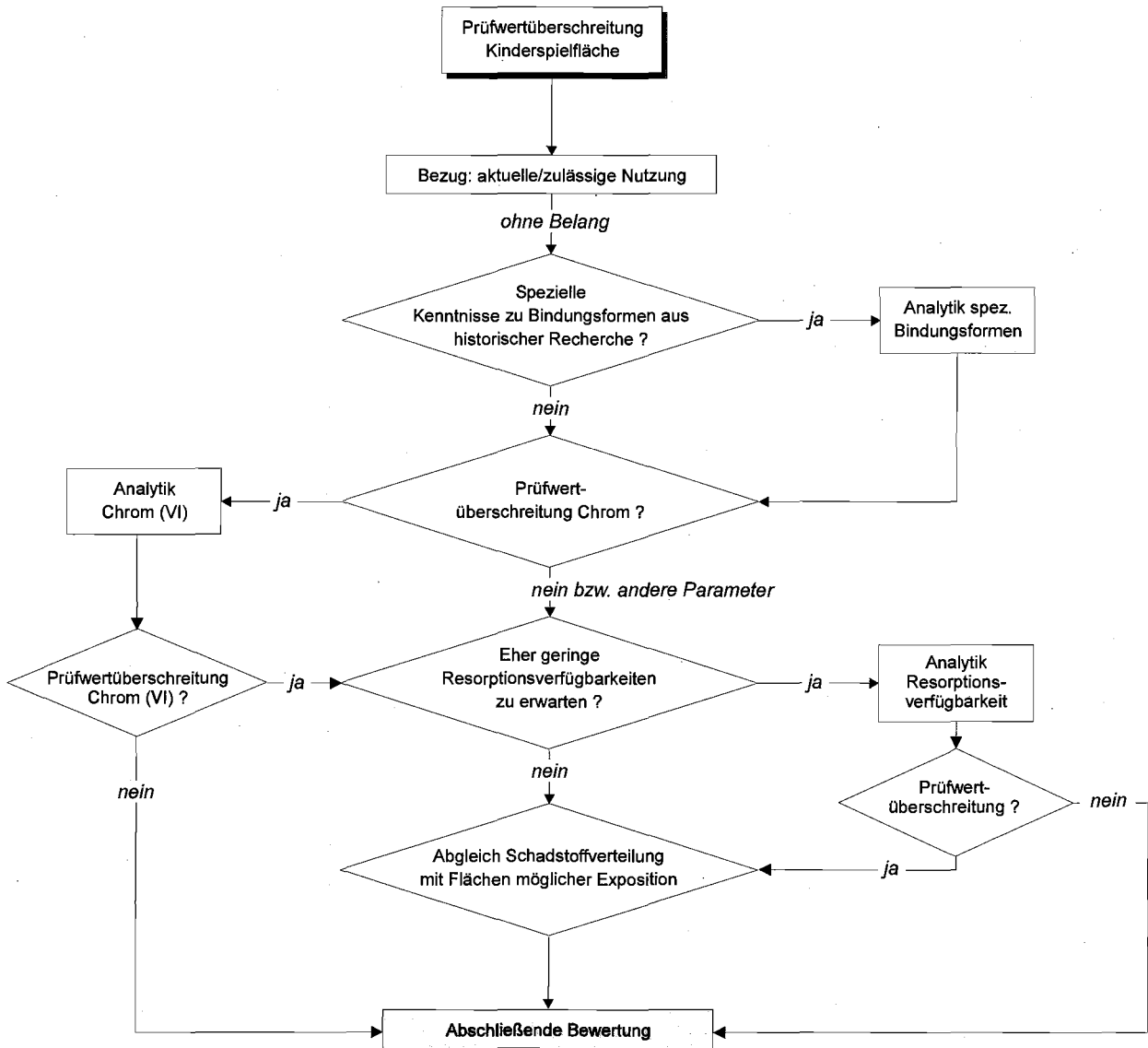


Abbildung A 3: Einzelfallprüfung Kinderspielfläche (Vorgehensmodell KSa und KSz)

WO Wohngebiet

Innerhalb eines Wohngebietes (ohne spezielle Kinderspielbereiche und ohne Nutzgarten) ist zwischen aktueller Nutzung (Vorgehensmodell W0a) und planungsrechtlich zulässiger Nutzung (Vorgehensmodell W0z) zu differenzieren.

W0a Wohngebiet nach aktueller Nutzung

Die aktuelle Nutzung eines Wohngebietes (ohne spezielle Kinderspielflächen und Nutzgärten) kann nach Ziergarten, Rasenfläche und unzugänglicher Fläche differenziert werden.

Bindungsformen

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

Von den **Anorganika** der hier betrachteten prioritären Stoffe ist (sofern oxidative Bedingungen vorliegen) für das Element Chrom bei Prüfwertüberschreitung das Verhältnis der Oxidationsstufen (Cr (III) / Cr (VI)) zu ermitteln.

Die Formen des Quecksilbers (als organisch gebundenes Quecksilber) sind im Regelfall unspezifischer Bodenverunreinigungen nicht bewertungsrelevant. Spezielle Erkenntnisse aus der historischen Erkundung (insbesondere bei Altstandorten) sind jedoch zu berücksichtigen.

Resorptionsverfügbarkeit

In differenziert genutzten Wohngebieten ohne Nutzgarten ist der orale Direktpfad bewertungsrelevant. Insofern kann die Ermittlung der Resorptionsverfügbarkeit in der Einzelfallprüfung sinnvoll sein.

Umgekehrt lassen die Expositionsbedingungen jedoch hohe Variabilitäten erwarten, so dass bei der Bewertung der aktuellen Nutzung (Ziergarten, Rasen, Bodendecker usw.) der Einfluss der Resorptionsverfügbarkeit vermutlich überlagert wird. Hier ist demnach eine Prüfung auf Verhältnismäßigkeit dieses Untersuchungsschrittes angezeigt, die an dem Ergebnis der Expositionsabschätzung zu orientieren ist (s.u.).

Zudem sollte die spezifische Analytik der Resorptionsverfügbarkeit auf Schadstoffe beschränkt bleiben, für die z.B. aufgrund der Materialarten und der Standortgeschichte eher geringe Mobilisierbarkeiten im Magen-Darmtrakt zu erwarten sind. Dies trifft insbesondere für die Schwermetalle zu.

Expositionsabschätzung Direktpfad

Je stärker differenziert oder von den Annahmen der Prüfwertableitung abweichend sich die Nutzung in einem Wohngebiet darstellt, um so größere Auswirkungen auf die Beurteilung der Messwerte sind aus der Expositionsabschätzung zu erwarten. Letztlich sind aus der Konkretisierung und Modifizierung der Expositionsannahmen "einzelfallbezogene Beurteilungswerte" ableitbar, die als Bewertungsgrundlage in der Detailuntersuchung herangezogen werden können.

Hinsichtlich des **Staubpfades** sind weitergehende Sachverhaltsermittlungen erwägenswert, wenn Prüfwertüberschreitungen für Chrom und/oder Nickel vorliegen. Auch hier ist jedoch die Verhältnismäßigkeit des Untersuchungsaufwandes zu wahren.

Hinsichtlich der **oralen Bodenaufnahme** sind insbesondere eine Wichtung einzelner Nutzflächentypen (Ziergarten, Rasen, unzugängliche Fläche) sowie die tatsächlichen Expositionshäufigkeiten einzubeziehen.

Ziel der weiteren Sachverhaltsermittlung sind hiermit begründbare **einzelfallbezogene Beurteilungswerte**.

Der Abgleich zwischen festgestellter Schadstoffverteilung und Expositionsmöglichkeiten schließt die Expositionsabschätzung ab.

Human-Biomonitoring

Zur Bewertung der aktuellen Nutzung in Wohngebieten sollte nur unter folgenden Bedingungen ein Human-Biomonitoring in Betracht gezogen werden:

- es liegen deutliche Prüfwertüberschreitungen vor;
- es sind detaillierte Kenntnisse über die Expositionsbedingungen verfügbar;
- es steht ein Bewertungsmaßstab zur Verfügung (Referenzwerte oder HBM-Werte);
- es gibt eine ausreichende Bereitschaft der Betroffenen.

Zusammenfassend ergibt sich folgendes Vorgehensmodell für die Einzelfallprüfung in Wohngebieten nach aktueller Nutzung (vgl. *Abbildung A 4*).

Leitfaden



Abbildung A 4: Einzelfallprüfung Wohngebiet nach aktueller Nutzung (Vorgehensmodell WOa)

WOz Wohngebiet nach planungsrechtlich zulässiger Nutzung

Für die planungsrechtlich zulässige Nutzung eines Wohngebietes ist die sensibelste Nutzung als maßgeblich anzusehen. Dies sind die Freiflächen in einem Wohngebiet, die zu 100% durch spielende Kinder genutzt werden (jedoch mit geringerer Intensität als auf ausgewiesenen Spielflächen). Insofern gelten prinzipiell auch hier die Prüfschritte des Nutzungsszenarios Kinderspielfläche.

Ausnahmen hiervon sind z.B. als einfache Ziergärten genutzte straßenseitige Vorgärten (z.B. in Reihenhaussiedlungen), die aufgrund ihrer kleinen Fläche eine anderweitige Nutzung dauerhaft nicht erwarten lassen.

Bindungsformen

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

Von den **Anorganika** der hier betrachteten prioritären Stoffe ist (sofern oxidative Bedingungen vorliegen) für das Element Chrom bei Prüfwertüberschreitung das Verhältnis der Oxidationsstufen (Cr (III) / Cr (VI)) zu ermitteln.

Die Formen des Quecksilbers (als organisch gebundenes Quecksilber) sind im Regelfall unspezifischer Bodenverunreinigungen nicht bewertungsrelevant. Spezielle Erkenntnisse aus der historischen Erkundung (insbesondere bei Altstandorten) sind jedoch zu berücksichtigen.

Resorptionsverfügbarkeit

In Wohngebieten, die nach zulässiger Nutzung bewertet werden sollen, kann die Prüfung der Resorptionsverfügbarkeit von Bodenschadstoffen bedeutsam sein, da

- allein der Direktpfad bewertungsrelevant ist und
- die (die Bewertung überlagernden) Expositionsbedingungen aufgrund des Bezuges (zulässige Nutzung) kaum differenziert werden können.

Die spezifische Analytik der Resorptionsverfügbarkeit sollte auf Schadstoffe beschränkt bleiben, für die (z.B. aufgrund der Materialarten und der Standortgeschichte) eher geringe Mobilisierbarkeiten im Magen-Darmtrakt zu erwarten sind. Dies trifft insbesondere für die Schwermetalle zu.

Expositionsabschätzung Direktpfad

Einzelfallprüfungen hinsichtlich der Konkretisierung von Expositionsannahmen sind unter Bezug auf die planungsrechtlich zulässige Nutzung sowohl für die inhalative, wie auch für die orale Bodenaufnahme nur sehr begrenzt sinnvoll und möglich. Im Regelfall erscheint dieser Prüfungsschritt verzichtbar.

Ausnahmen bilden kleine Vorgärten (z.B. < 20 m²), die auch langfristig nur eine einfache Ziergartennutzung erwarten lassen sowie "parkartiges" Abstandsgrün zwischen Mehrfamilienhäusern. Hier kann ein auf den Nutzflächentyp bezogener Wichtungsfaktor einbezogen werden.

Human-Biomonitoring

Die Kriterien für einen sinnvollen Einsatz des Human-Biomonitoring sind in Wohngebieten nach planungsrechtlich zulässiger Nutzung auch bei hohen Prüfwertüberschreitungen kaum gegeben, da die Bewertung über die aktuelle individuelle Situation hinausgehen muss. Ausnahmen können Gebiete sein, in denen die aktuelle Nutzung der zulässigen Nutzung nahekommt.

Zusammenfassend ergibt sich folgendes Vorgehensmodell für die Einzelfallprüfung in Wohngebieten nach planungsrechtlich zulässiger Nutzung (vgl. *Abbildung A 5*):

Leitfaden

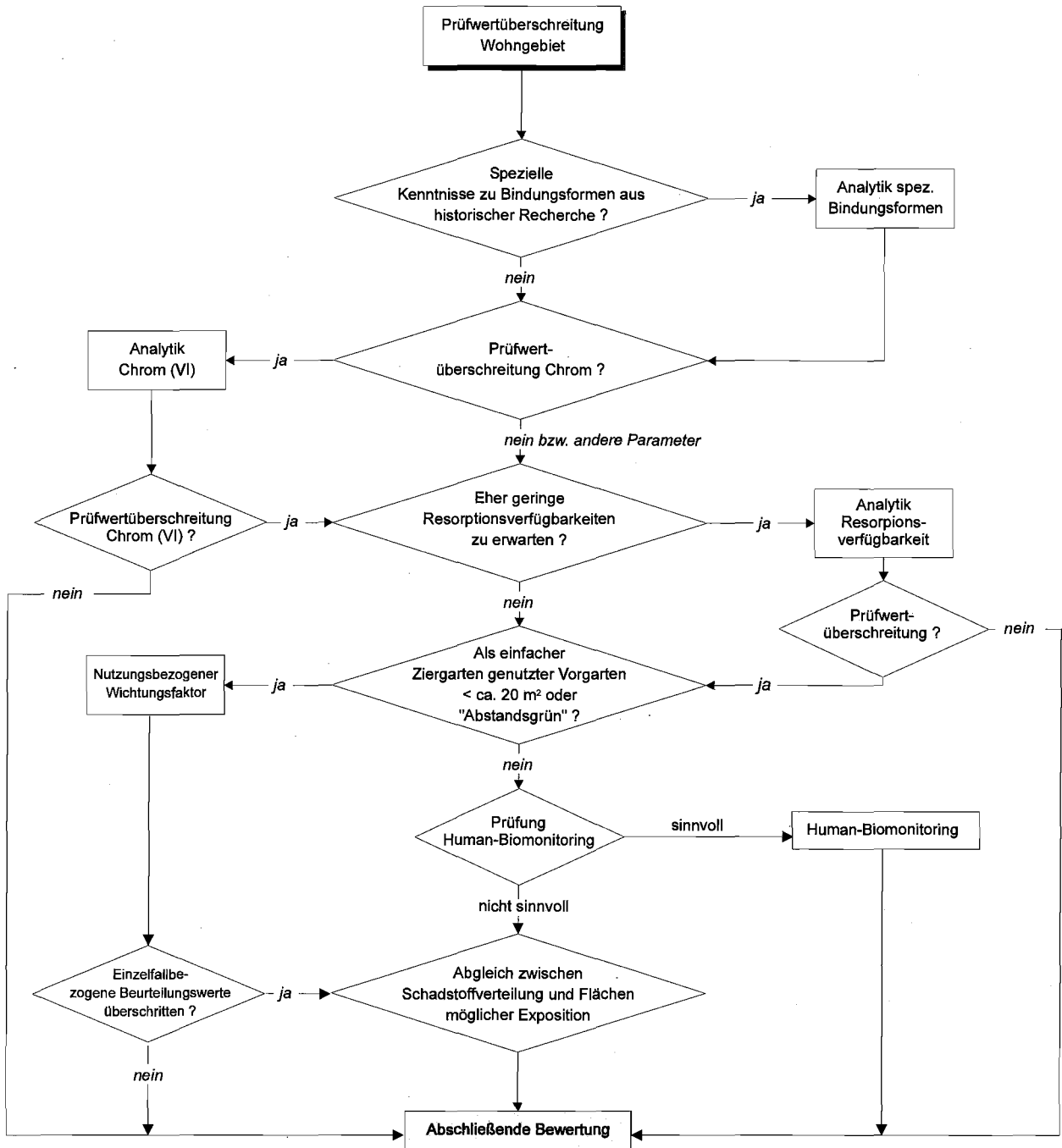


Abbildung A 5: Einzelfallprüfung Wohngebiet nach planungsrechtlich zulässiger Nutzung (Vorgehensmodell WOZ)

NG Nutzgarten

Nutzgärten im hier gemeinten Sinne dienen allein dem Anbau pflanzlicher Nahrungsmittel zum Eigenverzehr.

Entsprechend den Ableitungsgrundlagen orientieren sich die Prüfwerte am Erwartungswert des Schadstoffgehaltes 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 => Kap. WG Wohngarten).

Aus diesem Grunde stehen in der Einzelfallprüfung von Nutzgärten Fragen im Mittelpunkt, die die zu erwartende Schadstoffbelastung der Nutzpflanzen sowie die diesbezügliche Exposition der Gartennutzer zum Inhalt haben.

Eine Unterscheidung in aktuelle und planungsrechtlich zulässige Nutzung ist bei der Bewertung einer tatsächlich als Nutzgarten genutzten Fläche nur nachrangig von Belang.

NGa Nutzgarten nach aktueller Nutzung

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 kaum 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 auch für den aktuellen Nutzungsbezug.

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.

NGz Nutzgarten nach planungsrechtlich zulässiger Nutzung

In einem Nutzgarten kann Obst und Gemüse ohne Einschränkung (der Arten, Sorten und Flächenanteile) angebaut werden. 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. Bei Gartenflächen

< 20 m² und/oder Vorgärten erscheint deshalb in der Regel eine gesonderte Einzelfallprüfung hinsichtlich Nutzgarten verzichtbar.

Boden- und substanzbedingte Einflussgrößen

Als Regelfall empfiehlt sich in Bodenuntersuchungen für die Einzelfallprüfung Nutzgarten - soweit sie noch nicht aus der orientierenden Untersuchung vorliegen - die Erfassung der Parameter "Schadstoff-Gesamtgehalt" sowie "pH-Wert" und ggf. "organische Substanz" und "Bodenart".

Unter Ausnutzung dieses Datenpools sind unterschiedliche methodische Vorgehensweisen der Bewertung umsetzbar.

Pflanzenverfügbarkeit

Eine für die Fragestellung spezifische Form von Bodenuntersuchungen sind solche zur Ermittlung der Pflanzenverfügbarkeit mittels geeigneter Extraktionsverfahren. So erlaubt die Bodenextraktion mittels Ammoniumnitrat-Lösung nach DIN 19730 bei verschiedenen Schwermetallen die direkte Abschätzung des Anteiles im Boden, der aktuell für Pflanzen über die Wurzel verfügbar ist.

Es ist jedoch zu betonen, dass die Relevanz des Boden-Pflanze-Pfades für das Schutzgut menschliche Gesundheit über den Weg oberflächlich angelagerter bzw. über die Kutikula/Stomata aufgenommener Schadstoffanteile auf diese Weise nicht fassbar und ggf. anderweitig, in jedem Fall jedoch in der abschließenden gutachterlichen Bewertung, zu beurteilen ist. Dasselbe gilt für Schadstoffe, für die ein geeignetes Extraktionsverfahren (noch) nicht zur Verfügung steht.

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

Transferabschätzung Boden-Nutzpflanze-Mensch

Eine weitere Möglichkeit der vertiefenden Sachverhaltsermittlung bezüglich des Pflanzenpfades ist die Anwendung fachlich begründeter Transferabschätzungen aus den Schadstoffgehalten des Bodens.

Als Vorteile sind die mögliche Erfassung des Gesamtsystems Boden-Pflanze-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 Transportabschätzungen und -modellen einfließen.

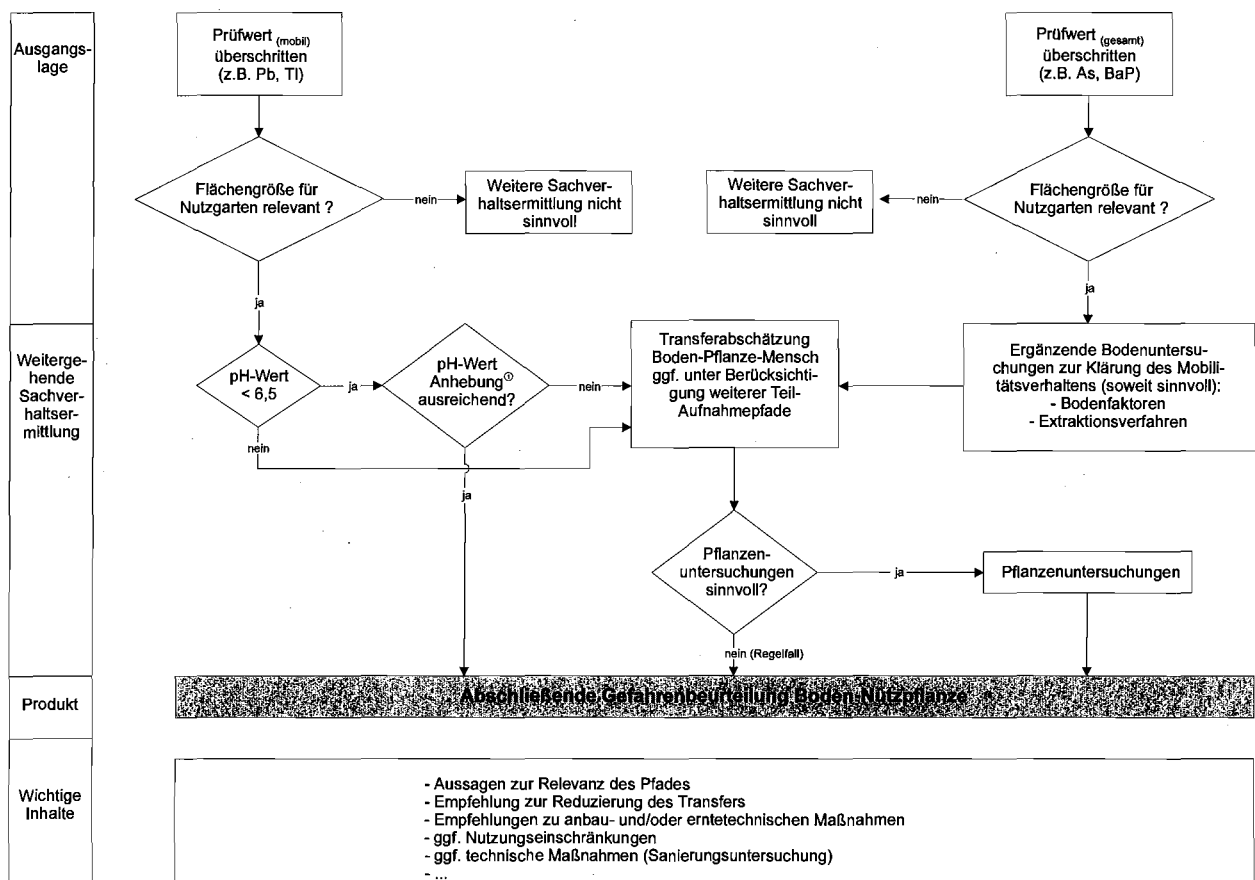
Die Transferabschätzung, in die hinsichtlich des Schutzgutes "menschliche Gesundheit" auch Verzehrsmengen einfließen müssen, ist bei vertretbarem Aufwand oft die einzige Möglichkeit, eine umfassende Bewertung des Pflanzenpfades vorzunehmen. Es

können sowohl aktuelle Aussagen, wie auch langfristig gültige Prognosen erwartet werden.

Pflanzenuntersuchungen

Eine den fachlichen Ansprüchen genügende Durchführung von Pflanzenuntersuchungen lässt durchaus verwertbare Ergebnisse für die Einzelfallprüfung erwarten. Dies zu erreichen ist jedoch in zeitlicher wie finanzieller Hinsicht äußerst aufwändig und eher dem Bereich der wissenschaftlichen Grundlagenforschung zuzurechnen. Für die Praxis der Bewertung von Verdachtsflächen und altlastverdächtigen Flächen sind Aufwuchsuntersuchungen deshalb nur in speziellen Einzelfällen erwägenswert.

Zusammenfassend ergibt sich folgendes Vorgehensmodell für die Einzelfallprüfung in Nutzgärten nach planungsrechtlich zulässiger Nutzung (Abbildung A 6):



^① unter Einbeziehung der Gesamtgehalte ist abzuschätzen, ob eine Prüfwertüberschreitung erreichbar ist

Abbildung A 6: Einzelfallprüfung Nutzgarten nach planungsrechtlich zulässiger Nutzung (Vorgehensmodell NGz)

WG Wohngarten

In "Wohngärten" sollen definitionsgemäss die Wirkungspfade des direkten Bodenkontakts spielender Kinder und des Nutzpflanzenverzehr über selbst angebautes Obst und Gemüse verknüpft werden, um auf diese Weise eine integrative Bewertung der Nutzung in Haus- oder Kleingärten vornehmen zu können. Für den speziellen Fall des Cadmium liegt dafür in der BBodSchV ein entsprechender Prüfwert (2 mg/kg) vor.

Es ist zwischen aktueller Nutzung (Vorgehensmodell WGa) und planungsrechtlich zulässiger Nutzung (Vorgehensmodell WGz) zu differenzieren.

WGa Wohngarten nach aktueller Nutzung

Diese Prüfungsvariante ist die im vorliegenden Kontext umfassendste, da alle betrachteten Nutzungsarten und Nutzflächentypen zu berücksichtigen sind. Im Ergebnis wird ein übergeordnetes Vorgehensmodell erhalten. Aus diesem Grunde kann empfohlen werden, in fraglichen Situationen auf sensibel genutzten Grundstücken grundsätzlich nach dem hier dargestellten Ablauf vorzugehen, um im Einzelfall alle wichtigen Prüfschritte zu bedenken. Die folgende Zusammenstellung kann demnach auch als generelle "Checkliste" für die Einzelfallprüfung genutzt werden. Als Nutzflächentypen sind Kinderspielfläche, Nutzgarten, Ziergarten, Rasen und unzugängliche Fläche zu unterscheiden.

Bindungsformen

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

Von den **Anorganika** der hier betrachteten prioritären Stoffe ist (sofern oxidative Bedingungen vorliegen) für das Element Chrom bei Prüfwertüberschreitung das Verhältnis der Oxidationsstufen [Cr (III) / Cr (VI)] zu ermitteln.

Die Formen des Quecksilbers (als organisch gebundenes Quecksilber) sind im Regelfall unspezifischer Bodenverunreinigungen nicht bewertungsrelevant. Spezielle Erkenntnisse aus der historischen Erkundung (insbesondere bei Altstandorten) sind jedoch zu berücksichtigen.

Resorptionsverfügbarkeit

In differenziert genutzten Wohngärten ist neben dem Pflanzenpfad der Direktpfad bewertungsrelevant. Insofern kann die Ermittlung der Resorptionsverfügbarkeit in der Einzelfallprüfung hilfreich sein. Dies betrifft insbesondere die Parameter, bei denen der Direktpfad von vorrangiger Bedeutung ist (z.B. Blei).

Umgekehrt lassen die Expositionsbedingungen jedoch hohe Variabilitäten erwarten, so dass bei Bewertung der aktuellen Nutzung (Kinderspielfläche, Nutzgarten, Ziergarten,

Rasen, unzugängliche Fläche) der Einfluss der Resorptionsverfügbarkeit vermutlich überlagert wird. Hier ist demnach eine Prüfung auf Verhältnismäßigkeit dieses Untersuchungsschrittes angezeigt, die an dem Ergebnis der Expositionsabschätzung zu orientieren ist (s.u.).

Zudem sollte die spezifische Analytik der Resorptionsverfügbarkeit auf Schadstoffe beschränkt bleiben, für die (z.B. aufgrund der Materialarten und der Standortgeschichte) eher geringe Mobilisierbarkeiten im Magen-Darmtrakt zu erwarten sind. Dies trifft insbesondere für die Schwermetalle zu.

Bodenbedingte Einflussgrößen Pflanzenpfad

Als Regelfall empfiehlt sich in Bodenuntersuchungen für die Einzelfallprüfung die Erfassung der Parameter "Schadstoff-Gesamtgehalt" sowie "pH-Wert" und ggf. "organische Substanz" und "Bodenart", sofern sie noch nicht aus der Vorerkundung verfügbar sind.

Unter Ausnutzung dieses Datenpools ist die Transferabschätzung Boden-Nutzpflanze (s.u.) durchzuführen.

Pflanzenverfügbarkeit

Eine für die Fragestellung spezifische Form von Bodenuntersuchungen ist die Ermittlung der Pflanzenverfügbarkeit mittels geeigneter Extraktionsverfahren. So erlaubt die Bodenextraktion mittels Ammoniumnitrat-Lösung nach DIN 19730 bei verschiedenen Schwermetallen die direkte Abschätzung des Anteiles im Boden, der aktuell für Pflanzen über die Wurzel verfügbar ist. Mit den so erhobenen Daten ist eine konkretisierende Transferabschätzung Boden-Nutzpflanze (s.u.) durchzuführen.

Es ist jedoch zu betonen, dass die Relevanz des Boden-Pflanze-Pfades für das Schutzgut menschliche Gesundheit über den Weg oberflächlich angelagerter bzw. über die Kutikula/Stommata aufgenommener Schadstoffanteile auf diese Weise nicht fassbar und ggf. anderweitig abzuschätzen ist. Dasselbe gilt für Schadstoffe, für die ein geeignetes Extraktionsverfahren (noch) nicht zur Verfügung steht.

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

Transferabschätzung Boden-Nutzpflanze

Transferabschätzungen Boden-Nutzpflanze dienen der Abschätzung von zu erwartenden Schadstoff-Konzentrationen in Nutzpflanzen, die ihrerseits -neben Annahmen zu Verzehrsmengen- in die integrative Expositionsabschätzung eingehen. Dazu können vorzugsweise in der Literatur vorliegende Transfergleichungen, hilfsweise auch Transferfaktoren oder komplexere Transfermodelle herangezogen werden.

Pflanzenuntersuchungen

Zur Konkretisierung von Transferabschätzungen Boden-Nutzpflanze können zwar grundsätzlich auch Pflanzenuntersuchungen herangezogen werden (s.u.). Aufgrund des zeitlichen und finanziellen Aufwandes von aussagekräftigen Aufwuchsuntersuchungen sollten diese jedoch nur in Ausnahmefällen erwogen werden.

Expositionsabschätzung integrativ

Je stärker differenziert oder von den Annahmen der Prüfwertableitung abweichend sich die Nutzung in einem Wohngarten darstellt, um so größere Auswirkungen auf die Beurteilung der Messwerte sind aus der Expositionsabschätzung zu erwarten. Letztlich sind aus der Konkretisierung und Modifizierung der Expositionsannahmen "einzelfallbezogene Beurteilungswerte" ableitbar, die als Bewertungsgrundlage in der Detailuntersuchung herangezogen werden können.

Hinsichtlich des **Staubpfades** sind weitergehende Sachverhaltsermittlungen erwägenswert, wenn Prüfwertüberschreitungen für Chrom und/oder Nickel vorliegen. Auch hier ist jedoch die Verhältnismäßigkeit des Untersuchungsaufwandes zu wahren.

Hinsichtlich der **oralen Bodenaufnahme** sind insbesondere eine Wichtung einzelner Nutzflächentypen (Kinderspielfläche, Nutzgarten, Ziergarten, Rasen, unzugängliche Fläche) sowie die tatsächlichen Expositionshäufigkeiten einzubeziehen.

Gegenüber den Szenarien "Kinderspielfläche" bzw. "Wohngebiet" sind hier zusätzlich die zugeführten Schadstoffdosen durch den **Verzehr selbst angebauter Nutzpflanzen** in der Expositionsabschätzung zu berücksichtigen.

Ziel der weiteren Sachverhaltsermittlung kann (z.B. in komplexen Fällen) die begründete Ableitung von **einzelfallbezogenen integrativen Boden-Beurteilungswerten** sein, die die Einzelpfade verknüpfen.

Hier gehen einerseits die tatsächlichen Verzehrsmengen von selbst angebautem Obst und Gemüse ein. Diese sind durch standörtliche Erhebungen oder Schätzungen zu quantifizieren. Andererseits wird eine **Abschätzung des Schadstofftransfers** aus dem Boden in die Pflanzen erforderlich, die entweder über Transferfaktoren (bzw. allgemein die Einbeziehung eines Transfermodells Boden-Pflanze) oder über Pflanzenuntersuchungen erfolgen kann. Grundsätzlich sollten Aufwuchsuntersuchungen jedoch nur in Ausnahmefällen erfolgen.

Sofern sich die Notwendigkeit von Maßnahmen bereits allein aus der Bewertung des Direktpfades begründen sollte, sind spezielle Untersuchungen zum Pflanzeintrag in der Regel verzichtbar.

Der Abgleich zwischen festgestellter Schadstoffverteilung und Expositionsmöglichkeiten schließt die Expositionsabschätzung ab.

Human-Biomonitoring

Zur Bewertung der aktuellen Nutzung in Wohngärten sollte nur unter folgenden Bedingungen ein Human-Biomonitoring in Betracht gezogen werden:

- es liegen deutliche Prüfwertüberschreitungen vor;
- es sind detaillierte Kenntnisse über die Expositionsbedingungen verfügbar;
- es steht ein Bewertungsmaßstab zur Verfügung (Referenzwerte oder HBM-Werte);
- es gibt eine ausreichende Bereitschaft der Betroffenen.

Zusammenfassend ergibt sich folgendes Vorgehensmodell für die Einzelfallprüfung in Wohngärten nach aktueller Nutzung (*Abbildung A 7*).

Leitfaden



Abbildung A 7: Einzelfallprüfung Wohngarten nach aktueller Nutzung (Vorgehensmodell WGa)

WGz Wohngarten nach planungsrechtlich zulässiger Nutzung

Für die planungsrechtlich zulässige Nutzung eines Wohngartens ist die sensibelste Nutzung als maßgeblich anzusehen, wonach die Fläche parallel sowohl durch spielende Kinder, wie auch als Nutzgarten mit Verzehr von selbst angebautem Gemüse zu nutzen sein muss. Insofern gelten hier die Prüfschritte des Nutzungsszenarios Kinderspielfläche - erweitert durch die des Wirkungspfades Boden-Pflanze-Mensch.

Ausnahmen hiervon sind als einfache Ziergärten genutzte straßenseitige Vorgärten (z.B. in Reihenhaussiedlungen), die aufgrund ihrer kleinen Fläche eine anderweitige Nutzung dauerhaft nicht erlauben.

Bindungsformen

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

Von den **Anorganika** der hier betrachteten prioritären Stoffe ist (sofern oxidative Bedingungen vorliegen) für das Element Chrom bei Prüfwertüberschreitung das Verhältnis der Oxidationsstufen [Cr (III) / Cr (VI)] zu ermitteln.

Die Formen des Quecksilbers (als organisch gebundenes Quecksilber) sind im Regelfall unspezifischer Bodenverunreinigungen nicht bewertungsrelevant. Spezielle Erkenntnisse aus der historischen Erkundung (insbesondere bei Altstandorten) sind jedoch zu berücksichtigen.

Resorptionsverfügbarkeit

In Wohngärten kann die Prüfung der Resorptionsverfügbarkeit von Bodenschadstoffen bedeutsam sein, da

- für das Kinderspiel der Direktpfad bewertungsrelevant ist und
- die (die Bewertung überlagernden) Expositionsbedingungen aufgrund des Bezuges (zulässige Nutzung) kaum differenziert werden können.

Die spezifische Analytik der Resorptionsverfügbarkeit sollte auf Schadstoffe beschränkt bleiben, für die (z.B. aufgrund der Materialarten und der Standortgeschichte) eher geringe Mobilisierbarkeiten im Magen-Darmtrakt zu erwarten sind. Dies trifft insbesondere für die Schwermetalle zu.

Bodenbedingte Einflussgrößen Pflanzenpfad

Als Regelfall empfiehlt sich in Bodenuntersuchungen für die Einzelfallprüfung die Erfassung der Parameter "Schadstoff-Gesamtgehalt" sowie "pH-Wert" und ggf. "organische Substanz" und "Bodenart", sofern sie noch nicht aus der Vorerkundung verfügbar sind.

Unter Ausnutzung dieses Datenpools ist die Transferabschätzung Boden-Nutzpflanze (s.u.) durchzuführen.

Pflanzenverfügbarkeit

Eine für die Fragestellung spezifische Form von Bodenuntersuchungen sind solche zur Ermittlung der Pflanzenverfügbarkeit mittels geeigneter Extraktionsverfahren. So erlaubt die Bodenextraktion mittels Ammoniumnitrat-Lösung nach DIN 19730 bei verschiedenen Schwermetallen die direkte Abschätzung des Anteiles im Boden, der aktuell für Pflanzen über die Wurzel verfügbar ist. Mit den so erhobenen Daten ist eine konkretisierende Transferabschätzung Boden-Nutzpflanze (s.u.) durchzuführen.

Es ist jedoch zu betonen, dass die Relevanz des Boden-Pflanze-Pfades für das Schutzgut menschliche Gesundheit über den Weg oberflächlich angelagerter bzw. über die Kutikula/Stomata aufgenommener Schadstoffanteile auf diese Weise nicht fassbar und ggf. anderweitig abzuschätzen ist. Dasselbe gilt für Schadstoffe, für die ein geeignetes Extraktionsverfahren (noch) nicht zur Verfügung steht.

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

Transferabschätzung Boden-Nutzpflanze

Transferabschätzungen Boden-Nutzpflanze dienen der Abschätzung von zu erwartenden Schadstoff-Konzentrationen in Nutzpflanzen, die ihrerseits -neben Annahmen zu Verzehrsmengen- in die integrative Expositionsabschätzung eingehen. Dazu können vorzugsweise in der Literatur vorliegende Transfergleichungen, hilfsweise auch Transferfaktoren oder komplexere Transfermodelle herangezogen werden.

Pflanzenuntersuchungen

Zur Konkretisierung von Transferabschätzungen Boden-Nutzpflanze können zwar grundsätzlich auch Pflanzenuntersuchungen herangezogen werden (s.u.). Aufgrund des zeitlichen und finanziellen Aufwandes von aussagekräftigen Aufwuchsuntersuchungen sollten diese jedoch nur in Ausnahmefällen erwogen werden.

Expositionsabschätzung integrativ

Einzelfallprüfungen hinsichtlich der Konkretisierung von Expositionsannahmen sind mit Bezug auf die planungsrechtlich zulässige Nutzung sowohl für die inhalative, wie auch für die orale Bodenaufnahme nur sehr begrenzt sinnvoll und möglich. Im Regelfall erscheint dieser Prüfungsschritt somit verzichtbar.

Eine Ausnahme bilden kleine Vorgärten (z.B. $< 20 \text{ m}^2$), die auch langfristig nur eine einfache Ziergartennutzung erwarten lassen. Hier kann ein auf den Nutzflächentyp bezogener Wichtungsfaktor für die orale Bodenaufnahme einbezogen werden.

Auch hinsichtlich des Pflanzenverzehr ist die Größe des eigentlichen Wohngartens von Bedeutung. Für eine 100 %-ige Selbstversorgung wäre pro Person eine Nutzfläche von ca. 100-200 m² erforderlich. Auch hieraus ergibt sich, dass bei Unterschreitung einer Mindestgröße von ca. 20 m² Nutzgarten (für eine 4-köpfige Familie würde dies eine theoretisch mögliche Selbstversorgungsquote von wenigen Prozent bedeuten) eine Bewertungsrelevanz des Nutzpflanzenverzehr nicht gesehen wird. Hier kann sich die Beurteilung auf die Nutzung Kinderspiel beschränken. In größeren Wohngärten ist der Nutzpflanzenanbau flächenanteilig mit einer angenommenen Selbstversorgungsquote zu berücksichtigen.

Eine weitere Ausnahme betrifft die "Prägung" des Untersuchungsgebietes. Je nach Art, Anordnung und Funktion der Gärten in einem Siedlungsgebiet kann die anzunehmende Selbstversorgungsquote variieren.

Soweit beide Wirkungspfade (Direktpfad und Pflanzenpfad) in die Betrachtung einzubinden sind, ist eine integrative Ableitung einzelfallbezogener Beurteilungswerte möglich.

Hier gehen einerseits die anzunehmenden Verzehrsmengen von selbst angebautem Obst und Gemüse ein. Diese sind durch standörtliche Erhebungen oder Schätzungen zu quantifizieren. Andererseits wird eine **Abschätzung des Schadstofftransfers** aus dem Boden in die Pflanzen erforderlich, die entweder über Transferfaktoren (bzw. allgemein die Einbeziehung eines Transfermodells Boden-Pflanze) oder über Pflanzenuntersuchungen erfolgen kann. Grundsätzlich sollten Aufwuchsuntersuchungen jedoch nur in Ausnahmefällen erfolgen.

Falls sich die Notwendigkeit von Maßnahmen bereits allein aus der Bewertung des Direktpfades begründen sollte, sind spezielle Untersuchungen zum Pflanzenpfad in der Regel verzichtbar.

Human-Biomonitoring

Die Kriterien für einen sinnvollen Einsatz des Human-Biomonitoring sind in Wohngärten, die nach zulässiger Nutzung bewertet werden sollen, auch bei hohen Prüfwertüberschreitungen nicht gegeben, da die Bewertung über die aktuelle individuelle Situation hinausgehen muss. Ausnahmen sind Gebiete, in denen die aktuelle Nutzung der zulässigen Nutzung nahekommt.

Zusammenfassend ergibt sich folgendes Vorgehensmodell für die Einzelfallprüfung in Wohngärten nach planungsrechtlich zulässiger Nutzung (*Abbildung A 8*):

Leitfaden

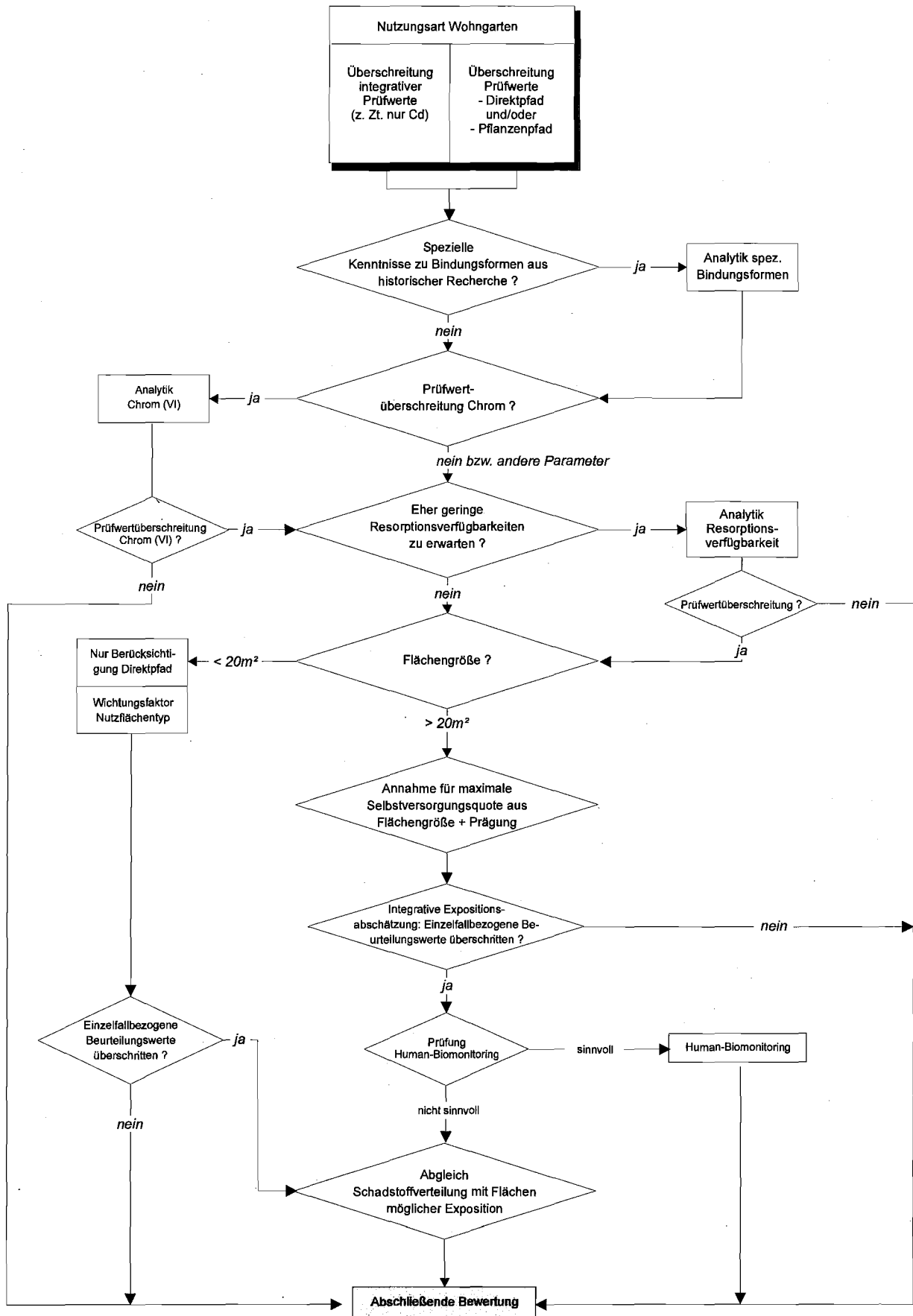


Abbildung A 8: Einzelfallprüfung Wohngarten nach planungsrechtlich zulässiger Nutzung (Vorgehensmodell WGz)

Seit 1. April 1994 sind bisher folgende Merkblätter im Landesumweltamt NRW erschienen:

1	Bestimmung von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Bodenproben	15,00 DM
2	Betrieb und Unterhaltung von mechanisch-biologischen Kläranlagen	15,00 DM
3	Abwasserbeseitigung im Außenbereich (Kleinkläranlagen)	15,00 DM
4	Leitfaden für die Abwicklung der Luftreinhalteplanung in NRW	15,00 DM
5	Leitfaden für die Vorgehensweise bei akuten Dioxin-Schadensfällen	15,00 DM
6	Bestimmung von 6 polychlorierten Biphenylen (PCB) in Böden, Schlämmen, Sedimenten und Abfällen	15,00 DM
7	Anforderungen an die Verwendung von Stahlwerksschlacken im Wasserbau	15,00 DM
8	Anforderungen an biologische Bodenbehandlungsanlagen nach dem Mietenverfahren	20,00 DM
9	Anforderungen an Sachverständige bei der Bearbeitung von Altlasten (Stand Juli 1997)	15,00 DM
10	Geräuschimmissionsprognose von Sport- und Freizeitanlagen – Berechnungshilfen –	15,00 DM
11	Richtlinie – Schnittstellenspezifikation für die Vorlage von Betriebskennndaten bei der nach § 3 Abs. 1 zuständigen Behörde gemäß Deponieselbstüberwachungsverordnung	30,00 DM
12	Merkblatt zur Anwendung der TA Siedlungsabfall bei Deponien	30,00 DM
13	Bemessung kommunaler Kläranlagen – Hinweise für die Bemessung von Belebungsanlagen mit dem Programm ARA-BER (Version 4.0)	15,00 DM
14	Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen Kartieranleitung	30,00 DM
15	Simulation kommunaler Kläranlagen – Hinweise zur Anwendung der dynamischen Simulation am Beispiel von SIMBA –	20,00 DM
16	Referenzgewässer der Fließgewässertypen Nordrhein-Westfalens	30,00 DM
17	Leitbilder für kleine bis mittelgroße Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen Gewässerlandschaften und Fließgewässertypen	30,00 DM
18	Ökologische Durchgängigkeit von Hochwasserrückhaltebecken	20,00 DM
19	Anforderungen an raumluftechnische Maßnahmen mit Gasabscheidung in Chemischreinigungen	20,00 DM
20	Empfehlungen für die Durchführung und Auswertung von Säulenversuchen gemäß Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV)	20,00 DM
21	Praxisleitfaden zum Einsatz der Ionenmobilitätsspektrometrie bei der Untersuchung von Rüstungsaltlasten	25,00 DM
22	Weitere Sachverhaltsermittlung bei Überschreitung von Prüfwerten nach der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung für die Wirkungspfade Boden – Mensch und Boden – Nutzpflanze	30,00 DM