

Heft-Nr. 81

Bodenschutz und Altlastenbearbeitung 2

**Untersuchung und Bewertung  
von altlastverdächtigen Flächen  
und Verdachtsflächen**

Wirkungspfad Boden – Pflanze - Tier

Bodenschutz und Altlastenbearbeitung 2

**Untersuchung und Bewertung  
von altlastverdächtigen Flächen  
und Verdachtsflächen**

Wirkungspfad Boden – Pflanze - Tier

Teil Leitfaden  
Teil Materialien

In der Titelreihe "Fachbeiträge des Landesumweltamtes" sind zum Bodenschutz und zur Altlastenbearbeitung bisher folgende Hefte erschienen:

- Heft 19           Schwermetallgehalte brandenburgischer Böden (1997)  
Heft 27           Entscheidungsmatrix als Handlungshilfe für die Erhaltung und Wiederherstellung von Bodenfunktionen in Niedermooren (1997)  
Heft 48           Die Bodenbelastung brandenburgischer Haus- und Kleingärten durch Schadstoffe (2000)  
Heft 77           - Bodenschutz und Altlastenbearbeitung 1 -  
                  Gefährdungsabschätzung und Sanierung von ehemaligen Rieselfeldern unter Berücksichtigung von BBodSchG/BBodSchV (2003)  
Heft 78           - Bodenschutz 1 -  
                  Anforderungen des Bodenschutzes an Planungs- und Zulassungsverfahren im Land Brandenburg -Handlungsanleitung- (2003)

Neuerscheinung:

- Heft 81           - Bodenschutz und Altlastenbearbeitung 2 -  
                  Untersuchung und Bewertung von altlastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen -Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier- (2003)

**Fachbeiträge des Landesumweltamtes - Titelreihe, Heft - Nr. 81  
- Bodenschutz und Altlastenbearbeitung 2 -**

Herausgeber:

Landesumweltamt Brandenburg (LUA)  
Berliner Str. 21-25  
14467 Potsdam  
Tel.: 0331 - 23 23 259  
Fax: 0331 - 29 21 08  
E-Mail: [infoline@lua.brandenburg.de](mailto:infoline@lua.brandenburg.de)

Redaktion:

LUA, Abteilung Abfallwirtschaft, Altlasten und Bodenschutz, Ref. A4 - Bodenschutz (Hr. Ritschel) und Ref. A3 - Altlasten (Dr. Fiebig) auf Grundlage des F+E-Vorhabens "Untersuchung und Bewertung von altlastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen – Wirkungspfad Boden(-Pflanze)-Tier -, Ingenieurbüro Feldwisch & IFUA-Projekt-GmbH, im Auftrag des LUA 2002

Potsdam, im Oktober 2003

Diese Druckschrift wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit des Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von Wahlwerbern zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zwecke der Wahlwerbung.

Nachdruck, auch auszugsweise, ist nur mit schriftlicher Genehmigung des Herausgebers gestattet.

## Teil                      Leitfaden

### Inhalt

<b>1</b>	<b>Einführung und Anwendungshinweise</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Untersuchungsumfang</b>	<b>1</b>
2.1	Erfassung	3
2.2	Orientierende Untersuchung	4
2.3	Detailuntersuchung	7
2.4	Nicht nach BBodSchV geregelte Parameter	13
<b>3</b>	<b>Maßnahmen zur Gefahrenabwehr sowie Handlungsempfehlungen</b>	<b>13</b>
3.1	Maßnahmen zur Gefahrenabwehr	15
3.1.1	Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen	15
3.1.2	Sanierungsmaßnahmen	15
3.2	Handlungs- und Nutzungsempfehlungen	16
3.3	Übersicht praxisrelevanter Maßnahmen	16

### Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 1:	Ablaufschema der Erfassung, Untersuchung und Bewertung von Verdachtsflächen sowie altlastverdächtigen Flächen aufgrund stofflicher Einwirkungen auf die Wirkungspfade Boden-Pflanze und Boden(-Pflanze)-Tier
Abb. 2:	Detailuntersuchungen zum Wirkungspfad Boden-Pflanze für die nach BBodSchV geregelten Parameter (Nutzgarten, Wohngarten und Ackerbau, nach LUA NRW 2000)
Abb. 3:	Vorgehensweise zur Abschätzung von bodenbürtigen Schadstoffgehalten

### Verzeichnis der Tabellen

Tab. 1:	Anhaltspunkte im Sinne § 3 Abs. 1 bis 3 BBodSchV für das Vorliegen einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast
Tab. 2:	Bewertung der Wirkungspfad des Boden-Nutzpflanze nach BBodSchV
Tab. 3:	Konkrete Anhaltspunkte im Sinne § 3 Abs. 4 BBodSchV für das Vorliegen einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast
Tab. 4:	Einfache Mittel zur Gefahrenabwehr im Sinne von § 3 Abs. 5 S. 2 BBodSchV
Tab. 5:	Beurteilungswerte für Schadstoffgehalte in Futterpflanzen
Tab. 6:	Regelfallvermutungen zu Verschmutzungsanteilen, die von dem im Bundesanzeiger 161a genannten 3 % Verschmutzungsanteil abweichen
Tab. 7:	Unterschiede beim Schadstofftransfer Boden-Ackerfutter und Boden-Wiesenaufwuchs
Tab. 8:	Maßnahmen für die Wirkungspfade Boden-Pflanze (B-P) und Boden(-Pflanze)-Tier (B-P-T)
Tab. 9:	Maßnahmen der Gefahrenabwehr in Überschwemmungsgebieten
Tab. 10:	Maßnahmen der Gefahrenabwehr auf ehemaligen Rieselfeldern

## 1 Einführung und Anwendungshinweise

Für die Wirkungspfade Boden-Pflanze und Boden(-Pflanze)-Tier unterstützt der vorliegende Leitfaden die Vollzugsaufgaben der zuständigen Behörden in Brandenburg bei der Untersuchung und Bewertung von altlastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen in der Untersuchungsphase gemäß BBodSchV. Praxisrelevante Maßnahmen zur Gefahrenabwehr sowie Handlungsempfehlungen bei Böden mit erhöhten Schadstoffgehalten werden aufgeführt.

Der Leitfaden basiert auf den Schlussfolgerungen des Materialbandes, der sachgerechte Empfehlungen zur Erkundung des Wirkungspfad Boden-Pflanze und Boden(-Pflanze)-Tier vorstellt und beschreibt. Bei der Untersuchung und Bewertung der genannten Wirkungspfade sind die rechtlichen Rahmenbedingungen und insbesondere die Überschneidungen und Abgrenzungen zu anderen Rechtsbereichen, insbesondere zwischen Bodenschutz- und Futtermittelrecht, zu berücksichtigen.

Zur sachgerechten Untersuchung und Bewertung der genannten Wirkungspfade sind vertiefte Kenntnisse des Schadstofftransfers vom Boden zur Pflanze bzw. zum Tier notwendig. Grundsätzlich ist dabei zur Beurteilung der Pflanzenbelastungen zu differenzieren hinsichtlich des Schadstofftransfers über die Wurzeln in die Pflanze (systemischer Pfad), über die Spaltöffnungen bzw. Kutikula der Blätter (Luftpfad) und über äußerliche Verschmutzungen der Pflanzen mit Bodenmaterial (Verschmutzungspfad). Spezifische Aspekte der Belastung von Nahrungs- und Futterpflanzen sind zu berücksichtigen.

Ziel ist es, den Praxisvollzug mit einem Leitfaden zur Umsetzung der erforderlichen Arbeitsschritte zu unterstützen. Die in diesem Zusammenhang notwendige Schematisierung und damit auch Vereinfachung wird dabei in Kauf genommen, was den Anwender jedoch nicht davon entbindet, die Grenzen dieser Verfahrensweisen zu erkennen. In spezifischen Einzelfällen kann somit ein von diesen „Regelabläufen“ abweichendes Vorgehen fachlich geboten sein.

Der Schwerpunkt wird auf den nach BBodSchV geregelten Untersuchungsablauf gelegt. Zu den Stoffen, für die noch keine Werteregulungen in der BBodSchV existieren, werden hier nur grundsätzliche Aussagen getroffen. Bei Bedarf ist der Materialband heranzuziehen, wo die in diesem Zusammenhang zu beachtenden fachlichen Anforderungen diskutiert werden.

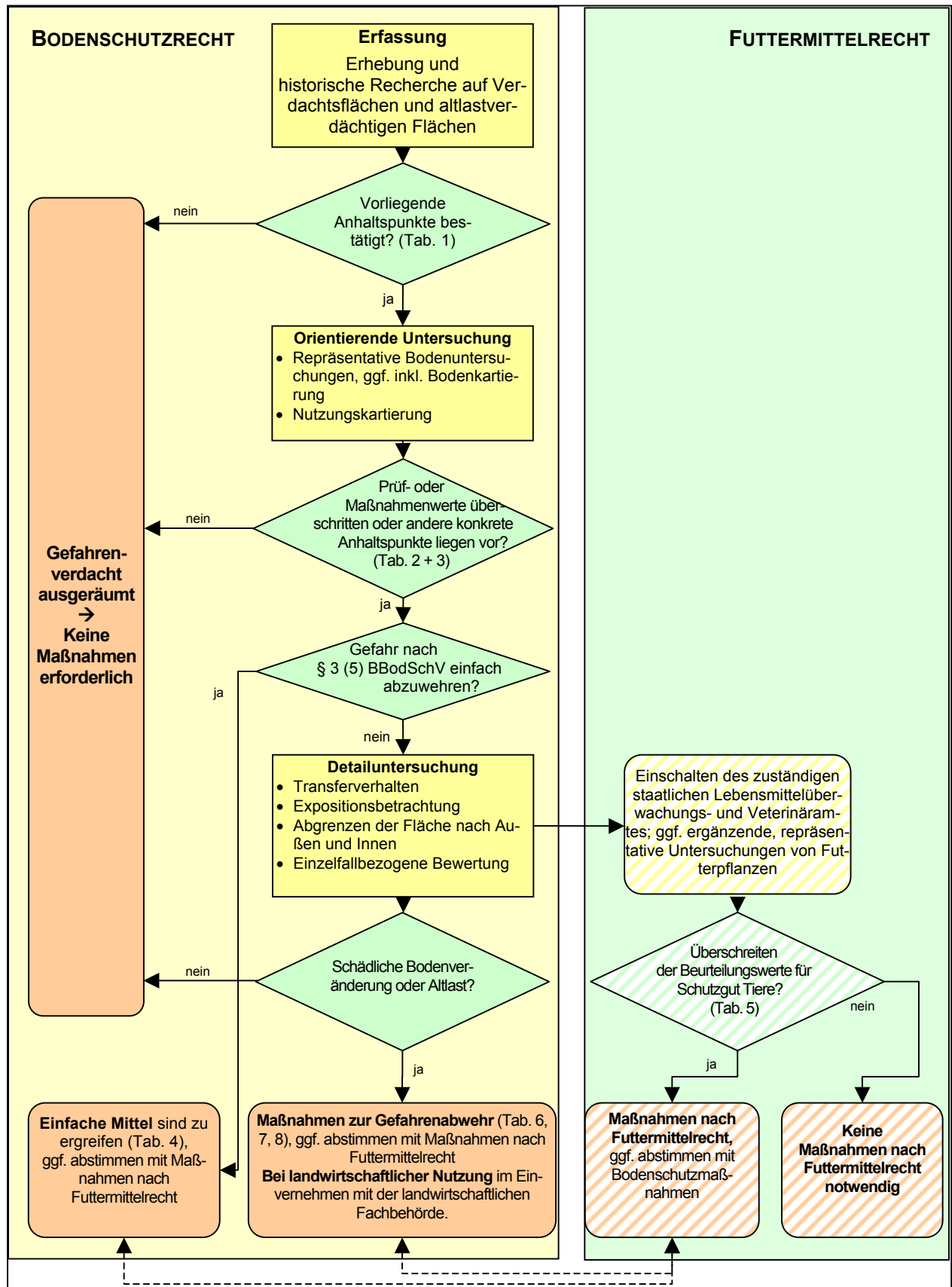
Der vorliegende Leitfaden wird komplettiert durch Ablaufschemata, die das angeführte Vorgehen bei der Untersuchung übersichtlich darstellen.

Für die Vollzugspraxis wird darauf hingewiesen, dass bei der Bearbeitung von schädlichen Bodenveränderungen und Altlasten der Wirkungspfad Boden(-Pflanze)-Tier zumeist eine unterschiedliche Relevanz hat. So wird dieser Wirkungspfad bei Altlastenuntersuchungen in der Regel nicht bewertungsrelevant sein, da auf Altlasten nur selten Nutzpflanzen angebaut werden. Aus diesem Grund spielt auf Altlasten der Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze im Vergleich zu den Wirkungspfaden Boden-Mensch und Boden-Grundwasser eher eine nachrangige Rolle. Lediglich bei Kleingärten auf Altablagerungen, landwirtschaftlichen Nutzungen auf Rieselfeldern oder ähnlichen Flächennutzungen kann der Wirkungspfad Boden-Pflanze bewertungsrelevant werden. Im Gegensatz dazu hat der Wirkungspfad Boden(-Pflanze)-Tier bei schädlichen Bodenveränderungen aufgrund stofflicher Einwirkungen eine gewichtige Bedeutung.

## 2 Untersuchungsumfang

Für die Wirkungspfade Boden-Pflanze und Boden(-Pflanze)-Tier folgen die Arbeitsschritte der Untersuchungen und Bewertungen dem Ablaufschema in Abbildung 1. Zu unterscheiden sind die Arbeitsschritte Erfassung, orientierende Untersuchung, Detailuntersuchung und Ableitung notwendiger Maßnahmen der Gefahrenabwehr. Spezifisch für den Wirkungspfad Boden(-Pflanze)-Tier erfolgt im Rahmen der bodenschutzfachlichen Detailuntersuchung eine Bewertung der Pflanzengehalte anhand der Beurteilungswerte nach Futtermittelrecht für das Schutzgut Tier.

**Abb. 1: Ablaufschema der Erfassung, Untersuchung und Bewertung von Verdachtsflächen sowie alllastverdächtigen Flächen aufgrund stofflicher Einwirkungen für die Wirkungspfade Boden-Pflanze und Boden(-Pflanze)-Tier**



## 2.1 Erfassung

Die Erfassung von Verdachtsflächen und altlastverdächtigen Flächen erfolgt auf der Grundlage der §§ 11 bzw. 21 Abs. 2 BBodSchG. Liegen der zuständigen unteren Bodenschutzbehörde Anhaltspunkte für das Vorliegen einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast vor, so soll sie zur Ermittlung des Sachverhalts die geeigneten Maßnahmen ergreifen (§ 9 Abs.1 BBodSchG). Gemäß § 3 Abs.1 bis 3 BBodSchV soll die Verdachtsfläche oder altlastverdächtige Fläche zunächst einer historischen Recherche und anschließend ggf. einer orientierenden Untersuchung unterzogen werden. Im Rahmen der Erhebung und der historischen Recherche ist auf bereits vorliegende Untersuchungen, Gutachten und andere Unterlagen zurückzugreifen. Die Eigentümer oder die Inhaber der tatsächlichen Gewalt sind im Hinblick auf Nutzungsgeschichte und Auffälligkeiten zu befragen. Dabei sind insbesondere auch historische Nutzungen und Hinweise auf mögliche Emissionsquellen einzubeziehen.

In vielen Fällen können Anhaltspunkte im Sinne § 3 Abs. 1 bis 3 BBodSchV schon allein anhand der Nutzungsgeschichte und der geografischen Lage einer Fläche gewonnen werden. Für den Wirkungspfad Boden(-Pflanze)-Tier sind als Verdachtsflächen schädlicher Bodenveränderungen typische Fallgestaltungen heranzuziehen (Tab. 1).

**Tab. 1: Anhaltspunkte im Sinne § 3 Abs. 1 bis 3 BBodSchV für das Vorliegen einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast**

<b>Anhaltspunkte</b>
<b>Altstandorte</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Grundstücke, auf denen über einen längeren Zeitraum oder in erheblicher Menge mit Schadstoffen umgegangen wurde und die jeweilige Betriebs-, Bewirtschaftungs- oder Verfahrensweise oder Störungen des bestimmungsgemäßen Betriebs nicht unerhebliche Einträge solcher Stoffe in den Boden vermuten lassen</li> </ul>
<b>Altablagerungen</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Gefahren für den Boden sind zu vermuten, wenn die Art des Betriebes oder der Zeitpunkt der Stilllegung den Verdacht nahe legen, dass Abfälle nicht sachgerecht behandelt, gelagert oder abgelagert wurden.</li> </ul>
<b>Immissionsgebiete</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Luftbürtige Schadstoffeinträge in der Nähe emittierender Betriebe, in Randbereichen von großen Siedlungen und stark frequentierter Straßen bewirken zumeist Schadstoffanreicherungen in Böden. Diffuse Belastungen können in (ehemals) bergbaulich genutzten Gebieten durch braunkohleverarbeitende Betriebe oder Kraftwerke verursacht worden sein.</li> </ul>
<b>Überschwemmungsgebiete / Polder und Böden aus Auensedimenten</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Böden in Überschwemmungsgebieten und Poldern werden in Folge der Sedimentation von Schwebstoffen während der Überflutung bzw. des Einstaus mit Schadstoffen angereichert. Neben dem naturbedingten Stofftransfer haben vor allem die Stoffeinleitungen in Fließgewässer zu starken Bodenbelastungen in Auen beigetragen. Böden aus Auensedimenten sind auch dann als Anhaltspunkte zu werten, wenn z.B. auf Grund von wasserbaulichen Maßnahmen aktuell keine Überschwemmungen mehr stattfinden.</li> </ul>
<b>Rieselfelder</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Böden in Rieselfeldern sind durch die Aufleitung von schadstoffhaltigen Abwässern zumeist stark mit Schadstoffen angereichert (vgl. unter anderem brandenburgische „Leitfaden zur Gefährdungsabschätzung und Sanierung von ehemaligen Rieselfeldern“, Fachbeiträge des LUA, Heft 77, 2003 - Gefährdungsabschätzung und Sanierung von ehemaligen Rieselfeldern...-).</li> </ul>
<b>Güllehochlastflächen</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Gülle kann fütterungs- und tierartenspezifisch erhöhte Schadstoffgehalte aufweisen (z.B. enthält Schweinegülle erhöhte Kupfergehalte und Geflügelgülle erhöhte Kupfer- und Zinkgehalte) Bei intensiver Güllewirtschaft sind Anreicherungen im Boden zu erwarten.</li> </ul>
<b>Beaufschlagte Böden</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Böden, auf die in der Vergangenheit erhebliche Mengen an belasteten Materialien (z.B. Klärschlämme, Gewässersedimente) aufgebracht worden sind, können mit materialspezifischen Schadstoffen kontaminiert sein.</li> </ul>

Auf der Grundlage der Erhebung und der historischen Recherche schließt die Erfassung mit der Erstbewertung als 1. Schritt der Gefährdungsabschätzung ab:

- **Entlassen der Fläche aus dem Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast für aktuelle Nutzungen und alle planungsrechtlich zulässige Nutzungsalternativen, soweit die Anhaltspunkte nicht bestätigt wurden. Damit schließt die Untersuchung und Bewertung der Fläche unmittelbar ab, es sind keine weitergehenden Arbeiten notwendig.**
- **Werden die Anhaltspunkte in Bezug auf die aktuellen oder die planungsrechtlich zulässigen Nutzungen bestätigt, dann ist die orientierende Untersuchung zu veranlassen (Kap. 2.2).**

## 2.2 Orientierende Untersuchung

Die orientierende Untersuchung nach § 3 Abs. 3 BBodSchV in Verbindung mit den Anforderungen an die Probenahme, Analytik und Qualitätssicherung nach Anhang 1 BBodSchV zielt darauf ab, den Verdacht im Hinblick auf das Vorliegen einer schädlichen Bodenveränderungen oder einer Altlast hinreichend genau zu bestätigen oder zu verwerfen. Nach § 9 Abs. 1 BBodSchG ist die orientierende Untersuchung von den unteren Bodenschutzbehörden durchzuführen.

Im Rahmen der orientierenden Untersuchungen sind alle am Standort vorkommenden Wirkungspfade zu berücksichtigen. Die methodischen Rahmenbedingungen zur probennahmetechnischen und laboranalytischen Vorgehensweise bei der Durchführung dieser Untersuchungen sind in der BBodSchV weitestgehend vorgegeben, müssen aber an die standortspezifischen Gegebenheiten angepasst werden. Dabei liegt der Schwerpunkt der Untersuchung darin, das auf der zu betrachtenden Fläche anzutreffende Belastungsausmaß des Bodens im Hinblick auf die zu bewertenden Wirkungspfade, also hier der Wirkungspfade Boden-Pflanze und Boden(-Pflanze)-Tier, ausreichend repräsentativ und aussagekräftig beschreiben zu können.

Dazu sind möglichst flächenrepräsentative Bodenuntersuchungen durchzuführen, die zumeist auf einer Rasterbeprobung basieren. Liegen ausreichend genaue Kenntnisse zu Belastungsdifferenzierungen vor, dann sind Belastungsschwerpunkte gezielt zu beproben. Bei Böden mit gleichmäßiger Beschaffenheit (Bodenart, Gehalt an organischer Substanz, Wasser- und Lufthaushalt, Belastungsparameter und -höhe) sind die Flächen wie folgt aufzuteilen:

Flächengröße (ha)	Mindestanzahl an Mischproben
< 0,5	1
< 10	3 (-10)
> 10	≥ 10

Jede Mischprobe wird aus 15 bis 25 Einzeleinstichen je Teilfläche gewonnen.

Die Probenanzahl muss umso größer sein, je heterogener die Verdachtsfläche oder alllastverdächtige Fläche ist. So sind zum Beispiel Klein- und Vorgärten auch bei Flächengrößen unter 0,5 ha in der Regel mit einer Mischprobe nicht repräsentativ zu bewerten. In diesem Fall sind zumindest Differenzierungen hinsichtlich Nutz- und Zierflächen sowie hinsichtlich des Nutzungsalters zu berücksichtigen.

Im Hinblick auf die Beprobungstiefe wird bei Ackerflächen und Nutzgärten der Bearbeitungshorizont (= Ober- oder Mutterboden) beprobt, der in der Regel 0-30 cm mächtig ist. Eine Unterbodenprobe wird zumeist zwischen 30 und 60 cm als Mischprobe gewonnen, wobei deutlich abweichende Horizonte getrennt zu beproben sind. Das heißt, dass die Beprobungstiefen an die Horizontfolge des Untersuchungsstandortes anzupassen sind.

Grünland ist in der Regel zwischen 0 und 10 sowie zwischen 10 und 30 cm Bodentiefe zu beproben. Auch hier ist letztlich die Horizontabfolge maßgeblich für die Festlegung der Beprobungstiefen.

Die Festlegung des Parameterumfangs erfolgt auf Grundlage der Ergebnisse der Erfassung (vermutendes Schadstoffinventar). Zu berücksichtigen sind auch Parameter, für die dafür aktuell noch keine (wirkungspfadbezogenen) Prüf- oder Maßnahmenwerte verfügbar sind.



Untersuchung und Bewertung von altlastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
**- Leitfaden -**

Die relevanten Schadstoffe sind entsprechend den Vorgaben des Anhangs 1 der BBodSchV zu analysieren. Im Falle der Schwermetalle sind die Gesamtgehalte nach Extraktion mit Königswasser zu ermitteln. Zusätzlich sind bei einigen Elementen die pflanzenverfügbare Fraktion nach Ammoniumnitrat-Extraktion zu ermitteln, wenn die Prüfwerte auf diesem Extraktionsverfahren beruhen.

Liegen für die Verdachtsfläche keine Bodenkartierungen vor, dann sind gemäß Anhang 1 Nr.1.1 der BBodSchV Kartierungen entsprechend der Bodenkundlichen Kartieranleitung, 4. Auflage, berichtigter Nachdruck 1996, in dem Umfang durchzuführen, der für die Gefahrenbeurteilung erforderlich ist. Als Mindestumfang ist im Allgemeinen die Kartierung der Bodenformen (Bodentypen, Substrate inkl. Bodenarten) und etwaiger Belastungsanzeichen, wie z.B. Farb-, Geruchs- Durchwurzelungsabnormitäten anzusehen. Zumeist bietet es sich aus arbeitswirtschaftlichen Gründen und Kostenaspekten an, im Rahmen der Bodenkartierung auch die Humusgehaltsklassen und den pH-Wert-Status direkt mit zu erfassen.

Die festgelegten Prüf- und Maßnahmenwerte nach Tabelle 2 gelten für die Bewertung von Oberböden, was bei einer ackerbaulichen oder gärtnerischen Nutzung einer Tiefe von bis zu 30 cm, bei Grünland bis zu 10 cm entspricht. Für die darunter liegende Bodenschicht (bis 60 cm bei Ackerbau und Nutzgarten bzw. bis 30 cm bei Grünland) ist das jeweils 1,5-fache des jeweiligen Prüf- bzw. Maßnahmenwertes heranzuziehen.

**Tab. 2: Bewertung des Wirkungspfades Boden-Nutzpflanze nach BBodSchV**

Schadstoff	Methode	Ackerbau / Nutzgarten (Pflanzenqualität)		Ackerbau (Wachstumsbeeinträchtigungen)	Grünland (Pflanzenqualität)
		Prüfwert	Maßnahmenwert	Prüfwert	Maßnahmenwert
Arsen	KW*	200 <sup>1</sup>	-	-	50
	AN <sup>·</sup>	-	-	0,4	-
Blei	KW*	-	-	-	1.200
	AN <sup>·</sup>	0,1	-	-	-
Cadmium	KW*	-	-	-	20
	AN <sup>·</sup>	-	0,04/0,1 <sup>2</sup>	-	-
Kupfer	KW*	-	-	-	1.300 <sup>3</sup>
	AN <sup>·</sup>	-	-	1	-
Nickel	KW*	-	-	-	1.900
	AN <sup>·</sup>	-	-	1,5	-
Quecksilber	KW*	5	-	-	2
	AN <sup>·</sup>	-	-	-	-
Thallium	KW*	-	-	-	15
	AN <sup>·</sup>	0,1	-	-	-
Zink	KW*	-	-	-	-
	AN <sup>·</sup>	-	-	2	-
Benzo(a)-pyren		1	-	-	-
PCB <sub>6</sub>		-	-	-	0,2

in mg/kg Trockenmasse, Analytik nach Vorgaben BBodSchV

<sup>1</sup> Bei Böden mit zeitweise reduzierenden Verhältnissen gilt ein Prüfwert von 50 mg/kg.

<sup>2</sup> Auf Flächen mit Brotweizenanbau oder Anbau stark Cadmium-anreichernder Gemüsearten gilt ein Maßnahmenwert von 0,04 mg/kg, ansonsten gilt als Maßnahmenwert 0,1 mg/kg.

<sup>3</sup> Bei Grünlandnutzung durch Schafe: 200 mg/kg.

\* KW = Königswasserextrakt

· AN = Ammoniumnitratextrakt

Der Problematik der nach BBodSchV im Kontext des Wirkungspfades Boden-Pflanze nicht geregelten Parameter wird in Kapitel 2.4 nachgegangen.

Das Ziel orientierender Untersuchungen ist es letztlich, konkrete Anhaltspunkte für das Vorliegen einer schädlichen Bodenveränderung oder einer Altlast zu ermitteln (vgl. Tab. 3). Dazu sind Flächen mit Überschreitung von Prüf- bzw. Maßnahmenwerten gemäß BBodSchV von denen mit Unterschreitung zu unterscheiden, wobei die Gegebenheiten des Einzelfalles zu berücksichtigen sind. Im Falle fehlender Bodenwerte können auch andere Beurteilungshilfen herangezogen werden.

**Tab. 3: Konkrete Anhaltspunkte im Sinne § 3 Abs. 4 BBodSchV für das Vorliegen einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast**

Konkrete Anhaltspunkte
<ul style="list-style-type: none"><li>• Prüf- bzw. Maßnahmenwertüberschreitungen nach BBodSchV am Beurteilungsort</li><li>• Bei fehlenden Prüf-/Maßnahmenwerten: Andere Beurteilungswerte, insbesondere gemäß Bundesanzeiger Nr. 161a vom 28. August 1999 abgeleitete Werte</li><li>• Bekannte Bodenbelastungen an vergleichbaren Standorten, z.B. bekannte schädliche Bodenveränderungen durch stoffliche Einwirkungen in anderen Auenabschnitten des gleichen Gewässersystems oder bekannte Einleiter (auch historische) (Standorte sind dann vergleichbar, wenn Nutzung, Deckschicht und Überschwemmungseinfluss übereinstimmen = homogene Raumeinheiten)</li><li>• Nahrungspflanzen, deren Belastungen auf stoffliche Bodenbelastungen zurückzuführen sind, mit Überschreitungen der zulässigen Höchstgehalte nach Kontaminanten-Verordnung*</li><li>• Futterpflanzen, deren Belastungen auf stoffliche Bodenbelastungen zurückzuführen sind, mit Überschreitungen der zulässigen Höchstgehalte nach FMV bzw. VDI*</li><li>• Tierische Nahrungsmittel, deren Belastungen auf stoffliche Bodenbelastungen zurückzuführen sind, mit Überschreitungen der zulässigen Höchstgehalte nach Kontaminanten-Verordnung*</li></ul>

\* Untersuchungen der Nutzpflanzen oder tierischer Nahrungsmittel werden nicht im Rahmen der orientierenden Untersuchung durchgeführt, sondern allenfalls in der Detailuntersuchung. Liegen jedoch Ergebnisse bereits vor, dann können diese im Rahmen der orientierenden Untersuchung zur Bewertung mit herangezogen werden.

Zum Abschluss der orientierenden Untersuchungen sind folgende Bewertungsergebnisse möglich:

- **Der Verdacht auf schädliche Bodenveränderungen ist insbesondere dann als ausgeräumt anzusehen, wenn Prüfwerte für aktuelle Nutzungen und alle planungsrechtlich zulässige Nutzungsalternativen unterschritten werden. Daraus folgt, dass die Fläche aus dem Verdacht entlassen werden kann. Damit schließt die Untersuchung und Bewertung der Fläche unmittelbar ab, es sind keine weitergehenden Arbeiten notwendig.**
- **Wird der Verdacht im Hinblick auf die aktuellen oder die planungsrechtlich zulässigen Nutzungen durch Prüf- oder Maßnahmenwertüberschreitungen oder sonstiger konkreter Anhaltspunkte erhärtet, dann ist nach § 3 Abs. 5 Satz 2 BBodSchV zuerst zu überprüfen, ob von einer Detailuntersuchung abgesehen werden kann.**

**Dies ist der Fall, wenn die von einer schädlichen Bodenveränderung oder einer Altlast ausgehenden Gefahren, erheblichen Nachteile oder erheblichen Belästigungen nach Feststellung durch die untere Bodenschutzbehörde mit einfachen Mitteln abgewehrt oder sonst beseitigt werden können). Ist dies nicht der Fall, dann sind Detailuntersuchungen zu veranlassen (Kapitel 2.3).**

**Tab. 4: Einfache Mittel zur Gefahrenabwehr im Sinne von § 3 Abs. 5 S. 2 BBodSchV (vgl. auch Tabelle 6 ff.)**

Einfache Mittel zur Gefahrenabwehr	
•	Regulierung der Pflanzenverfügbarkeit der Schadstoffe durch a) pH-Wert-Anpassung b) Ausbringen von Sorptionsträgern (tonige und humose Substrate oder Eisenoxide) (Beide Maßnahmen sind nur bei Acker- oder Wiesennutzung ausreichend wirksam. Ferner können Sorptionsträger auf Grünland wegen der fehlenden Bodenbearbeitung nur eingeschränkt ausgebracht werden.)
•	Umstellung von Weiden- auf Wiesennutzung zur Verringerung des Verschmutzungsanteils.
•	Auswahl geeigneter Bergungs- und Ernteverfahren mit sehr geringer Pflanzenverschmutzung
•	Nutzungsausgrenzen von potenziell stärker belasteten Bereichen (z. B. Senken) a) temporär in Auen nach Überschwemmungen b) dauerhaft bei permanenter Gefahr wie z.B. hochbelasteten Rieselfeldbereichen (Absetzbecken, Schlammbeete und Gräben)
•	Verzicht auf Weidenutzung im Winterhalbjahr und in nassen Perioden

### 2.3 Detailuntersuchung

Detailuntersuchungen kommen dann zum Tragen, wenn auf Grund der orientierenden Untersuchungen der Verdacht auf schädliche Bodenveränderungen in Bezug auf die Wirkungspfade Boden-Pflanze oder Boden(-Pflanze)-Tier als erhärtet angesehen werden muss. Das Ziel der Detailuntersuchung besteht in erster Linie darin, das Ausmaß der Bodenbelastung festzustellen sowie eine Abschätzung des Schadstoffgehaltes in der Pflanze bzw. in Pflanzenteilen vorzunehmen. Darauf aufbauend kann die Größenordnung der Exposition des Menschen beim Verzehr schadstoffbelasteter Nahrungspflanzen bzw. des Tieres bei der Aufnahme schadstoffbelasteter Futterpflanzen (inklusive Bodenaufnahme) abgeschätzt werden (vgl. auch § 2 Nr. 4 BBodSchV).

Nach § 9 Abs. 2 BBodSchG kann die Bodenschutzbehörde beim Vorliegen konkreter Anhaltspunkte anordnen, dass die in § 4 Abs. 3, 5 und 6 genannten Personen die notwendigen Untersuchungen zur Gefährdungsabschätzung durchzuführen haben. Sieht die Behörde von dieser Möglichkeit ab, dann hat sie selbst die Detailuntersuchung vorzunehmen oder kann sie an Gutachter / Sachverständige als Auftragsarbeit vergeben.

Die konkret in diesem Kontext durchzuführenden Untersuchungsschritte sind in der BBodSchV nicht explizit aufgeführt. In den Anforderungen an die Detailuntersuchungen werden jedoch die folgenden zwei Aspekte betrachtet:

- Das Ausmaß und die räumliche Verteilung der Schadstoffgehalte sind abschließend zu ermitteln.
- Art und Ausmaß der von einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast ausgehenden Schutzgutgefährdung sind in Bezug auf die Wirkungspfade Boden-Pflanze bzw. Boden(-Pflanze)-Tier abschließend festzustellen, wobei auch Aussagen über pflanzenverfügbare Schadstoffanteile ermöglicht werden sollen.

Als grundsätzliche Zielsetzung der Detailuntersuchung kann somit festgehalten werden, dass jeweils die in den Standardszenarien der Prüfwertableitung verwendeten Annahmen und Kriterien auf den Einzelfall zu beziehen und gegebenenfalls anzupassen sind. Hierbei ist zu differenzieren in:

- **Untersuchungen am Boden (Donator).** Diese umfassen boden- und stoffbezogene Untersuchungen, wie beispielsweise die Ermittlung der Mobilität bzw. Mobilisierbarkeit von Schadstoffen zur Bestimmung des pflanzenverfügbaren Anteils, was jedoch nicht in allen Fallgestaltungen möglich ist.
- **Untersuchungen zum Stoffübergang (Transmission).** Hierbei sind Transferabschätzungen in Bezug auf den Übergang Boden-Pflanze vorzunehmen, die auf Grundlage der physikalisch-

chemischen Gegebenheiten des Bodens, des Schadstoffinventars und der jeweils bewertungsrelevanten Pflanzenarten bzw. Pflanzenteile durchzuführen sind.

- **Untersuchungen an der Pflanze (Akzeptor).** Als Ziel wird hierbei die direkte Bestimmung der Schadstoffbelastung am Schutzgut verfolgt. Um zu verallgemeinerbaren und in der Prognose verlässlichen Daten zu kommen, sind dieser Vorgehensweise einige Grenzen gesetzt bzw. müssen folgende Aspekte bei der Untersuchungsplanung einfließen:
  - Nicht alle **Schadstoffe** können problemlos in pflanzlichem Gewebe bestimmt werden (Beispiel: Abbauprodukte von organischen Substanzen).
  - Die **Anbaubedingungen und -einflüsse** müssen bekannt sein (Düngereinsatz, Wässerung, Kulturdauer etc.).
  - Hinsichtlich des Anreicherungsvermögens bestehen Unterschiede bei den einzelnen **Pflanzenarten** und **-sorten** sowie den verschiedenen **Pflanzenorganen**.
  - Bei der **Probenvorbereitung** ist zu entscheiden, ob Verschmutzungen des Pflanzengewebes durch äußere Anhaftungen mit berücksichtigt werden sollen. Dies ist insbesondere bei Futterpflanzen von entscheidender Relevanz (s.u.).
  - Die **Anzahl** zu untersuchender **Pflanzen** ist so festzulegen, dass mögliche individuelle Variabilitäten erfasst werden können.
  - Die **Analysenanzahl** pro Nutzpflanzenart und -sorte muss verallgemeinerbare Aussagen zum Boden-Pflanzenpfad am Standort zulassen.
  - Untersuchungen in einer **Vegetationsperiode** sind nicht generell auf andere Jahre übertragbar, da der Witterungsverlauf die Transferraten stark beeinflusst. Ferner spielt auch der **Zeitpunkt** der Probenahme eine Rolle, weil die Pflanzenkonzentrationen durch unterschiedliche Wuchsbedingungen in der Vegetationsperiode stark variieren können.
  - Die **Anbauflächen** müssen eine genügende Repräsentativität hinsichtlich der bodenbedingten Einflussfaktoren aufweisen.

Einen Überblick über das zu empfehlende Vorgehen in Bezug auf die Parameter der BBodSchV für den Wirkungspfad Boden-Pflanze ermöglicht die Abbildung 2.

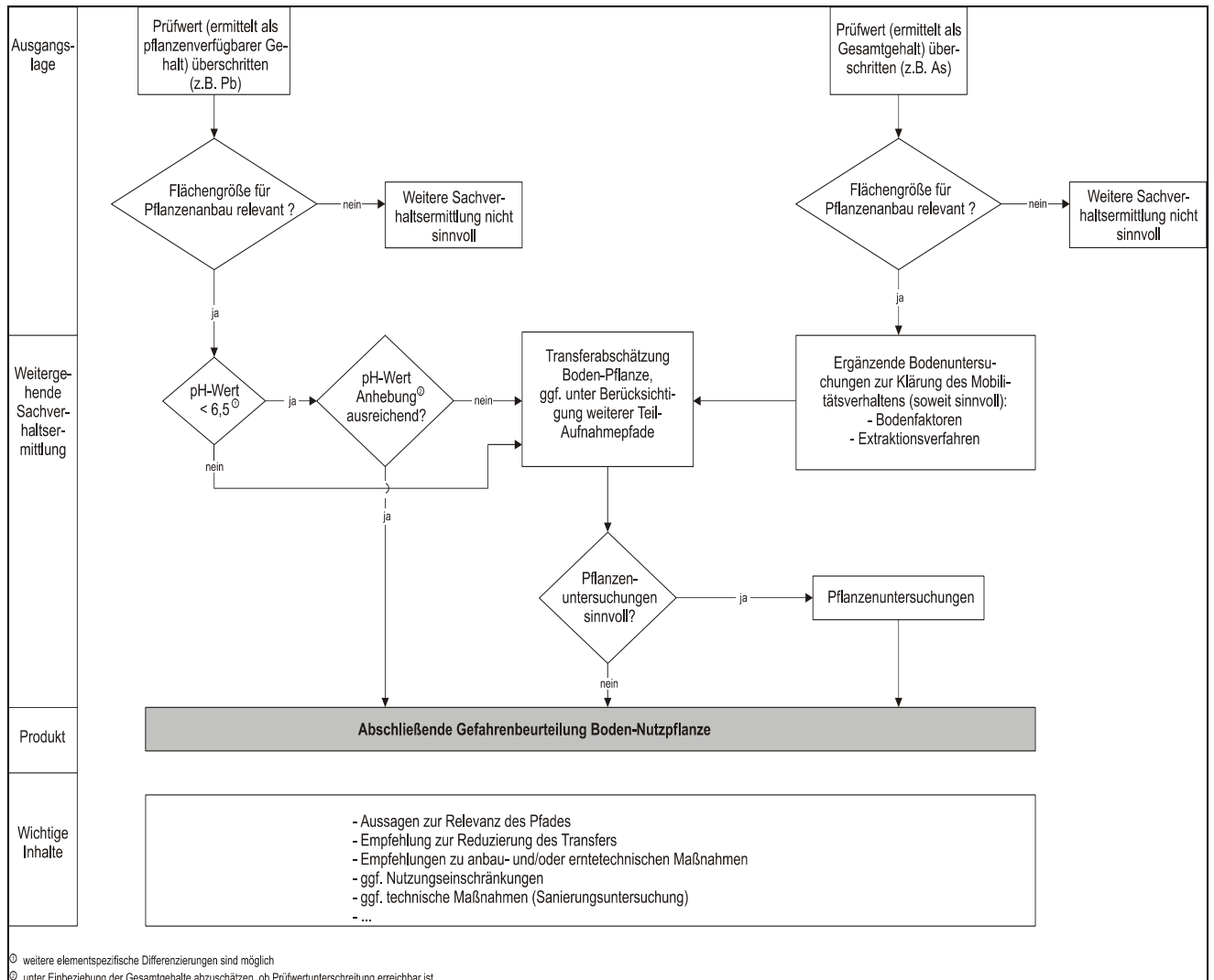
Die Untersuchungs- und Bewertungsschritte für den Wirkungspfad Boden-Pflanze gelten auch für den Wirkungspfad Boden(-Pflanze)-Tier. Jedoch müssen die Arbeitsschritte auf die spezifischen Bedingungen des Schadstofftransfers vom Boden über die Pflanze bis zum Tier abgestimmt werden. Neben dem Schadstofftransfer über den systemischen Pfad und den Luftpfad ist der Verschmutzungspfad von besonderer Relevanz. Praxisuntersuchungen haben gezeigt, dass Futtermittel in Abhängigkeit vom Tierhaltungs- und Fütterungsverfahren sowie der eingesetzten Erntetechnik mit Bodenbeimengungen von bis zu 10 Gew.-% verschmutzt sein können. Aus diesem Grund wird die Schadstoffaufnahme der Nutztiere weitgehend durch den Verschmutzungspfad verursacht.

Neben bodenschutzrechtlichen Bestimmungen sind für die Bewertung der Schadstoffbelastung von Futtermitteln futtermittelrechtliche Regelungen zu berücksichtigen. Insofern sind die zuständigen Landwirtschaftsämter der Landkreise bzw. die staatlichen Lebensmittelüberwachungs- und Veterinärämter einzubinden, wenn relevante Schadstoffbelastungen der Futterpflanzen aufgrund von Schadstoffbelastungen der Böden bestehen oder zu erwarten sind.

Einen Überblick hinsichtlich der relevanten Beurteilungswerte für Schadstoffe in Futterpflanzen gibt Tabelle 5. Der Gehalt an unerwünschten Stoffen in Futtermitteln darf nach § 23 Abs. 1 S. 1 FMV die in Anlage 5 festgesetzten Höchstgehalte nicht überschreiten.

Untersuchung und Bewertung von altlastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
 Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
 - Leitfaden -

**Abb. 2: Detailuntersuchungen zum Wirkungspfad Boden-Pflanze für die nach BBodSchV geregelten Parameter (Nutzgarten, Wohngarten und Ackerbau, nach LUA NRW 2000)**



<sup>⓪</sup> weitere elementspezifische Differenzierungen sind möglich

<sup>⓪</sup> unter Einbeziehung der Gesamtgehalte abzuschätzen, ob Prüfwertunterschreitung erreichbar ist

**Tab. 5: Beurteilungswerte für Schadstoffgehalte in Futterpflanzen**

Ackerfutterbau und Grünland		
Parameter	Beurteilungswerte (mg/kg TS)	Bezugsquelle
<b>Arsen</b>	2,27 <sup>1)</sup>	FMV
<b>Blei</b>	45,45 <sup>1)2)</sup> 30,0 11,36 <sup>1)</sup> – 34,09 <sup>1)</sup> 5,68 <sup>1)</sup> – 45,45 <sup>1)</sup> 25,0	FMV NRC <sup>4)</sup> Sauerbeck <sup>5)</sup> VDI <sup>6)</sup> Ammermann/Anke <sup>7)</sup>
<b>Cadmium</b>	1,14 <sup>1)3)</sup> 0,5 0,57 <sup>1)</sup> – 1,14 <sup>1)</sup> 0,06 <sup>1)</sup> – 0,91 <sup>1)</sup> 0,5 – 1,0	FMV NRC Sauerbeck <sup>5)</sup> VDI <sup>6)</sup> Ammermann/Anke <sup>7)</sup>
<b>Chrom</b>	3000,0 56,82 <sup>1)</sup> – 340,91 <sup>1)</sup>	NRC Sauerbeck <sup>5)</sup>
<b>Kobalt</b>	10,0	NRC
<b>Kupfer</b>	Rind: 70,0 100,0 Schaf: 10,0 25,0 alle: 11,36 <sup>1)</sup> – 340,91 <sup>1)</sup> Schaf: 15,0	nach Kirchgessner als Toleranzwert <sup>8)</sup> NRC nach Kirchgessner als Toleranzwert <sup>8)</sup> NRC Sauerbeck <sup>5)</sup> Ammermann/Anke <sup>7)</sup>
<b>Nickel</b>	50,0 56,82 <sup>1)</sup> – 284,09 <sup>1)</sup> 56,82 <sup>1)</sup> – 113,36 <sup>1)</sup> 100,0	NRC Sauerbeck <sup>5)</sup> VDI <sup>6)</sup> Ammermann/Anke <sup>7)</sup>
<b>Quecksilber</b>	0,11 <sup>1)</sup> 1,0	FMV Ammermann et al. 1980/Anke 1987
<b>Zink</b>	150,0 340,91 <sup>1)</sup> – 1136,36 <sup>1)</sup> 390,91 <sup>1)</sup> – 1136,36 <sup>1)</sup> 500,0	nach Kirchgessner als Toleranzwert <sup>8)</sup> Sauerbeck <sup>5)</sup> VDI <sup>6)</sup> Ammermann/Anke <sup>7)</sup>

Fettdruck: Zur Ableitung von Prüf- und Maßnahmenwerte herangezogene Quellen.

- 1) Umgerechnet auf TS
- 2) 22,73 für Kälber, Schaf- und Ziegenlämmer
- 3) 0,57 für Kälber, Schaf- und Ziegenlämmer
- 4) National Research Council 1980
- 5) Sauerbeck 1989
- 6) VDI 1983, 1990, 1991a und 1991b
- 7) Ammermann et al. 1980/Anke 1987
- 8) Kirchgessner 1987

Hinweis: Nicht die Schadstoffgehalte der unverschmutzten Pflanzen sind ausschlaggebend, sondern der Schadstoffgehalt der Pflanzen unter Berücksichtigung eines praxisüblichen Verschmutzungsanteils von 3 % Bodenbeimengungen. Im konkreten Einzelfall kann der Verschmutzungsanteil zwischen 1 und 10 % schwanken.

Im Rahmen der Detailuntersuchung sind unter anderem folgende Aspekte beim Wirkungspfad Boden(-Pflanze)-Tier zu berücksichtigen:

- **Nutztierarten:** Nutztierarten reagieren unterschiedlich empfindlich auf Schadstoffbelastungen. Hinlänglich bekannt ist die Empfindlichkeit von Schafen gegenüber erhöhten Cu-Gehalten im Futter.
- **Haltungssysteme:** Die verschiedenen Nutztierarten werden zumeist auch unterschiedlich gehalten. Das Haltungssystem hat Einfluss auf die Schadstoffaufnahme. Alle Freilandhaltungssysteme bewirken höhere Aufnahmearten von Boden mit dem Futter, so dass der Verschmutzungspfad im Vergleich zu Stallhaltungssystemen eine größere Rolle spielt. Weidehaltung ist v.a. für Rinder

und Schafe relevant. Schweine und Geflügel werden überwiegend ganzjährig im Stall gehalten.

Vor diesem Hintergrund sind bei der Bewertung von alllastenverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen die konkreten Haltungsbedingungen zu berücksichtigen.

- **Fütterungsverfahren und Futterzusammensetzung:** Futtermittel unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Schadstoffgehalte zum Teil sehr deutlich. Wiesenaufwuchs und Ackerfutter ist grundsätzlich geringer verschmutzt als Weidenaufwuchs. Mais ist aufgrund seiner Wuchseigenschaften geringer verschmutzt als alle bodennah wachsenden Futtermittel (z.B. Gras, Luzerne, Futterrüben).  
Aus diesen Gründen muss die Gefahrenbeurteilung auch die Zusammensetzung der Grundfütterung berücksichtigen, um die Schadstoffaufnahme richtig kalkulieren zu können.
- **Verschmutzungsgrad des Futters:** Bei Grünlandfutter sollte im Regelfall bei der Abschätzung der Schadstoffbelastung von Nutztieren mit einem mittleren Verschmutzungsanteil von 3 % des KW-extrahierbaren Bodengehaltes ausgegangen werden. Nur bei konkreten Hinweisen auf deutlich andere Bedingungen können bei der Bewertung abweichende Verschmutzungsanteile zur Gefahrenbeurteilung herangezogen werden (Tab. 6).

Als konkrete Hinweise auf **andere Verschmutzungsanteile** können z.B. gelten:

- Ausschließliche Wiesennutzung auf vergleichsweise ebenem Gelände mit guter Technik und entsprechendem Problembewusstsein und ausreichenden Kenntnissen des Flächenbewirtschafters → geringere Verschmutzungsanteile (Konventionsvorschlag: 1 % des KW-extrahierbaren Bodengehaltes).
- Wiesen-/Weidennutzung bei mittlerem Verschmutzungsdruck: → mittlerer Verschmutzungsanteil (Konventionsvorschlag: 3 % des KW-extrahierbaren Bodengehaltes zuzüglich Pflanzengehalt)
- Schlechte Weideführung mit stark geschädigter Grasnarbe oder ganzjährige Weidehaltung → höherer Verschmutzungsanteil (Konventionsvorschlag: 6 % des KW-extrahierbaren Bodengehaltes).

Hinweis zur Tabelle 6:

Die aufgeführten Einflussfaktoren sind nicht einzeln, sondern nur in ihrer gesamten Wirkung auf den Verschmutzungsanteil zu beurteilen. Wechselwirkungen sind zu berücksichtigen. Wenn eine deutliche Mehrheit der Einflussfaktoren eher für geringere oder höhere Verschmutzungsanteile sprechen, dann ist für die Gefahrenbeurteilung der Verschmutzungsanteil auf 1 bzw. 6 % zu setzen. Andernfalls sollte der Verschmutzungsanteil bei 3 % belassen werden, entsprechend der Regelfallgestaltung nach den Methoden und Maßstäbe für die Ableitung der Prüf- und Maßnahmenwerte.

Zur besseren Differenzierung der Beurteilung der Wirkungspfade Boden-Ackerfutter und Boden-Grünlandaufwuchs werden bodenschutzfachliche Einflussfaktoren benannt, welche Unterschiede beim Schadstofftransfer begründen können (Tab. 7). Für die unterschiedlichen Transferpfade werden die Einflussfaktoren hinsichtlich ihrer relativen Unterschiede bei der Produktion von Ackerfutter und Wiesenaufwuchs eingeordnet. Es zeigt sich, dass bei gleich hohen Bodenbelastungen das Ackerfutter tendenziell geringe Schadstoffgehalte aufweist als Grünlandaufwuchs.

Diese Erkenntnis ist vor dem Hintergrund der stoffspezifischen Eigenschaften der bewertungsrelevanten Schadstoffe im Rahmen der Gefahrenbeurteilung zu berücksichtigen.

**Tab. 6: Regelfallvermutungen zu Verschmutzungsanteilen, die von dem im Bundesanzeiger 161a genannten 3 % Verschmutzungsanteil abweichen**

Einflussfaktoren	In der Regel	
	geringerer Verschmutzungsanteil	höherer Verschmutzungsanteil
<b>1. Allgemeine Faktoren</b>		
Tierart	• Rind	• Schaf, Pferd
Bodenfeuchte	• Nicht vernässte Böden	• Stau-, Haft- und Grundwasserböden
<b>2. Faktoren bei der Weidehaltung</b>		
Geländemorphologie	• Ebene Lage	• Stark geneigte Lage
Weideführung	• Portionsweide • Sommerbeweidung bzw. nur in trockenen Perioden	• Standweide • Ganzjährige Beweidung bzw. auch in nassen Perioden
Grünlandzustand	• Dichte Grasnarbe • Keine / geringe Maulwurfsaktivität	• Lockere bis zerstörte Grasnarbe • Hohe Maulwurfsaktivität
Viehbesatz	• Niedriger Besatz Rinder < 1 Rind/ha Schafe < 10 Schafe/ha Pferde < 0,7 Pferde/ha • Angepasstes Futterangebot, ggf. Beifütterung	• Hoher Besatz Rinder > 1,5 Rind/ha Schafe > 15 Schafe/ha Pferde > 1,1 Pferde/ha • Zu geringes oder zu großes Futterangebot; keine Beifütterung
<b>3. Faktoren bei Wiesennutzung / Verwendung von Ackerfutter</b>		
Geländemorphologie	• Glatte Oberfläche, ebene Lage	• Ungleichmäßige Oberfläche, stark geneigte Lage
Futterkonservierung	• Heu	• Feuchtsilage
Futtermittelnutzung	• Hoher Anteil an Silomais	• Futterrüben, Grasschnitt bei tief eingestellten Mähwerkzeugen, Zuckerrübenblattsilage
<b>4. Faktoren der Futtergewinnung</b>		
Erntewitterung/Bodenzustand	• Trocken	• Nass
Erntetechnik	• Gut eingestellte Mähgeräte, Mähbalken hoher Schnitt	• Schlecht eingestellte Mähgeräte, insbesondere bei Kreiselmähern; niedriger Schnitt

**Tab. 7: Unterschiede beim Schadstofftransfer Boden-Ackerfutter und Boden-Wiesenaufwuchs**

Pfade bzw. Einflussfaktoren	Relative Unterschiede zwischen Ackerfutter und Wiesenaufwuchs sowie tendenzielle Beeinflussung des Schadstofftransfers (+ = Förderung; - = Hemmung)			
	Ackerfutter	Beeinflussung des Transfers	Grünlandaufwuchs	Beeinflussung des Transfers
<b>1. Systemischer Pfad</b>				
pH-Wert (→ SM*)	höher	-	niedriger	+
Humusgehalt	niedriger	+	höher	-
reduzierendes Bodenmilieu (→ As**)	seltener	-	häufiger	+
<b>2. Luftpfad</b>				
Wuchsform des Futters	Mais: bodenfern Sonstiges: bodennah	- +	/ bodennah	/ +
<b>3. Verschmutzungspfad</b>				
Wuchsform des Futters	Mais: bodenfern Sonstiges: bodennah	- +	/ bodennah	/ +
Bodenoberfläche	glatter	-	unebener	+

\* Der pH-Wert beeinflusst die Mobilität bzw. Pflanzenverfügbarkeit von Schwermetallen (SM). Für organische Schadstoffe ist eine Veränderung der Pflanzenverfügbarkeit nur mittelbar über eine Beeinflussung des Bodenlebens und der Mineralisation der organische Substanz denkbar.

\*\*As Arsen



Folgende Bewertungsergebnisse stehen am Ende der Detailuntersuchung:

- **Der Verdacht auf schädliche Bodenveränderungen ist als ausgeräumt anzusehen, wenn die Transfer- und Expositionsbetrachtungen für die Wirkungspfade Boden-Pflanze und Boden(-Pflanze)-Tier keine Gefahren, erheblichen Nachteile oder erheblichen Belästigungen ergeben. Daraus folgt, dass die Fläche hinsichtlich der bewerteten Nutzung aus dem Verdacht entlassen werden kann. Damit schließt die Untersuchung und Bewertung der Fläche ab. Gegebenenfalls sind Flächen mit erhöhten Schadstoffgehalten einem Monitoring zu unterstellen.**
- **Wird der Verdacht für die Wirkungspfade Boden-Pflanze und Boden(-Pflanze)-Tier bestätigt, dann sind Maßnahmen zur Gefahrenabwehr hinsichtlich ihrer Notwendigkeit und Angemessenheit zu prüfen und ggf. zu ergreifen (Kapitel 0). Im Falle landwirtschaftlich genutzter Flächen ist mit der landwirtschaftlichen Fachbehörde Einvernehmen herbeizuführen (§ 5 Abs. 5 BBodSchV).**

## 2.4 Nicht nach BBodSchV geregelte Parameter

Wie Tabelle 2 (Kapitel 2.2) zeigt, sind außer für Arsen und einige Schwermetalle (Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Thallium, Zink) sowie Benzo(a)pyren als Vertreter der PAK und PCB für Grünlandnutzung in der BBodSchV keine Prüfwert- und Maßnahmenwerte fixiert.

Nach § 4 Abs. 5 BBodSchV gilt dann, dass für die erforderliche Bewertung der bislang nicht geregelten Parameter die bei der Prüfwert- und Maßnahmenwertableitung verwendeten Methoden und Maßstäbe zu berücksichtigen sind, wobei auf den Bundesanzeiger Nr. 161a vom 28.08.1999 verwiesen wird. Allgemein abgestimmte Grundlagen für die Bewertung der nicht nach BBodSchV geregelten Parameter liegen bislang aber nicht vor.

Häufig wird bei diesen Parametern die Transferabschätzung zur überschlägigen Quantifizierung des Übergangs Anwendung finden. Dies erfordert nicht zuletzt auf Grund vorhandener Kenntnislücken eine differenzierte Beschäftigung mit dem Einzelfall unter Berücksichtigung der aktuellen Literatur. Zu empfehlen ist, dass jeweils die am weitesten validierten und in der Praxisanwendung bereits bewährten Verfahren Vorrang vor weniger bekannten Möglichkeiten zur Abschätzung des Transfers erhalten sollten, um Bewertungsunsicherheiten auf ein möglichst geringes Niveau zu beschränken. Abbildung 3 bietet hierzu eine Entscheidungshilfe an.

Für die Parameter Chrom (III und VI), Aldrin, DDT, HCB, HCH, PAK, PCB, PCDD/F wird auf die entsprechenden stoffspezifischen Einschätzungen verwiesen (Kapitel 3.2 im Materialienband).

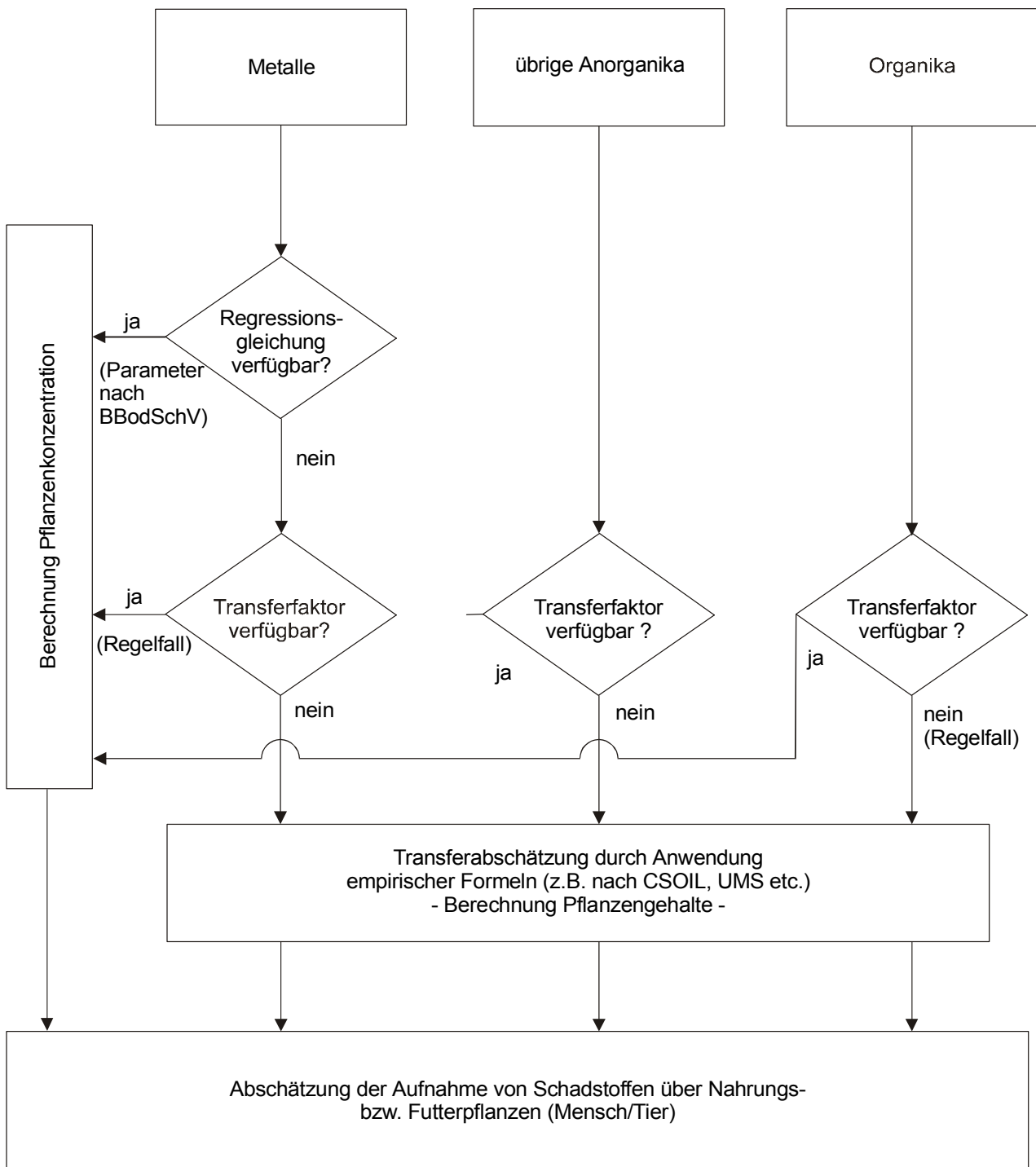
## 3 Maßnahmen zur Gefahrenabwehr sowie Handlungsempfehlungen

Sofern sich im Rahmen der standörtlichen Untersuchungen und Bewertungen herausstellt, dass über den Wirkungspfad Boden-Pflanze erhebliche Schadstoffaufnahmen beim Verzehr (Haus- und Kleingärten, Ackerbau) bzw. beim Verfüttern (Grünland, Futteranbau)

- zu besorgen sind (→ Vorsorgebereich)
- bzw. zu erwarten sind oder auftreten (→ Gefahrenbereich),

sind geeignete Maßnahmen zur Vorsorge oder Gefahrenabwehr zu ergreifen, die den standörtlichen Gegebenheiten Rechnung tragen. Die Konzipierung geeigneter Maßnahmen setzt eine abschließende Kenntnis des Stoffverhaltens und der sich dadurch ergebenden Gefahrenlagen im Einzelfall voraus. Dabei ist das Prinzip der Verhältnismäßigkeit der Mittel zu wahren.

Abb. 3: Vorgehensweise zur Abschätzung von bodenbürtigen Schadstoffgehalten



Nach § 5 BBodSchV sind zur Gefahrenabwehr Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen sowie Sanierungsmaßnahmen zu differenzieren. In diesem Zusammenhang sind auch Nutzungs- und Handlungsempfehlungen zu berücksichtigen, die insbesondere für den Bereich der Klein- und Hausgärten praktische Relevanz haben können.

### **3.1 Maßnahmen zur Gefahrenabwehr**

#### **3.1.1 Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen**

Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen verhindern oder vermindern die Gefahren, erheblichen Nachteile oder erheblichen Belästigungen aufgrund schädlicher Bodenveränderungen oder Altlasten, beseitigen sie jedoch nicht (§ 2 Abs. 8 BBodSchG).

Bei landwirtschaftlich genutzten Flächen kommen nach § 5 Abs. 5 BBodSchV vor allem Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen in Betracht. Für die Auswahl von Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen anstelle von Sanierungsmaßnahmen sprechen vor allem Kosten- und Praktikabilitätsüberlegungen. Folgende Maßnahmenkomplexe (vgl. Kapitel 3.3) sind insbesondere möglich:

- Anpassungen der Nutzung wie Auswahl der Anbaufrüchte oder Wiesen- statt Weidennutzung
- Anpassungen der Bewirtschaftung von Böden wie Bearbeitungsintensität oder Saatverfahren (Mulchsaat statt Blanksaat)
- Veränderungen der Bodenbeschaffenheiten wie Kalkungen zur pH-Wert-Anhebung.

Mit der zuständigen landwirtschaftlichen Fachbehörde ist Einvernehmen herbeizuführen.

Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen sind bei nicht landwirtschaftlichen Nutzungen wie Klein- und Vorgärten mit Nutzpflanzenanbau schwerer umsetzbar, da die Kontrollmöglichkeiten und der Betreuungsaufwand ungleich höher sind. Auch sind die Kosten bei den vergleichsweise kleinen Flächen deutlich geringer, so dass Sanierungsmaßnahmen in den Vordergrund rücken können (siehe Kapitel 0). Jedoch sind prinzipiell für den nicht landwirtschaftlichen Nutzpflanzenanbau die gleichen Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen möglich wie für die Landwirtschaft.

#### **3.1.2 Sanierungsmaßnahmen**

Im Zusammenhang mit den Wirkungspfaden Boden-Pflanze und Boden(-Pflanze)-Tier sind Sanierungsmaßnahmen nach § 2 Abs. 7 Nr. 1 und 2 BBodSchG in Dekontaminations- und Sicherungsmaßnahmen aufzuteilen. Dabei zielen Dekontaminationsmaßnahmen auf die Beseitigung oder Verringerung der Schadstoffe ab, wohingegen Sicherungsmaßnahmen eine Ausbreitung bzw. einen unerwünschten Transfer der Schadstoffe langfristig verhindern oder vermindern.

Bei nicht landwirtschaftlichen Nutzungen wie Klein- und Vorgärten sind nach § 4 Absatz 3 BBodSchG bevorzugt Dekontaminierungs- und Sicherungsmaßnahmen anzuwenden. Die Anforderungen nach § 5 Abs. 1 bis 4 BBodSchV sind zu berücksichtigen. Insbesondere folgende Maßnahmenkomplexe (vgl. Kapitel 3.3) bieten sich an:

- Anlegen einer dauerhaften bodendeckenden Vegetationsdecke,
- Bodenauftrag,
- Bodenaustausch,
- Versiegelung.

Zur Wahrung der Verhältnismäßigkeit sind auf nicht landwirtschaftlichen Nutzflächen beim Vorliegen schädlicher Bodenveränderungen oder Altlasten neben den aufgeführten Sanierungsmaßnahmen häufig auch Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen ausreichend.

### 3.2 Handlungs- und Nutzungsempfehlungen

Bei der Betrachtung des Nutzpflanzenanbaus für den Eigenverzehr sind bei erhöhten Schadstoffgehalten im Boden unterhalb der Gefahrenschwelle aus Vorsorgegründen auch Handlungs- und Nutzungsempfehlungen zu bedenken:

- Empfehlungen in Bezug auf bodenspezifische Einflussgrößen (z.B. pH-Wert; organische Substanz),
- Empfehlungen zur Bodenbewirtschaftung (z.B. Mulchen),
- Empfehlungen zur küchentechnischen Aufbereitung (Reduzieren des Schadstofftransfers zum Menschen),
- Anbauempfehlungen (nach Arten und Sorten),
- Empfehlungen zur Anlage von Hochbeeten mit geeignetem Substrat,
- Information und Kommunikation mit den Nutzern.

Beim Rückgriff auf vorgenannte Empfehlungen muss jedoch bedacht werden, dass sie 1. einen hohen nachsorgenden Aufwand bedingen, dass sie 2. schwer zu kontrollieren sind und 3. selbst bei anfänglich erfolgreicher Umsetzung der Empfehlungen im Laufe der Zeit durch Gewöhnungsprozesse und Problemverdrängung von den Empfehlungen immer weiter abgewichen wird (vgl. Fachbeiträge des LUA, Heft 48, 2000 - Die Bodenbelastung brandenburgischer Haus- und Kleingärten durch Schadstoffe -).

### 3.3 Übersicht praxisrelevanter Maßnahmen

Nachfolgend sind praxisrelevante Maßnahmen zusammengestellt; in Tabelle 8 sind die Maßnahmen nutzungsbezogen aufgeführt. Die Maßnahmen wurden auf ihre Anwendbarkeit überprüft, ergänzt und hinsichtlich ihrer Umsetzbarkeit bewertet. Zur besseren Handhabung sind die aufgeführten Maßnahmen nach Nutzungsunterschieden und Wirksamkeit für die beiden Schadstoffgruppen Schwermetalle und Organika unterteilt. Es werden nur gut bis sehr gut umsetzbare eingestufte Maßnahmen aufgeführt und kurz beschrieben. In den Tabellen 9 und 10 werden die Maßnahmen den speziellen Belastungsmustern in Überschwemmungsgebieten und Rieselfeldern zugeordnet.

**Tab. 8: Maßnahmen für die Wirkungspfade Boden-Pflanze (B-P) und Boden(-Pflanze)-Tier (B-P-T)**

#### I. Gärtnerische Nutzung (Nutzgarten)

Nutzung	Schadstoffe	Maßnahmen	Bewertung	Pfad
Anbau von Nahrungspflanzen	vor allem SM; Organika	<b>I. Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen</b> <u>Bewirtschaftungsanpassung</u> Einschränkung des Anbaus mäßig bis stark schadstoffreicherer Nahrungspflanzenarten und -sorten	sehr gut	B-P
	vor allem nicht flüchtige Organika; SM	Schutzmaßnahmen gegen Verschmutzung (Lochmatten, Mulch, Stroh, Folien für bodennah wachsendes Gemüse und Früchte)	sehr gut	B-P
	SM; Organika	<u>Nutzungsanpassung</u> Verringerung der Anbaufläche für Gemüse und Früchte	gut	B-P
	SM; Organika	Umstellung auf Anbau von bodenfern wachsendes Obst	gut	B-P
	SM; Organika	Umstellung Nutzgarten in Ziergarten	gut	B-P
	SM; Organika	Anlage von Hochbeeten	sehr gut	B-P
	SM; Organika	<b>II. Sanierungsmaßnahmen</b> <u>Dekontaminationsmaßnahmen</u> Bodenaustausch	sehr gut	B-P
	vor allem SM; Organika	<u>Sicherungsmaßnahmen</u> Verringern der Pflanzenverfügbarkeit durch: - Optimierung des pH-Wertes (z.B. Kalkung) - Zugabe von Sorptionsträgern (z.B. Kalk, Eisenoxide, tonhaltige Substrate, organische Substanz)	gut bis sehr gut	B-P
SM; Organika	Bodenauftrag	sehr gut	B-P	
<b>III. Nutzungs- und Handlungsempfehlungen</b>				

Untersuchung und Bewertung von altlastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
- Leitfaden -

Nutzung	Schadstoffe	Maßnahmen	Bewertung	Pfad
	SM; Organika	Anweisung zur küchentechnischen Auf- und Zubereitung (Waschen, Putzen, Schälen etc.)	gut	B-P

## II. Ackernutzung

Nutzung	Schadstoffe	Maßnahmen	Bewertung	Pfad
Anbau von Nutzpflanzen (Nahrungs- und Futterpflanzen)	vor allem SM; Organika	<b>I. Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen</b> <u>Bewirtschaftungsanpassung</u> Einschränkung des Anbaus mäßig bis stark schadstoffanreichernder Nutzpflanzenarten und -sorten	sehr gut	B-P
	SM; Organika	Anpassen der Erntetechnik um Verunreinigungen des Erntegutes mit Bodenmaterial zu reduzieren (kein zu tiefer Schnitt etc.)	sehr gut	B-P-T
	SM; Organika	Anpassen des Erntezeitpunktes: Keine Ernte unmittelbar nach aktuellen (Staub-)Immissions- oder Überschwemmungsereignissen, sondern nach Niederschlägen oder Beregnungen, welche eine ausreichende Reinigung der Pflanzenoberfläche gewährleisten	sehr gut	B-P; B-P-T
	SM; Organika	Verminderung der Schadstoffgehalte im Tierfutter durch Verfütterung von Maiskolbenschrotsilage statt Silomais	sehr gut	B-P-T
	SM; Organika	Keine Gabe von belasteten Futtermitteln an Tiere mit hoher Schadstoffempfindlichkeit (z.B. bei einer Cu-Belastung nicht an Schafe)	gut	B-P-T
	SM; Organika	Zur Unterbrechung der Nahrungskette: Anbauverbot für Futterpflanzen und Anbau von nachwachsenden Rohstoffen oder anderer Nicht-Futterpflanzen	gut	B-P-T
	SM	<b>II. Sanierungsmaßnahmen</b> <u>Sicherungsmaßnahmen</u> Verringern der Pflanzenverfügbarkeit der Schadstoffe durch: - Überprüfen und ggf. Erhöhen des pH-Wertes (Kalkung)	sehr gut	B-P, B-P-T
	SM	- Zugabe von Sorptionsträgern (z.B. Kalk, Eisenoxide oder tonhaltige Substrate) Vermeiden des Abbaus organischer Bodensubstanz und von Mineralisationsschüben durch:	gut	B-P, B-P-T
	SM; Organika	- Ausreichende Humusversorgung (Humusbilanz)	gut	B-P, B-P-T
	SM; Organika	- Konservierende Bodenbearbeitung	gut	B-P, B-P-T

## III. Grünlandnutzung

Nutzungsform	Schadstoffe	Maßnahmen	Bewertung	Pfad
Wiesen-/Schnittnutzung	SM; Organika	<b>I. Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen</b> <u>Bewirtschaftungsanpassung</u> Anpassen der Erntetechnik um Verunreinigungen des Erntegutes mit Bodenmaterial zu reduzieren (kein zu tiefer Schnitt etc.)	sehr gut	B-P-T
	SM; Organika	Anpassen des Erntezeitpunktes: Keine Ernte unmittelbar nach aktuellen (Staub-)Immissions- oder Überschwemmungsereignissen, sondern nach Niederschlägen oder Beregnungen, welche eine ausreichende Reinigung der Pflanzenoberfläche gewährleisten	sehr gut	B-P-T
	SM; Organika	Zur Unterbrechung der Nahrungskette: Nutzungsaufgabe	gut	B-P-T
	SM	<b>II. Sanierungsmaßnahmen</b> <u>Sicherungsmaßnahmen</u> Verringern der Pflanzenverfügbarkeit der SM durch: - Überprüfen und ggf. Erhöhen des pH-Wertes (Kalkung) (Wegen besonderer Relevanz des Verschmutzungsrisikos nur eingeschränkt wirksam.)	mittel - gut	B-P-T
Weidenutzung	SM; Organika	<b>I. Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen</b> <u>Bewirtschaftungsanpassung</u> Anpassen der Beweidung: Keine Beweidung unmittelbar nach aktuellen (Staub-)Immissions- oder Überschwemmungsereignissen, sondern nach Niederschlägen oder Beregnungen, welche eine ausreichende Reinigung der Pflanzenoberfläche gewährleisten	sehr gut	B-P-T
	SM; Organika	Produktionsanpassung: z.B. Umstellung von Milchproduktion auf ausschließliche (Muskel-)Fleischproduktion	sehr gut	B-P-T
	SM; Organika	Keine Dauerbeweidung, statt dessen Zukauf und Verschnitt be-	gut	B-P-T

Untersuchung und Bewertung von alllastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
- Leitfaden -

Nutzungsform	Schadstoffe	Maßnahmen	Bewertung	Pfad
	SM; Organika	triebsfremder, unbelasteter Futtermittel mit den betriebseigenen, belasteten Futtermitteln	sehr gut	B-P-T
	SM; Organika	Wiesen- statt Weidenutzung um den Verschmutzungspfad zu reduzieren	sehr gut	B-P-T
	SM; Organika	Vermeiden von Grasnarbenschäden durch - Beweidung nur bei ausreichendem Aufwuchs - kein zu hoher Viehbesatz - kurze Beweidungszeiten bei nasser Witterung	sehr gut sehr gut sehr gut	B-P-T B-P-T B-P-T
	SM; Organika	Ausgrenzen / Abzäunen von Senken (Schadstoffakkumulationsbereichen)	sehr gut	B-P-T
	SM; Organika	Ausgrenzen / Abzäunen von Wasserlöchern / Viehtränken an Gewässern zur Vermeidung direkter Bodenaufnahme	sehr gut	B-P-T
	SM; Organika	Zur Unterbrechung der Nahrungskette: Nutzungsaufgabe	gut	B-P-T
		<b>II. Sanierungsmaßnahmen</b>		
		<u>Sicherungsmaßnahmen</u>		
	SM	Verringern der Pflanzenverfügbarkeit der SM durch: - Überprüfen und ggf. Erhöhen des pH-Wertes (Kalkung) (Wegen besonderer Relevanz des Verschmutzungsrisikos nur eingeschränkt wirksam.)	mittel - gut	B-P-T

**Tabelle 9: Maßnahmen der Gefahrenabwehr in Überschwemmungsgebieten (Zu beachten: Große räumliche Variabilität der Belastung)**

Über die in Tabelle 8 aufgeführten Maßnahmen hinaus sind folgende Maßnahmen standort- und nutzungsbezogen zu prüfen und ggf. anzuordnen (zum Teil Wiederholungen):

- Ausgrenzen von Senkenarealen, die sich zumeist durch besonders hohe Schadstoffakkumulation auszeichnen, aus der Pflanzenproduktion
- Verringern der Pflanzenverfügbarkeit der SM durch Überprüfen und ggf. Erhöhen des pH-Wertes (Kalkung) (Wegen besonderer Relevanz des Verschmutzungsrisikos nur eingeschränkt wirksam.)
- Zur Unterbrechung der Nahrungskette: Nutzungsaufgabe
- Speziell bei Grünlandnutzung:
  - Vermeiden der (erhöhten) Freisetzung der Schadstoffe durch Mineralisationsschübe: Verbot des Grünlandumbruchs und Gebot der umbruchslosen Grünlanderneuerung
- Speziell bei Weidenutzung:
  - Ausgrenzen von Wasserlöchern und Viehtränken an Gewässern zur Vermeidung der oralen Aufnahme aufgewirbelter Schwebstoffe
  - Anpassen der Weidezeiten: Keine Beweidung unmittelbar nach aktuellen -Überschwemmungsereignissen, sondern nach Niederschlägen oder Beregnungen, welche eine ausreichende Reinigung der Pflanzenoberfläche gewährleisten.
  - Keine Beweidung in den Wintermonaten, da 1. saisonal höhere Schadstoffgehalte im Aufwuchs und 2. die Verletzung der Grasnarbe und folglich die verstärkt Verschmutzung des Aufwuchses zu erwarten sind.
  - Produktionsanpassung: Umstellung von Milchproduktion auf Fleischproduktion (ausschließlich auf Muskelfleisch wegen der geringen Schadstoffanreicherung in diesem Tierprodukt)
  - Beweidung nur mit Tieren mit geringer Schadstoffempfindlichkeit, also keine Schafhaltung auf Cu-belasteten Standorten
  - Kein zu dichter Viehbesatz zur Vermeidung von Narbenschäden
  - Beweidung nur bei ausreichender Aufwuchshöhe
  - Wiesen- statt Weidenutzung, da geringere Verschmutzungswahrscheinlichkeit
- Speziell bei Wiesennutzung:
  - Anpassen der Erntetechnik, um Verunreinigungen des Erntegutes mit Bodenmaterial zu verringern (kein zu tiefer Schnitt etc.)

**Tabelle 10: Maßnahmen der Gefahrenabwehr auf ehemaligen Rieselfeldern (Zu beachten: Große räumliche Variabilität der Belastung)**

Über die Tabelle 8 aufgeführten Maßnahmen hinaus sind folgende Maßnahmen standort- und nutzungsbezogen zu prüfen und ggf. anzuordnen (zum Teil Wiederholungen):

- Ausgrenzen von besonders belasteten Arealen wie Absetzbecken, Schlammbeete und Gräben, die sich zumeist durch besonders hohe Schadstoffakkumulation auszeichnen, aus der Pflanzenproduktion
- Vermeiden der (Netto-)Mineralisation der organischen Bodensubstanz und Versauerung durch:
  - *Regelmäßige Zugabe von Sorptionsträgern wie tonigen Substraten und organischen Substanzen*
  - *Etablieren mehrjähriger Pflanzenbestände, keine Abfuhr des Aufwuchses, nur Mulchen des Aufwuchses*
  - *Feuchthaltung der Flächen mit bis zu  $2.000 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$  Wasser (mechanisch-biologisch geklärtes Abwasser, Wasser aus oberem Aquiferbereich)*  
*Diese Maßnahme ist nur dann sinnvoll, solange noch kein messbarer Abbau der organischen Bodensubstanz und noch keine Versauerung eingesetzt haben. Ansonsten können dadurch erhöhte Schadstofffrachten ins Grundwasser gelangen!*
- Nutzung als Park- und Freizeitanlagen außerhalb der besonders belasteten Areale möglich, jedoch Vermeiden bzw. Verbot von Aktivitäten, die auf jeden Fall Verletzungen der Vegetationsdecke bedingen (z.B. Motorradsport, Mountain-Biking)
- Landwirtschaftliche Nutzung nur nach standort- und nutzungsbezogener Untersuchung und Bewertung der Belastung sowie der Wirkungspfade (Exposition)

## Teil Materialien

### Inhalt

<b>1</b>	<b>Einführung und Zielsetzung</b> _____	<b>23</b>
<b>2</b>	<b>Rechtlich-fachliche Grundlagen</b> _____	<b>24</b>
<b>2.1</b>	<b>Rechtsgrundlagen</b> _____	<b>24</b>
2.1.1	Kontaminanten-Verordnung _____	24
2.1.2	Abgrenzung des Bodenschutzrechts zum Futtermittelrecht _____	25
2.1.3	Vorgehen beim Fehlen von Prüf- und Maßnahmenwerten in der BBodSchV _____	27
<b>2.2</b>	<b>Zuständigkeiten in Brandenburg</b> _____	<b>29</b>
<b>2.3</b>	<b>Betrachtete Wirkungspfade</b> _____	<b>29</b>
<b>2.4</b>	<b>Fachliche Grundlagen zum Schadstofftransfer Boden-Pflanze</b> _____	<b>30</b>
2.4.1	Aspekte der Stoffaufnahme _____	30
2.4.1.1	Grundlagen der Stoffaufnahme über die Wurzel.....	32
2.4.1.2	Grundlagen der Stoffaufnahme über die Blätter.....	34
2.4.1.3	Grundlagen des Stofftransports in der Pflanze .....	35
2.4.2	Einflüsse auf das Transferverhalten _____	36
2.4.2.1	Bodenbedingte Einflussfaktoren.....	36
2.4.2.2	Substanzbedingte Einflussfaktoren .....	37
2.4.2.3	Pflanzenbedingte Einflussgrößen.....	38
<b>2.5</b>	<b>Fachliche Grundlagen zum Schadstofftransfer Boden(-Pflanze)-Tier</b> _____	<b>39</b>
2.5.1	Bodenbelastung von Standorten zur Futtermittelproduktion _____	40
2.5.2	Aspekte des Schadstofftransfers _____	43
2.5.3	Schadstoffbelastung von Futtermitteln _____	44
2.5.4	Verteilung der Schadstoffe in tierischen Produkten _____	50
<b>2.6</b>	<b>Fachliche Grundlagen zu pathogenen Keimen</b> _____	<b>52</b>
<b>3</b>	<b>Anforderungen an die Untersuchung und Bewertung der Wirkungspfade</b> _____	<b>55</b>
<b>3.1</b>	<b>Wirkungspfad Boden-Pflanze</b> _____	<b>55</b>
3.1.1	Untersuchung nach BBodSchV 1999 _____	55
3.1.1.1	Bewertungsgrundlagen.....	55
3.1.1.2	Untersuchungsablauf.....	59
3.1.1.2.1	Erfassung _____	60
3.1.1.2.2	Orientierende Untersuchung _____	61
3.1.1.2.3	Detailuntersuchung _____	63
3.1.1.3	Anwendungskriterien .....	67
3.1.1.4	Vorgehensweise bei der Untersuchung für die nach BBodSchV geregelten Parameter .....	68
3.1.2	Nicht nach BBodSchV geregelte Parameter _____	69
3.1.2.1	Stoffspezifische Einschätzungen.....	69
3.1.2.1.1	Chrom _____	71
3.1.2.1.2	Aldrin _____	71
3.1.2.1.3	DDT _____	72
3.1.2.1.4	HCB _____	73
3.1.2.1.5	HCH _____	74
3.1.2.1.6	PAK _____	75
3.1.2.1.7	PCB _____	77
3.1.2.1.8	PCDD/F _____	78
3.1.2.2	Bewertungsgrundlagen.....	79
3.1.2.3	Untersuchungsseitiges Vorgehen .....	80
3.1.2.3.1	Orientierende Untersuchungen _____	80
3.1.2.3.2	Detailuntersuchungen _____	81
3.1.2.4	Modelle zur Abschätzung des Transferverhaltens Boden-Pflanze .....	81
3.1.2.4.1	Systemischer Pfad _____	82
3.1.2.4.2	Verschmutzungspfad _____	85



Untersuchung und Bewertung von altlastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
- Materialien -

3.1.2.4.3	Luftpfad _____	85
3.1.3	Quintessenz zur Abschätzung des Wirkungspfad Boden-Pflanze im Hinblick auf den Schadstofftransfer zum Tier _____	86
<b>3.2</b>	<b>Wirkungspfad Boden(-Pflanze)-Tier _____</b>	<b>87</b>
3.2.1	Erfassung _____	88
3.2.2	Orientierende Untersuchung _____	88
3.2.3	Detailuntersuchung _____	89
<b>3.3</b>	<b>Untersuchungs- und Bewertungsablauf des Wirkungspfad Boden(-Pflanze)-Tier _____</b>	<b>93</b>
<b>4</b>	<b>Maßnahmen zur Vorsorge und Gefahrenabwehr _____</b>	<b>93</b>
<b>5</b>	<b>Literatur _____</b>	<b>95</b>

**Verzeichnis der Abbildungen**

Abbildung 1:	Schematische Darstellung der grundsätzlich zu berücksichtigenden Teilpfade	
Abbildung 2:	Schematische Darstellung der Stoffaufnahme in der Wurzel	
Abbildung 3:	Zeitlicher Verlauf der Pb-Gehalte im Weideaufwuchs nahe der Zinkhütte Nordenham (VETTER 1983)	
Abbildung 4:	Saisonale Schwankung der Pb-Gehalte in µg/kg TM im gewaschenem und ungewaschenem Grünlandaufwuchs (GEESON et al. 1998)	
Abbildung 5:	Zusammenhang zwischen Bodenkonzentration nach KW- (oben) bzw. AN-Aufschluss (unten) und Pflanzenkonzentration für Cadmium (Knoche et al. 1999)	
Abbildung 6:	Schematische Darstellung der Ableitung von Maßnahmenwerten für Grünland am Beispiel Arsen (oben -unkorrigierte Pflanzenbelastungen; unten -um Verschmutzung korrigierte Pflanzenbelastungen)	
Abbildung 7:	Übersicht zur Ableitung von Prüf- und Maßnahmenwerten nach BBodSchV 1999	
Abbildung 8:	Untersuchungsablauf zur Gefahrenbeurteilung nach BBodSchV	
Abbildung 9:	Möglichkeiten der weiteren Sachverhaltsermittlung beim Wirkungspfad Boden-Pflanze (nach LUA 2000)	
Abbildung 10:	Grundsätzliche Möglichkeiten zur Untersuchung des Boden-Pflanze-Pfad (allgemein) nach LUA NRW 2000	
Abbildung 11:	Detailuntersuchungen zum Wirkungspfad Boden-Pflanze für die nach BBodSchV geregelten Parameter (Nutzgarten, Wohnarten und Ackerbau, nach LUA NRW 2000)	
Abbildung 12:	Vorgehensweise zur Abschätzung von bodenbürtigen Schadstoffgehalten in Pflanzen	
Abbildung 13:	Ablaufschema der Erfassung und Bewertung schädlicher Bodenveränderungen und Altlasten aufgrund stofflicher Einwirkungen für den Wirkungspfad Boden(-Pflanze)-Tier	

**Verzeichnis der Tabellen**

Tabelle 1:	Anzuwendende Rechtsnormen und zuständige Behörden für wesentliche bodenschutzbezogene Verwaltungsaufgaben nach AbfBodZV	
Tabelle 2:	Wichtigste Wurzelzonen für die Wasser- und Nährstoffversorgung von Nutzpflanzen	
Tabelle 3:	Metallgehalte [mg/kg] von Oberböden unter Grünland ohne bzw. mit Überschwemmungseinfluss	
Tabelle 4:	Metallgehalte [mg/kg] in Auenböden (Tiefe 2–10 cm, Vegetation Feuchtwiesen) des Nationalparks Unteres Odertal (HÖHN et al. 1998 und 2000, verändert)	
Tabelle 5:	Schadstoffgehalte in Böden von Überschwemmungsgebieten (Rhein) – Vergleich der Ergebnisse 1981/83 bzw. 1987 mit den Ergebnissen 1997 (Quelle: HEMBROCK-HEGER 2000, verändert) *	
Tabelle 6:	Kalkulierte Anzahl von Jahresfrachten aus der Schadstoffnachlieferung der Flussschlämme der Weißen Elster (ZERLING et al. 1998)	
Tabelle 7:	Futterpflanzenbelastungen* in mg/kg TM (Grünlandaufwuchs und Mais) ohne Berücksichtigung des Verschmutzungsanteils entsprechend der TRANSFER-Datenbank (KNOCHE et al. 1999)	
Tabelle 8:	Bodenbelastungen* in mg/kg TM nach KW-Aufschluss von Grünland- und Maisstandorten entsprechend der TRANSFER-Datenbank (KNOCHE et al. 1999)	
Tabelle 9:	Vergleich von Schwermetallgehalten (Mediane in mg/kg) von Grasproben zweier Erntezeitpunkte und verschiedener Standorte (Doberschütz et al. 1994, verändert)	
Tabelle 10:	Vergleich von Schwermetallgehalten (Mediane in mg/kg) von Luzerneproben zweier Erntezeitpunkte und verschiedener Standorte (DOBERSCHÜTZ et al. 1994)	
Tabelle 11:	Schwermetallgehalten (Mediane in mg/kg) von Maisproben verschiedener Standorte (DOBERSCHÜTZ et al. 1994)	
Tabelle 12:	Schwermetallgehalte [mg/kg] in verschiedenen Körperteilen von Rindern in Abhängigkeit vom Futterstandort (Doberschütz et al. 1994, verändert)	

Untersuchung und Bewertung von altlastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
**- Materialien -**

Tabelle 13:	Einfluss der Verfütterung eines stark belasteten Rieselfeldbodens auf den Schwermetallgehalt (mg/kg TM) von Niere und Muskel des Schafes (GRÜN et al. 1993)
Tabelle 14:	Schwermetallgehalte [mg/kg] in verschiedenen Körperteilen von Schafen (Daten nach Bundesanstalt für Fleischforschung, zit. in KTBL 2002)
Tabelle 15:	Bewertung des Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze nach BBodSchV
Tabelle 16:	Anhaltspunkte im Sinne § 3 Abs. 1 bis 3 BBodSchV für das Vorliegen einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast
Tabelle 17:	Konkrete Anhaltspunkte im § 3 Abs. 4 BBodSchV für das Vorliegen einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast
Tabelle 18:	Einfache Mittel zur Gefahrenabwehr im Sinne von § 3 Abs. 5 S. 2 BBodSchV
Tabelle 19:	Klassifizierung des Umweltverhaltens von Schadstoffen nach physikalisch-chemischen Kenngrößen
Tabelle 20:	Physikalisch-chemische Kenngrößen von Aldrin
Tabelle 21:	Transferfaktoren für DDT in Möhren
Tabelle 22:	Physikalisch-chemische Kenngrößen des DDT
Tabelle 23:	Transferfaktoren für HCB in Möhren
Tabelle 24:	Physikalisch-chemische Kenngrößen von HCB
Tabelle 25:	Transferfaktoren für HCH in Möhren
Tabelle 26:	Transferfaktoren für beta-HCH in weiteren Kulturpflanzen
Tabelle 27:	Physikalisch-chemische Kenngrößen von HCH
Tabelle 28:	Physikalisch-chemische Kenngrößen der PAK
Tabelle 29:	Physikalisch-chemische Kenngrößen der PCB
Tabelle 30:	Physikalisch-chemische Kenngrößen der PCDD / PCDF
Tabelle 31:	Bodennormwerte für brandenburgischen Böden nach AUA 1998
Tabelle 32:	Konkreter Anhaltspunkt im Sinne § 3 Abs. 4 BBodSchV für das Vorliegen einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast bei der Bewertung des Wirkungspfad Boden(-Pflanze)-Tier (vgl. auch Tabelle 17)
Tabelle 33:	Beurteilungswerte für Schadstoffgehalte in Futterpflanzen
Tabelle 34:	Regelfallvermutungen zu Verschmutzungsanteilen, die von dem im Bundesanzeiger 161a genannten 3 % Verschmutzungsanteil abweichen
Tabelle 35:	Unterschiede beim Schadstofftransfer Boden-Ackerfutter und Boden-Wiesenaufwuchs

## 1 Einführung und Zielsetzung

Die bodenschutzrechtlichen und –fachlichen Aussagen des vorstehenden Leitfadens werden im Materialband durch detaillierte Ausführungen und Literaturverweise untersetzt, so dass der Materialband als Informationsquelle bei der einzelfallbezogenen Untersuchung und Bewertung von altlastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen dienen kann.

Die Gliederung des Materialbandes ist an den Arbeitsschritten der Vollzugsaufgaben des Bodenschutzes ausgerichtet. Erfassung, orientierende Untersuchung, Detailuntersuchung sowie Ableitung von angepassten und verhältnismäßigen Maßnahmen der Vorsorge und Gefahrenabwehr werden umfassend thematisiert. Die Ausführungen differenzieren den Wirkungspfad Boden-Pflanze und Boden(-Pflanze)-Tier. In einem vorangestellten Grundlagenkapitel werden die rechtlichen und fachlichen Anforderungen an die Untersuchungs- und Bewertungsschritte offen gelegt.

Der Materialband berücksichtigt die schon vorliegenden Materialien des Landes Brandenburg. Rechtliche und fachliche Grundlagen wurden recherchiert und dienen als Basis für das Erarbeiten der Leitfaden. Insbesondere für den Wirkungspfad Boden-Pflanze konnte dabei auf bereits fertig gestellte Konzepte zurückgegriffen werden, die an die Verhältnisse in Brandenburg angepasst werden mussten. Dahingegen bestanden beim Wirkungspfad Boden(-Pflanze)-Tier noch konzeptionelle Lücken, die zu schließen waren.

Neben anorganischen und organischen Schadstoffen wurden beim Wirkungspfad Boden(-Pflanze)-Tier auch pathogene Keime im Rahmen der Literaturrecherche berücksichtigt.

## 2 Rechtlich-fachliche Grundlagen

### 2.1 Rechtsgrundlagen

Im Rahmen der Beurteilung und rechtlichen Bewältigung der Folgen schädlicher Bodenveränderungen durch stoffliche Einwirkungen sind unterschiedliche Regelungen in Fachgesetzen zu beachten. Dies sind im Einzelnen:

#### **Bundesrechtliche Regelungen:**

- Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) und Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV)
- Weitere in § 3 Abs. 1 BBodSchG aufgeführte Fachgesetze

#### **Landesrechtliche Regelungen:**

- Brandenburgisches Abfallgesetz (BbgAbfG)
- Bekanntmachung der Neufassung der Verordnung zur Regelung der Zuständigkeiten auf dem Gebiet des Abfall- und Bodenschutzes (Abfall- und Bodenschutz-Zuständigkeitsverordnung – AbfBodZV)

#### **Neben den genannten Regelungen ist bei der Betrachtung des Wirkungspfad Boden-(Pflanze)Tier auch das Futtermittelrecht zu berücksichtigen:**

- Futtermittelgesetz (FMG)
- Futtermittelverordnung (FMV)
- Richtlinie 2002/32/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 07.05.2002 über unerwünschte Stoffe in der Tierernährung
- Richtlinie 2003/57/EG der Kommission vom 17.06.2003 zur Änderung der o.g. Richtlinie 2002/32/EG
- Empfehlung der Kommission vom 04.03.2002 zur Reduzierung des Anteils von Dioxinen, Furanen und PCB in Futtermitteln und Lebensmitteln

#### **Ferner sind zur Beurteilung von schadstoffbelasteten Lebensmitteln pflanzlicher und tierischer Herkunft Höchstgehalte in Lebensmittel heranzuziehen:**

- Verordnung (EG) Nr. 466/2001 der Kommission vom 08.03.2001 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln.
- Verordnung (EG) Nr. 2375/2001 des Rates vom 29.11.2001 zur Änderung der o.g. Verordnung (EG) Nr. 466/2001
- Empfehlung der Kommission vom 04.03.2002 zur Reduzierung des Anteils von Dioxinen, Furanen und PCB in Futtermitteln und Lebensmitteln

Die Bodenschutzbehörden müssen bei der Gefahrenbeurteilung und der Ableitung von Maßnahmen zur Gefahrenabwehr Abgrenzungsfragen zu den genannten Rechtswerken berücksichtigen.

Im Folgenden wird auf die neuen Anforderungen an den Bodenschutz nach In-Kraft-Treten der Kontaminanten-Verordnung eingegangen, da sie auf das Verhältnis zwischen Bodenschutzrecht und Lebensmittelrecht ausstrahlen. Auch werden Abgrenzungsaspekte zwischen Bodenschutz- und Futtermittelrecht dargelegt, weil diese im Rahmen der Vollzugspraxis der unteren Bodenschutzbehörden bisher weniger bekannt sind. Ferner wird auf die rechtliche Einordnung des Umgangs mit fehlenden Werteregelungen für einzelne Schadstoffe in der BBodSchV eingegangen. Dies erscheint notwendig, da sich die Vollzugspraxis des Bodenschutzes häufig mit diesem Sachverhalt auseinanderzusetzen hat. Im Falle der anderen Regelungen existieren bereits einschlägige Ausarbeitungen, so dass an dieser Stelle keine Wiederholung vorgenommen wird.

#### **2.1.1 Kontaminanten-Verordnung**

Die Kontaminanten-Verordnung ersetzt seit dem 05.04.2002 die früher herangezogenen Lebensmittelrichtwerte der Zentralen Erfassungs- und Bewertungsstelle für Umweltchemikalien (ZEBS-Werte). Die ZEBS-Werte sind aus Monitoringuntersuchungen der entsprechenden Lebensmittel abgeleitete Werte

und spiegeln in der Regel das 90 - 98ste Perzentil der Gehalte für die Elemente Blei, Cadmium, Quecksilber, Thallium (nur Obst und Gemüse) wieder (ZEBS 1997). Sie wurden zur Ableitung der Prüf- und Maßnahmenwerte herangezogen (vgl. LABO 1998a, Bachmann et al. 1999), sind jedoch mittlerweile zurückgezogen worden. Die in Anhang I der Kontaminanten-Verordnung genannten Lebensmittel dürfen nur in Verkehr gebracht werden, wenn die angeführten Höchstgehalte an Kontaminanten nicht überschritten werden (Artikel 1 Abs. 1 der Verordnung). Mit dieser Norm wird der Gesundheitsschutz deutlich verschärft, da die ZEBS-Werte nur als Richtwerte Verwendung fanden.

Ferner sind die in der Kontaminanten-Verordnung aufgeführten Höchstgehalte zum Teil geringer als die ZEBS-Werte, insbesondere bezüglich Blei. Folglich würden beim Zugrundelegen dieser Verordnung veränderte Prüf- bzw. Maßnahmenwerte für den Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze resultieren. So lange das Bodenschutzrecht auf Bundesebene dazu keine Regelungen trifft, sind unter Umständen landeseigene Regelungen hilfreich, um den Vollzug bei der Einzelfallbeurteilung zu unterstützen.

Bei der Beurteilung des Wirkungspfades Boden-Pflanze und Boden(-Pflanze)-Tier ist die in Folge der Kontaminanten-Verordnung geänderte Rechtslage zu berücksichtigen. Das heißt, bei Untersuchungen von pflanzlichen oder tierischen Lebensmitteln, deren Schadstoffgehalte auf stoffliche Belastungen von Böden zurückzuführen sind, müssen sowohl die geänderten Höchstgehalte als auch deren verbindliche Unterschreitung beachtet werden. Dazu sind die zuständigen staatlichen Lebensmittelüberwachungs- und Veterinärämter in die Untersuchung und Bewertung einzubinden.

## 2.1.2 Abgrenzung des Bodenschutzes zum Futtermittelrecht

In Gebieten, in denen flächenhaft schädliche Bodenveränderungen auf Grund erhöhter Schadstoffgehalte auftreten oder zu erwarten sind (§ 21 Abs. 3 BBodSchG), wie z.B. Überschwemmungsgebiete der Elbe sind Überschreitungen der Maßnahmenwerte für Grünland zu beobachten. Hierbei stellt sich die Frage nach der Zuständigkeit bzw. der Abgrenzung des Bodenschutzes zum Futtermittelrecht, wenn Maßnahmen der Gefahrenabwehr sowohl nach Bodenschutzrecht als auch nach futtermittelrechtlichen Regelungen aufgrund von Überschreitungen von Höchstgehalten unerwünschter Stoffe in Futtermitteln begründet werden können.

### Relevante Passagen des Futtermittelrechts

**Zweck des FMG** ist es (§ 1 FMG)

1. *die tierische Erzeugung so zu fördern, dass*

*a) die Leistungsfähigkeit der Nutztiere erhalten und verbessert wird und b) die von Nutztieren gewonnenen Erzeugnisse den an sie gestellten qualitativen Anforderungen, insbesondere im Hinblick auf ihre Unbedenklichkeit für die menschliche Gesundheit, entsprechen*

2. *sicherzustellen, dass durch Futtermittel die Gesundheit von Tieren nicht beeinträchtigt wird*

3. *vor Täuschungen im Verkehr mit Futtermitteln, Zusatzstoffen und Vormischungen zu schützen*

4. *Rechtsakte von Organen der Europäischen Gemeinschaft im Bereich des Futtermittelrechts durchzuführen.*

**Futtermittel** sind i.S. des § 2 Abs. 1 Nr. 1 FMG

*Stoffe, einzeln (Einzelfuttermittel) oder in Mischungen (Mischfuttermittel), mit oder ohne Zusatzstoffe, die dazu bestimmt sind, in unverändertem, zubereitetem, bearbeitetem oder verarbeitetem Zustand an Tiere verfüttert zu werden; ausgenommen sind Stoffe, die überwiegend dazu bestimmt sind, zu anderen Zwecken als zur Tierernährung verwendet zu werden.*

**Unerwünschte Stoffe** sind i.S. des § 2b Abs. 1 Nr. 2 FMG

*Stoffe – außer Tierseuchenerreger – die in oder auf Futtermitteln enthalten sind und die Gesundheit von Tieren, die Leistung von Nutztieren oder als Rückstände die Qualität der von Nutztieren gewonnenen Erzeugnisse, insbesondere im Hinblick auf ihre Unbedenklichkeit für die menschliche Gesundheit, nachteilig beeinflussen können.*

*Zu den unerwünschten Stoffen zählen u.a.: Arsen, Blei, Cadmium und Quecksilber.*

Untersuchung und Bewertung von altlastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
- Materialien -

Zur Klärung der rechtlichen Abgrenzung sei einleitend ein Belastungsfall beispielhaft formuliert, um die Anwendungsrelevanz zu verdeutlichen:

Fallkonstellation:  
Ein Grünlandboden sei mit > 50 mg Arsen/kg TM Boden belastet, d.h. der Maßnahmenwert ist überschritten und bodenschutzrechtlich sind Maßnahmen zur Gefahrenabwehr zu ergreifen. Gleichzeitig weist der Aufwuchs einen Arsengehalt von > 2 mg/kg Futtermittel (sonstiges Einzelfuttermittel) auf, d.h. der Höchstgehalt für unerwünschte Stoffe ist überschritten.  
Ein Verbot der Beweidung bzw. Verfütterung des Grünlandaufwuchses könnte sowohl als notwendige Schutz- und Beschränkungsmaßnahme im Rahmen der Gefahrenabwehr nach Bodenschutzrecht als auch als Verbot i.S. § 3 Nr. 3 FMG gerechtfertigt sein.

Zur rechtlichen Abgrenzung:

Eine Subsidiarität des Bodenschutzes gegenüber dem Futtermittelrecht ist in § 3 BBodSchG nicht angeordnet. Das Verhältnis der beiden Rechtsmaterien ist somit nach den allgemeinen Regeln zu behandeln. Das Futtermittelrecht (§§ 3 Nr. 3, 19a Abs. 1 FMG) könnte als Spezialgesetz die Vorschriften des BBodSchG bzw. der BBodSchV und der landesrechtlichen Bodenschutzgesetze verdrängen, wenn das Verbot der Beweidung bzw. Verfütterung einen Sachverhalt betrifft, der vom Futtermittelrecht abschließend geregelt ist.

Nach § 3 Nr. 1 FMG ist es verboten, Futtermittel derart herzustellen, dass sie bei bestimmungsgemäßer und sachgerechter Verfütterung geeignet sind (a) die Qualität der von Nutztieren gewonnenen Erzeugnisse, insbesondere im Hinblick auf ihre Unbedenklichkeit für die menschliche Gesundheit, zu beeinträchtigen oder (b) die Gesundheit von Tieren zu schädigen. Verboten ist nach § 3 Nr. 3 FMG ebenfalls die Verfütterung von Futtermitteln mit entsprechender Eignung.

Futtermittel im Sinne des FMG sind nach § 2 Abs. 1 Nr. 1 FMG Stoffe, einzeln (Einzelfuttermittel) oder in Mischungen (Mischfuttermittel), mit oder ohne Zusatzstoffe, die dazu bestimmt sind, in unverändertem, zubereitetem, bearbeitetem oder verarbeitetem Zustand an Tiere verfüttert zu werden; ausgenommen sind Stoffe, die überwiegend dazu bestimmt sind, zu anderen Zwecken als zur Tierernährung verwendet zu werden. Futtergräser der Grünlandwirtschaft sind Futtermittel in diesem Sinne. Dies wird insbesondere bestätigt durch die Futtermittel-Probenahme- und Analyseverordnung, die in § 6 Abs. 2 Nr. 1 als Futtermittel u.a. Heu und Stroh und in § 7 Abs. 2 Nr. 1 auch Weidepflanzen nennt.

Die Verfütterung erfolgt durch Beweidung. Die Verfütterung von Futtergräsern im Rahmen der Grünlandwirtschaft ist daher nach § 3 Nr. 3 FMG verboten, sofern sie geeignet ist, u.a. die menschliche Gesundheit zu beeinträchtigen.

Unerwünschte Stoffe (früher „Schadstoffe“) im Sinne des FMG sind nach § 2b Abs. 1 Nr. 2 FMG Stoffe – außer Tierseuchenerregern –, die in oder auf Futtermitteln enthalten sind und die Gesundheit von Tieren, die Leistung von Nutztieren oder als Rückstände die Qualität der von Nutztieren gewonnenen Erzeugnisse, insbesondere im Hinblick auf ihre Unbedenklichkeit für die menschliche Gesundheit, nachteilig beeinflussen können. Zu ihnen zählen sowohl Zivilisationsrückstände (z.B. Schwermetalle) und giftige Stoffwechselprodukte (z.B. Mykotoxine) als auch von der Natur aus vorkommende Stoffe wie Unkrautsamen, Mutterkorn oder in Futterpflanzen enthaltene Stoffe wie Blausäure oder Senfö<sup>1</sup>. Die unerwünschten Stoffe sind in Anlage 5 zur Futtermittelverordnung (FMV) aufgelistet; verbotene Stoffe sind in Anlage 6 aufgeführt.

Der Gehalt an unerwünschten Stoffen in Futtermitteln darf nach § 23 Abs. 1 S. 1 FMV die in Anlage 5 festgesetzten Höchstgehalte nicht überschreiten. Die in Anlage 6 aufgeführten Stoffe dürfen nach § 27 S. 1 FMV grundsätzlich nicht verfüttert werden.

---

<sup>1</sup> Vgl. Grimm, Agrarrecht, 1995, Rn. 340.

Das Futtermittelrecht stellt in den Anlagen 5 und 6 der FMV auf den Gehalt unerwünschter und verbotener Stoffe im Futtermittel ab, nicht hingegen auf den Gehalt von Stoffen im Boden von Wiesen und Weiden. Für die Wertung, welche Stoffe und Stoffgehalte im Futtermittel geeignet sind, die Gesundheit von Tier und Mensch zu beeinträchtigen, ist das Futtermittelrecht vorrangig. Das Bodenschutzrecht legt demgegenüber – zumal in Ansehung seines vom Schutzzweck des FMG abweichenden Schutzzwecks – zum Schutz der Funktion des Bodens als Standort für die land- und forstwirtschaftliche Nutzung (§ 2 Abs. 2 Nr. 3 Buchst. c BBodSchG) fest, ab welchem Stoffgehalt im Boden der Höchstgehalt unerwünschter Stoffe in Futtermitteln mit hinreichender Wahrscheinlichkeit überschritten wird. Hiervon geht auch der Verordnungsgeber aus, wenn er in Anhang 2 Nr. 2.3 der BBodSchV Maßnahmenwerte nach § 8 Abs. 1 S. 2 Nr. 2 BBodSchG für den Schadstoffübergang Boden – Nutzpflanze auf Dauergrünlandflächen im Hinblick auf die Pflanzenqualität (in mg/kg Trockenmasse) regelt.<sup>2</sup>

Soweit es um das Verhältnis der landwirtschaftlichen Bodenutzung zur Gefahrenabwehr geht, sind analog § 17 Abs. 3 BBodSchG die übrigen Bestimmungen des Gesetzes, insbesondere §§ 4, 9 und 10 BBodSchG, anwendbar. Das heißt konkret, Maßnahmen der Gefahrenabwehr können auf bodenschutzrechtlicher Basis angeordnet werden, weil 1. das FMG nicht zu den in § 3 Abs. 1 BBodSchG genannten Vorschriften zählt, und 2. sich auch aus den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis bei der landwirtschaftlichen Bodennutzung nach § 17 Abs. 2 BBodSchG keine Rückschlüsse auf bestehende Gefahrenabwehrpflichten ergeben.

Ein Verbot der Beweidung bzw. der Verfütterung des Grünlandaufwuchses ließe sich also in der Tat auch als notwendige Schutz- und Beschränkungsmaßnahme i.S.v. § 2 Abs. 8 BBodSchG im Rahmen der Gefahrenabwehr nach Bodenschutzrecht auf der Anordnungsgrundlage des § 10 Abs. 1 i.V.m. § 4 Abs. 3 S. 3 BBodSchG rechtfertigen.

Nach § 4 Abs. 3 BBodSchG sind Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen<sup>3</sup> prinzipiell gegenüber Sanierungsmaßnahmen im Sinne von § 2 Abs. 7 BBodSchG nachrangig und nur dann anzuwenden, wenn Sanierungsmaßnahmen technisch nicht möglich oder unzumutbar sind. Dass bei landwirtschaftlich genutzten Flächen technische Sanierungsmaßnahmen im Allgemeinen unverhältnismäßig bzw. unüblich sind, folgt aus §§ 5 Abs. 5 Satz 1 und 3 Abs. 5 Satz 2 BBodSchV. Hiernach kommen bei schädlichen Bodenveränderungen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen vor allem Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen durch Anpassungen der Nutzung und der Bewirtschaftung sowie Veränderungen der Bodeneigenschaften<sup>4</sup> in Betracht. Dabei ist im Falle der Beschränkung der landwirtschaftlichen Bodennutzung aufgrund einer Anordnung nach § 10 Abs. 1 i.V.m. § 4 Abs. 3 S. 3 BBodSchG – wenn der Betroffene nicht selbst der Verursacher der schädlichen Bodenveränderung ist – an die mögliche Folge eines finanziellen Ausgleichsanspruchs nach § 10 Abs. 2 BBodSchG für die nach zumutbaren innerbetrieblichen Anpassungsmaßnahmen noch verbliebenen wirtschaftlichen Nachteile zu denken, der greift, wenn ohne deren Ausgleich eine über die allgemeine Belastung erheblich hinausgehende besondere Härte vorliegen würde. Hierbei wird die Prüfung eines wirtschaftlichen Nachteils davon geprägt sein, ob ein entsprechendes Beweidungs- oder Verfütterungsverbot ohnehin auch futtermittelrechtlich gemäß §§ 19 a Abs. 1, 3 Nr. 3 FMG geboten wäre, weil in diesem Fall bereits eine entschädigungslose Regelung derselben Folgen bestehen würde.

### 2.1.3 Vorgehen beim Fehlen von Prüf- und Maßnahmenwerten in der BBodSchV

Nach Art. 72 GG haben im Bereich der konkurrierenden Gesetzgebung<sup>5</sup> die Länder die Befugnis zur Gesetzgebung, solange und soweit der Bund von seiner Gesetzgebungszuständigkeit nicht durch Gesetze Gebrauch macht. Sobald und soweit der Bund von seiner Gesetzgebungszuständigkeit wirksam

---

<sup>2</sup> Vgl. hierzu auch Delschen, in: Fehlau/Hilger/König, Anhang 2, Rn. 30, 49-57;

<sup>3</sup> Beispiel: Wiesen- statt Weidenutzung im Sinne einer Nutzungsbeschränkung

<sup>4</sup> Zum Beispiel durch pH-Wertanhebung durch Kalkungen.

<sup>5</sup> Der überwiegende Teil der Bestimmungen des BBodSchG ist auf der Grundlage von § 74 Abs. 1 Nr. 18 GG „Bodenrecht“ und Artikel 74 Abs. 1 Nr. 11 GG „Recht der Wirtschaft“ ergangen.

Untersuchung und Bewertung von alllastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
- Materialien -

Gebrauch macht, tritt in dem fraglichen Bereich eine Sperrwirkung für die Länder ein mit der Folge, dass im betreffenden Bereich ihre Gesetzgebungskompetenz entfällt, so dass neues Landesrecht nicht mehr entstehen kann; gleichwohl erlassenes Landesrecht ist nach Artikel 72 GG unwirksam.

Der Umfang der Sperrwirkung betrifft in jedem Fall das ausdrücklich Geregelterte. Seit Inkrafttreten der BBodSchV am 17.7.1999 entfalten die dort geregelten Prüf- und Maßnahmenwerte eine Sperrwirkung gegenüber den einschlägigen Wertelisten der Länder<sup>6</sup>. Hat der Bund nicht vollständig von seiner Verordnungsgebungsmöglichkeit Gebrauch gemacht, können die Länder ergänzendes Recht erlassen, es sei denn, der Bund verbietet dieses ergänzende Landesrecht direkt oder indirekt.

Enthält die BBodSchV für einen bestimmten Schadstoff keinen Prüf- oder Maßnahmenwert, so sind nach § 4 Abs. 5 S. 1 BBodSchV im Rahmen des Bewertungsverfahrens bei der Einzelfallbeurteilung diejenigen Methoden und Maßstäbe vom 18. Juni 1999 (einschließlich der verallgemeinernden Annahmen<sup>7</sup>) heranzuziehen, welche der Ableitung der Werte in Anhang 2 zur BBodSchV zugrundeliegen. Diese sind im Bundesanzeiger Nr. 161 a vom 28. August 1999 veröffentlicht (§ 4 Abs. 5 S. 2 BBodSchV). Die Ableitungsmaßstäbe dienen einem einheitlichen Vollzug der BBodSchV<sup>8</sup> und werden an den jeweils neuen wissenschaftlichen Erkenntnisstand<sup>9</sup> angepasst<sup>10</sup>. § 4 Abs. 5 BBodSchV bringt den Regelungswillen des Bundes-Verordnungsgebers hinsichtlich der Schaffung einheitlicher Bewertungsmaßstäbe und -methoden zum Ausdruck<sup>11</sup>. Ihm ist jedoch nicht zu entnehmen, dass andere Maßstäbe völlig unanwendbar würden, denn die BBodSchV und die sie begleitenden Methoden und Maßstäbe schaffen auch gemeinsam keine vollständige Regelung aller Bereiche<sup>12</sup>. Die BBodSchV regelt nur bestimmte Prüf- und Maßnahmenwerte. So sieht sie für den Wirkungspfad Boden-Mensch bislang nur einen Maßnahmenwert für Dioxine/Furane (Anhang 2 Nr. 1.2 BBodSchV) vor. Für den Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze sind Maßnahmenwerte für die Nutzung Ackerbau und Nutzgarten (Anhang 2 Nr. 2.2 BBodSchV) nur beim Stoff Cadmium vorgesehen. Liegen schädliche Bodenverunreinigungen in der wassergesättigten Zone vor, so ergibt die BBodSchV keine unmittelbar anwendbaren Prüfwert- und Maßnahmenwerte für die Bewertung einer von dort ausgehenden Grundwassergefahr, sondern verweist auf die wasserrechtlichen Vorschriften (Anhang 2 Nr. 3.2 Buchst. e BBodSchV); auch die von der BBodSchV als beachtungspflichtig in Bezug genommenen "Methoden und Maßstäbe für die Ableitung der Prüf- und Maßnahmenwerte" vom 18. Juni 1999 beziehen sich etwa hinsichtlich der Sickerwasserprüfwerte nicht auf den Wirkungspfad Boden-Grundwasser. Es ist deshalb nach einer Entscheidung des OVG Lüneburg nicht zu beanstanden, wenn zur Schließung von Lücken auf die "Holland-Liste" oder die LAWA-Empfehlungen für die Erkundung, Bewertung und Behandlung von Grundwasserschäden zurückgegriffen wird – soweit sie nicht im Widerspruch zu Festlegungen der BBodSchV stehen<sup>13</sup>. Bei Überschreitung der Werte dieser Listen bestehe dann jedenfalls eine, gegebenenfalls vom Adressaten einer Verfügung durch Beweis zu entkräftende, Vermutung der Schädlichkeit<sup>14</sup>.

Anders liegt es, wenn ein solcher Widerspruch gegeben ist. In diesen Bereichen ist zu beachten, dass es gerade zu den wesentlichen Zielen des Gesetzgebers des BBodSchG gehörte, bundesweit einheitliche Maßstäbe zu schaffen, was auch dafür spricht, dass es grundsätzlich auch darum ging, die bisherige Vielfalt aus "Länderlisten" und "Hollandliste" möglichst abzulösen<sup>15</sup>. Liegt eine bundesrechtliche

---

<sup>6</sup> Sanden, in: Sanden/Schoeneck, BBodSchG, § 8 Rn. 2; Frenz, BBodSchG, § 8 Rn. 1

<sup>7</sup> So die Maßgabe des Bundesrats, BR-Drucks. 244/99, S. 15.

<sup>8</sup> Sanden, NuR 1999, 555 (556).

<sup>9</sup> Vgl. hierzu auch den Erlass des BMU über die Errichtung eines Wissenschaftlichen Beirates „Bodenschutz“ vom 22.1.1998 (GMBl. 1998, S. 526)

<sup>10</sup> Kritisch anzumerken ist, dass die Maßstäbe gerade für bisher nicht geregelte Stoffe nicht voll anwendbar sind. Denn für diese Stoffe liegen i.d.R. deshalb keine Werte vor, da die Datengrundlagen unzureichend für eine Ableitung von Beurteilungswerten sind.

<sup>11</sup> Kobes, NVwZ 2000, 261 (265).

<sup>12</sup> OVG Lüneburg v. 3.5.2000, 7 M 550/00, NVwZ 2000, 1194 (1195).

<sup>13</sup> OVG Lüneburg v. 3.5.2000, 7 M 550/00, NVwZ 2000, 1194. Ebenso Peine, in: Fluck, Einleitung BBodSchG II, Rn. 155.

<sup>14</sup> OVG Lüneburg v. 3.5.2000, 7 M 550/00, NVwZ 2000, 1194 (1195).

<sup>15</sup> Pointiert Knopp, DÖV 2001, 441 (453); Ziel sei es gewesen, „den bisherigen Listenwirrwarr zu beseitigen“.

Regelung einer Bewertungsfrage vor, so ist diese daher als vorrangig zu behandeln. Zu diesen Festlegungen sind wegen § 4 Abs. 5 S. 2 BBodSchV auch die "Methoden und Maßstäbe" vom 19. Juni 1999 zu rechnen<sup>16</sup>. Sie sind daher auch bei Schadstoffen, für die der Verordnungsgeber selbst (noch) keine Werte vorgegeben hat zu beachten, soweit sie einschlägige Aussagen enthalten<sup>17</sup>. Es ist die bezweckte Rechtsvereinheitlichung, die dazu führt, dass die Maßstäbe des Bundes zur Berechnung zu Grunde zu legen sind, auch wenn für bestimmte Wirkungspfade und Stoffe keine bundesrechtlichen Werte festgelegt sind; andererseits bleibt das Land in nicht geregelten Fragen zu eigenen Maßstäben befugt<sup>18</sup>.

Im Ergebnis kann daher grundsätzlich nur dann auf ältere Listen zurückgegriffen werden, wenn deren Werteregulungen den "Methoden und Maßstäben" Bekanntmachung für die Ableitung der Prüf- und Maßnahmenwerte nach der BBodSchV vom 18. Juni 1999 nicht widersprechen. Da sich in der Bekanntmachung keine methodischen Hinweise für die Entwicklung weiterer Werte bezüglich des Wirkungspfad Boden-Grundwasser finden lassen, können die Länder hinsichtlich dieses Wirkungspfad ihre Landeslisten anwenden. Beispielsweise kann nach *König* im Falle flüchtiger organischer Stoffe auf die baden-württembergische Verwaltungsvorschrift zurückgegriffen werden, da bei Erlass der BBodSchV für diese Stoffgruppe und das zugehörige Expositionsszenario einer Anreicherung in geschlossenen Räumen Bodenwerte als nicht geeignet angesehen wurden<sup>19</sup>. Der in der Praxis häufig gewählte Weg, bei Fehlen von Vorsorge-, Prüf- und / oder Maßnahmenwerten ungeprüft und ohne Einzelfallbezug auf Eikmann-Kloke-Werte oder vergleichbare Listen zurückzugreifen, entspricht nicht den bodenschutzrechtlichen Anforderungen. Vielmehr sind auch bei der Verwendung von „sonstigen Listen“ immer einzelfallbezogene nutzungs- und schutzgutbezogene Expositionsabschätzungen vorzunehmen.

## 2.2 Zuständigkeiten in Brandenburg

Die Zuständigkeiten der Behörden für den Vollzug des Bodenschutzes bei alllastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen im Zusammenhang mit den Wirkungspfaden Boden-Pflanze und Boden(-Pflanze)-Tier ergeben sich aus der Abfall- und Bodenschutz-Zuständigkeitsverordnung (AbfBodZV) vom 6. November 2000<sup>20</sup>. Neben den anzuwendenden Rechtsnormen sind die jeweiligen Verwaltungsaufgaben spezifiziert und die jeweils zuständigen Behörden benannt. In Tab. 1 werden für die wesentlichen bodenschutzbezogenen Verwaltungsaufgaben die anzuwendenden Rechtsnormen und zuständigen Behörden auf der Grundlage der AbfBodZV benannt.

## 2.3 Betrachtete Wirkungspfade

Der Schadstofftransfer im Ökosystem Boden gliedert sich nach BBodSchV in drei verschiedene Wirkungspfade: Boden-Mensch, Boden-Grundwasser und Boden-Nutzpflanze. Das Vorhaben beschränkt sich auf die Betrachtung der Wirkungspfade Boden-Nahrungspflanze und Boden(-Futterpflanze)-Tier. Die Leitfadens geht insofern nicht auf die bodenschutzrelevanten Wirkungspfade Boden-Mensch und Boden-Grundwasser ein. Die Betrachtung des Wirkungspfad Boden(-Futterpflanze)-Tier stellt dahingegen eine Konkretisierung der bodenschutzrechtlich gebotenen Untersuchungs- und Bewertungsaufgaben dar.

---

<sup>16</sup> Knopp, DÖV 2001, 441 (453).

<sup>17</sup> Das dürfte auch der Haltung des OVG Lüneburg entsprechen. Trotz seiner Kritik letztlich ähnlich auch Kobes, NVwZ 2000, 261 (265), demzufolge Werte "jedenfalls insoweit" ausscheiden, als die darin enthaltenen Werte entweder von den Prüf- oder Maßnahmenwerten der BBodSchV abweichen oder nicht anhand der in § 4 Abs. 5 genannten Methoden und Maßstäben ermittelt wurden. Knopp, DÖV 2001, 441 (453) lehnt die Entscheidung des OVG hingegen letztlich umfassend ab, indem er im Ergebnis alle alten Listen für obsolet erklärt, was aber etwas zu weit geht, da es im Einzelnen einer Differenzierung nach etwaigen Lücken bedarf, die auch in den „Methoden und Maßstäben“ gegeben sein können.

<sup>18</sup> Brandt/Smeddinck, NdsVBL 1999, 149 (155).

<sup>19</sup> König, in: Fehlau/Hilgers/König, BBodSchV § 4 Rn. 34.

<sup>20</sup> Veröff. im Gesetz- und Verordnungsblatt für das Land Brandenburg Teil II – Nr. 22 vom 30. November 2000, S. 387-409, zuletzt geändert durch die Dritte Verordnung zur Änderung der Abfall- und Bodenschutz-Zuständigkeitsverordnung vom 1. April 2001, Gesetz- und Verordnungsblatt für das Land Brandenburg Teil II – Nr. 8 vom 16. Mai 2001, S. 162.



**Tab. 1: Anzuwendende Rechtsnormen und zuständige Behörden für wesentliche bodenschutzbezogene Verwaltungsaufgaben nach AbfBodZV**

Verwaltungsaufgabe	Anzuwendende Rechtsnorm	Zuständige Behörde <sup>1) 2)</sup>
<b>Bundes-Bodenschutzgesetz</b>		
Ermittlungen des Sachverhaltes bei Anhaltspunkten für eine schädliche Bodenveränderung (SBV) oder Altlast; Unterrichtung; Anordnungen von Untersuchungen zur Gefährdungsabschätzungen; Überwachung von eingesetzten Sachverständigen und Untersuchungsstellen	§ 9	UB/BA
Maßnahmen zur Erfüllung der sich aus den §§ 4 und 7 und den aufgrund von § 5 Satz 1, §§ 6 und 8 erlassenen Rechtsverordnungen ergebenden Pflichten; Sicherheitsleistung; Überwachung der Vorschriften des zweiten Teils des BBodSchG	§ 10	UB/BA
Verlangen von Sanierungsuntersuchungen und Vorlage eines Sanierungsplanes; Erstellung durch Sachverständige; Verbindlichkeitserklärung des Sanierungsplans	§ 13	UB/BA
Eigene Erstellung oder Ergänzung eines Sanierungsplanes; bei der Erstellung durch Sachverständigen, dessen Kontrolle	§ 14	UB/BA
Überwachung von Altlasten und altlastverdächtigen Flächen, Anordnung von Eigenkontrollmaßnahmen, Aufbewahrungspflicht	§ 15	UB/BA
Anordnung zur Erfüllung der Pflichten aus dem dritten Teil des BBodSchG	§ 16	UB/BA
Vermittlung von Grundsätzen der guten fachlichen Praxis	§ 17 Abs. 1	LVL
Festsetzung eines Ausgleichsbetrages	§ 25	UB/BA
Verfolgung und Ahndung von Ordnungswidrigkeiten	§ 26	UB/BA
Vorgenannte Aufgaben, für den Fall, dass der Landkreis oder die kreisfreie Stadt selbst Verpflichteter ist	§§ 9, 10, 13 bis 16, 25, 26	LUA
<b>Brandenburgisches Abfallgesetz</b>		
Erhebungen über Altlast-Verdachtsflächen, die beim Aufsuchen, Gewinnen, Aufbereiten und Weiterverarbeiten von Bodenschätzen entstanden sind	§ 31 Abs. 1 Satz 2	BA
<sup>1)</sup> Erläuterung der Behördenabkürzungen: BA Bergamt LVL Landesamt für Verbraucherschutz und Landwirtschaft UB Untere Bodenschutzbehörde <sup>2)</sup> Bei einer Nennung mehrerer Behörden gilt folgende Regel: / = alternative Zuständigkeit.		

## 2.4 Fachliche Grundlagen zum Schadstofftransfer Boden-Pflanze

Im Folgenden sollen zum besseren Verständnis der inhaltlichen Ausführungen zum Wirkungspfad Boden-Pflanze zunächst die wesentlichen Aspekte der pflanzlichen Aufnahmemechanismen von (Schad-)Stoffen aus dem Boden beschrieben sowie relevante boden-, substanz- und pflanzenbedingte Einflussgrößen auf den Transfer vorgestellt werden. Dies erscheint insofern von Bedeutung, als durch das Verständnis der Zusammenhänge insbesondere die Konzipierung und Durchführung von Detailuntersuchungen zur weiteren Sachverhaltsermittlung bezüglich dieses Wirkungspfades fachlich fundierter erfolgen können. Dies setzt nicht zuletzt auch die Kenntnis der bestehenden Wissenslücken, Variabilitäten, Unschärfen und Unsicherheiten in Bezug auf das Transferverhalten von Schadstoffen aus dem Boden in Pflanzen voraus.

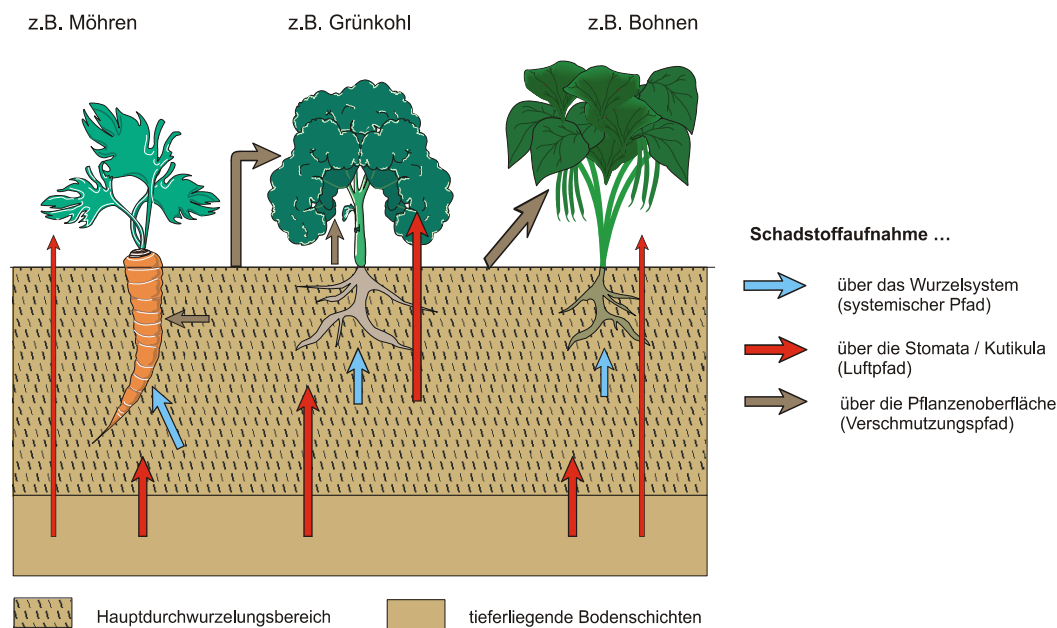
### 2.4.1 Aspekte der Stoffaufnahme

Grundsätzlich muss bei der Betrachtung des Boden-Pflanzen-Pfades in drei Teilpfade differenziert werden, die in Abhängigkeit von den am Standort relevanten Belastungsparametern und Verhältnissen unterschiedlich wirksam sein können (vgl. auch Abb. 1):

Untersuchung und Bewertung von alllastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
 Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
 - Materialien -

- 1) Aufnahme von Schadstoffen aus dem Bodenwasser über die Wurzeln und Verteilung der Substanzen in der Pflanze. Transportmedien sind hierbei Bodenwasser und Transpirationsstrom („systemischer Pfad“).
- 2) Aufnahme von leichtflüchtigen Substanzen über die Spaltöffnungen bzw. Kutikula der Blätter und Verteilung innerhalb des pflanzlichen Gewebes. Das Transportmedium bis hin zur Pflanze stellt hierbei die Bodenluft sowie bodennahe Atmosphärenluft dar („Luftpfad“).
- 3) Ablagerungen von Boden bzw. bodenbürtigem Staub auf die Pflanzenoberfläche und Aufnahme über die äußeren Gewebe. Das Transportmedium ist hierbei der bedingt durch meteorologische bzw. nutzungsbedingte Einflüsse verfrachtete Boden („Verschmutzungspfad“).

**Abb. 1: Schematische Darstellung der grundsätzlich zu berücksichtigenden Teilpfade**



Für die nähere Betrachtung des Wirkungspfades Boden-Pflanze ist die grundsätzliche Kenntnis dieser verschiedenen Teilpfade wichtig, da sie in Abhängigkeit von den standörtlichen und parameterbedingten Gegebenheiten unterschiedliche Bedeutung erhalten können. Dies ist wiederum bei der Konzipierung des Untersuchungsdesigns und der abschließenden Bewertung des Wirkungspfades Boden-Pflanze von Bedeutung, da je nach methodischer Vorgehensweise nicht unbedingt über alle drei beschriebenen Teilpfade Aussagen möglich werden.

Ausmaß und Umfang der Wirksamkeit des **systemischen Pfades** werden insbesondere von den Schadstoffgehalten in Bodentiefen bis ca. 60 cm unter Gelände gesteuert. Da bis in diese Bodentiefe vor allem bei den üblicherweise angebaute Nutzpflanzen der Hauptdurchwurzelungsbereich angetroffen werden kann, ist davon auszugehen, dass tiefer liegende Belastungen nicht in bewertungsrelevantem Ausmaß über diesen Teilpfad aufgenommen werden können. Bei bestimmten Kulturen mit bekanntermaßen tiefer eindringendem Wurzelsystem muss diese eingeschränkte Betrachtung jedoch überdacht werden. Eine grobe Einschätzung bezüglich der Tiefe der für die Wasser- und Nährstoffversorgung wichtigsten Wurzelzone von ausgewählten Pflanzen soll die Tabelle 2 ermöglichen (GÖBEL 1984; uvm 1990):

Flüchtige Substanzen können über den **Luftpfad** nach erfolgter Ausgasung in die bodennahe Atmosphärenluft direkt aufgenommen werden. Aufgrund von Verdünnungsprozessen in der Luft kann jedoch angenommen werden, dass dieser Teilpfad lediglich für die bodennahe Vegetation von Bedeutung ist (MCLACHLAN 1997).

**Tab. 2: Wichtigste Wurzelzonen für die Wasser- und Nährstoffversorgung von Nutzpflanzen**

<b>Bohnen</b>	<b>Erbsen</b>	<b>Erdbeeren</b>	<b>Gurken</b>	<b>Kartoffeln</b>	<b>Kohl</b>	<b>Möhren</b>
30 - 50 cm	40 - 60 cm	20 - 30 cm	30 - 50 cm	40 - 60 cm	30 - 50 cm	40 - 60 cm
<b>Obstbäume</b>	<b>Salat</b>	<b>Spargel</b>	<b>Spinat</b>	<b>Tomaten</b>	<b>Wein</b>	<b>Zwiebeln</b>
50 - 70 cm	20 - 30 cm	50 - 70 cm	20 - 30 cm	30 - 50 cm	60 - 80 cm	20 - 40 cm
<b>Gerste</b>	<b>Weizen</b>	<b>Roggen</b>	<b>Hafer</b>	<b>Futtermübe</b>	<b>Mais</b>	<b>Zuckerrübe</b>
ca. 40 cm	ca. 40 cm	ca. 40 cm	70 - 80 cm	> 80 cm	> 80 cm	> 80 cm

Der in diesem Kontext als relevant anzusehende Bereich wird nach FOBIG 1994 mit etwa 40 cm über Geländeoberfläche angenommen. Letztlich wird dies jedoch sicherlich auch von den am Standort anzutreffenden Bedingungen geprägt. Zudem ist bei diesem Teilpfad zu beachten, dass bedingt durch Ausgasungseffekte auch Stofftransporte aus größeren Tiefen in oberflächennahe Bereiche des Bodens möglich sind, womit sie wiederum in den Bereich der Rhizosphäre gelangen würden. Durch kontinuierlich ablaufende Diffusions-, Sorptions- und Desorptionsmechanismen sowie von Gleichgewichtseinstellungen im System Boden-Bodenwasser-Bodenluft können die so in den oberflächennahen Bereich transportierten leichtflüchtigen Substanzen wiederum dem systemischen Pfad zur Verfügung stehen.

Schließlich ist der in der Ausprägung stark durch Witterungseinflüsse und anthropogene Aktivitäten geprägte **Verschmutzungspfad** von Bedeutung, bei dem Bodenpartikel durch Aufwirbelung, Aufschlammung oder Verwehung auf oberirdisches Pflanzengewebe gelangen.

In welchem Maße die beschriebenen Teilpfade wiederum den Wirkungspfad Boden-Pflanze bestimmen, hängt von unterschiedlichen Einflussgrößen und zu betrachtenden Fallgestaltungen ab, wobei vereinfachend zusammengefasst die folgenden grundsätzlichen Tendenzen herauszustellen sind:

- Für **anorganische Schadstoffe** sind der systemische und der Verschmutzungspfad bewertungsrelevant; der Luftpfad ist nicht von Bedeutung.
- Für **leicht- und mittelflüchtige organische Schadstoffe** sind der Luftpfad und der systemische Pfad in der Bewertung des Wirkungspfades Boden-Pflanze zu berücksichtigen, während der Verschmutzungspfad keiner näheren Betrachtung bedarf.
- Bezüglich der **schwer flüchtigen organischen Schadstoffe** gelangt der Verschmutzungspfad in den Vordergrund der Bewertung, was allerdings eine ausreichende Persistenz der Stoffe insbesondere gegenüber dem photolytischen Abbau voraussetzt. Der systemische Pfad ist in Abhängigkeit von der Fallgestaltung zudem zu berücksichtigen, während dem Luftpfad keine Relevanz zukommt.
- Im Hinblick auf die schadstoffseitig zu bewertenden **Nutzpflanzen bzw. Pflanzenteile** können die drei genannten Aufnahmewege zudem prinzipiell als unterschiedlich wirksam eingestuft werden. Während beispielsweise auf der einen Seite Produkte zu nennen sind, die ausschließlich über den systemischen Pfad beeinträchtigt werden (z.B. Getreide: Cadmium im Weizenkorn), zeigen sich auf der anderen Seite besonders verschmutzungsempfindliche Pflanzen, so dass hier der oberflächliche Bodenauftrag die Hauptbelastungsursache darstellt (z.B. Erdbeere oder auch Grünlandaufwuchs).

Die folgenden Ausführungen sollen zum besseren Verständnis den Stofftransport vom Boden in Pflanzen näher erläutern, ohne dabei einen abschließenden Charakter zu beanspruchen (nach ZIEGLER 1984, MOHR, SCHOPFER 1978, HOCK & ELSTNER 1984, O'CONNOR et al. 1991, MCFARLANE 1995, BROMILOW, & CHAMBERLAIN 1995, BANUELOS & AJWA 1999, GULZ & GUPTA 2000, PICKERING et al. 2000, LIU 2001).

#### 2.4.1.1 Grundlagen der Stoffaufnahme über die Wurzel

Auf dem systemischen Weg nehmen Pflanzenwurzeln aus dem Boden vor allem Wasser und darin gelöste Substanzen auf. Des Weiteren können jedoch auch gasförmige Stoffe über die Wurzelatmung in die Pflanze eindringen und von dort weitertransportiert werden.

Für die gelösten Substanzen sind insbesondere die Feinwurzeln (Wurzelhaare) als Eintrittswege von Bedeutung, wobei sehr große Oberflächen entwickelt werden können, die für eine Stoffaufnahme zur Verfügung stehen<sup>21</sup>.

Von den zur Stoffaufnahme befähigten Feinwurzeln wiederum ist ein großer Teil leicht zugänglich für das Bodenwasser und die darin gelösten Substanzen. Dieser "Freie Raum", der botanisch als Apoplast bezeichnet wird, besteht im Wesentlichen aus den Zellwänden der Wurzelhaare und der Wurzelrindenzellen. Die Aufnahme von Nähr- oder Schadstoffen in diesen Freien Raum erfolgt passiv, d.h. ohne Zuhilfenahme von Stoffwechselenergie. Treibende Kräfte für diesen Aufnahmeweg stellen somit der Konzentrationsgradient einzelner Substanzen zwischen Bodenlösung und Lösung im Apoplast sowie das Mitverfrachtetwerden mit dem Wassereinstrom dar. Das bedeutet, dass die Schadstoffe im Boden in einer mobilen oder aber mobilisierbaren Form vorliegen müssen, damit sie für die Aufnahme über die Pflanzenwurzel zugänglich sind.

Für einströmende Substanzen begrenzt wird der Freie Raum durch die Außenmembran (Plasmalemma) der vom Apoplast umschlossenen Wurzelhaar-, -epidermis- und -rindenzellen sowie durch die wasserundurchlässige Barriere des Caspary-Streifens<sup>22</sup>. Um vom Apoplasten also in das Innere der Zellen bzw. weiter in Richtung Pflanzenspross zu gelangen, müssen alle Substanzen das Plasmalemma passieren, was insbesondere bei organischen Molekülen entlang dem chemischen Potentialgradienten erfolgt und als behinderte Diffusion betrachtet werden kann. Für eine Vielzahl von großen organischen Molekülen ist eine Überwindung des Plasmalemmas nicht möglich, so dass eine Anreicherung der Substanzen auf den freien Raum der Rhizosphäre beschränkt bleibt. Als Fazit ist somit festzuhalten, dass der Übergang vom Apoplast zum so genannten Symplast<sup>23</sup> ein wesentliches Nadelöhr für den Eintritt von Stoffen in den pflanzlichen Organismus darstellt.

Neben dem Eindringen durch behinderte Diffusion gibt es insbesondere für stoffwechselphysiologisch bedeutsame Substanzen und Ionen (Nährstoffe, Spurenelemente und somit z.B. auch schädliche Schwermetalle) zudem einen aktiven Transport durch Membranen, der oftmals mittels Transportproteinen (Carrier-System) funktioniert. Diese Systeme weisen häufig eine hohe Substratspezifität auf. An diesen Übertrittstellen kann es zur Konkurrenz z.B. eines für die Pflanze essentiellen Spurenelementes (Zink) mit einem diesem strukturell ähnlichen Schadstoff kommen (Cadmium). Dies bedeutet, dass insbesondere bei hohen Schadstoffgehalten im Boden auch Mangelercheinungen bedingt durch diesen Verdrängungsprozess auftreten können.

Einmal in das Cytoplasma der Zelle gelangt, können die Substanzen dann über weite Strecken im Symplasten des Wurzelgewebes zellenübergreifend transportiert werden, ohne dass sie eine weitere Membran passieren müssen. Hierfür werden die so genannten Plasmodesmen genutzt, die als Verbindungsbrücken zwischen benachbarten Protoplasten anzusehen sind (vgl. auch Abb. 2). Um jedoch in die weiterführende Langstreckentransportbahn im Spross der Pflanzen (Xylem) zu gelangen, müssen alle Substanzen wieder aus dem Symplasten in den Apoplasten (das Xylem ist ein Teil davon) gelangen, wobei wiederum das Plasmalemma als Barriere zu queren ist.

Die etwas ausführlichere, jedoch immer noch vereinfachende Beschreibung der Aufnahmemechanismen soll erklärlich werden lassen, wieso oftmals die folgende Reihenfolge in der Akkumulation von Schadstoffen in Pflanzen festzustellen ist, die für einen Großteil umweltrelevanter Schadstoffe gilt: Wurzel >> Spross > Blatt >> Frucht. Die Widerstände innerhalb des pflanzlichen Organismus sind immens, so dass vielfach Wurzelgemüse in der Abschätzung der Relevanz des Pfades Boden-Nutzpflanze(-Mensch) bzw. (-Tier) von besonderer Bedeutung ist. Letztlich ist diese grundsätzliche Tendenz jedoch stoff- und auf den Einzelfall bezogen zu differenzieren.

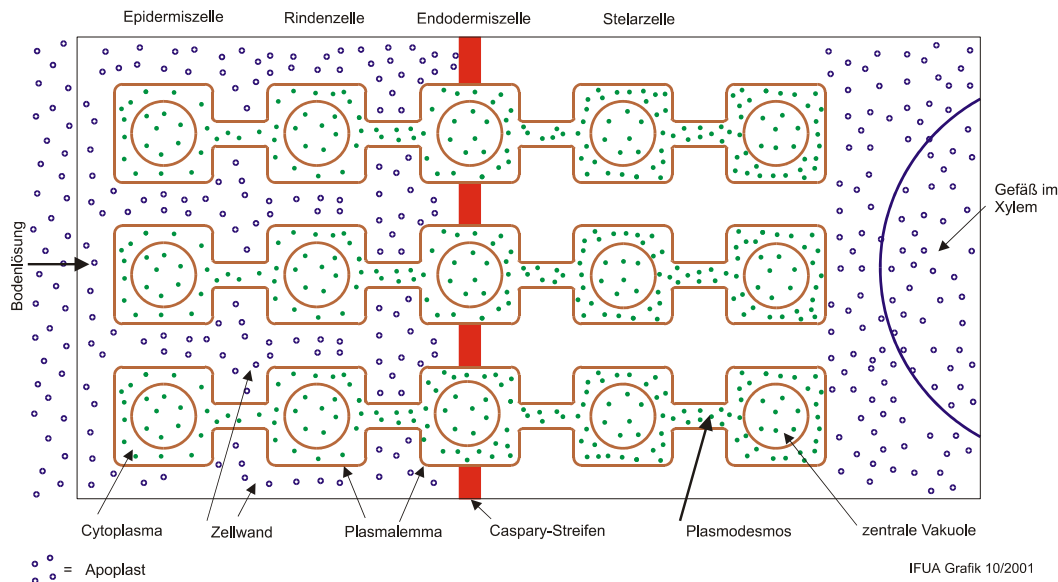
---

<sup>21</sup> So hat man z.B. bei einer einzigen Roggenpflanze ca.  $1,43 \times 10^{10}$  lebende Wurzelhaare mit einer Oberfläche von ca. 400 m<sup>2</sup> in nur 56 dm<sup>3</sup> Boden ermittelt (ZIEGLER 1984).

<sup>22</sup> = bandförmige Endoderminauskleidung, bestehend aus einer wachsähnlichen Verbindung.

<sup>23</sup> Durch die gemeinsamen Verbindungsbrücken der Plasmodesmen sind alle Protoplasten (vgl. auch Abbildung 2) zumindest eines Gewebes zu einer gemeinsamen Einheit zusammengefasst, die man Symplast nennt.

**Abb. 2: Schematische Darstellung der Stoffaufnahme in der Wurzel**



Festzuhalten ist an dieser Stelle, dass sich die Aufnahme gelöster organischer Schadstoffe aus dem Boden in Pflanzen im Grundsatz von derjenigen der zumeist in ionischer Form vorliegenden Nährstoffe unterscheidet. Im Gegensatz zu letzteren liegt im allgemeinen kein aktives pflanzliches Transportsystem (an den zu überwindenden Membranen) vor. Hingegen erfolgt der Transfer vornehmlich aufgrund der passiven Prozesse Diffusion und Advektion.

#### 2.4.1.2 Grundlagen der Stoffaufnahme über die Blätter

Grundsätzlich kann dieser Aufnahmeweg in Abhängigkeit von den zu betrachtenden Schadstoffen bei den Teilpfaden „Luftpfad“ und „Verschmutzungspfad“ wirksam werden. Dabei muss festgehalten werden, dass erhebliche Unterschiede zwischen den Pflanzenspezies bestehen und vor allem klimatische Einflüsse das Ausmaß der Stoffaufnahme über diesen Weg im Einzelfall bestimmen. Auch das Ausmaß der Behaarung der Pflanzenblätter scheint von Bedeutung für diesen Aufnahmeweg zu sein (BAKKER et al. 1999). Insofern sind an dieser Stelle lediglich allgemeinere Aussagen möglich, wobei zwischen einem kutikulären und einem stomatären Weg zu differenzieren ist.

Die Aufnahme von Substanzen über die **Kutikula** in den Symplasten kann zum Beispiel aus anhaftenden Bodenpartikeln (Verschmutzungspfad) erfolgen, wobei der Transfer im Grundsatz über die folgenden Etappen verläuft:

- 1.) Ad- und Absorption des Schadstoffes an und in die Kutikula
- 2.) Diffusion der Substanz durch die Kutikula
- 3.) Übertritt in die Wand der Epidermiszelle und
- 4.) Übertritt durch das Plasmalemma in das Zellinnere.

Der Durchtritt durch die vorwiegend lipophile Kutikula erfolgt nicht durch einen aktiven Prozess, sondern ist diffusionsgesteuert und somit im Grundsatz durch entsprechende mathematische Beziehungen zu beschreiben (1. Fick'sche Gesetz). Bei größeren Substanzmengen auf dem Blattgewebe oder auch Annahme permanent hoher Schadstoffgehalte in der Luft der Blattumgebung (Luftpfad) können somit auch auf diesem Weg Schadstoffe in den pflanzlichen Organismus gelangen. Hierbei ist jedoch darauf hinzuweisen, dass stark konkurrierend zu den ersten Schritten dieser Abfolge (1. und 2.) verschiedene, der Aufnahme entgegenarbeitende Einflussgrößen wirksam werden. Dies sind z.B. Ver-

flüchtigungs- und Abwaschungsprozesse oder aber ein Abbau durch Photolyse und Hydrolyse, was insbesondere bei der Betrachtung von organischen Substanzen eine Rolle spielt.

Des Weiteren bestimmen neben der Ausprägung der Kutikula in Abhängigkeit von der Pflanzenart sowie der mit Schadstoffen bedeckten Flächengröße unter anderem die Temperatur, die Luftfeuchte, die Größe des Moleküls sowie der n-Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizient das Ausmaß der Stoffaufnahme über diesen Weg. Manche Substanzen können in der Kutikula auch irreversibel festgelegt werden. Beispielsweise ist dies für das Biozid 2,4 D belegt (ZIEGLER 1984). Abschließend sei zu diesem Themenkomplex noch ausgeführt, dass über die Durchlässigkeit (Permeabilität) der Kutikula für gasförmige Schadstoffe nur wenig bis gar keine Daten vorliegen. Die Aufnahme von Gasen erfolgt vielmehr vorwiegend über die Spaltöffnungen der Blätter (Stomata).

In der vollendeten Form handelt es sich bei den **Stomata** um regulierbare, hydraulische Ventile, die in Abhängigkeit vom Sauerstoff- bzw. Kohlendioxidstatus des Blattes geöffnet oder geschlossen sind. Die Permeation aller gasförmigen Substanzen von der Außenluft in das Blattinnere wird ganz maßgeblich vom stomatären Diffusionswiderstand, d.h. von der Öffnungsweite der Stomata sowie daneben vom Widerstand gegen das Eindringen in die Mesophyllzellen bestimmt. Des Weiteren bestimmen meteorologische Aspekte die Effizienz dieses Weges. In der Außenluft vorhandene Substanzen können somit über diesen Weg in das Pflanzengewebe gelangen.

#### 2.4.1.3 Grundlagen des Stofftransports in der Pflanze

Bezüglich des Stofftransports innerhalb der Pflanze wird differenziert in den Kurzstreckentransport (durch das Plasmalemma und intrazellulär), Mittelstreckentransport (innerhalb eines Gewebes ohne Nutzung der Ferntransportbahnen) sowie Langstreckentransport (bei Höheren Pflanzen: Transport in Xylem und Phloem).

Über den Weg des Schadstoffs in die Zelle (**Kurzstreckentransport**) wurde aufgrund des thematischen Zusammenhangs bereits in Kapitel 2.4.1.1 berichtet. Über den daran anschließenden intrazellulären Transport sind wenige Details bekannt. Zu beachten ist auch, dass an dieser Stelle bei Organika bereits Metabolisierungsprozesse stattfinden, bzw. bei Schwermetallen unlösliche Niederschläge mit Zellinhaltsstoffen gebildet werden können.

Der Pflanze fehlt ein Ausscheidungssystem. Mehr oder weniger weit metabolisierte Wirkstoffe können aber in polare Konjugate umgewandelt und im Cytoplasma oder in den Vakuolen abgelagert werden, was aus Sicht des pflanzlichen Organismus im Prinzip als Exkretion zu werten ist. Als Abbauprozesse sind vor allem oxidative, hydrolytische und reduktive chemische Prozesse von Bedeutung, die zum Teil die Bildung besonders persistenter und in der Wirkung unter Umständen stärkeren Substanzen zur Folge haben. Als Beispiel für einen oxidativen Abbau sei die Epoxid-Bildung des Aldrin (zu Dieldrin) sowie für einen reduktiven Prozess die Dehalogenierung von DDT (zu DDD) genannt (MÜLLER 1984). Grundsätzlich kann in diesem Zusammenhang festgehalten werden, dass als Umwandlungsprodukte in der Pflanze vor allem polare Konjugate mit Kohlenhydraten und Aminosäuren vorkommen (KOTTUTZ & HARMS 1991).

Auch der **Mittelstreckentransport** innerhalb des Wurzelgewebes wurde in Kapitel 2.4.1.1. bereits als teils apoplastisch, teils symplastisch beschrieben. Der Transport in den Zellwänden (also im Apoplast) erfolgt durch Wasserströmung entlang von Wasserpotenzialgradienten. Stark transpirierende Gewebe sind somit Anreicherungsorte für viele wasserlösliche Substanzen (z.B. Salatblätter).

Für den **Langstreckentransport** stehen drei Spezialbahnen zur Verfügung. Der Gastransport erfolgt in Höheren Pflanzen im Wesentlichen diffusionsgesteuert über das System der Interzellularen. Das Wasserleitungssystem Xylem, welches dem Apoplast zugeordnet wird, besteht bei Höheren Pflanzen aus toten, plasmafreien Zellen, so dass der Hauptantrieb für die Wasserströmung der Transpirationssog ist (passiver Transport). Es wird somit das Wasserpotenzialgefälle zwischen Boden und Atmosphäre ausgenutzt, was auch bedeutet, dass der Transport ausschließlich in eine Richtung möglich ist. Grundsätzlich kann somit gesagt werden, dass alle Schadstoffe, die über die Wurzeln in oberirdi-

sche Gewebe von Pflanzen (Blätter, Früchte) gelangen, mit dem Transpirationsstrom im Xylem gewandert sein müssen.

Schließlich sind die Assimilatbahnen (Phloem) zu nennen, die im Gegensatz zum Xylem aus lebenden, spezialisierten Zellen bestehen. Eine Substanz, die im Phloem wandert, befindet sich im Symplasten. Das Phloem spielt eine Rolle im Transport von über das Blatt aufgenommenen Substanzen innerhalb des pflanzlichen Organismus, wobei prinzipiell auch eine basipetale Verteilung von Substanzen (also vom Blatt in Richtung Spross und Wurzel) möglich ist.

## 2.4.2 Einflüsse auf das Transferverhalten

Die das Transferverhalten von Substanzen vom Boden in die Pflanze steuernden Einflussgrößen lassen sich differenzieren in boden-, substanz- und pflanzenbedingte Faktoren.

### 2.4.2.1 Bodenbedingte Einflussfaktoren

Die Pflanzenverfügbarkeit von Substanzen im Boden wird von einer Reihe von bodenbedingten Einflussgrößen beeinflusst (vgl. im Detail z.B. KÖNIG 1985, SOMMER & MARSCHNER 1986, SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL 1989, HOCK & ELSTNER 1984, BLUME 1990, ÖBORN et al. 1995, KREYSA & WIESNER 1995, BECK et al. 1996, SCHULZ & HEINRICH 1997, BVB 2000, WANG et al. 2000), wobei die folgenden Faktoren in diesem Kontext hervorzuheben sind:

- pH-Wert,
- Belastungsausmaß,
- organische Substanz,
- Tonanteil.

So wird beispielsweise 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 Flächen mit gut gepufferten Substraten 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 durch eine Erhöhung des pH-Wertes der mobile Schwermetallgehalt bewertungsrelevant verringert werden kann.

Bereits seit geraumer Zeit ist bekannt, dass weniger die Gesamtgehalte der Elemente, sondern mehr die gelösten und die leicht nachlieferbaren Fraktionen die Pflanzenaufnahme über die Wurzel bestimmen. Die Erkenntnisse aus einer Vielzahl in diesem Kontext durchgeführter Forschungs- und Entwicklungsvorhaben haben dazu geführt, dass neben der Bestimmung des Gesamtgehaltes eines Metalls im Boden die mobile Fraktion ermittelt wird. In diesem Zusammenhang hat sich in Deutschland für einige Metalle (so für Cadmium, Blei und Thallium) die Extraktion mittels Ammoniumnitrat (DIN 19730) durchgesetzt, da dieser Extrakt im Vergleich zu anderen möglichen ungepufferten Salzlösungen analytische Vorteile mit sich bringt (WELP et al. 1999). Folglich wurde die Anwendung dieses Verfahrens auch in der BBodSchV festgeschrieben, wobei bezüglich einiger Metalle auch die Prüfwertableitung auf einem mittels Ammoniumnitratextrakt bestimmbareren Gehalt beruht. Darüber hinaus wird die Eignung des Verfahrens in der Literatur auch für eine Reihe weiterer Elemente (Arsen, Kupfer, Zink sowie vermutlich auch Kobalt, Chrom und Nickel) beschrieben (PRÜESS 1992, LIEBE et al. 1997).

Es ist an dieser Stelle jedoch darauf hinzuweisen, dass die Relevanz des Boden-Pflanze-Pfades über den Weg oberflächlich angelagerter Schadstoffanteile („Verschmutzungspfad“) durch diese Untersuchungen nicht erfassbar und gegebenenfalls anderweitig abzuschätzen ist.

Letztlich hat aber auch der jeweilige Element-Gesamtgehalt auf das Aufnahmevermögen Einfluss, der nach Konvention im Königswasseraufschluss (DIN 38 414 S7) ermittelt wird. Die hiermit erfassbaren 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. Chrom, Arsen).

Je höher die Gesamtmetallbelastung eines Bodens ist, in desto steigendem Maße werden Bindungspositionen geringerer Bindungsstärke besetzt und die Pufferkapazität der Böden nimmt entsprechend ab. Auf diese Weise führen steigende Gesamtgehalte im Grundsatz auch zu einer steigenden Mobilität, die dann wiederum eine verstärkte Aufnahme in die Pflanzenwurzel bedingt (WELP et al. 1999). Bei hohen Schwermetallbelastungen des Bodens erlangt des Weiteren die passive, von der Pflanze nicht zu steuernde Aufnahme von Elementen größere Bedeutung (CLAASSEN & PADEKEN 1997).

Schließlich kann z.B. aus Untersuchungen zur Cadmiumaufnahme in Weizen bzw. Cadmium- und Zinkaufnahme bei *Lolium multiflorum* gefolgert werden, dass die Temperatur das Ausmaß des Transfers proportional zu beeinflussen vermag (FROSSARD et al. 2000, ALMAS & SINGH 2001).

Bei Nachweis von hohen Gehalten organischer Schadstoffe (soweit diese überhaupt in relevantem Ausmaß über die Wurzel aufgenommen werden können) kann deren Relevanz ebenfalls eingeschränkt sein, wenn der Boden einen hohen Anteil organischer Substanz (ermittelt als TOC) aufweist. Diese bindet insbesondere organische Schadstoffe so fest, dass sie für Pflanzen über die Rhizosphäre, aber auch über den Weg der Ausgasung, kaum verfügbar sind<sup>24</sup>.

Ebenso bewirken Böden mit hohem Tonanteil eine gute Festlegung von Schadstoffen, so dass vor allem die Aufnahme über das pflanzliche Wurzelsystem vermindert wird.

Des Weiteren bestimmen Elektrolytgehalt, das Redoxpotential, das Vorkommen organischer Lösungsmittel und Lösungsvermittler sowie die gleichzeitige Anwesenheit weiterer Kontaminanten die Bindungsstärke bzw. das Aufnahmevermögen. Beispielsweise ist durch Untersuchungen an Roggen belegt, dass die Schwermetalle Kupfer und Cadmium bei Anwesenheit von PAK und PCB höhere Mobilitäten im Boden aufweisen und als Folge eine verstärkte Aufnahme in das Wurzelsystem (insbesondere bei Cadmium) des Roggens zu beobachten ist (DORN & METZ 1996, DORN et al. 1997, METZ et al. 1998). Insgesamt muss jedoch festgestellt werden, dass der Kenntnisstand über derartige wechselseitige Beeinflussungen oder auch synergistische bzw. antagonistische Wirkungen bedingt durch gleichzeitig anzutreffende Schadstoffe als lückig und aktuell nicht bewertbar anzusehen ist (vgl. auch ROTH & OBERLÄNDER 1980, WILKE & KOCH 1998).

#### 2.4.2.2 Substanzbedingte Einflussfaktoren

Bezüglich der substanzbedingten Einflussgrößen liegen Kenntnisse insbesondere für Schwermetalle vor (vgl. im Detail z.B. FÖRSTNER 1983, SOMMER & MARSCHNER 1986, SCHEFFER/SCHACHT-SCHABEL 1989, ZEIN & BRÜMMER 1989, BLUME 1990, HOCK & ELSTNER 1994, IRGOLIC 1994, BRÜMMER et al. 1994, KOMOŹA et al. 1995, WELP et al. 1999, PITTEN et al. 1998, 1999, YAMAN 2000, JIANG et al. 2001).

So ist grundsätzlich z.B. eine - vereinfachte - allgemeine Aussage hinsichtlich der Reihenfolge der Metallmobilität im Boden möglich. Zink, Cadmium und Thallium verhalten sich danach deutlich mobiler als Kupfer und Nickel oder gar Arsen, Blei, Chrom und Quecksilber. Zudem ist die Bindungsform, in der die Metalle im Boden vorliegen, mobilitätsbeeinflussend. Sulfidisch oder oxidisch gebundene Metalle sind z.B. kaum mobil, während carbonatisch oder als Nitrat vorliegende Metalle eher beweglich sind und somit auch von der Pflanze aufgenommen werden können. Die Bindungsform wiederum kann durch die Herkunft bzw. Ursache der Metallbelastung bestimmt werden, so dass z.B. aus Schlackeneinträgen resultierende Belastungen relativ geringe Mobilitäten aufweisen (BUNZL et al. 2001). Hiervon zu differenzieren ist zusätzlich das bei bestimmten Metallen mögliche Vorkommen unterschiedlicher Oxidationsstufen mit jeweils völlig unterschiedlichem Mobilitätsverhalten (z.B. Chrom als

---

<sup>24</sup>Es muss an dieser Stelle jedoch angemerkt werden, dass die Kontaminanten sich dann oftmals auch der chemischen Analytik als "bound residues" entziehen. Hier bestehen noch große Kenntnislücken.



Cr (III) und Cr (VI) (vgl. MISHRA et al. 1995, 1997) oder Quecksilber als Hg (0), Hg (I), Hg (II) sowie organisch gebundenes Hg). So vermag elementares Quecksilber oder methyliertes Quecksilber grundsätzlich auch über den „Luftpfad“ in pflanzliches Gewebe transportiert zu werden (SCHLÜTER & GÄTH 1998, PATRA & SHARMA 2000).

Im Gegensatz zu den gut untersuchten Schwermetallen, über die in Bezug auf den Transfer Boden-Pflanze eine Vielzahl an Untersuchungen vorliegt, stellt sich der Kenntnisstand bezüglich der Organika als lückenhafter dar. Lediglich zu einzelnen Stoffgruppen liegen umfangreichere Datensätze vor, die somit den Übergang vom Boden in die Pflanzen abschätzbar werden lassen. Als Beispiele seien hier Benzo(a)pyren, als Vertreter der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe, die polychlorierten Biphenyle (PCB) bzw. die polychlorierten Dibenzodioxine und -furane (PCDD/F) genannt. Bei diesen Substanzgruppen spielt bis auf spezielle pflanzenartspezifische Besonderheiten der systemische Pfad eine eher untergeordnete Rolle. Vielmehr überwiegt der Verschmutzungspfad vor allem bei den mehrkernigen PAK (MARKARD 1988, DELSCHEN et al. 1996, DELSCHEN 1999) bzw. der Luftpfad bei den PCDD/F (TRAPP et al. 1994). Auch PCB gelangen eher über Partikel bzw. die Luft in Pflanzen (LOVETT et al. 1997). Substanzen mit einem Dampfdruck von  $10^{-6}$  und mehr scheinen in genügendem Maße aus dem Boden ausgasen zu können und somit einer Aufnahme in oberirdisches Gewebe zur Verfügung zu stehen. In der Luft erfolgt dann in Abhängigkeit von den physikalisch-chemischen Eigenschaften der Substanz eine Verteilung zwischen gasförmiger und partikelgebundener Phase (BACCI et al. 1992).

Insgesamt kann in diesem Zusammenhang festgestellt werden, dass die systemische Aufnahme vor allem großer organischer Moleküle eine untergeordnete Rolle spielt. Vielmehr kommt dem „Verschmutzungspfad“ und dem „Luftpfad“ eine größere Bedeutung zu, wobei letzterer im Freiland auf Grund der Verdünnung bei einer Bedeckung des Bodens durch Vegetation im Wesentlichen für die bodennahen Bereiche einer Pflanze relevant sein sollte (TRAPP & MATTHIES 1994). Dieser Bereich wird nach FOBIG (1999) mit etwa 40 cm über Geländeoberkante angegeben.

Schließlich sind bei den Organika im Gegensatz zu den Anorganika auch Abbau- bzw. Metabolisierungsprozesse der jeweilig zu betrachtenden Ausgangssubstanzen zu beachten, die sowohl im Boden (biologisch, chemisch, physikalisch), als auch in der Pflanze selbst (metabolisch, aber auch physikalisch) stattfinden. So wurden beispielsweise als Umwandlungsprodukt von HCB im Boden Spuren eines Konjugats von Pentachlorthiophenol identifiziert (SCHEUNERT & KORTE 1986). Insgesamt ist der Kenntnisstand zu diesem Themenfeld jedoch aktuell noch als defizitär zu bezeichnen.

#### 2.4.2.3 Pflanzenbedingte Einflussgrößen

In Abhängigkeit von der betrachteten Pflanze sind ebenfalls unterschiedliche Ausprägungen des Transfers Boden-Pflanze zu beobachten, wobei in diesem Zusammenhang Informationen insbesondere in Bezug auf den systemischen Pfad vorliegen. So ist z.B. für die vergleichsweise gut untersuchten Schwermetalle bekannt, dass bestimmte Pflanzenarten oder gar Sorten zu erhöhten Aufnahmen neigen, während andere Spezies oder Sorten bei gleichen Bodengehalten keine relevanten Aufnahmen aufweisen (z.B. BRÜNE 1982, SCHEUNERT et al. 1985, KÖSTER et al. 1985, BLUME 1990, LABO 1998b, DELSCHEN & RÜCK 1997, MERKEL 1999, DELSCHEN & KÖNIG 1998, KURZ et al. 1999, BVB 2000, FROSSARD et al. 2000, CAKMAK et al. 2000). Als steuernde Faktoren werden in diesem Kontext die zur Aufnahme von Schadstoffen befähigte Größe der Wurzeloberfläche einerseits und der mögliche Influx (Leistung je Einzelwurzel) diskutiert (CLAASSEN & PADEKEN 1997).

Als Folge dessen lassen sich Pflanzen diesbezüglich grob in drei Gruppen aufteilen. Während ein Akkumulator (z.B. Cadmium: Futterrübenblatt, Salat, Spinat, Sellerieknolle) bereits bei vergleichsweise geringen Schwermetallgehalten des Bodens Anreicherungen im Gewebe zeigt, weist ein Indikator (z.B. Cadmium: Haferstroh, Mais-Stengel, Möhrenwurzeln, Blumenkohlblatt) eine lineare Abhängigkeit vom Gehalt des Bodens. Ein Exkluder (z.B. Cadmium: Buschbohne, Kartoffelknolle) hingegen verfügt über Mechanismen, die einer Aufnahme von Elementen auch bei hohen Bodengehalten entgegenwirken (BVB 2000). Die Eigenschaft einiger Pflanzenarten, Schwermetalle aus dem Boden in großem Ausmaß akkumulieren zu können (Hyperakkumulation), wird im Zusammenhang mit der Sanierung

von Flächen mit schädlichen Bodenveränderungen diskutiert (Phytoremediation; vgl. z.B. ROCK 1999, LOMBI & WENZEL 1999, KAYSER et al. 1999, HONZIK et al. 1999, NEDELKOSKA & DORAN 2000). Zudem sorgen Wurzelausscheidungen (Exsudate), die in Abhängigkeit von der Pflanzenart aus unterschiedlichen Substanzen bestehen können (z.B. organische Säuren), für chemische Veränderungen im Bereich der Rhizosphäre, die die Verfügbarkeit für Substanzen im Boden drastisch verändern können. Dieser letztlich der Mobilisierung ansonsten nicht verfügbarer Elemente dienende Effekt scheint insbesondere bei relativ geringen Bodengehalten eine Rolle zu spielen (WELP et al. 1999; CLAASSEN & PADEKEN 1997, GERKE et al. 1999, RÖMER et al. 1999, KELLER & RÖMER 2001). Die Erhöhung der Pflanzenverfügbarkeit von bodengebundenen Schadstoffen durch Ausscheidung mobilisierender Exsudate wird aber auch bei organischen Schadstoffen festgestellt. So wird dies als Grund für die zu beobachtende systemische Aufnahme von PCCD/F bei Zucchini genannt (HÜLSTER & MARSCHNER 1995).

Im Hinblick auf die Verteilung von systemisch aufgenommenen Schwermetallen lässt sich im Grundsatz festhalten, dass die höchsten Gehalte in der Wurzel angetroffen werden können. Dann folgen Spross und Blatt und schließlich die Frucht (vgl. hierzu auch Kapitel 2.4.1.1). Es gibt jedoch auch Ausnahmen von dieser Regel. So zeigten Aufwuchsuntersuchungen mit Hafer und Buschbohnen, dass die Cadmiumgehalte in den vegetativen Pflanzenteilen erwartungsgemäß höher waren als in den generativen Pflanzenteilen. Allerdings verhielt sich dies beim Nickel genau anders herum, wo die generativen Pflanzenteile die höchsten Gehalte aufwiesen (MARSCHNER & SOMMER 1986, STENZ et al. 1997). Bezüglich Getreide lässt sich im Hinblick auf die Anreicherung von Cadmium die folgende Reihenfolge feststellen: Hafer>Weizen>Gerste>Roggen>Mais (CRÖßMANN 1986).

Auch bei den Organika zeigen sich teilweise sehr spezielle Verhältnisse in Abhängigkeit von der Pflanzenart: so sind die Kürbisgewächse, speziell Zucchini, als PCDD/PCDF-Anreicherer in umfangreichen Felduntersuchungen erkannt worden (HÜLSTER et al. 1994, HÜLSTER & MARSCHNER 1995). Auch das Insektizid Aldrin und die PAK (v.a. Fluoranthen und Pyren) vermögen über das Wurzelsystem durch Zucchini aufgenommen zu werden (ECKER & HORAK 1994, HEIN & DELSCHEN 1994, DELSCHEN 1999).

An dieser Stelle muss betont werden, dass die organischen Schadstoffe gerade im Hinblick auf den Wirkungspfad Boden-(Pflanze)-Tier eine besondere Bedeutung erlangen, da Anreicherungen von bodenbürtigen Organika in Fettgewebe und Milch darauf weidender Nutztiere bzw. mit darauf angebauten Futterpflanzen ernährter Tiere in der Literatur belegt sind. Hierbei spielt insbesondere auch die Ingestion des an den Futterpflanzen haftenden Bodens eine Rolle (z.B. FRIES & MARROW 1982).

Schließlich ist in diesem Zusammenhang noch anzumerken, dass vor allem Möhren auf Grund ihrer Ölzellen lipophile Substanzen in den Bereich der Wurzel aufnehmen und in (allerdings begrenztem Umfang) auch weitertransportieren können. Dies ist z.B. bei dem Insektizid Lindan oder auch bei den PAK beobachtet worden (BECK et al. 1996, HEINRICH & SCHULZ 1996).

## **2.5 Fachliche Grundlagen zum Schadstofftransfer Boden(-Pflanze)-Tier**

Der Schadstofftransfer vom Boden zur Futterpflanze beruht auf den im Kapitel 2.4 grundlegend beschriebenen Prozessen. Die Höhe der Schadstoffbelastung der Futterpflanzen resultiert auch aus dem Schadstofftransfer über den systemischen Pfad, den Luftpfad und den Verschmutzungspfad (vgl. Kap. 2.4.1), wobei die Gewichtung der einzelnen Pfade im Vergleich zu Pflanzen für die menschliche Ernährung (Markfrüchte) zumeist anders ist (Kap. 2.5.1).

Auch sind die wesentlichen Einflussgrößen auf den Schadstoffgehalt der Futterpflanzen – wie bodenbedingte Faktoren (Schadstoffgehalt und –verfügbarkeit, Letztere v.a. bestimmt durch pH-Wert, Gehalt an organischer Substanz und Tongehalt), aber auch substanz- und pflanzenbedingte Faktoren – äquivalent zu den in Kapitel 2.4.2 allgemein für den Wirkungspfad Boden-Pflanze beschriebenen Einflüssen.

Infolgedessen werden in diesem Kapitel ausschließlich Aspekte betrachtet, welche die Schadstoffaufnahme durch Nutztiere besonders beeinflussen.

### 2.5.1 Bodenbelastung von Standorten zur Futtermittelproduktion

Futtermittel werden sowohl in Form von Ackerfutter als auch in Form von Grünlandaufwuchs gewonnen. Aufgrund der unterschiedlichen Standortbedingungen zwischen Acker- und Grünlandstandorten ergeben sich prinzipielle Unterschiede hinsichtlich der möglichen Schadstoffbelastungen von Futtermitteln.

In der Regel weisen die Oberböden von Ackerflächen geringere Schadstoffgesamtgehalte nach Königswasseraufschluss auf als Oberböden von Grünland (vgl. LABO 1998b). Dieser Unterschied beruht insbesondere auf der mischenden und damit auch verdünnenden Wirkung der Bodenbearbeitung auf Ackerstandorten. Bei gleichem Schadstoffeintrag wird die Schadstoffmenge durch die Bodenbearbeitung (Pflügen etc.) auf einen mächtigeren Bodenhorizont verteilt (Ap-Horizont meist 30–40 cm)<sup>25</sup>. Liegt der Standort in einem Immissionsgebiet kann dieser Zusammenhang überdeckt werden. Zum Teil bedingen auch ackerbauspezifische Maßnahmen höhere Schadstoffgehalte in den Böden; so werden z.B. im Rahmen der Schweinemasthaltung hohe Cu-Frachten mit den Wirtschaftsdüngern (Gülle, Mist) in Ackerböden eingetragen.

Ferner unterscheidet sich der Gehalt an organischer Substanz (OS) zwischen Acker- und Grünlandstandorten. Zumeist sind Grünlandstandorte durch höhere Gehalte an OS gekennzeichnet. Neben dem Einfluss der Bodenbearbeitung, die tendenziell aufgrund der Durchmischung eine Verdünnung der OS sowie eine verstärkte Mineralisation der OS aufgrund der besseren Durchlüftung zur Folge hat und damit zu geringeren OS-Gehalten führt, sind auch standörtliche Unterschiede zu bedenken. So liegen Grünlandflächen häufig auf grund- oder stauwasserbeeinflussten Standorten, so dass höhere OS-Gehalte auch auf gehemmte Mineralisationsverhältnisse in Folge des Wassereinflusses zurückzuführen sind.

Unterschiede im Schadstoffbestand zwischen Acker- und Grünlandstandorten können auch aufgrund unterschiedlicher Immissionen beruhen. So liegt ein Großteil der Grünlandstandorte in Auen bzw. Überschwemmungsgebieten, da sie aufgrund der Grund- und Stauwassereinflüsse sowie der periodischen Überschwemmungen nicht ackerbaulich genutzt werden können. Die höhere Bodenbelastung von Überschwemmungsgebieten in Folge der Sedimentation von Schwebstoffen während der Überflutung ist von zahlreichen Autoren belegt. Neben dem naturbedingten Stofftransfer haben vor allem die Bergbau- und Siedlungsgeschichte und die damit verbundenen Stoffeinleitungen in Fließgewässer zu starken Bodenbelastungen in Auen beigetragen (u.a. FRIESE et al. 1998 und 2000, GÄBLER & SCHNEIDER 2000, HEINKEN & GAUßMANN 1999, HERWEG et al. 1992, HEUSCH 1997, HÖHN et al. 1998 und 2000, LUA BB 1998a+b und 1999, MIEHLICH 1983 und 1994, RUPP et al. 1999, KRÜGER et al. 2000, SCHALITZ et al. 2000, SCHWARTZ 1999, ULRICH et al. 1999, ZERLING et al. 1998, ZUMBROICH et al. 1994).

Innerhalb der Auenstandorte wird der Schadstoffstatus der Böden durch verschiedene Einflussfaktoren gesteuert:

- Bodenart: Tonreiche Substrate wie Auenlehme weisen i.d.R. höhere Schadstoffgehalte auf als sandige Substrate (u.a. RUPP et al. 1999, HÖHN et al. 1998 und 2000)
- Gehalt an OS: Der Schadstoffgehalt korreliert positiv mit dem Gehalt an OS (u.a. FRIESE et al. 1998, RUPP et al. 1999).
- pH-Wert: Die Verfügbarkeit von Metallionen sinkt elementspezifisch mit steigendem pH-Wert (u.a. RUPP et al. 1999, KRÜGER et al. 2000, SCHALITZ et al. 2000).

---

<sup>25</sup> Der Unterschied zwischen den Stoffgehalten von Acker- und Grünlandoberböden wird anhand der von der LABO (1998b) veröffentlichten Hintergrundwerte für Brandenburg nicht so deutlich wie für einige andere Bundesländer wie z.B. Nordrhein-Westfalen; worauf die geringere Differenzierung des Datensatzes aus Brandenburg beruht, kann im Rahmen dieses Vorhabens nicht geklärt werden. Optisch vermitteln die von der LABO beispielhaft aufgeführten grafischen Darstellungen der 90-Perzentile einen guten Eindruck hinsichtlich der grundsätzlichen Unterschiede zwischen den Belastungsniveaus der Freiflächennutzungen Acker, Grünland und Wald.

Untersuchung und Bewertung von altlastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
**- Materialien -**

- Topographische Lage: In Senken sind die Schadstoffgehalte i.d.R. höher als auf Kuppen, da dort Sedimentation bevorzugt stattfindet. Ferner sinkt zumeist der Schadstoffgehalt mit der Entfernung zum Fließgewässer bzw. mit abnehmender Überflutungshäufigkeit (u.a. RUPP et al. 1999, HÖHN et al. 1998 und 2000, KRÜGER et al. 2000, SCHALITZ et al. 2000).  
Die zuvor genannten Einflussfaktoren Bodenart, Gehalt an OS und pH-Wert korrelieren i.d.R. mit der topographischen Lage. So sedimentiert in Senken vermehrt Feinsubstanz (Ton und organische Substanz), die als Sorptionsträger höhere Schadstoffgehalte begünstigen. Im Gegensatz dazu dominieren in höheren Auenbereichen wie Uferwällen oder in Bereichen hoher Fließgeschwindigkeiten des ausgeferten Hochwassers zumeist sandige Substrate, die durch geringe Schadstoffgehalte charakterisiert sind. Mit dem Bodenartenwechsel können auch pH-Wert-Unterschiede beobachtet werden; in Senken werden im Allgemeinen höhere pH-Werte angetroffen.
- Überstaudauer: Mit zunehmender Überstaudauer steigen die Schadstoffgehalte an (u.a. HEINKEN & GAUßMANN 1999)

Die zuvor genannten Einflussfaktoren auf den Schadstoffgehalt von Futterpflanzen bei Acker- oder Grünlandflächen sowie unterschiedlicher Auenbereiche haben zum Teil eine entgegengesetzte Wirkung auf die Pflanzenverfügbarkeit der Schwermetalle und Organika. So führen höhere Gesamtgehalte in Böden nicht zwangsläufig zu höheren Gehalten in den Futterpflanzen (vgl. 2.5.3).

Tab. 3 vermittelt einen Eindruck hinsichtlich üblicher Schadstoffgehalte von Grünlandstandorten mit und ohne Überschwemmungseinfluss. Deutlich wird das geringere Belastungsniveau von Grünlandböden ohne Überschwemmungseinfluss. So liegen die aufgeführten Werte für Auenlehme in Brandenburg sowie für die Untersuchungen in der Weser- und Oderaue um den Faktor 3 bis 20 über den Hintergrundwerten der Sande und Lehme für Grünland in Brandenburg.

**Tab. 3: Metallgehalte [mg/kg] von Oberböden unter Grünland ohne bzw. mit Überschwemmungseinfluss**

Element	ohne Überschwemmungseinfluss		mit Überschwemmungseinfluss		
	LABO 1998b Mediane der Hintergrundwerte für BB Grünland, Typ 0 Sande   Lehme *		LUA BB 1997a Mediane Auenlehme	Sauer & Walter 1998 Mittelwerte Weseraue	Höhn et al. 2000 Mediane Nationalpark Unteres Odertal
As	< 1	–	7	7	21,8
Cd	0,1	0,1	0,9	0,3	1,0
Co	–	–	8	11	10,8
Cr	5	–	62	57	64,4
Cu	5	< 1	32	26	38,6
Hg	< 0,05	< 0,05	-	-	-
Mn	–	–	-	-	730
Ni	2	–	22	45	31,4
Pb	12	14	40	18	76,5
Zn	17	–	96	73	216,7

\* Ohne Auenlehme

Die starke Streuung der Schadstoffbelastungen in Überschwemmungsgebieten verdeutlicht Tab. 4. Im dargestellten Fall weichen Minimum- und Maximumwerte bis zu einem Faktor von 100 voneinander ab. Ursache sind die weiter oben beschriebenen räumlichen Differenzierungen der Schadstoffgehalte in Auenböden. Dieser Zusammenhang muss bei der Untersuchung und Bewertung berücksichtigt werden.

Untersuchung und Bewertung von alllastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
- Materialien -

**Tab. 4: Metallgehalte [mg/kg] in Auenböden (Tiefe 2–10 cm, Vegetation Feuchtwiesen) des Nationalparks Unteres Odertal (Höhn et al. 1998 und 2000, verändert)**

Element	MIN	MAX	MW	MED	S
Cd	0,3	5,7	1,4	1,0	1,1
Pb	5,7	285,0	89,5	76,5	61,6
Zn	23,7	879,0	251,0	216,7	167,2
Cu	1,6	161,0	42,6	38,6	32,2
Ni	1,6	53,3	27,7	31,4	12,5
Cr	3,3	130,6	60,2	64,4	31,9
As	2,7	47,8	21,4	21,8	11,3
Co	1,3	22,1	10,1	10,8	4,4
Mn	90	4416	867	730	686

MIN = Minimalgehalt  
MW = Mittelwert

MAX = Maximalgehalt  
MED = Median

S = absolute Standardabweichung

Hinsichtlich der zeitlichen Entwicklung von Auenbelastungen kann festgehalten werden, dass im Allgemeinen die Schadstoffgehalte aufgrund sinkender Gewässerbelastungen rückläufig sind (ZERLING et al. 1998, HEMBROCK-HEGER 2000). Tabelle 5 verdeutlicht diese Entwicklung beispielhaft an Daten aus dem Rheineinzugsgebiet; so waren im Jahr 1997 die Bodengehalte 10 bis 15 Jahre nach der ersten Untersuchung zumeist deutlich niedriger. Indes zeigen einzelne Parameter keine abnehmende bzw. z.T. sogar eine zunehmende Tendenz. Aber auch bei weiter sinkenden Schadstoffeinträgen in die Gewässer ist von einer erheblichen Nachlieferung aus den Gewässersedimenten auszugehen, welche die Schwebstofffracht und damit auch die Stoffeinträge in Auen in den nächsten Jahrzehnten auf hohem Niveau halten wird. ZERLING et al. (1998) haben für die Weiße Elster auf der Basis von abgeschätzten kontaminierten Flussschlamm Massen theoretische Jahresfrachtmengen für einzelne Elemente berechnet (vgl.

Tab. 6); diese rein mathematisch auf Basis der jährlichen partikulär und gelöst ausgetragenen Metallfrachten berechneten Werte zeigen nachdrücklich, dass auch bei einer sofortigen Reduzierung der Stoffeinträge in die Gewässer auf Null noch mehrere Jahrzehnte erhebliche Stofffrachten zu erwarten wären.

**Tab. 5: Schadstoffgehalte in Böden von Überschwemmungsgebieten (Rhein) – Vergleich der Ergebnisse 1981/83 bzw. 1987 mit den Ergebnissen 1997 (Quelle: Hembrock-Heger 2000, verändert) \***

Schwermetall	Gehalt 1981/83 [mg/kg]	Gehalt 1997 [mg/kg]
Cd	3,8	2,3
Pb	164	159
Zn	504	549
Cu	78	78
Ni	57	46
Cr	163	117
Hg	1,5	1,6
PCB**)	161	94
DDT	25	16
HCB	85	48
BaP	720	1.060

\* Schwermetalle 1981-1983: Mittelwerte der Ergebnisse von 44 Standorten / 1997: Medianwerte 8 Standorte  
Organika 1987: Medianwerte 22 Standorte / 1997: Medianwert 8 Standorte

→ Die unterschiedlichen Datengrundlagen schränken die Aussagekraft der Ergebnisse etwas ein.

\*\* Ballschmitter-PCB

**Tab. 6: Kalkulierte Anzahl von Jahresfrachten aus der Schadstoffnachlieferung der**

**Flussschlämme der Weißen Elster (Zerling et al. 1998)**

	<b>Cd</b>	<b>Zn</b>	<b>Pb</b>	<b>Cu</b>	<b>Cr</b>	<b>Ni</b>	<b>Co</b>	<b>Hg</b>	<b>Ag</b>
<b>Metallmasse in t</b>	15,5	2200	220	270	580	180	36	1,4	7
<b>Anzahl Jahresfrachten</b>	37	22	28	21	45	10	12	14	31

### 2.5.2 Aspekte des Schadstofftransfers

Die drei in Kapitel 2.4.1 beschriebenen Pfade (systemischer Pfad, Luftpfad und Verschmutzungspfad) sind auch beim Schadstofftransfer in die Futterpflanzen ausschlaggebend. Jedoch kommt ihnen aufgrund der pflanzenphysiologischen Gegebenheiten und der besonderen Bedingungen der Futtermittelproduktion z.T. eine andere Bedeutung zu als bei der Produktion von Pflanzen für die Humanernährung.

Wie in Kapitel 2.5.1 ausgeführt, werden Futtermittel sowohl auf Ackerflächen als auch auf Grünlandflächen produziert. Bezogen auf den systemischen Pfad wird im Allgemeinen davon auszugehen sein, dass Futtermittel von Ackerflächen geringere Schadstoffbelastungen aufweisen. Als Gründe dafür sind aufzuführen: 1. Die zumeist geringeren Schadstoffgehalte in Ackerböden und 2. die i.d.R. höheren pH-Werte der Ackerböden. Beide vorgenannten Bedingungen sprechen für eine niedrigere Schadstoffbelastung von Ackerfutter unter ansonsten vergleichbaren Bedingungen. Die höheren Gehalte an OS in Grünlandböden wirken dieser Tendenz jedoch entgegen. Vergleichende Untersuchungen zur Belastung von Futtermitteln auf Acker- bzw. Grünlandflächen unter vergleichbaren Bedingungen sind nicht bekannt, so dass dieser Sachverhalt nicht abschließend geklärt werden kann.

Wichtiger als die vorgenannten Aspekte ist die größere Bedeutung des Luft- und Verschmutzungspfades für die Belastung der Futtermittel im Vergleich zu Nahrungspflanzen für die menschliche Ernährung.

Die größere Bedeutung des Luftpfades ist durch pflanzenphysiologische und nutzungsspezifische Ursachen bedingt. So besteht ein Großteil des Futters für Wiederkäuer aus bodennah wachsender Gras- und Krautvegetation; höhere Aufnahmezeiten in Bodennähe bis rund 40 cm Höhe sind in zahlreichen Untersuchungen belegt. Zudem wird die gesamte oberirdische Pflanzenmasse bestehend aus vegetativen und generativen Teilen genutzt. Gerade in den Blatt- und Sprossanteilen der Pflanzen ist der Schadstoffgehalt aufgrund des Luftpfades im Vergleich zu den generativen Teilen erhöht<sup>26</sup>. Folglich wird die Relevanz des Luftpfades für Grasschnitt gesteigert. Bei Futtermais kommt aufgrund der Pflanzenanatomie mit den weitgehend bodenfernen Blattanteilen nur der Aspekt zum Tragen, dass die gesamte Pflanze genutzt wird.

Anders sieht die Situation bei der Futtermittelproduktion für Monogastrier aus; dort kommen v.a. Getreideprodukte zum Einsatz, die aufgrund der Beschränkung der Ernte auf die generativen Pflanzenteile deutlich geringer mit Schadstoffen belastet sind. Silomais nimmt wie oben beschrieben eine Zwischenstellung ein. Im Gegensatz zu Wiederkäuern bietet sich bei der Fütterung von Monogastriern noch die Möglichkeit an, nur den Maiskolben zu nutzen (z.B. als so genannter Corn-Cob-Mix – CCM bzw. Maiskolbenschrot-Silage) und so die Schadstoffbelastung des Futtermittels zu reduzieren. Dem Verschmutzungspfad kommt bei der Futtermittelproduktion eine besondere Bedeutung zu. So ist nach KNOCHÉ et al. (1999) mit einem durchschnittlichen Verschmutzungsanteil von 3 % Bodenbeimengung zum Futter bei einer starken Schwankung in Abhängigkeit von den Produktions- und Erntebedingungen auszugehen, der zumeist die Schadstoffaufnahme durch das Futter dominiert. Beispielsweise ermittelten THORNTON & KINNIBURGH (1977) in einer Sommerration von Rindern eine tägliche Bodenaufnahme zwischen 300 und 600 g; bezogen auf eine Pflanzentrockenmasseaufnahme

<sup>26</sup> Dieser Zusammenhang gilt im Übrigen auch für die Schadstoffaufnahme über den systemischen Pfad.

in Abhängigkeit vom Grundfutter und Leistungsniveau bei Milchkühen zwischen 11 und 14 kg errechnet sich daraus ein Bodenanteil zwischen rund 2 und 6 % an der Futteraufnahme.

Die Verschmutzung wird durch folgende Faktoren begünstigt:

- Bodennah wachsende Futtermittel mit großer Blattoberfläche können durch aufspritzendes oder verwehtes Bodenmaterial leicht verschmutzt werden.
- Bei der Weidenutzung führen Narbenverletzungen durch intensive Trittbelastung der Weidetiere zu Verschmutzungen des Aufwuchses mit Bodenmaterial. Insofern sind Futtermittel aus der Weiden- bzw. Schnittnutzung i.d.R. geringer verschmutzt als aus der Weidenutzung.
- Aber auch bei der Ernte bodennah wachsender Futtermittel kommt es durch die Erntetechnik leicht zu Bodenbeimengungen. Zu tiefer Schnitt und zu tief eingestellte Rechen der Wender, Schwader oder Ladewagen tragen zu erhöhten Bodenbeimengungen zum Futter bei. Insbesondere bei unebenen Grünlandbeständen ist eine solche Verschmutzung technisch schwer zu vermeiden. Indessen ist die Verschmutzung bei der Ernte von Ackerfutter aufgrund der ebenen Ackeroberfläche durch die richtige Einstellung der Geräte weitgehend minimierbar.
- Verschmutzungen werden auch durch Schwebstoffablagerungen auf Grünlandaufwuchs durch Überschwemmungen verursacht. Im Gegensatz dazu findet zumindest in Gebieten mit häufigen Überschwemmungen keine Ackernutzung statt, so dass für Ackerpflanzen dieser Pfad von geringerer Relevanz ist.

Hinsichtlich der Bewertung von Verschmutzungen von Futtermitteln ist zu berücksichtigen, dass Futterpflanzen von den Nutztieren ungewaschen gefressen werden, die verschmutzungsbedingten Schadstoffanteile also in vollem Ausmaß bewertungsrelevant sind. Bei Nahrungspflanzen zur menschlichen Ernährung besteht noch die Möglichkeit, durch Waschen und weitere küchentechnische Aufbereitung den durch die Verschmutzung bedingten Schadstoffanteil deutlich zu reduzieren.

Ferner ist zu beachten, dass die Bedeutung des Verschmutzungsanteils für die Schadstoffaufnahme durch Nutztiere direkt proportional zum Schadstoffgehalt des Bodens ist. Insofern sind Verschmutzungen der Futterpflanzen auf stärker belasteten Böden kritischer zu bewerten als auf Böden mit geringerer Schadstoffbelastung.

### **2.5.3 Schadstoffbelastung von Futtermitteln**

Den Zusammenhang zwischen Boden- und Futtermittelbelastung dokumentiert zurzeit die TRANSFER-Datenbank am umfassendsten (KNOCHE et al. 1999). Die statistischen Kennzahlen zur Futtermittelbelastung aus der TRANSFER-Datenbank sind in Tabelle 7 für Grünlandaufwuchs und Mais aufgeführt. Zur Beurteilung der Futtermittelwerte sind in Tabelle 8 die Kennzahlen für die zugrunde liegenden Bodenbelastungen benannt.

Die Grenzwerte für unerwünschte Stoffe nach FMV werden bereits von einigen Mittelwerten der Daten überschritten, von den Maximalwerten nahezu immer. Das verhältnismäßig hohe Belastungsniveau erklärt sich aus der entsprechend hohen bis sehr hohen Bodenbelastung der Standorte, von denen diese Pflanzenproben stammen (Tab. 8); so überschreiten bereits die Mittelwerte bei Arsen und Quecksilber unter Grünland sowie bei Hg unter Mais die Prüf- bzw. Maßnahmenwerte nach BBodSchV, die Maximalwerte liegen alle auf einem extrem hohen Belastungsniveau.

Der Vergleich der Belastungen des Grünlandaufwuchses mit den Belastungen der Maisproben zeigt, dass die Grünlandfuttermittel alle höhere Metallgehalte aufweisen. Ursache ist sicherlich die im Durchschnitt und in den Maximalwerten deutlich höhere Bodenbelastung der Grünland- im Vergleich zu den Maisstandorten. Lediglich bei Cadmium sind die Verhältnisse umgekehrt, hier korrespondieren höhere Bodenbelastungen unter Mais auch mit höheren Maisbelastungen.

Untersuchung und Bewertung von alllastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
- Materialien -

**Tab. 7: Futterpflanzenbelastungen\* in mg/kg TM (Grünlandaufwuchs und Mais) ohne Berücksichtigung des Verschmutzungsanteils entsprechend der TRANSFER-Datenbank (Knoche et al. 1999)**

	Mean	Std Dev	Minimum	Maximum	N
<b>Cadmium</b>					
Grünland	0,43	0,57	0,01	1,30	744
Mais	1,78	3,88	0,00	27,46	139
<b>Blei</b>					
Grünland	7,24	18,88	0,28	194,00	468
Mais	4,62	10,22	0,01	78,80	114
<b>Thallium</b>					
Grünland	0,04	0,03	0,01	0,11	30
Mais	0,02	0,01	0,01	0,04	15
<b>Arsen</b>					
Grünland	2,56	2,81	0,03	12,40	115
Mais	0,16	0,17	0,01	0,87	54
<b>Quecksilber</b>					
Grünland	0,26	3,37	0,004	94,01	1025
Mais	0,10	0,29	0,001	1,73	61
<b>Kupfer</b>					
Grünland	11	4,3	4,51	33	189
Mais	–	–	–	–	–
<b>Nickel</b>					
Grünland	2,8	4,1	0,12	22	104
Mais	–	–	–	–	–
<b>Zink</b>					
Grünland	69	49	22	474	294
Mais	–	–	–	–	–
<b>Wert kursiv</b>	FMV-Werte überschritten				
<b>Wert fett</b>	FMV-Werte um mehr als das 2,5-fache überschritten				
<b>Anmerkung:</b>					
Für Thallium, Kupfer, Nickel und Zink liegen keine FMV-Werte vor, so dass aus diesem Grund keine Wertüberschreitung ausgewiesen werden kann. Jedoch kann anhand anderer Beurteilungswerte eine Bewertung der Größenordnungen vorgenommen werden (vgl. Tabelle); lediglich für Thallium fehlen Beurteilungswerte.					
Kupfer: Der Mittelwert und erst recht der Maximalwert liegen im kritischen bis toxischen Bereich für die Schafhaltung.					
Nickel: Stellt sich anhand des Datenmaterials als unproblematisch dar.					
Zink: Der Maximalwert liegt im kritischen Bereich.					

\* Parameter KONZ\_PF der genannten Datenquelle  
 MEAN = arith. Mittelwert  
 Std Dev = Standardabweichung  
 Minimum bzw. Maximum = Minimal- bzw. Maximalwert  
 N = Anzahl der Datenpaare



Untersuchung und Bewertung von alllastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
- Materialien -

**Tab. 8: Bodenbelastungen\* in mg/kg TM nach KW-Aufschluss von Grünland- und Maisstandorten entsprechend der TRANSFER-Datenbank (Knoche et al. 1999)**

	Mean	Std Dev	Minimum	Maximum	N
<b>Cadmium**</b>					
Grünland	3,95	7,24	0,01	45,40	744
Mais	19,46	44,28	0,10	157,00	139
<b>Blei**</b>					
Grünland	886,06	2.707,94	6,00	32.561,00	468
Mais	728,73	1588,96	7,00	12.879,43	114
<b>Thallium**</b>					
Grünland	0,42	0,18	0,18	0,85	30
Mais	0,04	0,01	0,02	0,06	15
<b>Arsen</b>					
Grünland	568,61	482,40	14,00	1.861,00	115
Mais	72,70	172,52	0,11	1.265,00	54
<b>Quecksilber</b>					
Grünland	35,48	427,00	0,02	11.568,70	1.025
Mais	14,54	38,12	0,02	178,50	61
<b>Kupfer</b>					
Grünland	55,00	89,00	4,00	614,00	189
Mais	–	–	–	–	–
<b>Nickel</b>					
Grünland	31,00	87,00	2,40	741,00	104
Mais	–	–	–	–	–
<b>Zink</b>					
Grünland	273,00	286,00	26,00	2.595,00	294
Mais	–	–	–	–	–
<i>kursiv</i>	Maßnahmen- bzw. Prüfwerte der BBodSchV überschritten (vgl. Tabelle) (Bei Ackernutzung nur Prüfwerte nach KW-Aufschluss berücksichtigt.)				

\* = Parameter KONZ\_Bo der genannten Datenquelle

MEAN = arith. Mittelwert

Std Dev = Standardabweichung

Minimum bzw. Maximum = Minimal- bzw. Maximalwert

N = Anzahl der Datenpaare

\*\* = Für Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze (Ackerbau) liegen nur Prüfwerte für Königswasseraufschluss bei AS und Hg vor .

Auch der Erntezeitpunkt hat einen Einfluss auf die Schwermetallgehalte des Grünlandaufwuchses (VETTER 1983, SAUERBECK 1988, DOBERSCHÜTZ et al. 1994, GEESON et al. 1998). Ursache ist u.a. die im Jahresablauf unterschiedliche Wuchsleistung der Pflanzen. Tabelle 9 und 10 stellen stellvertretend für andere Untersuchungen die jahreszeitliche Schwankung der Elementgehalte für Gras- und Luzerneschnitt dar.

Die erfassten Belastungen im Mai sind zumeist geringer als im September. Noch stärker ausgeprägt sind die Unterschiede zwischen Sommer- und Winterhalbjahr; so liegen die Elementkonzentrationen im Winter um ein vielfaches über den Werten im Sommer (vgl. Abbildung 3 und 4).

Im Übrigen zeigen die Daten von DOBERSCHÜTZ et al. (1994) auch noch einmal eindrucksvoll den Einfluss von Überschwemmungen. Entgegen dem sonstigen Trend liegen die Schadstoffgehalte im Mai unmittelbar nach einer Überschwemmung deutlich höher als im September (Tab. 9).



KI = ehem. Klärschlammflächen; FI = Standort in Flughafennähe

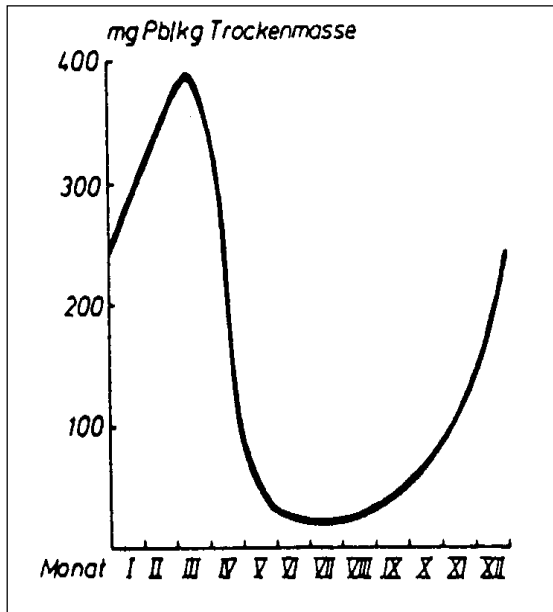


Abbildung 3: Zeitlicher Verlauf der Pb-Gehalte im Weideaufwuchs nahe der Zinkhütte Nordenham (VETTER 1983)

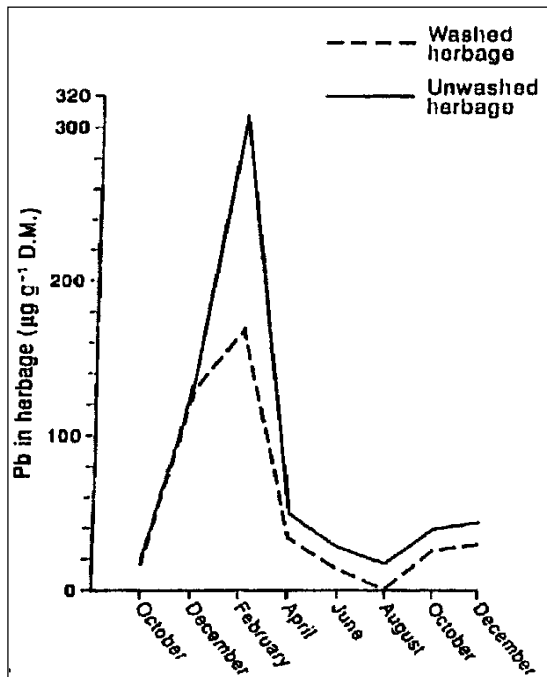
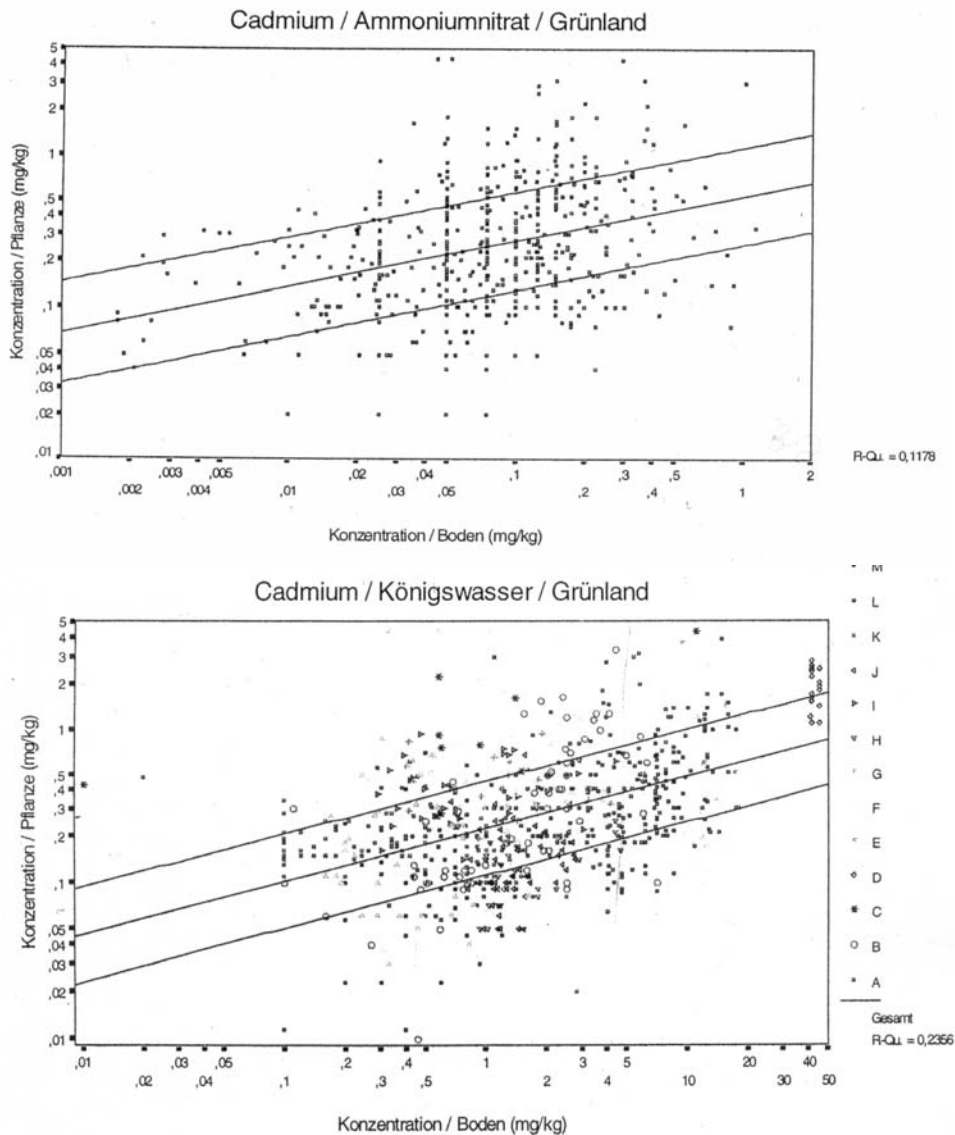


Abbildung 4: Saisonale Schwankung der Pb-Gehalte in  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TM im gewaschenem und ungewaschenem Grünlandaufwuchs (GEESON et al. 1998)

Der Zusammenhang zwischen Boden- und Grünlandaufwuchsbelastung wird vor dem Hintergrund der Ergebnisse von KNOCHÉ et al. (1999) besser mit den Bodendaten nach KW-Aufschluss beschrieben als mit den AN-Werten (vgl. Abbildung 5). Neben diesem rein statistischen Aspekt sind KW-Werte zur Bewertung der Futterbelastung auch geeigneter, da der Verschmutzungspfad das Belastungsniveau der Futterpflanzen dominiert (GRÜN et al. 1993, LABO 1998b, KNOCHÉ et al. 1999, RÜCK 2000).

Untersuchung und Bewertung von altlastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
 Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
 - Materialien -

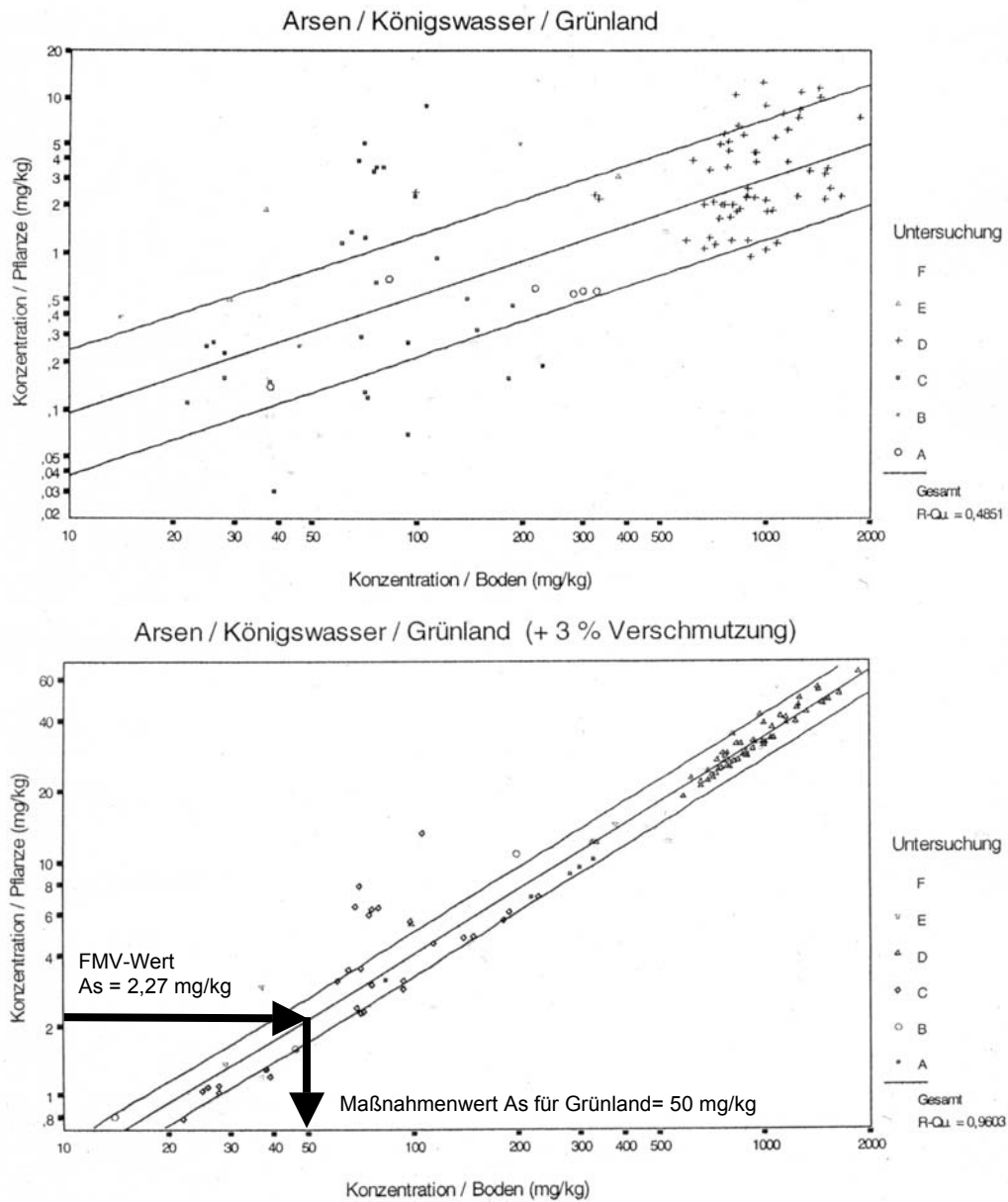
Grundsätzlich ist das Aufnahmeverhalten von der Futterpflanzenart abhängig. Der Arten- und Sorteneinfluss der Nahrungspflanzen auf die Schadstoffgehalte ist für die Humanernährung recht gut bekannt (vgl. Kap. 2.4.2.3). Im Gegensatz dazu sind für Futtermittel, wie z.B. Grünlandaufwuchs vergleichsweise wenig Untersuchungen durchgeführt worden. SCHALITZ et al. (2000) berichten von Land-Wasserknöterich (*Polygonum amphibium*), der im Vergleich zu Grasarten Schadstoffe akkumuliert.



**Abbildung 5: Zusammenhang zwischen Bodenkonzentration nach KW- (oben) bzw. AN-Aufschluss (unten) und Pflanzenkonzentration für Cadmium (Knoche et al. 1999)**

Abbildung 6 verdeutlicht schematisch die grundsätzliche Vorgehensweise zur Ableitung der Maßnahmenwerte aus Datenpaaren der TRANSFER-Datenbank. Nicht die absoluten Pflanzengehalte, sondern die rechnerisch um 3 % Verschmutzungsanteil korrigierten Pflanzengehalte wurden regressionsanalytisch unter zur Hilfenahme der FMV-Werte bzw. vergleichbarer VDI-Werte zur Ableitung der Maßnahmenwerte herangezogen.

Untersuchung und Bewertung von altlastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
 Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
 - Materialien -



**Abbildung 6: Schematische Darstellung der Ableitung von Maßnahmenwerten für Grünland am Beispiel Arsen (oben – unkorrigierte Pflanzenbelastungen; unten – um Verschmutzung korrigierte Pflanzenbelastungen)**

#### 2.5.4 Verteilung der Schadstoffe in tierischen Produkten

Schadstoffe verteilen sich im Tierkörper nicht gleichmäßig, sondern reichern sich elementspezifisch in bestimmten Organen an. Bekannt ist die höhere Schadstoffbelastung von Innereien. Exemplarisch zeigen Daten von DOBERSCHÜTZ et al. (1994), dass die Schwermetalle Cadmium, Blei und Quecksilber in Niere und Leber in Abhängigkeit von der Futterbelastung ansteigen (Tabelle 12; Futterbelastung: AI, Di < KI, FI < Ü). Im Gegensatz dazu sind im Muskelfleisch die genannten Elemente nicht nachweisbar und auch bei steigenden Futtermittelbelastungen kommt es selten zu einer Akkumulation von Schadstoffen in dieser Gewebeart.

Untersuchung und Bewertung von alllastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
- Materialien -

**Tabelle 12: Schwermetallgehalte [mg/kg] in verschiedenen Körperteilen von Rindern in Abhängigkeit vom Futterstandort (Doberschütz et al. 1994, verändert)**

Standort	J	Cd			Pb			Hg		
		N	L	M	N	L	M	N	L	M
Al	3	0,22	0,06	n.n.	<0,05	0,10	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Di	4	0,58	0,13	n.n.	<0,05	0,15	n.n.	<0,013	<0,013	<0,013
Kl	4	1,27	0,14	n.n.	0,15	0,16	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Fl	5	0,87	0,16	n.n.	n.n.	0,10	n.n.	0,013	<0,013	n.n.
Üw	3	0,63	0,15	n.n.	0,27	0,15	n.n.	<0,013	n.n.	n.n.

J = Alter der Tiere [a]; N = Niere; L = Leber; M = Muskelfleisch; n.n. = nicht nachweisbar

Al = Aluvialer Standort (ohne anthropogene Industrieemissionen)

Di = Diluvialer Standort (ohne anthropogene Industrieemissionen)

Kl = ehem. Klärschlammflächen

Fl = Standort in Flughafennähe

Üw = Überschwemmungsgebiet

Die Werte für Nickel liegen alle unter der Bestimmungsgrenze und in den meisten Fällen auch unter der Nachweisgrenze.

Vergleichbare Ergebnisse zeigen auch GRÜN et al. (1993). Durch gezielte Bodenzulagen von 0,5 und 10 % eines stark belasteten Rieselfeldbodens wurden die Elementgehalte in der Niere z.T. deutlich und signifikant erhöht, wohingegen im Muskelfleisch keine Veränderung der Elementgehalte festgestellt werden konnte (Tabelle 13).

Tabelle 14 zeigt Untersuchungsergebnisse langjähriger Fleischuntersuchungen der Bundesanstalt für Fleischforschung zum Schwermetallgehalt in verschiedenen Körperteilen von Schafen. Auch diese Daten machen deutlich, dass Muskelfleisch (Schulter) im Allgemeinen deutlich geringere Schadstoffgehalte aufweist als Innereien.

**Tabelle 13: Einfluss der Verfütterung eines stark belasteten Rieselfeldbodens auf den Schwermetallgehalt (mg/kg TM) von Niere und Muskel des Schafes (Grün et al. 1993)**

Organ	Element	Bodenzulage in % der Ration			Signifikanz*
		0	5	10	
Niere	Cd	0,48	3,8	9,0	Ja
	Cu	19	20	23	Nein
	Pb	0,18	10	13	Ja
	Zn	110	117	130	Nein
Muskel	Cd	< 0,01	< 0,01	< 0,01	Nein
	Cu	4,1	4,2	4,7	Nein
	Pb	0,03	0,09	0,08	Nein
	Zn	119	125	115	Nein

\* Signifikanz: Ja → GD < 0,05; Nein → GD > 0,05

Die mit der Futterration aufgenommenen Schwermetalle im Magen-Darmtrakt werden nur zu einem geringen Anteil resorbiert. Die Resorptionsrate liegt für die toxikologisch besonders relevanten Elemente Cd, Pb und Hg i.d.R. unter 10 %. Cd und Pb reichern sich insbesondere in Niere und Leber an, Pb zusätzlich in Knochen (GRÜN et al. 1993).

Organische Schadstoffe reichern sich in Abhängigkeit von ihren Stoffeigenschaften im unterschiedlichen Ausmaß im Fettgewebe, Milch oder Eiern an; so ist die Anreicherung von PCDD und PCB für die vorgenannten tierischen Produkte bekannt, wohingegen PAK dort nicht angereichert werden.

**Tabelle 14: Schwermetallgehalte [mg/kg] in verschiedenen Körperteilen von Schafen (Daten nach Bundesanstalt für Fleischforschung, zit. in KTBL 2002)**

Körperteil	Element	Median	Mittelwert	Min.	Max.	Jahr	
						von	bis
Leber	Cu	7,68	23,3	0,11	182	1980	1981
	Zn	25,5	25,9	1,46	68,1	1980	1981
	Cd	0,106	0,142	0,015	0,568	1979	1981
	Pb	0,898	0,889	0,025	2,580	1979	1981
Niere	Cu	2,87	2,87	0,89	8,9	1980	1991
	Zn	16,6	16,9	6,8	35,9	1980	1991
	Cd	0,314	0,573	0,040	2,696	1979	1991
	Pb	0,345	0,604	0,029	9,900	1979	1991
Diaphragma	Cu	1,47	1,43	0,1	2,85	1980	1991
	Zn	36,8	36,1	19,2	65,7	1980	1991
	Cd	0,0044	0,0116	0,0002	0,124	1980	1991
	Pb	0,058	0,077	0,016	0,244	1980	1991
Schulter	Cu	1,86	2,15	0,83	6,50	1980	1981
	Zn	30,5	32,7	19,3	53,0	1980	1981
	Cd	0,0028	0,0033	0,0007	0,009	1979	1981
	Pb	0,039	0,045	0,014	0,146	1979	1981

Weitere Ausführungen zum Transferverhalten nicht nach BBodSchV geregelter Stoffe finden sich in Kapitel 3.1.2.1.

Das unterschiedliche Akkumulationsverhalten von Schadstoffen in tierischen Produkten kann dazu genutzt werden, auf schadstoffbelasteten Standorten bestimmte Nutzungen auszuschließen (vgl. Kapitel 3.2).

## 2.6 Fachliche Grundlagen zu pathogenen Keimen

Belastungen von Böden mit pathogenen Keimen und damit verbundene Gefährdungen verschiedener Schutzgüter wie Mensch, Nutztiere, Nahrungspflanzen und Grundwasser sind vor dem Hintergrund hygienischer Anforderungen zu beurteilen. Zum Schutz der menschlichen Gesundheit wurden dazu rechtliche Regelungen zu wichtigen Belastungsursachen erlassen. In diesem Zusammenhang sind die Anforderungen v.a. an die Reinigung von Abwasser sowie an die Verwendung von Klärschlamm und Bioabfallkompost zu nennen (u.a. Wasserhaushaltsgesetz, Klärschlammverordnung, Bioabfallverordnung).

Erhöhte pathogene Keimbelastungen von Böden und dadurch bedingte human- bzw. tierhygienische Probleme sind verschiedentlich in Überschwemmungsgebieten, auf Rieselfeldern sowie auf Flächen, die intensiv mit Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft oder sonstigen organischen Reststoffen<sup>27</sup> beaufschlagt werden bzw. wurden, beobachtet worden.

Wesentlich für die Gefährdungsabschätzung für den Wirkungspfad Boden(-Pflanze)-Tier sind insbesondere Keimspektrum und Keimzahl. Dabei ist zu berücksichtigen, dass pathogene Keime i.d.R. natürlicherweise ubiquitär vorkommen und auch im Darm gesunder Menschen bzw. Tiere nachgewiesen werden können. Folglich sind auch in Böden pathogene Keime zu finden.

Dies gilt auch für die näher zu betrachtenden Keime *Clostridium perfringens* und *Cl. botulinum*, die Ursache für tierische Erkrankungen sein können. Im Weiteren wird auf die Beeinträchtigungen von Nutztieren durch diese beiden Keime bzw. ihre Toxine eingegangen.

<sup>27</sup> Zu bakteriellen Erregern in organischen Rest- und Abfallstoffen vgl. BÖHM (1999). Eine kurze Übersicht der möglichen hygienischen Belastungen von Klärschlämmen bietet SCHULTHEISS et al. (2000).

## Kurzinformationen zu den Erregern und Krankheitsbildern<sup>28</sup>

***Clostridium perfringens*** ist grampositiv, anaerob, sporenbildend. Es bestehen 5 toxinbildende Typen (A - E). *Cl. perfringens* ist ubiquitär und befindet sich vorwiegend im Boden sowie im Verdauungstrakt von Tieren (und auch Menschen). Nach der Aufnahme von mit *Cl. perfringens* kontaminierten Futtermitteln werden im Zusammenhang mit der Sporenbildung Enterotoxine im Darm frei. Diese Enterotoxine sind gegenüber den Darmenzymen resistent. Die Sporulation und damit die Toxinbildung außerhalb des Darmes ist selten. Derart auf Futterpflanzen entstandenes Toxin scheint auch keine Erkrankung auszulösen. Außerdem wird es meist auch erst nach Beginn einer unverkennbaren Fäulnis gebildet, so dass die Gefahr der Aufnahme in großen Mengen gering ist.

Enterotoxämien („Blutvergiftungen“) bei domestizierten Wiederkäuern sind auf *Cl. perfringens* der Typen B, C, D und E zurückzuführen. Die Enterotoxämie beruht auf der Absorption der im Darm produzierten Toxine im Blut. Ursache sind verschiedene Typen von *Cl. perfringens*, die in der normalen Darmflora vorkommen. *Cl. perfringens* Typ A ist ein üblicher Darmbewohner. Nur wenige Erkrankungen beim Rind sind bekannt. Bei Lämmern wird eine Krankheit ("yellow lamb disease") beobachtet, die sich in Icterus (Gelbsucht) und Hämoglobinurie (Hämoglobin wird im Urin festgestellt) äußert und innerhalb 6 bis 12 Stunden tödlich endet. Typ B verursacht die Lämmerdysenterie (Durchfall bei Lämmern). Typ C ist verantwortlich für die hämorrhagische Enterotoxämie der adulten Schafe, ebenso für die hämorrhagische Enteritis (oder enterohämorrhagisches Syndrom – EHS = blutige, letale Darmentzündung) der Kälber, Lämmer und Ferkel. Typ D bewirkt die Enterotoxämie bei Schafen jeden Alters ("pulpy kidney disease"), welche übermäßig mit Milch, Gras oder Getreide ernährt worden sind. Typ E verursacht Dysenterie oder Enterotoxämie bei Kälbern und Lämmern.

Das Enterotoxin bewirkt an der Darmwand des Dünndarmes eine verstärkte Darmmobilität, verbunden mit einer erhöhten Permeabilität der Schleimhaut mit extremer Flüssigkeitsabscheidung, so dass akuter Durchfall auftritt. Ferner bewirkt die Bindung der Toxine an Rezeptoren der Blutgefäße eine rasche Steigerung der Gefäßpermeabilität; vor allem Lämmer und Schafe, aber auch andere Nutztiere leiden nach akutem Befall an Ödemen im Hirn, Lunge, Herz und Niere begleitet durch heftige Schmerzen und akuten Durchfall. Die Inkubationszeit beträgt etwa 8 - 24 Stunden.

***Clostridium botulinum*** ist ein grampositives, sporenbildendes, stäbchenförmiges Bakterium mit den Typen A bis F. Der Krankheitserreger vermehrt sich in verwesendem tierischem Gewebe, manchmal auch in faulender Pflanzenmasse. Der Bazillus stellt das so genannte Botulismustoxin her, welches für Säugetiere hoch giftig ist.

*Cl. botulinum* ist ein obligat anaerobes Bakterium - also nur ohne Sauerstoff überlebensfähig. Das Bakterium ist nur aufgrund des von ihm produzierten Giftes schädlich. Da das Bakterium selbst für den Körper nicht schädlich ist, muss es nicht inkorporiert werden, um Botulismus hervorzurufen. Es ist ausreichend, wenn Tiere eine geringe Menge des von dem Bakterium gebildeten Giftes resorbieren. Die Inkubationszeit bis zum Auftreten der ersten Symptome beträgt indirekt proportional zur aufgenommenen Giftstoffmenge 12-36 Stunden, gelegentlich bis zu 10 Tage. Die Sporen von *Cl. botulinum* sind äußerst resistent gegen Hitze, Gefriertemperaturen, Austrocknung und überleben sehr lange im Boden (vor allem in neutralem oder alkalischem Milieu).

Bei Botulismus kommt es anfangs zu einer Lähmung der Augenmuskulatur. Orientierungsverlust sowie Lichtscheu sind erste Anzeichen hierfür. Typisch für Botulismus ist eine sich nach unten ausbreitende Lähmung. So kommt es anschließend zu einer Lähmung der Kau- und Zungenmuskulatur. Hierbei ist die Gefahr gegeben, dass sich die betroffenen Tiere verschlucken oder an ihrem Speichel ersticken. Die gefährlichste Phase ist das Übergreifen der Lähmung auf die Atmungsmuskulatur. Dies kann zum Erstickungstod führen. Weiter kommt es durch eine Lähmung der inneren Organe zu Übelkeit, Erbrechen, Durchfälle, später Verstopfung und krampfartige Bauchschmerzen.

Bei den domestizierten Säugetieren wird Botulismus hauptsächlich durch die Toxine C und D verursacht, bei den Vögeln durch Typ C. Nach Aufnahme über das Futter erfolgt die Resorption über die Darmwand und die Verteilung über das Blut. Der Angriffsort ist das periphere Nervensystem, wo die Freisetzung des Acetylcholins in den Synapsen der motorischen Nervenendigungen blockiert wird. **Rind, Schaf:** Ganze oder teilweise Paralyse der Muskulatur des Bewegungsapparates, der Kau- und Schluckmuskeln. Die Tiere zeigen Bewegungsstörungen, bleiben während längerer Zeit bewegungslos in stehender oder liegender Position, wobei der Hals auf der Flanke verweilt. Hohe Mortalität. **Pferd:** Vor allem bei Fohlen im Alter von 2 bis 4 Wochen ("Shaker foal syndrome"); die Krankheit verläuft entweder akut, dann sterben die Tiere innerhalb von 1 bis 2 Tagen, oder langsamer mit Paraly-

<sup>28</sup> Die Informationen stammen aus folgenden Quellen:  
KELCH et al. 2000, SHORTT et al. 2000, COLLINS & East 1998, STAEMPFLI & OLIVER 1993, GRAY & BULGIN 1982, BUXTON & MORGAN 1976, MORGAN et al. 1975 und  
[http://www.bvet.admin.ch/tiergesundheitsd/ausbildung/beratung/tierseuchen/clostridium\\_perfringens/clostridium\\_perfringens.html](http://www.bvet.admin.ch/tiergesundheitsd/ausbildung/beratung/tierseuchen/clostridium_perfringens/clostridium_perfringens.html)  
[http://www.admin.ch/bvet/tiergesundheitsd/ausbildung/beratung/tierseuchen/1\\_index\\_tierseuchen.html](http://www.admin.ch/bvet/tiergesundheitsd/ausbildung/beratung/tierseuchen/1_index_tierseuchen.html)  
<http://www.aramis-research.ch/d/229.html>  
<http://www.abc-waffen.de/bio/botulismus.html>  
<http://www.animal-health-online.de/drms/rinder/ehs.htm>



se der Nachhand, anschließend des übrigen Körpers, wobei der Tod als Folge von Atemstillstand eintritt. **Vögel:** Paralyse der Flügel, die sich auf die anderen Muskel ausdehnt und am Hals endet ("Limberneck" der Hühner = weicher Hals).

Botulismus, der durch die Aufnahme von Futter und Silage verursacht wird, ist auf Kontaminationen des Futters mit tierischen Kadavern (Wildtiere) und auf die Diffusion von darin befindlichen Toxinen zurückzuführen. Auch können Verschmutzungen des Futters mit bereits faulenden Pflanzenmaterial Botulismus auslösen (vgl. GRAY & BULGINS 1982). Ferner zeigt die Untersuchung von KELCH et al. (2000), dass eine ungenügende Fermentation von Silagen und damit einhergehende zu geringe pH-Wertabsenkungen eine Vermehrung von *C. botulinum* und damit auch eine Bildung von Botulismustoxinen ermöglichen, die im beschriebenen Fall zum Tod von schwarz-bunten Milchkühen geführt hat. Als Infektionsursache identifizierten die Autoren Rundballen mit grün geernteter Gerstensilage, deren pH-Wert durch unvollkommene Fermentation nicht unterhalb von pH 4,5 abgesenkt war. Der Gerstenschnitt stammte aus einem Überschwemmungsgebiet, so dass eine Verschmutzung des Futters mit *C. botulinum* über das Hochwasser als nicht unwahrscheinlich angesehen werden kann.

### Schlussfolgerungen

Der Wirkungspfad Boden (-Pflanze)-Tier für pathogene Keime verläuft über die äußerliche Verschmutzung von Futterpflanzen und anschließender Aufnahme des Futters durch Nutztiere. Die Verschmutzung kann durch keimbelasteten Boden, durch keimbelastete organische Stoffe wie Klärschlamm, Biokompost und Abwasser oder durch hochwassergetragene Keimeinträge in Überschwemmungsgebiete verursacht werden.

Erkrankungen von Nutztieren durch pathogene Keime – namentlich *Clostridium perfringens* und *Cl. botulinum* – sind nur dann zu besorgen, wenn ein akuter Infektionsdruck besteht. Bei ehemaligen Rieselfeldern oder bei Flächen, die ehemals intensiv mit Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft oder sonstigen organischen Reststoffen beaufschlagt wurden, ist aufgrund der allgemein bekannten Verdrängung pathogener Keime im Boden durch Antagonisten eine Infektionsgefahr nahezu auszuschließen. Lediglich bei der Futtergewinnung auf Flächen, die aktuell mit pathogenen Keimeinträgen belastet sein können, wie beispielsweise Überschwemmungsgebiete, besteht ein relatives Infektionsrisiko, welches jedoch nicht exakt zu quantifizieren ist.

Die Gefahr einer Infektion von Nutztieren mit pathogenen Keimen kann reduziert werden, wenn der Pflanzenbestand von kurz zuvor überschwemmten Flächen nicht direkt an Nutztiere verfüttert wird, insbesondere wenn durch Sedimentation der Schwebstoffe des Hochwassers die Pflanzenoberflächen deutlich verschmutzt sind.

Bei einer deutlichen Verschmutzung sollte eine Futternutzung ganz unterbleiben. Ebenso sollte eine Nutzung des Aufwuchses nach längeren Überflutungen und damit wahrscheinlichen Fäulnisprozessen des Pflanzenmaterials oder gar zu beobachtenden tierischen Kadavern (von Wildtieren) überdacht werden. Aus Vorsorgegründen empfiehlt sich eine Verwerfung des betroffenen Aufwuchses durch z.B. Mulchen / Abschlegeln des Aufwuchses und Flächenkompostierung unter Vermeidung von zu dicken Mulchschichten, die ihrerseits wiederum Fäulnisprozesse bedingen können, welche die Vermehrung von Clostridien begünstigen.

Bei der Silagenutzung des Aufwuchses ist sicherzustellen, dass die Fermentation optimal abläuft und damit der pH-Wert sicher unter 4,5 angesenkt wird; denn nur so ist sicher eine Vermehrung von Clostridien zu unterbinden. Silagen mit höheren pH-Werten gewährleisten keinen sicheren Schutz.

### 3 Anforderungen an die Untersuchung und Bewertung der Wirkungspfade

#### 3.1 Wirkungspfad Boden-Pflanze

Im Folgenden wird die Beschreibung der Bewertungsgrundlagen bezüglich des Wirkungspfades Boden-Pflanze nach den Vorgaben der BBodSchV sowie die Vorgehensweise in der orientierenden und Detailuntersuchung in den Betrachtungsmittelpunkt gestellt, wobei im Grundsatz differenziert wird in nach BBodSchV geregelte (Kapitel 3.1.1) und nicht geregelte Parameter (Kapitel 3.1.2)<sup>29</sup> sowie zusätzlich in die Nutzungsszenarien „Nutzgarten“ und „Landwirtschaftliche Flächen (Ackerbau, Grünland)“ unterschieden wird. Abschließend wird im Kapitel 3.1.3 eine Quintessenz hinsichtlich der Abschätzung des Wirkungspfades Boden-Pflanze im Hinblick auf den Schadstofftransfer zum Tier gezogen.

##### 3.1.1 Untersuchung nach BBodSchV 1999

Bevor die nach aktueller Fassung der BBodSchV geregelten Parameter für die Nutzungskategorien "Nutzgarten" und "Landwirtschaftliche Fläche (Ackerfrüchte und Feldgemüse)" näher betrachtet werden, soll zunächst auf die Ableitung der verfügbaren Prüf- und Maßnahmenwerte eingegangen werden<sup>30</sup>.

###### 3.1.1.1 Bewertungsgrundlagen

Im Hinblick auf die Gefahrenbeurteilung sind in Bezug auf den Wirkungspfad Boden-Pflanze folgende Bewertungsebenen zu unterscheiden (LABO 1998b, DELSCHEN & RÜCK 1997):

- 1) Vermarktung von Nahrungspflanzen aus Ackerfrüchtebau und Erwerbsgemüseanbau
- 2) Vermarktung bzw. Verwertung von Futterpflanzen und Grünlandaufwuchs aus Ackerfutterbau und Grünlandnutzung
- 3) Verzehr von Obst und Gemüse aus Eigenanbau in Haus- und Kleingärten
- 4) Phytotoxische Wirkungen auf Pflanzen<sup>31</sup>.

Als Schutzgüter ergeben sich hierbei somit die Vermarktungsfähigkeit bzw. Verwertbarkeit (1. und 2.), die menschliche Gesundheit (3. sowie 1. und 2. mittelbar) sowie die Pflanzengesundheit (insbesondere 4.)

Durch die ad-hoc-Arbeitsgruppe "Schwermetalltransfer Boden/Pflanze" des AK "Bodenbelastung" der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz wurden für den Wirkungspfad Boden-Pflanze fachliche Grundlagen für die sachgerechte Ableitung von Prüf- und/oder Maßnahmenwerten vorgelegt, deren Bericht mit Vorschlägen für derartige Beurteilungsmaßstäbe schließt (LABO 1998b, DELSCHEN & RÜCK 1997). Berücksichtigt wurden hierbei im Grundsatz die Elemente Arsen, Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Thallium und Zink, wobei nicht für alle Fallgestaltungen jeweils Prüf- und/oder Maßnahmenwerten vorgelegt wurden. Die Ergebnisse der ad-hoc-Arbeitsgruppe sind in die BBodSchV eingeflossen.

---

<sup>29</sup> Für die im Rahmen der Leitfaden zu berücksichtigenden, nicht nach BBodSchV geregelten Parameter (Chrom (III und VI), PAK, PCB, Aldrin, DDT, PCDD/F) wurde durch Literaturrecherche der in Bezug auf den Wirkungspfad Boden-Pflanze aktuell verfügbare Kenntnisstand erhoben.

<sup>30</sup> Im Auftrag des Umweltbundesamtes (UBA), Berlin, laufen begleitete Forschungsarbeiten am Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, Schmallenberg, zum Thema Wirkungspfad Boden-Pflanze. Diese dienen letztlich dem Ziel, weitere Prüfwerte für diesen Wirkungspfad ableiten zu können.

<sup>31</sup> Die Betrachtung der Phytotoxizität, die sich z.B. durch Wachstumsdepressionen ausdrückt und damit zu Ertragseinbußen z.B. seitens der Landwirtschaft führen kann, ist nicht Betrachtungsinhalt der vorliegenden Leitfaden und wird daher inhaltlich nicht weiter vertieft.

Grundlage der Ableitung dieser Werte für den Bereich Ackerbau, Erwerbsgemüsebau und Nutzgärten ist die Qualität von Nahrungspflanzen, die zum Zeitpunkt der Erarbeitung der BBodSchV durch verfügbare Lebensmittelrichtwerte der Zentralen Erfassungs- und Bewertungsstelle für Umweltchemikalien (ZEBS<sup>32</sup>) definiert wurde<sup>33</sup>. Hierbei wurde die 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)<sup>33</sup>, nicht jedoch eine stringent humantoxikologisch bestimmte Begrenzung widerspiegeln, ist somit die Grundlage der Bewertung nicht unmittelbar die menschliche Gesundheit, sondern die Vermarktungsfähigkeit der angebauten Pflanzen. Die Frage der standörtlich toxikologischen Bedeutung derartiger Richtwertüberschreitungen bleibt somit zunächst offen. Eine Gefährdung für die menschliche Gesundheit bei Selbstversorgung mit Gemüse aus schwermetallbelasteten Gärten wird jedoch eher nicht gesehen (DELSCHEN & LEISNER-SAABER 1998). Letztlich ist dieser Aspekt jedoch jeweils entsprechend den Gegebenheiten des Einzelfalles zu beurteilen.

Bei der Beurteilung der Schwermetalle in Futtermitteln hingegen wurden die Vorgaben der Futtermittelverordnung zugrunde gelegt, bzw. für die Elemente Nickel und Thallium, die dort nicht geregelt sind, die entsprechenden VDI-Richtwerte (LABO 1998b), wobei hier jeweils die einfache Grenzwertüberschreitung als maßgeblich angesehen wird.

Die auf dieser Grundlage festgelegte maximal zulässige Pflanzenkonzentration wurde zur Prüfwertableitung mit statistischen Untersuchungen von Boden- und Pflanzenproben (Korrelationen, Perzentile) verglichen. Hierbei wurden sowohl Bodendaten als Gesamtgehalte (nach DIN 38414, Königswasser-aufschluss), als auch als mobile Gehalte (nach DIN 19730, Ammoniumnitratextrakt) berücksichtigt. Die Datengrundlage lieferte die Datenbank TRANSFER des Umweltbundesamtes (vgl. auch KNOCHE et al. 1999). In der Auswertung beschränkte man sich auf die folgend aufgeführten Pflanzenarten: Weizen, Kartoffeln, Salat, Spinat, Möhren, Grünlandaufwuchs, Silomais sowie Sellerie (nur Cadmium) und Zuckerrübenblatt (nur Zink). 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.

Dabei wurde der **Prüfwert** in der Regel so festgelegt, dass bei dessen Überschreitung mit einer statistischen Wahrscheinlichkeit von ca. 20 % eine Überschreitung der der Ableitung zugrunde liegenden, maximal zulässigen Pflanzenkonzentration bei anreichernden bzw. gegenüber phytotoxischen Wirkungen empfindlichen Pflanzenarten zu erwarten ist. Bei Ableitung von **Maßnahmenwerten** wurde hingegen eine Überschreitungswahrscheinlichkeit von 50 % zugrunde gelegt.

Als Ergebnis der Auswertung der TRANSFER - Datenbank liegen somit nach Pflanzenarten und Metallen differenzierende Regressionsgleichungen vor, die eine auf den Einzelfall bezogene Berechnung von Pflanzengehalten bei Antreffen bestimmter Schadstoffkonzentrationen im Boden ermöglichen. Damit sind auf die speziellen Verhältnisse eines Einzelfalles angepasste, aber durch Wahl von Regressionsgleichungen für Nutzpflanzen mit hohem Anreicherungs-potenzial auch vergleichsweise ungünstige Transferbetrachtungen durchzuführen. Dieses im Rahmen der „Anpassung der Brandenburgischen Bewertungssystematik Altlasten an die aktuellen bundesgesetzlichen Vorgaben“ auch für das Schutzgut menschliche Gesundheit angedachte Vorgehen (ECOS 2001) kann folglich im Zuge dieser Leitfaden zur Abschätzung des Transfers von Metallen aus dem Boden in Futterpflanzen zugrunde gelegt werden (vgl. im Detail KNOCHE et al. 1999).

Im Hinblick auf eine Nutzung als Grünland wurde bei den Regressionsberechnungen die Verschmutzung des Pflanzenmaterials mit Boden berücksichtigt. Ausgehend von einer nach Literatur unvermeidlichen Verschmutzung bzw. Bodenaufnahmerate wurde bei der Berechnung der Daten zu den tatsächlich gemessenen Werten 3 % des königswasserlöslichen Schwermetallgehaltes des jeweils dazu ge-

---

<sup>32</sup> Heute: BgVV (Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin)

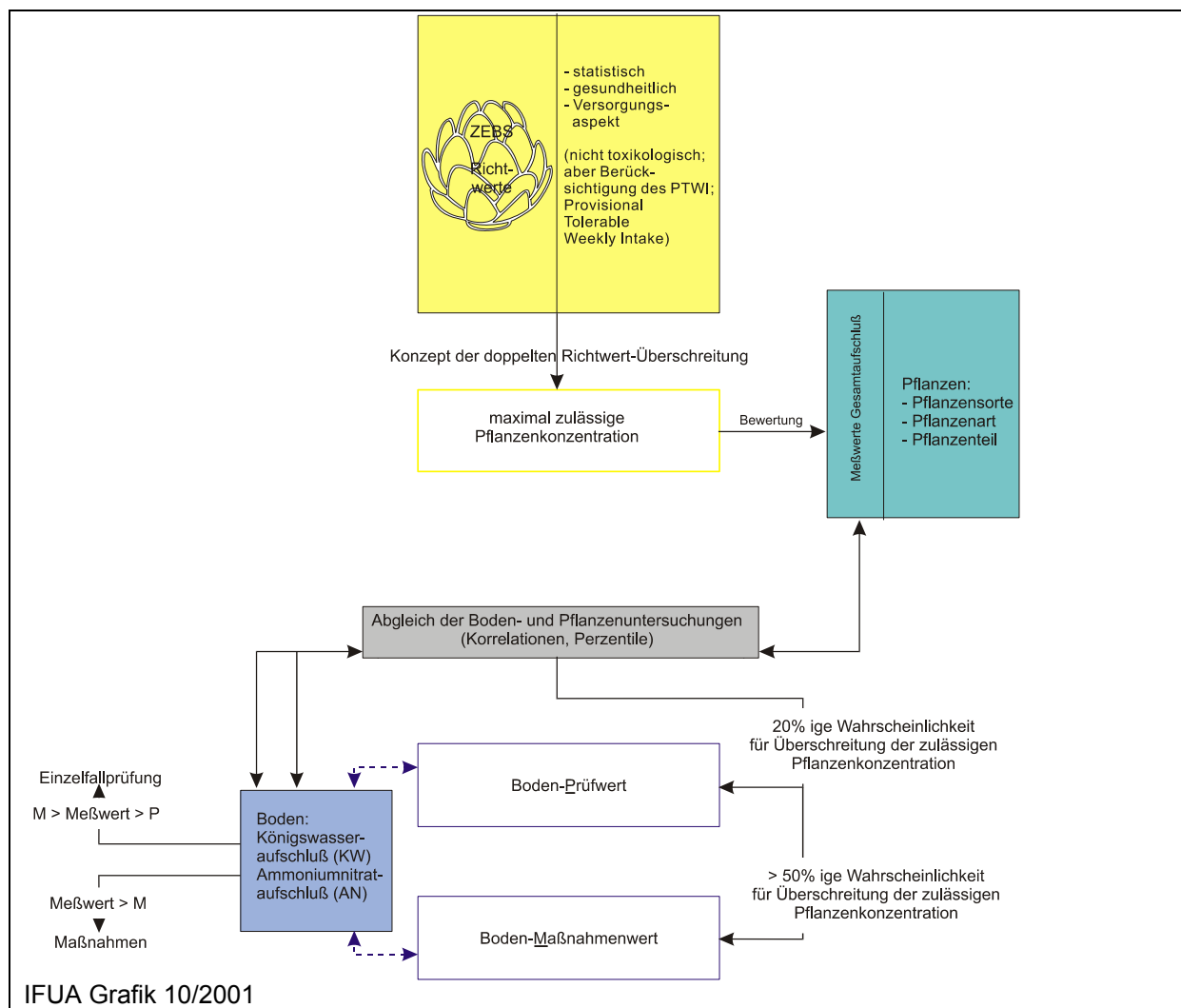
<sup>33</sup> Vgl. Ausführungen in Kapitel 2.1.1.

Untersuchung und Bewertung von alllastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
 Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
 - Materialien -

hörigen Bodens dazu addiert. Untersuchungen im Kontext der Aufbringung von Klärschlämmen auf Böden lassen erkennen, dass die direkte Aufnahme von Boden (z.B. als Verschmutzung anhaftend an Pflanzen bzw. bei geringer Vegetationsbedeckung) insbesondere bei persistenten, lipophilen Organika (z.B. PCB, PCDD/F) der relevante Aufnahmepfad von Schadstoffen aus dem Boden in das Tier ist (z.B. FRIES 1996, BECK et al. 1996).

Die folgende Abbildung soll die Vorgehensweise in der Ableitung der Prüf- und Maßnahmenwerte für Schwermetalle nach BBodSchV am Beispiel der Nutzungskategorie Ackerbau, Erwerbsgemüsebau und Nutzgarten veranschaulichen (aus: BARKOWSKI et al. 1999):

**Abbildung 7: Übersicht zur Ableitung von Prüf- und Maßnahmenwerten nach BBodSchV 1999**



Im Ergebnis führten die Auswertungen dazu, dass Prüf- bzw. Maßnahmenwerte bei einigen Elementen (Arsen, Quecksilber) auf Gesamtgehalten, bei anderen (Blei, Cadmium, Thallium) auf mobilen Gehalten basieren.

Die nachfolgende Tabelle 15 ermöglicht einen Überblick:

**Tabelle 15: Bewertung des Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze nach BBodSchV**

		Ackerbau / Nutzgarten (Pflanzenqualität)		Ackerbau (Wachstumsbeeinträchtigungen)	Grünland (Pflanzenqualität)
Schadstoff	Methode	Prüfwert	Maßnahmenwert	Prüfwert	Maßnahmenwert
Arsen	KW*	200 <sup>1</sup>	-	-	50
	AN <sup>·</sup>	-	-	0,4	-
Blei	KW*	-	-	-	1.200
	AN <sup>·</sup>	0,1	-	-	-
Cadmium	KW*	-	-	-	20
	AN <sup>·</sup>	-	0,04/0,1 <sup>2</sup>	-	-
Kupfer	KW*	-	-	-	1.300 <sup>3</sup>
	AN <sup>·</sup>	-	-	1	-
Nickel	KW*	-	-	-	1.900
	AN <sup>·</sup>	-	-	1,5	-
Quecksilber	KW*	5	-	-	2
	AN <sup>·</sup>	-	-	-	-
Thallium	KW*	-	-	-	15
	AN <sup>·</sup>	0,1	-	-	-
Zink	KW*	-	-	-	-
	AN <sup>·</sup>	-	-	2	-
Benzo(a)-pyren		1	-	-	-
PCB <sub>6</sub>		-	-	-	0,2

in mg/kg Trockenmasse, Analytik nach Vorgaben BBodSchV

<sup>1</sup> Bei Böden mit zeitweise reduzierenden Verhältnissen gilt ein Prüfwert von 50 mg/kg.

<sup>2</sup> Auf Flächen mit Brotweizenanbau oder Anbau stark Cadmium-anreichernder Gemüsearten gilt ein Maßnahmenwert von 0,04 mg/kg, ansonsten gilt als Maßnahmenwert 0,1 mg/kg.

<sup>3</sup> Bei Grünlandnutzung durch Schafe: 200 mg/kg.

\* KW = Königswasserextrakt

· AN = Ammoniumnitratextrakt

Der ebenfalls in Tabelle 15 dargestellte Prüfwert für Benzo(a)pyren (BaP) hingegen wurde nicht nach der erläuterten Methodik abgeleitet. Vielmehr wurde mittels Lysimeteruntersuchungen festgestellt, dass bei den mehrkernigen PAK insbesondere der Verschmutzungspfad zu einer Belastung angebaute Nutzpflanzen führt. Ausgehend von diesen Ergebnissen wurde der Benzo(a)pyren- Prüfwert von 1 mg/kg abgeleitet, der sich an empirischen Erkenntnissen zur Anreicherung von BaP in Nutzpflanzen und an der Obergrenze der Hintergrundkonzentration von Gartenböden außerhalb großstädtischer Gebiete orientiert (DELSCHEN et al. 1999b). Er liegt damit in einer bereits seit einigen Jahren in diesem Kontext diskutierten Größenordnung von 1-2 mg/kg (FRITZ 1983, CRÖßMANN 1992, KNOCHE et al. 1995). Schließlich wurde für die stellvertretend für alle PCB bestimmten sechs Kongenere in Bezug auf eine Nutzung als Grünland ein Maßnahmenwert von 0,2 mg/kg fixiert. Dieser Wert wurde im Rahmen der Erarbeitung der BBodSchV auch im Hinblick auf eine gärtnerische und landwirtschaftliche Nutzung diskutiert, auf Grund einer Vielzahl verbleibender offener Fragen jedoch bislang nicht als Prüfwert verankert (HEIN & DELSCHEN 1994, DELSCHEN et al. 1996).

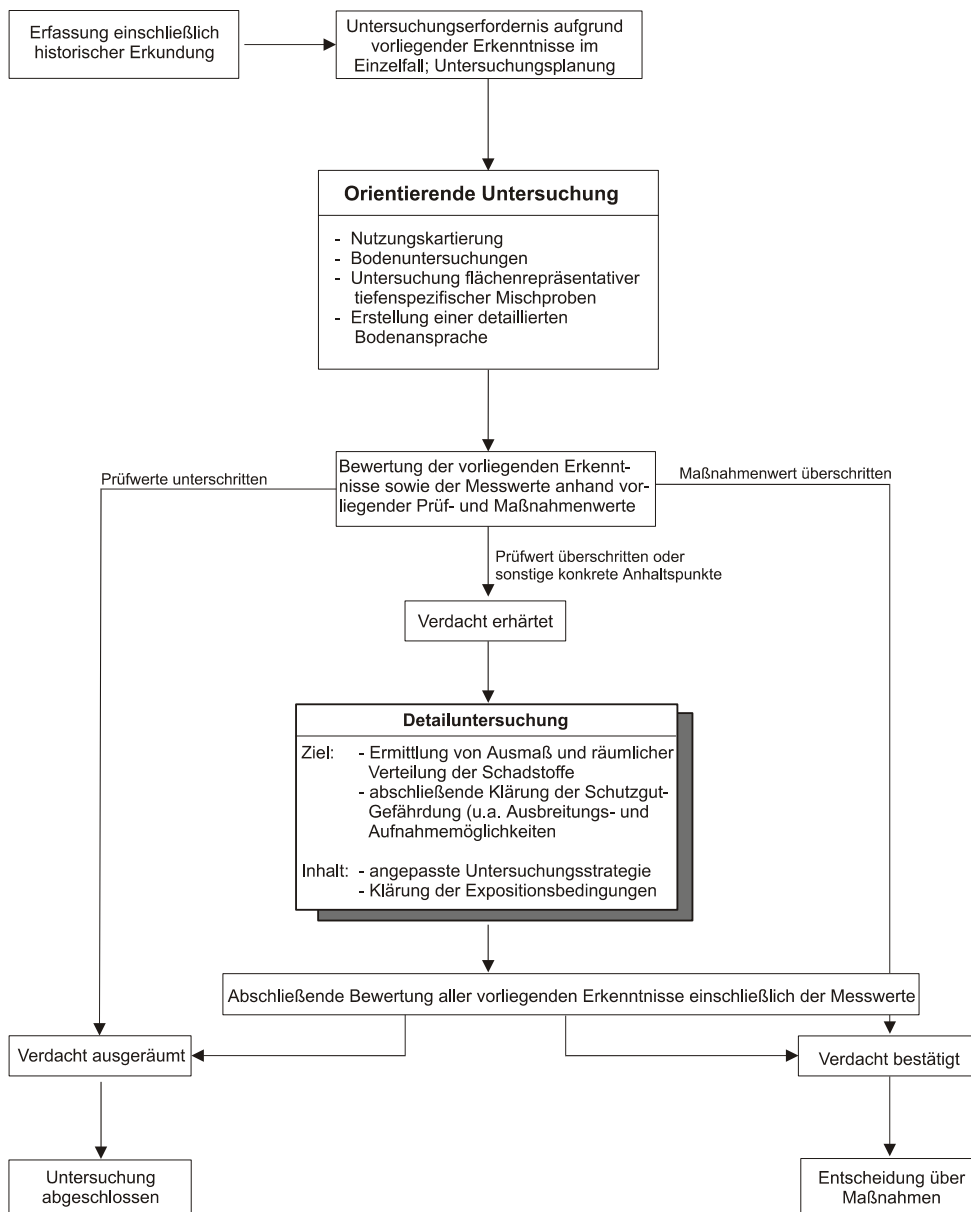
Die festgelegten Prüfwerte gelten zunächst für die Bewertung von Oberböden, was bei einer ackerbaulichen oder kleingärtnerischen Nutzung einer Tiefe von bis zu 30 cm, bei Grünland bis zu 10 cm entspricht. Für die darunterliegende Bodenschicht (bis 60 cm bei Ackerbau und Nutzgarten bzw. bis 30 cm bei Grünland) ist das jeweils 1,5-fache des Prüf- bzw. Maßnahmenwertes heranzuziehen.

Die weiteren im Rahmen dieser Leitfaden zu berücksichtigenden Parameter (Chrom (III und VI), Aldrin, DDT, HCB, HCH, PAK, PCB, PCDD/F) sind in Bezug auf den Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze bislang nicht in der BBodSchV berücksichtigt, so dass hierzu gesonderte Überlegungen zur möglichen Bewertung bodenbezogener Daten in Bezug auf die Aufnahme in Pflanzen anzustellen sind (vgl. Kapitel 3.1.2).

### 3.1.1.2 Untersuchungsablauf

Die nach BBodSchV vorzusehenden Untersuchungen auf Flächen mit Verdacht auf schädliche Bodenveränderungen oder Altlasten können im Grundsatz in Form eines stufigen Ablaufschemas, wie er in Abbildung 8 dargestellt ist, zusammengefasst werden (nach LUA NRW 2000). Es wird offensichtlich, dass dabei eine stufig angelegte Untersuchungsabfolge zugrunde gelegt wird, wobei jeweils auf den im Rahmen der Einzelschritte erreichten Kenntnisstand aufzubauen ist. Hintergrund dieses stufigen Vorgehens ist letztlich die Einschätzung, dass eine im Rahmen der Orientierungsuntersuchung festgestellte Prüfwertüberschreitung aufgrund der zu Grunde gelegten Bewertungssystematik in der Regel keine abschließende Gefahrenfeststellung zur Folge haben kann. Vielmehr impliziert sie weitere Sachverhaltsermittlungen, die die Art und den Umfang der im Einzelfall bestehenden Gefährdungen abschließend klären sollen.

**Abbildung 8: Untersuchungsablauf zur Gefahrenbeurteilung nach BBodSchV**



Untersuchung und Bewertung von altlastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
- Materialien -

### 3.1.1.2.1 Erfassung

Die Erfassung von Flächen oder Gebieten mit erhöhten Schadstoffgehalten in Böden erfolgt auf der Grundlage der § 9 Abs. 1 BBodSchG durch die zuständige untere Bodenschutzbehörde.

Ziel der Erfassung ist die Ermittlung von Anhaltspunkten für das Vorliegen einer schädlichen Bodenveränderungen oder einer Altlast nach § 9 Abs. 1 BBodSchG i.V.m. § 3 Abs. 1 bis 3 BBodSchV. Liegen Anhaltspunkte vor, dann ist zur Ermittlung des Sachverhalts eine orientierende Untersuchung durch die zuständige untere Bodenschutzbehörde durchzuführen.

Im Rahmen der Erhebung und der historischen Recherche ist auf bereits vorliegende Untersuchungen, Gutachten und anderen Unterlagen zurückzugreifen. Die Eigentümer oder die Inhaber der tatsächlichen Gewalt sind im Hinblick auf Nutzungsgeschichte und Auffälligkeiten zu befragen. Dabei sind insbesondere auch historische Nutzungen und Hinweise auf mögliche Emissionsquellen einzubeziehen.

In vielen Fällen können Anhaltspunkte i.S. § 9 Abs. 1 BBodSchG i.V.m. § 3 Abs. 1 bis 3 BBodSchV schon allein anhand der Nutzungsgeschichte und der geografischen Lage einer Fläche gewonnen werden. Für den Wirkungspfad Boden(-Pflanze)-Tier sind als Verdachtsflächen schädlicher Bodenveränderungen typische Belastungsmuster heranzuziehen (Tabelle 16).

**Tabelle16: Anhaltspunkte im Sinne § 3 Abs. 1 bis 3 BBodSchV für das Vorliegen einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast**

<b>Anhaltspunkte</b>
<b>Altstandorte</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Grundstücke, auf denen über einen längeren Zeitraum oder in erheblicher Menge mit Schadstoffen umgegangen wurde und die jeweilige Betriebs-, Bewirtschaftungs- oder Verfahrensweise oder Störungen des bestimmungsgemäßen Betriebs nicht unerhebliche Einträge solcher Stoffe in den Boden vermuten lassen</li> </ul>
<b>Altablagerungen</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Gefahren für den Boden sind zu vermuten, wenn die Art des Betriebes oder der Zeitpunkt der Stilllegung den Verdacht nahe legen, dass Abfälle nicht sachgerecht behandelt, gelagert oder abgelagert wurden.</li> </ul>
<b>Immissionsgebiete</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Luftbürtige Schadstoffeinträge in der Nähe emittierender Betriebe, in Randbereichen von großen Siedlungen und stark frequentierter Straßen bewirken zumeist Schadstoffanreicherungen in Böden. Diffuse Belastungen können in (ehemals) bergbaulich genutzten Gebieten durch braunkohleverarbeitende Betriebe oder Kraftwerke verursacht worden sein.</li> </ul>
<b>Überschwemmungsgebiete / Polder und Böden aus Auensedimenten</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Böden in Überschwemmungsgebieten und Poldern werden in Folge der Sedimentation von Schwebstoffen während der Überflutung bzw. des Einstaus mit Schadstoffen angereichert. Neben dem naturbedingten Stofftransfer haben vor allem die Stoffeinträge in Fließgewässer zu starken Bodenbelastungen in Auen beigetragen. Böden aus Auensedimenten sind auch dann als Anhaltspunkte zu werten, wenn z.B. auf Grund von wasserbaulichen Maßnahmen aktuell keine Überschwemmungen mehr stattfinden.</li> </ul>
<b>Rieselfelder</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Böden in Rieselfeldern sind durch die Aufleitung von schadstoffhaltigen Abwässern zumeist stark mit Schadstoffen angereichert (vgl. unter anderem brandenburgische „Leitfaden zur Gefährdungsabschätzung und Sanierung von ehemaligen Rieselfeldern“)</li> </ul>
<b>Güllehochlastflächen</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Gülle kann fütterungs- und tierartenspezifisch erhöhte Schadstoffgehalte aufweisen. Zum Beispiel enthält Schweinegülle erhöhte Kupfergehalte sowie Geflügelgülle erhöhte Kupfer- und Zinkgehalte. Bei intensiver Güllewirtschaft sind Anreicherungen im Boden zu erwarten.</li> </ul>
<b>Beaufschlagte Böden</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Böden, auf die in der Vergangenheit erhebliche Mengen an belasteten Materialien (z.B. Klärschlämme, Gewässersedimente) aufgebracht worden sind, können mit materialspezifischen Schadstoffen kontaminiert sein.</li> </ul>

### 3.1.1.2.2 Orientierende Untersuchung

Nach der Erfassung potenziell als belastet anzusehender Flächen erfolgen nach Abbildung 8 orientierende Untersuchungen, wobei alle am Standort vorkommenden Wirkungspfade zu berücksichtigen sind. Die Orientierende Untersuchung nach § 3 Abs. 3 BBodSchV in Verbindung mit den Anforderungen an die Probenahme, Analytik und Qualitätssicherung nach Anhang 1 BBodSchV zielt darauf ab, den Verdacht im Hinblick auf das Vorliegen einer schädlichen Bodenveränderungen oder einer Alllast hinreichend genau zu bestätigen oder zu verwerfen. Nach § 9 Abs. 1 BBodSchG ist die orientierende Untersuchung von den unteren Bodenschutzbehörden der Landkreise und kreisfreien Städte durchzuführen.

Die methodischen Rahmenbedingungen zur probenahmetechnischen und laboranalytischen Vorgehensweise bei der Durchführung dieser Untersuchungen sind in der BBodSchV 1999, Anhang 1, weitestgehend vorgegeben, müssen aber an die standortspezifischen Gegebenheiten angepasst werden. Dabei liegt der Schwerpunkt der Untersuchung darin, das auf der zu betrachtenden Fläche anzutreffende Belastungsausmaß des Bodens im Hinblick auf die zu bewertenden Wirkungspfade, also hier des Wirkungspfad des Boden-Pflanze, ausreichend repräsentativ und aussagekräftig beschreiben zu können. Dazu sind flächenrepräsentative Bodenuntersuchungen durchzuführen, die zumeist auf einer Rasterbeprobung beruhen. Liegen ausreichend genaue Kenntnisse zu Belastungsdifferenzierungen vor, dann sind Belastungsschwerpunkte gezielt zu beproben.

Bei Böden mit gleichmäßiger Beschaffenheit (Bodenart, Gehalt an organischer Substanz, Wasser- und Lufthaushalt etc., Belastungsparameter und -höhe) sind die Flächen wie folgt aufzuteilen:

Flächengröße (ha)	Mindestanzahl an Mischproben
< 0,5	1
< 10	3 (-10)
> 10	≥ 10

Jede Mischprobe wird aus 15 bis 25 Einzeleinstichen je Teilfläche gewonnen.

Im Hinblick auf die Beprobungstiefe wird bei Ackerflächen und Nutzgärten der Bearbeitungshorizont (= Ober- oder Mutterboden) beprobt, der in der Regel 0 - 30 cm mächtig ist. Eine Unterbodenprobe wird zumeist zwischen 30 und 60 cm als Mischprobe gewonnen, wobei deutlich abweichende Horizonte getrennt zu beproben sind. Das heißt, dass die Beprobungstiefen an die Horizontfolge des Untersuchungsstandortes anzupassen sind.

Grünland ist in der Regel zwischen 0 und 10 sowie zwischen 10 und 30 cm Bodentiefe zu beproben. Auch hier ist letztlich die Horizontabfolge maßgeblich für die Festlegung der Beprobungstiefen. In Bezug auf die Festlegung des Parameterumfangs muss dabei das auf Grund der Erfassung der Fläche zu vermutende Schadstoffinventar berücksichtigt werden, auch wenn dies in der Bewertung der Daten unter Umständen Probleme insofern bedingt, dass dafür aktuell noch keine (wirkungspfadbezogenen) Prüf- oder Maßnahmenwerte verfügbar sind (vgl. Tabelle 15).

Die relevanten Schadstoffe sind entsprechend den Vorgaben des Anhangs 1 der BBodSchV zu analysieren. Im Falle der Schwermetalle sind die jeweiligen Konzentrationen je nach Fragestellung nach Extraktion mit Königswasser oder aber im Ammoniumnitrat-Extrakt zu ermitteln (vgl. Differenzierungen in der Tabelle 15).

Liegen für die Verdachtsfläche noch keine Bodenkartierungen vor, dann sind Kartierungen entsprechend der Bodenkundlichen Kartieranleitung, 4. Auflage, berichtiger Nachdruck 1996, in dem Umfang durchzuführen, der für die Gefahrenbeurteilung erforderlich ist. Als Mindestumfang ist im Allgemeinen die Kartierung der Bodenformen (Bodentypen, Substrate inkl. Bodenarten) und etwaiger Belastungsanzeichen, wie z.B. Farb-, Geruchs- Durchwurzelungsabnormitäten anzusehen. Zumeist bietet es sich aus arbeitswirtschaftlichen Gründen und Kostenaspekten an, im Rahmen der Bodenkartierung auch die Humusgehaltsklassen und den pH-Wert-Status direkt mit zu erfassen.



Untersuchung und Bewertung von alllastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
- Materialien -

Wie die Tabelle 15 zeigt, sind außer für Arsen und einige Schwermetalle (Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Thallium, Zink) sowie Benzo(a)pyren als Vertreter der PAK und PCB für Grünlandnutzung im hier zu diskutierenden Zusammenhang in der aktuell gültigen BBodSchV keine Prüfwert- und Maßnahmenwerte fixiert. Nach § 4 Abs. 5 BBodSchV gilt dann, dass für die erforderliche Bewertung der bislang nicht geregelten Parameter die bei der Prüfwert- und Maßnahmenwertableitung verwendeten Methoden und Maßstäbe zu berücksichtigen sind, wobei auf den Bundesanzeiger Nr. 161a vom 28.08.1999 verwiesen wird.

Der Problematik der nach BBodSchV im Kontext des Wirkungspfades Boden-Pflanze nicht geregelten Parameter wird in Kapitel 3.1.2 vertiefend nachgegangen. An dieser Stelle muss jedoch vorgreifend bereits festgestellt werden, dass die oben zitierte Quelle in Bezug auf diesen Wirkungspfad keine übertragbaren methodischen Hilfestellungen liefert, da der bislang zur Ableitung der Prüfwert- und Maßnahmenwerte gewählte Weg (statistische Auswertung einer großen Anzahl verfügbarer Datenpaare Boden-Pflanze und Ableitung von Regressionsgleichungen) bei anderen, in diesem Zusammenhang nicht detaillierter erforschten Parametern, aufgrund kaum vorhandener Daten bislang nicht möglich ist. Insofern sind für diese Fragestellungen andere Bewertungshilfen zu entwickeln.

Das Ziel orientierender Untersuchungen ist es letztlich, konkrete Anhaltspunkte für das Vorliegen einer schädlichen Bodenveränderung oder einer Altlast zu ermitteln. Dazu sind insbesondere Flächen mit Überschreitung von Prüf- bzw. Maßnahmenwerten gemäß BBodSchV von denen mit Unterschreitung zu unterscheiden, wobei die Gegebenheiten des Einzelfalles zu berücksichtigen sind. Des Weiteren können auch andere Beurteilungshilfen herangezogen werden (vgl. auch nachfolgende Tabelle 17).

**Tabelle 17: Konkrete Anhaltspunkte im § 3 Abs. 4 BBodSchV für das Vorliegen einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast**

<b>Konkrete Anhaltspunkte</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Prüf- bzw. Maßnahmenwertüberschreitungen nach BBodSchV am zu beurteilenden Ort</li> <li>• Im Fall von fehlenden Prüf-/Maßnahmenwerten: Andere Beurteilungswerte, insbesondere Werte, die nach der Methodik gemäß Bundesanzeiger Nr. 161a vom 28. August 1999 abgeleitet wurden</li> <li>• Bekannte Bodenbelastungen an vergleichbaren Standorten, z.B. bekannte schädliche Bodenveränderungen durch stoffliche Einwirkungen in anderen Auenabschnitten des gleichen Gewässersystems oder bekannte Einleiter (auch historische) (Standorte sind dann vergleichbar, wenn Nutzung, Deckschubstrat und Überschwemmungseinfluss übereinstimmen = homogene Raumeinheiten)</li> <li>• Nahrungspflanzen, deren Belastungen auf stoffliche Bodenbelastungen zurückzuführen sind, mit Überschreitungen der zulässigen Höchstgehalte nach Kontaminanten-Verordnung *</li> <li>• Futterpflanzen, deren Belastungen auf stoffliche Bodenbelastungen zurückzuführen sind, mit Überschreitungen der zulässigen Höchstgehalte nach FMV bzw. VDI *</li> </ul>

\* Untersuchungen der Nutzpflanzen werden nicht im Rahmen der orientierenden Untersuchung durchgeführt, sondern allenfalls in der Detailuntersuchung. Liegen jedoch Ergebnisse bereits vor, dann können diese im Rahmen der orientierenden Untersuchung zur Bewertung herangezogen werden.

**Tabelle 18: Einfache Mittel zur Gefahrenabwehr im Sinne von § 3 Abs. 5 S. 2 BBodSchV**

<b>Einfache Mittel zur Gefahrenabwehr</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Regulierung der Pflanzenverfügbarkeit der Schadstoffe durch               <ul style="list-style-type: none"> <li>a) pH-Wertanpassungen</li> <li>b) Ausbringen von Sorptionsträgern wie tonige und humose Substrate oder Eisenoxide (Beide Maßnahmen nur bei Acker- oder Wiesennutzung ausreichend wirksam. Ferner können Sorptions-träger auf Grünland wegen der fehlenden Bodenbearbeitung nur eingeschränkt ausgebracht werden.)</li> </ul> </li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Umstellung von Weiden- auf Wiesennutzung zur Verringerung des Verschmutzungsanteils.</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ausgrenzen von potenziell stärker belasteten Bereichen wie Senken aus der Nutzung               <ul style="list-style-type: none"> <li>a) temporär in Auen nach Überschwemmungen</li> <li>b) dauerhaft bei permanenter Gefahr wie z.B. hochbelasteten Rieselfeldbereichen (Absetzbecken, Schlammbeete und Gräben)</li> </ul> </li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Verzicht auf Weidenutzung im Winterhalbjahr und in nassen Perioden</li> </ul>

Bevor nun nach Abbildung der Arbeitsschritt „Detailuntersuchungen“ umgesetzt wird, ist nach § 3 Abs. 5 Satz 2 BBodSchV zuerst zu prüfen, ob den von einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast ausgehenden Gefahren, erheblichen Nachteilen oder erheblichen Belästigungen mit einfachen Mitteln begegnet werden kann. In diesem Fall kann auf die Durchführung von Detailuntersuchungen verzichtet werden. Beispiele für einfache Mittel zur Gefahrenabwehr listet die Tabelle 18 auf.

Da die BBodSchV in Bezug auf die Nutzungsszenarien Ackerbau und Nutzgarten und den Wirkungspfad Boden-Pflanze lediglich für das Schwermetall Cadmium (vgl. Tabelle 15) einen Maßnahmenwert vorgibt, besteht in diesen Fallgestaltungen das Fazit der orientierenden Untersuchung in der Regel in einem Ausschluss bzw. einer Erhärtung des Verdachts auf schädliche Bodenveränderungen. Lediglich im letztgenannten Fall besteht das Erfordernis zu weitergehenden Untersuchungen. Für das Nutzungsszenario Grünland hingegen sind ausschließlich Maßnahmenwerte abgeleitet worden, so dass bei Nachweisen oberhalb dieser Werte konkrete Maßnahmen zur Gefahrenabwehr in den Betrachtungsmittelpunkt gelangen sollten.

### 3.1.1.2.3 Detailuntersuchung

Detailuntersuchungen kommen dann zum Tragen, wenn an Hand der orientierenden Untersuchungen der Verdacht auf schädliche Bodenveränderungen in Bezug auf den Wirkungspfad Boden-Pflanze als erhärtet angesehen werden muss (vgl. Abbildung ). Im Rahmen dieser Leitfaden besteht das Ziel der Detailuntersuchung in erster Linie darin, das Ausmaß der Bodenbelastung festzustellen sowie eine Abschätzung des Schadstoffgehaltes in der Pflanze bzw. in Pflanzenteilen vorzunehmen, um darauf aufbauend die Größenordnung der dadurch entstehenden Exposition des Menschen bei Verzehr oder des Tieres bei Verfütterung der Pflanzenprodukte bzw. bei Weidehaltung der Tiere erkennen zu können.

Nach § 9 Abs. 2 BBodSchG kann die Bodenschutzbehörde beim Vorliegen konkreter Anhaltspunkte anordnen, dass die in § 4 Abs. 3, 5 und 6 genannten Personen die notwendigen Untersuchungen zur Gefährdungsabschätzung durchzuführen haben. Sieht die Behörde von dieser Möglichkeit ab, dann hat sie selbst die Detailuntersuchung vorzunehmen oder kann sie an Gutachter / Sachverständige als Auftragsarbeit vergeben.

Die konkret in diesem Kontext durchzuführenden Untersuchungsschritte sind in der Verordnung nicht explizit aufgeführt. In den Anforderungen der BBodSchV an die Detailuntersuchungen werden jedoch die folgenden zwei Aspekte genannt:

- Das Ausmaß und die räumliche Verteilung der Schadstoffgehalte sind abschließend zu ermitteln.
- Art und Ausmaß der von einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast ausgehenden Schutzgutgefährdung sind in Bezug auf den Wirkungspfad Boden-Pflanze abschließend festzustellen, wobei auch Aussagen über pflanzenverfügbare Schadstoffanteile ermöglicht werden sollen.

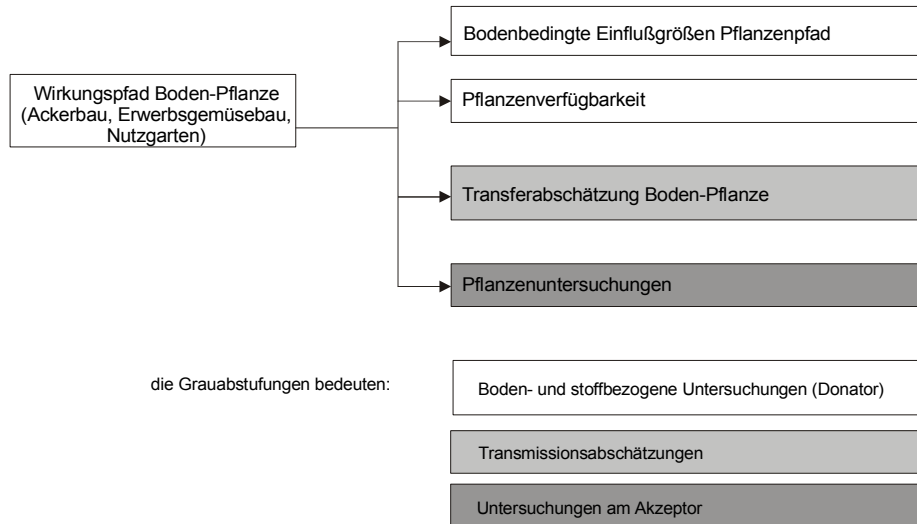
Als grundsätzliche Zielsetzung der Detailuntersuchung kann somit festgehalten werden, dass jeweils die in den Standardszenarien der Prüfwertableitung verwendeten Annahmen und Kriterien auf den Einzelfall zu beziehen und gegebenenfalls anzupassen sind. Hierbei ist zu differenzieren in (vgl. im Detail LUA NRW 2000 und Abbildung 9):

- **Untersuchungen am Boden (Donator).** Diese umfassen boden- und stoffbezogene Untersuchungen, wie beispielsweise die Ermittlung der Mobilität bzw. Mobilisierbarkeit von Schadstoffen zur Bestimmung des pflanzenverfügbaren Anteils, was jedoch mit aktuellem Kenntnisstand nicht in allen Fallgestaltungen möglich ist.
- **Untersuchungen zum Stoffübergang (Transmission).** Hierbei sind Transferabschätzungen in Bezug auf den Übergang Boden-Pflanze vorzunehmen, die auf Grundlage der physikalisch-chemischen Gegebenheiten des standörtlichen Bodens, des Schadstoffinventars und der jeweils bewertungsrelevanten Pflanzenarten bzw. Pflanzenteile durchzuführen sind.

Untersuchung und Bewertung von alllastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
- Materialien -

- **Untersuchungen an der Pflanze (Akzeptor).** Als Ziel wird hierbei die direkte Bestimmung der Schadstoffbelastung am Schutzgut verfolgt. Um zu verallgemeinerbaren und in der Prognose verlässlichen Daten zu kommen, sind dieser Vorgehensweise einige Grenzen gesetzt bzw. müssen grundlegende Anforderungen an die Umsetzung in die Konzipierung einfließen.

**Abbildung 9: Möglichkeiten der weiteren Sachverhaltsermittlung beim Wirkungspfad Boden-Pflanze (nach LUA 2000)**



Im Folgenden sollen die grundsätzlich in Frage kommenden Bearbeitungsebenen in der Detailuntersuchung in Kürze vorgestellt werden (nach LUA NRW 2000).

### Boden- und stoffbezogene Untersuchungen (Donator)

Sofern noch nicht im Rahmen der orientierenden Untersuchungen geschehen, bieten sich diesbezüglich insbesondere die folgenden Untersuchungsmöglichkeiten an:

- Untersuchungen zum Gesamt-Schadstoffpotenzial,
- Untersuchungen zur Erfassung bodenbedingter Einflussgrößen auf die Mobilität von Schadstoffen (z.B. pH-Wert),
- Untersuchungen zur Mobilitätserfassung durch Anwendung geeigneter Extraktionsverfahren (Pflanzenverfügbarkeit).

### Transferabschätzung Boden-Pflanze (Transmission)

Die Anwendung fachlich begründeter Transferabschätzungen verfolgt das Ziel, vor dem Hintergrund des verfügbaren Kenntnisstandes zum physiko-chemischen Verhalten von Substanzen im Boden sowie auf der Basis vorhandener Daten zum Transferverhalten ohne spezielle Pflanzenuntersuchungen den Schadstoffübergang vom Boden in die Pflanze größenordnungsmäßig zu quantifizieren. Im einfachsten Fall kann hierbei auf in der Literatur verfügbare Transferfaktoren<sup>34</sup> zurückgegriffen werden, wie sie z.B. für einige Schwermetalle aus systematisch angelegten Aufwuchsuntersuchungen vorlie-

<sup>34</sup> Der Begriff "Transferfaktor" sollte besser durch "Transferfunktion" ersetzt werden, da die Faktoren selbst konzentrationsabhängig sind. Da in der Literatur jedoch bislang noch weiterhin der "Transferfaktor" genannt wird, findet er auch im Rahmen dieses Berichts Anwendung.

gen (z.B. SAUERBECK 1983, 1989, LÜBBEN & SAUERBECK 1991). Eine Weiterentwicklung ist der auf Datenpaaren zur Boden-Pflanzenbelastung basierende Ansatz der regressionsanalytischen Beschreibung des Transferverhaltens, wie er zur Ableitung der vorhandenen Prüf- und Maßnahmenwerte der BBodSchV verwendet wurde (vgl. Kapitel 3.1.1.1). Diese nach Pflanzenarten und Metallen differenziert abgeleiteten Regressionsgleichungen können somit auch zur quantitativen Abschätzung des Schadstoffübergangs vom Boden in pflanzliche Gewebe genutzt werden (vgl. KNOCHÉ et al. 1999).

Im komplizierteren Fall einer ungenügenden Datenlage ist der Pflanzenpfad mit Hilfe von Modellbetrachtungen und unter Zuhilfenahme der standörtlichen Kenntnisse zu bodenbedingten Einflussgrößen sowie physiko-chemischen Kenndaten<sup>35</sup> abzuschätzen (vgl. z.B. TRAPP & MATTHIES 1994, SIMMLEIT & DOETSCH 1994, VERSLUIJS et al. 1998 und Kapitel 3.1.2.4).

Ein Vorteil der Modellierung liegt darin, dass das in der Bewertung zugrunde gelegte System problem-spezifisch 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 zumindest in Ansätzen auch die Auflagerung von kontaminiertem Boden) zu bewerten. In vielen Fällen ist es dazu allerdings aufgrund des begrenzten Wissensstandes erforderlich, Annahmen zur Modellierung zugrunde zu legen, die (konservativ-realistisch) eine nachvollziehbare und langfristig gültige Abschätzung der Relevanz des Boden-Pflanze-Pfades ermöglichen. An dieser Stelle muss auf die in diesem Kontext bestehenden Unsicherheiten und Wissensdefizite hingewiesen werden, was dazu führt, dass zu diesem Themenfeld weiterhin Forschungsbedarf zu konstatieren ist.

### Pflanzenuntersuchungen (Akzeptor)

Bei der Umsetzung von Pflanzenuntersuchungen am jeweilig zu bewertenden Standort müssen eine Reihe von zu berücksichtigenden Einflussgrößen sowie auch Einschränkungen in der Aussagekraft derartiger erhobener Daten beachtet werden. Zudem ist zu bedenken, dass fachlich geeignete Pflanzenuntersuchungen zeitlich wie finanziell einen hohen Aufwand bedingen. Bei der Konzipierung der Untersuchung spielen die folgenden Punkte eine Rolle:

- Bei der Auswahl der zu untersuchenden **Schadstoffparameter** ist zu bedenken, dass die meisten Erfahrungen im Zusammenhang mit Pflanzenuntersuchungen für die Gruppe der Schwermetalle vorliegen; im geringeren Umfang aber mittlerweile auch für einige organische Parameter, z.B. Benzo(a)pyren. 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 etwaig im Zuge des Pflanzenstoffwechsels entstehender Metaboliten gestellt werden. Diese Problematik ist aktuell weder analytisch noch bewertungsseitig auch nur ansatzweise gelöst.
- Die **Anbaubedingungen** (Düngereinsatz, Wässerung, 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, wes-

---

<sup>35</sup> Hierzu zählen z.B.:

**n-Octanol/Wasser-Verteilungskoeffizient log K<sub>ow</sub> [dimensionslos]**

= Verhältnis der Konzentration 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<sub>oc</sub> [dimensionslos]**

= Verhältnis der Koeffizienten der Substanz im Boden und in der umgebenden wässrigen Phase unter Gleichgewichtsbedingungen (stark von der Bodenart abhängig)

**Henry-Konstante K<sub>H</sub> [Pa m<sup>3</sup>/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)

halb 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. Hierbei ist jedoch zu bedenken, dass die standörtlichen Nutzungsmöglichkeiten ausreichend zu repräsentieren sind, was insbesondere bei Kleingärten erhöhten Aufwand bedingt.

- Hinsichtlich der **Pflanzenarten** ist von Bedeutung, dass in Bezug auf das Anreicherungsvermögen nicht nur große Unterschiede von Pflanzenart zu Pflanzenart bestehen, sondern auch verschiedene **Sorten** bevorzugt anreichern (vgl. Kapitel 2.4.2), was bei der Auswahl der in die Untersuchung gelangenden Pflanzenarten und -sorten zu berücksichtigen ist. Des Weiteren ist zu entscheiden, welcher **Pflanzenteil** im Kontext des zu klärenden Sachverhalts einer laboranalytischen Überprüfung zugeführt werden soll.
- Sofern die Bewertung des Schutzgutes menschliche Gesundheit ansteht, sind jeweils die dem Verzehr dienenden, ausgereiften Organe oder Pflanzenteile in verzehrsfertiger Aufbereitung (entsprechend § 35 Lebensmittel- und Bedarfsgegenständegesetz) zu untersuchen. Dies bedeutet z.B., dass Möhren und Kartoffeln im Zuge der **Probenvorbereitung** geschält werden, was auch im Sinne der erforderlichen Standardisierung sinnvoll ist. Es verbleibt bei der standardisierten Probenvorbereitung aber die Frage, ob man damit den **standörtlichen Verzehrsgewohnheiten** gerecht wird.
- Die **Anzahl** zu untersuchender **Pflanzen** ist so festzulegen, dass mögliche individuelle Variabilitäten erfasst werden.
- Die **Anzahl Analysen** pro Nutzpflanzenart und -sorte muss statistisch ausreichend konzipiert sein, um verallgemeinerbare Aussagen zum Boden-Pflanzenpfad am Standort treffen zu können.
- Untersuchungen innerhalb einer **Vegetationsperiode** sind auf Grund klimatisch bedingter Einflussgrößen nicht unbedingt auch für das folgende Anbaujahr aussagekräftig, so dass auch über die Anzahl zu berücksichtigender Anbaujahre nachgedacht werden muss. In diesem Zusammenhang ist auch der für die Durchführung der Erhebungen geeignetste **Zeitpunkt** festzulegen.
- Die **Anbauflächen** müssen eine dem Standort genügende Repräsentativität hinsichtlich bodenbedingter Einflussfaktoren aufweisen, was insbesondere bei Nutzgärten problematisch werden kann.

Als wesentliche Schlussfolgerung ist nach diesen Ausführungen festzuhalten, dass eine sachgerechte Durchführung von Pflanzenuntersuchungen verwertbare und abschließende Ergebnisse erwarten lässt, wobei jedoch ein hoher zeitlicher wie finanzieller Aufwand einzuplanen ist.

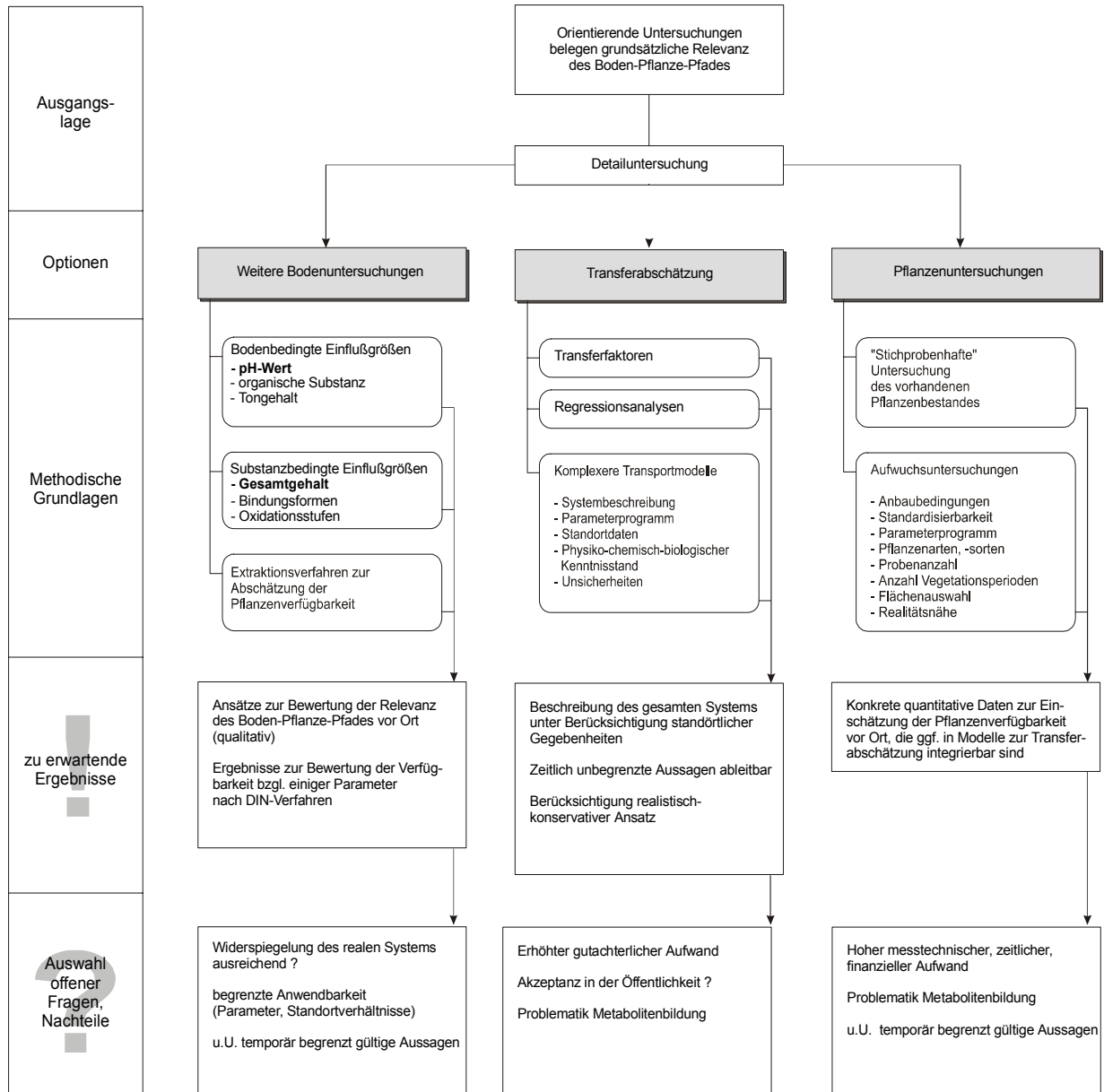
Dies gilt insbesondere in Bezug auf Nutzgärten, da hier bedingt durch die Heterogenität der Flächennutzung (verschiedene Nutzer auf vergleichsweise kleinem Raum) unterschiedlichste kleinräumige Variabilitäten zu erwarten sind, die schwerlich zu standardisieren sind. Dies betrifft sowohl die boden- als auch die pflanzenbedingten Einflussgrößen.

Auf größeren landwirtschaftlich genutzten Flächen (Ackerbau, Grünland) stellt sich dieser Aspekt aufgrund der einheitlichen Anbaupraxis (bestimmte Anbauprodukte, gute landwirtschaftliche Praxis) und bedingt durch die als Folge der Kultivierung erreichte großflächige Homogenisierung der Böden weniger problematisch dar. So scheinen für diese Nutzungskategorie Pflanzenuntersuchungen eher ein in der Detailuntersuchung hilfreiches Mittel zur abschließenden Gefahrenfeststellung zu sein, während der Einsatz in Nutz- und Kleingärten in der Praxis wohl eher speziellen Einzelfällen vorbehalten bleibt.

Die folgende Abbildung soll abschließend einen Überblick über die im Zusammenhang mit dem Wirkungspfad Boden-Pflanze erläuterten Methoden, der bei Anwendung zu erwartenden Ergebnisse sowie dabei zu beachtender Aspekte ermöglichen (aus LUA NRW 2000).

Untersuchung und Bewertung von alllastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
- Materialien -

**Abbildung 10: Grundsätzliche Möglichkeiten zur Untersuchung des Boden-Pflanze-Pfades (allgemein) nach LUA NRW 2000**



### 3.1.1.3 Anwendungskriterien

Im Hinblick auf die Umsetzung von detaillierteren Untersuchungen in Bezug auf den Wirkungspfad Boden-Pflanze insbesondere in Haus- und Kleingärten sollten grundsätzlich zwei Entscheidungsebenen voneinander getrennt werden (LUA NRW 2000):

- 1) Die Entscheidung über das "ob" (Ist es wirklich erforderlich, den Schadstoffgehalt in Pflanzen genauer zu beziffern?).

- 2) Die Entscheidung über das "wie" (Mit welcher Methode können die Angaben am besten und am effizientesten ermittelt werden?).

Des Weiteren sollten wiederum insbesondere bei Nutz- bzw. Kleingärten im Hinblick auf die Umsetzung von gezielten Aufwuchsuntersuchungen die folgenden Überlegungen mit einbezogen werden:

- **Verhältnismäßigkeit des Aufwandes.** Hierbei ist zu prüfen, inwieweit die kleingärtnerische Nutzung langfristig weiter beibehalten werden soll. Dem erläuterten zum Teil hohen Aufwand in der fundierten Untersuchung des Wirkungspfades sollte ein entsprechend hoher Nutzen des unbeschränkten Anbaus von Obst und Gemüse gegenüberstehen. Es ist anzunehmen, dass in der Umsetzung oftmals der Weg der Reduzierung der Exposition mittels Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen der Vorzug gegeben wird, wobei dann durch entsprechende Kontroll- und Überwachungsmechanismen zu gewährleisten ist, dass diese auch bei langfristiger Perspektive Berücksichtigung finden.
- **Ausmaß der Exposition.** Hinsichtlich der belasteten Fläche ist aufgrund der Größe, aber z.B. auch der örtlichen Lage, pragmatisch oder auch in Rücksprache mit den Nutzern zu entscheiden, inwieweit ein Nutzpflanzenanbau überhaupt in relevanter Größenordnung tatsächlich realistisch ist. So ist es z.B. für sehr kleine Gärten auf Grund der zur Verfügung stehenden Fläche nicht plausibel, dass dort Selbstversorgung in einem in Bezug auf die menschliche Gesundheit bewertungsrelevanten Ausmaß vorkommt.

#### 3.1.1.4 Vorgehensweise bei der Untersuchung für die nach BBodSchV geregelten Parameter

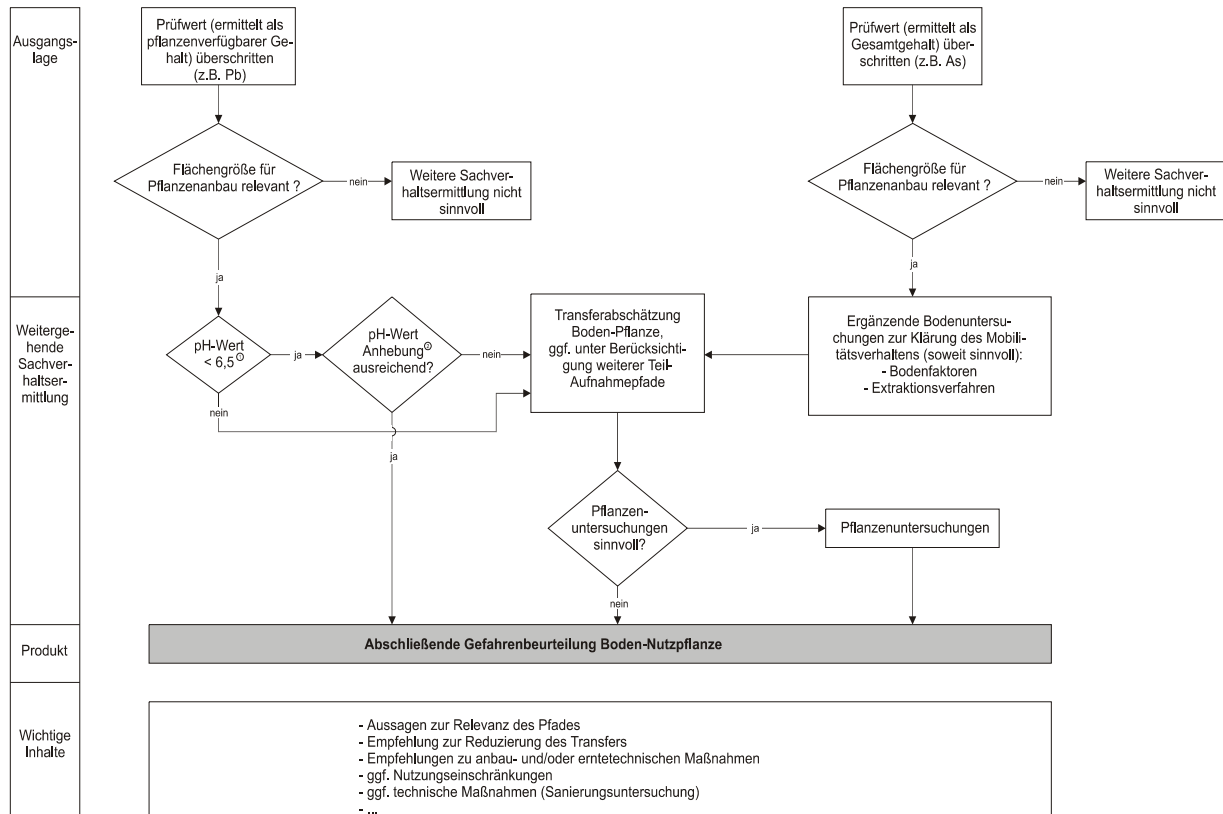
Ist die Frage nach der grundsätzlichen Notwendigkeit der Kenntnis des Belastungsausmaßes von Pflanzen für einen Standort zu bejahen, so stellt sich die zu empfehlende Vorgehensweise in Bezug auf die Parameter der BBodSchV wie in Abbildung 7 dargestellt dar, wobei jedoch die folgenden Aspekte beachtet werden sollten:

- 1) Prinzipiell muss ausdrücklich darauf hingewiesen werden, dass die folgenden Empfehlungen ausschließlich der Betrachtung des Wirkungspfades Boden-Pflanze dienen. Insbesondere bei Nutz- bzw. Wohngärten, in denen neben dem Anbau von Nutzpflanzen Spiel- und Freizeitaktivitäten stattfinden, ist jedoch zusätzlich der parallel hierzu wirksame Direktpfad bewertungsrelevant.
- 2) Grundsätzlich sollte im Zusammenhang mit dem Wirkungspfad Boden-Pflanze der pH-Wert, ggf. auch die organische Substanz mit bestimmt werden. Bei den Arbeiten im Gelände ist zudem die Bodenart zu dokumentieren. Des Weiteren sind bei Stoffen mit Prüfwerten auf Basis pflanzenverfügbaren Gehalte zusätzlich die Gesamtgehalte im Boden zu ermitteln.
- 3) Mittels einer Transferabschätzung Boden-Pflanze können durch Modellierung des Gesamtsystems grundsätzlich alle Einflussgrößen, Pfadausprägungen etc. integrierend beschrieben werden, wobei Einschätzungen sowohl hinsichtlich der aktuellen Situation als auch langfristig gültige Prognosen erwartet werden können.
- 4) Aufwuchsuntersuchungen sind ein wichtiges und unverzichtbares wissenschaftliches Element der pflanzenphysiologischen Forschung und wissenschaftlichen Grundlagenerkundung. Bei der Einzelfallprüfung ist ihre Sinnhaftigkeit kritisch zu hinterfragen, was insbesondere für die Nutzungskategorie Klein- bzw. Wohngarten gilt.

Die nachfolgende Abbildung 11 gibt eine Empfehlung zum Vorgehen bezüglich der nach BBodSchV geregelten Parameter am Beispiel der Nutzungskategorie Nutzgarten, Wohngarten und Ackerbau (nach LUA NRW 2000).

Untersuchung und Bewertung von altlastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
- Materialien -

**Abbildung 11: Detailuntersuchungen zum Wirkungspfad Boden-Pflanze für die nach BBodSchV geregelten Parameter (Nutzgarten, Wohnarten und Ackerbau, nach LUA NRW 2000)**



<sup>⊙</sup> weitere elementenspezifische Differenzierungen sind möglich  
<sup>⊙</sup> unter Einbeziehung der Gesamtgehalte abzuschätzen, ob Prüfwertunterschreitung erreichbar ist

Da die BBodSchV in Bezug auf die Nutzung als Grünland Maßnahmenwerte in der Beurteilung von Bodenbelastungen vorgibt (vgl. Tabelle 15), sind bei Überschreiten dieser Gehalte Schritte zur Gefahrenabwehr vorzusehen, die in der Regel in Form von spezifischen Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen bestehen werden (vgl. hierzu Kapitel 4).

### 3.1.2 Nicht nach BBodSchV geregelte Parameter

Für die im Rahmen dieser Leitfadens zusätzlich zu betrachtenden Parameter (Chrom (III und VI), Aldrin, DDT, HCB, HCH, PAK, PCB, PCDD/F) existieren in Bezug auf den Wirkungspfad Boden-Pflanze bislang keine, bzw. nur eingeschränkte Vorgaben durch die BBodSchV.

Insofern war bei diesen Stoffen durch eine gezielte Literaturrecherche der aktuelle Kenntnisstand in Bezug auf die Relevanz des Wirkungspfades Boden-Pflanze zu erheben. Hierbei wurde das Ziel verfolgt, Anhaltspunkte für eine Beurteilung der Aufnahme dieser Stoffe in Pflanzen zu erhalten, die es erlauben, grundlegende Empfehlungen zur Abschätzung der Pflanzenverfügbarkeit abzuleiten.

#### 3.1.2.1 Stoffspezifische Einschätzungen

Die folgenden Ausführungen sollen als kurze Zusammenfassung des in Bezug auf den Wirkungspfad Boden-Pflanze bei den Stoffen Chrom (III und VI), Aldrin, DDT, HCB, HCH, PAK, PCB und PCDD/F



diskutierten Kenntnisstandes verstanden werden und beschränken sich auf die Darstellung einiger wesentlich erscheinender Aspekte und Sachverhalte. Details oder auch vertiefende Betrachtungen sind im Einzelfall den jeweils angegebenen Quellen zu entnehmen. Des Weiteren wird an dieser Stelle auf die allgemeineren Ausführungen zum Wirkungspfad Boden-Pflanze verwiesen (vgl. Kapitel 2.4).

Grundsätzlich gilt, dass die Verteilung und der Transport von Chemikalien in der Umwelt durch die jeweiligen Verhältnisse des Standortes und wesentlich von den physikalisch-chemischen Eigenschaften der betrachteten Substanz gesteuert werden. Letztere bestimmen maßgeblich die je nach Stoff zu betrachtenden Verteilungen zwischen den verschiedenen Umweltkompartimenten, die wiederum mit Hilfe von Gleichgewichtskonstanten beschrieben werden können. Im Folgenden sollen zwei im Kontext des Wirkungspfades Boden-Pflanze-Tier wichtige Koeffizienten beispielhaft etwas näher vorgestellt werden.

So kann die Verteilung eines Stoffes zwischen Luft und Wasser durch den dimensionslosen **Henry-Koeffizienten H** (oder auch Henry-Konstante genannt) beschrieben werden (FENT 1998):

$$(1) H = \frac{C_g}{C_w}$$

Die Henry-Konstante stellt somit das Konzentrationsverhältnis zwischen der Gasphase ( $C_g$ ) und der wässrigen Lösung ( $C_w$ ) dar und spielt für die Bewertung der Volatilität von Chemikalien aus einer wässrigen Lösung eine ausschlaggebende Rolle. Letztlich ist sie als Proportionalitätskonstante zwischen dem Partialdruck  $P$  eines Gases und seiner Konzentration  $C$  in einer wässrigen Lösung unter Gleichgewichtsbedingungen zu verstehen. Je größer die Henry-Konstante ist, desto mehr Substanz findet sich im Gasraum über der Lösung.

Die Verteilung zwischen Wasser und Biota hingegen wird unter Bezugnahme auf die Lipophilie einer Substanz beschrieben, welche wiederum als **Verteilungskoeffizient  $K_{ow}$**  einer Substanz in einem Gemisch von 1-Octanol ( $C_o$ ) und Wasser ( $C_w$ ) beschrieben werden kann (FENT 1998):

$$(2) K_{ow} = \frac{C_o}{C_w}$$

Dieser ebenfalls dimensionslose Verteilungskoeffizient wird häufig als Logarithmus angegeben. Je höher der Wert ist, desto lipophiler ist die Substanz einzuschätzen und von desto höheren Akkumulationen in biologischen Geweben ist auszugehen.

Die sich aufgrund der physikalisch-chemischen Kenngrößen einer Substanz ergebenden Verteilungskoeffizienten können der Literatur entnommen werden (z.B. RIPPEN, EPA 1996, LUA NRW 2001) und erlauben bereits einige grundlegende Einschätzungen zum Verhalten einer Substanz in der Biosphäre. Die folgende Tabelle 19 soll diese Aussage verdeutlichen (nach WILD et al. 1995):

**Tabelle 19: Klassifizierung des Umweltverhaltens von Schadstoffen nach physikalisch-chemischen Kenngrößen**

<b>Adsorptionspotenzial</b>	<b>Klassifizierung</b>
$\log K_{OW} \leq 2,5$	gering
$\log K_{OW} > 2,5$ und $\leq 4,0$	mäßig
$\log K_{OW} > 4,0$	hoch
<b>Verflüchtigung</b>	<b>Klassifizierung</b>
$\log H \leq -3$ und $\log H/K_{OW} \leq -8$	gering
$\log H > -3$ und $\log H/K_{OW} \leq -8$	mäßig
$\log H \leq -3$ und $\log H/K_{OW} > -8$	mäßig
$\log H > -3$ und $\log H/K_{OW} > -8$	hoch
<b>Degradation</b>	<b>Klassifizierung</b>
Boden $t_{0,5} \leq 10$ Tage	nicht persistent
Boden $t_{0,5} > 10$ Tage und $\leq 50$ Tage	mäßig persistent
Boden $t_{0,5} > 50$ Tage	persistent
<b>Akkumulation in Pflanzenwurzeln</b>	<b>Klassifizierung</b>
$\log K_{OW} \leq 3,5$	gering

Untersuchung und Bewertung von altlastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
- Materialien -

log K <sub>OW</sub> ≥5,5	gering
log K <sub>OW</sub> >3,5 und < 5,5 und t <sub>0,5</sub> ≤ 50 Tage	mäßig
log K <sub>OW</sub> >3,5 und < 5,5 und t <sub>0,5</sub> > 50 Tage	hoch
<b>Aufnahme über das Blatt</b>	<b>Klassifizierung</b>
log H >-3 und log H/ K <sub>OW</sub> >-8	hoch
log H >-3 und log H/K <sub>OW</sub> ≤-8	mäßig
log H ≤-3 und log H/K <sub>OW</sub> >-8	mäßig
log H ≤ -3 und log H/K <sub>OW</sub> ≤-8	gering
<b>Transfer Boden-Tier</b>	<b>Klassifizierung</b>
log K <sub>OW</sub> >4,5 und ≤ 8,0 und t <sub>0,5</sub> > 50 Tage	hoch
log K <sub>OW</sub> ≤3,5 und / oder t <sub>0,5</sub> ≤ 10 Tage	gering
alle anderen Kombinationen aus log K <sub>OW</sub> und t <sub>0,5</sub>	mäßig

Im Folgenden werden die hier zu behandelnden Stoffe gesondert betrachtet.

### 3.1.2.1.1 Chrom

Das Schwermetall Chrom kann im Boden grundsätzlich als kationisches, meist wenig lösliches und im Hinblick auf das Schutzgut „menschliche bzw. tierische Gesundheit“ relativ untoxisches Chrom-III sowie als lösliches und toxikologisch relevantes Chrom-VI (als anionischer Oxokomplex) vorkommen. Beide Bindungsformen können in Abhängigkeit von den standörtlichen Bedingungen im Boden zwar unter Umständen ineinander umgewandelt werden (SRIVASTAVA et al. 1994, MISHRA et al. 1995, 1997). Bei den üblichen Milieubedingungen des Bodens ist dies jedoch wohl in der Regel nicht zu erwarten (LUA NRW 2000). In der Praxis der Untersuchung von altlastenverdächtigen Standorten spielt bis auf spezielle branchentypische Fallgestaltungen (z.B. Galvanikbetriebe) Chrom-VI eine untergeordnete Rolle. Ökotoxikologische Untersuchungen zeigen, dass bereits bei relativ geringen Chromatgehalten mit adversen Effekten auf Pflanzen (Hemmung der Biomassebildung z.B. bei Rüben, Hafer und Zwiebeln, Blattchlorosen bei der Weinrebe) und die Bodenfauna (z.B. Populationsdichte von Regenwürmern) zu rechnen ist (MOHR 1983, SRIVASTAVA et al. 1994, RÜDEL et al. 2000).

Im Hinblick auf den systemischen Transfer vom Boden in Pflanzen kann das Chrom-III ähnlich wie Blei oder auch Quecksilber eingeschätzt werden. Es wird somit im Boden stark gebunden und gilt daher im Grundsatz als relativ wenig pflanzenverfügbar (z.B. WALLNÖFER & ENGELHARDT 1984, MARSCHNER 1986). Die Transferfaktoren liegen bei Chrom in Abhängigkeit von dem pH-Wert sowie den Anteilen an Ton im Boden zwischen 0,005 (>30% Ton, pH-Wert >6,5) und 0,04 (<15% Ton, pH-Wert <5,5) (ARGE-FRESENIUS-FOCON 1998). Grundsätzlich gehen jedoch mit höheren Bodengehalten auch höhere Pflanzenkonzentrationen einher.

Die höchsten Gehalte sind im Wurzelgewebe zu erwarten und der Übergang in oberirdische Teile der Pflanze kann als relativ gering eingeschätzt werden (z.B. SHARMA & SHARMA 1993, SRIVASTAVA et al. 1994, MISHRA et al. 1995, 1997, PEIJNENBURG et al. 2000). Untersuchungen an Gerste und Weizen weisen darauf hin, dass 90 % des aufgenommenen Chroms im Wurzelgewebe verbleiben (SRIVASTAVA et al. 1999). Bei hohen Bodengehalten sind pflanzentoxische Effekte zu beobachten, die sich z.B. beim Weizen durch reduzierte Wachstumshöhe und kleineres sowie verformtes Korn zu erkennen geben (SHARMA & SHARMA 1993).

In der Literatur finden sich Hinweise, dass Chrom-VI nach Aufnahme in Wurzeln zu Chrom-III reduziert wird und somit auch bei Chromatverunreinigungen des Bodens insgesamt nur ein relativ geringer Anteil des Metalls in oberirdisches Pflanzengewebe gelangt, wenngleich dieser jedoch bei Gabe von Chrom-VI im Vergleich zu Chrom-III etwas höher zu sein scheint (MISHRA et al. 1995, 1997). Die Aufnahme von Chromat über die Wurzel erfolgt dabei entsprechend der Aufnahme von Sulfat (KLEIMAN & COGLIATTI 1997).

### 3.1.2.1.2 Aldrin

Untersuchungen mit Weizenpflanzen zeigten eine Aufnahme von Aldrin in das Wurzelgewebe, wohingegen im Stroh und im Korn keine Nachweise bezüglich dieses Insektizids erbracht wurden.

Ein großer Teil des auf den Boden eingebrachten Aldrin wandelt sich relativ rasch in das biologisch persistenterere und toxischere Epoxid Dieldrin um, wobei vor allem Faktoren wie Temperatur, Zusammensetzung der Population standörtlicher Mikroorganismen und Feuchtigkeit des Bodens das Ausmaß der Umwandlung beeinflussen (KUSHWAHA & GUPTA 1980, GUPTA et al. 1980, SINGH et al. 1985, HUGENHOLTZ & MACRAE 1990, JORGENSON 2001).

Diese Epoxidierung des Aldrin findet auch im tierischen Organismus statt, wie Untersuchungen an exponierten Kälbern und Ziegen zeigen (SINGH et al. 1985, CASTEEL et al. 1993). Das Dieldrin gelangt dann in das Fettgewebe der Tiere, wo es langsam durch Konjugatbildung weiter abgebaut und schließlich mit dem Urin ausgeschieden werden kann; bei Schafen und Ratten wird zudem von einer biliären bzw. fäkalen Exkretion berichtet (CASTEEL et al. 1993).

In Kartoffeln, die auf einem mit Aldrin behandelten Boden angebaut wurden, konnten Rückstände an Aldrin und Dieldrin festgestellt werden, wobei insbesondere die Schale betroffen war (CHAWLA et al. 1981, MISRA et al. 1982). Bemerkenswert ist, dass die Gehalte mit der Zeit der Lagerung bis zu einer nicht mehr nachweisbaren Konzentration abnahmen (MISRA et al. 1982).

**Tabelle 20: Physikalisch-chemische Kenngrößen von Aldrin**

	log K <sub>ow</sub>	H
Aldrin	6,50	6,97 E-03

Quelle: EPA 1996

#### 3.1.2.1.3 DDT

DDT wurde 1874 vom Chemiker Zeitler als wenig reaktionsfähige und nahezu wasserunlösliche Substanz synthetisiert, die zunächst keine Anwendung fand. Erst 64 Jahre später erkannte man seine insektizide Wirkung, was dem Entdecker den Nobelpreis für Medizin im Jahre 1948 einbrachte (MÜLLER 1984).

Im Boden ist bezüglich DDT zu differenzieren in: Gesamtgehalte, extrahierbare Gehalte, nicht-extrahierbare (gebundene) Gehalte (KIFLOM et al. 1999). DDT (bzw. in Form dessen Metaboliten DDE) muss grundsätzlich als relativ persistent im Boden angesehen werden (BOUL et al. 1994).

DDT gilt prinzipiell als gut pflanzenverträglich, wenn auch Kürbisgewächse eine gewisse Sensibilität zu zeigen scheinen (MÜLLER 1984). Untersuchungen an Hafer und Kuherbse belegen eine Aufnahme von DDT in Pflanzen, wobei das Ausmaß insbesondere von boden- und pflanzenbedingten Einflussgrößen gesteuert wird. Auch beim DDT werden die höchsten Gehalte im Wurzelgewebe festgestellt (KIFLOM et al. 1999).

Ein gewisser Anteil an DDT verflüchtigt sich nach Auftrag auf den Boden, wobei das Ausmaß erwartungsgemäß stark durch die Temperatur gesteuert wird (KIFLOM et al. 1999). Es ist dann über den Luftpfad auch oberirdischen und vor allem bodennah wachsenden Teilen von Nahrungs- und Futterpflanzen zugänglich.

Untersuchungen zum Ist-Zustand der Belastung gärtnerisch genutzter Böden in Magdeburg lassen die einerseits Vermutung zu, dass außerhalb von speziell mit großen Mengen an DDT beaufschlagten Flächen lediglich in einzelnen Fällen nennenswerte Gehalte an DDT anzutreffen sind (FRICKE 1994). Andererseits belegen Untersuchungen in 94 brandenburgischen Haus- und Kleingärten, dass erhöhte Gehalte an DDT sowie dessen Metabolite (Summe DDT) vorkommen können. So wurden maximale Konzentrationen von 4,11 mg/kg (Median: 0,140 mg/kg; 90-Perzentil: 0,693 mg/kg) festgestellt (LUA BB 2000).

DDT kann sich im Fettgewebe von Schafen, die auf DDT-belasteten Flächen gehalten werden, anreichern, wobei neben der Aufnahme über das Gras insbesondere der Direktpfad Boden-Tier ausschlaggebend ist (FRIES & MARROW 1982). Für diesen Stoffübergang werden Transferfaktoren von 1,7 bis 5,7 (Konzentration im Fettgewebe zu Futtermitteln) festgestellt (MARKARD 1988). Untersuchungen an

Rindern belegen zudem, dass bei Vorkommen hoher Gehalte an DDT grundsätzlich mit entsprechenden Anreicherungen in der Milch gerechnet werden muss (WILLET et al. 1993).

Im Zuge der Ableitung der Bodennormwerte für das Land Brandenburg wurde bezüglich der Summe DDX ein maximaler Transferfaktor von 0,095 abgeleitet (AUA 1998). Spezielle Untersuchungen mit Möhren belegen, dass diesbezüglich jedoch Differenzierungen erforderlich sind (HEINRICH & SCHULZ 1996):

**Tabelle 21: Transferfaktoren für DDT in Möhren**

Verbindung	Spross	Möhrenkörper	Feinwurzel	Total
O,p'-DDE	0,94	0,24	2,04	0,63
P,p'-DDE	0,05	0,24	1,72	0,31
O,p'-DDD	0,00	0,39	1,91	0,19
P,p'-DDD	0,00	0,24	1,70	0,17
O,p'-DDT	0,09	0,10	2,13	0,28
P,p'-DDT	0,04	0,05	2,18	0,23

**Tabelle 22: Physikalisch-chemische Kenngrößen des DDT**

	log K <sub>ow</sub>	H
DDD	6,10	1,64 E-04
DDE	6,76	8,61 E-04
DDT	6,53	3,32 E-04

Quelle: EPA 1996

#### 3.1.2.1.4 HCB

Grundsätzlich muss Hexachlorbenzol im Boden als schwer abbaubar eingestuft werden (MARKARD 1988). Dennoch zeigen systematisch angelegte Untersuchungen in (klein-)gärtnerisch genutzten Böden der Stadt Magdeburg keine Belastungen bedingt durch den Einsatz von HCB als Pflanzenschutzmittel (FRICKE 1994), weshalb Belastungen des Bodens mit diesem Insektizid eher speziellen Fallgestaltungen zuzuordnen sein sollten. Entsprechende Erhebungen in Haus- und Kleingärten im Lande Brandenburg bestätigen diese Vermutung. Hier wurden unter Berücksichtigung von 94 Flächen maximal 0,006 mg HCB je kg Boden angetroffen (Median: <0,001 mg/kg; 90-Perzentil: 0,002 mg/kg) (LUA BB 2000).

In Laborversuchen wurde unter Berücksichtigung verschiedener Nutzpflanzenarten (z.B. Gerste, Bohne, Möhren, Mais, Tabak) kein relevanter Transfer von Wurzeln in den Spross (und auch nicht umgekehrt) festgestellt (SCHROLL & SCHEUNERT 1992, SCHROLL et al. 1994, SOTIRIOU et al. 1994). Dies mag unter anderem auch damit erklärt werden, dass die zwar absolut zu beobachtende Aufnahme durch eine Steigerung der Biomasse (z.B. bei Gerste und Kresse beobachtet) kompensiert wurde (TOPP et al. 1989). Die Biokonzentrationsfaktoren lagen dabei in Bezug auf die Wurzeln bei 9 (Gerste) bzw. 450 (Möhre mit maximalen Gehalten in der äußersten Schicht), was auf deutliche pflanzenartspezifische Differenzen hinweist. Die im Spross und im Blattgewebe festgestellten Gehalte (auch bei anderen Kulturpflanzen) werden als Ergebnis des Transfers über den Luftpfad erklärt, während die Konzentrationen in den Wurzeln direkt über den systemischen Pfad in die Gewebe gelangten (SCHROLL & SCHEUNERT 1992, ECKER & HORAK 1994, SCHROLL et al. 1994, WANG & JONES 1994). Umwandlungsprodukte von HCB konnten in den Pflanzen dabei nicht nachgewiesen werden (SCHROLL & SCHEUNERT 1992). Untersuchungen an Möhren weisen auf die folgenden Größenordnungen in Bezug auf die Transferfaktoren hin (HEINRICH & SCHULZ 1996):

**Tabelle 23: Transferfaktoren für HCB in Möhren**

Verbindung	Spross	Möhrenkörper	Feinwurzel	Total
HCB	0,02	0,25	2,0	0,33

Im Fettgewebe von Schafen, die auf HCB-beaufschlagten Weiden gehalten wurden, zeigten sich Anreicherungen des Insektizids im Fettgewebe, wobei insbesondere der Direktpfad Boden-Tier durch am Futter haftendem Boden Bedeutung erlangte (FRIES & MARROW 1982). Des Weiteren muss HCB zu den Stoffen gezählt werden, die in der Milch angereichert werden können (MARKARD 1988).

Die nachfolgende Tabelle 24 stellt die in der Literatur in Bezug auf den dimensionslosen Henry-Koeffizienten bzw.  $\log K_{ow}$  dokumentierten Angaben zusammen. Wie dort ersichtlich wird, sind diese Kenngrößen nicht als unveränderliche Konstanten zu verstehen. Vielmehr weisen sie in Abhängigkeit von der Herleitung Variabilitäten auf, die bei der Anwendung in der Bewertung von Einzelfallgestaltungen berücksichtigt werden müssen.

**Tabelle 24: Physikalisch-chemische Kenngrößen von HCB**

	<b>log K<sub>ow</sub></b>	<b>H</b>
HCB	5,5 / 5,0 / 5,89	2,72 E-02 / 5,29 E-02 / 5,41 E-02

Quellen: EPA 1996, BECK et al. 1996, WILD et. al. 1995

### 3.1.2.1.5 HCH

Hexachlorcyclohexan wurde 1872 von Faraday synthetisiert. Genau wie beim DDT wurden jedoch dessen insektizide Eigenschaften erst wesentlich später (1940-1943) entdeckt, wobei dies nur für das Lindan (gamma-HCH) zutrifft (MÜLLER 1984). Die anderen Stereoisomere des HCH zeigen keine insektiziden Eigenschaften.

Bei Untersuchungen zum Ist-Zustand der Belastung gärtnerisch genutzter Böden in Magdeburg wurden lediglich in einzelnen Fällen nachweisbare Lindangehalte (bis 0,06 mg/kg) angetroffen (FRICKE 1994). Dies scheint auch für brandenburgische Haus- und Kleingärten zuzutreffen, wo Gehalte von maximal 0,212 mg/kg (Median: <0,005 mg/kg; 90-Perzentil: 0,007 mg/kg) festgestellt werden konnten (LUA BB 2000).

Beta-HCH stellt im Vergleich zu den anderen HCH-Isomeren vermutlich wegen seiner symmetrischen Struktur und damit einhergehender Unpolarität sowohl im Boden wie in der Pflanze die stabilste Form dar, weshalb speziell dieser Substanz in der langfristigen Betrachtung eine besondere Bedeutung zukommt (HEINISCH et al. 1993, WALISZEWSKI 1993, HEINRICH & SCHULZ 1996, SCHULZ et al. 1999, HEINRICH et al. 2000, POTESTA et al. 2000).

Umfangreiche Analysen zum Wirkungspfad Boden-Pflanze im Landkreis Bitterfeld, Sachsen-Anhalt, führten Anfang der 1990-er Jahre zu der Feststellung, dass ab einem Gehalt von 0,1 mg/kg beta-HCH im Boden von einem bewertungsrelevanten Transfer in Pflanzen auszugehen ist (SCHOLZ et al. 1992).

Infolge der ausgeprägten Mobilitätseigenschaften und der in speziell hiervon betroffenen Gebieten ermittelten hohen Gehalte in Böden (Muldeauen bei Bitterfeld/Wolfen) muss aktuell jedoch auch dem gamma-HCH Beachtung in der Bewertung von Einzelfällen geschenkt werden (POTESTA et al. 2000).

In der Literatur finden sich die folgenden Größenordnungen für Transferfaktoren in Bezug auf den Möhrenkörper (HEINRICH & SCHULZ 1996):

**Tabelle 25: Transferfaktoren für HCH in Möhren**

<b>Verbindung</b>	<b>Spross</b>	<b>Möhrenkörper</b>	<b>Feinwurzel</b>	<b>Total</b>
<b>alpha-HCH</b>	0,02	0,42	0,76	0,32
<b>beta-HCH</b>	0,02	0,12	0,90	0,21
<b>gamma-HCH</b>	0,12	0,19	0,63	0,21
<b>delta-HCH</b>	0,07	0,14	0,80	0,18

Auch bezüglich HCH ist somit davon auszugehen, dass die höchsten Gehalte in den Pflanzenwurzeln anzutreffen sind (vgl. auch HEINRICH et al. 2000).

Das bei langfristiger Betrachtung von Bodenbelastungen mit HCH im Vordergrund stehende beta-HCH zeigt in Bezug auf andere Kulturpflanzen die folgenden Transferfaktoren (HEINRICH et al. 2000):

**Tabelle 26: Transferfaktoren für beta-HCH in weiteren Kulturpflanzen**

Kulturpflanzen	Spross	Blätter	Frucht	Wurzel
Ackerbohne	0,18	0,21	0,004	0,52
Mais	0,05	-	-	0,51
Weidelgras	0,13	0,13	-	0,60

Erfahrungswerte zeigen, dass auch HCH bei Aufnahme über das Futter zu erhöhten Gehalten in der Milch bzw. in Milchprodukten führt (MARKARD 1988).

**Tabelle 27: Physikalisch-chemische Kenngrößen von HCH**

	log K <sub>ow</sub>	H
alpha-HCH	3,80	4,35 E-04
beta-HCH	3,81	3,05 E-05
gamma-HCH	3,73	5,74 E-04

Quelle: EPA 1996

### 3.1.2.1.6 PAK

Die polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) stellen eine Stoffklasse mit mehreren Hundert Substanzen dar, die mindestens zwei kondensierte Benzolringe aufweisen. Als am besten untersucht kann dabei nicht zuletzt aufgrund seiner besonderen toxikologischen Bedeutung die als kanzerogen eingestufte Substanz Benzo(a)pyren angesehen werden. Dies hat dazu geführt, dass auch die Erkundung der Belastung von Umweltmedien durch PAK oftmals alleinig durch Berücksichtigung des als „Leitsubstanz“ titulierten Benzo(a)pyrens erfolgt, was in der Fachwelt jedoch durchaus auch kritisch diskutiert wird (z.B. PEKLO et al. 1999).

Insgesamt können die PAK im Hinblick auf das Vorkommen in der Umwelt als vergleichsweise gut untersucht gelten. Dementsprechend umfangreich ist die in diesem Zusammenhang publizierte Literatur, wobei es eine Reihe zusammenfassender Würdigungen und Reviews gibt, die einen guten Überblick über Vorkommen, Verhalten und Bewertung von PAK ermöglichen. An dieser Stelle wird auf entsprechende Übersichtsarbeiten verwiesen, da eine eigenständige Zusammenfassung des umfassenden Kenntnisanstandes an dieser Stelle nicht möglich ist (z.B. SIMS & OVERCASH 1983, CRÖßMANN 1992, KNOCHÉ et al. 1995, DELSCHEN et al. 1996, WILCKE 2000). Im Folgenden wird vielmehr eine Beschränkung auf einige wesentliche und in diesem Kontext wichtig erscheinende Aspekte vorgenommen.

In der BBodSchV 1999 wurde im Hinblick auf die Bewertung des Wirkungspfades Boden-Pflanze ein Prüfwert für Benzo(a)pyren von 1 mg/kg auf Flächen mit gärtnerischer bzw. ackerbaulicher Nutzung festgelegt (vgl. zur Ableitungsmethodik Kapitel 3.1.1.1). Üblicherweise werden in der Untersuchung von alllastverdächtigen Standorten jedoch zusätzlich weitere 15 Einzelparameter der Stoffgruppe der PAK berücksichtigt, die aber bislang nicht nach BBodSchV wirkungspfadbezogen bewertet werden. Untersuchungen in Hausgärten Nordrhein-Westfalens weisen darauf hin, dass mit PAK-Gehalten (16 Einzelstoffe nach US-EPA) von etwa 1,7 bis 14 mg/kg (in Ballungsräumen) bzw. 0,38 bis 8,5 mg/kg zu rechnen ist (HEIN & DELSCHEN 1994). Entsprechende Untersuchungen in 94 brandenburgischen Haus- und Kleingärten belegten PAK-Gehalte von 0,15-221 mg/kg (Median 3,7 mg/kg; 90-Perzentil: 14,7 mg/kg) (LUA BB 2000).

Aufgrund ihrer stofflichen Eigenschaften (z.B. relativ geringe Wasserlöslichkeit, Molekülgröße) werden die meisten PAK (vor allem die höher kondensierten PAK) als wenig mobil über den systemischen Pfad angesehen (z.B. KOTTUTZ & HARMS 1991, CRÖßMANN 1992, HALL et al. 1992, HEIN & DELSCHEN 1994, DELSCHEN et al. 1996, DELSCHEN 1999, FOBIG 1999).

In diesem Zusammenhang wird auch von einer Abhängigkeit der Pflanzenaufnahme mit der Wasserlöslichkeit der Einzelsubstanzen berichtet. Je besser wasserlöslich ein PAK ist, mit einer desto größeren systemischen Aufnahme in Pflanzen ist zu rechnen (CRÖßMANN 1992). Insgesamt ist jedoch zu betonen, dass dem Verschmutzungspfad bei den PAK eine größere Bedeutung als dem systemischen Pfad zukommt, der somit entscheidend die Kontamination oberirdischer Pflanzenteile prägt (KAMPE 1987, HEIN & DELSCHEN 1994, DELSCHEN et al. 1996, 1999).

Lysimeterversuche mit den Kulturen Grünkohl, Spinat, Möhren und Kartoffeln zeigten deutliche pflanzenartspezifische Unterschiede. Auch die Zucchini wurden in diesem Kontext mit betrachtet. Hiernach scheinen vor allem letztere PAK (insbesondere Fluoranthen und Pyren) akkumulieren zu können. Spinat und Blattsalat zeigen sich ebenfalls als vergleichsweise anreichernd, wohingegen in Möhren geringe Mengen und in Grünkohl und Kartoffeln praktisch keine PAK nachweisbar waren (HALL et al. 1992, HEIN & DELSCHEN 1994, DELSCHEN et al. 1996, DELSCHEN 1999).

Bei Gehalten oberhalb von 2 mg/kg im Boden konnten in anderen Versuchsansätzen jedoch beispielsweise auch in Möhren und Schwarzwurzeln relevante Gehalte festgestellt werden (CRÖßMANN 1992). Untersuchungen an Früchten zeigen keine Korrelation mit dem Benz(a)pyren-Gehalt des Bodens (STOYKE et al. 1994, BARCAN et al. 2000).

Der gasförmige Luftpfad mag für die PAK mit vergleichsweise geringem Molekulargewicht im Einzelfall ebenfalls eine Bedeutung erlangen, wobei als Einflussparameter auch das Redoxpotenzial des Bodens eine Rolle zu spielen scheint. So zeigten sich beispielsweise bei Acenaphthen, Fluoren und Anthracen unter denitrifizierenden Bedingungen höhere Verflüchtigungsraten als unter aeroben Verhältnissen (WILCKE 2000).

Mittlerweile liegen auch Auswertungen in Bezug auf den Transfer von PAK aus dem Boden in Pflanzen vor, die eine Größenordnung der bezüglich der Substanzen anzunehmenden Biokonzentrationsfaktoren erkennen lassen (vgl. hierzu auch umfangreiche Auflistungen in FOBIG 1999 und ECOS 2001). Bei Spinat liegen diese beispielsweise in der Größenordnung von 0,037 (Benzo(a)pyren) bzw. 0,0375 (Fluoranthen) bzw. 0,025 (Phenanthren). An dieser Stelle ist zu betonen, dass eine Anwendung der Transferfaktoren für PAK nur in Kenntnis der in den unterschiedlichen Versuchen ermittelten Variabilität der Transferfaktoren vorgenommen werden sollte, wobei aufgrund der pflanzen-spezifischen Unterschiede auf die jeweilig artenbezogen hergeleiteten Transferfaktoren zurückzugreifen ist. Untersuchungen zur Belastung von Futtermitteln, Obst und Gemüse mit Benzo(a)pyren im Land Brandenburg weisen auf Gehalte bis 0,0135 mg/kg (Heu), 0,0021 mg/kg (Gras), 0,0019 mg/kg (Stroh) bzw. 0,0193 mg/kg (Salat) hin, wobei Abhängigkeiten von der großräumigen Belastungssituation des Bodens erkannt wurden (STOYKE et al. 1994).

Im Rahmen der Erarbeitung der Bodennormwerte für das Land Brandenburg wurden bezüglich der Summe der 16 PAK Transferfaktoren von 0,016-0,31 (Median: 0,087) bzw. für Benzo(a)pyren 0,037 (Median) abgeleitet (AUA 1998).

Untersuchungen an Zellkulturen zeigen am Beispiel des linear konfigurierten Anthracens, dass in das Pflanzengewebe aufgenommene Substanzen zu einem großen Teil zu polaren Verbindungen metabolisiert werden (so zu 26 % bei *Lupinus hartwegii* L.). Bei dem hingegen nicht linear gestalteten Phenanthren beträgt die Metabolisierungsrate nur 11,5 % (KOTTUTZ & HARMS 1991).

Für Nahrungsmittel wie Gemüse, Getreide, Fleisch, Wurstwaren und Käse wird bezüglich Benzo(a)pyren ein tolerabler Gehalt von 0,001 mg/kg (Frischsubstanz) diskutiert (KÜHN 1995).

Untersuchung und Bewertung von alllastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
- Materialien -

Verfütterungen von Pflanzen mit Gehalten bis zu 0,0042 mg/kg haben nicht zu Rückständen >0,00005 mg/kg je kg Frischgewicht im Fett, Gehirn bzw. Muskelgewebe von Schwein und Rind geführt (STOYKE et al. 1994).

In der folgenden Tabelle 28 sind wiederum die in der Literatur in Bezug auf den dimensionslosen Henry-Koeffizienten bzw. log K<sub>OW</sub> dokumentierten Angaben zusammen gestellt. Auch bezüglich der PAK sind dabei manchmal von einander abweichende Daten anzutreffen, was bei der Anwendung in der Bewertung von Einzelfallgestaltungen berücksichtigt werden muss.

**Tabelle 28: Physikalisch-chemische Kenngrößen der PAK**

	log K <sub>OW</sub>	H
Naphthalin	3,36 / 3,37	1,738 E-02 / 1,74 E-02 / 1,98 E-02
Acenapthen	3,92 / 4,0	6,36 E-03 / 3,394 E-03
Fluoren	4,18 / 4,21	3,179 E-03 / 2,61 E-03
Phenanthren	4,57	1,31 E-03 / 1,309 E-03
Anthracen	4,55 / 4,54	2,67 E-03 / 1,600 E-03
Pyren	5,11 / 5,18	4,51 E-04 / 3,717 E-04
Fluoranthren	5,12 / 5,22	6,60 E-04 / 4,189 E-04
Chrysen	5,86 / 5,70	4,298 E-05 / 3,88 E-03
Benz(a)anthracen	5,70 / 5,91	1,37 E-04 / 4,092 E-05
Benzo(a)pyren	6,11 / 6,04	4,63 E-05 / 1,858 E-05
Benzo(b)fluoranthren	6,20	4,55 E-03 / 2,182 E-05
Benzo(k)fluoranthren	6,20	3,40 E-05 / 6,464 E-06
Benzo(ghi)perylen	7,10	3.030 E-05
Dibenz(ah)anthracen	6,20 / 6,69	3.030 E-06 / 6,03 E-07
Indeno(1,2,3-cd)pyren	6,65	6,56 E-05

Quellen: EPA 1996, WILD 1995, BECK et al. 1996

### 3.1.2.1.7 PCB

Polychlorierte Biphenyle (PCB) stellen eine Klasse chlorierter aromatischer Kohlenwasserstoffe dar, die thermisch wie chemisch recht stabil sind und insgesamt 209 Isomere umfassen. In der Untersuchung alllastenverdächtigter Flächen erfolgt nach Konvention stellvertretend für die Stoffgruppe die Bestimmung von sechs Einzelstoffen. Die physikalisch-chemischen Eigenschaften wie Wasserlöslichkeit, Lipophilie, Dampfdruck sowie die Reaktivität und das Anreicherungsvermögen werden maßgeblich vom Chlorierungsgrad der PCB bestimmt. So ist mit zunehmender Chlorierung eine Abnahme der Wasserlöslichkeit und der Flüchtigkeit zu beobachten, wohingegen sich die Lipidlöslichkeit und damit Bioakkumulationsfähigkeit erhöht.

Grundsätzlich kann für die PCB festgehalten werden, dass der Eintrag in die Umwelt insbesondere aufgrund der gesetzlichen Restriktionen bezüglich Produktion und Verwendung in den 1970- und 80-Jahren deutlich abgenommen hat. Untersuchungen speziell der letzten Jahre weisen jedoch darauf hin, dass die bereits in der Vergangenheit in die Böden eingebrachten PCB in nennenswertem Umfang wieder ausgasen und auf diesem Weg noch für eine Reihe von Jahren quasi in den Umweltmedien zirkulieren werden (HARRAD et al. 1994).

Untersuchungen in Brandenburg in 94 Haus- und Kleingärten belegten PCB-Gehalte (Summe 7 Kongenere) bis maximal 0,055 mg/kg bei einem Median von <0,007 mg/kg und einem 90-Perzentilwert von 0,027 mg/kg (LUA BB 2000).

Genau wie bei den PAK sind auch die PCB aufgrund ihrer stofflichen Eigenschaften als wenig mobil über den systemischen Pfad anzusehen, wobei ebenfalls pflanzenartsspezifische Unterschiede zu beobachten sind und auch die Bodeneigenschaften eine wichtige Rolle spielen (KAMPE 1987, HEIN & DELSCHEN 1994, DELSCHEN et al. 1996). Auch bei dieser Stoffgruppe überwiegt der Verschmutzungspfad gegenüber dem systemischen Pfad.



Trotz starker Sorption der PCB an die organische Substanz des Bodens muss jedoch auch der Luftpfad auf Grund aus dem Boden ausgasender bzw. partikulär verfrachteter Schadstoffe als relevant eingestuft werden (HEIN & DELSCHEN 1994, DELSCHEN et al. 1996, LOVETT et al. 1997, CHU et al. 1999). Die Belastung oberirdischer Pflanzenteile über diesen Weg kann erheblich sein.

Des Weiteren sind Anreicherungen an organische Makromoleküle der Pflanzen belegt, weshalb z.B. Möhren oder auch Sojabohnen durchaus relevante PCB-Gehalte aufweisen können (WALLNÖFER & ENGELHARDT 1984, HALL et al. 1992). Hierbei finden sich jedoch die höchsten Gehalte in der Schale, was als Hinweis darauf gewertet werden kann, dass es sich hierbei nicht um eine tatsächliche Aufnahme in das Wurzelgewebe, sondern vielmehr um einen Verteilungsprozess zwischen Boden und Apoplast handelt (HALL et al. 1992).

Anbauversuche (Lysimeterversuche), die Grünkohl, Spinat, Möhren und Kartoffeln berücksichtigten, ließen eine Reihenfolge in Bezug auf die PCB-Gehalte im jeweils verzehrfähigen Anteil verkennen: Spinat>Blattsalat>Möhren>Kartoffeln>>Grünkohl. Aus diesen Versuchen wurde ein möglicher Bodenprüfwert von 0,2 mg/kg für die Summe der PCB-28, -52, -101, -138, -153 und -180 diskutiert (HEIN & DELSCHEN 1994, DELSCHEN et al. 1996).

Im Hinblick auf die PCB sind Auswertungen in Bezug auf einen Transfer aus dem Boden in Pflanzen verfügbar, wobei als mittlerer Transferfaktor für die Summe der sechs PCB ein Transferfaktor von 0,22 abgeleitet wurde (vgl. hierzu auch Auflistungen in ECOS 2001).

Aufgrund des starken Anreicherungspotenzials von PCB in Lebensmitteln tierischer Herkunft, verlangt diese Stoffgruppe bei der Betrachtung des Schadstofftransfers Boden-Tier besondere Beachtung. Untersuchungen zum Stoffübergang Futterpflanze/Tier mit dem PCB-Gemisch Aroclor 1254 lassen Transferfaktoren für Milch (Fett) im Bereich von 4,2-4,9 erkennen; gezielte Fütterungsversuche mit Rindern ergaben einen Transferfaktor (Fett) von 3,1 (MARKARD 1988). Des Weiteren wird bei Fütterungsversuchen mit Schafen von Transferfaktoren in der Größenordnung von 15-17 (Fettanteil der Leber) berichtet (MARKARD 1988).

**Tabelle 29: Physikalisch-chemische Kenngrößen der PCB**

	log K <sub>ow</sub>	H
PCB-28	5,60	1,75 E-02 / 1,081 E-02
PCB-52	5,83 / 6,10	1,75 E-02 / 1,923 E-02
PCB-101	6,3 / 6,4	8,74 E-03 / 1,433 E-02
PCB-138	6,69 / 6,70	1,00 E-02 / 4,379 E-03
PCB-153	6,90	1,733 E-02
PCB-180	7,20	1,309 E-03

Quellen: WILD et al. 1995, BECK et al. 1996

#### 3.1.2.1.8 PCDD/F

Dem Transfer von PCDD/PCDF aus Böden bzw. aus der Luft in Pflanzen wurde unter anderem in Nordrhein-Westfalen in unterschiedlichen Untersuchungsprogrammen nachgegangen. Hierbei konnte festgestellt werden, dass der Gehalt in Blattgemüsearten im Wesentlichen durch den Eintrag über die Luft geprägt wird, wohingegen die Gehalte im Wurzelgemüse durch die Konzentration an PCDD/PCDF im Boden bestimmt werden, wobei die Transferquoten in der Regel unter 0,01 und im Höchstfall (konservative Abschätzung) bei 0,1 liegen. Hierbei scheinen sich die Pflanzenarten durch eine kongenerenspezifische Anreicherung zu unterscheiden (KRAUSE 1992, KRAUSE et al. 1995). Möhren zeigen eine Aufnahme von PCDD/F in das Wurzelgewebe, wobei insbesondere das Rindengewebe betroffen ist, so dass durch Schälen der Großteil an PCDD/F wieder entfernt werden kann (MÜLLER et al. 1994, ENGWALL & HJELM 2000). Hierbei wurde auch festgestellt, dass die systemische Aufnahme von PCDD/F mit steigendem Grad der Chlorierung sinkt (MÜLLER et al. 1994).

Bezüglich des luftgetragenen Wirkungspfades konnten hingegen bei Grünkohl und Endivie in einem hochbelasteten Gebiet Transferfaktoren bis zu 1 bzw. 0,5 nachgewiesen werden (KRAUSE et al.

1995). Auch in Bezug auf Obst muss zumindest bei entsprechenden Immissionsbedingungen der Auftrag von PCDD/F auf die Oberfläche der Früchte (vor allem in der Schale) beachtet werden (z.B. bei Äpfeln; LOVETT et al. 1997).

Die Einschätzung, dass der Luftpfad bei den PCDD/F von herausragender Bedeutung für die Belastung oberirdischer Pflanzenteile ist, steht im Einklang mit den Ergebnissen, die im Gebiet um Seveso, Italien, durch umfangreiche Untersuchungen von Boden- und Pflanzenproben gewonnen wurden (WIPF et al. 1982, WALLNÖFER & ENGELHARDT 1984). Auch andere Quellen lassen die Relevanz der Teilpfade „Luft“ und „Verschmutzung“ für den Boden-Pflanzen-Transfer im Vergleich mit dem systemischen Pfad erkennen (z.B. TRAPP 1992, SCHROLL et al. 1994, MCLACHLAN 1997, LORBER & PINSKY 2000). Hierbei ist von einer Aufnahme aus der gasförmigen und der partikulären Phase zu unterscheiden (CHROSTOWSKI & FOSTER 1996), wobei die höher chlorierten Kongenere vor allem partikelgebunden transportiert werden (MATTHIES & TRAPP 1994).

Eine Ausnahme von der beschriebenen Würdigung der Teilpfade stellen die Zucchinipflanzen dar, die auch über den systemischen Pfad relevante PCDD/F-Aufnahmen zeigen (HÜLSTER et al. 1994). Als Ursache wurde die Ausscheidung eines speziellen Wurzelexsudates identifiziert (HÜLSTER & MARSCHNER 1995).

Bezüglich der PCDD/F ist ebenso wie bei den PCB eine Anreicherung in tierischen Produkten und Fettgeweben zu beobachten. Systematische Untersuchungen haben dabei den Beweis erbracht, dass das Futter, und zwar vor allem Gras, die primäre PCDD-Quelle für Rinder darstellt (MCLACHLAN 1997).

**Tabelle 30: Physikalisch-chemische Kenngrößen der PCDD / PCDF**

	log K <sub>ow</sub>	H
2,3,7,8 TCDD	6,80	1,348 E-03 / 1,35 E-03
1,2,3,7,8 PeCDD	7,40	1,075 E-04
1,2,3,4,7,8 HxCDD	7,80	4,397 E-04
1,2,3,6,7,8 HxCDD	7,80	4,397 E-04
1,2,3,7,8,9 HxCDD	7,80	4,397 E-04
1,2,3,4,6,7,8 HpCDD	8,00	5,373 E-05
OCDD	8,20	2,759 E-04 / 2,76 E-04
2,3,7,8 TCDF	6,10	6,060 E-04
2,3,4,7,8 PeCDF	6,92	2,040 E-04
1,2,3,7,8 PeCDF	6,92	2,040 E-04
1,2,3,4,7,8 HxCDF	7,70	5,874 E-04
1,2,3,7,8,9 HxCDF	7,70	2,994 E-04
1,2,3,6,7,8 HxCDF	7,70	2,994 E-04
2,3,4,6,7,8 HxCDF	7,70	2,994 E-04
1,2,3,4,7,8,9 HpCDF	7,92	5,757 E-04
OCDF	8,00	7,716 E-05

Quellen: WILD et al. 1995, BECK et al. 1996

### 3.1.2.2 Bewertungsgrundlagen

Im Hinblick auf die Gefahrenbeurteilung gelten die bereits in Kapitel 3.1.1.1. ausgeführten Bewertungsebenen, da diese nicht durch substanzspezifische Besonderheiten beeinflusst werden (LABO 1998b, DELSCHEN & RÜCK 1997):

- 1) Vermarktung von Nahrungspflanzen aus Ackerfrüchtebau und Erwerbsgemüseanbau
- 2) Vermarktung bzw. Verwertung von Futterpflanzen und Grünlandaufwuchs aus Ackerfutterbau und Grünlandnutzung
- 3) Verzehr von Obst und Gemüse aus Eigenanbau in Haus- und Kleingärten
- 4) Phytotoxische Wirkungen auf Pflanzen.

Allerdings können die für den Wirkungspfad Boden-Pflanze abgeleiteten fachliche Grundlagen der ad-hoc-Arbeitsgruppe "Schwermetalltransfer Boden / Pflanze" des AK "Bodenbelastung" der Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO 1998b, DELSCHEN & RÜCK 1997) hier keine Anwendung finden, da der dazu erforderliche Datenumfang bei diesen zusätzlich zu betrachtenden Parametern nicht zur Verfügung steht. Vielmehr müssen andere Bewertungshilfen entwickelt werden.

Zielsetzung im Rahmen dieser Leitfaden ist dabei die standortspezifische Abschätzung des Transfers bodenbürtiger Schadstoffe in Pflanzen, was wiederum die Grundlage der Kalkulation für die Aufnahme in das Tier darstellt. Die hierfür benötigten Bodendaten müssen sich wiederum (vgl. Kapitel 3.1.1.1) auf Oberboden (0-10 cm bei Grünland und 0-30 cm bei gärtnerisch und ackerbaulich genutzten Flächen) beziehen.

Für die insbesondere im Hinblick auf den systemischen Pfad relevanten Substanzen ist analog zu den bereits bezüglich der BBodSchV geregelten Parameter die Betrachtungstiefe auf 30 cm (Grünland) bzw. 60 cm (Gärten, Ackerbau) Tiefe zu erweitern. Bei den Substanzen, wo vorrangig der Verschmutzungspfad wirksam ist (schwerflüchtige, persistente Organika), erscheint dies nicht erforderlich. Bei dem Luftpfad ist zudem zu bedenken, dass Leichtflüchter unter Umständen in die Rhizosphäre gelangen und somit bedingt durch physikalisch-chemische Prozesse in den Einflussbereich des systemischen Pfades geraten können.

### 3.1.2.3 Untersuchungsseitiges Vorgehen

Das nach BBodSchV vorzusehende stufige Ablaufschema (vgl. Abb.8) kann im Grundsatz auch hier angewendet werden, wenn im Detail auch substanzspezifische Differenzierungen erforderlich sind.

#### 3.1.2.3.1 Orientierende Untersuchungen

Im Rahmen der orientierenden Untersuchungen sind alle am Standort vorkommenden Wirkungspfade zu berücksichtigen, wobei die methodischen Rahmenbedingungen der BBodSchV 1999 zur probenahmetechnischen Vorgehensweise zugrunde gelegt werden können, vgl. auch Abb. 8).

Im Hinblick auf die laboranalytischen Verfahren bei den hier zusätzlich zu berücksichtigenden Parametern ist darauf zu achten, dass diese ausreichend validiert sind und aussagekräftige Untersuchungsergebnisse erwarten lassen.

Der Schwerpunkt der orientierenden Untersuchung liegt wiederum in der Ermittlung des auf der zu betrachtenden Fläche anzutreffenden Belastungsausmaßes im Hinblick auf den Wirkungspfad Boden-Pflanze, wobei hier jeweils Gesamtgehalte zu bestimmen sind.

Das nach BBodSchV anzustrebende Ziel orientierender Untersuchungen, Flächen mit Überschreitung von Prüf- bzw. Maßnahmenwerten von denen mit Unterschreitung unterscheiden zu können, wird hier in der Art abgewandelt, dass in Bezug auf die hier zu betrachtenden Parameter zunächst zum Vergleich auf Hintergrundgehalte zurückgegriffen wird.

Hierzu ist anzumerken, dass Hintergrundwerte grundsätzlich zur Beurteilung herangezogen werden können, wenn entschieden werden soll, ob sich ein gemessener Schadstoffgehalt des zu beurteilenden Bodens aus dem Belastungsniveau seiner Umgebung (Hintergrundniveau) hervorhebt. Unterschreiten die gemessenen Gehalte die Hintergrundwerte, so kann in der Regel davon ausgegangen werden, dass keine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vorliegt. Werden die Hintergrundwerte jedoch überschritten, so ist zunächst die Ursache hierfür zu erkunden. Insofern können die Hintergrundwerte auch in diesem Zusammenhang als Orientierungshilfe herangezogen werden. Im betrachteten Einzelfall kann dann das Erfordernis zu weiteren Untersuchungen bestehen.

Die folgende Tabelle 31 ermöglicht einen Überblick über die Größenordnung der in diesem Kontext zu erwartenden Hintergrundgehalte in brandenburgischen Böden (Bodennormwerte nach AUA 1998).

**Tabelle 31: Bodennormwerte für brandenburgischen Böden nach AUA 1998**

	Ackerflächen		Grünland		Gärten	
	Median	90-Perzentil	Median	90-Perzentil	10-Perzentil	90-Perzentil
<b>Chrom<sup>+</sup></b>	4	7	5	9	-	-
<b>Aldrin<sup>o</sup></b>	-	-	-	-	-	-
<b>DDT (Summe)</b>	0,050	0,200	0,020	0,200	0,010	0,700
<b>HCB</b>	<0,001	0,001	<0,001	0,002	<0,001	0,001
<b>HCH</b>	0,002	0,003	0,002	0,003	0,002	0,003
<b>PAK (EPA)</b>	0,150	0,500	0,300	1,0	0,050	5,8
<b>Benz(a)pyren</b>	0,010	0,050	0,020	0,100	0,020	0,600
<b>PCB (Summe*)</b>	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,060
<b>PCDD/F<sup>+</sup></b>	0,001	0,002	0,002	0,002	-	-

in mg/kg TM

<sup>+</sup> zit. nach LABO 1998b, Hintergrundwerte Brandenburg

<sup>o</sup> hierbei sollte die Bestimmungsgrenze als Beurteilungswert Verwendung finden

<sup>\*</sup> Summe der sieben Kongeneren: Nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180

### 3.1.2.3.2 Detailuntersuchungen

Detailuntersuchungen werden bei nachweislicher Überschreitung des Hintergrundgehaltes für die nicht nach BBodSchV geregelten Parameter erforderlich, da dies den Verdacht auf schädliche Bodenveränderungen in Bezug auf den Wirkungspfad Boden-Pflanze zunächst erhärtet (vgl. Abb.8)

Im Rahmen dieser Leitfaden besteht das Ziel der dann erforderlichen Detailuntersuchung zunächst darin, eine Abschätzung des Schadstoffgehaltes in der Pflanze bzw. in Pflanzenteilen vorzunehmen, um darauf aufbauend die Größenordnung der dadurch entstehenden Exposition des Menschen bei Verzehr bzw. des Tieres bei Verfütterung der Pflanzenprodukte kalkulatativ fassen zu können.

Im Prinzip kann auch hier in die bereits in Kapitel 3.1.1.2.3 erörterten drei Untersuchungsebenen differenziert werden, wobei jedoch bezüglich der zusätzlich zu betrachtenden Parameter andere Schwerpunktsetzungen erforderlich werden.

- **Untersuchungen am Boden (Donator).** Diese umfassen boden- und stoffbezogene Untersuchungen insbesondere vor dem Hintergrund der Frage der Mobilisierbarkeit der Schadstoffe im Boden, wobei bei den Organika vor allem der Bestimmung des TOC Bedeutung zukommt.
- **Untersuchungen zum Stoffübergang (Transmission).** Die Transferabschätzung in Bezug auf den Übergang Boden-Pflanze auf der Grundlage der physikalisch-chemischen Gegebenheiten erlangt bei den hier betrachteten Substanzen eine große Bedeutung. Sie stellt in einer Vielzahl an Fallgestaltungen sogar die einzige Möglichkeit zur Bewertung dieses Wirkungspfades dar, weshalb diese Thematik im Folgenden etwas näher ausgeführt werden soll.
- **Untersuchungen an der Pflanze (Akzeptor).** Möglichkeiten der direkten Bestimmung der Schadstoffbelastung am Schutzgut erscheinen insbesondere bei Gewährleistung homogener Bodenverhältnisse auf größeren landwirtschaftlich genutzten Flächen prüfenswert. Es verbleiben jedoch auch hier die grundsätzlichen Anforderungen an die Konzipierung derartiger Untersuchungen. In diesem Zusammenhang wird auf die Ausführungen in Kapitel 3.1.1.2.3 verwiesen.

### 3.1.2.4 Modelle zur Abschätzung des Transferverhaltens Boden-Pflanze

Wie in den Kapiteln 2.4.2.2 und 3.1.2.1 erörtert, sind in Abhängigkeit von den physikalisch-chemischen Eigenschaften der zu betrachtenden Substanzen und den zur Bewertung anstehenden Pflanzen(-teilen) die verschiedenen Teilpfade des Wirkungspfades Boden-Pflanze (systemischer Pfad, Verschmutzungspfad, Luftpfad) in unterschiedlichem Ausmaß relevant. Dies bedeutet, dass an die Verhältnisse des Einzelfalls anzupassende Abschätzungen vorzunehmen sind, was wiederum die Verfügbarkeit entsprechend vorhandener Modellansätze voraussetzt. In diesem Zusammenhang ist in den vergangenen Jahren viel Entwicklungsarbeit geleistet worden, wobei insbesondere das CSOIL-

Modell der Niederlande (VERSLUIJS et al. 1998, RIKKEN et al. 2001), das UMS-Modell in Deutschland (ARGE FRESENIUS–FOCON 1998) bzw. CLEA in Großbritannien (RIKKEN et al. 2001) zu nennen sind. Schließlich sei auf das im Rahmen der EU entwickelte System zur Bewertung von Substanzen in der Umwelt mit Namen EUSES (European Union System for the Evaluation of Substances) hingewiesen, welches modular aufgebaut ist und neben einer Modellierung der Aufnahme von Schadstoffen in Fleisch und Milch auch ein Modell zur Aufnahme in Pflanzen („PLANT“) enthält (TRAPP & MATTHIES 1995, TRAPP & SCHWARTZ 2000, RIKKEN et al. 2001).

Die Literatur, die sich mit der Entwicklung und Validierung von Modellen zur Abschätzung des Transferverhaltens befasst, kann mittlerweile als sehr umfangreich beschrieben werden. Eine vergleichende Betrachtung und Darstellung jeweiliger Vor- und Nachteile sowie Anwendungsmöglichkeiten/-grenzen kann im Rahmen dieser Leitfaden nicht geleistet werden. Es muss jedoch betont werden, dass mit aktuellem Kenntnisstand bezüglich der Modellierung des Transfers bodenbürtiger Schadstoffe über die verschiedenen Teilpfade in pflanzliches Gewebe eine gute Basis zur praxisgerechten Beurteilung des Wirkungspfad des Boden-Pflanze geschaffen worden ist. Damit kann standörtlichen Besonderheiten bzw. im Einzelfall zu beantwortenden Fragestellungen durch spezifische Anwendung der für die Abschätzung der einzelnen Teilpfade entwickelten empirischen Formeln begegnet werden. Dies setzt jedoch bei den Anwendern derartiger Modelle eine intensive Auseinandersetzung mit den Grundlagen und Rahmenbedingungen des jeweiligen Modells voraus, was wiederum einen ausreichenden Sachverstand im Kontext dieses Themenfeldes verlangt. Mit diesen Anmerkungen soll darauf hingewiesen werden, dass die Entscheidung für die Durchführung von Transferabschätzungen zwar aufwändig ist, bei sachgerechter und fachlich qualifizierter Umsetzung jedoch solide und belastbare Ergebnisse erwarten lässt.

Als ein weiterer Vorteil für den Einsatz von Transferabschätzungen ist herauszustellen, dass dann neben der Bewertung aktueller Gefahrenlagen am Standort auch Prognosen im Hinblick auf Änderungen z.B. in der Nutzung der Flächen möglich werden.

Im Folgenden sollen einige grundlegende Ansätze zur Modellierung des Wirkungspfad des Boden-Pflanze zusammengefasst werden. Nähere Ausführungen, Hintergründe zu den Ableitungsbedingungen sowie weitere Details sind jeweils den genannten Quellen zu entnehmen (BRIGGS et al. 1982, KERLER & SCHÖNHERR 1988, TRAPP 1992, CHROSTOWSKI & FOSTER 1996, MATTHIES & TRAPP 1994, TRAPP et al. 1994, STUBENRAUCH et al. 1994, TRAPP & MATTHIES 1995, WILD et al. 1995, MATTHIES & BEHRENDT 1995, MCLACHLAN 1996, 1997, ARGE FRESENIUS – FOCON 1998, VERSLUIJS et al. 1998, INGWERSEN et al. 1999, LORBER & PINSKY 2000, MCLACHLAN 1999, VERSLUIJS 1999, TRAPP & SCHWARTZ 2000, RIKKEN et al. 2001).

#### 3.1.2.4.1 Systemischer Pfad

Die Anreicherung eines Stoffes in oder auf der Pflanze kann mit dem Biokonzentrationsfaktor (BCF) beschrieben werden, wobei dieser dem Verhältnis der Schadstoffkonzentration in oder an der Pflanze zur Stoffkonzentration im Boden oder der Bodenlösung (gemittelt für unterschiedliche Pflanzen und Böden oder auch abgeleitet für bestimmte Kompartimente) entspricht. Der Biokonzentrationsfaktor wird in der deutschsprachigen Literatur häufig auch als Transferfaktor bezeichnet.

Wie in Kapitel 2.4.1.1 näher ausgeführt ist, kann die systemische Aufnahme in zwei Schritte differenziert werden:

- Aufnahme des Stoffes aus der Bodenlösung in das Wurzelgewebe
- Transport des Stoffes aus der Wurzel in oberirdische Pflanzenteile

Bei der Anwendung von Transfer- bzw. Biokonzentrationsfaktoren aus der Literatur ist jeweils auf die Bezugsgröße zu achten. So kann sie das Verhältnis von Pflanzenkonzentrationen sowohl zu Bodengehalten (jeweils entweder bezogen auf die Frisch- oder Trockenmasse), als auch zum Gehalt in der Bodenlösung ausdrücken.

Sofern der Bezug auf die Bodenlösung erfolgt, für den zu bewertenden Standort jedoch ausschließlich Daten zu Gehalten in Böden vorliegen, ist der Gehalt in der Bodenlösung über den Verteilungskoeffi-

zienten Boden/Bodenwasser ( $K_d$ ) aus dem Bodengehalt rechnerisch über den Verteilungskoeffizienten  $K_{OC}$  abzuschätzen, welcher entweder in der Literatur nachzuschlagen (z.B. RIPPEN, EPA 1996, LUA 2001) oder aber wiederum unter Bezugnahme auf den (ebenfalls nachzuschlagenden)  $\log K_{ow}$  berechenbar ist. Nach TRAPP 1995, VERSLUIJS et al. 1998 und ARGE FRESENIUS-FOCON 1996 sind die folgenden Formeln heranzuziehen:

$$(3) \quad K_d = K_{oc} \times C_{org}; \text{ mit}$$

$$C_{org} = \text{organische Substanz im Boden (g/g Trockenmasse)}$$

$$K_{oc} = 0,411 \times K_{ow} \text{ oder } \log K_{oc} = 0,989 \times \log K_{ow} - 0,346$$

bzw. nach BROMILOW & CHAMBERLAIN 1995:

$$(4) \quad K_d = K_{oc} \cdot \frac{\% C_{org}}{100} \text{ und } \log K_{oc} = 0,52 \log K_{ow} + 0,62$$

Eine Alternative ist es, den  $K_d$  standortbezogen zu messen. Von den Entwicklern des CSOIL-Modells in den Niederlanden wird diese Vorgehensweise favorisiert (VERSLUIJS 1999).

Aufgrund einer Vielzahl mittlerweile durchgeführter Untersuchungskampagnen liegen Transferfaktoren bezüglich einer Reihe von **Schwermetallen** vor (SAUERBECK 1983, LÜBBEN & SAUERBECK 1991). Da die Aufnahme der Elemente aus dem Boden in Pflanzen stark von den bodenbedingten Einflussgrößen pH-Wert und Tongehalt geprägt wird, sind in der Bewertung des Einzelfalles diese standörtlichen Bedingungen mit zu berücksichtigen (ARGE FRESENIUS-FOCON 1998). In Abhängigkeit von den der Ableitung des jeweiligen Transferfaktors zugrundeliegenden Bedingungen können dabei Bezüge zur gesamten Pflanze oder aber Teilen davon hergestellt werden. Zudem sind Daten in Beziehung zum Bodengehalt und zur Bodenlösung verfügbar. Die Berechnung der Gehalte im pflanzlichen Gewebe ist dann nach der folgenden Formel möglich (VERSLUIJS et al. 1998, ARGE FRESENIUS-FOCON 1998):

$$(5) \quad C_{Pf} = BCF \cdot C_B; \text{ mit}$$

$$C_{Pf} : \text{Gehalt in der Pflanze}$$

$$BCF : (= \text{Transferfaktor}) \text{ in } \frac{\text{mg/kg TM (Pflanze)}}{\text{mg/kg TM (Boden)}}$$

$$C_B = \text{Konzentration im Boden in mg/kg TM}$$

Für alle anderen **anorganischen Schadstoffe** wird unter Bezugnahme auf verschiedene Arbeiten und bislang nicht weiter zu differenzierende Abschätzungen ein einheitlicher Transferfaktor von 0,8 (bezogen auf die Bodenlösung) zugrundegelegt (ARGE FRESENIUS-FOCON 1998).

Zur Modellierung der systemischen Aufnahme von **Organika** wurden im Verlauf der letzten Jahre unterschiedliche F+E-Vorhaben durchgeführt, die jeweils das Ziel verfolgten, durch eine Modellierung des Transfers die Ableitung empirischer Formeln zu ermöglichen, die mit ausreichender Sicherheit das real stattfindende Transmissionsverhalten organischer Schadstoffe aus dem Boden in pflanzliches Gewebe beschreiben und damit quantifizierbar machen zu können. Als Ergebnis konnte dabei herausgestellt werden, dass Formeln zur Berechnung von BCF abgeleitet werden konnten, die auf einer allgemeinen Beziehung mit dem Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten beruhen (z.B. BRIGGS 1982, VERSLUIJS et al. 1998).

Der für Wurzelgewebe als „root concentration factor“ bezeichnete Wert (hier weiter als  $BCF_w$  beschrieben) stellt dabei wiederum die Beziehung zwischen dem Gehalt in der Wurzel und dem Wert in der Umgebungslösung dar. Mit Hilfe entsprechend abgeleiteter Gleichungen können Gehalte in der Pflanze berechnet werden, wobei jedoch festzustellen ist, dass diese Beziehung nur bei  $\log K_{ow}$ -Werten zwischen  $-0,7$  und  $4,3$  besteht (BRIGGS et al. 1982, VERSLUIJS 1999):

Untersuchung und Bewertung von alllastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
- Materialien -

(6)  $BCF_W = 10^{(0,77 \cdot \log K_{OW} - 1,52)} + 0,82$ ; mit

$BCF_W$  = Biokonzentrationsfaktor Wurzel in mg/kg Wurzel FS / mg/kg Bodenwasser

und

(7)  $C_{Pf} = BCF_W \cdot C_W$ ; mit

$C_{Pf}$  = Gehalt in der Pflanzenwurzel (mg/kg FS)

$C_W$  = Konzentration im Bodenwasser (mg/kg)

Die Mobilität nichtionischer Substanzen im Transpirationsstrom kann ebenfalls in Abhängigkeit des  $\log K_{OW}$  beschrieben werden. Hierbei ist jedoch zunächst eine grobe Tendenz in der Art festzustellen, dass Substanzen mit einem Wert  $\log K_{OW} > 1,8$  zu einem großen Teil im Wurzelparenchym verbleiben und nur in geringerem Ausmaß mit dem Transpirationsstrom verlagert werden. Der Transport organischer Substanzen mit dem Transpirationsstrom verläuft weitgehend passiv und kann insbesondere bei nichtdissoziierenden organischen Molekülen mit mittlerer Lipophilie wirksam werden, wohingegen bei polaren oder sehr lipophilen Stoffen dieser Transportweg gänzlich ohne Bedeutung ist (BRIGGS et al. 1982). Die Anpassung an die im Rahmen der Ableitung der Biokonzentrationsfaktoren ermittelten Messergebnisse führte zu der folgenden Beziehung für die Weiterleitung der Substanzen im Xylem (vgl. VERSLUIJS 1999):

(8)  $BCF_T = 0,784 \cdot 10^{(-0,434 \cdot \frac{(\log K_{OW} - 1,78)^2}{2,44})}$

Mit Hilfe dieses Koeffizienten kann das Ausmaß der Translokation mit dem Transpirationsstrom in oberirdische Pflanzenteile bewertet werden. Höchst effektiv ist diese dann, wenn hier Werte gegen 1 erreicht werden, was einer nahezu ungehemmten Verteilung gleichkäme.

Anhand gleicher Pflanzen und Substanzen wurde weiterhin die Aufnahme aus dem Xylem in den Spross modelliert, wobei wiederum ein Verteilungsprozess zu Grunde gelegt wurde (ARGE FRESENIUS-FOCON 1996, VERSLUIJS 1999):

(9)  $BCF_{Sp} = \left[ 10^{(0,95 \cdot \log K_{OW} - 2,05)} + 0,82 \right] \cdot \left[ 0,784 \cdot 10^{(-0,434 \cdot \frac{(\log K_{OW} - 1,78)^2}{2,44})} \right]$

Ein weiterführender und stärker differenzierender Ansatz zur Berechnung der Schadstoffkonzentrationen in pflanzlichen Geweben wurde aufbauend auf den Überlegungen von BRIGGS Anfang der 1980-Jahre von TRAPP und seinen Mitarbeitern vorgenommen (z.B. TRAPP et al. 1994, TRAPP & MATTHIES 1994, MATTHIES & TRAPP 1994). Die Weiterentwicklung beruht dabei im Wesentlichen darauf, dass damit beispielsweise auch Schadstoffaufnahmen über den Luftpfad und stattfindende Abbauprozesse in das Modell einbezogen werden können.

Das UMS-System (ARGE FRESENIUS-FOCON 1998) berücksichtigt zudem bei der Betrachtung der Exposition des Menschen über den Verzehr von angebauten Nahrungspflanzen die Gehalte für küchenfertig aufbereitete Pflanzen, wobei auf der Grundlage der von BRIGGS erarbeiteten Formeln die folgende Beziehung entwickelt wurde:

(10)  $C_{Pf} = \frac{0,15}{\log K_{OW}^{0,95}} \cdot (10^{0,77 \cdot (\log K_{OW})^{0,82} - 1,52} + 5) \cdot C_W$ ; mit

$C_{Pf}$  = Konzentration in der Pflanze (mg/kg FS)

$\log K_{OW}$  = Octanol – Wasser – Verteilungskoeffizient (-)

$C_W$  = Konzentration im Bodenwasser (mg/kg)

#### 3.1.2.4.2 Verschmutzungspfad

Wie in Kapitel 2.4.2 ausgeführt ist, kann die Deposition von schadstoffbelasteten Stäuben auf der Pflanze in erheblichem Umfang zur Pflanzenbelastung beitragen. Dies gilt in erster Linie für Pflanzen mit großer und rauher Oberfläche, da damit gute Anhaftungsbedingungen der durch Bearbeitung oder Regen aufgewirbelten Bodenpartikel gegeben sind.

Aufgrund der Vielzahl der in diesem Zusammenhang einwirkenden Ausgangsgrößen, lässt sich dieser Teilpfad für den Einzelfall schwerlich kalkulieren. Im Rahmen des CSOIL-Modells wird der Beitrag der Deposition wie folgt berücksichtigt (VERSLUIJS 1999):

$$(11) \quad C_{dp} = 1,089 \cdot 10^{-3} \cdot C_{Bo} \quad \text{mit:}$$
$$C_{dp} = \text{mg/kg TM Pflanze}$$

wobei als Standard folgende Ausgangsbedingungen fixiert werden:

Konzentration von Teilchen in der Frischluft	: 0,07 mg/m <sup>3</sup>
Depositionsgeschwindigkeit	: 1 cm/sec $\cong$ 864 m / Tag
Anteile Teilchen im Boden	: 0,5
durch Pflanzen ausgeschlossener Teil	: 0,4
Ernteertrag der Pflanze	: 0,28 kg / TM m <sup>2</sup>
Witterungskonstante	: 0,033 / Tag
Wachstumsdauer der Pflanze	: 180 Tage

#### 3.1.2.4.3 Luftpfad

Insbesondere Untersuchungen zum Ausmaß des Transfers von PCDD/F aus dem Boden in Pflanzen haben in den vergangenen Jahren zur Entwicklung von Modellansätzen geführt, die den Übergang gasförmig aus dem Boden austretender Substanzen in oberirdisches Pflanzengewebe quantitativ abschätzen können (vgl. z.B. TRAPP & MATTHIES 1994, MATTHIES & TRAPP 1994, TRAPP 1995, RIEDERER 1995, PATERSON & MACKAY 1995, LORBER & PINSKY 2000). Bei sehr hohen Gehalten des Oberbodens scheint dabei jedoch die Gefahr einer Unterschätzung des Transfers zu bestehen, da der Verschmutzungspfad mit diesen Modellen nicht gleichzeitig erfasst wird.

Untersuchungen bezüglich der PCDD/F zeigen, dass die Aufnahme über die Luft in das Blatt sehr effektiv ist. So können bereits bei geringen Luftgehalten messbare PCDD/F-Gehalte in der Pflanze festgestellt werden. Aus diesen Ergebnissen wird gefolgert, dass dieser Transferpfad für alle volatil bzw. semivolatil Substanzen von Bedeutung ist, wobei in Abhängigkeit von der betrachteten Substanz und der klimatischen Bedingungen der Transport gasförmig (z.B. die niedrig chlorierten PCDD/F-Kongenere) oder partikulär (z.B. höher chlorierte Kongenere) erfolgt (MATTHIES & TRAPP 1994).

Das Ausmaß des Transfers zwischen Blatt und Pflanze wird wesentlich von der dimensionslosen Henrykonstante bestimmt, wobei pflanzenbedingte Aspekte, wie z.B. der Wasser- und Lipidgehalt, die Transpirationsrate oder auch der Habitus der Pflanze zusätzliche Einflussfaktoren darstellen (TRAPP 1992). Als Modellierungsansatz wird dabei das 2. Ficksche Gesetz verwendet, wobei in der Lösung der Differentialgleichung geeignete, aber idealisierte Anfangs- und Randbedingungen unterstellt werden (vgl. z.B. TRAPP 1995, MATTHIES & BEHRENDT 1995).

Die in diesem Zusammenhang zu berücksichtigenden Rahmenbedingungen und Effekte sind umfangreicher, komplexer Art und stellen daher vergleichsweise hohe Anforderungen an den Anwender. Bewusst wird hier daher auf eine verkürzte Zusammenfassung dieses Ansatzes verzichtet, so dass auf die entsprechenden Originalarbeiten von TRAPP und seinen Mitarbeitern verwiesen wird.



### 3.1.3 Quintessenz zur Abschätzung des Wirkungspfades Boden-Pflanze im Hinblick auf den Schadstofftransfer zum Tier

Ziel der vorliegenden Leitfaden ist es, Leitlinien zur näheren Betrachtung des Wirkungspfades Boden-(Pflanze)-Tier zu erarbeiten, die auf der Grundlage des im Rahmen des Projektes recherchierbaren Kenntnisstand zu diesem Sachverhalt beruhen. Dies soll dabei nicht auf die nach BBodSchV aktuell geregelten Parameter beschränkt sein, sondern vielmehr auch Möglichkeiten im Kontext mit weniger bekannten Substanzen eröffnen. Im Zuge der Bearbeitung wurden diesbezüglich die folgenden weiteren Stoffe berücksichtigt: Chrom (III und VI), Aldrin, DDT, HCB, HCH, PAK, PCB und PCDD/F.

Da die Aufnahme von anorganischen und organischen Stoffen in den tierischen Organismus neben der direkten Ingestion von Boden auch über die Zufuhr von pflanzlichen Futtermitteln erfolgt, ist zunächst das Ausmaß der Aufnahme bodenbürtiger Substanzen in oder auf darauf wachsenden Pflanzen abzuschätzen. Hierbei müssen in Abhängigkeit von den standörtlichen Verhältnissen und der jeweiligen Fragestellung alle möglichen Teilpfade berücksichtigt werden (vgl. hierzu die Ausführungen in Kapitel 2.4).

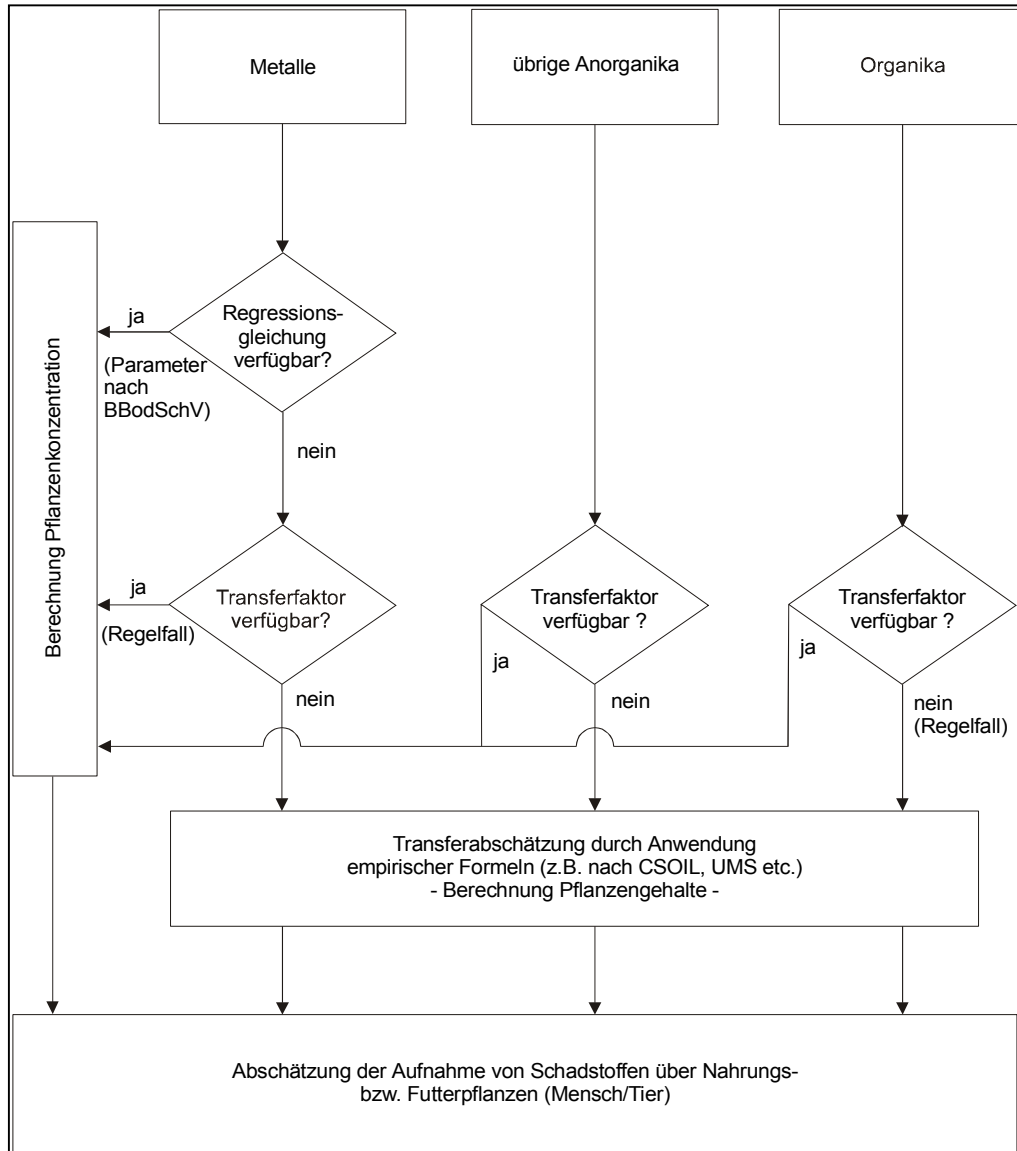
Wie in den vorangegangenen Kapiteln verdeutlicht wurde, erfordert dies nicht zuletzt auf Grund vorhandener Kenntnislücken insbesondere bei weniger gut untersuchten Substanzen eine differenzierte Beschäftigung mit dem Einzelfall und die Anpassung prinzipiell möglicher Methoden und Modellbetrachtungen an die jeweiligen Gegebenheiten (zu berücksichtigende Teilpfade, Schadstoffinventar, Pflanze etc.). Zu empfehlen ist, dass hierbei jeweils die am weitesten validierten und in der Praxisanwendung bereits bewährten Verfahren Vorrang vor weniger bekannten Möglichkeiten zur Abschätzung des Transfers erhalten sollten, um Bewertungsunsicherheiten auf ein möglichst geringes Niveau zu beschränken.

Über die Möglichkeiten und Grenzen von standörtlichen Aufwuchsuntersuchungen und die zu berücksichtigenden Einflussgrößen wurde bereits an anderer Stelle ausführlich berichtet, so dass an dieser Stelle darauf verwiesen wird (vgl. Kapitel 3.1.1.2.3). Für die weiteren Möglichkeiten zur Ermittlung der Aufnahme von bodenbürtigen Schadstoffen in Pflanzen erscheint mit aktuellem Kenntnisstand die folgende Reihenfolge in der Anwendung im Einzelfall zielführend (vgl. hierzu auch Abbildung 12):

- 1) Sofern fachlichen Erfordernissen genügende **Regressionsgleichungen** zur Berechnung eines Pflanzengehalts bei einem bestimmten Bodengehalt verfügbar sind, sind diese primär anzuwenden. ⇒ Beispiel: Cadmiumgehalt in Spinat auf der Grundlage von ammoniumnitratextrahierten Bodengehalten.
- 2) Kann aus der aktuellen Literatur ein nach sachkundiger Bewertung der Quelle für die zu bewertende Fallgestaltung plausibel erscheinender **Transferfaktor** (oder auch Biokonzentrationsfaktor) entnommen oder abgeleitet werden, ist dieser als Grundlage der Abschätzung des Pfades zu wählen. Gegebenenfalls damit verbundene Unsicherheiten und Unschärfen sind jeweils zu erörtern. ⇒ Beispiel: Chromgehalte in Nutzpflanzen.
- 3) Kann für den zu bewertenden Sachverhalt im Einzelfall weder auf Regressionsgleichungen noch auf Transferfaktoren zurückgegriffen werden, sind auf empirischen Formeln beruhende **Transferabschätzungen** vorzunehmen. Die in diesem Zusammenhang verfügbaren Ansätze sind im Detail als unterschiedlich validiert anzusehen, weshalb eine Anwendung dieser Formeln die jeweilige Kenntnis der Rahmenbedingungen der Modelle und dessen Grenzen und Unsicherheiten zwingend voraussetzt, damit realitätsnahe Abschätzungen erwartet werden können. ⇒ Beispiel: PCDD/F in Zuckerrüben.

In jedem Fall besteht das Ziel darin, Substanzgehalte in verfütterten Pflanzen (oder auch Nahrungspflanzen für den menschlichen Verzehr) zu erhalten. Diese können dann als Grundlage für die darauf aufbauende Abschätzung der Aufnahme bodenbürtiger Schadstoffe in Nutztiere (oder auch in den Menschen) Anwendung finden.

**Abbildung 12: Vorgehensweise zur Abschätzung von bodenbürtigen Schadstoffgehalten in Pflanzen**



### 3.2 Wirkungspfad Boden(-Pflanze)-Tier

Die Untersuchung und Bewertung des Wirkungspfades Boden(-Pflanze)-Tier baut auf den Ausführungen zum Wirkungspfad Boden-Pflanze auf (vgl. Kap. 2.4 und 3.1). Darüber hinaus sind insbesondere die Ausführungen zu den Belastungsursachen von Futtermitteln über den systemischen Pfad, Luftpfad und Verschmutzungspfad zu berücksichtigen (vgl. Kap. 2.5).

Die in diesem Kapitel beschriebenen Untersuchungs- und Bewertungsschritte für den Wirkungspfad Boden(-Pflanze)-Tier beziehen sich ausschließlich auf die Regelfalluntersuchung nach BBodSchV und der darin geregelten Stoffe. Insofern bauen die Ausführungen in den Kapiteln 0 bis 0 zur Erfassung, orientierenden Untersuchung und Detailuntersuchung für den Wirkungspfad Boden(-Pflanze)-Tier auch auf den entsprechenden Kapiteln zum Wirkungspfad Boden-Pflanze auf (vgl. Kap. 3.1.1.2.1 bis 3.1.1.2.3).

Hinsichtlich der Anforderungen an die Untersuchung und Bewertung von Bodenbelastungen für nicht nach BBodSchV geregelte Parameter wird auf Kapitel 3.1.2 verwiesen, da die Ausführungen zum Wirkungspfad Boden-Pflanze auch im Zusammenhang mit Futtermitteln gültig sind.

Im Falle von direkten oberflächlichen Verunreinigungen von Futtermitteln mit Schwebstoffen durch Überschwemmungen ist das Bodenschutzrecht nicht maßgebend<sup>36</sup>. In diesem Fall sind zur Regelung des Umgangs mit schadstoffbelastetem Futter futtermittelrechtliche Regelungen einschlägig.

Für den Wirkungspfad Boden(-Pflanze)-Tier folgen die Arbeitsschritte der Untersuchungen und Bewertungen dem Ablaufschema in Abbildung 13. Zu unterscheiden sind die Arbeitsschritte Erfassung, orientierende Untersuchung, Detailuntersuchung und Ableitung notwendiger Maßnahmen der Gefahrenabwehr. Spezifisch für den Wirkungspfad Boden(-Pflanze)-Tier erfolgt im Rahmen der bodenschutzfachlichen Detailuntersuchung eine Bewertung der Pflanzengehalte anhand der Beurteilungswerte nach Futtermittelrecht für das Schutzgut Tier.

### 3.2.1 Erfassung

Die Ausführungen in Kapitel 3.1.1.2.1 gelten auch für den Wirkungspfad Boden(-Pflanze)-Tier.

Spezifisch für die Betrachtung möglicher stofflicher Belastungen von Nutztieren sind Anhaltspunkte, die auf eine nicht unerhebliche Belastung von Futtermitteln hinweisen. So liegen Anhaltspunkte für altlastverdächtige Flächen und Verdachtsflächen insbesondere dann vor, wenn Futtermittel in Immissionsgebieten, Überschwemmungsgebieten oder auf ehemaligen Rieselfeldern produziert werden (vgl. Tabelle 16).

### 3.2.2 Orientierende Untersuchung

Kapitel 3.1.1.2.2 gilt entsprechend. Hinsichtlich der Beprobung von Böden gelten die gleichen Anforderungen, das heißt beim Ackerfutterbau ist ebenfalls der Ap-Horizont, jedoch maximal 0 bis 30 cm zu beproben. Grünland ist in der Regel zwischen 0 und 10 sowie zwischen 10 und 30 cm Bodentiefe zu beproben. Auch hier ist letztlich die Horizontabfolge maßgeblich für die Festlegung der Beprobungstiefen, so dass bei geringmächtigeren Ah-Horizonten die erste Beprobungstiefe entsprechend zu reduzieren ist.

Zur Bewertung von Schadstoffgehalten in Böden sind die Prüf- und Maßnahmenwerte der BBodSchV (vgl. Tabelle 15) oder qualitative konkrete Anhaltspunkte heranzuziehen (vgl. Tabelle 17).

Im Falle der Grünlandnutzung benennt die BBodSchV lediglich Maßnahmenwerte. Insofern fehlen Prüfwerte, anhand derer im Rahmen der orientierenden Untersuchung u.a. zu entscheiden ist, ob der Gefahrenverdacht erhärtet oder verworfen werden kann bzw. ob eine Detailuntersuchung zu veranlassen ist oder nicht.

Vor diesem Hintergrund erhalten die in Tabelle 17 aufgeführten qualitativen konkreten Anhaltspunkte eine besondere Bedeutung im Rahmen der Bewertung der stofflichen Bodenbelastungen auf Grünlandstandorten. Die Bewertung muss unter Beachtung der Gegebenheiten des Einzelfalles und der Erkenntnisse aufgrund allgemeiner Untersuchungen oder Erfahrungen zur Ausbreitung von Schadstoffen erfolgen.

Ein weiterer, spezifisch für den Wirkungspfad Boden(-Pflanze)-Tier geltender konkreter Anhaltspunkt wird in Tabelle 32 aufgeführt.

---

<sup>36</sup> Schadstoffeinträge mit dem Schwebstoff betreffen selbstverständlich auch direkt den Boden. Hier wird lediglich der Anteil von der bodenschutzfachlichen Betrachtung ausgeschlossen, der zu einer direkten Belastung der Pflanzenoberfläche führt, ohne dass der Boden am zu beurteilenden Standort unmittelbar beteiligt ist.

**Tabelle 32: Konkreter Anhaltspunkt im Sinne § 3 Abs. 4 BBodSchV für das Vorliegen einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast bei der Bewertung des Wirkungspfad Boden(-Pflanze)-Tier (vgl. auch Tabelle 17)**

Konkreter Anhaltspunkt
<ul style="list-style-type: none"><li>• Tierische Nahrungsmittel, deren Belastungen auf stoffliche Bodenbelastungen zurückzuführen sind, mit Überschreitungen der zulässigen Höchstgehalte nach Kontaminanten-Verordnung *</li></ul>

\* Untersuchungen tierischer Nahrungsmittel werden nicht im Rahmen der orientierenden Untersuchung durchgeführt, sondern allenfalls in der Detailuntersuchung. Liegen jedoch Ergebnisse bereits vor, dann können diese im Rahmen der orientierenden Untersuchung zur Bewertung herangezogen werden.

Der Gefahrenverdacht kann im Falle der Grünlandnutzung auch dadurch erhärtet werden, dass die Maßnahmenwerte zwar noch nicht überschritten, aber nahezu erreicht werden. Aufgrund des notwendigen Einzelfallbezuges können jedoch keine starren Schwellenwerte unterhalb der Maßnahmenwerte angegeben werden, ab denen vergleichbar den Prüfwertüberschreitungen zumeist der Gefahrenverdacht als erhärtet angesehen werden kann. Statt dessen muss der Bodenschutzvollzug bei der Gefahrenbeurteilung im Rahmen der orientierenden Untersuchung weitere konkrete Anhaltspunkte einbeziehen. So ist die Gefahr des Vorliegens einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast bei fast erreichten Maßnahmenwerten höher einzustufen, wenn eine Weidennutzung anstelle einer Wiesennutzung vorliegt, da erfahrungsgemäß von einem höheren Verschmutzungsanteil bei Weidennutzung ausgegangen werden kann. Auch sehr niedrige pH-Werte können als zusätzliche konkrete Anhaltspunkte angesehen werden, die bei fast erreichten Maßnahmenwerten den Gefahrenverdacht erhärten und somit die Durchführung von Detailuntersuchungen begründen können.

Die zu letzt genannten Expositionsüberlegungen bei Grünlandnutzung, welche im Rahmen der orientierenden Untersuchung zur Bewertung der Stoffgehalte im Boden ergänzend zu den Maßnahmenwerten herangezogen werden können, könnten entsprechend der Definitionen des Anhanges 1 Nr. 1.1 und 1.2 BBodSchV bereits der Detailuntersuchung zugeordnet werden. Da es sich jedoch nur um vereinfachte Expositionsüberlegungen handelt, die eine abschließende Bewertung des Wirkungspfad Boden(-Pflanze)-Tier noch nicht ermöglichen, erscheint eine Zuordnung zur orientierenden Untersuchung gerechtfertigt.

Existieren konkrete Anhaltspunkte für das Vorliegen einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast, dann ist entsprechend den Ausführungen in Kapitel 3.1.1.2.2 vor der Veranlassung von Detailuntersuchungen zu überprüfen, ob die möglichen Gefahren mit einfachen Mitteln abgewehrt oder sonst beseitigt werden können (vgl. Tabelle 18).

### 3.2.3 Detailuntersuchung

Im Rahmen der Detailuntersuchungen sind entsprechend § 3 Abs. 5 Satz 1 und Anhang 1 Nr. 1.2 BBodSchV

- Untersuchungen zur Abgrenzung der Verdachtsfläche bzw. altlastverdächtigen Fläche nach innen und außen sowie
- Untersuchungen zu den Expositionsbedingungen, insbesondere Untersuchungen im Hinblick auf die für die verschiedenen Wirkungspfade bedeutsamen mobilen oder mobilisierbaren Anteile der Schadstoffgehalte geboten.

Dieser Aufgabe kann nach Kapitel 3.1.1.2.3 durch Untersuchungen des Bodens (Donator), Untersuchungen zum Stoffübergang (Transmission) und durch Untersuchungen an der Pflanze (Akzeptor) nachgekommen werden. Im Falle des Wirkungspfad Boden(-Pflanze)-Tier kommen noch mögliche Untersuchungen an tierischen Nahrungsmitteln wie Milch, Eier oder Fleisch hinzu.

Die Untersuchungs- und Bewertungsschritte für den Wirkungspfad Boden-Pflanze gelten auch für den Wirkungspfad Boden(-Pflanze)-Tier. Jedoch müssen die Arbeitsschritte auf die spezifischen Bedin-

Untersuchung und Bewertung von alllastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
- Materialien -

gungen des Schadstofftransfers vom Boden über die Pflanze bis zum Tier abgestimmt werden. Neben dem Schadstofftransfer über den systemischen Pfad und den Luftpfad ist der Verschmutzungspfad von besonderer Relevanz. Praxisuntersuchungen haben gezeigt, dass Futtermittel in Abhängigkeit vom Tierhaltungs- und Fütterungsverfahren sowie der eingesetzten Erntetechnik mit Bodenbeimengungen bis zu 10 Gew.-% verschmutzt sind. Aus diesem Grund wird die Schadstoffaufnahme der Nutztiere weitgehend durch den Verschmutzungspfad verursacht.

Neben bodenschutzrechtlichen Bestimmungen sind für die Bewertung der Schadstoffbelastung von Futtermitteln futtermittelrechtliche Regelungen zu berücksichtigen. Insofern sind die zuständigen staatlichen Lebensmittelüberwachungs- und Veterinärämter einzubinden, wenn relevante Schadstoffbelastungen der Futterpflanzen aufgrund von Schadstoffbelastungen der Böden bestehen oder zu erwarten sind. Einen Überblick hinsichtlich der relevanten Beurteilungswerte für Schadstoffe in Futterpflanzen gibt Tabelle 33. Der Gehalt an unerwünschten Stoffen in Futtermitteln darf nach § 23 Abs. 1 S. 1 FMV die in Anlage 5 festgesetzten Höchstgehalte nicht überschreiten.

**Tabelle 33: Beurteilungswerte für Schadstoffgehalte in Futterpflanzen**

Hinweis: Nicht die Schadstoffgehalte der unverschmutzten Pflanzen ist ausschlaggebend, sondern der Schadstoffgehalt der Pflanzen unter Berücksichtigung eines praxisüblichen Verschmutzungsanteils von 3 % Bodenbeimengungen. Im konkreten Einzelfall kann der Verschmutzungsanteil zwischen 1 und 10 % schwanken.

Ackerfutterbau und Grünland		
Parameter	Beurteilungswerte (mg/kg TS)	Bezugsquelle
<b>Arsen</b>	2,27 <sup>1)</sup>	FMV
<b>Blei</b>	45,45 <sup>1) 2)</sup> 30,0 11,36 <sup>1)</sup> – 34,09 <sup>1)</sup> 5,68 <sup>1)</sup> – 45,45 <sup>1)</sup> 25,0	FMV NRC <sup>4)</sup> Sauerbeck <sup>5)</sup> VDI <sup>6)</sup> Ammermann/Anke <sup>7)</sup>
<b>Cadmium</b>	1,14 <sup>1) 3)</sup> 0,5 0,57 <sup>1)</sup> – 1,14 <sup>1)</sup> 0,06 <sup>1)</sup> – 0,91 <sup>1)</sup> 0,5 – 1,0	FMV NRC Sauerbeck <sup>5)</sup> VDI <sup>6)</sup> Ammermann/Anke <sup>7)</sup>
<b>Chrom</b>	3000,0 56,82 <sup>1)</sup> – 340,91 <sup>1)</sup>	NRC Sauerbeck <sup>5)</sup>
<b>Kobalt</b>	10,0	NRC
<b>Kupfer</b>	Rind: 70,0 100,0 Schaf: 10,0 25,0 alle: 11,36 <sup>1)</sup> – 340,91 <sup>1)</sup> Schaf: 15,0	nach Kirchgessner als Toleranzwert <sup>8)</sup> NRC nach Kirchgessner als Toleranzwert <sup>8)</sup> NRC Sauerbeck <sup>5)</sup> Ammermann/Anke <sup>7)</sup>
<b>Nickel</b>	50,0 56,82 <sup>1)</sup> – 284,09 <sup>1)</sup> 56,82 <sup>1)</sup> – 113,36 <sup>1)</sup> 100,0	NRC Sauerbeck <sup>5)</sup> VDI <sup>6)</sup> Ammermann/Anke <sup>7)</sup>
<b>Quecksilber</b>	0,11 <sup>1)</sup> 1,0	FMV Ammermann et al. 1980/Anke 1987
<b>Zink</b>	150,0 340,91 <sup>1)</sup> – 1136,36 <sup>1)</sup> 390,91 <sup>1)</sup> – 1136,36 <sup>1)</sup> 500,0	nach Kirchgessner als Toleranzwert <sup>8)</sup> Sauerbeck <sup>5)</sup> VDI <sup>6)</sup> Ammermann/Anke <sup>7)</sup>

Fettdruck: Zur Ableitung von Prüf- und Maßnahmenwerte herangezogene Quellen.

<sup>1)</sup> Umgerechnet auf TS

<sup>2)</sup> 22,73 für Kälber, Schaf- und Ziegenlämmer

<sup>3)</sup> 0,57 für Kälber, Schaf- und Ziegenlämmer

<sup>4)</sup> National Research Council 1980

<sup>5)</sup> Sauerbeck 1989

<sup>6)</sup> VDI 1983, 1990, 1991a und 1991b

<sup>7)</sup> Ammermann et al. 1980/Anke 1987

<sup>8)</sup> Kirchgessner 1987

Im Rahmen der Detailuntersuchung sind u.a. folgende Aspekte beim Wirkungspfad Boden(-Pflanze)-Tier zu berücksichtigen:

- **Nutztierarten:** Nutztierarten reagieren unterschiedlich empfindlich auf Schadstoffbelastungen. Hinlänglich bekannt ist die Empfindlichkeit von Schafen gegenüber erhöhten Cu-Gehalten im Futter.
- **Haltungssysteme:** Die verschiedenen Nutztierarten werden zumeist auch unterschiedlich gehalten. Das Haltungssystem hat Einfluss auf die Schadstoffaufnahme. Alle Freilandhaltungssysteme bewirken höhere Aufnahmeleistungen von Boden mit dem Futter, so dass der Verschmutzungspfad im Vergleich zu Stallhaltungssystemen eine größere Rolle spielt. Weidehaltung ist v.a. für Rinder und Schafe relevant. Schweine und Geflügel werden überwiegend ganzjährig im Stall gehalten.

Vor diesem Hintergrund sind bei der Bewertung von alllastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen die konkreten Haltungsbedingungen zu berücksichtigen.

- **Fütterungsverfahren und Futterzusammensetzung:** Futtermittel unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Schadstoffgehalte zum Teil sehr deutlich. Wiesenaufwuchs und Ackerfutter ist grundsätzlich geringer verschmutzt als Weidenaufwuchs. Mais ist aufgrund seiner Wuchseigenschaften geringer verschmutzt als alle bodennah wachsenden Futtermittel (z.B. Gras, Luzerne, Futterrüben).  
Aus diesen Gründen muss die Gefahrenbeurteilung auch die Zusammensetzung der Grundfütteration berücksichtigen, um die Schadstoffaufnahme richtig kalkulieren zu können.
- **Verschmutzungsgrad des Futters:** Bei Grünlandfutter sollte im Regelfall bei der Abschätzung der Schadstoffbelastung von Nutztieren mit einem mittleren Verschmutzungsanteil von 3 % des KW-extrahierbaren Bodengehaltes ausgegangen werden. Nur bei konkreten Hinweisen auf deutlich andere Bedingungen können bei der Bewertung abweichende Verschmutzungsanteile zur Gefahrenbeurteilung herangezogen werden (vgl. Tabelle 34).

Als konkrete Hinweise auf **andere Verschmutzungsanteile** können z.B. gelten:

- Ausschließliche Wiesennutzung auf vergleichsweise ebenem Gelände, Einsatz funktionsgerechter Geräte entsprechend dem Stand der Technik sowie adäquates Problembewusstsein und ausreichende Kenntnisse des Flächenbewirtschafters im Hinblick auf Verschmutzungspfad und praxisbezogener Vermeidungsmaßnahmen → geringere Verschmutzungsanteile (Konventionsvorschlag: 1 % des KW-extrahierbaren Bodengehaltes).
- Wiesen-/Weidenutzung bei mittlerem Verschmutzungsdruck: → mittlerer Verschmutzungsanteil (Konventionsvorschlag: 3 % des KW-extrahierbaren Bodengehaltes zuzüglich Pflanzengehalt)
- Schlechte Weideführung mit stark geschädigter Grasnarbe oder ganzjährige Weidehaltung → höherer Verschmutzungsanteil (Konventionsvorschlag: 6 % des KW-extrahierbaren Bodengehaltes).

Hinweis: Die in Tabelle 34 aufgeführten Einflussfaktoren sind nicht einzeln, sondern nur in ihrer gesamten Wirkung auf den Verschmutzungsanteil zu beurteilen. Wechselwirkungen sind zu berücksichtigen. Wenn eine deutliche Mehrheit der Einflussfaktoren eher für geringere oder höhere Verschmutzungsanteile sprechen, dann ist für die Gefahrenbeurteilung der Verschmutzungsanteil auf 1 bzw. 6 % zu setzen. Andernfalls sollte der Verschmutzungsanteil bei 3 % belassen werden, entsprechend der Regelfallgestaltung nach den Methoden und Maßstäbe für die Ableitung der Prüf- und Maßnahmenwerte.

Zur besseren Differenzierung der Beurteilung der Wirkungspfade Boden-Ackerfutter und Boden-Grünlandaufwuchs werden bodenschutzfachliche Einflussfaktoren benannt, welche Unterschiede beim Schadstofftransfer begründen können (Tabelle 35). Für die unterschiedlichen Transferpfade werden die Einflussfaktoren hinsichtlich ihrer relativen Unterschiede bei der Produktion von Ackerfutter und Wiesenaufwuchs eingeordnet. Es zeigt sich, dass bei gleich hohen Bodenbelastungen das Ackerfutter tendenziell geringe Schadstoffgehalte aufweist als Grünlandaufwuchs. Diese Erkenntnis ist vor dem Hintergrund der stoffspezifischen Eigenschaften der bewertungsrelevanten Schadstoffe im Rahmen der Gefahrenbeurteilung zu berücksichtigen.

**Tabelle 34: Regelfallvermutungen zu Verschmutzungsanteilen, die von dem im Bundesanzeiger 161a genannten 3 % Verschmutzungsanteil abweichen**

Einflussfaktoren	In der Regel	
	geringerer Verschmutzungsanteil	höherer Verschmutzungsanteil
<b>1. Allgemeine Faktoren</b>		
Tierart	• Rind	• Schaf, Pferd
Bodenfeuchte	• Nicht vernässte Böden	• Stau-, Haft- und Grundwasserböden
<b>2. Faktoren bei der Weidehaltung</b>		
Geländemorphologie	• Ebene Lage	• Stark geneigte Lage
Weideführung	• Portionsweide • Sommerbeweidung bzw. nur in trockenen Perioden	• Standweide • Ganzjährige Beweidung bzw. auch in nassen Perioden
Grünlandzustand	• Dichte Grasnarbe  • Keine / geringe Maulwurfsaktivität	• Lockere bis zerstörte Grasnarbe • Hohe Maulwurfsaktivität
Viehbesatz	• Niedriger Besatz Rinder < 1 Rind/ha Schafe < 10 Schafe/ha Pferde < 0,7 Pferde/ha • Angepasstes Futterangebot, ggf. Beifütterung	• Hoher Besatz Rinder > 1,5 Rind/ha Schafe > 15 Schafe/ha Pferde > 1,1 Pferde/ha • Zu geringes oder zu großes Futterangebot; keine Beifütterung
<b>3. Faktoren bei Wiesennutzung / Verwendung von Ackerfutter</b>		
Geländemorphologie	• Glatte Oberfläche, ebene Lage	• Ungleichmäßige Oberfläche, stark geneigte Lage
Futterkonservierung	• Heu	• Feuchtsilage
Futterration	• Hoher Anteil an Silomais	• Futterrüben, Grasschnitt bei tief eingestellten Mähwerkzeugen, Zuckerrübenblattsilage
<b>4. Faktoren der Futtergewinnung</b>		
Witterung bei der Ernte / Boden-zu-stand	• Trocken	• Nass
Erntetechnik	• Gut eingestellte Mähgeräte, Mähbalken hoher Schnitt	• Schlecht eingestellte Mähgeräte, insbesondere bei Kreiselmähern; niedriger Schnitt

**Tabelle 35: Unterschiede beim Schadstofftransfer Boden-Ackerfutter und Boden-Wiesenaufwuchs**

Pfade bzw. Einflussfaktoren	Relative Unterschiede zwischen Ackerfutter und Wiesenaufwuchs sowie tendenzielle Beeinflussung des Schadstofftransfers (+ = Förderung; - = Hemmung)			
	Ackerfutter	Beeinflussung des Transfers	Grünlandaufwuchs	Beeinflussung des Transfers
<b>1. Systemischer Pfad</b>				
pH-Wert (→ SM*)	höher	-	niedriger	+
Humusgehalt	niedriger	+	höher	-
reduzierendes Bodenmilieu (→ As**)	seltener	-	häufiger	+
<b>2. Luftpfad</b>				
Wuchsform des Fut-	Mais: bodenfern	-	/	/

Untersuchung und Bewertung von altlastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
- Materialien -

ters	Sonstiges: bodennah	+	bodennah	+
3. Verschmutzungspfad				
Wuchsform des Futters	Mais: bodenfern Sonstiges: bodennah	- +	/ bodennah	/ +
Bodenoberfläche	glatter	-	unebener	+

Erläuterungen:

- \* Der pH-Wert beeinflusst die Mobilität bzw. Pflanzenverfügbarkeit von Schwermetallen (SM). Für organische Schadstoffe ist eine Veränderung der Pflanzenverfügbarkeit nur mittelbar über eine Beeinflussung des Bodenlebens und der Mineralisation der organische Substanz denkbar.
- \*\* As = Arsen

### 3.3 Untersuchungs- und Bewertungsablauf des Wirkungspfad des Boden(-Pflanze)-Tier

Die in den vorstehenden Kapiteln beschriebenen Arbeitsschritte zur Erfassung und Bewertung des Wirkungspfad des Boden(-Pflanze)-Tier sind in der folgenden Abbildung 13 in Form eines Fließschemas wiedergegeben. Tabellenwerke untersetzen das Ablaufschema inhaltlich; entsprechende Querbezüge werden hergestellt.

## 4 Maßnahmen zur Vorsorge und Gefahrenabwehr

Sofern sich im Rahmen der standörtlichen Untersuchungen und Bewertungen herausstellt, dass über den Wirkungspfad Boden-Pflanze erhebliche Schadstoffaufnahmen beim Verzehr (Haus- und Kleingärten, Ackerbau) bzw. beim Verfüttern (Grünland, Futteranbau)

- zu besorgen sind (→ Vorsorgebereich)
- bzw. zu erwarten sind oder auftreten (→ Gefahrenbereich),

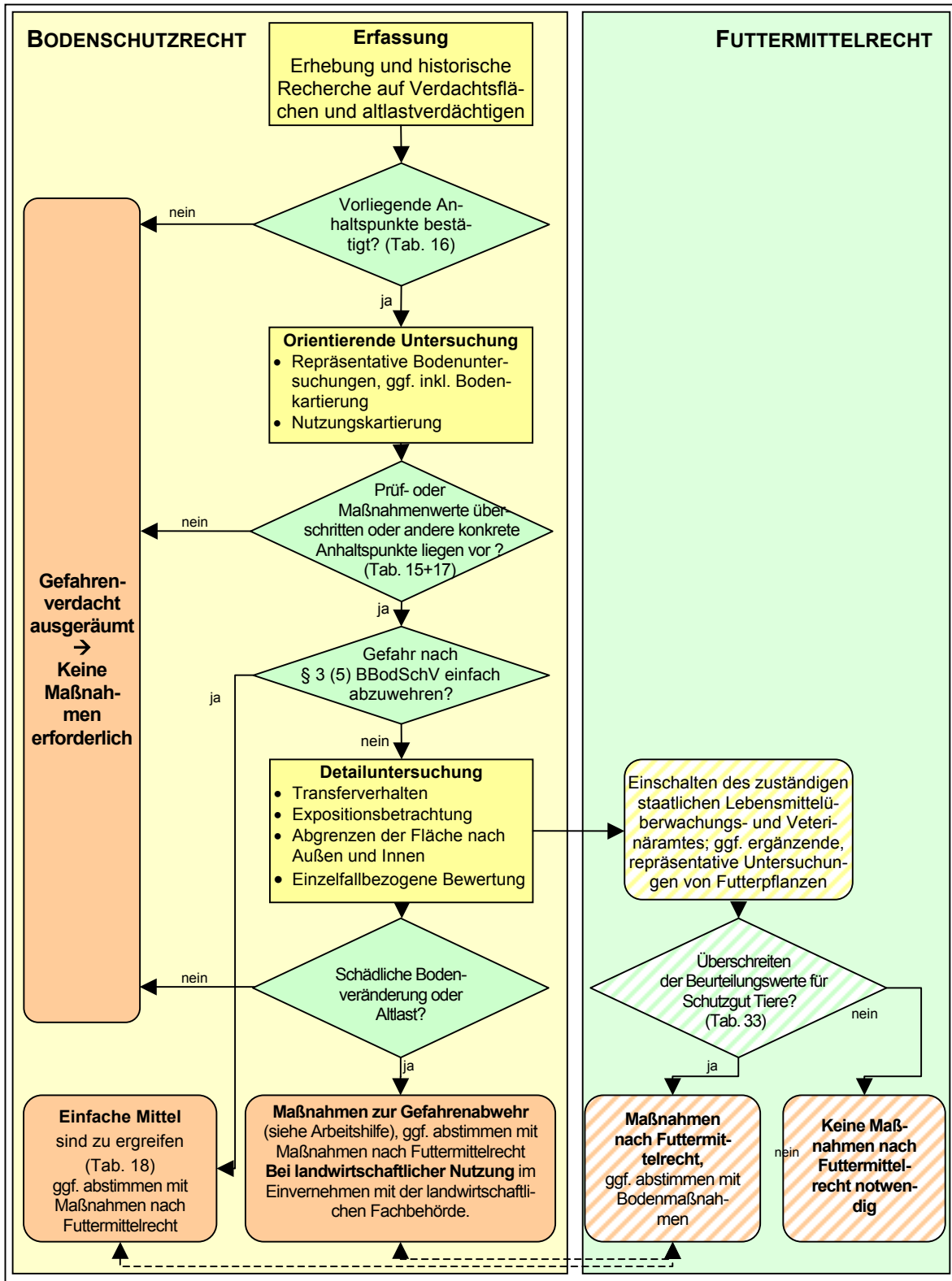
sind geeignete Maßnahmen zur Vorsorge oder Gefahrenabwehr zu ergreifen, die den standörtlichen Gegebenheiten Rechnung tragen.

Die Konzipierung geeignet erscheinender Maßnahmen setzt eine abschließende Kenntnis des Stoffverhaltens und der dadurch sich ergebenden Gefahrenlagen in Einzelfall voraus. Insofern kann diese Thematik an dieser Stelle nicht vertieft werden, sondern ist vielmehr in Abhängigkeit der Betrachtung jeder Fallgestaltung zu prüfen.

Geeignete Maßnahmen des Bodenschutzes sind in den Tabellen 8 bis 10 des Leitfadens, S. 16 - 19 aufgeführt und werden hier nicht noch einmal gesondert aufgeführt.



Abbildung 13: Ablaufschema der Erfassung und Bewertung schädlicher Bodenveränderungen und Altlasten aufgrund stofflicher Einwirkungen für den Wirkungspfad Boden(-Pflanze)-Tier



## 5 Literatur

- ALMAS, A., SINGH, B. (2001): Heavy Metals in the Environment. Plant Uptake of Cadmium-109 and Zinc-65 at different Temperature and Organic Matter Levels; *Journal of Environmental Quality*, Band 30, S. 869-877.
- AMMERMAN, C.B.; FONTENOT, J.P.; FOX, M.R.S.; HUTCHINSON, H.D.; LEPORE, P.; STOWE, H.D.; THOMSON, D.J. AND ULLREY, D.E.R. (1980): Mineral tolerance of domestic animals. *Nat. Acad. Sci. Washington*.
- ANGERER, J., GÜNDEL, J., MANNSCHECK, CH. (1997): Beurteilung der PAK-Belastung; *Umweltmedizin in Forschung und Praxis*, Band 2, Heft 1, S. 17-22.
- ANKE, M. (1987): In: *Schwermetalle in der Umwelt. Kolloquium des Instituts für Pflanzenernährung Jena*, Heft 2, S. 110.
- ARGE FRESENIUS-FOCON (1998): UMS System, Anhang 1.
- AUA GmbH (1998): Bodennormwerte für das Land Brandenburg; unveröffentlicht, im Auftrag des Landesumweltamtes Brandenburg, Potsdam.
- BACCI, E., CEREJEIRA, M.J., GAGGI, C., CHEMELLO, G., LALAMARI, D., VIGHI, M. (1992): Chlorinated Dioxins: Volatilization from Soils and Bioconcentration in Plant Leaves; *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 48, 401-408.
- BACHMANN, G., J. OTTMANN, R. KONIETZKA, K. SCHNEIDER (1999): Berechnung von Prüfwerten zur Bewertung von Altlasten – Ableitung und Berechnung von Prüfwerten der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung für den Wirkungspfad Boden.Mensch aufgrund der Bekanntmachung der Ableitungsmethoden und –maßstäbe im Bundesanzeiger Nr. 161a vom 28. August 1999. Hrsg.: Umweltbundesamt, Erich Schmidt Verlag Berlin.
- BAKKER, M., TOLLS, J., SIJM, T. et al. (1999): Influence of Plant Characteristics on Uptake of Semivolatile Organic Compounds; *Abstracts of Papers*, Band 217, Heft 1-2, S. ENVR 28.
- BALL, M. (1995): Problematik der Matrix Boden/Pflanze bei der Probenaufbereitung und Analytik von Dioxinen und Phthalaten; in: *Dechema-Fachgespräche Umweltschutz*, 181-192.
- BANUELOS, G.S., AJWA, H.A. (1999): Trace Elements in Soils and Plants. An Overview; *Journal of Environmental Science and Health* 34 (4), 951-974.
- BARCAN, V., KOVNATSKY, E., SHYLINA, A. (2000): Benz(a)pyrene in Soils and Berries in an Area Affected by Jets over the Kola Peninsula; *Atmospheric Environment*, Band 34, 1225-1231.
- BARKOWSKI, D., GÜNTHER, P., KRAUSE, H., MACHTOLF, M. (1999): Methoden und Ergebnisse zur Resorptionsverfügbarkeit relevanter Schadstoffe in kontaminierten Böden und Materialien; *Forschungsbericht 29772766*, UBA-Texte 6/99, Berlin.
- BECK, A.J., JOHNSON, D.L., JONES, K.C. (1996): The Form and Bioavailability of Non-ionic Organic Chemicals in Sewage Sludge-Amended Agricultural Soils; *The Science of the Total Environment* 185, 125-149.
- BECK, A.J., JONES, K.C. (1995): Predicting the Fate of Non-Ionic Organic Chemicals Entering Agricultural Soils Following Sewage Sludge Application; *Land Contamination and Reclamation*, Bd. 3 (3), 181-190.
- BLUME, H.P. (1990): *Handbuch des Bodenschutzes*, ecomed Verlag, Landsberg/Lech.
- BÖHM, R. (1999): Die Bedeutung hygienischer Belange für die Qualität von Produkten der aeroben und anaeroben Bioabfallbehandlung. In: Eikmann, Th., Hofmann, R. (Hrsg.): *Stand von Wissenschaft, Forschung und Technik zu siedlungshygienischen Aspekten der Abfallentsorgung und –verwertung. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene*, 30, 3-23.
- BOUL, H., GARNHAM, M., HUCKER, D. et al. (1994): Influence of Agricultural Practices on the Levels of DDT and its Residues in Soil; *Environmental Science and Technology*, Band 28, Heft 8, S. 1397-1409.
- BRIGGS, G.G., BROMILOW, R., EVANS, A.A. (1982): Relationships Between Lipophilicity and Root Uptake of Non-Ionised Chemicals by Barley; *Pesticide Science* 13, 495-504.
- BROMILOW, R.H., CHAMBERLAIN, K. (1995): Principles Governing Uptake and Transport of Chemicals; in: S. Trapp, J.C. McFarlane: *Plant Contamination*, 37-68, Lewis Publishers, Boca Raton.
- BRÜMMER, G., ZEIN, H., HILLER, D. (1994): Bindungsformen und Mobilität von Cadmium und Blei in Böden; in: *DECHEMA E.V., [Hrsg.]: Beurteilung von Schwermetallen in Böden von Ballungsgebieten: Arsen, Blei und Cadmium. DECHEMA-Fachgespräche, Frankfurt a.M., S. 197-217.*
- BRÜNE, H. (1982): Zur Aufnahme von Schwermetallen durch Pflanzen und Möglichkeiten der Reduzierung; *125 Jahre Hessische Landwirtschaftliche Versuchsanstalt, Wiesbaden*.
- BUNZL, K., TRAUTMANN-SHEIMER, M., SCHRAMEL, P. (2001): Available of Arsenic, Copper, Lead, Thallium and Zinc to Various Vegetables Grown in Slag-Contaminated Soils; *Journal for Environmental Quality* 30, 934-939.
- BURLO, F., GUIJARRO, I., CARBONELL-BARRACHINA, A. et al. (1999): Arsenic Species: Effects on and Accumulation by Tomato Plants; *Journal of Agriculture and Food Chemistry*, Band 47, 1247-1253.
- BUXTON, D., MORGAN, K.T. (1976): Studies of lesions produced in the brains of colostrums deprived lambs by *Clostridium welchii* (*Cl. Perfringens*) type D toxin. *Journal of Comparative Pathology* 84, 181-191.
- BVB – Bundesverband Boden e.V. (2000): *Böden und Schadstoffe – Bedeutung von Bodeneigenschaften bei stofflichen Belastungen*. Erich Schmidt Verlag, Berlin.

Untersuchung und Bewertung von altlastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
- Materialien -

- CAKMAK, I., WELCH, R., HART, J. et al. (2000): Uptake and Retranslocation of Leaf-Applied Cadmium (109Cd) in Diploid, Tetraploid and Hexaploid Wheats; *Journal of Experimental Botany*, Band 51, Heft 343, 221-226.
- CASTEEL, S., SATALOWICH, F.T., KENDALL, J.D., ROTTINGHAUS, G.E., GOSSER, H.S., SCHNEIDER, N.R. (1993): Aldrin Intoxication and Clearance of Associated Dieldrin Residues in a Group of Feedlot Cattle; *Journal of the American Veterinary Medical Association* 202 (1), 83-85.
- CHAWLA, R.P., KALRA, R.L., JOIA, B.S. (1981): Absorption of Residues of Soil Applied Aldrin and Heptachlor in Potatoes; *Indian Journal of Entomology* 43 (3), 266-271.
- CHROSTOWSKI, P.C., FOSTER S.A. (1996): A Methodology for Assessing Congener-Specific Partitioning and Plant Uptake of Dioxins and Dioxin-Like Compounds; *Chemosphere* 32, 11, 2285-2304.
- CHU, S., C., CAI, M., XU, X. (1999): Soil-plant Transfer of Polychlorinated Biphenyls in Paddy Fields; *The Science of the Total Environment*, Band 234, S. 119-126.
- CLAASEN, N., PADEKEN, K. (1997): Aufnahme und Verteilung von Schwermetallen in Pflanzen unter besonderer Berücksichtigung von Cadmium, Vortrag auf dem internationalen Workshop am Fraunhofer Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie; in: *Pflanzenbelastung auf kontaminierten Standorten*, UBA-Bericht 1/99, 40-42, Berlin.
- COLLINS, M.D., EAST, A.K. (1998): Phylogeny and taxonomy of the food-borne pathogen *Clostridium botulinum* and its neurotoxins. *J. Appl. Microbiol.* 84, 5-17.
- CONNOR, M.S. (1984): Monitoring Sludge Amended Agricultural Soils. The Health Risks of Organic Priority Pollutants are Evaluated from the Perspectives of Different Dietary Scenarios; *Biocycle*, Bd. 25, 47-51.
- CRÖßMANN, G. (1986): Cadmium in Futtermitteln; in: *Zum Carry-over von Cadmium*; Schriftenreihe des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten; Reihe A, Angewandte Wissenschaften, Heft 335.
- CRÖßMANN, G. (1992): Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe in Böden und Pflanzen; Band 2; Herausgeber: Kommunalverband Ruhrgebiet (KVR), Essen.
- DE VOS, F., DOKKUM, W., SCHOUTEN, A. (1990): Polycyclische Aromatische Hydrocarbons in the Dutch Total Diet Studies (1984-1986); *Fundamentals of Chemical Toxicology*, Band 28, Heft 4, S. 263-268.
- DELSCHEN, T. (1997): Untersuchung und Bewertung von Kulturböden im Hinblick auf den Wirkungspfad Boden-Pflanze; Vortragsskript: VDI-Seminar "Sachkunde bei der Untersuchung und Begutachtung von Altlasten und Bodenbelastungen"; 10./11.11.1997, Düsseldorf.
- DELSCHEN, T. (1997): Vorschlag zur Beurteilung von Bodenbelastungen in Klein- und Hausgärten unter Berücksichtigung der Pfade Boden/Mensch und Boden/Pflanze im Rahmen der BBodSchV nach BBodSchG - Prüfwerte für das Nutzungsszenario "Wohngärten"; unveröffentlicht.
- DELSCHEN, T. (1998): PAK-Belastung von Kulturpflanzen; Jahresbericht Landesumweltamt NRW, Essen.
- DELSCHEN, T. (1999): PAK-Übergang vom Boden in Kulturpflanzen; Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Bd. 91 (3), 1447-1450.
- DELSCHEN, T., HEMBROCK-HEGER, A., LEISNER-SAABER, J., SOPCZAK, D. (1999): Verhalten von PAK im System Boden-Pflanze; *Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie* 11 (2), 79-87.
- DELSCHEN, T., HEMBROCK-HEGER, A., NECKER, U.: (1996): Lysimeterversuche zum Verhalten persistenter organischer Schadstoffe im System Boden Pflanze. Teil 1: Systematische Untersuchungen zum Verhalten von PAK und PCB im System Boden/-Pflanze auf der Lysimeteranlage Waldfeucht (1989-1994); Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten, Band 13, Landesumweltamt, NRW, Düsseldorf.
- DELSCHEN, T., KÖNIG, W. (1998): Untersuchung und Beurteilung der Schadstoffbelastung von Kulturböden im Hinblick auf den Wirkungspfad Boden-Pflanze. In: *Bodenschutz – Loseblattsammlung*, Hrsg.: D. Rosenkranz, G. Bachmann, W. König, G. Einsele; Kennnummer 3550, Erich Schmidt Verlag Berlin.
- DELSCHEN, T., LEISNER-SAABER, J. (1998): Selbstversorgung mit Gemüse aus schwermetallbelasteten Gärten: Eine Gefährdungsabschätzung auf toxikologischer Basis; *Bodenschutz* 1, 17-30.
- DELSCHEN, T., RÜCK, F. (1997): Eckpunkte zur Gefahrenbeurteilung von schwermetallbelasteten Böden im Hinblick auf den Pfad Boden-Pflanze; *Bodenschutz* 2, 4, 14-121.
- DOBERSCHÜTZ, K.-D.; STOYKE, M.; LIPPERT, A. UND TENNER, G. (1994): Untersuchungsbericht zum Forschungsprojekt Gehalt an Schwermetallen (Cd, Pb, Hg und Ni) in ausgewählten Futtermitteln von Repräsentativstandorten des Landes Brandenburg und Wiederfindung im Tier im Verlauf von drei Jahren. Institut für Veterinär-Pharmakologie und Toxikologie GmbH, Bernau, 38 S.
- DORN, J., KOCH, C., METZ, R., WILKE, B.M. (1997): Wirkung von 2,2',5,5'-Tetrachlorbiphenyl, Benzo(a)pyren, Cadmium und Kupfer in einem Rieselfeldboden und Aufnahme dieser Stoffe durch Roggen; *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, Bd. 159, 87-91.
- DORN, J., METZ, R. (1996): Wirkung von organischen Schadstoffen (PAK, PCB) und Schwermetallen in Rieselfeldböden auf Biomasseertrag und Schwermetalltransfer bei Roggen (*Secale cereale*); *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, Band 160, S. 217-222.
- DRESCHER-KADEN, U. (1995): Kriterien zur Beurteilung organischer Boden-Kontaminationen am Beispiel der Stoffgruppen PCDD/PCDF und Phthalate; in: *Dechema-Fachgespräche Umweltschutz*, 21-58.
- ECKER, S., HORAK, O. (1994): Pathways of HCB-Contamination to Oil Pumpkin Seeds; *Chemosphere*, Band 29, Heft 9-11, S. 2135-2145.

Untersuchung und Bewertung von altlastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
- Materialien -

- ECOS UMWELT GmbH (2001): Anpassung der Brandenburgischen Bewertungssystematik Altlasten an die aktuellen bundesgesetzlichen Vorgaben: Brandenburgisches System zur einzelfallbezogenen Gefahrenbeurteilung und Prioritätensetzung bei Altlast-Verdachtsflächen / Altlasten auf dem Informationsniveau 2 und 3. Teil1: Wissenschaftliche Grundlagen; unveröffentlicht; im Auftrag des Landesumweltamtes Brandenburg, Potsdam.
- ENGWALL, M., HJELM, K. (2000): Uptake of Dioxin-Like Compounds from Sewage Sludge into Various Plant Species – Assessment of Levels Using a Sensitive Bioassay; *Chemosphere* 40, 1189-195.
- EPA – United States Environmental Protection Agency (1996): Soil Screening Guidance: Technical Background Document; Publication 9355.4-17A, Washington.
- ERNST (1994): Wirkungen erhöhter Bodengehalte an Arsen, Blei und Cadmium auf Pflanzen; in: KREYSA, G., WIESNER, J., [Hrsg.]: Beurteilung von Schwermetallen in Böden von Ballungsgebieten: Arsen, Blei und Cadmium, DECHEMA e.V., Frankfurt a.M., S. 319-355.
- FENT, K. (1998): Ökotoxikologie, Thieme Verlag, Stuttgart.
- FOBIG (1999): Grundlagen für die Bewertung von Kontaminationen des Bodens mit PAK; F+E-Vorhaben des UBA: 29873771, Berlin.
- FÖRSTNER, U. (1983): Bindungsformen von Schwermetallen in Sedimenten und Schlämmen; *Fresenius Zeitschrift für analytische Chemie* 316, 604-611.
- FRICKE, A. (1994): Untersuchungen zum Gehalt an Schwermetallen und organischen Schadstoffen in Böden und Pflanzen in Kleingartenanlagen der Stadt Magdeburg; *Wasser und Boden* 9, 56-60.
- FRIES, G.F., MARROW, G. (1982): Residues in the Fat of Ewes Grazing on Soil Contaminated with Halogenated Hydrocarbons; *Journal of Animal Science*, Band 55, Heft 5, S. 1118-1124.
- FRIES, G.F. (1996): Ingestion of Sludge Applied Organic Chemicals by Animals; *The Science of the Total Environment* 185, 93-108.
- FRIESE, K., BRACK, W., KRÜGER, F., LOHSE, M., MIEHLICH, G., RUPP, H., SCHWARTZ, R., WITTER, B., KHALAMTZEVA, I., PYLENOK, P., SERGUEEV, S. & IASHIN, V. (1998): Hochwassergebundener Schadstoffeintrag in Auen der Elbe und der Oka: Aktueller Stand eines BMBF- und UFZ-geförderten russisch-deutschen Kooperationsprojektes. in: W. Geller, P. Puncochar, D. Bornhöft, J. Boucek, H. Feldmann, H. Guhr, V. Mohaupt, M. Simon, J. Smtrak, J. Spoustova & O. Uhlmann: Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Elbe. 8. Magdeburger Gewässerschutzseminar. Teubner Verlag Stuttgart, S. 58-61.
- FRITZ, W. (1983): Modellversuche zum Übergang von Benzo(a)pyren aus dem Boden in Erntegüter; *Zeitschrift für die gesamte Hygiene* 29 (7), 370-373.
- FROSSARD, R., BONO, R., SCHMUTZ, D. et al. (2000): Cadmium in acht Weizensorten - Ergebnisse eines Anbauversuchs in Nenzlingen, Basel-Landschaft. *Mitteilungen der Lebensmitteluntersuchung und Hygiene*, Band 91, Heft 4, S. 473-483.
- GÄBLER, H.-E., SCHNEIDER, J. (2000): Assessment of heavy-metal contamination of floodplain soils due to mining and mineral processing in the Harz Mountains, Germany. *Environm. Geol.* 39, 774-782.
- GEESON, N.A., ABRAHAMS, P.W., MURPHY, M.P., THORNTON, I. (1998): Fluorine and metal enrichment of soils and pasture herbage in the old mining areas of Derbyshire, UK. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 68, 217-231.
- GERKE, J. WESSEL, E., MEYER, U., RÖMER, W. (1999): Die Citratausscheidung von Weißer Lupine als bestimmender Parameter für die Schwermetallmobilisierung und das Schwermetallanreicherungsvermögen; *Mitteilung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, Bd. 91 (2), 775-778.
- GÖBEL, P. (1984): Alles über Gartenböden; Kosmos Verlag, Stuttgart.
- GRAY, T.C., BULGIN, M.S. (1982): Botulism in an Oregon dairy cow herd. *J. Am. Vet. Assoc.* 180, 160-162.
- GRÜN, M., MACHALETT, B., KRONEMANN, H., MARTIN, M., SCHNEIDER, J. PODLESÁK, W. (1993): Schwermetalle in der Nahrungskette unter besonderer Berücksichtigung des Transfers vom Boden zur Pflanze. In: Grenzwerte für umweltrelevante Spurenstoffe – Tagungsband der DLG-Umweltgespräche, Suhl.
- GULZ, P., GUPTA, S. (2000): Arsenaufnahme von Kulturpflanzen. *Agrarforschung*, Band 7, Heft 8, S. 360-365.
- GUPTA, K., KATHPAL, S., VERMA, A. (1980): Build-up of Aldrin Residues in Soil after Repeated Applications for Five Years.; *Journal of Research*, Band 10, Heft 2, S. 222-228.
- HALL, J.E., SAUERBECK D., L'HERMITE, P. (1992); Effects of Organic Contaminants in Sewage Sludge on Soil Fertility, Plant and Animal; Commission of the European Communities; Luxemburg.
- HARRAD, S.J., SEWART, A.P., ALCOCK, R., Boumphrey, R., BURNETT, V. et al. (1994): Polychlorinated Biphenyls (PCB) in the British Environment: Sinks, Sources and Temporal Trends; *Environmental Pollution* 85, 131-146.
- HEIN, D., DELSCHEN, T. (1994): Bewertung von PAK und PCB in Kulturböden; *Wasser und Boden* (1), 54-59.
- HEINISCH, E., JONAS, K., KLEIN, S. (1993): HCH Isomers in Soil and Vegetation from the Surroundings of an Industrial Landfill of the Former GDR, 1971-1989; *The Science of the Total Environment*, Supplement, 151-159.
- HEINKEN, A., GAUSSMANN, P. (1999): Schwermetalleinträge durch Hochwässer in die Elbtalau und ihre Bewertung aus landwirtschaftlicher Sicht. In: Kiene et al. (Hrsg): Fachtagung Elbe – Dynamik und Interaktion von Fluß und Aue, 4-7.5.1999, Dittenberge (Elbe).

Untersuchung und Bewertung von alllastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
- Materialien -

- HEINRICH, K., LEHMANN, J., SCHULZ, E., KLIMANEK, E.M. (2000): Untersuchungen zum Transport von beta-HCH aus Muldeauenböden in Kultur- und Wildpflanzen, in: Stoffhaushalt von Auenökosystemen: Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen, 301-308.
- HEINRICH, K., SCHULZ, E. (1996): Einfluss des Belastungsgrades unterschiedlicher Böden an ausgewählten pestizid wirkenden Chlorkohlenwasserstoffen auf deren Aufnahme durch Möhren im Gefäßversuch; Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Band 159, S. 615-619.
- HEMBROCK-HEGER, A. (2000): Persistente Schadstoffe in Böden von Überschwemmungsgebieten in NRW – Untersuchungen in Rhein- und Lippeauen. In: Friese, K. et al. (Hrsg.), Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie - Schadstoffe – Bewertungen, Springer-Verlag, Berlin.
- HERWEG, U., MÜLLER, A., ZUMBROICH, Th. (1992): Schwermetallbelastung in Sedimenten und Auenböden des Oberbergischen Kreises als Relikte vergangener Bergbautätigkeit. Abfallwirtschaftsjournal 4, 110-115.
- HEUSCH, K. (1997): Auenböden im fluvialen Stoffsystem – dargestellt am Beispiel der Siegaue bei Hennef, Inaugural-Dissertation, Bonn.
- HOCK, B., ELSTNER, E.F. (1984): Pflanzentoxikologie, Wissenschaftsverlag Mannheim.
- HÖHN, A., HIEROLD, W., SCHALITZ, G., HÖFLICH, G., PRIETZSCH, C., TAUSCHKE, M. (1998): Schadstoffbelastung von Böden im Nationalpark „Unteres Odertal“ vor und nach dem Oderhochwasser 1997. Potsdam.
- HÖHN, A.; HIEROLD, W.; PRIETZSCH, C. UND SCHALITZ, G. (2000): Schwermetallverteilung in Auenböden des Nationalparks Unteres Odertal. In: Friese, K.; Witter, B. und Rode, M. (Hrsg.), Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie – Schadstoffe – Bewertungen, Springer-Verlag, Berlin.
- HONZIK, R., VANA, J., USTAK, S. (1999): Versuche zur Phytoremediation von Schwermetallen; in: Pflanzenbelastung auf kontaminierten Standorten; Internationaler Workshop am 01. und 02.12.1997 am Fraunhofer Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, Schmallebenberg; UBA-Bericht 1/99, 183-190, Berlin.
- HUGENHOLTZ, P., MACRAE, I.C. (1990): Stimulation of Aldrin and Dieldrin Loss from Soils Treated with Carbon Amendments and Saturated-Ring Analogues; Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 45, 223-227.
- HÜLSTER, A., MARSCHNER, H. (1994): PCDD/PCDF-Transfer in Zucchini und Tomaten; Angewandte Ökologie, Bd. 8, 2. Statuskolloquium, 579-589.
- HÜLSTER, A., MARSCHNER, H. (1995): Die Bedeutung des Transferpfades Boden/Pflanze für Dioxine; in: Dechema-Fachgespräche Umweltschutz, 257-270.
- HÜLSTER, A., MARSCHNER, H. (1995): Identifizierung PCDD/PCDF-mobilisierender Verbindungen in Wurzelexsudaten von Zucchini; in: Angewandte Ökologie, 359-369.
- HÜLSTER, A., MÜLLER, J.F., MARSCHNER, H. (1994): Soil-Plant Transfer of Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans to Vegetables of the Cucumber Family; Environmental Science and Technology Bd. 28 (6), 1110-1115.
- INGWERSEN, J., STRECK, T., RICHTER, J. (1999): Ein transpirationsbasiertes Modell zur Prognose der pflanzlichen Cd-Aufnahme; Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Bd. 91 (3), 1466-1469.
- IRGOLIC, K. (1994): Arsen: Bindungsformen in Böden, löslichkeitsbestimmende Faktoren, Erfassung aktuell gelöster und mobilisierter Anteile. In: KREYSA, G., WIESNER, J., [Hrsg.]: Beurteilung von Schwermetallen in Böden von Ballungsgebieten: Arsen, Blei und Cadmium, DECHEMA e.V., Frankfurt a.M., S. 181-196.
- JIANG, W., LIU, D., HOU, W. (2001): Hyperaccumulation of Cadmium by Roots, Bulbs and Shoots of Garlic (*Allium sativum* L.); Bioresource Technology, Band 76, S. 9-13.
- JORGENSEN, J.L. (2001): Aldrin and Dieldrin: A Review of Research on Their Production, Environmental Deposition and Fate, Bioaccumulation, Toxicology, and Epidemiology in the United States; Environmental Health Perspectives 109, 113-139.
- KAMPE, W. (1987): Organische Stoffe in Böden und Pflanzen nach langjährigen, intensiven Klärschlammanwendungen; Korrespondenz Abwasser, Bd. 34 (8), 820-827.
- KAYSER, A. SCHULIN, R., FELIX, H. (1999): Feldversuche zur Phytoremediation schwermetallbelasteter Böden; in: Pflanzenbelastung auf kontaminierten Standorten; Internationaler Workshop am 01. und 02.12.1997 am Fraunhofer Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, Schmallebenberg; UBA-Bericht 1/99, 170-182, Berlin.
- KAYSER, A. WENGER, K., FELIX, H.R., GUPTA, S., SCHULIN, R., ATTINGER, W. (1999): Ein Feldversuch zur Sanierung eines mit Zink, Kupfer und Cadmium belasteten Standorts mit Hilfe von Pflanzen; Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Bd. 91 (3), 1249-1252.
- KELCH, W.J., KERR, L.A., PRINGLE, J.K., ROHRBACH, B.W.; WHITLOCK, R.H. (2000): Fatal Clostridium botulinum toxicosis in eleven Holstein cattle fed round bale barley haylage. J. Vet. Diagn. Invest. 12, 453-455.
- KELLER, H., RÖMER, W. (2001): Cu-, Zn- und Cd-Aneignungsvermögen von zwei Spinatgenotypen in Abhängigkeit von der P-Versorgung und Wurzelexsudation; Journal of Plant Nutrition and Soil Science, Band 164, S. 335-342.
- KERLER, F., SCHÖNHERR, J. (1988): Permeation of Lipophilic Chemicals Across Plant Cuticles: Prediction from Partition Coefficients and Molar Volumes; Archives of Environmental Contamination and Toxicology, Band 17, S. 7-12.

Untersuchung und Bewertung von altlastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
- Materialien -

- KIFLOM, W., WANDIGA, S., NG'ANG'A P. et al. (1999): Variation of Plant p,p-DDT Uptake with Age and Soil Type and Dependence of Dissipation on Temperature; *Environment International*, Band 25, Heft 4, S. 479-487.
- KIRCHGESSNER, M. (1987): Tierernährung. DLG-Verlag.
- KLEIMAN, I.D., COGLIATTI, D.H. (1997): Uptake of Chromate in Sulfate Deprived Wheat Plants; *Environmental Pollution* 97, 1-2, 131-135.
- KLOKE, A., SCHENKE, H.-D. (1979): Der Einfluss von Cadmium im Boden auf den Ertrag verschiedener Pflanzenarten und deren Cadmiumgehalt; *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 142, 131-136.
- KNOCHE, H., BRAND, P., VIERECK-GÖTTE, L., BOCKEN, H. (1999): Schwermetalltransfer Boden-Pflanze: Ergebnisse der Auswertungen hinsichtlich der Königswasser- und Ammoniumnitrat-Extraktion anhand der Datenbank TRANSFER; UBA-Texte 11/99, Berlin.
- KNOCHE, H., KLEIN, M., KOERDEL, W., WAHLS, U., HUND, K., MÜLLER, J., KLEIN, W. (1995): Literaturstudie zur Ableitung von Bodengrenzwerten für PAK, UBA-Texte 71/95, Berlin.
- KOMOŖA, D., LANGEBARTELS, C., SANDERMANN, H. (1995): Metabolic Processes for Organic Chemicals in Plants; in: S. Trapp, J.C. Mc Farlane: *Plant Contamination*, 69-103, Lewis Publishers, Boca Raton.
- KÖNIG, W., (1985): Schwermetallbelastung von Böden und Kulturpflanzen im Einflussbereich verschiedener Belastungsursachen; *VDLUFA Schriftenreihe* 16, Kongressband 1985, 239-247.
- KÖSTER, W., MERKEL, D., MATTER, J. (1985): Ableitung tolerierbarer Cd-Gehalte in Böden aus Cd-Gehalten verschiedener Kulturpflanzen; *VDLUFA Schriftenreihe* 16, Kongressband 1985, 219-230.
- KOTTUTZ, E., HARMS, H. (1991): Aufnahme, Metabolismus und Rückstandsverhalten organischer Xenobiotika in Pflanzen, *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie*, Bd. 19/III, Ökologie und Naturschutz im Agrarraum, 183-188.
- KRAUSE, G.H.M. (1992): Transfer von polychlorierten Dibenzo-p-dioxinen und Dibenzofuranen aus Böden in Pflanzen; *Jahresbericht 1981 der Landesanstalt für Immissionsschutz, NRW, Essen*, 47-55.
- KRAUSE, G.H.M., PRINZ, B., RADERMACHER, L. (1995): PCDD-Transfer über die Pfade Boden/Pflanze und Luft/Pflanze; in: *Dechema-Fachgespräche Umweltschutz, Kriterien zur Beurteilung organischer Bodenkontaminationen: Dioxine (PCDD/F) und Phthalate*, 287-307.
- KREYSA, G., WIESNER, J. (1995): Kriterien zur Beurteilung organischer Bodenkontaminationen: Dioxine (PCDD/F) und Phthalate: *Internationale Expertenbeiträge und Resümee in: Dechema-Fachgespräche Umweltschutz*.
- KRÜGER, F., RUPP, H., MEISSNER, R., MIEHLICH, G., FRIESE, K. (2000): Hochwassergebundener Schadstoffeintrag und Metalltransfer in die Grünlandvegetation an der Elbe. *Tangingsband 9. Magdeburger Gewässerschutzseminar – 10 Jahre integriertes Management im Einzugsgebiet der Elbe*, Hennef.
- KÜHN, S. (1995): Deutsch-Polnischer Erfahrungsaustausch über Bewertungsmaßstäbe für Bodenbelastungen und Schadstoffdepositionen am Beispiel Klein- und Hausgärten: *Bewertung von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen, speziell Benzo(a)pyren in Böden und Pflanzen*, Forschungsbericht 1995.
- KÜHN, S. (1995): Relevanz von Boden- und Luftkontaminationen durch polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe für Pflanzen in Kleingärten, *Forum Städte Hygiene*, Bd. 46 (6), 386-393.
- KTBL - Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (2002): Erfassung von Schwermetallströmen in landwirtschaftlichen Tierproduktionsbetrieben. *Laufendes UBA-Vorhaben*.
- KURZ, H., SCHULZ, R., RÖMHELD, V. (1999): Selection of Cultivars to Reduce the Concentration of Cadmium and Thallium in Food and Fodder Plants. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, Band 162, S. 323-328.
- KUSHWAH, A, K.S., GUPTA, H.C.L. (1980): Effect of Autoclaving, Moisture and Rate of Application on the Degradation and Conversion of Aldrin into Dieldrin in Soil; *Indian Journal of Entomology* 42 (2), 166-169.
- LABO-Länderarbeitsgemeinschaft Boden – ad-hoc-AG „Schwermetalltransfer Boden/Pflanze“ des AK „Bodenbelastung“ (1998a): *Eckpunkte zur Gefahrenbeurteilung des Wirkungspfad Bodenverunreinigung/Altlasten – Pflanze*. Hrsg.: D. Rosenkranz, G. Bachmann, W. König, G. Einsele; Kennnummer 9009, Erich Schmidt Verlag Berlin.
- LABO-Länderarbeitsgemeinschaft Boden (1998b): *Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden*; in *Bodenschutz – Loseblattsammlung*, Hrsg.: D. Rosenkranz, G. Bachmann, W. König, G. Einsele; Kennnummer 9006, Erich Schmidt Verlag Berlin.
- LABO-Länderarbeitsgemeinschaft Boden (ad-hoc-AG "Schwermetall-Transfer" des AK "Bodenbelastung" (1995): *Leitfaden für die Durchführung eines länderübergreifenden Untersuchungsprogramms zum Schwermetalltransfer Boden-Pflanze*.
- LIEBE, F., WELP, G. BRÜMMER, G.W: (1997): *Mobilität anorganischer Schadstoffe in Böden Nordrhein-Westfalens*, in: *Landesamt für Wasser und Abfall (Hrsg.): Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz*, Band 2, Essen.
- LOMBI, E., WENZEL, W.W. (1999): *Phytosanierung: Grundlegende Prozesse und künftige Verbesserungen*; in: *Pflanzenbelastung auf kontaminierten Standorten*; *Internationaler Workshop am 01. und 02.12.1997 am Fraunhofer Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, Schmalleberg*; UBA-Bericht 1/99, 157-182, Berlin.

Untersuchung und Bewertung von altlastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
- Materialien -

- LORBER, M., PINSKY, P. (2000): An Evaluation of Three Empirical Air-to-leaf Models for Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans. *Chemosphere*, Heft 41, S. 931-941.
- LOVETT, A., FOXELL, C., CHEWE, D. (1997): PCB and PCDD/DF Congeners in Locally Grown Fruit and Vegetable Samples in Wales and England; *Chemosphere*, Band 34, Heft 5-7, S. 1421-1436.
- LUA BB – Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.) (1997a): Schwermetallgehalte brandenburgischer Böden, Potsdam.
- LUA BB – Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.) (1997b): Rieselfelder südlich Berlins. Studien und Tagungsberichte, Band 13/14. Schriftenreihe ISSN 0948-0838, Potsdam.
- LUA BB – Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.) (1998): Das Sommerhochwasser an der Oder 1997. Studien und Tagungsberichte, Band 16. Schriftenreihe ISSN 0948-0838, Potsdam.
- LUA BB – Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.) (1998): Regionale Kennzeichnung und Bewertung der Schadstoffbelastung von Überschwemmungsgebieten zur Landnutzungsplanung am Beispiel des Nationalparks „Unteres Odertal“. Potsdam.
- LUA BB - Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.) (1999): Schadstoffbelastung von Böden im Nationalpark "Unteres Odertal" vor und nach dem Oderhochwasser 1997. Studien und Tagungsberichte, Band 22. Schriftenreihe ISSN 0948-0838, Potsdam.
- LUA BB – Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.) (2000): Die Bodenbelastung brandenburgischer Haus- und Kleingärten durch Schadstoffe. Fachbeiträge - Titelreihe, Heft Nr. 48, Potsdam.
- LUA NRW – Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (2000): Weitere Sachverhaltsermittlungen bei Überschreitung von Prüfwerten nach der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung für die Wirkungspfade Boden-Mensch und Boden-Nutzpflanze, Merkblatt Nr. 22, Essen.
- LUA NRW – Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (2001): Datenbank bodenrelevanter Stoff- und Rechtseigenschaften (Schadstoffdatenbank SSDB), Essen.
- LUEBBEN, S., SAUERBECK, D. (1991): Transferfaktoren und Transferkoeffizienten für den Schwermetallübergang Boden-Pflanze; Bericht aus der ökologischen Forschung Bd. 6, Auswirkungen von Siedlungsabfällen auf Böden, Bodenorganismen und Pflanzen; BMFT-Forschungsvorhaben 0339059, 180-223.
- MARKARD, C. (1988): Organische Stoffe in Klärschlamm – eine Gefahr für die Nahrungskette, Teil I; Korrespondenz Abwasser, Bd. 35 (5), 449-452.
- MARKARD, C. (1988): Organische Stoffe in Klärschlamm – eine Gefahr für die Nahrungskette, Teil II; Korrespondenz Abwasser, Bd. 35 (6), 582-586.
- MARSCHNER, H. (1986): Verhalten von Schwermetallen geogener und anthropogener Herkunft - Ermittlung und Bewertung; *Umweltschutz in Baden-Württemberg*, Forum Bodenschutz, 24-45.
- MATTHIES, M., BEHRENDT, H. (1995): Dynamics of Leaching, Uptake and Translocation; in: S. Trapp, J.C. McFarlane: *Plant Contamination*, 215-243, Lewis Publishers, Boca Raton.
- MATTHIES, M., TRAPP, S. (1994): Transfer von PCDD/F und anderer organischer Umweltchemikalien im System Boden-Pflanze-Luft; III. Transferfaktoren Boden-Pflanze und Luft-Pflanze; *Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie* 6(5) 297-3032.
- MATTHIES, M., TRAPP, S., BEHRENDT, H. (1995): Modellierung von Transferpfaden; in: *Kriterien zur Beurteilung organischer Boden-Kontaminationen: Dioxine und Phthalate*, Hrsg.: DECHEMA e.V., Frankfurt am Main.
- MCFARLANE, J.C. (1995): Anatomy and Physiology of Plant Conductive Systems; in: S. Trapp, J.C. McFarlane: *Plant Contamination*, 13-36, Lewis Publishers, Boca Raton.
- MCLACHLAN, M. (1996): Bioaccumulation of Hydrophobic Chemicals in Agricultural Food Chains; *Environmental Science and Technology*, Band 30, Heft 1, S. 252-259.
- MCLACHLAN, M.S. (1997): Simple Model to Predict Accumulation of PCDD/F in an Agricultural Food Chain; *Chemosphere* Bd. 34 (5-7), 1263-1276.
- MCLACHLAN, M.S. (1999): Framework for the Interpretation of Measurements of SOCs in Plants; *Environmental Science and Technology*, 33, 1799-1804.
- MERKEL, D. (1999): Minimierung der Schadstoffaufnahme durch Sortenwahl. Vortrag auf dem internationalen Workshop am Fraunhofer Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie; in: *Pflanzenbelastung auf kontaminierten Standorten*, UBA-Bericht 1/99, 28-39, Berlin.
- METZ, R., DORN, J. (1996): Das Zusammenwirken organischer und mineralischer Schadstoffe beim Schwermetalltransfer Boden-Pflanze, Tagungsband: Rieselfelder in Berlin und Brandenburg, 119-124.
- METZ, R., DORN, J., WILKE, B.M. (1998): Das Zusammenwirken von organischen und mineralischen Schadstoffen beim Boden-Pflanze-Transfer auf einem aufdotierten Rieselfeldboden im Gefäß; *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie*, Bd. 28, 465-470.
- MIEHLICH, G. (1983): Schwermetallanreicherung in Böden und Pflanzen der Pevestorfer Elbaue (Kreis Lüchow-Dannenberg). *Abh. naturwiss. Ver. Hamburg*, 25, S.75-89.
- MIEHLICH, G. (1994): Auen und Marschen als Senken für belastete Sedimente der Elbe. in: Guhr H., Prange A., Puncochar P., Wilken R. & Büttner B.: *Die Elbe im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie*. 6. Magdeburger Gewässerschutzseminar. Stuttgart: Teubner Verlag. S. 307 - 312.

Untersuchung und Bewertung von alllastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
- Materialien -

- MISHRA, S., SHANKER, K., SRIVASTAVA, S. et al. (1997): A Study on the Uptake of Trivalent and Hexavalent Chromium by Paddy (*Oryza sativa*): possible Chemical Modifications in Rhizosphere, Agriculture, Ecosystems and Environment, Band 62, S. 53-58.
- MISHRA, S., SINGH, V., SRIVASTAVA, S. et al. (1995): Studies on Uptake of Trivalent and Hexavalent Chromium by Maize (*Zea mays*); Food Chemistry and Toxicology, Band 33, Heft 5, S. 393-397.
- MISRA, S., LAL, L., AWASTHI, M. (1982): Persistence of Aldrin and Dieldrin in Potatoes. Journal of Food Science and Technology, Band 19, Heft 1, S. 11-14.
- MOHR, H., SCHOPFER, P. (1978): Lehrbuch der Pflanzenphysiologie, Springer Verlag Berlin.
- MOHR, H.-D. (1983): Toxizität von Cr III und Cr VI und ihre Aufnahme in die Rebe (*Vitis vinifera*) bei unterschiedlicher Bodenreaktion; Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde Bd. 146 (4), 516-524.
- MORGAN, K.T., KELLY, B.G., BUXTON, D. (1975): Vascular leakage produced in the brains of mice by Clostridium welchii type D toxin. Journal of Comparative Pathology, 85, 461-466.
- MÜLLER, I., DELSCHEN, T. (2000): Maßnahmen zur Gefahrenabwehr bei schädlichen Bodenveränderungen – Wirkungspfade Boden-Mensch (Direktpfad) und Boden-Nutzpflanze -; Sachstandsbericht des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalen vom 12.12.2000 (unveröffentlicht).
- MÜLLER, J.F., HÜLSTER, A., PÄPKE, O., BALL, M., MARSCHNER, H. (1994): Transfer of PCDD/PCDF from Contaminated Soils into Carrots Lettuce and Peas; Chemosphere 29, 2175-2181.
- MÜLLER, P. (1984): Insektizide, Akarizide, Nematizide; in: Pflanzentoxikologie; Hrsg.: B. Hock, E.F. Elstner, 176-188, Wissenschaftsverlag Mannheim.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL (1980): Mineral tolerance of domestic animals. Nat. Academy of Sciences, 577 S., Washington, D.C.
- NEDELKOSKA, T., DORAN, P. (2000): Hyperaccumulation of Cadmium by Hairy Roots of *Thlaspi caerulescens*; Biotechnology and Bioengineering, Band 67, Heft 5, S. 607-615.
- ÖBORN, I., JANSSON, G., JOHNSON, L. (1995): A Field Study on the Influence of Soil pH on Trace Element Levels in Spring Wheat, Potatoes and Carrots; Water, Air and Soil Pollution 85, 835-840.
- O'CONNOR, G.A., CHANEY, R.L. (1991): Bioavailability to Plants of Sludge-borne Toxic Organics; Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, Bd. 121, 129-155.
- PATERSON, S., MACKAY, D. (1995): Interpreting Chemical Partitioning in Soil-Plant-Air Systems with an Fugacity Model; in: S. Trapp, J.C. Mc Farlane: Plant Contamination, 191-214, Lewis Publishers, Boca Raton.
- PATRA, M., SHARMA, S. (2000): Mercury Toxicity in Plants; The Botanical Review 66 (3), 379-422.
- PEIJNENBURG, W., BAERSELMANN, R., DE GROOT, A., JAGER, T., LEENDERS, D., POSTHUMA, L., VAN VEEN, R. (2000): Quantification of Metal Bioavailability for Lettuce (*Lactuca sativa* L.) in Field Soils; Archives of Environmental Contamination and Toxicology 39, 420-430.
- PEKLO, G., NIEHUS, B., POPP, R., SCHILLER, C. (1999): Ein Beitrag zur Bewertung der Toxizität immissionsbedingter polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe in Pflanzen mit Hilfe von Toxizitätsäquivalentfaktoren; Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft, Bd. 59 (11/12), 475-478.
- PICKERING, I., PRINCE, R., GEORGE, M. et al. (2000): Reduction and Coordination of Arsenic in Indian Mustard; Plant Physiology, Band 122, S. 1171-1178.
- PITTEN, F.A., MÜLLER, G., KÖNIG, P. et al. (1999): Risk Assessment of a Former Military Base Contaminated with Organoarsenic-based Warfare Agents: Uptake of Arsenic by Terrestrial Plants; The Science of the Total Environment, Band 226, S. 237-245.
- PITTEN, F.A., MÜLLER, G., KÖNIG, P., SCHMIDT, D., KRAMER, A. (1998): Arsenaufnahme von Wildpflanzen auf einem kampfstoffkontaminierten Rüstungsaltslastenstandort; Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 10 (2), 75-80.
- POTESTA, H., BRANDT, O., GEYER, S., DERMITZEL, J. (2000): Belastung durch polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe und Hexachlorcyclohexan in Böden der Muldeauen bei Bitterfeld/Wolfen; in: Stoffhaushalt von Auenökosystemen: Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen, 317-326.
- PRUESS, A. (1992): Vorsorgewerte und Prüfwerte für mobile, mobilisierbare, potentiell ökotoxische Spurenelemente in Böden; Ulrich Grauer Verlag, Wendlingen.
- PRÜESS, A. (1994): Vorsorgewerte und Prüfwerte für mobile ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbare) Spurenelemente in Mineralböden. In: KREYSA, G., WIESNER, J., [Hrsg.]: Beurteilung von Schwermetallen in Böden von Ballungsgebieten: Arsen, Blei und Cadmium, DECHEMA e.V., Frankfurt a.M., S. 415-467.
- RENGER, M., HOFFMANN, C., SCHLENTHER, L. (1995): Bindung, Mobilität und Transport von Schadstoffen in Rieselfeldflächen. In: LUA Brandenburg (Hrsg.): Rieselfelder Brandenburg-Berlin. Studien und Tagungsberichte, Band 9, Seite 32-40.
- RIEDERER, M. (1995): Partitioning and Transport of Organic Chemicals Between the Atmospheric Environment and Leaves; in: S. Trapp, J.C. Mc Farlane: Plant Contamination, 153-190, Lewis Publishers, Boca Raton.
- RIKKEN, M.G.J., LIJZEN, J.P.A., CORNELESE, A.A. (2001): Evaluation of Model Concepts on Human Exposure; RIVM-Report-Nr. 711701022, Bilthoven, Niederlande.
- RIPPEN, G. - Handbuch für Umweltchemikalien – Loseblattsammlung; aktuelle Fassung, ecomed Verlag Landsberg.



Untersuchung und Bewertung von altlastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
- Materialien -

- ROCK, S. (1999): Möglichkeiten und Grenzen der Phytoremediation; in: Pflanzenbelastung auf kontaminierten Standorten; Internationaler Workshop am 01. und 02.12.1997 am Fraunhofer Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, Schmallenberg; UBA-Bericht 1/99, 144-156, Berlin.
- RÖMER, W., EGGLE, K., KANG, D., KELLER, H., WESSEL, E., GERKE, J. (1999): Exsudation organischer Säuren durch *Lupinus albus*, *Lupinus angustifolius*; *Lolium multiflorum*, *Triticum aestivum* und ihre Bedeutung für die Cadmium-Aufnahme; Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Bd. 91 (2), 855-858.
- ROTH, K. OBERLÄNDER, H. E. (1980): Synergistische Hemmung der Ertragsbildung bei jungen Weizenpflanzen durch Cadmium und Zink; *Naturwissenschaften* 67, 260-261.
- RÜCK, F. (2000): Ableitung von Boden-Grenzwerten: Vorgaben und Bewertungsansätze. In: Böcker, R. (Hrsg): *Bodenschutztag Baden-Württemberg* und 32. Hohenheimer Umwelttagung 27.-29. Januar 2000.
- RUEDEL, H., HAMMEL, W., WENZEL, A. (2000): Verteilung und Wirkung von Chrom (VI) am Beispiel unterschiedlich belasteter Böden; UBA-Forschungsbericht 000119 (FKZ: 298 732 47), Berlin.
- RUPP, H., KRÜGER, F., BÜTTNER, O., KUNERT, M., MEISSNER, R., MUHS, K., WITTER, B. (1999): Wirkung von Hochwasserereignissen auf die Schadstoffbelastung von Auen und kulturwirtschaftlich genutzten Böden im Überschwemmungsbereich von Oka und Elbe, Leipzig.
- SAUER, M., WALTER, C. (1998): Schwermetalle in Auenlehmen der Bremer Wesermarsch: Geogene und anthropogene Gehalte. *Wasser & Boden*, 50, 35-37.
- SAUERBECK, D. (1983): Welche Schwermetalle in Pflanzen dürfen nicht überschritten werden, um Wachstumsbeeinträchtigungen zu vermeiden? *Landwirtschaftliche Forschung, Sonderheft*, Jg. 39, 108-129.
- SAUERBECK, D. (1989): Der Transfer von Schwermetallen in die Pflanze. In: *Dechema – Fachgespräche Umweltschutz – Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden*, Frankfurt.
- SCHALITZ, G., BEHRENDT, A., LEIPNITZ, W. (2000): Schwermetall- und Stoffbelastungen in der Überflutungsau der unteren Oder und Konsequenzen für die Nutztierhaltung. In: *Tagungsband der AG Grünland & Futterbau*, 44. Jahrestagung vom 24.-26.08.2000 in Kiel, 229-232.
- SCHALLER, A., DIEZ, T. (1991): Pflanzenspezifische Aspekte der Schwermetallaufnahme und Vergleich mit den Richt- und Grenzwerten für Haus- und Futtermittel; Bericht aus der ökologischen Forschung Bd. 6, Auswirkungen von Siedlungsabfällen auf Böden, Bodenorganismen und Pflanzen; BMFT-Forschungsvorhaben 0339059, 91-125.
- SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL (1989): *Lehrbuch der Bodenkunde*, Enke Verlag, Stuttgart.
- SCHEUNERT, I., KORTE, F. (1986): Comparative Laboratory and Outdoor Studies on the Behaviour of 146-Labelled Chlorinated Benzene in Soil; in: 1. International TNO Conference on Contaminated Soil, Utrecht, Niederlande, 141-143.
- SCHEUNERT, I., TOPP, E., SCHMITZER, J., KLEIN, W., KORTE, F. (1985): Formation and Fate of Bound Residues of 146-Benzene and 146-Chlorobenzenes in Soil and Plants; *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Bd. 9, 159-170.
- SCHLÜTER, K., GÄTH, S. (1998): Überprüfung und Fortschreibung der Bodenwerte für den Boden-Pflanze-Pfad; Teilbericht: Evaporation von Quecksilber aus kontaminierten Böden und deren Bodennutzung für die Hg-Aufnahme von Kulturpflanzen; *Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; Forschungsbericht 29671005*
- SCHOLZ, R.W., NOTHBAUM, N., MAY, T.W., BROCKMANN, R., BODE, H., DEUBEL, K.H., HIPPE, U. (1992): Klassifikation CKW-kontaminierter Flächen im Überschwemmungsgebiet der Mulde und Elbe; in: *Schadstoffe und Umwelt*, Bd. 10, Bitterfeld: Modellhafte ökologische Bestandsaufnahme einer kontaminierten Industrieregion; Beiträge der 1. Bitterfelder Umweltkonferenz, 171-173.
- SCHROLL, R., SCHEUNERT, I. (1992): Uptake of the Lipophilic Model Compound Hexachlorbenzene by Different Plant Species During the Vegetation Period; *Fresenius Environmental Bulletin*, Bd. 1, 334-338.
- SCHROLL, R., BIERLING, B., CAO, G., DÖRFLER, U., LAHANIATI, M., LANGENBACH, T., SCHEUNERT, I., WINKLER, R. (1994): Uptake Pathways of Organic Chemicals from Soils by Agricultural Plants; *Chemosphere* 28, 2, 297-303.
- SCHROLL, R., CAO, G., DÖRFLER, U., LAHANIATI, M., LANGENBACH, T., SCHEUNERT, I., WINKLER, R. (1994): Uptake Pathways of Organic Chemicals from Soil by Agricultural Plants; *Chemosphere* Bd. 28 (2), 297-303.
- SCHROLL, R., SCHEUNERT, I. (1992): A Laboratory System to Determine Separately the Uptake of Organic Chemicals from Soil by Plant Roots and by Leaves after Vaporization; *Chemosphere*, Bd. 24 (1), 97-108.
- SCHROLL, R., SCHEUNERT, I. (1992): Time-Course of the Bioconcentration of Hexachlorbenzen-14 C in Barley and Carrot Roots; *Fresenius Environmental Bulletin*, Bd. 1, 329-333.
- SCHULIN, R. (1997): Schwermetallaufnahme durch Pflanzen bei hoher Bodenbelastung; *Agrobiological Research*, Bd. 50 (4), 343-349.
- SCHULTHEISS, U., KLAGES-HABERKERN, S., DÖHLER, H. (2000): Auswirkungen rechtlicher Regelungen auf die landbauliche Verwertung von Sekundärrohstoffdüngern, insbesondere Klärschlamm. 2. Aufl. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL), Darmstadt.

Untersuchung und Bewertung von altlastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
- Materialien -

- SCHULZ, E., HEINRICH, K. (1997): Untersuchung zur Pflanzenverfügbarkeit organischer Umweltschadstoffe aus einer Tiefehm-Fohlerde und einer Loess-Schwarzerde; Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Bd. 84, 415-418.
- SCHULZ, E., HEINRICH, K. (1999): Nutzung von Böden aus Dauerfeldversuchen für Modelluntersuchungen zu Transfer- und Bindungsprozessen organischer Fremdstoffe im System Boden Pflanze, in: KFZ-Bericht (Umweltforschungszentrum Leipzig), Bd. 24, Dauerdüngungsversuche als Grundlage für nachhaltige Landnutzung und Quantifizierung von Stoffkreisläufen; Internationales Symposium, 317-320.
- SCHULZ, E., HEINRICH, K., KLIMANEK, E.M. (2000): Abschätzung der Mobilität und Verfügbarkeit von Organochemikalien im Boden, in: Stoffhaushalt von Auenökosystemen: Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen, 309-316.
- SCHWARTZ, R. (1999): Beurteilung der Stoffeinträge über frische Schlämme für die Böden in der rezenten Aue und in zukünftigen Außendeichsflächen der unteren Mittelelbe. Hamburger Bodenkundl. Arb., 44: S. 84 - 92.
- SHARMA, D., SHARMA, C. (1993): Chromium Uptake and its Effects on Growth and Biological Yield of Wheat; Cereal Research Communications, Band 21, Heft 4, S. 317-322.
- SHORT, S.J., TITBALL, R.W., LINDSAY, C.D. (2000): An assessment of the in vitro toxicology of Clostridium perfringens type D  $\epsilon$ -toxin in human and animal cells. Human & Experimental Toxicology, 19, 108-116.
- SIMMLEIT, N., DOETSCH, P. (1994): Umweltmedizinische Beurteilung der Exposition des Menschen durch altlastenbedingte Schadstoffe (UMS); Forschungsbericht des UBA (10340107), Berlin.
- SIMS, R.C., OVERCASH, M.R. (1983): Fate of Polynuclear Aromatic Compounds in Soil-Plant-System; Research Review 88, 1-68.
- SINGH, G., KATHPAL, T., KUSHWAHA, K. et al. (1985): Persistence of Aldrin in Flooded Soil Under the cover of Rice; Ecotoxicology and Environmental Safety, Heft 9, S. 294-299.
- SINGH, K.K., JHA, G.J., CHAUHAN, V.S., SINGH, P.N. (1985): Pathology of Chronic Aldrin Intoxication in Goats; Zentralblatt für Veterinärmedizin 32 (6) 437-444.
- SOMMER, B., MARSCHNER, H. (1986): Pflanzenverfügbarkeit von Schwermetallen; Agrar- und Umweltforschung Baden-Württemberg, Bd. 13., Stuttgart.
- SOTIRIOU, N., MOZA, P., SCHEUNERT, I., FEICHT, E.A. (1994): Uptake and Fate of  $^{14}\text{C}$ -Hexachlorbenzene in Tobacco and Wheat Plants; Fresenius Environmental Bulletin, Bd. 3 (3), 175-180.
- SRIVASTAVA, M. et al. (1994): Studies on the Uptake of Trivalent and Hexavalent Chromium by Onion (*Allium cepa*); Chemical Speciation and Bioavailability, Band 6, Heft 1, S. 27-30.
- SRIVASTAVA, S., PRAKASH, S., SRIVASTAVA, M. (1999): Studies on Mobilization of Chromium with Reference to its Plant Availability – Role of Organic Acids; BioMetals 12, 201-207.
- STAEMPFLI, H., OLIVER, O. (1993): Disease caused by Clostridium species. In: Current veterinary therapy 3, food animal practice, ed. Howard J.L., WB Saunders, Philadelphia, 568-569.
- STENZ, B., SCHULIN, R., SCHENK, M. (1997): Schwermetallaufnahme durch Kulturpflanzen auf belasteten Böden; Wasser und Boden, Heft 2, S. 7-14.
- STOYKE, M., LUSKY, K., DOBERSCHÜTZ, K. (1994): Untersuchungen zur Belastung von Futtermitteln, Obst und Gemüse mit Benzo(a)pyren (BaP) im Land Brandenburg; Die Nahrung, Band 38, Heft 3, S. 259-266.
- STUBENRAUCH, S., HEMPFLING, R., SIMMLEIT, N. (1994): Abschätzung der Schadstoffexposition in Abhängigkeit von Expositionsszenarien und Nutzergruppen; Teil I: Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 6, 1, 41-49; Teil II; Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 6, 3, 165-174; Teil III: Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 6, 5, 289-296.
- TERYTZE, K., BÄULKE, N., BÖHMER, W., MÜLLER, J. (1998): Einschätzung der Konzentrationsprofile polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe in Böden des Biosphärenreservats Spreewald; Umweltwissenschaften und Schadstoffforschung, Bd. 10 (6), 326-332.
- TERYTZE, K., HUCK, S. (2000): Ableitung von Schwellen- und Prüfwerten – Aktuelle Entwicklungen zur Ausarbeitung ökotoxikologischer Prüfwerte für die Beurteilung der Bodenqualität; in: Toxikologische Beurteilung von Böden: Leistungsfähigkeit biologischer Testverfahren, 219-229.
- THORNTON, I., KINNIBURGH, D.G. (1977): Intake of lead, copper and zinc by cattle from soil and pasture. Zit. in: Grün, M. et al. 1993.
- TOPP, E., SCHEUNERT, I., KORTE, F. (1989): Kinetics of the Uptake of  $^{14}\text{C}$ -Labelled Chlorinated Benzenes from Soil by Plants; Ecotoxicology and Environmental Safety, Bd. 17, 157-166.
- TOPP, E.M. (1986): Aufnahme von Umweltchemikalien in der Pflanze in Abhängigkeit von physikalisch-chemischen Stoffeigenschaften, Hochschulschrift (Technische Universität München).
- TRAPP, S. (1992): Modellierung der Aufnahme organischer Chemikalien in Pflanzen; Hochschulschrift (Technische Universität München).
- TRAPP, S. (1995): Model for Uptake of Xenobiotics into Plants; in: S. Trapp, J.C. Mc Farlane: Plant Contamination, 107-151, Lewis Publishers, Boca Raton.
- TRAPP, S., MATTHIES, M. (1994): Transfer von PCDD/F und anderen organischen Umweltchemikalien im System Boden-Pflanze-Luft; II. Ausgasung aus dem Boden und Pflanzenaufnahme; Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 6 (3) 157-163.

Untersuchung und Bewertung von altlastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
- Materialien -

- TRAPP, S. MATTHIES, M. (1994): Transfer von PCDD/F und anderen organischen Umweltchemikalien im System Boden-Pflanze-Luft; III. Transferfaktoren Boden-Pflanze und Luft-Pflanze; Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 6 (3) 157-163.
- TRAPP, S. MATTHIES, M., KAUNE, A. (1994): Transfer von PCDD/F und anderen organischen Umweltchemikalien im System Boden-Pflanze-Luft; I. Modellierung des Transferverhaltens; Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 6(1) 31-40.
- TRAPP, S., MATTHIES, M., REITER, M. (1998): Überprüfung und Fortentwicklung der Bodenwerte für den Boden-Pflanze-Pfad: Teilprojekt Transferfaktoren Boden-Pflanze, UBA-Forschungsbericht 98-114/1 (FKZ = 29671005), Berlin.
- TRAPP, S., MATTHIES, M. (1995): Generic Model for Uptake of Organic Chemicals by Foliar Vegetation; Environmental Science and Technology 29, 2333-2338 (zit. nach TRAPP & SCHWARZ 2000).
- TRAPP, S., SCHWARTZ, S. (2000): Proposals to Overcome Limitations in the EU Chemical Risk Assessment Scheme; Chemosphere, Band 41, S. 965-971.
- ULLRICH, M.S., RAMSEY, M.H., HELIOS-RYBICKA, E. (1999): Total and exchangeable concentrations of heavy metals in soils near Bytom, an area of Pb/Zn mining and smelting in Upper Silesia, Poland. Appl. Geochem. 14, 187-196.
- UVM: <http://uvm.baden-wuerttemberg.de/alfaweb/berichte/mza04/kaps30.htm> (Auszug aus Handbuch für die Einkapselung von Altablagerungen 1990)
- VERSLUIJS, C.W. (1999): Pflanzenbelastung auf kontaminierten Standorten – Situation in den Niederlanden; in: Pflanzenbelastung auf kontaminierten Standorten; Internationaler Workshop am 01. und 02.12.1997 am Fraunhofer Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, Schmallenberg; UBA-Bericht 1/99, 114-137, Berlin.
- VERSLUIJS, C.W., KOOPS, R., KREULE, P., WAITZ, M.F.W. (1998): The Accumulation of Soil Contaminants in Crops, Location-specific Calculation based on the CSOIL Module; Part 1 Evaluation and Suggestion for Model Development; RIVM – Report No. 711701008, Bilthoven, Niederlande.
- VETTER, H. (1983): Schwermetalle in der Nahrungskette – Belastungsgrenzen für Pflanzen. Landwirtsch. Forschung. Sh. 39, 12-27.
- WALISZEWSKI, S. (1993): Residues of Lindane, HCH Isomers and HCB in the Soil after Lindane Application; Environmental Pollution, Band 82, S. 289-293.
- WALLNÖFER, P.R., ENGELHARDT, G. (1984): Schadstoffe, die aus dem Boden aufgenommen werden; in: Pflanzentoxikologie; Hrsg.: B. Hock, E.F. Elstner, 95-117, Wissenschaftsverlag Mannheim.
- WANG, M., JONES, K. (1994): Occurrence of Chlorobenzenes in Nine United Kingdom Retail Vegetables; Journal of Agricultural and Food Chemistry, Band 42, Heft 10, S. 2322-2328.
- WANG, H.F., TAKEMATSU, N., AMBE, S. (2000): Effects of Soil Acidity on the Uptake of Trace Elements in Soybean and Tomato Plants; Applied Radiation and Isotopes 52, 803-811.
- WELP, G., LIEBIG, F., BRÜMMER, G.W. (1999): Mobilität von Schwermetallen in Böden und ihre Verfügbarkeit für Pflanzen; Vortrag auf dem internationalen Workshop am Fraunhofer Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie; in: Pflanzenbelastung auf kontaminierten Standorten, UBA-Bericht 1/99, 28-39, Berlin.
- WILCKE, W. (2000): Synopsis. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Soil – A Review; Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Bd. 163 (3), 229-248.
- WILD, A. (1985): Umweltorientierte Bodenkunde; Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- WILD, S.R., BECK, A.J., JONES, K.C. (1995): Predicting the Fate of Non-Ionic Organic Chemicals Entering Agricultural Soils Following Sewage Sludge Application; Land Contamination and Reclamation 3, 3, 181-190.
- WILKE, B.M., KOCH, C. (1998): Kombinationswirkung von organischen Schadstoffen (PAK, PCB) und ausgewählten Schwermetallen (Cd, Cu, Zn) auf Mikroorganismen und Pflanzen, GSF - Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit; Forschungsbericht des Projektträgers, Bd. 1/1998; Bodenökologische Untersuchungen zur Wirkung und Verteilung von organischen Stoffgruppen (PAK, PCB) in ballungsraumtypischen Ökosystemen: Gemeinsamer Abschlussbericht, 92-99.
- WILLET, L., O'DONNELL, H., DURST, H. et al. (1993): Mechanisms of Movement of Organochlorine Pesticides from Soils to Cows via Forages; Journal of Dairy Science, Band 76, Heft 6, S. 1635-1644.
- WIPF, H.K., HOMBERGER, E., NEUNER, N., RANALDER, U.B., VETTER, W., VUILLEURMIER, J.P. (1982): TCDD-Levels in Soil and Plant Samples from the Seveso Area; in: Pergamon Series on Environmental Science, Bd. 5, Chlorinated Dioxins and Related Compounds, Impact on the Environment, 115-126.
- WTB Rieselfelder (1995): Empfehlungen des Wissenschaftlich-technischen Beirates Rieselfelder (WTB) beim Landesumweltamt Brandenburg zur Rieselfeldnachnutzung im Umland von Berlin. In: LUA Brandenburg (Hrsg.): Rieselfelder Brandenburg-Berlin. Studien und Tagungsberichte, Band 9, Seite 99-115.
- YAMAN, M. (2000): Nickel Speciation in Soil and the Relationship with its Concentration in Fruits; Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 65, 545-552.
- ZEBS – Zentrale Erfassungs- und Bewertungsstelle für Umweltchemikalien (heute: bgvv - Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin) (1997): Richtwerte für Schadstoffe in Lebensmitteln; Bundesgesundheitsblatt 40, 182-184.
- ZEIEN, H., BRÜMMER, G.W. (1989): Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden; Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 59, 505-510.

Untersuchung und Bewertung von altlastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen  
Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier  
**- Materialien -**

- ZERLING, L., HANISCH, CH., MÜLLER, A., MROCZEK, A. & WALTHER, A. (1998): Aktuelle Metallbelastung und geogener Hintergrund im Flußsediment der Weißen Elster. in: W.Geller, P.Puncochar, D.Bornhöft, J.Boucek, H.Feldmann, H.Guhr, V.Mohaupt, M.Simon, J.Smtrak, J.Spoustova & O.Uhlmann: Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Elbe. 8. Magdeburger Gewässerschutzseminar. Teubner Verlag Stuttgart, S. 189-190.
- ZIEGLER, H. (1984): Weg der Schadstoffe in die Pflanze; Pflanzentoxikologie; Hrsg.: B. Hock, E.F. Elstner, 35-46, Wissenschaftsverlag Mannheim Friesse, K., Brack, W., Krüger, F., Lohse, M., Miehlich, G., Rupp, H., Schwartz, R., Witter, B., Khalamtzeva, I., Pylenok, P., Sergueev, S. & Iashin, V. (1998): Hochwassergebundener Schadstoffeintrag in Auen der Elbe und der Oka: Aktueller Stand eines BMBF- und UFZ-geförderten russisch-deutschen Kooperationsprojektes. in: W. Geller, P. Puncochar, D. Bornhöft, J. Boucek, H. Feldmann, H. Guhr, V. Mohaupt, M. Simon, J. Smtrak, J. Spoustova & O. Uhlmann: Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Elbe. 8. Magdeburger Gewässerschutzseminar. Teubner Verlag Stuttgart, S. 58-61.
- ZUMBROICH, TH., HERWEG, U., MÜLLER, A. (1994): Zur Schwermetallbelastung von Nutzpflanzen in einer Region mit ehemaligem Erzbergbau. Wasser & Boden, 1, 26-30.