

Methodik zur flächendifferenzierten Analyse und Bewertung von stofflichen Hochwasserrisiken

Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades
Doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.)

vorgelegt von
Dipl.-Geogr. Axel Sauer

Gutachter:

Herr Prof. Dr. Jochen Schanze
Professur für Umweltentwicklung und Risikomanagement,
Fakultät Umweltwissenschaften, Technische Universität Dresden

Herr Prof. Dr. Gerd Wessolek
Professur für Standortkunde & Bodenschutz,
Institut für Ökologie, Fakultät VI – Planen Bauen Umwelt, Technische Universität Berlin

Verteidigt am 11. April 2013

Erklärung des Promovenden

Die Übereinstimmung dieses Exemplars mit dem Original der Dissertation zum Thema:

**Methodik zur flächendifferenzierten Analyse und
Bewertung von stofflichen Hochwasserrisiken**

wird hiermit bestätigt.

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'Axel Sauer', with a stylized, cursive script.

Axel Sauer

Für Ursula und Julika – gegangen und gekommen.

Holzhacken ist deshalb so beliebt, weil man bei dieser Tätigkeit den Erfolg sofort sieht.

ALBERT EINSTEIN

Direct tangible losses in urban areas within the MDCs [more developed countries] have been subject to the greatest scrutiny and are consequently better understood than many other impacts. One consequence of this is a danger of emphasising what can be measured rather than what is important.

SMITH & WARD (1998: 38)

Vorwort

In der vorliegenden Arbeit wird eine Methodik zur Analyse und Bewertung von stofflichen Hochwasserrisiken vorgestellt. Stofflichen Hochwasserrisiken, also allen Risiken, die durch den Transport und die Ablagerung von (Schad-)Stoffen im Zuge von Hochwasser entstehen, wurde in der Vergangenheit beim Umgang mit Hochwasser und dessen Folgen eher geringe Aufmerksamkeit gewidmet. Wie die Ergebnisse der Erprobung der Methodik im Rahmen eines Fallbeispiels zeigen, können extreme Hochwasserereignisse zu einer deutlichen Zunahme von Schadstoffrisiken für den Menschen führen. Insbesondere bei Schwermetallen erfolgt die Einwirkung noch Jahrzehnte nach dem Ereignis, so dass die Folgen im Vergleich zu relativ temporären Sachschäden an Gebäuden deutlich weitreichender und vor allem langfristiger sind.

Die Arbeit bewegt sich mit ihrer Methodik in verschiedenen Fachdisziplinen und führt Erkenntnisse und Methoden aus diesen zusammen. Dabei werden Themen aus den Bereichen Hydrologie, Hydraulik, Umweltwissenschaften, Bodenkunde, Toxikologie sowie Raumplanung in einem interdisziplinären Kontext behandelt. Als Adressaten der hier vorgestellten Methodik kommen sowohl Personen aus dem Bereich des Hochwasserrisikomanagements mit einem hydrologisch-ingenieurwissenschaftlichen Hintergrund als auch Personen aus dem Bereich Boden- und Gesundheitsschutz mit eher geowissenschaftlich bzw. medizinisch-toxikologischem Hintergrund in Frage. Aufgrund der daraus resultierenden unterschiedlichen Wissensstände zu den verschiedenen disziplinären Bereichen erfolgt zur Erleichterung des gemeinsamen Verständnisses eine ausführlichere Darstellung der theoretisch-methodischen Grundlagen.

Die Anwendbarkeit der Gesamtmethodik wurde im Rahmen des praxisorientierten Verbundprojektes „Entwicklung eines Schadstoffausbreitungsmodells zur stoffbezogenen Risikoanalyse und -bewertung extremer Hochwasserereignisse am Beispiel des Landkreises Anhalt-Bitterfeld und der Stadt Bitterfeld“ (SARISK) getestet. Das Projekt war Teil der Förderinitiative „Risikomanagement extremer Hochwasserereignisse“ (RIMAX) des Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF), in deren Fokus die Entwicklung von Analyse- und Bewertungsmethoden für Hochwasserrisiken als Basis für ein integriertes Hochwasserrisikomanagement stand. Die Forschergruppe von SARISK setzte sich aus einem interdisziplinären Team aus den Bereichen Fernerkundung, Hydrologie/Hydraulik, Umweltwissenschaften, Geowissenschaften sowie Raum- und Umweltplanung zusammen. Die Ergebnisse der aufeinander abgestimmten Arbeiten der einzelnen Teilgruppen bilden eine wichtige Grundlage für die Erprobung der hier vorgestellten Analyse- und Bewertungsmethodik. Diesbezüglich sind insbesondere die Ergebnisse der Sediment- und Stofftransportmodellierungen zu nennen, die den Ausgangspunkt für die im Rahmen der Erprobung der Methodik schwerpunktmäßig durchgeführten Analysen zum Schadstofftransfer und zur Exposition sowie der daran anschließenden Charakterisierung und Bewertung der Risiken bilden.

Zusammenfassung

Die bisherigen Untersuchungen zu den Folgen extremer Hochwasserereignisse beschäftigten sich überwiegend mit den durch hohe Wasserstände und Fließgeschwindigkeiten verursachten direkten und tangiblen Schäden an Gebäuden und Infrastrukturen. Den durch schadstoffhaltiges Hochwasser hervorgerufenen direkten und indirekten sowie in der Regel intangiblen Konsequenzen für Mensch und Umwelt ist – insbesondere im Hinblick auf deren räumliche Verteilung – im Rahmen des Hochwasserrisikomanagements nur geringe Aufmerksamkeit gewidmet worden.

Während Hochwasserereignissen können toxische Stoffe – wie beispielsweise Arsen, Blei, Cadmium oder Quecksilber sowie persistente organische Kontaminanten wie DDT oder HCH – aus belasteten Gewässer- und Ufersedimenten sowie Altstandorten und Altablagerungen freigesetzt werden. Diese Stoffe werden von der Hochwasserwelle aufgenommen, zum überwiegenden Teil partikulär gebunden transportiert und bei nachlassender Fließgeschwindigkeit und ablaufendem Hochwasser als Sedimente in den Überflutungsbereichen deponiert. In Abhängigkeit von der Nutzung der überschwemmten Gebiete sind nach einem Hochwasser unterschiedliche Rezeptoren den abgelagerten Sedimenten und darin enthaltenen Schadstoffen in der Regel langfristig ausgesetzt. Mögliche Rezeptoren sind zum Beispiel Menschen, Nutz- und Wildtiere, Futter- und Nutzpflanzen sowie Böden mit ihren spezifischen Bodenfunktionen.

Kern dieser Arbeit ist die Entwicklung einer räumlich differenzierten Methodik zur integrierten Analyse und Bewertung von stofflichen Hochwasserrisiken. Um deren Anwendbarkeit zu überprüfen, wird die entwickelte Methodik im Rahmen einer Fallstudie an Überflutungsbereichen entlang des Unterlaufes der Vereinigten Mulde zwischen Bitterfeld und Priorau erprobt, wobei der Fokus auf dem Rezeptor Mensch liegt.

Die Methodik basiert auf der Integration von Verfahren der Hochwasserrisikoanalyse und der Schadstoffrisikoanalyse. Diese werden unter Verwendung eines angepassten Source-Pathway-Receptor-Consequence-Konzeptes kombiniert. Die Methodik besteht aus drei größeren Hauptelementen: (1.) der Gefahrenanalyse, (2.) der Expositionsanalyse und (3.) der Schadstoffrisikocharakterisierung und -bewertung. Die Gefahrenanalyse beschreibt die Freisetzung, den Transport und die Ablagerung der Stoffe in Abhängigkeit von der Hochwassercharakteristik, den Substanzeigenschaften sowie den Verteilungsprozessen nach der Ablagerung, beispielsweise dem Transfer vom Boden in die Pflanze. Ergebnisse der Gefahrenanalyse sind Karten der Schadstoffquellen in Form räumlich verteilter Stoffkonzentrationen in Umweltmedien wie Böden und Pflanzen.

Die Expositionsanalyse stellt die Verbindung zwischen den Schadstoffquellen und den Rezeptoren her. Bindeglied sind Expositionspfade, beispielsweise die orale Aufnahme von kontaminiertem Boden oder der Verzehr von Pflanzen, die auf belasteten Böden angebaut werden. Teil der Expositionsanalyse ist eine so genannte Rezeptoranalyse, die – aus

Landnutzungstypen abgeleitet – Vorkommen bestimmter Rezeptoren identifiziert und diese charakterisiert. Dabei bezieht die Rezeptoranalyse sowohl die räumliche Verteilung der Rezeptoren als auch deren Eigenschaften ein. Für den Rezeptor Mensch sind dies etwa physiologische Parameter wie Körpergewicht oder Atemrate sowie verhaltensbezogene Parameter wie Zeit-Aktivitätsbudgets oder Nahrungsaufnahmeraten. Daran anschließend wird mit der Expositionsanalyse im engeren Sinne die Exposition der Rezeptoren gegenüber bestimmten Stoffen quantifiziert, indem Transfer- und Aufnahmeraten von Expositionsmedien wie Boden, Nahrung oder Luft ermittelt und mit den darin enthaltenen Stoffkonzentrationen in Beziehung gesetzt werden. Ergebnis der Expositionsanalyse sind räumlich explizite Darstellungen der inneren Exposition, d. h. täglich aufgenommenener resorbierter Schadstoffmengen.

Darauf folgend werden im Zuge der Risikocharakterisierung die Effekte der Exposition mit Hilfe von Dosis-Wirkungsbeziehungen analysiert, die dann in Form von toxikologisch begründeten Referenzwerten als Basis für die finale stoffbezogene Risikobewertung dienen. Diese erfolgt durch Vergleich der inneren Exposition mit toxikologischen Referenzwerten in Form von tolerablen Aufnahmeraten. Die gesundheitlichen Risiken werden durch den Quotienten aus resorbierter Dosis und tolerabler Dosis beschrieben und als stoff- und pfadspezifischer Risikoindex flächenhaft dargestellt. Abschließend erfolgt eine Bewertung der Risiken mittels einer die Unsicherheiten der Referenzwerte berücksichtigenden Bewertungsfunktion.

Die Methodik ist in Form eines GIS-basierten Rechenmodells umgesetzt und im Rahmen einer Fallstudie an der Vereinigten Mulde für verschiedene hydraulische Szenarien im Sinne simulierter Abflüsse verschiedener Jährlichkeiten – 100, 200 und 500 Jahre – erprobt worden. Als ausgewählte Ergebnisse liegen räumlich differenzierte Risikobewertungen für die Stoffe Arsen, Cadmium, Quecksilber und Blei unterschieden nach den Expositionsmedien Boden/Hausstaub, Luft sowie pflanzliche Nahrung vor. Exemplarisch seien hier ausgewählte Bewertungsergebnisse in Form des sogenannten Gefahrenwertes für ein HQ₅₀₀-Szenario dargestellt: Durch die orale Aufnahme von Arsen über Boden/Hausstaub wird für den Rezeptor Kleinkinder räumlich begrenzt die Risikoschwelle überschritten, wobei die Handlungsschwelle nicht erreicht wird. Die Ergebnisse für Cadmium, Quecksilber und Blei liegen deutlich unter der Risikoschwelle. Ein ähnliches Bild zeigt sich für die Aufnahme über die Luft. Hier wird bei lebenslanger Exposition für Arsen die Risikoschwelle überschritten, für die anderen Stoffe werden Gefahrenwerte weit unter der Risikoschwelle ermittelt. Bezogen auf den Verzehr von Nahrungspflanzen aus Eigenanbau zeigen sich bei lebenslanger Exposition für Cadmium großräumig erhebliche Überschreitungen des Handlungsschwellenwertes. Für die anderen Stoffe finden sich nahezu flächendeckend Überschreitungen des Risikoschwellenwertes, die aber nicht an die Maßnahmenschwelle heranreichen.

Summary

Research on the consequences of flood events has so far focused on direct tangible damages to buildings and infrastructure caused by high water levels and flow velocities. In the context of flood risk management only little interest has been paid to direct and indirect as well as dominantly intangible consequences caused by flood pollutants to human and ecological receptors – especially taking their spatial distribution into account.

During floods toxic substances such as trace elements (e. g. Arsenium, Cadmium, Mercury, Lead, Zinc) and persistent organic pollutants (e. g. HCHs, DDX) can be released from contaminated river bank sediments or former industrial sites. These substances are taken up by the flood water, get transported – mainly bound to fine particles – and get deposited as sediments in the floodplain in case of decreasing flow velocities. Depending on the land use in the floodplain, different receptors can be exposed to the sediments with the associated contaminants. Potential receptors are humans, livestock, wild animals, food and fodder plants as well as soils with their specific soil functions.

The core of this thesis is the development of a spatially explicit methodology which enables the integrated analysis and evaluation of substance-based flood risks. To test the applicability, the developed methodology is applied within a case study dealing with floodplains along the lower reaches of the Vereinigte Mulde River situated between Bitterfeld and Priorau (Saxony-Anhalt, Germany). In this case study, the focus is on the receptor man or, more specifically, human health.

The methodology is based on an integration of procedures from the fields of flood risk analysis and contaminant risk analysis. These procedures are integrated using an adopted Source-Pathway-Receptor-Consequence concept. The three main elements of the methodology are hazard analysis, exposure analysis and contaminant risk determination and evaluation. At first, the hazard analysis describes the release, transport and deposition of substances based on flood characteristics and substance properties as well as fate and transfer processes after sedimentation (e. g. soil-to-plant transfer). Results of the hazard analysis are maps of spatially distributed substance concentrations in environmental media such as soils and plants, i. e. the (secondary) contaminant sources.

Within the exposure analysis the linkages between the contaminant sources and the receptors are described. Connecting elements are exposure pathways such as the ingestion of contaminated soil or the consumption of food produced on such soils. Part of the exposure analysis is a so-called receptor analysis which indicates and characterises potential human receptors that are derived from land-use types. The receptor analysis takes the receptors' spatial distribution as well as certain properties into account. Taking the receptor human, these properties are physiological parameters such as body weight or respiration rate and behavioural parameters, e. g. activity budgets or food consumption patterns. Subsequently, with the exposure analysis in a narrower sense, the exposure of the receptors to a certain

substance is quantified by calculating transfer and intake rates of exposure media such as soil, food or air taking into account the corresponding substance concentrations in these media. Results of the exposure analysis are spatially explicit representations of absorbed contaminant amounts for a certain receptor, i. e. daily resorbed exposure doses.

In the course of the contaminant risk determination, the effects (consequences) of the receptors' exposure are analysed by dose-response relationships, setting the basis for the final substance-based risk assessment in terms of toxicologically derived reference values. Health risks are expressed as ratio between calculated resorbed dose and tolerable resorbed dose and are presented as maps of substance- and pathway-specific risk indices. In a final step, an evaluation is carried out based on a method that takes the uncertainty of the toxicological reference values into account.

The methodology has been implemented in a GIS-based calculation model and was applied within a case study to simulate floods with certain return periods (100, 200, and 500 years). Selected results are spatially differentiated risk evaluations for the substances arsenic, cadmium, mercury and lead distinguished based on the exposure media soil/house dust, air and home-grown vegetable food. Taking the 500-year flood-scenario and the risk evaluation value as an example, the following results have been derived: the oral intake of arsenic via soil/house dust leads to a spatially restricted exceedance of the risk level of the receptor infant, whereas the action level is not reached. The results of cadmium, mercury and lead are clearly below the risk level. A similar pattern shows for the pulmonary intake via air. Based on lifetime exposure, the risk level for arsenic is exceeded, for all other substances the values are far below the risk level. Considering the intake of cadmium via consumption of home-grown vegetables, the action level is notably exceeded in large areas. The other substances show a nearly general exceedance of the risk level without reaching the action level.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	xiii
Tabellenverzeichnis	xv
1 Zielstellung und Einführung	1
1.1 Zielstellung	1
1.2 Problemaufriss	2
1.3 Stand der Forschung	3
1.4 Kapitelübersicht	5
2 Grundlagen und Rahmenkonzepte zu Risiken	7
2.1 Grundbegriffe	7
2.2 Risikobegriffe und -konzepte	13
2.2.1 Risikodefinitionen	13
2.2.2 Analyse und Bewertung von Risiken	17
2.2.3 SPRC-Konzept	18
2.2.4 Zyklus-Konzepte des Risikomanagements	20
2.3 Hochwasserrisiken	21
2.3.1 Hochwasserrisikomanagement	21
2.3.2 Hochwassergefahrenanalyse	24
2.3.3 Vulnerabilitätsanalyse	30
2.3.4 Hochwasserrisikoermittlung	31
2.4 Schadstoffrisiken	32
2.4.1 Gefahrenidentifikation	35
2.4.2 Dosis-Wirkungsanalyse	35
2.4.3 Expositionsanalyse	36
2.4.4 Risikocharakterisierung	37
2.5 Risikobewertung	38
2.5.1 Allgemeine Grundlagen	38
2.5.2 Bewertung von Hochwasserrisiken	40
2.5.3 Bewertung von Schadstoffrisiken	40
2.5.4 Vergleichende Risikobewertung	43
2.6 Risikosteuerung	43
2.6.1 Maßnahmen	44
2.6.2 Rechtliche Instrumente	45
3 Konzeption der Methodik	53
3.1 Gesamtkonzept einer integrierten Analyse- und Bewertungsmethodik	53

3.2	Gefahrenanalyse	56
3.3	Expositionsanalyse mit Rezeptoranalyse	58
3.4	Risikocharakterisierung	59
3.5	Risikobewertung	65
3.6	Unsicherheitsanalyse	68
3.7	Gesamtablauf der Methodik	74
4	Erprobung und Implementierung der Methodik	77
4.1	Fallstudie Vereinigte Mulde bei Bitterfeld	77
4.1.1	Beschreibung des Untersuchungsgebietes	77
4.1.2	Szenarioansatz und Szenarien	87
4.2	Gefahrenanalyse	88
4.3	Rezeptoranalyse	91
4.4	Expositionsanalyse	93
4.4.1	GIS-Implementierung	96
4.4.2	Expositionsmodellierung	97
4.4.3	Expositionsmedien Sediment, Boden, Hausstaub	99
4.4.4	Expositionsmedium Luft	106
4.4.5	Expositionsmedium pflanzliche Nahrung	108
4.5	Risikocharakterisierung	126
4.6	Risikobewertung	127
4.7	Unsicherheitsanalyse	127
5	Empirische Ergebnisse	133
5.1	Gefahrenanalyse	133
5.1.1	Bodenkonzentrationen Basisszenario	133
5.1.2	Bodenkonzentrationen Hochwasserszenarien	136
5.2	Rezeptoranalyse	140
5.3	Expositionsanalyse und Risikocharakterisierung	148
5.4	Risikobewertung	149
5.4.1	Expositionsmedien Boden und Hausstaub	149
5.4.2	Expositionsmedium Luft	154
5.4.3	Expositionsmedium pflanzliche Nahrung	160
5.5	Unsicherheitsanalyse	168
5.5.1	Expositionsmedium Boden/Hausstaub	168
6	Diskussion und Ausblick	175
6.1	Methodik	175
6.2	Empirische Ergebnisse	177
6.3	Ausblick	182
	Literaturverzeichnis	185
	Abkürzungs- und Akronymverzeichnis	217
	Anhang	225

Abbildungsverzeichnis

2.1	Source-Pathway-Receptor-Consequence-Konzept	19
2.2	Komponenten des Hochwasserrisikomanagements	24
2.3	Ablaufschema einer Risikoanalyse nach NRC	33
2.4	Ansatzpunkte von Maßnahmen	45
3.1	Konzept der integrierten Risikoanalyse- und bewertungsmethodik	54
3.2	Gesamtablauf der Risikoanalyse und -bewertungsmethodik	76
4.1	Verwaltungsgliederung, Landnutzung und Orohydrographie	79
4.2	Klimadiagramm nach Walter & Lieth der Station Bitterfeld	81
4.3	Bodeneigenschaften: Ton- und Schluffgehalt	85
4.4	Bodeneigenschaften: Organischer Kohlenstoffgehalt und Boden-pH-Wert	86
4.5	Übersicht der untersuchten Hochwasser- und Expositionsszenarien	88
4.6	Normierte Hochwasser- und Bemessungshochwasserganglinien	90
4.7	GIS-basierte Identifikation von Kleingärten	92
4.8	Expositionspfade für partikelgebundene Schadstoffe	95
4.9	Ablaufschema zur GIS-basierten Umsetzung der Expositionsanalyse	96
4.10	Teilpfade der Schadstoffaufnahme durch Pflanzen	110
4.11	Regressionsdiagramm für den Boden-Pflanze-Transfer	112
4.12	Partitionierung zwischen verschiedenen Phasen	116
4.13	Verlauf der Boden-Pflanze-Transferfunktion von Travis & Arms (1988)	120
4.14	Kumulierte Verteilungen der Expositionsfaktoren	128
5.1	Boxplots der Stoffkonzentrationen der Bodenproben	135
5.2	Faktorenanalyse der Bodenproben: Plot von Faktor 1 gegen 2	135
5.3	Clusteranalyse der Parameter der Bodenproben	136
5.4	Bodenkonzentrationen As/Cd (Basisszenario)	137
5.5	Bodenkonzentrationen Hg/Pb (Basisszenario)	138
5.6	Bodenkonzentrationen DDX/ Σ -HCH (Basisszenario)	139
5.7	Ablagerungsmächtigkeiten HQ ₁₀ /HQ ₁₀₀ -Szenario	141
5.8	Ablagerungsmächtigkeiten HQ ₂₀₀ /HQ ₅₀₀ -Szenario	142
5.9	Bodenkonzentrationen As/Cd (HQ ₅₀₀ -Szenario)	143
5.10	Bodenkonzentrationen Hg/Pb (HQ ₅₀₀ -Szenario)	144
5.11	Bodenkonzentrationen Zn (Basisszenario/HQ ₅₀₀ -Szenario)	145
5.12	Bodenkonzentrationen DDX/ Σ -HCH (HQ ₅₀₀ -Szenario)	146
5.13	Landnutzungsanteile in der Überschwemmungsfläche (HQ ₂₀₀ -Szenario)	148
5.14	Gefahrenwerte As (Oral, Boden, 1–4 Jahre, HQ ₅₀₀ -Szenario)	150
5.15	Gefahrenwerte Cd (Oral, Boden, 1–4 Jahre, HQ ₅₀₀ -Szenario)	151
5.16	Gefahrenwerte Hg (Oral, Boden, 1–4 Jahre, HQ ₅₀₀ -Szenario)	152

5.17	Gefahrenwerte Pb (Oral, Boden, 1–4 Jahre, HQ ₅₀₀ -Szenario)	153
5.18	Cd-Exposition über Boden und Hausstaub	154
5.19	Gefahrenwerte As (Inhalativ, Innenluft, 0–75 Jahre, HQ ₅₀₀ -Szenario)	155
5.20	Gefahrenwerte Cd (Inhalativ, Innenluft, 0–75 Jahre, HQ ₅₀₀ -Szenario)	156
5.21	Gefahrenwerte Hg (Inhalativ, Innenluft, 0–75 Jahre, HQ ₅₀₀ -Szenario)	157
5.22	Gefahrenwerte Pb (Inhalativ, Innenluft, 0–75 Jahre, HQ ₅₀₀ -Szenario)	158
5.23	Pflanzenkonzentrationen As/Cd (Weizenkorn, HQ ₅₀₀ -Szenario)	159
5.24	Pflanzenkonzentrationen Hg/Pb (Weizenkorn, HQ ₅₀₀ -Szenario)	161
5.25	Pflanzenkonzentrationen As/Cd (Grünlandaufwuchs, HQ ₅₀₀ -Szenario)	162
5.26	Pflanzenkonzentrationen Hg/Pb (Grünlandaufwuchs, HQ ₅₀₀ -Szenario)	164
5.27	Pflanzenkonzentrationen As/Cd (Kopfsalat, HQ ₅₀₀ -Szenario)	165
5.28	Pflanzenkonzentrationen Hg/Pb (Kopfsalat, HQ ₅₀₀ -Szenario)	167
5.29	Transferfaktoren Boden-Pflanze von HCHs und DDX	168
5.30	Gefahrenwerte As (Oral, Pflanze, 0–75 Jahre, HQ ₅₀₀ -Szenario)	169
5.31	Gefahrenwerte Cd (Oral, Pflanze, 0–75 Jahre, HQ ₅₀₀ -Szenario)	170
5.32	Gefahrenwerte Hg (Oral, Pflanze, 0–75 Jahre, HQ ₅₀₀ -Szenario)	171
5.33	Gefahrenwerte Pb (Oral, Pflanze, 0–75 Jahre, HQ ₅₀₀ -Szenario)	172
5.34	Probabilistische Verteilung von Exposition/Risikoindex (As, Cd, Hg, Pb, Zn)	173
5.35	Probabilistische Verteilung von Exposition/Risikoindex (DDX, HCH)	174
A.1	Strukturformeln von DDT, DDE und DDD	246
A.2	Strukturformeln von α -HCH, β -HCH, γ -HCH	249

Tabellenverzeichnis

2.1	Bewertungsverfahren für Schadstoffe im Boden	42
2.2	Vorsorgewerte der BBodSchV	50
2.3	Prüfwerte der BBodSchV für den Pfad Boden-Mensch	50
2.4	Prüfwerte der BBodSchV für den Pfad Boden-Pflanze	51
2.5	Kategorisierung der Kanzerogenität, Mutagenität und Reproduktionstoxizität	52
3.1	Toxikologische Kennziffern	61
3.2	Sicherheitsfaktoren zur Ableitung der TRD-Werte	67
3.3	Berechnung des Gefahrenfaktors	68
3.4	Einstufungskriterien für Kanzerogene	69
3.5	Toxikologische Endpunkte ausgewählter Stoffe	69
3.6	Verteilungsparameter der Cadmium-Exposition durch Fischverzehr	73
4.1	Quellen zu Expositionsstandards	94
4.2	Werte der personenbezogenen Expositionsparameter	98
4.3	Werte der stoffbezogenen Expositionsparameter	98
4.4	Parameter der KW-basierten Boden-Pflanze-Transfermodelle	114
4.5	Bestimmtheitsmaße der Boden-Pflanze-Transfermodelle (KW)	115
4.6	Parameterwerte des Transfermodells für Organika	122
4.7	Werte des toxikologischen Vergleichsparameters TRD	127
4.8	Sicherheitsfaktoren und Gefahrenwert	127
5.1	Zusammenfassende Statistik der Bodenproben	134
5.2	Zuordnung von Pfaden zu Nutzungen	147
A.1	Mittlere Spurenelementgehalte in Magmatiten	233
A.2	Mittlere Spurenelementgehalte in Sedimenten	233
A.3	Spurenelementhaltige Minerale und deren Verbindungen	242
A.4	Persistenz chlororganischer Pestizide	247
A.5	Konfigurationen der HCH-Isomere	250
A.6	Physikochemische Parameter von DDT, DDE und DDD	252
A.7	Physikochemische Parameter von α -HCH, β -HCH, γ -HCH und δ -HCH	253
B.1	Pfade und Prozesse der Exposition des Rezeptors Mensch	256
C.1	Maßnahmen zur Reduzierung hochwasserbedingter Schadstoffrisiken	259

1 Zielstellung und Einführung

1.1 Zielstellung

Ziel dieser Arbeit ist die Entwicklung und Erprobung einer Methodik zur Analyse und Bewertung von Hochwasserrisiken durch Schadstoffe. Diese Methodik soll einen flächendifferenzierten und sowohl rezeptor- als auch schadstoffspezifischen Umgang mit Schadstoffablagerungen in Folge von Hochwasser und den daraus resultierenden Risiken ermöglichen. Auf der einen Seite sind hierzu raumkonkrete Informationen zur Verteilung der Gefahren in Form der abgelagerten Stoffe notwendig. Auf der anderen Seite gilt es, die Vulnerabilität von potenziellen Rezeptoren in Bezug auf die Schadstoffe zu bestimmen und dabei ebenfalls deren Lage im Raum zu berücksichtigen. Die durch die Exposition von Rezeptoren gegenüber Schadstoffen entstehenden Risiken sind dann zu charakterisieren und zu bewerten. Konkret ergibt sich die folgende zentrale Forschungsfrage:

Wie kann eine Methodik aufgebaut sein, die eine integrierte und räumlich differenzierte Analyse von stofflichen Hochwasserrisiken ermöglicht?

Die Entstehung und Ausbreitung von Hochwasser und die Auftretenswahrscheinlichkeit bestimmter Hochwasserereignisse, d. h. die Hochwassergefahr, wurden bereits umfassend bearbeitet, und die im Rahmen dieser Untersuchungen entwickelten bzw. eingesetzten Methoden und Modelle sind etabliert. Der an die Abflussdynamik gekoppelte Stofftransport ist ebenfalls seit langer Zeit Gegenstand der Forschung und kann für gelöste Stoffe schon modellhaft recht gut beschrieben werden. Das Thema des Sedimenttransportes, der daran gebundenen Schadstoffe und deren Verhalten ist Gegenstand aktueller Untersuchungen. Die integrierte und raumdifferenzierte Analyse von stofflichen Hochwasserrisiken für unterschiedliche Rezeptoren ist hingegen noch nicht sehr weit entwickelt. Hier setzt die vorliegende Arbeit an und legt dabei ihren Schwerpunkt auf die Entwicklung und Anwendung einer Methodik zur Analyse und Bewertung dieser Risiken.

Für die Erarbeitung einer solchen Methodik sind einige zentrale Themenkomplexe zu bearbeiten: Zur Bestimmung der Vulnerabilität ist zu klären, welche die potenziellen Rezeptoren für Hochwasserkontaminanten sind und wie diese Rezeptoren räumlich erfasst werden können. Um die Exposition der Rezeptoren zu analysieren, ist zu untersuchen, wie die Schadstoffaufnahme der einzelnen Rezeptoren abgeschätzt werden kann. Für die Analyse der Risiken ist es notwendig, die Effekte der Schadstoffexposition für die Rezeptoren zu ermitteln und Ansätze zur Charakterisierung dieser Auswirkungen zu finden. Um zu einer belastbaren Bewertung zu kommen, sollten Unsicherheiten bei der Umsetzung einer solchen Methodik thematisiert werden. Von besonderem Interesse ist hierbei, wie sich verschiedene Unsicherheiten bei der quantitativen Analyse der Risiken berücksichtigen lassen. Für die Steuerung von nicht akzeptablen oder tolerablen Risiken ist es notwendig zu wissen, welche

stoff- und rezeptorspezifischen Maßnahmen es gibt und wie gegebenenfalls deren Eignung ist.

1.2 Problemaufriss

Untersuchungen zu den Folgen extremer Hochwasserereignisse beschäftigten sich bisher überwiegend mit den durch das Wasser verursachten Schäden an Gebäuden und Infrastruktur, wohingegen den Schadstoffwirkungen auf Mensch und Umwelt nur geringes Interesse zuteil geworden ist (Gautam & van der Hoek 2003: 10; Meyer et al. 2009: 18). Nach dem extremen Hochwasser des Jahres 2002 im Elbe-Einzugsgebiet wurde den vom Hochwasser abgelagerten Schlämmen und den darin vermuteten Schadstoffen zunehmende Aufmerksamkeit gewidmet. Entlang der Elbe und ihrer vom Hochwasser ebenfalls betroffenen Nebenflüsse Mulde und Saale fanden umfangreiche Untersuchungen zu Stoffbestand und -konzentrationen der Hochwassersedimente statt (LfU-ST 2002; LUA-BB 2002; LfUG 2002a; ARGE Elbe 2003; Geller et al. 2003, 2004). Weiterhin wurde in jüngster Zeit die Bedeutung von Hochwasser als Auslöser von Stofffreisetzungen aus Industrieanlagen erkannt und Handlungsbedarf im Rahmen des Hochwasserrisikomanagements festgestellt (Fendler 2008; Krausmann & Mushtaq 2008; Krausmann et al. 2011).

In der Elbe und ihren Nebenflüssen Mulde und Saale sind die meisten Stoffe – insbesondere Organika und Metalle – partikelgebunden transportiert und abgelagert worden (Pepelnik et al. 2004: 86) und führten zu Kontaminationen sowohl im ländlichen als auch im städtischen Raum. In den überschwemmten Gebieten an der Vereinigten Mulde wurden beispielsweise als anorganische Kontaminanten Spurenelemente wie Arsen, Cadmium, Quecksilber, Blei und Zink identifiziert. Aus der Gruppe der Organika fanden sich Vertreter der persistenten organischen Schadstoffe, die häufig auch als Persistent Organic Pollutants (POPs) bezeichnet werden. Hierbei handelte es sich insbesondere um verschiedene Hexachlorcyclohexan (HCH)-Isomere, *p,p'*-Dichlor-2,2-diphenyl-1,1,1-trichlorethan (DDT) mit seinen Metaboliten *p,p'*-Dichlor-1,1-diphenyl-2,2-dichlorethen (DDE) und *p,p'*-Dichlor-1,1-diphenyl-2,2-dichlorethan (DDD), polychlorierte Dibenzodioxine (PCDD), polychlorierte Dibenzofurane (PCDF) sowie Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW), die allerdings nicht zu den POPs zählen.

Als flächenhafte Quellen der Schadstoffablagerungen kommen resuspendierte fluviatile Ablagerungen und Abschwemmungen sowohl geogen als auch anthropogen belasteter Böden und Substrate in Frage. Ihren Ursprung können sie z. B. in Halden des Erzbergbaues sowie in flächenhaft kontaminierten Altablagerungen und Altstandorten (Altlasten) haben (z. B. Smith & Ward 1998: 88). Zusätzlich sind Freisetzungen aus punktuellen Quellen wie Tankstellen oder Öltanks in Kellern möglich, die zu lokalen Schadstoffbelastungen durch Mineralölprodukte wie etwa Heizöl führen können.

Den kontaminierten Hochwassersedimenten können Menschen, Tiere, Pflanzen, Böden und Sachgüter ausgesetzt sein. Nach Rückgang des Hochwassers stellen sich Fragen, die den Umgang mit den Sedimentablagerungen betreffen und die daraus entstehenden Probleme umreißen: Wo finden sich kontaminierte Ablagerungen und welche Stoffkonzentrationen sind in ihnen zu erwarten? Für welche Schutzgüter und in was für einem Ausmaß sind Risiken für

diese zu erwarten? Auf welchen Flächen kommt es möglicherweise zu Nutzungskonflikten (z. B. auf Spielflächen, Anbauflächen, Weidegebieten, etc).

Ausgehend von den oben genannten Rezeptoren Menschen, Tiere, Pflanzen, Böden und Sachgüter lassen sich etwa nach der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) als potenziell betroffene Schutzgüter die menschlichen, die tierische sowie die pflanzliche Gesundheit, die Qualität von Nahrungs- und Futterpflanzen sowie Tierprodukten und das Bodensickerwasser auf dem Weg zum Grundwasser identifizieren. Auch der Boden selbst mit seinen Bodenfunktionen wie z. B. Standort für die Pflanzenproduktion, Lebensraumfunktion oder Filter- und Pufferfunktion stellt ein Schutzgut dar und ist laut Bundesbodenschutzgesetz – Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenverunreinigungen und zur Sanierung von Altlasten (BBodSchG) vor schädlichen Veränderungen wie Schadstoffeinträgen zu schützen. Bei der Qualität von Nahrungs- und Futterpflanzen sowie Tierprodukten geht es primär um deren Verwert- und Vermarktbarkeit für die Nahrungsmittelproduktion und schlussendlich die Gesundheit des am Ende der Nahrungskette stehenden Menschen.

Im Rahmen der Arbeit erfolgt eine Fokussierung auf das Schutzgut menschliche Gesundheit. Die Verwert- bzw. Vermarktbarkeit von Nahrungs- und Futterpflanzen wird hierbei mit betrachtet, da sich die Definitionen der Begriffe *verwertbar* und *vermarktbar* nahezu ausschließlich am Schutz der menschlichen Gesundheit orientieren (siehe hierzu auch den Abschnitt 2.6.2, S. 45). Dies stellt insgesamt eine anthropozentristische Betrachtungsweise dar, die hier aber nicht wertend zu verstehen ist, sondern einzig der Begrenzung des Forschungsfeldes dient.

1.3 Stand der Forschung

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt existieren sowohl Methoden zur Analyse und Bewertung von mengenbezogenen Hochwasserrisiken durch Oberflächenwasser (z. B. Merz 2006; Schanze 2006; Müller 2010a), als auch Methoden zur Analyse und Bewertung von Schadstoffrisiken (z. B. WHO 1999; US-EPA 2005c; Fjeld et al. 2007; Lippmann 2009; Swartjes 2011).

Die Berechnung des Hochwasserrisikos erfolgt durch Verknüpfung der Wahrscheinlichkeit eines Hochwasserereignisses bestimmter Intensität, ausgedrückt durch Abfluss, Wasserstand und ggf. Fließgeschwindigkeit, mit der Vulnerabilität der betroffenen Objekte – auch als Risikoelemente bezeichnet – in Form von negativen Konsequenzen ausgedrückt als Wahrscheinlichkeit des Ausmaßes dieser Konsequenzen. Das Ausmaß bzw. die Intensität des Hochwasserereignisses kann primär durch die Höhe von Abfluss bzw. Durchfluss, den Wasserstand sowie ggf. die Fließgeschwindigkeit charakterisiert werden, die negativen Konsequenzen werden meist als monetäre Schäden beschrieben. Die Hochwasserrisikoanalyse umfasst die Gefahrenanalyse und die Vulnerabilitätsanalyse und führt deren Ergebnissen zum Hochwasserrisiko zusammen. Die Hochwassergefahr wird üblicherweise mittels statistischer Verfahren zur Berechnung von Auftretens- bzw. Wiederkehrwahrscheinlichkeiten bestimmter Niederschlags- und Abflussereignisse bestimmt. Durch den Einsatz von Niederschlag-Abfluss (NA)-Modellen werden die Prozesse der Abflussbildung und -konzentration analysiert. Hydraulische bzw. hydrodynamische Modelle ermöglichen die Beschreibung des Wellenablaufes im Gerinnebett und den Überflutungsbereichen in Form

von räumlich und zeitlich differenzierten Angaben zu Wasserständen und Fließgeschwindigkeiten. Vulnerabilitäten können durch Schadenmodelle ermittelt werden, die etwa mittels Wasserstand-Schadenfunktionen – verbreitet für Sachgüter und seltener für Personen – den potenziellen Schaden abschätzen. Im Zuge der Risikoanalyse werden die zu erwartenden Schäden bei einem spezifischen Hochwasserereignis als die Wahrscheinlichkeit eines bestimmten Schadenausmaßes ermittelt.

Die Methoden der Schadstoffrisikoanalyse haben ihren Ursprung in der Altlastenbearbeitung und Chemikalienbewertung. Die Gefahrenkomponente bildet hier die Stoffkonzentration, das Stoffverhalten und die toxikologischen Eigenschaften des Stoffes für einen bestimmten Rezeptor. Zur Bestimmung der Stoffkonzentrationen in verschiedenen Expositionsmedien können zum einen direkte Messungen in den entsprechenden Medien wie Wasser, Boden, Luft und Biota durchgeführt werden. Zum anderen ermöglichen Stofftransport- und Stoffverteilungsmodelle auf unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalen die Abschätzung von Stoffkonzentrationen in Umweltmedien (z. B. Märker et al. 2000, 2001). Beispiele für die Modellierung von Hochwasserkontaminanten geben die Arbeiten von Schulz et al. (2007) sowie Stuyt et al. (2003, 2007).

Im Mittelpunkt von Verfahren zur Schadstoffrisikoanalyse steht meist der Mensch als Rezeptor und dessen Gesundheit als entsprechendes Schutzgut. Zur Abschätzung der quantitativen Belastung des menschlichen Organismus durch Schadstoffe aus verschiedenen Umweltmedien werden Verfahren zur Expositionsanalyse (Expositionsmodelle) als Bestandteil der gesundheitlichen Risikoabschätzung (engl. Human Health Risk Assessment – HRA) angewendet (z. B. van den Berg & Roels 1991; Ferguson et al. 1998; Mathews et al. 1998, 1999; Swartjes 2002; Loos et al. 2010). Die Risikoabschätzungen werden in der Regel durch daran anschließende Bewertungsverfahren ergänzt. Eine Diskussion von Konzepten für solche Risikobewertungen findet sich etwa bei Schütz et al. (2004).

Die Analyse und Bewertung der stofflichen Belastung von Pflanzen und Tieren als Rezeptoren – und nicht nur als Transfermedien innerhalb der Nahrungskette des Menschen – erfolgt im Rahmen von ökologischen Untersuchungen. Hierzu kommen u. a. Verfahren aus dem Bereich der Umweltrisikoprüfung (engl. Environmental Risk Assessment – ERA) und der Ökotoxikologie zur Anwendung.

Bei den Stofftransportuntersuchungen erhält der Boden-Pflanze-Transfer ein besonderes Augenmerk, da die Schadstoffaufnahme durch Nahrungspflanzenverzehr bei vielen Stoffen eine der Hauptbelastungsquellen des Menschen darstellt (Swartjes et al. 2007). Dies gilt in noch stärkerem Maße für Weidevieh auf kontaminierten Flächen, dessen Schadstoffaufnahme nahezu ausschließlich durch Pflanzen und zu einem großen Teil durch die daran anhaftenden Bodenpartikel stattfindet. Hohe Relevanz hat die Schadstoffaufnahme durch Nahrungs- und Futterpflanzen generell auf der gesamten zur Pflanzen- und Tierproduktion verwendeten landwirtschaftlichen Nutzfläche.

Hinsichtlich der räumlichen Differenzierung der Exposition des Menschen existieren bisher nur wenige Untersuchungen. In einer Arbeit zum gegenwärtigen Stand des Einsatzes von Geoinformationssystemen (GIS) für Expositionsuntersuchungen konnten Nuckols et al. (2004) nur insgesamt 15 Studien seit 1998 ausfindig machen. Wie der Beitrag von Elliott & Wartenberg (2004) zeigt, ist die explizite Berücksichtigung der räumlichen Dimension innerhalb der Epidemiologie noch in ihren Anfängen. Ein Beispiel für eine räumlich differen-

zierte Risikoabschätzung mit Fokus auf der bodenbedingten Schwermetallaufnahme durch den Verzehr selbstangebauten Gemüses sowie durch Staubinhalation und Bodeningestion ist die Studie von Hough et al. (2004). Dort wird allerdings nur die örtliche Verteilung der Schwermetallgehalte durch räumliche Interpolation differenziert; das Vorkommen der Rezeptoren in Form von drei definierten Bevölkerungsgruppen wird jeweils pauschal für das gesamte betrachtete Gebiet angenommen, welches einer mittleren Stadt entspricht.

Die wenigen Studien, die sich gesamträumlich sowohl mit Schadstoffen als auch mit Überflutungen beschäftigen, haben ihren Schwerpunkt auf den physikalischen und chemischen Prozessen der Stofffreisetzung und des Transportes und deren Simulation (z. B. Stuyt et al. 2003, 2007; Wijdeveld et al. 2007). Eine Betrachtung der aus den Schadstoffeinträgen resultierenden Konsequenzen erfolgt dort nur randlich. Zu den gesundheitlichen Wirkungen von pathogenen Keimen im Flutwasser als Schadstoffen in einem erweiterten Sinne gibt es Untersuchungen von Fewtrell et al. (2011), die Ansätze der gesundheitlichen Risikoabschätzung verwenden. Die Wirkungen von Heizölfreisetzungen im Zuge von Hochwassern auf die Umwelt untersuchten – überwiegend auf Basis von Literatur – Stephan et al. (2009) für die Rezeptoren Wasser- und Bodenorganismen. Diese und weitere Studien berücksichtigen die räumliche Dimension, d. h. die raumkonkrete Darstellung der receptorspezifischen Risiken, meist nur unzureichend, so etwa die rein punktbezogene Arbeit von Albering et al. (1999). Die Behandlung von Schadstoffquellen in Hochwasserrisikokarten ist auf wenige Bundesländer begrenzt und erschöpft sich in einer reinen Lagedarstellung. Die Konsequenzen möglicher Freisetzung bleiben bisher unberücksichtigt (Fendler 2008; Meyer et al. 2011).

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass integrative Rahmenkonzepte und Ansätze für die Analyse und Bewertung sowie die Steuerung von Hochwasserrisiken durch Schadstoffe unter Berücksichtigung verschiedener Rezeptoren und unterschiedlicher Stoffe und deren räumlicher Differenzierung bisher fehlen.

Unsicherheiten bei der Modellbildung und -anwendung speziell durch Parametervariabilität kann sowohl im Rahmen der Hochwasserrisikoanalyse als auch bei der Schadstoffrisikoanalyse durch die Anwendung probabilistischer Verfahren Rechnung getragen werden. Für das Feld der gesundheitsbezogenen stofflichen Risikoanalyse bestehen hier laut Öberg & Bergbäck (2005) vor allem im europäischen Raum noch deutliche Defizite. Ein Beispiel für die Anwendung probabilistischer Verfahren im Zuge der Untersuchung von Gesundheitsrisiken durch Flutwasser gibt die Arbeit von Sterk et al. (2008).

1.4 Kapitelübersicht

Im Kapitel 2 (S. 7) werden mittels einer Literaturlauswertung die grundlegenden Begriffe sowie Ansätze und Methoden zur Bestimmung sowohl von Hochwasserrisiken als auch von Schadstoffrisiken analysiert und dargestellt. Hierbei werden methodische Unterschiede und Übereinstimmungen herausgearbeitet und diskutiert. Diese Untersuchungen bilden die Basis zur Entwicklung eines Konzeptes zur Integration von Hochwasserrisikoanalyse und Schadstoffrisikoanalyse, das in Kapitel 3 (S. 53) dargestellt wird.

Im Anschluss an die Entwicklung des Konzeptes wird im Kapitel 4.4 (S. 93) eine detaillierte Analyse der zur quantitativen Umsetzung notwendigen Teilmethoden und

deren Anforderungen bezüglich Daten und Berechnungsalgorithmen vorgenommen, wobei eine Fokussierung auf den Rezeptor Mensch erfolgt. Ziel ist die Kombination der einzelnen Methoden in einer Gesamtmethodik. Hieran anschließend werden Möglichkeiten zur Parametrisierung der Methoden vorgestellt und Datenquellen bzw. Möglichkeiten zur Datengewinnung erläutert.

Zur praxisorientierten Erprobung der Methodik erfolgt eine Operationalisierung aller Teilschritte im Rahmen einer Fallstudie in Überschwemmungsbereichen entlang des Unterlaufes der Vereinigten Mulde, was in Kapitel 4 (S. 77) dargestellt wird. Hierzu wird die gesamte Methodik unter Anwendung von Geoinformationssystemen (GIS) und Datenbankmanagementsystem (DBMS) umgesetzt. Dies beinhaltet die Implementierung der Methoden in Form von Programmen sowie die Aufbereitung aller notwendigen Grundlagendaten für die entsprechenden Berechnungen. Auf dieser Basis kann die prinzipielle Anwendbarkeit und Eignung der Methodik zur Analyse und Bewertung der stofflichen Hochwasserrisiken anhand eines konkreten Falles erprobt werden. Weiterhin erfolgen in der Fallstudie Plausibilitätsuntersuchungen und Methodenvergleiche sowie Unsicherheitsbetrachtungen hinsichtlich der Eingangsdaten, der Berechnungsansätze und der Ergebnisse. Die Darstellung der im Rahmen der Fallstudie erzielten empirischen Ergebnisse erfolgt in Kapitel 5 (S. 133). Die Diskussion dieser Ergebnisse sowie der Methodik selbst inklusive eines Ausblicks zu Forschungsbedarf und Anwendungsmöglichkeiten findet sich in Kapitel 6 (S. 175).

Die folgende Auflistung gibt nochmals eine stichpunktartige Übersicht zum Inhalt:

- Analyse grundlegender Begriffe, Ansätze und Methoden zur Bestimmung von Hochwasserrisiken bzw. Schadstoffrisiken (Kapitel 2, S. 7)
- Entwicklung eines konsistenten Konzeptes zur Integration von Hochwasserrisikoanalyse und Schadstoffrisikoanalyse (Kapitel 3, S. 53)
- Analyse der Teilmethoden und ihrer Anforderungen am Beispiel des Rezeptors Mensch (Kapitel 4.4, S. 93)
- Operationalisierung aller Teilschritte im Rahmen einer Fallstudie mit der Implementierung und Parametrisierung der Methoden mittels GIS und DBMS (Kapitel 4, S. 77)
- Diskussion von Ergebnissen sowie Anwendbarkeit und Eignung der Methodik (Kapitel 4, S. 77)
- Exemplarische Integration von Unsicherheitsanalysen im Rahmen der Fallstudie (Kapitel 3, S. 53 bis Kapitel 6, S. 175)

2 Grundlagen und Rahmenkonzepte zu Risiken

In den einzelnen Wissenschaftsdisziplinen existieren sehr unterschiedliche Risikobegriffe und -konzepte, die die Untersuchung von Risiken und den Umgang mit diesen entscheidend beeinflussen. Um eine Basis für die Verknüpfung unterschiedlicher Verständnisse und Konzepte zu schaffen, werden in den folgenden Abschnitten ausgewählte Definitionen des zentralen Begriffes *Risiko* sowie verwandter Termini wie *Gefahr*, *Schaden* usw. vorgestellt sowie Rahmenkonzepte (engl. frameworks) und Standards zur Analyse, Bewertung und Steuerung von Risiken aus unterschiedlichen Disziplinen und Anwendungsfeldern erläutert. Unter Rahmenkonzepten werden hier theoretisch-methodische Ansätze und Verfahren im weitesten Sinne verstanden, die die strukturierte Untersuchung von Risiken leiten. Bründl et al. (2009: 1) verwenden für einen solchen Verfahrensablauf synonym den Begriff des Risikokonzeptes.

2.1 Grundbegriffe

Gesellschaftliches Ziel der Risikoforschung ist üblicherweise der Schutz bestimmter Subjekte oder Objekte vor einer negativen Veränderung durch spezifische Einwirkungen. Die Forschungsfelder lassen sich u. a. hinsichtlich der betrachteten Forschungsgegenstände in Untersuchungen zu den Quellen für Einwirkungen und zu den Rezeptoren dieser Einwirkungen unterscheiden. Felder mit langer Tradition sind die Untersuchungen zur Sicherheit von kerntechnischen Anlagen gegenüber Einwirkungen aus der Umwelt und für die Umwelt, wobei unter Umwelt hier die systemanalytische Umwelt verstanden wird, d. h. alle Zustände und Prozesse, die nicht direkt Teil des Systems „kerntechnische Anlage“ sind. Weitere Forschungsfelder befassen sich mit den Sicherheits- bzw. Gefahrenanalysen sowohl für chemische Produktionsanlagen (Kürbiß 2008), technische Einrichtungen und Geräte wie Verkehrsmittel (Verkehrssicherheit) oder Gebrauchsgegenstände sowie Nahrungsmittel und Bedarfsgegenstände (Produktsicherheit) als auch für Einrichtungen der Informations- und Kommunikationstechnologie und der zu deren Betrieb notwendigen Software (IT-Sicherheit). Bei der Betrachtung der Einwirkungen steht überwiegend der Mensch mit seiner Gesundheit im Mittelpunkt (SRU 1999), daneben werden aber auch Gebäude und Anlagen betrachtet (z. B. Anfälligkeit gegenüber sogenannten Naturgefahren wie Wind, Blitzschlag, Erdbeben, ...) sowie seit einigen Jahrzehnten die biophysische Umwelt mit ihren Elementen Wasser, Boden, Luft sowie Organismen (Umweltschutz).

In den nächsten Abschnitten werden zentrale Begriffe und deren disziplinäre Definitionen und Verständnisse dargestellt sowie hinsichtlich der Verwendung im Rahmen dieser Arbeit diskutiert.

Gefahr Unter Gefahr (engl. hazard) versteht die internationale Norm mit Begriffen zum Risikomanagement ISO/IEC Guide 51 (1999) eine „*potential source of harm*“, also eine potenzielle Quelle bzw. Ursache für einen Schaden. Der Begriff des Schadens wird in Abschnitt 2.1 (S. 10) näher erläutert. Nach UN (2004: 4) ist eine Gefahr:

„A potentially damaging physical event, phenomenon or human activity that may cause the loss of life or injury, property damage, social and economic disruption or environmental degradation.“

[Ein potenziell schädigendes physikalisches Ereignis, Phänomen oder eine menschliche Aktivität, die die Ursache sein kann von Tod oder Verletzung, Sachschäden, sozialen und ökonomischen Störungen oder Verschlechterungen des Umweltzustandes.]

Die genannten physikalischen bzw. physischen Ereignisse, Phänomene oder menschlichen Aktivitäten stellen die Gefahrenquelle(n) dar. Leib und Leben, Sachwerte, soziale und ökonomische Werte sowie die Umwelt sind mögliche Rezeptoren für eine Gefahr. Der in beiden Definitionen verwendete Begriff des Potenzials weist darauf hin, dass die Gefahr nicht notwendigerweise einen Schaden hervorruft, definitiv aber die Möglichkeit für die Entstehung bzw. das Auftreten eines Schadens gegeben ist.

Multiple Gefahren können entweder dadurch gekennzeichnet sein, dass eine bestimmte Gefahrenquelle verschiedene Rezeptoren bedroht oder aber das gleichzeitig unterschiedliche Gefahrenquellen für einen bestimmten Rezeptor eine Bedrohung darstellen.

Grundsätzlich kann eine Gefahr nur in Verbindung mit einem schadennehmenden Subjekt oder Objekt beschrieben werden. Gefahren sind also immer spezifisch auf einen entsprechenden Rezeptor zu beziehen und können nicht generell charakterisiert werden. Ein bestimmter Stoff kann beispielsweise beim Menschen eine ernsthafte Erkrankung hervorrufen, für verschiedene Tiere hingegen ohne Wirkung sein. Was gefährlich ist hängt also in erster Linie von der Betrachtung ab. Ob und für wen etwas gefährlich ist, ist in vielen Fällen mit umfangreichen Untersuchungen verbunden. Bezogen auf stoffliche Gefahren existiert hierzu ein eigenes Forschungsfeld, die sogenannte *Gefahrenidentifikation* (siehe hierzu Abschnitt 2.4.1, S. 35).

Gefahr und Schaden sind streng kausal miteinander verknüpft und bedingen sich gegenseitig. Ob etwas eine Gefahr darstellt, kann also im wissenschaftlichen Sinne nur kausalanalytisch geklärt werden. Beim Fehlen eines solchen kausalen Nachweises wird zur Beschreibung einer solchen Situation u. a. der – wie die nachfolgenden Abschnitte zeigen – disziplinär sehr unterschiedlich belegte Begriff des Risikos verwendet.

Eine Gefahr im rechtlichen Sinne liegt vor, wenn es bei unbeeinflusstem Ablauf des Geschehens mit hinreichender Wahrscheinlichkeit zum Eintritt eines Schadens kommt. Der Begriff der *hinreichenden Wahrscheinlichkeit* findet sich u. a. im Umweltschadengesetz – Gesetz zur Umsetzung der Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über die Umwelthaftung zur Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden (USchadG) unter § 2 Abs. 5 mit der Definition der unmittelbaren Gefahr eines Umweltschadens als „*hinreichende Wahrscheinlichkeit, dass ein Umweltschaden in naher Zukunft eintreten wird*“. Der Gefahrenbegriff im Recht beinhaltet also sowohl den Rezeptor als auch die zu

erwartenden negativen Konsequenzen und weicht mit diesem Konzept stark von den im folgenden dargestellten Begriffsverständnissen ab.

Nach Huntingdon & MacDougall (2002: 30) ist eine Gefahrensituation „*A situation with the potential to result in harm.*“ [*Eine Situation mit dem Potenzial, zu einem Schaden zu führen.*] Die internationale Norm ISO/IEC Guide 51 (1999) kennzeichnet eine Gefahrensituation als „*Circumstance in which people, property or the environment are exposed to one or more hazard(s)*“, also Umstände, unter denen Menschen, Sachwerte oder die Umwelt gegenüber einer oder mehrerer Gefahren exponiert sind. In dieser Beschreibung wird deutlich, dass eine Gefahrensituation nur zustande kommt, wenn Rezeptoren gegenüber einer Gefahrenquelle exponiert werden. Die Berücksichtigung der Exposition ist ein entscheidender Aspekt bei der Betrachtung von Gefahrensituationen. Bei fehlender oder geringer Exposition oder dem Ausbleiben des Ereignisses kann der Schaden ausbleiben, dazu Huntingdon & MacDougall (2002: 30): „*A hazard does not necessarily lead to harm.*“ [*Eine Gefahr führt nicht notwendigerweise zu Schädigungen.*]

Gefahren können auch aus zukünftigen Entwicklungen heraus erwachsen, d. h. sie entstehen erst bei bestimmten Verläufen und Konstellationen von Einflussfaktoren in der Zukunft. Dies trifft etwa auf neue Produkte und Stoffe zu, gegenüber denen beispielsweise der Nutzer oder Verbraucher noch nicht exponiert ist.

Gefahrenquellen sind sehr unterschiedlich, wobei meist in Naturgefahren und anthropogene Gefahren – sogenannte „man-made hazards“ – unterschieden wird und üblicherweise der Mensch und seine Artefakte als Rezeptoren fungieren. Typische Naturgefahren sind z. B. geologisch bedingt wie Erdbeben und Vulkanausbrüche, hydrometeorologisch wie Hochwasser und Hagelschlag oder komplex wie gravitative Massenbewegungen, die sowohl vom Relief und der Geologie als auch von Wetter, Witterung und Klima beeinflusst werden. Naturgefahren können auch aus der belebten Umwelt stammen, etwa in Form von Schädlingsplagen. Ausschließlich auf den Menschen zurückzuführende Gefahren sind technischer Art und betreffen etwa die Freisetzung von gesundheitsschädlichen Stoffen aus Fahrzeugen und Anlagen oder das Versagen von technischen Einrichtungen, Anlagen und Bauwerken.

Prinzipiell kann jede Gefahrenquelle durch ihren Ort, ihre Intensität, ihre Häufigkeit sowie die Wahrscheinlichkeit ihres Auftretens beschrieben werden (UN 2004: 4). Die für diese Beschreibung notwendige Untersuchung von Gefahren und Gefahrenquellen ist Gegenstand der Gefahrenanalyse. Sie identifiziert, analysiert und beobachtet Gefahren mit dem Ziel der Bestimmung ihres Gefahrenpotenzials, ihrer Quelle(n) bzw. Ursprünge, ihrer Eigenschaften sowie ihres Verhaltens (ISO/IEC Guide 51).

Im Zusammenhang mit der Gefahr steht der Begriff der Bedrohung, der oftmals synonym verwendet wird, so z. B. bei der Bezeichnung Bedrohungsanalyse. Dieser Begriff findet Anwendung u. a. für Gefahrenanalysen im Bereich der Informations- und Kommunikationstechnologie (Eckert 2008: 170 f.) sowie der öffentlichen bzw. staatlichen Sicherheit. Der Begriff der Bedrohung bezieht sich überwiegend auf ein handelndes Subjekt, von dem die Bedrohung ausgeht.

Vulnerabilität Im allgemeinen Sprachgebrauch versteht man unter Vulnerabilität die Verwundbarkeit bzw. Verletzlichkeit von etwas, d. h. die Möglichkeit eine Verletzung oder

Verwundung – also einen Schaden – zu erleiden (Wissenschaftlicher Rat der Dudenredaktion 1999).

Im Kontext des Hochwasserrisikomanagements beziehen Huntingdon & MacDougall (2002: 31) Vulnerabilität auf die Resilienz einer bestimmten Bevölkerungsgruppe oder von Tieren auf eine Gefahrensituation zu reagieren. Ob dort Resilienz im Sinne von Elastizität und Wiederherstellungsvermögen oder als Belastbarkeit bzw. Widerstandsfähigkeit verstanden wird, lässt sich aus den weiteren Ausführungen von Huntingdon & MacDougall (2002) nicht erkennen. Hier wird die Mehrdeutigkeit des Begriffes Resilienz augenscheinlich, der vor allem in der Hochwasserrisikoforschung als auch in der übergeordneten Naturgefahrenforschung eine sehr klar umrissene Interpretation erfahren hat.

Generell versteht man unter Resilienz (lat. *resilire*: zurückspringen, abprallen) das Vermögen eines Systems, Störungen auszugleichen und wieder in den Ausgangs- oder Grundzustand zurückzukehren (Wissenschaftlicher Rat der Dudenredaktion 1999). Die Resistenz wiederum charakterisiert die Widerstandsfähigkeit eines Systems oder eines Objektes gegenüber einer äußeren Einwirkung (Wissenschaftlicher Rat der Dudenredaktion 1999). Hält ein Objekt, beispielsweise eine (Schutz-)Einrichtung oder Anlage den auf sie einwirkenden Belastungen nicht stand, so spricht man von Versagen; der Bruch eines Deiches ist etwa ein Beispiel für Deichversagen.

Grundsätzlich steht die Vulnerabilität im Wechselspiel mit der Resistenz und der Resilienz. Je resistenter ein Objekt gegenüber einer Gefahr, desto geringer seine Vulnerabilität. Eine geringe Resistenz in Verbindung mit einer hohen Resilienz führt in der Gesamtbetrachtung ebenfalls zu einer geringen Vulnerabilität. Beispielsweise ist bei gleichen absoluten Werten in einem Gebäude, die durch ein Hochwasser geschädigt werden, ein vermögender Eigentümer im Verhältnis geringer Betroffen als ein wenig vermögender. Solch ein breites Verständnis von Vulnerabilität liegt u. a. der Definition von UN (2004: 7) zugrunde. Hier wird Vulnerabilität als die Gesamtheit der physischen, sozialen, ökonomischen und naturbezogenen Faktoren und Prozesse verstanden, die die Anfälligkeit einer Gruppe gegenüber einwirkenden Gefahren erhöhen. Der Begriff der Erhöhung setzt voraus, dass es eine entsprechende Vergleichsmöglichkeit relativ dazu gibt. Als quantitatives Maß für die Vulnerabilität wird häufig der potenzielle Schaden als monetäres Schadenpotenzial bezogen auf eine bestimmte Einwirkung angegeben.

Das oben gegebene Beispiel führt direkt zu einem weiteren Konzept, der sogenannten Bewältigungskapazität (engl. *coping capacity*), die ein Maß für das Potenzial zum Ausgleich von Schäden ist. Nach UN (2004: 7) sind dies alle positiven Faktoren, die Personen eine Bewältigung von Gefahren ermöglichen.

Schaden Es gibt verschiedene Möglichkeiten zur Definition des Begriffes Schaden, die sowohl abhängig sind vom disziplinären Kontext als auch von Werten und Einstellungen des den Schaden bewertenden Subjekts. Als allgemeinste Definition verstehen Berg et al. (1994) unter einem Schaden die *„Zerstörung, Minderung und Beeinträchtigung von – der Real- oder Idealsphäre angehörenden – konkreten oder abstrakten Werten.“*

Welche Kriterien für die Bewertung des durch die Begriffe Zerstörung, Minderung sowie Beeinträchtigung beschriebenen Schadensmaßes zugrunde gelegt werden, hängt von den bewertenden Personen und Gruppen ab, ebenso welche Werte betrachtet werden. Nach

Renn (1992) zit. in WBGU (1999: 48) wird vor allem in den Naturwissenschaften ein Schaden definiert als „*physisch meßbare Veränderung, die im allgemeinen gesellschaftlichen Konsens als nicht wünschenswert eingestuft wird.*“

Hier wird die Bestimmung des Schadens objektiviert, indem eine Eingrenzung auf physisch messbare Abweichungen zwischen dem Zustand vor der Schädigung und danach erfolgt. Dieser Form der Messung nicht zugängliche Veränderungen, etwa psychische Schäden bei Menschen, werden ausgeklammert. Da gesellschaftliche Werte, Einstellungen und Meinungen und auch die Mitsprache bzw. Durchsetzungskraft gesellschaftlicher Gruppen einem Wandel unterliegen, sind auch die „*nicht wünschenswerten*“ Veränderungen wandelbar.

Die ISO/IEC Guide 51 (1999) definiert Schaden als „*Physical injury or damage to the health of people, or damage to property or the environment*“, also physische Verletzungen oder Schädigungen der menschlichen Gesundheit sowie Beschädigungen von Sachwerten oder der Umwelt. Die genannten Schadenkategorien haben in den Rechtswissenschaften Entsprechungen in den Begriffen des Gesundheitsschadens, des Sachschadens sowie des Umweltschadens. Die Verursachung eines Gesundheitsschadens wird im Strafrecht als Körperverletzung bezeichnet (§ 223 StGB). Ein Sachschaden bezeichnet die Beschädigung bzw. Zerstörung einer Sache, wobei Sachen unbelebte, physische Gegenstände sind, bei denen es sich sowohl um feste als auch um flüssige oder gasförmige Sachen handeln kann (§ 90 BGB). Kommt es vorsätzlich zu einem Sachschaden, so ist der Straftatbestand der Sachbeschädigung nach § 303 StGB erfüllt. Der Begriff des Umweltschadens wird im USchadG in § 2 Abs. 2 spezifiziert und bezieht sich auf Arten und deren Lebensräume, Gewässer sowie den Boden und dessen Funktionen (USchadG 2007). Das USchadG findet ausschließlich Anwendung bei Schäden, die im Rahmen der Ausübung einer der in Anlage 2 des USchadG spezifizierten beruflichen Tätigkeiten entstehen können.

Als Schaden definiert das USchadG „*eine direkt oder indirekt eintretende feststellbare nachteilige Veränderung*“, wobei als Rezeptoren die oben genannten natürlichen Ressourcen und deren Funktionen in Frage kommen. Die zwei zentralen Qualifikationsmerkmale für das Vorliegen eines Schadens sind zum einen die Feststellbarkeit, zum anderen die Tatsache, dass die Veränderung nachteilig ist. Ersteres setzt damit entsprechende Kenngrößen und Messverfahren voraus, letzteres entsprechende Bewertungsverfahren für die einzelnen Funktionen der Naturressourcen.

Sicherheit und Unsicherheit Im Bereich der Sicherheit von Nukleuranlagen wird zwischen der Sicherheit der Anlagen gegenüber böswilligen menschlichen Handlungen mit negativen Folgen für andere Menschen (engl. *security*) und der allgemeineren Sicherheit der Anlagen hinsichtlich jeglicher Art von ihr ausgehender Gefahren für Mensch und Umwelt (engl. *safety*) unterschieden (IAEA 2007: 133 f.). Oftmals ist keine strikte Trennung zwischen diesen beiden Begriffen möglich; u. a. fehlt in der deutschen Sprache die Differenzierung, die in den englischen Begriffen enthalten ist. Sicherheit im Sinne von *security* meint die Erkennung und Verhinderung böswilliger Handlungen, die zu Schäden führen können. Sicherheit im Sinne von *safety* bedeutet die Verhinderung von Handlungen und Ereignissen, die Schäden für Mensch und Umwelt zur Folge haben können (IAEA 2007: 133).

Für das Gebiet der Toxikologie wird unter Sicherheit der Kehrwert des Risikos verstanden im Sinne der praktischen Gewissheit, dass eine Gefahr unter festgelegten Bedingungen

zu keinen Verletzungen bzw. Beeinträchtigungen führt. Toxikologische Sicherheit besteht also, wenn mit hoher Wahrscheinlichkeit eine bestimmte Exposition als Ergebnis von verschiedenen Expositionsbedingungen – etwa Stoffkonzentrationen und Verhalten des Exponierten – zu keiner Schädigung führt (Duffus et al. 2007: 1305).

In einem allgemeinen Kontext steht der Begriff der Sicherheit üblicherweise dem der Gefährlichkeit gegenüber. Sicherheit kann somit als Abwesenheit von Gefahr verstanden werden. Die Bedeutung des Begriffes Unsicherheit wiederum steht in keinem direkten Verhältnis zur Gefahr, sondern drückt mangelndes Wissen hinsichtlich des Grades an Sicherheit bzw. der Höhe der Gefahr aus, beschreibt also eine Ungewissheit.

Bei der Entscheidungsfindung im Rahmen des Hochwasserrisikomanagements fordern Huntingdon & MacDougall (2002: 41) die Berücksichtigung von Unsicherheiten innerhalb des gesamten Prozesses, was im Mindesten deren Identifikation verlange, besser aber noch die Quantifizierung dieser Unsicherheiten.

Schutz Schutz umfasst in der Regel Maßnahmen und Handlungen, die die Entstehung eines Schadens verhindern. Beispielsweise geht es im Rahmen des Strahlenschutzes schwerpunktmäßig um den Schutz der menschlichen Gesundheit vor den Folgen der Exposition gegenüber radioaktiver Strahlung. Nach IAEA (2007: 150) zielt der Begriff der Sicherheit eher auf die Kontrolle der Gefahrenquelle, der Begriff des Schutzes eher auf das schadennehmende Objekt oder Subjekt – den Rezeptor.

Aus Wortzusammensetzungen erschließen sich diese Zusammenhänge selten bzw. es gibt keine einheitliche Verwendung. Sowohl die Quelle oder Ursache für den zu vermeidenden Schaden als auch das zu schützende Objekt können hier genannt sein. Hochwasserschutz meint z. B. den Schutz vor dem Hochwasser, so wie auch der oben erwähnte Strahlenschutz die Quelle betont. Gesundheits- und Umweltschutz stellen die Gesundheit bzw. die Umwelt als Schutzobjekte in den Mittelpunkt.

Der Grad des Schutzes wird in der Regel als Intensität der Gefahr ausgedrückt, bis zu der kein Schaden entsteht. Hierfür wird auch der Begriff des *Schutzzieles* bzw. des *Schutzniveaus* verwendet, im Hochwasserschutz etwa ausgedrückt als Wasserhöhe eines Überflutungsereignisses bestimmter Jährlichkeit.

Dass gerade bei Naturgefahren kein hundertprozentiger Schutz möglich ist, gilt mittlerweile als allgemein anerkannt. Schutzmaßnahmen sind stets ein gesellschaftlicher Konsens, der auf einer Abwägung der einzusetzenden Mittel gegenüber den vermiedenen Schäden beruht. Hierzu werden meist Bewertungen anhand von Nutzen-Kosten-Analysen durchgeführt, wie sie bezogen auf wasserwirtschaftliche Projekte ausführlich in Maniak (2001: 127 ff.) vorgestellt werden.

Stellvertretend für die Perspektive des Hochwasserrisikomanagements zum Schutz vor bzw. zur Verhinderung von Überflutungen ist die Aussage von Huntingdon & MacDougall (2002: 39): „[...] *we cannot prevent flooding – we can only strive to reduce its adverse impacts.*“ [[...] *wir können Hochwasser nicht verhindern – wir können nur versuchen, seine negativen Auswirkungen zu reduzieren.*] Hierin wird deutlich, dass Schutz nicht unbedingt auf Vermeidung der Gefahr ausgerichtet sein muss, sondern dass auch – etwa durch Verringerung der Vulnerabilität – negative Auswirkungen gemindert werden können.

2.2 Risikobegriffe und -konzepte

Die folgenden Abschnitten stellen Risikobegriffe und -konzepte aus unterschiedlichen Wissenschaftsbereichen mit dem Ziel vor, Unterschiede und Gemeinsamkeiten herauszuarbeiten und ein einheitliches Verständnis der unterschiedlichen Konzepte zu ermöglichen. Hierzu werden, basierend auf SRU (1999: 57), verschiedene Elemente der Risikobegriffe betrachtet. Dies sind (1.) die Subjekte bzw. Objekte, für die Risiken bestimmt werden, im Weiteren auch als Rezeptoren bezeichnet, (2.) die Gefahr und deren Definition im jeweiligen Kontext, (3.) der Schaden sowie (4.) die sich aus den vorgenannten Begriffen ergebenden eigentlichen Risiken.

Ähnlich den verschiedenen Schutzbegriffen ist bei Wortkombinationen in Verbindung mit Risiko in vielen Fällen keine klare Zuordnung möglich hinsichtlich der Quelle, also der Gefahr und des Rezeptors des Risikos, also des schadennehmenden Subjektes oder Objektes. So können Umweltrisiken einerseits als Risiken für die Umwelt verstanden werden, andererseits kann es sich auch um Risiken aus der Umwelt handeln. Im Zusammenhang mit Mensch-Umwelt-Systemen ist eine klare Abgrenzung auch nur schwer möglich, da aus vom Menschen ausgelösten bzw. beeinflussten Risiken für die Umwelt auch wiederum Risiken für den Menschen erwachsen können; der Wissenschaftliche Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WBGU) bezeichnet dies auch als Ablaufketten des Risikos. WBGU (1999: 52) sieht als Umweltrisiken all jene Risiken an, die mit signifikanten Umweltschäden verbunden sind und Ablaufketten von Umwelt-Umwelt, Mensch-Umwelt- oder Umwelt-Mensch-Interaktionen beinhalten.

Eine in neuerer Zeit stärker beachtete Risikokategorie sind so genannte Natech-Risiken, worunter man technologische Risiken versteht, die durch Naturgefahren bedingt sind bzw. durch diese erst ausgelöst werden. Die hier am Beispiel von Katastrophen gegebene Definition gilt analog für die entsprechenden Gefahren und Risiken: „*a technological disaster triggered by any type of natural disaster*“ [*eine technische Katastrophe ausgelöst durch eine Naturkatastrophe*] (Cruz et al. 2004: 4). Ein Beispiel für ein solches Risiko ist etwa das Aufschwimmen und damit verbundene Leckschlagen von Chemikaliertanks durch deren Überflutung mit der damit einhergehenden Belastung des Wassers und allen damit in Kontakt kommenden Rezeptoren. Hier überlagern bzw. koppeln sich verschiedene Risiken im Rahmen eines komplexen Ablaufes im Sinne einer Risikokaskade. Eine Übersicht zu einem aktuellen Forschungsvorhaben der Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD) zur Reduktion von Natech-Risiken geben Krausmann et al. (2009). Wie Naturgefahren die durch den Betrieb einer Anlage entstehenden Risiken infolge von Störfällen quantitativ beeinflussen zeigen am Beispiel der USA Santella et al. (2011).

2.2.1 Risikodefinitionen

Die folgenden Abschnitte geben eine Übersicht zu verschiedenen Definitionen und Verständnissen des zentralen Begriffes „Risiko“. Zu Beginn werden einige Ansätze für generische Risikodefinitionen gegeben, woran sich eine Darstellung von disziplinären Risikobegriffen mit Bezug zum Themenkomplex der Arbeit anschließt.

Generische und disziplinübergreifende Definitionen wurden im Rahmen der Standardsetzung von verschiedenen nationalen und internationalen Normengremien entwickelt, etwa im Rahmen des australisch-neuseeländischen Standards AS/NZS 4360 „*Risk Management*“ (2004), der vor allem im unternehmerischen Bereich weite Verbreitung gefunden hat (Schmid 2005) und dessen Inhalte in den ISO/IEC Guide 73 „*Risk Management – Vocabulary*“ (2009) sowie die ISO-Norm 31 000 „*Risk management – Principles and guidelines*“ (2009) eingegangen sind. AS/NZS 4360 (2004) definieren Risiko beispielsweise als „[...] *the chance of something happening that will have an impact on objectives.*“ [die Möglichkeit das etwas passiert, das Auswirkungen auf Ziele hat.]

Eine ausführliche Darstellung zu unterschiedlichen Risikobegriffen gibt das Sondergutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen „*Umwelt und Gesundheit – Risiken richtig einschätzen*“ (SRU 1999: 49–57). Hieraus werden die folgenden ausgewählten disziplinären Kontexte vorgestellt:

- Technisch-ingenieurwissenschaftlicher Kontext
- Toxikologisch-epidemiologischer Kontext
- Rechtswissenschaftlicher Kontext

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit hat der technisch-ingenieurwissenschaftliche Risikobegriff Bezüge zum Hochwasserrisikomanagement, der toxikologisch-epidemiologische Risikobegriff ist für den Bereich der Schadstoffrisikoanalyse von Bedeutung, das rechtswissenschaftliche Risikoverständnis spielt im Bereich der Bewertung und des gesellschaftlich-politischen Umgangs mit Risiken eine Rolle.

Risiko im technisch-ingenieurwissenschaftlichen Kontext Der technisch-ingenieurwissenschaftliche Risikobegriff ist stark mathematisch geprägt und verknüpft die beiden Größen Wahrscheinlichkeit des Auftretens einer bestimmten Gefahr und Höhe des dabei entstehenden Schadens. Am Beispiel Hochwasser etwa die in Abhängigkeit von der Zeit zu erwartende Abflussmenge bzw. der sich dabei einstellende Wasserstand und die bei diesem Wasserstand entstehenden Schäden. Die Gefahr kann dabei als Auftretenswahrscheinlichkeit bzw. als Häufigkeit einer bestimmten Intensität der Gefahr gesehen werden, also etwa die Wahrscheinlichkeit eines Wasserstandes während eines betrachteten Zeitraumes oder deren Häufigkeit. Bei der verbreiteten Angabe von Wasserständen als Jährlichkeiten bzw. Häufigkeiten, z. B. 1 mal in 100 Jahren, entspricht die jährliche Wahrscheinlichkeit des Wasserstandes $\frac{1}{100}$.

Dieser Risikobegriff geht davon aus, dass die entsprechenden Größen überwiegend quantitativ zu erheben sind. Mathematisch wird das Risiko als Produkt aus der Eintrittswahrscheinlichkeit und der Schadenhöhe definiert und entspricht damit dem Erwartungswert der Schadenshöhe (SRU 1999: 51). Im bisher überwiegend ingenieurwissenschaftlich geprägten Bereich des Hochwasserrisikomanagements ist dieser Risikobegriff weit verbreitete. So definieren etwa Huntingdon & MacDougall (2002: 31) Risiko als „*Combination of probability and consequence.*“ [Kombination von Wahrscheinlichkeit und Konsequenz.] Auch die Naturgefahrenforschung bedient sich dieses Risikobegriffes (UN 2004: 6): „*Conventionally risk is expressed by the notation Risk = Hazards · Vulnerability.*“ [Üblicherweise wird Risiko durch die folgende Gleichung dargestellt: Risiko = Gefahren · Vulnerabilität.]

Generell definiert UN (2004: 6) Risiko als die Wahrscheinlichkeit schadenbringender Konsequenzen oder erwarteter Verluste als Folge der Interaktion von natürlichen oder anthropogenen Gefahren und den Anfälligkeiten von Subjekten und Objekten gegenüber diesen Gefahren. UN (2004: 6) weist darauf hin, dass zusätzlich bestimmte Wissenschaftsbereiche – speziell bei physischen Vulnerabilitäten – das Konzept der *Exposition* berücksichtigen. Ergänzend sei der soziale Kontext von Risiken in Betracht zu ziehen, da dieser in erheblichem Maße die Wahrnehmung von Risiken und die diesen zugrunde liegenden Ursachen steuere.

Risiko im toxikologisch-epidemiologischen Kontext Für Gefahren im Bereich der Toxikologie und Epidemiologie ist der Hauptrezeptor die menschliche Gesundheit. Um Beeinträchtigungen der Gesundheit im Sinne eines Schadens feststellen zu können, ist eine Definition des Begriffes *Gesundheit* notwendig. Die World Health Organisation (WHO) bezeichnet in ihrer Gründungserklärung Gesundheit als „*Zustand vollständigen körperlichen, seelischen und sozialen Wohlbefindens und nicht nur des Freiseins von Krankheit*“ (SRU 1999: 12). Diese Definition enthält einen erheblichen qualitativen Aspekt, der nur teilweise einer mathematischen Betrachtung zugänglich ist. Unklar bleibt grundsätzlich der Unterschied zwischen Unwohlsein und Krankheit, da der Zustand des Nicht-Wohlbefindens u. a. stark vom subjektiven Eindruck der betrachteten Person abhängt.

In der Toxikologie herrscht daher ein deutlich engeres Verständnis von Gesundheit bzw. Krankheit. Schäden werden hier ausschließlich als messbare (negative) Veränderungen definiert, wobei sich messbar nicht nur auf physiologische Parameter bezieht, sondern auch psychische Parameter wie Merk- oder Konzentrationsfähigkeit beinhaltet. Der Festlegung von Veränderungen und deren Grad als *negativ* kommt eine Schlüsselstellung bei der Definition von Gesundheitsschäden zu. Sie erfolgt in der Regel durch Experten in Fachgremien, deren Zusammensetzung und Interpretation ihrer Aussagen gesellschaftlichen Einflüssen unterliegt.

Gefahren im Sinne der Toxikologie werden auch als Noxen bezeichnet. Hierunter fallen alle die Gesundheit schädigenden Einflüsse physikalischer, chemischer, biologischer und auch psychosozialer Art. Physikalische Einflüsse können Druck, Temperatur oder ionisierende Strahlung sein. Chemische Noxen sind Substanzen, die Eigenschaften wie reizend, ätzend, erbgutverändernd, krebserregend, usw. haben. Biologische Einflüsse sind beispielsweise Viren, Bakterien oder auch Pilze. Psychosoziale Noxen sind jegliche Lebensumstände, die negative Auswirkungen auf die Gesundheit haben, etwa Einsamkeit oder auch Arbeitslosigkeit. Letztere spielen im Rahmen der Toxikologie allerdings keine Rolle.

Bezogen auf Stoffe wird unter der Wahrscheinlichkeit eines Gesundheitsschadens die Häufigkeit des Auftretens einer als negativ bzw. advers definierten Veränderung innerhalb einer dem Stoff ausgesetzten Population verstanden (vgl. SRU 1999: 52).

In der Toxikologie ist die Wahrscheinlichkeit gemeint, mit der in einer Bevölkerungsgruppe, die einer bestimmten Belastung ausgesetzt ist, eine bestimmte schädliche Wirkung hervorgerufen wird. Diese Schadenwahrscheinlichkeit hängt vom Schädigungspotenzial der Substanz ab – d. h. ihrer Toxizität, Mutagenität oder Kanzerogenität –, von der aufgenommenen Stoffmenge, der Exposition, sowie der Sensitivität der Bevölkerungsgruppe, beispielsweise deren gesundheitliche Konstitution. Risiko im Sinne der Toxikologie kann daher nach SRU (1999: 52) als Produkt aus dem Schädigungspotenzial und der Exposition

verstanden werden, wobei auch die Empfindlichkeit der betrachteten Population eine Rolle spielt. Die Toxizität eines Stoffes ist in diesem Sinne eine Funktion, die das Verhältnis der verabreichten Dosis zu den beobachteten Effekten beschreibt. Sie wird deshalb auch als Dosis-Effekt- bzw. Dosis-Wirkungsfunktion bezeichnet.

Risiko im toxikologischen Kontext kann nach Duffus et al. (vgl. 2007: 1302) verschiedene Bedeutungen haben: (1.) Die Wahrscheinlichkeit des durch einen Stoff unter spezifischen Umständen verursachten Auftretens adverser Effekte in einem Organismus, einer Population oder einem Ökosystem, (2.) die Wahrscheinlichkeit, dass eine Gefahr einen adversen Effekt verursacht und (3.) die erwartete Häufigkeit des Auftretens von Schädigungen bei Exposition gegenüber einer solchen Gefahr.

Risiko in der Epidemiologie ist die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Gesundheitsschäden innerhalb einer Bevölkerungsgruppe bei einer bestimmten Exposition, also eine Häufigkeit (vgl. SRU 1999: 52). Hier fließt demnach auch die Anfälligkeit der einzelnen Individuen der Gruppe in das Risiko ein. Eine vulnerablere Population etwa zeigt bei gleicher Exposition eine höhere Anzahl an Krankheitsfällen bzw. Schädigungen im Vergleich zu einer weniger anfälligen. Vulnerabilität im medizinisch-toxikologischen Sinne kann u. a. durch bestimmte Vorerkrankungen, angeborene Defekte oder die allgemeine Konstitution bedingt sein. Gelegentlich wird eine erhöhte Exposition durch ein bestimmtes Verhalten ebenfalls der Vulnerabilität zugerechnet, etwa das Hand-zu-Mund-Verhalten von Säuglingen oder die Ernährungsgewohnheiten bestimmter Bevölkerungsgruppen.

Bei der Quantifizierung gesundheitlicher Risiken wird häufig in Individualrisiko und Kollektivrisiko unterschieden. Das Kollektivrisiko durch die Lebenszeitexposition gegenüber einer Stoffkonzentration von $1 \mu\text{g m}^{-3}$ liegt beispielsweise bei 1 Erkrankung bezogen auf 100 000 (10^5) Personen. Das Individualrisiko der Erkrankung bei der genannten Exposition beträgt dann $1 \cdot 10^{-5}$. Diese Risikokennziffern werden u. a. verbreitet bei kanzerogenen Luftschadstoffen verwendet.

Risiko im rechtswissenschaftlichen Kontext In den Rechtswissenschaften ist die Begriffskomponente Schaden mit jeglicher Beeinträchtigung von Rechtsgütern einer juristischen oder natürlichen Person sowie von Schutzgütern der Allgemeinheit verknüpft (SRU 1999: 49). Zu den einzelnen Rechtsgütern wie körperliche Unversehrtheit und Eigentum siehe auch den Abschnitt 2.1 (S. 10).

Unter Risiko im rechtswissenschaftlichen Sinne wird die unbestimmte Wahrscheinlichkeit des Auftretens eines Schadens als Folge einer Handlung bzw. eines Ereignisses verstanden, also die reine Möglichkeit. Da dies, insbesondere im Hinblick auf die Abwehr von Gefahren, nicht ausreichend qualifizierend ist, erfolgt eine spezifischere Bestimmung in Form des Begriffes Gefahr. Hier wird Gefahr als die hinreichende Wahrscheinlichkeit des Eintretens eines Schadens verstanden. Die Wahrscheinlichkeit des Schadeneintritts hängt dabei sowohl von der Empfindlichkeit des zu schützenden Subjektes bzw. Objektes als auch von der Wahrscheinlichkeit des ungestörten Ablaufes der schadenverursachenden Handlung bzw. des schadenverursachenden Ereignisses ab.

Das Restrisiko Unter Restrisiko (engl. residual risk) wird im Rahmen des Risikomanagements das Risiko verstanden, welches nicht weiter reduziert werden kann. Bedingt

wird das Restrisiko zum einen durch die Unwissenheit und das eingeschränkte Wissen über bestimmte Risiken und zum anderen durch die in der Regel begrenzten Mittel zur Risikoreduktion. Huntingdon & MacDougall (2002: 31) definieren Restrisiko als „*risk which remains after risk management and mitigation.*“ [*Risiko, das nach Risikomanagement und -milderung bestehen bleibt.*] Im gesellschaftlichen Verständnis ist nach SRU (1999: 57) Restrisiko ein Synonym für nicht bekannte und/oder tolerierte Gefahren, was dem oben dargestellten wissenschaftlichen Begriffsverständnis entspricht.

2.2.2 Analyse und Bewertung von Risiken

Die Beschäftigung mit Risiken umfasst in der Regel die drei Komponente Analysieren, Bewerten und Handeln. Hierzu wurden aus unterschiedlichen disziplinären Kontexten zahlreiche Rahmenkonzepte und standardisierte Vorgehensweisen – sogenannte Risikomanagementstandards – entwickelt, die sich hinsichtlich ihrer Terminologie und den entsprechenden Begriffsbedeutungen teilweise erheblich unterscheiden.

Die ISO/IEC Guide 73 (2009) bezeichnet den gesamten Prozess von der Identifikation über die Analyse, Bewertung und Behandlung von Risiken als Risikomanagement. Der Teilprozess der Analyse (risk analysis) und Bewertung (risk evaluation) wird als „risk assessment“ bezeichnet, was meist als „Risikoabschätzung“ übersetzt wird. Demgegenüber verstehen Huntingdon & MacDougall (2002: 31) unter Risikomanagement „*the activity of mitigating and monitoring risks, which predominantly occurs after the project appraisal stage.*“ [*die Aktivität der Milderung und Überwachung von Risiken, die überwiegend nach der Projektbewertungsphase vorkommt.*]

Das Risikomanagement umfasst in dieser Definition nur den Teil der Kette nach der Bewertung der Risiken und den dann daraus abgeleiteten Notwendigkeiten zur Vermeidung bzw. Minderung. Andere Definitionen sehen im Risikomanagement ebenfalls ausschließlich den Schritt des Handelns zur Reduzierung und Begrenzung von Risiken. Im Zusammenhang mit gesundheitlichen Risiken wird gelegentlich das Risikomanagement als der Teil verstanden, in dem nach der Analyse der Risiken die eigentliche Steuerung der Risiken im Sinne von Minderung und Vermeidung stattfindet. Diese Sichtweise wird begründet mit den unterschiedlichen Akteuren innerhalb der einzelnen Schritte der Risikobetrachtung: Wissenschaftler und Fachbehörden spielen bei der gesamten Risikoanalyse die tragende Rolle, bei der Bewertung und Steuerung von Risiken sind hingegen überwiegend politische Akteure bzw. gesellschaftliche (Interessen)-Gruppen beteiligt.

Das sich gegenwärtig entwickelnde Verständnis von Risikomanagement im Zusammenhang mit Hochwasser – das Hochwasserrisikomanagement – ist ein umfassendes, welches die klassischen Schritte des Analysierens, Bewertens und Handelns umfasst (z. B. Schanze 2006; RL 2007/60/EG; Samuels et al. 2009; Müller 2010b).

Die eigentliche wissenschaftlich-technische Ermittlung der Risiken erfolgt meist im Rahmen von sogenannten Risikoanalysen. Nach einer Definition von Huntingdon & MacDougall (2002: 31) berücksichtigt eine Risikoanalyse die Gefahren innerhalb eines Projektes und die damit verbundenen Risiken. In der englischsprachigen Literatur werden für Risikoanalysen im Bereich der durch Naturgefahren bedingten Risiken oftmals die Begriffe *risk analysis*

und *risk assessment* synonym verwendet (z. B. UN 2004) und die Risikobewertung als *risk evaluation* bezeichnet.

UN (2004) versteht unter Risikoanalyse eine Methodologie zur Bestimmung von Art und Ausmaß von Risiken. Hierzu werden potenzielle Gefahren analysiert und die gegenwärtig die Vulnerabilität bestimmenden Umstände bewertet. Die Vulnerabilitäten beziehen sich auf die Schadenanfälligkeit von Personen, Eigentum, Lebensgrundlagen und der Umwelt, auf denen diese Lebensgrundlagen basieren. Die Durchführung solcher Analysen basiert nach UN (2004) auf zwei Teilschritten, der Analyse der Gefahren und der Analyse der Vulnerabilität. Im Rahmen der Gefahrenanalyse werden Eigenschaften der Gefahren wie Örtlichkeit bzw. räumliche Verteilung, Intensität, Häufigkeit oder Eintrittswahrscheinlichkeit bestimmt. Mit der Vulnerabilitätsanalyse werden die für die Vulnerabilität relevanten Faktoren wie physische Eigenschaften von Subjekten und Objekten, soziale und wirtschaftliche Verhältnisse sowie Umweltbedingungen und die Exposition gegenüber den Gefahren untersucht. Ergänzend wird das Bewältigungsvermögen bzw. die Bewältigungskapazität für bestimmte Szenarien mit in die Risikoanalyse einbezogen. Neuere Verständnisse sehen die Bewältigungskapazität als ein Element zur Charakterisierung der Vulnerabilität (z. B. Merz et al. 2010: 510) und betrachten teilweise die Exposition unabhängig von der Vulnerabilität (z. B. Schanze 2009a: 3). In diesem Zusammenhang wird die auch als Risikoermittlung bezeichnete Risikoanalyse als eigener Schritt nach der Gefahren- und Vulnerabilitätsanalyse gesehen. Dieses Verständnis von Risikoanalyse lässt sich direkt aus dem naturwissenschaftlich-technischen Risikokonzept ableiten, das Risiko als Funktion von Gefahr und Vulnerabilität definiert.

2.2.3 SPRC-Konzept

Im Bereich der Hochwasserrisikoforschung wird seit einigen Jahren ein methodisches Rahmenkonzept eingesetzt, mit dem die das Risiko konstituierenden Elemente prozessual miteinander verknüpft werden. Das so genannte Source-Pathway-Receptor-Consequence-Konzept diente u. a. als Grundlage zur Strukturierung des Forschungsprozesses im größten europäischen Verbundprojekte zum Hochwasserrisikomanagement FLOODsite – Integrated Flood Risk Analysis and Management Methodologies.

Das Konzept geht von einer Kaskade von Prozessen aus, die die gesamte Kette von der Hochwasserentstehung bis zur Verursachung der Schäden abdeckt. Ausgangspunkt ist eine Quelle (engl. source), die nach Huntingdon & MacDougall (2002: 31) gleichbedeutend mit der Gefahr ist und sich auf Umstände bezieht, die zu einem Schaden führen können, beispielsweise ein Niederschlagsereignis mit der anschließenden Transformation des Niederschlags in Oberflächenabfluss:

„Source is synonymous with hazard and refers to a situation with the potential for harm [...]“

[Quelle ist synonym mit Gefahr und bezieht sich auf eine Situation mit dem Potenzial zur Entstehung eines Schadens].

Der Pfad (engl. pathway) stellt die Verbindung her zwischen einer Gefahr(enquelle) und dem von dieser Gefahr potenziell betroffenen Rezeptor. Hierzu Huntingdon & MacDougall (2002: 30):

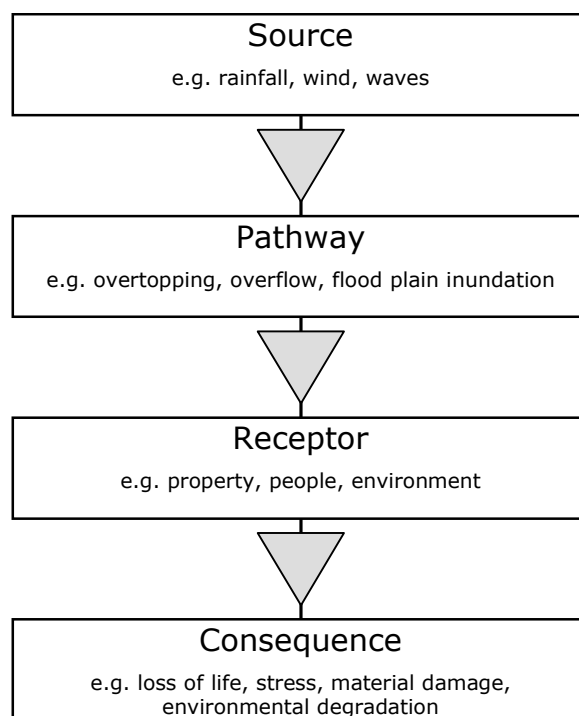


Abbildung 2.1: Source-Pathway-Receptor-Consequence-Konzept für Hochwasser (Samuels et al. 2009: 4).

„[The pathway] Provides the connection between a particular hazard being realised and the receptor that may be harmed.“

[Der Pfad stellt die Verbindung her zwischen einer bestimmten sich verwirklichenden Gefahr und dem Rezeptor, der geschädigt werden könnte.]

Das Gerinnebett und die Ausuferungsbereiche eines Flusses können etwa als Teile des Pfades betrachtet werden.

Nach Huntingdon & MacDougall (2002: 30) werden als Rezeptor (engl. receptor) alle Werte bezeichnet, die bei Kontakt mit der Gefahr – hier dem Flutwasser – einen Schaden erleiden können: *„Receptor refers to the asset that may be harmed.“* [Rezeptor bezieht sich auf den Wert, der geschädigt werden könnte.] Werte sind beispielsweise Eigentum an Sachen oder auch Leib und Leben von Personen.

Konsequenzen sind alle Folgen für einen Rezeptor, wobei unter Betonung der Gefahren nur die negativen Konsequenzen betrachtet werden, die dann als Schaden bezeichnet werden. Je nach Rezeptor kann ein für einen spezifischen Rezeptor als Gefahr identifiziertes Ereignis aber zugleich positive Effekte für einen anderen Rezeptor haben. Beispielsweise haben Hochwasser zahlreiche positive Effekte auf Auenökosysteme, erzeugen aber gleichzeitig negative Effekte wenn anthropogene Systeme und deren Artefakte wie Siedlungen oder Infrastruktur betroffen sind. Bei einem engen Verständnis von Risikoanalysen spielt der Aspekt der positiven Konsequenzen – in der Klimafolgenforschung als Chancen bezeichnet (Schanze & Sauer 2012: 16) – keine Rolle. Geht es um integrierte Bewertungen von Risiken, so sind solche Aspekte miteinzubeziehen um bei der Risikominimierung entstehende Konkurrenzen bzw. Zielkonflikte wie etwa den Schutz des Rezeptors Mensch auf der einen

Seite und den Schutz des Rezeptors Auenökosystem auf der anderen Seite adäquat zu berücksichtigen.

Jede der einzelnen Komponenten kann mit spezifischen Methoden und Modellen analysiert werden. Bezogen auf Hochwasser kann die Quelle durch Analyse der Niederschlagshäufigkeit und Einsatz von NA-Modellen charakterisiert werden, die Beschreibung des Pfades kann durch Analyse mittels hydraulischer Modelle erfolgen. Die negativen Konsequenzen lassen sich durch rezeptorspezifische Schadenmodelle bestimmen.

Ein ähnliches konzeptionelles Modell aus dem Bereich der Schadstoffrisikoforschung wurde von Scholz et al. (1992a) zur Analyse der Belastung bestimmter Bevölkerungsgruppen durch Schadstoffe verwendet. Der Ansatz wird als Donator-Akzeptor-Modell bezeichnet und bezieht sich ausschließlich auf Schadstoffe. Unter Donatoren werden alle Umweltmedien verstanden, die Schadstoffe enthalten und ab- bzw. weitergeben können. Akzeptoren der Schadstoffe sind in der Regel Personen. Besteht eine Verbindung zwischen Donator und Akzeptor im Sinne einer Exposition, beispielsweise durch Prozesse wie den Verzehr schadstoffhaltiger Nahrung, so wird diese als Donator-Akzeptor-Beziehung bezeichnet. Solche Donator-Akzeptor-Beziehungen entsprechen damit Expositionspfaden. Angewendet wurde das Modell u. a. als analytischer Rahmen bei der Quantifizierung der Exposition ausgewählter Bevölkerungsgruppen in der Region Bitterfeld im Zuge der groß angelegten Umweltuntersuchungen zu Beginn der 90er Jahre (vgl. Scholz et al. 1992b).

2.2.4 Zyklus-Konzepte des Risikomanagements

Für das Management von (katastrophalen) Risiken durch Naturgefahren existieren seit mehr als zwanzig Jahren verschiedene Zyklus-Konzepte, z. B. der Katastrophenmanagementzyklus (engl. disaster management cycle), der sich beispielsweise in der Variante von Carter (1991: 52) in die folgenden Phasen gliedert:

- Katastropheneinwirkung (engl. disaster impact)
- Notfall/Ereignismanagement; Ereignisphase (engl. response; emergency phase)
- Erholung; Reparatur, Überprüfung, Wiederaufbau (engl. recovery; restoration, review, reconstruction)
- Weiterentwicklung (engl. development)
- Vermeidung/Prävention (engl. prevention)
- Minderung (engl. mitigation)
- Vorsorge/Vorbereitung; Vorsorge, Warnung, Bedrohung (engl. preparedness, warning, threat)

Als Hauptphasen wird häufig unterschieden in Prävention (engl. prevention), Vorsorge (engl. preparedness), Abwehr/Hilfeleistung (engl. response) sowie Wiederherstellung/-aufbau (engl. recovery). Solche allgemeinen Zyklen bilden u. a. die Basis für einen zukünftigen Ansatz der EU zum Risikomanagement von Katastrophen und Bedrohungen (EC 2010a: 4), der allgemein und gefahrenübergreifend („all-hazards“) angelegt ist (EC 2010b: 14).

Speziell bezogen auf Hochwasser existieren Ansätze, die als Hochwasserrisikomanagementzyklus oder Kreislauf des Hochwasserrisikomanagements (Grünewald & Merz 2003, 2011) bezeichnet werden und um spezifische Elemente ergänzte Abwandlungen der Eingangs dargestellten allgemeinen Zyklen darstellen. Im deutschsprachigen Raum verbreitet ist etwa das Konzept von Grünewald & Merz (2003, 2011) sowie als internationales Beispiel UN (2002: 7), die ihr Konzept wie folgt beschreiben:

„Flood disaster management is an end-to-end process for recognizing and effectively combating the risk associated with floods through a suite of planned actions. The process involves a number of activities that occur throughout the cycle: Pre-disaster – preventative measures and preparedness; During the flood – disaster relief, response and mitigative actions; and Post disaster – rehabilitation, reconstruction, economic recovery, and efforts to assess and fine-tune preventative measures.“

[Hochwasserkatastrophenmanagement ist ein durchgehender Prozess zur Erkennung und effektiven Bekämpfung der mit Hochwasser verbundenen Risiken mittels einer Palette von geplanten Handlungen. Der Prozess beinhaltet eine Zahl von Aktivitäten die während des Zyklus stattfinden: Vor der Katastrophe – vorsorgende Maßnahmen und Vorbereitetsein; während des Hochwassers – Katastrophenhilfe, Reaktion und schadenmindernde Aktivitäten und nach der Katastrophe – Wiederherstellung, Rekonstruktion, wirtschaftliche Erholung und Anstrengungen zur Bewertung und Detailanpassung von vorbeugenden Maßnahmen.]

2.3 Hochwasserrisiken

In den folgenden Abschnitten wird, ausgehend von einer Definition des Begriffes Hochwasser und der Darstellung, welche Risiken durch Hochwasser entstehen können, erläutert, welche spezifischen Konzepte es zum Umgang mit diesen Risiken gibt. Letzteres wird häufig mit dem Begriff Hochwasserrisikomanagement bezeichnet.

2.3.1 Hochwasserrisikomanagement

Vor einer weitergehenden Darstellung der Komponenten des Hochwasserrisikomanagement bestehend aus der Analyse und Bewertung von Hochwasserrisiken und dem Umgang mit diesen wird eine kurze Bestimmung des Begriffes *Hochwasser* vorgenommen. Eine verbreitete Definition geht auf Ward (1978) zurück und findet sich in Smith & Ward (1998: 8): *„A flood is a body of water which rises to overflow land which is not normally submerged.“* [Ein Hochwasser ist ein Wasserkörper, dessen Anstieg Land überflutet, das normalerweise nicht unter Wasser steht.]

Art. 2 Abs. 1 der EU-Hochwasserrisikomanagementrichtlinie – Richtlinie 2007/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2007 über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken (HWRL) (RL 2007/60/EG) definiert Hochwasser als die

„zeitlich beschränkte Überflutung von Land, das normalerweise nicht mit Wasser bedeckt ist. Diese umfasst Überflutungen durch Flüsse, Gebirgsbäche, zeitweise ausgesetzte Wasserströme im Mittelmeerraum sowie durch in Küstengebiete eindringendes Meerwasser; [...]“.

Diese Definition deckt sich mit der im Glossar des europäischen Hochwasserforschungsprojektes FLOODsite (vgl. Samuels et al. 2009: 16), das maßgebliche Grundlagen für die Richtlinie erarbeitet hat. In der vorliegenden Arbeit wird dieser Definition gefolgt.

Im Rahmen der Arbeit wird die Formulierung „normalerweise“ im Sinne von mittleren Durchflüssen bzw. Wasserständen interpretiert, bei denen keine Ausuferung erfolgt. Kennziffern der hydrologischen Statistik hierzu sind Mittlerer Abfluss (MQ) bzw. Mittelwasser (MW). Da Ausuferungen meist nur bei größerem Ausmaß dokumentiert werden, kann in der Regel kein Zusammenhang zwischen überdurchschnittlichen Durchflüssen bzw. Wasserständen und dem Auftreten von Hochwasser im Sinne der Definition hergestellt werden. Ein statistisch ermitteltes Hochwasser (Hochwasser (HW) bzw. Hochwasserabfluss (HQ)) kann beispielsweise – bei entsprechender Fließgewässermorphologie – ohne Ausuferung ablaufen. Eine Operationalisierung der Definition für eine Einstufung von Wasserstand (W) bzw. Durchfluss (Q), die in der Regel an einzelnen Pegelmessstellen – W meist kontinuierlich, Q sehr selten – erhoben werden, ist nur durch den Einsatz von hydraulischen Modellen oder Geländebeobachtungen möglich. Die im Rahmen der Erprobung der Methodik betrachteten Abflussereignisse stellen allesamt definitionsgemäße Hochwasser mit ausgedehnten Ausuferungen dar (siehe hierzu auch Büttner et al. 2009).

Berücksichtigt man die aus einem Hochwasser resultierenden negativen Konsequenzen vor dem Hintergrund der Eintretenswahrscheinlichkeit des Ereignisses, so ergibt sich daraus das *Hochwasserrisiko*. Hochwasserrisiko ist nach Art. 2 Abs. 2 der HWRL die

„[...] Kombination der Wahrscheinlichkeit des Eintritts eines Hochwasserereignisses und der hochwasserbedingten potenziellen nachteiligen Folgen auf die menschliche Gesundheit, die Umwelt, das Kulturerbe und wirtschaftliche Tätigkeiten.“

Vor dem Hintergrund des umfassenden Verständnisses von Hochwasserrisiken der HWRL werden in der vorliegenden Arbeit als Hochwasserrisiken all jene Risiken verstanden, die direkt oder indirekt durch Hochwasser verursacht werden. Die durch die Ablagerung von Schadstoffen im Zuge von Hochwasserereignissen entstehenden Risiken sind demnach eine Komponente des Hochwasserrisikos. Im Weiteren wird hierfür der Begriff der *stofflichen Hochwasserrisiken* verwendet. Da die möglichen Gesundheitsschäden durch stoffliche Einwirkungen in Folge von Hochwasser nicht streng wahrscheinlichkeitstheoretisch angegeben werden können, wohl aber einer wirkungsanalytischen Abschätzung zugänglich sind, handelt es sich hierbei um *unbestimmte Risiken* (WBGU 1999: 37; Schanze & Sauer 2012: 16).

Konkret zu Schadstoffen als Gefahrenquellen nimmt die HWRL in Art. 6 Abs. 5c und d Bezug in dem (1.) Anlagen nach der IVU-Richtlinie – Richtlinie 96/61/EG des Rates vom 24. September 1996 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVURL) (RL 96/61/EG) in Hochwasserrisikokarten darzustellen sind sowie (2.) *„andere bedeutende Verschmutzungsquellen“*. Die Wirkungen von Umweltverschmutzun-

gen im Sinne der IVURL (Art. 2 Abs. 2) beziehen sich sowohl auf die Umweltqualität selbst als auch auf die menschliche Gesundheit sowie Sachwerte und Nutzungen der Umwelt.

Geht es um den Umgang mit solchen und anderen Risiken, so wird dafür oftmals der Begriff des *Risikomanagements* verwendet. Unter Risikomanagement im Allgemeinen versteht Müller (2010a: 7) auf Basis von Literatur im Kontext Hochwasser die „[...] *systematische Erfassung, Analyse und Bewertung von Risiken und die daraus abzuleitenden Aktivitäten zur Risikosteuerung* [...]“. Dieser Managementbegriff wird in einem generischen Kontext u. a. von ISO/IEC Guide 73 (2009) sowie ISO 31000 (2009) verwendet und bezogen auf Naturgefahren beispielsweise von Schanze (2006, 2009a), Shaw (2009) sowie Grünewald & Merz (2011) gebraucht.

Bezieht man das Risikomanagement ausschließlich auf die Konsequenzen von Hochwasser, so kann speziell vom *Hochwasserrisikomanagement* (HWRM) gesprochen werden. In ihrem Artikel über sich entwickelnde Konzepte des HWRM und zentrale Begriffe aus diesem Kontext – mit dem Ziel eines gemeinsamen Verständnisses – definieren de Bruijn et al. (2007: 63) HWRM als

„[...] *the combination of all activities that aim at maintaining or improving the ability of a region to cope with peak discharges or extreme rainfall events.*“
[[...] *die Kombination aller Aktivitäten die darauf abzielen, die Fähigkeit einer Region zur Bewältigung von Spitzenabflüssen oder extremen Niederschlagsereignissen zu erhalten oder zu verbessern.*]

In ihrer obigen Definition gehen de Bruijn et al. (2007: 63) nicht auf die spezifischen Konsequenzen ein, die es zu bewältigen gilt. Diese werden in Art. 7 Abs. 2 HWRL konkreter beschrieben und deren Minderung als Schwerpunktziele des HWRM im Sinne der Richtlinie genannt: „[...] *Ziele für das Hochwasserrisikomanagement sind [...] Verringerung potenzieller hochwasserbedingter nachteiliger Folgen für die menschliche Gesundheit, die Umwelt, das Kulturerbe und wirtschaftliche Tätigkeiten* [...]“.

Zum Management von Hochwasserrisiken wurden verschiedene *Rahmenkonzepte* entwickelt, so z. B. von UN (2002: 24) das „*Framework for Flood Risk Assessment and Risk Management*“ das auf WMO (1999: 3) basiert oder das Hochwasserrisikomanagement-Konzept von Schanze (2006, 2009a). Letzteres diente im Rahmen des EU-Projektes FLOODsite¹ sowie im RIMAX²-Projekt „Veränderung und Management der Risiken extremer Hochwasserereignisse in großen Flussgebieten – am Beispiel der Elbe“ (VERIS-Elbe) (Schanze et al. 2012a) als methodische Grundlage. Es soll hier beispielhaft als Prototyp für ein integriertes Hochwasserrisikomanagement dargestellt werden. Die einzelnen Komponenten dieses Konzeptes zeigt Abbildung 2.2 (S. 24).

Die Hochwasserrisikoanalyse umfasst hierbei die gesamte Prozesskette von der Hochwasserentstehung über den Hochwasserablauf bis zu den möglichen Schäden und den sich ergebenden Risiken. Verbreitet war hierbei bisher ein ingenieurwissenschaftliches Risikoverständnis, nach dem sich das Hochwasserrisiko als Produkt aus der Eintretenswahrscheinlichkeit eines Abflussereignisses mit einer bestimmten Intensität multipliziert mit den dabei potenziell möglichen Sachschäden ergibt. Der Ansatz von Schanze (2006, 2009a) geht

¹<http://www.floodsite.net>

²<http://www.rimax-hochwasser.de>

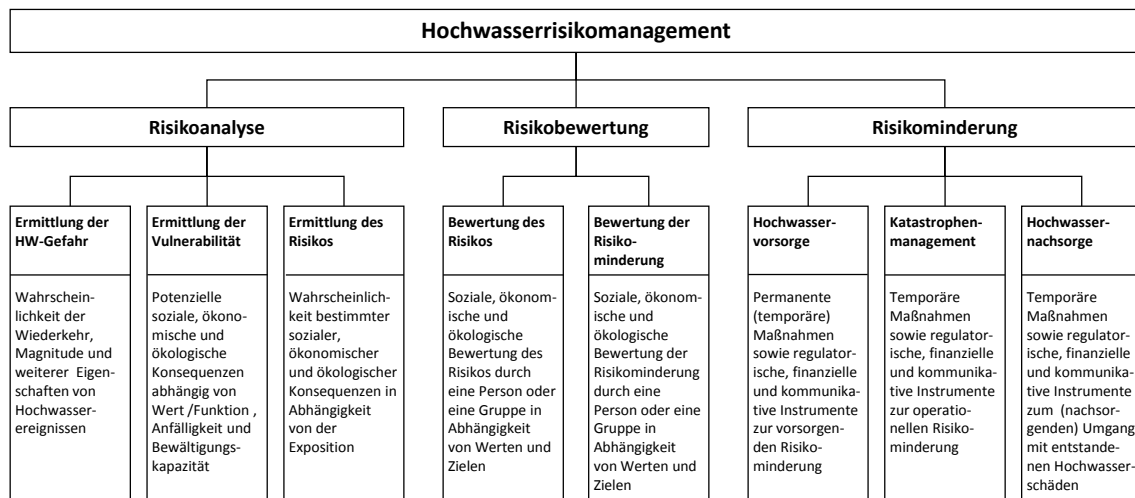


Abbildung 2.2: Komponenten des Hochwasserrisikomanagements (nach Schanze 2009a,b; übersetzt).

über diese eingeschränkte Sichtweise hinaus und zielt auf eine Integration der über reine (Gebäude)Sachschäden hinausgehenden sozialen und ökologischen Konsequenzen ab. Diese umfassende Betrachtung des Hochwasserrisikos findet sich auch bei Grünewald & Merz (2011) sowie in der BMBF-Förderinitiative RIMAX und dem EU-Projekt FLOODsite.

Die beiden die Hochwasserrisikoanalyse konstituierenden Komponenten werden in separaten Analyseschritten bestimmt: (1.) der Gefahrenanalyse und (2.) der Vulnerabilitätsanalyse, wie sie in den nachfolgenden Abschnitten detailliert beschrieben werden. Die Integration der Ergebnisse dieser Analyseschritte liefert das Hochwasserrisiko.

Der Schritt der Risikobewertung umfasst die Berücksichtigung der individuellen oder kollektiven, von Werten, Normen und Erfahrungen beeinflussten sozialen, ökonomischen und ökologischen Bewertungen des Risikos sowie der Risikominderung. Hierbei handelt es sich um einen Prozess, im Zuge dessen von den Betroffenen die Akzeptabilität bzw. Tolerabilität der Risiken mit Hilfe von Risikoindikatoren und Vergleichen zu Nutzen und Kosten im weitesten Sinne bestimmt wird. Falls die Höhe der Risiken als nicht akzeptabel bzw. tolerabel bewertet wird, gilt es die Risiken durch steuernde Interventionen entsprechend zu behandeln, d. h. zu mindern.

Die Risikominderung umfasst Interventionen im Sinne von Maßnahmen und Instrumenten. Deren Einsatz lässt sich bezogen auf ein Hochwasserereignis zeitlich einordnen in die Minderung vor einem Ereignis, während des Ereignisses und nach dem Ereignis. Hierfür werden Begriffe wie Vorsorge/Prävention, Ereignismanagement/-bewältigung bzw. operationelles Management sowie Nachsorge/Postvention verwendet.

2.3.2 Hochwassergefahrenanalyse

Bei der Analyse der Hochwassergefahr können nach Smith & Ward (1998: 10) generell zwei verschiedene Typen von Hochwasser unterschieden werden, denen sehr unterschiedliche Prozesse der Hochwasserentstehung zugrunde liegen. Zum einen sind dies Küstenhochwasser

(engl. coastal floods), zum anderen Flusshochwasser (engl. river floods). Im Weiteren wird nur der Bereich der Flusshochwasser betrachtet, da hier auch die Schwerpunktsetzung der Fallstudie liegt. Die nächsten Abschnitte behandeln die Entstehungsursachen von Hochwasser und deren Effekte und Einwirkungen, Grundlagen des HW-Gefahrenbegriffs sowie Methoden der HW-Gefahrenanalyse.

2.3.2.1 Hochwasser: Ursachen, Effekte und Einwirkungen

Nachfolgend wird eine kurze Übersicht zu Ursachen, Effekten und Einwirkungen von Flusshochwasser basierend auf ICE (2001: 7) gegeben. Lokal begrenzte Intensivniederschläge führen zu schnellen Abflüssen und das häufig mitgeführte Treibgut blockiert Gullys, Kanäle und Rechen und verschärft die Situation. Direkte Auswirkungen sind örtlich begrenzte Überflutungen im urbanen Bereich, die Überflutung von Verkehrsflächen sowie die Überstauung des Kanalnetzes. Vor allem bei länger andauernden niederschlagsreichen Witterungsperioden kann es zu steigenden Grundwasserspiegeln kommen, die zu Grundhochwasser in Kellern und anderen unterirdischen Bauten sowie tiefliegenden Geländebereichen führen. Anhaltend feuchte Witterung erhöht die Wassersättigung des Bodens und verringert damit seine weitere Speicherfähigkeit. In Verbindung mit großräumigen Starkregenereignissen kommt es zu einem raschen Ansteigen der Wasserstände von Bächen und Flüssen. Gleiches geschieht nach Schnee- oder Kälteperioden wenn die Temperaturen ansteigen und gleichzeitig Niederschlag fällt. Der Boden ist dann meist gefroren oder stark gesättigt, so dass das aus der abtauenden Schneedecke freiwerdende Wasser direkt zum Oberflächenabfluss beiträgt. Folgen sind die großräumige Überflutung von Flussniederungen und den dort liegenden Siedlungsbereichen und Infrastruktureinrichtungen, oftmals verbunden mit einem Rückstau in den Kanälen der Stadtentwässerung.

In Anlehnung an die oben skizzierten Hochwassersituationen haben Fattorelli et al. (1999: 22) basierend auf Penning-Rowsell & Fordham (1994) eine Typologie von Ursachen der Hochwasserentstehung für Europa entwickelt. Sie unterscheiden:

- Hochwasser durch Winterniederschläge
- Hochwasser durch konvektive Sommerniederschläge
- Hochwasser durch Frontalniederschläge
- Hochwasser durch Schneeschmelze
- Hochwasser durch Kanalüberstau
- Hochwasser durch Sturm- bzw. Springfluten
- Hochwasser durch Damm- und Deichbrüche

Ursache für niederschlagsbedingte Hochwasser in den Wintermonaten sind langanhaltende, ergiebige Regenfälle. Ihren Ursprung haben sie mehrheitlich in westlichen Tiefdruckgebieten mit ausgeprägten Warmfronten, in deren Zusammenhang feuchte und verhältnismäßig warme Luftmassen nach Zentral- und Nordeuropa gelenkt werden. Die sich einstellende Witterung führt durch ihre großräumige Ausdehnung über zehner bis hunderte Kilometer vor allem entlang der großen Flüsse zu Hochwasser. Beispiele sind u. a. die Hochwasser am Rhein Weihnachten 1993 und im Januar 1995.

Insbesondere in den Sommermonaten kommt es häufiger zu konvektiven Niederschlagsereignissen. Meist sind die Gewitter- bzw. Konvektionszellen von lokaler Ausdehnung und die Zeitdauer der Niederschläge liegt im Bereich von einigen Minuten bis zu mehreren Stunden, wobei sehr hohe Niederschlagsintensitäten erreicht werden. Folge sind Sturzfluten (engl. flash floods), die sich innerhalb kürzester Zeit entwickeln. Besonders betroffen hiervon sind stark versiegelte Gebiete und kleine bzw. relativ steile Einzugsgebiete mit einer kurzen hydrologischen Reaktionszeit. Eine Übersicht überwiegend sommerlicher Starkregenereignisse und dadurch verursachter Sturzfluten mit einem Fokus auf urbanen Bereichen in Deutschland gibt die Ereignisdatenbank des Forschungsprojektes „Vorhersage und Management von Sturzfluten in urbanen Gebieten“ (URBAS)³.

Bis zu 24 Stunden anhaltende, intensive und großräumige Niederschläge treten oftmals als Folge einer charakteristischen Großwetterlage auf. Diese zeichnet sich aus durch ein Tiefdruckgebiet im Bereich des Mittelmeeres, welches sich Richtung Norden kontinentalwärts verlagert, warme und sehr feuchte Luft mit sich führt und im Bereich der Kaltfront zu extremen Aufgleitniederschlägen führt. Diese Großwetterlage wird nach der Klassifikation nach van Bebber (1891) als Vb-Wetterlagen bezeichnet und war ursächlich z. B. für das Oderhochwasser im Juli 1997, das Elbehochwasser im August 2002 sowie das Alpenhochwasser im August 2005.

Wenn große Wassermengen in der Schneedecke gespeichert sind und bei starker Erwärmung freigesetzt werden, kann es zu erheblichen Abflüssen kommen. Betroffen hiervon sind vor allem alpine Gebiete, aber auch die Mittelgebirge sowie die Flüsse der entsprechenden Einzugsgebiete. So führte eine plötzliche Tauperiode zum Pfingsthochwasser 1999 im Alpenraum, von dem vor allem die aus den Nordostalpen kommenden und der Donau tributären Flüsse sowie die Donau selbst betroffen waren. Ein weiteres Ereignis dieser Entstehungsursache ist das Elbehochwasser im März 2006, welches durch das Abschmelzen großer Schneemengen im oberen Einzugsgebiet der Elbe verursacht wurde.

Kanalüberstau ist in vielen Fällen die Folge extremer – meist sommerlicher – Starkregenereignisse (s. o.), die im Siedlungsbereich mit seinem hohen Versiegelungsgrad sehr schnell zu Wasseransammlungen auf der Oberfläche und zur Entstehung von Oberflächenabfluss führen. Diese auf bebaute Gebiete begrenzte Form des Hochwassers wird auch als urbanes Hochwasser (engl. urban flooding) bzw. Kanalisationshochwasser (engl. urban sewer flooding) bezeichnet. Neben den Niederschlägen ist die Beschaffenheit der städtischen Entwässerungssysteme einer der Hauptfaktoren, die die Entstehung von Überstau steuern. Hinweise zu Überstauereignissen in Deutschland finden sich in der URBAS-Datenbank (s. o. sowie URBAS 2008).

Das Versagen von Dämmen und Deichen ist eine seltene, durch seine Konsequenzen aber äußerst gewichtige Form bzw. Komponente der Hochwasserentstehung. Damm- und Deichbrüche treten üblicherweise im Zuge eines Hochwasserereignisses auf und verschärfen die Hochwassersituation im Einflussbereich des Bruches, für andere Bereiche kann hingegen eine Entlastung erfolgen.

Die in den vorhergehenden Absätzen dargestellten Hochwasserentstehungsursachen bzw. Hochwasserentstehungstypen können parallel und/oder aufeinanderfolgend während eines Ereignisses eine Rolle spielen, wobei die Begriffe „parallel“ und „aufeinanderfolgend“ sowohl

³<http://www.urbanesturzfluten.de/ereignisdb>

räumlich als auch zeitlich zu verstehen sind. Viele Hochwasser sind durch die Kombination verschiedener Ursachen geprägt und lassen sich daher nicht eindeutig einem der Typen zuordnen.

2.3.2.2 Hochwassergefahren

Unter Gefahr (engl. hazard) versteht man im Allgemeinen einen Prozess oder eine Handlung, die bei ungestörtem Ablauf zur Entstehung eines Schadens führt. Notwendigerweise bedarf es eines zu schädigenden Objektes oder Subjektes, damit eine Gefahr vorliegt. Hohe Wasserstände in einem natürlichen System stellen somit primär erst ein mal keine Gefahr dar. Sie werden aber zur Gefahr, sobald zu schädigende Subjekte und Objekte im Einflussbereich des Hochwassers vorhanden sind, d. h. ein Schadenpotenzial existiert (vgl. Merz 2006: 9).

Hochwassergefahren können über die Eigenschaften eines Hochwasserereignisses beschrieben werden, beispielsweise maximale Abflüsse, Wasserstände oder Fließgeschwindigkeiten eines bestimmten Ereignisses. Sie werden meist mit der statistischen Eintretenswahrscheinlichkeit des entsprechenden Ereignisses in Beziehung gesetzt, etwa ein Scheitelabfluss von $X \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ mit einer Auftretenswahrscheinlichkeit von ein mal in 200 Jahren (HQ_{200}). Um diese Berücksichtigung der Wahrscheinlichkeit deutlich zu machen, wird auch der Begriff der Gefährdung verwendet (Plate et al. 2001).

Die Hochwassergefahr ist keine feste Größe, sondern hängt vom Beobachtungszeitraum und den innerhalb dessen stattfindenden Veränderungen der für die Hochwasserentstehung relevanten Größen ab, beispielsweise einer veränderten Landnutzung im Einzugsgebiet oder einer Veränderung der Fließgewässermorphologie durch wasserbauliche Maßnahmen bzw. natürliche Prozesse. Unter anderem ist daher das Niederschlagsgeschehen der Vergangenheit nicht zwingenderweise – insbesondere vor dem Hintergrund des globalen und regionalen Klimawandels – ein Prädiktor für die Hochwassergefahr der Zukunft. Wie Studien mit Betrachtungszeiträumen von mehreren Jahrhunderten zeigen, steuern Veränderungen von Klimaparametern entscheidend die Häufigkeitsverteilung von hydrometeorologischen Extremereignissen (z. B. Delmonaco et al. 1999; Glaser 2001). Anthropogene Einwirkungen auf das Geohydrosystem beeinflussen ebenfalls die Hochwassergefahr, etwa durch Änderungen von Prozessgrößen der Abflusstenstehung wie Bewuchs, Bodenbearbeitung oder Flächenversiegelung als auch von Größen des Gerinneabflusses, beispielsweise durch wasserbauliche Eingriffe wie Mäanderdurchstiche und andere Begradigungsmaßnahmen. In vielen Fällen ist keine strikte Trennung möglich zwischen natürlichen Veränderungen der Umweltsysteme und solchen, die anthropogen induziert sind, da bereits seit Jahrhunderten eine wechselseitige Beeinflussung stattfindet (Hooke 2000; Hufschmidt et al. 2005). Aufgrund des starken und nahezu allgegenwärtigen Einflusses des Menschen wird für diesen Zeitraum mittlerweile bereits der Begriff des „Anthropozäns“ verwendet (Zalasiewicz et al. 2008).

Durch die Verwendung von globalen Klimamodellen und Methoden zur Skalierung auf regionale Maßstäbe, sogenannte Downscaling-Verfahren, können zukünftige Hochwassergefahren für bestimmte Szenarien projiziert werden. Die bisherigen Ergebnisse zu Häufigkeit und Intensität von zukünftigen Hochwasserereignissen zeigen noch eine relativ große Streuung und sind mit entsprechenden Unsicherheiten behaftet (Kundzewicz 2005). Da sich diese Unsicherheiten auch in Zukunft aufgrund der weiterhin notwendigen Annahmen und

der dem Klimasystem inhärenten Variabilitäten nicht verringern lassen werden, gewinnen Ansätze zunehmend an Bedeutung, die diese Unsicherheiten in Form von Bandbreiten akzeptieren und durch die gesamte Modellkette von den globalen über die regionalen Klimamodelle und Modellensembles hin zu den Wirkmodellen wie NA-Modellen und hydraulischen Modellen transportieren (z. B. Luther & Schanze 2009a,b; Horsten et al. 2011; Schumann 2011a).

2.3.2.3 Methoden der Hochwassergefahrenanalyse

Für die im Rahmen der Arbeit betrachteten Hochwasserentstehungsursachen sind Niederschläge der primäre Auslöser. Da Niederschlagscharakteristika und Hochwasser in einem engen Zusammenhang stehen, und Niederschläge der wichtigste Eingabeparameter von NA-Modellen sind, erfolgt oftmals eine statistische Analyse der die Hochwassergefahr entscheidend mitbestimmenden Niederschlagsverhältnisse an einem Ort bzw. innerhalb eines Einzugsgebietes. Hierbei kommen Methoden der Extremwertstatistik zum Einsatz, mit denen auf Basis spezifischer Verteilungsfunktionen (z. B. Gumbel, Weibull, etc.) Überschreitungswahrscheinlichkeiten, Wiederkehrwahrscheinlichkeiten oder Wiederkehrintervalle bzw. -perioden ermittelt werden.

Solche Niederschlagshäufigkeitsanalysen (engl. precipitation frequency analysis) bilden die Grundlage für die Bestimmung von Intensitäts-Dauer-Häufigkeitskurven. Eine Übersicht der theoretischen Grundlagen findet sich bei Ward & Robinson (1990: 35–43) und Viessmann Jr. & Lewis (2003: 114–123). In diesem Zusammenhang wird – im Sinne eines *worst case* – der als *Probable Maximum Precipitation* (PMP) bezeichnete theoretisch mögliche bzw. wahrscheinliche Maximalniederschlag bestimmt. Eine Analyse speziell von Starkregenereignissen in Deutschland als Ursache lokaler Überflutungen gibt das Projekt Koordinierte Starkniederschlags-Regionalisierungs Auswertungen (KOSTRA) mit der aktuellen Version der Ereignisdatenbank KOSTRA-DWD 2000 (DWD 2005; Bartels et al. 2005).

Die gegenwärtige und auch zukünftige Hochwassergefahr an einem Fließgewässer bei Vernachlässigung von Prozessen des Wandels kann durch die statistische Analyse historischer Wasserstandsaufzeichnungen bzw. Durchflussmessungen an Pegeln ermittelt werden. Hierzu werden – analog zu den Niederschlagshäufigkeitsanalysen – Hochwasserhäufigkeitsanalysen (engl. flood frequency analysis) durchgeführt. Diese erlauben dann eine Bestimmung der Eintrittswahrscheinlichkeit bestimmter Hochwasserintensitäten, die in der Regel als Durchfluss angegeben werden.

Grundlagen zur Ermittlung von Bemessungshochwassern bzw. Bemessungsereignissen und der Bestimmung von Spitzenabflüssen können Viessmann Jr. & Lewis (2003: 221–238) entnommen werden. Dort findet sich auch eine Diskussion der Problematik von *ungauged catchments*, also Einzugsgebieten, für die keine Pegelaufzeichnungen bzw. Abflusszeitreihen vorliegen und somit eine statistische Analyse der Hochwassergefahr nicht möglich ist.

Eine stärker prozessorientierte Bestimmung der Hochwassergefahr geht vom Niederschlag aus und berücksichtigt die Transformation des Niederschlags in Oberflächen- und Gerinneabfluss mittels NA-Modellen. Diese beschreiben – mit verschiedensten Ansätzen – die Prozesse der Interzeption, der Infiltration und der damit verbundenen Entstehung und

Konzentration von Oberflächenabfluss in quantitativer Form. Eine ausführliche Übersicht zu theoretischen Grundlagen und Implementierungen von NA-Modellen gibt z. B. Beven (2001). Zu verschiedenen Modellen findet sich auch bei Viessmann Jr. & Lewis (2003: 455) ein Überblick. Die einzelnen Modelle lassen sich anhand verschiedener Kriterien charakterisieren und klassifizieren, beispielsweise hinsichtlich ihrer Ansätze zur Beschreibung der einzelnen Teilprozesse, ihrer räumlichen und zeitlichen Diskretisierung, etc. Viessmann Jr. & Lewis (2003: 456 ff.) nennen fünf verbreitete Klassifikationsansätze: 1. physikalische vs. mathematische Modelle, 2. ungegliederte vs. verteilte Modelle, 3. stochastische vs. deterministische Modelle, 4. ereignisbasierte vs. kontinuierliche Modelle, 5. Wasserbilanz- vs. Vorhersagemodelle.

Vorteile von NA-Modellen sind etwa deren Anwendbarkeit auf Einzugsgebiete ohne Pegelaufzeichnungen sowie die Möglichkeit, zukünftige Systemzustände zu berücksichtigen. Im ersten Fall können die aus Analysen von Niederschlägen der Vergangenheit abgeleiteten Niederschlagsverteilungen in Form von Bemessungsniederschlägen bestimmter Auftretenswahrscheinlichkeit das NA-Modell antreiben und somit Aussagen zur Hochwassergefahr ermöglichen. Eine Kalibrierung der Modelle und Validierung der Ergebnisse ist unter diesen Bedingungen allerdings nicht möglich. Die Simulation zukünftiger Systemzustände ist zwingend erforderlich, wenn Faktoren der Hochwasserentstehung einem Wandel unterliegen, z. B. Änderungen der klimatischen Verhältnisse oder der Landnutzung. Weiterhin können damit auch die Auswirkungen geplanter Maßnahmen auf die Hochwassergefahr abgeschätzt werden, was die Grundlage für die Analyse und Bewertung solcher Interventionen schafft.

Die mit Hilfe von NA-Modellen mögliche Analyse der Abflussbildung und -konzentration in Einzugsgebieten liefert im Ergebnis u. a. Abflussganglinien, die als Eingangsdaten für hydraulische Wellenablauf- und Wellenausbreitungsmodelle dienen können. Solche Modelle unterscheiden sich beispielsweise hinsichtlich ihrer räumlich-geometrischen Beschreibung der Fließprozesse, beispielsweise mit einem eindimensionalen Ansatz wie bei MIKE-11 oder einem zweidimensionalen Ansatz wie bei MIKE-21. Zu den genannten Modellen geben Havnö et al. (1995) weitere Details, zu hydraulischen Modellen im Allgemeinen Musall et al. (2011).

Eine Evaluierung von hydraulischen bzw. hydrodynamischen Modellen zur Überflutungssimulation haben Horritt & Bates (2002) sowie Woodhead et al. (2007) durchgeführt. Zu vereinfachten räumlich-expliziten Modellen für Überflutungssimulationen geben Hunter et al. (2007) eine Übersicht sowie – mit einem Schwerpunkt auf städtischen Überflutungsbereichen – McMillan & Brasington (2007). Die Analyse der stofflichen Gefahr kann mit Stoff- und Sedimenttransportmodellen erfolgen, beispielsweise SHETRAN-UK (Bathurst & O'Connell 2006), einer Erweiterung des SHE-Modells um die Komponenten Stoff- und Sedimenttransport oder dem im Rahmen des Projektes SARISK eingesetzten SUBIEF-2D mit dem Wasserqualitätsmodul wq2subief (Moulin & Ben Slama 1998; Ciffroy et al. 2000; Schulz et al. 2009). Ein weiteres Wasserqualitätsmodell ist das an das weit verbreitete hydrodynamische Modell Sobek gekoppelte Delwaq, das u. a. von Stuyt et al. (2007) sowie Wijdeveld et al. (2007) angewendet wurde.

Extremwertstatistische Ansätze, NA-Modellierung und Regionale Übertragungsansätze werden vergleichend von Spreafico et al. (2003) für die praktische Anwendung im Rahmen von Hochwassergefahrenanalysen in der Schweiz diskutiert. Eine Übersicht zu

Hochwassergefahrenkarten in Europa und den Methoden zu deren Erstellung geben Prinos (2008).

2.3.3 Vulnerabilitätsanalyse

Die Vulnerabilitätsanalyse (engl. vulnerability analysis/assessment) bzw. Schadenanalyse (engl. damage analysis/assessment) beschäftigt sich mit der Reaktion eines Rezeptors auf ein Hochwasserereignis im Sinne einer Schadenanfälligkeit und/oder eines Schadenpotenzials. Eine der zentralen Fragen ist hierbei: In welchem Verhältnis steht die Intensität der Einwirkung zum Ausmaß negativer Konsequenzen? Die Beantwortung dieser Frage ist in Form einer vereinfachten Gleichung möglich, die den entstehenden Schaden als Funktion der Einwirkung sowie der Rezeptoreigenschaften definiert. Am Beispiel von Gebäudeschäden zeigt dies Gleichung 2.1 (S. 30) nach Proverbs & Soetano (2004: 4).

$$\text{Hochwasserschaden} = f(\text{Hochwassereigenschaften, Rezeptoreigenschaften}) \quad (2.1)$$

Kenngrößen der Intensität eines Hochwasserereignisses sind etwa Wasserstand und Fließgeschwindigkeit sowie deren Dauer. Für Schäden an Gebäuden nennen Proverbs & Soetano (2004: 4) als entscheidende Einflussgrößen den Wasserstand, die Überflutungsdauer sowie das Vorkommen von Kontaminanten.

Verbreitet wird in direkte und indirekte sowie tangible und intangible Schäden unterschieden (Smith & Ward 1998; Proverbs & Soetano 2004: 3; Merz 2006: 191). Tangible, messbare Schäden – beispielsweise Sachschäden an Gebäuden und deren Einrichtung – lassen sich monetär ausdrücken, wohingegen intangible Schäden wie etwa der psychische Stress durch die Hochwassersituation oder die Beeinträchtigung von Organismen durch Schadstoffe in der Regel keiner quantitativen Abschätzung zugänglich sind. Direkte Schäden beziehen sich auf die unmittelbaren Einwirkungen des Hochwassers. Sekundäre Schäden sind etwa Produktionsausfälle durch gestörte Infrastruktur. Eine weitergehende Differenzierung findet sich beispielsweise bei ARMCANZ (2000: 80 ff.).

Bezogen auf Gebäude unterscheiden Naumann et al. (2009) drei Schadentypen: 1. Feuchte- und Wasserschäden, 2. strukturelle Schäden und 3. Kontaminationsschäden, wobei hier kurz auf letztere eingegangen wird. Schäden an Gebäude können auch durch den Kontakt mit Kontaminanten im Wasser entstehen, u. a. Heizöl, welches vom Mauerwerk aufgenommen wird (z. B. Stephan et al. 2009: 449). Die Ölverschmutzungen in Innenräumen führen zu erheblichen Geruchsbelästigungen, die die Nutzung der Gebäude teilweise unmöglich machen. Eine nachhaltige Beseitigung von Kontaminationsschäden ist nach Naumann et al. (2009) problematisch, so dass diese Komponente einen erheblichen Beitrag zum Gesamtschaden am Gebäude leisten kann.

Umweltschäden durch Hochwasser resultieren meist aus den in der Hochwasserwelle enthaltenen Stoffen, die in den überschwemmten Bereichen zur Ablagerung gelangen und auf die dort vorhandenen Umweltmedien einwirken. Stephan et al. (2009) untersuchten beispielsweise die Auswirkungen von Heizölfreisetzungen im Zuge von Hochwassern auf die betroffenen Böden. Hierzu führten sie unter anderem Vergleiche gemessener Wasser-

und Bodenkonzentrationen mit ökotoxikologischen Referenzwerten durch. Jene stellen in diesem Zusammenhang die Kenngröße der Vulnerabilität dar.

Eine Übersicht zu Gebäudeschäden durch Hochwasser und Möglichkeiten zu deren Reparatur findet sich bei Proverbs & Soetano (2004). Auf der Ebene von einzelnen Gebäuden bzw. Gebäudetypen und deren Repräsentanten lassen sich mögliche Schäden durch sogenannte synthetische Wasserstand-Schaden-Funktionen darstellen (Naumann et al. 2009; Naumann et al. 2011). Hierbei erfolgt virtuell unter Kenntnis der Schadenmechanismen die schrittweise Flutung des Gebäudes. Zur Bezifferung des monetären Schadens werden die Kosten der für die spezifischen Reparaturen notwendigen Bauleistungen ermittelt. Durch die Verwendung von Gebäudetypen und deren Verknüpfung mit Stadtstrukturtypen können Gebäudeschäden flächendifferenziert ermittelt werden. Die GIS-basierte Anwendung dieser als HOWAD bezeichneten Methodik zeigen Neubert et al. (2008). Eine Anpassung der Methodik für Grundhochwasser hat zur Entwicklung von GRUWAD geführt Schinke et al. (2012). Beispiele für ebenfalls sowohl räumlich als auch inhaltlich differenzierte Ansätze geben Dutta et al. (2001) sowie Veerbeek & Zevenbergen (2009). Anhand von (Natur)-Katastrophen stellen EMA (2002) Verfahren zur Abschätzung von Schäden und Verlusten als Folgen der Einwirkung von Wasser und Wind dar. Weitere Ansätze werden bei Thieken (2011: 66ff) beschrieben, so u. a. die Hochwasser-Schadendatenbank HOWAS und deren Weiterentwicklung HOWAS21 sowie die Modelle FLEMOps und FLEMOcs.

Die Vulnerabilität von Personen im Zuge von Hochwasser – ausgedrückt über gesundheitliche Schäden – wurde in einer Reihe von Studien untersucht, beispielhaft etwa von Hajat et al. (2005), Penning-Rowsell et al. (2005), Tunstall et al. (2006), Jonkman (2007) sowie Tapsell et al. (2009). Eine Übersicht zur Analyse von Todesfällen (engl. loss of life) als maximale Ausprägung der menschlichen Vulnerabilität geben Kundzewicz & Kundzewicz (2005).

2.3.4 Hochwasserrisikoermittlung

Basierend auf dem naturwissenschaftlichen bzw. technisch-ingenieurwissenschaftlichen Risikoverständnis (siehe Abschnitt 2.2.1, S. 13), nach dem das Risiko das Produkt aus der Auftretenswahrscheinlichkeit einer Gefahr und des durch diese entstehenden Schadens ist, lässt sich durch Kombination der Ergebnisse der Gefahrenanalyse mit denen der Vulnerabilitätsanalyse das Risiko ermitteln. Hierbei müssen nach Merz et al. (2011: 83) folgende Punkte abgearbeitet sein:

1. Identifikation potenzieller Gefahren/Schadensereignisse
2. Bestimmung von deren Eintretenswahrscheinlichkeiten/Jährlichkeiten
3. Bestimmung der Auswirkungen/Konsequenzen

Bei der Ermittlung des Hochwasserrisikos wird oftmals der mittlere jährliche Schaden-erwartungswert als Maß für das Risiko an einem bestimmten Objekt bzw. Punkt oder für ein Gebiet verwendet. Hierbei wird von einer vollständigen Kenntnis aller möglichen Schadensereignisse – in diesem Kontext verbreitet als „Szenarien“ bezeichnet – ausgegangen. Das Risiko RI lässt sich demnach durch die Eigenschaften des Schadensszenarios SZ , dessen Wahrscheinlichkeit P sowie des resultierenden Schadens S quantitativ ausdrücken. Als

Eigenschaften zur Beschreibung eines Hochwasserszenarios im Sinne der Intensität der Hochwassergefahr dienen etwa Spitzenabfluss, Abflussganglinie, Wasserstandganglinie oder Überflutungshöhe. Die Wahrscheinlichkeit lässt sich als jährliche Eintrittswahrscheinlichkeit, etwa 0,01/a, oder als Zeitraum der Wiederkehr angeben, hier dann 100 Jahre. Die Angabe des Schadens erfolgt üblicherweise monetär bezogen auf das Objekt bzw. Gebiet.

$$RI = f(SZ_i, P_i, S_i) \quad (2.2)$$

Unter Risiko wird in diesem Zusammenhang das Gesamtrisiko aus allen möglichen bzw. allen in Betracht gezogenen Ereignissen verstanden. Die Darstellung des Risikos kann in Form eines Diagramms erfolgen, wobei auf der X-Achse der Schaden abgetragen wird und auf der Y-Achse die zugehörige Wahrscheinlichkeit des Schadereignisses. Werden verschiedene diskrete Schadereignisse bzw. Szenarien betrachtet, so ergibt sich entlang dieser Stützpunkte ein Graph, der als Risikokurve bezeichnet wird. Das Gesamtrisiko im Sinne des jährlichen Schadenerwartungswertes kann bei einer solchen Betrachtung von diskreten Einzelereignissen als Summe der Risiken der Einzelereignisse bestimmt werden.

$$RI = \sum_{i=1}^m P_i \cdot S_i \quad (2.3)$$

Lassen sich sowohl die Verteilung der Gefahren als auch die daraus resultierenden Schäden kontinuierlich darstellen, beispielsweise in Form von Verteilungsfunktionen, so ergibt sich das Risiko als Integral:

$$RI = \int_{h_s}^{\infty} \quad (2.4)$$

2.4 Schadstoffrisiken

Für die Analyse von Risiken durch Schadstoffe existiert eine umfangreiche Terminologie sowie eine breites Spektrum an Methoden. Speziell zu toxikologischen Begriffen finden sich auf rund zweihundert Seiten in Duffus et al. (2007) die Empfehlungen der International Union on Pure and Applied Chemistry (IUPAC) zu Begriffsverwendungen bzw. -verständnissen. Eine Zusammenstellung von Definitionen zentraler Begriffe aus dem Bereich der Expositionsabschätzung erarbeitete das Exposure Terminology Subcommittee der Exposure Assessment Planning Workgroup des International Program on Chemical Safety (IPCS) (IPCS 2001), auf das sich Duffus et al. (2007) weitestgehend beziehen.

Duffus et al. (2007: 1302) bezeichnen den gesamten Prozess von der Identifikation der Gefahren bis zur Steuerung der Risiken als „*risk assessment management process*“. Hierbei beziehen sie sich auf das Konzept des amerikanischen Forschungsrates National Research Council (NRC), welches erstmals Anfang der 80er Jahre in dem Bericht „*Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process*“ (NRC 1983) vorgestellt wurde und seitdem internationale Verbreitung gefunden hat (AGLMB 1995: 13 f.; Mekel et al. 2004b: 4 ff.). Das Rahmenkonzept des NRC für die Untersuchung und Beschreibung der Risiken zeigt Abbildung 2.3 (S. 33).

Aspekte von stofflichen Risikountersuchungen sind nach NRC (1983: 18) u. a. die Beschreibung potenzieller Gesundheitsbeeinträchtigungen basierend auf Auswertungen von Forschungsergebnissen epidemiologischer, klinischer, toxikologischer und umweltbezogener Forschung, die Extrapolation dieser Ergebnisse zur Bestimmung von Art und Ausmaß gesundheitlicher Effekte beim Menschen unter bestimmten Expositionsbedingungen, die Bewertung hinsichtlich der Anzahl und der Eigenschaften der unterschiedlich intensiv bzw. unterschiedlich lange exponierten Personen, die zusammenfassende Bewertung bezüglich des Bestehens und des Ausmaßes eines Problems für die öffentliche Gesundheit sowie ferner die Beschreibung der in einer solchen Risikoanalyse enthaltenen Unsicherheiten.

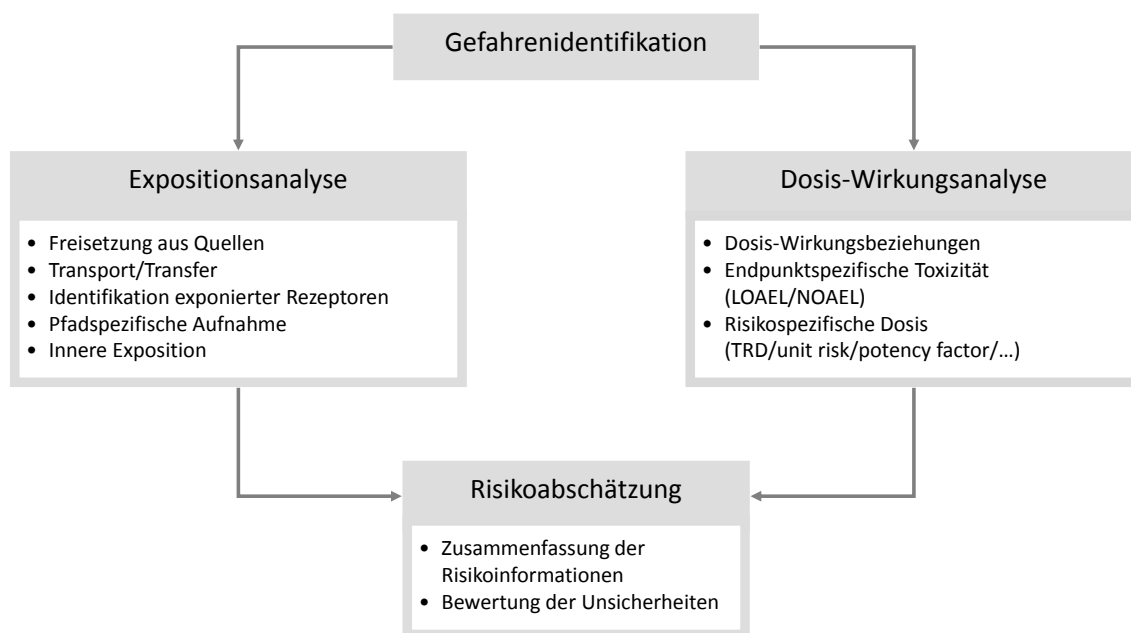


Abbildung 2.3: Ablaufschema einer Risikoanalyse für Schadstoffe nach dem Konzept des NRC (verändert nach NRC 1983: 21 und AGLMB 1995: 14).

Unter dieser als „*risk analysis/risk assessment*“ bezeichneten Verfahrenskomponente verstehen Duffus et al. (2007: 1302) die Identifikation und Quantifizierung der gesundheitlichen Risiken, die sich durch die Verwendung oder das Auftreten eines Stoffes ergeben. Hierbei seien mögliche Schadefekte für Individuen und Populationen unter verschiedenen Expositionsbedingungen zu untersuchen. Die Quantifizierung erfolge idealerweise durch die Erstellung von Dosis-Wirkungsbeziehungen bezogen auf die potenziellen Zielorganismen bzw. -populationen.

Nach NRC (1983: 18) befasst sich die stoffliche Risikoanalyse mit „[...] *characterization of the potential adverse health effects of human exposures to environmental hazards*“, also allgemein der Beschreibung von möglichen adversen Effekten beim Menschen, die durch Exposition gegenüber Gefahren aus der Umwelt verursacht werden.

Von Mekel et al. (2004b: 6) wird solch eine Untersuchung als Quantitative Risikoabschätzung (QRA) bezeichnet und

„[...] als Oberbegriff für alle Verfahren definiert, die auf naturwissenschaftlich-technischer Grundlage und unter Einbeziehung von Konventionen darauf abzielen, bestehende oder anzunehmende gesundheitliche Risiken in Abhängigkeit von der Exposition quantitativ zu beschreiben.“

Im weiteren Verlauf der Arbeit wird für eine solche Untersuchung der Begriff der *Schadstoffrisikoanalyse* verwendet. Analyse steht hier für die neutrale und wissenschaftlich-objektive Untersuchung der Risiken.

In Abgrenzung zu umweltbezogenen Risikoanalysen mit tierischen und pflanzlichen Organismen bzw. Ökosystemen als Rezeptoren – als *Ecological Risk Assessment* (z. B. US-EPA 1998, 2003) bzw. *Environmental Risk Assessment* (Bogen & Spear 1987; WHO 1999; Schwartz 2000; Shea 2004) bezeichnet – wird oftmals auch der Begriff des *Health Risk Assessment* und *Human Health Risk Assessment* (z. B. US-EPA 1989; Baynes 2004; US-EPA 2009b) oder auch *Human Risk Assessment* (WHO 1999; Poet & McDougal 2002; Wester & Maibach 2005; Brand et al. 2007) verwendet.

Das toxikologische Risikomanagement ist ein umfassender Entscheidungsprozess unter Berücksichtigung von politischen, sozialen, ökonomischen und technischen Faktoren von Risikoanalysen, denen verschiedene potenzielle Gefahren zugrunde liegen. Ziel des Risikomanagements ist der Schutz vor diesen Gefahren durch Entwicklung, Analyse und Vergleich von regulatorischen Handlungsmöglichkeiten und darauf basierender Auswahl der optimalen regulatorischen Option. In diesem Zusammenhang wird deutlich, dass die Regulierung von stofflichen Risiken primär eine staatliche Aufgabe ist, die in Form von rechtlichen Regelungen und Normen umgesetzt wird. Eine wichtige Rolle bei der fachlichen Entwicklung von Methoden des Risikomanagements haben dementsprechend staatliche Organisationen, die mit dem Risikomanagement betraut sind, so etwa für den Umwelt- und Verbraucherbereich die amerikanische Umweltbehörde United States Environmental Protection Agency (US-EPA), das Umweltbundesamt (UBA) und das Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR). Für das berufliche Umfeld kommen beispielsweise das amerikanische National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH) sowie die U.S. Occupational Safety and Health Administration (OSHA) oder die deutsche Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (BAuA) in Frage. Essenzielle Grundelemente des Risikomanagements umfassen nach (Duffus et al. 2007: 1304) die Risikobewertung, die Emissions- und Expositionskontrolle sowie das Risikomonitoring. Dieser Managementbegriff fokussiert stark auf den Bereich der Risikosteuerung und wird in diesem engen Verständnis hier nicht weiter verwendet.

Nach SRU (1999: 51) erfasst die toxikologische Risikoabschätzung bzw. Risikocharakterisierung den vorzustellenden Schaden und die mit ihm zu verbindende Wahrscheinlichkeitsaussage in zwei Schritten, der Expositions- sowie der Dosis-Wirkungsabschätzung. In der Toxikologie liegt nach dem Verständnis von SRU (1999: 51) der Definition des Begriffs Gefahr als Ursache eines Schadens eine qualitative und der Definition des Begriffs Risiko eine quantitative Betrachtungsweise zugrunde. Danach wird unter Risiko die Dosis-Wirkungsbeziehung für eine bestimmte, unerwünschte Wirkung und für eine definierte Substanz verstanden wohingegen Gefahr eher die Art und Weise der möglichen Schädigung beschreibt.

2.4.1 Gefahrenidentifikation

Die Gefahrenidentifikation (engl. hazard identification) ist einer der ersten Schritte im Rahmen der Schadstoffrisikoanalyse. Ob von einem Stoff eine Gefahr ausgeht, hängt von dessen inhärenten toxischen Eigenschaften ab. Diese werden im Zuge der Gefahrenidentifikation mittels Laborexperimenten oder epidemiologischen Studien ermittelt. Eine Übersicht solcher Testverfahren gibt etwa Schmuck (2010). Bei diesen Verfahren handelt es sich überwiegend um Tierversuche. In diesen werden den Tieren die zu untersuchenden Stoffe auf unterschiedliche Art und Weise verabreicht, etwa injiziert, mit der Atemluft, dem Trinkwasser, der Nahrung gegeben oder auf die Haut aufgetragen. Anschließend werden die Tiere auf mögliche adverse Effekte hin untersucht und daraufhin eine Einschätzung über die Art der Toxizität gegeben.

Die Gefahrenidentifikation basiert also auf Daten zur Toxizität und Informationsquellen zu den Wirkungen von Stoffen auf die menschliche Gesundheit oder bestimmte Organismen und deren Umwelt. Im Zuge der Gefahrenidentifikation werden besorgniserregende Stoffe identifiziert, deren adverse Effekte bei bestimmten Rezeptoren untersucht sowie die dazugehörigen Expositionssituationen analysiert (Duffus et al. 2007: 1232). Im Rahmen der Gefahrenanalyse (engl. hazard assessment) erfolgt die Analyse von Faktoren, welche die möglichen adversen Effekte einer Gefahr beeinflussen. Dies sind beispielsweise die stoff- und rezeptorspezifischen Dosis-Effekt- bzw. Dosis-Wirkungsbeziehungen, Variationen in der Anfälligkeit des Rezeptors sowie die jeweiligen Toxizitätsmechanismen, d. h. die grundlegenden biochemischen Prozesse der Schädigung (Duffus et al. 2007: 1232).

Die Gefahr (engl. hazard) im toxikologischen Zusammenhang wird durch bestimmte schadenverursachenden Eigenschaften eines Stoffes charakterisiert. Diese stoffinhärenten Eigenschaften stellen das Gefahrenpotenzial dar; zur Realisierung in Form der Entstehung eines Schadens ist eine entsprechende Exposition notwendig (Duffus et al. 2007: 1232). Die Gefahr kann in diesem Sinne auch als die Ursache einer Gefährdung gesehen werden. Eine Qualifizierung der Gefahr kann nur in Beziehung zu einem festgelegten Rezeptor erfolgen, etwa einem bestimmten Organismus oder eine Population. Nach Duffus et al. (2007: 1232) ist eine Schädigung (engl. harm) im toxikologischen Sinne gekennzeichnet durch adverse Effekte oder Schäden gesundheitlicher Art auf der Ebene von Populationen, Spezies, einzelnen Organismen, Organen, Geweben sowie Zellen.

2.4.2 Dosis-Wirkungsanalyse

Die Dosis-Wirkungsanalyse (engl. dose-response analysis/assessment) bzw. Dosis-Effektanalyse (engl. dose-effect analysis/assessment) nimmt eine Schlüsselstellung innerhalb des gesamten Risikoanalyseprozesses ein.

Ein zentraler Aspekt von Dosis-Wirkungsanalysen ist die Extrapolation der üblicherweise in kurzen Zeiträumen und mit hohen Dosen ermittelten Wirkungen auf längere Zeiträume bzw. niedrigere Dosen. Für diese Übertragung der Beobachtungen vom Hochdosisbereich in den Niedrigdosisbereich wurde eine Vielzahl mathematischer Modelle entwickelt.

Ergebnis von Dosis-Wirkungsanalysen sind humantoxikologische Referenzwerte, die die Risikoschwelle bzw. ein bestimmtes Risiko markieren. Eine bekannte Referenzgröße ist

etwa der Acceptable Daily Intake (ADI)-Wert, der von Lu & Sielken (1991: 12) wie folgt definiert wird:

„The acceptable daily intake of a chemical is the daily intake which, during an entire lifetime, appears to be without appreciable risk on the basis of all known facts at the time.“

[Die akzeptable tägliche Einnahme einer Chemikalie ist die täglich Einnahme über die gesamte Lebenszeit, die unter Beachtung aller zur Zeit zur Verfügung stehenden Informationen ohne nennenswertes Risiko zu sein scheint.]

Aus der Definition wird deutlich, dass der Vergleichswert sich auf Lebenszeitexposition bezieht, was unter deutschen Verhältnissen im Mittel der Lebenserwartung von Frauen und Männern rund 75 Jahre bedeutet. Beobachtete und dokumentierte Expositionen und deren Wirkungen über einen solchen Zeitraum sind nur in den allerseltensten Fällen vorhanden. Hier ist ein klassisches Anwendungsfeld für Extrapolationen kurzfristig gewonnener epidemiologischer oder tierexperimenteller Befunde auf längere Zeiträume. Ein Beispiel für eine Vergleichswert zur Verwendung bei akuten Expositionen und deren Folgen ist der Acute Reference Dose (ARfD)-Wert.

2.4.3 Expositionsanalyse

Exposition (engl. exposure) wird von Duffus et al. (2007: 1220) definiert als Konzentration bzw. Menge eines Stoffes oder Umweltmediums, dem eine Population, ein Organismus, ein Organ, ein Gewebe oder eine Zelle ausgesetzt sind. Exposition wird meist quantitativ ausgedrückt als Konzentration verbunden mit Dauer und Häufigkeit des Ausgesetztseins. Eine Erweiterung der Definition zählt ergänzend zum oben beschriebenen Expositions-begriff die Prozesse der Stoffaufnahme über verschiedene Aufnahmerouten durch die oben genannten Rezeptoren zur Exposition hinzu. Koch (1995: 17) versteht unter dem Begriff *Exposition* „die Art und das raumzeitliche Ausmaß des Kontaktes von Mensch und Umwelt mit dem jeweils betrachteten Stoff.“ In ähnlicher Weise beschreiben Greim & Snyder (2008: 4) Exposition als

„[...] the amount of a chemical to which a population or individuals are exposed via inhalation, oral, and dermal routes.“

[... die Menge einer Chemikalie, der gegenüber eine Population oder Einzelpersonen durch Inhalation sowie orale und dermale Aufnahmewege ausgesetzt sind.]

Die Expositionsanalyse (engl. exposure analysis) – auch als Expositionsabschätzung (engl. exposure assessment) bezeichnet – dient der Messung oder modellbasierten Abschätzung einer Exposition gegenüber einem Stoff unter Berücksichtigung der gegenwärtigen oder zukünftig zu erwartenden Stoffkonzentrationen in der Umwelt sowie von Dauer und Häufigkeit der Exposition (Duffus et al. 2007: 1221). Methodisch lässt sich die äußere bzw. innere Exposition bestimmen (1.) durch Expositionsmodellierung unter Verwendung von Expositionsszenarien, (2.) durch Messung mittels personengebundener Messgeräte – etwa der Atemluft im Bereich von Mund und Nase – und (3.) durch die Messung der Stoffkonzentration in Biomaterialien wie Körperflüssigkeiten oder Geweben (vgl. Mekel et al. 2004b: 14).

Modellgestützte Expositionsanalysen betrachten zeitlich gesehen sowohl gegenwärtige als auch vergangene und zukünftige Zustände. Ein Beispiel für eine in die Vergangenheit gerichtete Expositionsanalyse ex post ist die Ermittlung vergangener beruflicher Expositionen im Rahmen der Begutachtung von Berufskrankheiten. Auf die Gegenwart bezogene Analysen befassen sich meist mit der näheren Vergangenheit in Zeiträumen von Wochen über Monate bis zu wenigen Jahren, die als stellvertretend für einen aktuellen Zustand gesehen werden, beispielsweise die Exposition eines repräsentativen Verbrauchers gegenüber Pestiziden in der Nahrung während des vergangenen Jahres. Zukünftige Expositionen können ex ante untersucht werden, indem Annahmen getroffen werden zur zukünftigen Entwicklung bzw. zum zukünftigen Zustand von allen expositionsrelevanten Faktoren, oft als *Expositionsszenario* bezeichnet, wobei dieser Begriff auch für Annahmenbündel zu vergangenen Expositionssituationen Anwendung findet. In diesem Verständnis beschreibt das Expositionsszenario einen hypothetischen Zustand, der unabhängig von der zeitlichen Blickrichtung ist. Durchgeführt werden solche Expositionsanalysen gegenwärtig meist mit Hilfe spezifischer Computerprogramme, die Implementierungen von mathematischen Expositionsmodellen darstellen. Eine aktuelle Übersicht solcher Software geben etwa Loos et al. (2010). Im weiteren Verlauf der Arbeit wird unter dem Begriff Expositionsanalyse ausschließlich diese modellgestützte Form verstanden.

Die Abschätzung der Stoffexposition wird von SRU (1999) als der wichtigste Schritt innerhalb der Risikoanalyse angesehen. Die Exposition könne u. a. durch Messung der Stoffkonzentration in der Atemluft oder in anderen Umweltmedien abgeschätzt werden. Verlässlicher seien jedoch direkte Bestimmungen im Körper der exponierten Personen oder Personengruppen (Biomonitoring). Die Bestimmung der Exposition mittels Biomonitoring hat verschiedene Vor- und Nachteile. Je nach Biomarker werden unterschiedliche, durch Metabolismen im Körper beeinflusste Konzentrationen gemessen. Bei gleicher äußerer Exposition gibt es, bedingt durch individuelle Faktoren, eine Bandbreite an resultierenden Körperkonzentrationen, die eine Vergleichbarkeit bzw. die Erstellung repräsentativer Expositionswerte erschweren. Grundsätzlich kann der Einsatz des Biomonitorings nur retrospektiv erfolgen, d. h. eine Untersuchung möglicher zukünftiger Zustände ist damit nicht möglich.

2.4.4 Risikocharakterisierung

Nach Duffus et al. (2007: 1303) ist die Risikocharakterisierung (engl. risk characterisation) das Ergebnis aus Gefahrenidentifikation und Dosis-Wirkungsanalyse unter Berücksichtigung einer spezifische Nutzungssituation eines Stoffes bzw. einer Exposition aus der Umwelt (=Expositionsanalyse). Das finale Ergebnis einer Risikocharakterisierung ist eine quantitative Aussage, etwa zum Anteil an Betroffenen innerhalb einer Population. Hierzu müssen notwendigerweise auch quantitative Informationen zur Exposition sowie zum Verhältnis von Dosis zu adversen Wirkungen vorliegen. Zur Risikocharakterisierung extrapoliert man üblicherweise die aus Tierversuchen mittels hoher Dosen gefundenen Dosis-Wirkungsbeziehungen auf das Risiko für den Menschen, der in aller Regel niedrigeren Dosen ausgesetzt ist. Wegen der vielen Unsicherheiten, die Extrapolationen aus Tierversuchen anhaften, müssen jedoch weitere Parameter berücksichtigt werden. Dazu ge-

hören beispielsweise Kenntnisse zur Biotransformation, zum Mechanismus der untersuchten Wirkung und zur Gentoxizität.

Die Risikobestimmung (engl. risk estimation) – oft synonym für Risikocharakterisierung verwendet – ist die Untersuchung der Art und Wahrscheinlichkeit von Auswirkungen als Folgen der Exposition gegenüber einem Stoff (Duffus et al. 2007: 1303). Diese Untersuchung basiert sowohl auf der Quantifizierung von Dosis-Effekt- und Dosis-Wirkungsbeziehungen für die entsprechende Substanz und die betrachteten Rezeptoren als auch auf der quantitativen Bestimmung von deren Exposition, d. h. sie führt die Komponenten Gefahr und Vulnerabilität zusammen.

Der sogenannte Gefahrenquotient nach Duffus et al. (2007: 1233) ist definiert als das Verhältnis der abgeschätzten oder messtechnisch ermittelten Schadstoffexposition zu einem toxikologisch anhand einer Wirkschwelle definierten Referenzwert und wird im Rahmen der Risikocharakterisierung verwendet. Bei Werten über 1 besteht die Möglichkeit, dass es zu adversen Effekten kommt. Bei einem Gefahrenquotient von weniger als 1 ist das Auftreten adverser Effekte bei Lebenszeitexposition unwahrscheinlich. Da die Berechnung des „Gefahrenquotienten“ überwiegend der Risikocharakterisierung zugeordnet wird (z. B. US-EPA 1989; Hough et al. 2004: 217; DEQ 2010: 19), erscheint die Bezeichnung recht widersprüchlich. Der so definierte Kennwert wird daher von anderen Autoren – passenderweise – auch als Risikoindex bezeichnet, z. B. Stubenrauch et al. (1997: 386), Mekel et al. (2004b), Reichenauer et al. (2011: 65,87). Die Benennung als „Gefahrenwert“ entspricht nicht dem im Rahmen der vorliegenden Arbeit vertretenen Gefahrenverständnis, sondern viel eher einem (unbestimmten) Risiko, weshalb auch hier im weiteren von Risikoindex gesprochen wird.

2.5 Risikobewertung

2.5.1 Allgemeine Grundlagen

Bei der Bewertung von Risiken geht es in der Regel um die Vorbereitung von Entscheidungen zur Steuerung von Risiken. Risiken, die als nicht mehr akzeptabel bzw. tolerabel bewertet werden, erfordern Maßnahmen zu deren Reduktion. Was akzeptiert bzw. toleriert wird, ist in der Regel das Ergebnis gesellschaftlichen Aushandelns. In diesem Zusammenhang spielt u. a. die Wahrnehmung und die Akzeptanz von Risiken eine wichtige Rolle, die vor allem von sozialwissenschaftlicher Seite untersucht wird (z. B. Fischhoff et al. 1981; Slovic 2000). Hierbei geht es sowohl um die Sichtweisen des Einzelnen als auch von gesellschaftlichen Gruppen.

Neben dieser stark subjektiven und von kulturellen Werten und Normen geprägten gesellschaftlichen Risikobewertung existieren auch stärker objektivierte Ansätze zur Risikobewertung. Ein seit Mitte der 70er-Jahre angewendetes Konzept strebt eine Limitierung von Risiken nach dem Grundsatz „*as low as reasonable achievable [so niedrig, wie vernünftigerweise erreichbar]*“ an. Das As Low as Reasonably Achievable (ALARA)-Konzept geht auf eine Richtlinie der amerikanischen Strahlenschutzbehörde United States Nuclear Regulatory Commission (USNRC) zurück und findet gegenwärtig sowohl im Umgang mit Schadstoffrisiken bzw. Gefahrstoffrisiken (z. B. Bottelberghs 2000; Jongejan 2008: 37) als

auch mit Hochwasserrisiken Verwendung (Oumeraci 2005; Sayers et al. 2006: 21; Hughes et al. 2009: 23). Was „vernünftigerweise erreichbar“ ist, hängt nach Blackman Jr. (2001: 345) sowohl vom Stand der Technik als auch vom ökonomischen Nutzen-Kosten-Verhältnis beim angestrebten Risikoniveau ab.

Aus Sicht des WBGU legt die (wissenschaftliche) Risikoanalyse die Grundlagen für politisches Handeln. Daher empfiehlt er, bei der Auswahl der geeigneten Regulierungsinstrumente die wissenschaftlich abgesicherten Abschätzungen der jeweiligen Risiken zugrundezulegen und darauf aufbauend eine stringente und konsistente Bewertung vorzunehmen (WBGU 1999: 43). Die Entscheidung über das Maß des hinnehmbaren Risikos sei stets eine politische, die aber auf wissenschaftlichen Grundlagen beruhen solle (SRU 1999: 75).

Das Risikokonzept des WBGU basiert auf einer Einstufung von Risiken in die Kategorien Normal-, Grenz- und Verbotsbereich. Eine ähnliche Einteilung findet sich auch in den Vergleichskategorien der BBodSchV, die in Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenwerte unterschieden werden. Die Vorsorgewerte liegen im Bereich der geogenen Hintergrundgehalte und beschreiben den unbeeinflussten Umweltzustand. Die Prüfwerte markieren die Schwelle, ab der das Auftreten von negativen Effekten nicht mehr mit Sicherheit ausgeschlossen werden kann. Werte in diesem Bereich werden für einen gewissen Zeitraum toleriert, veranlassen aber trotzdem vertiefende Untersuchungen zur genaueren Bestimmung von Gefahren und Risiken. Überschreitungen der Maßnahmenwerte zeigen ungehenden Handlungsbedarf auf, eine Überschreitung wird nicht toleriert. Werte im Bereich oberhalb des Maßnahmenwertes weisen auf die „hinreichende“ Wahrscheinlichkeit des Auftretens von negativen Auswirkungen hin. Da in der Regel Auswirkungen auf das sehr hoch eingeschätzte Gut der menschlichen Gesundheit betrachtet werden, folgt aus Überschreitungen das direkte Erfordernis zur Minderung der Risiken.

Zur Einordnung von Risiken und damit als Grundlage von Bewertungen bzw. weitergehenden Charakterisierungen verwendet der WBGU die nachfolgend genannten acht Kriterien:

1. Eintrittswahrscheinlichkeit
2. Schadenausmaß bzw. -potenzial
3. Abschätzungssicherheit (Ungewissheit in Bezug auf die Eintrittswahrscheinlichkeit und das Schadenausmaß; Größe der statistischen Schwankungsbreiten für Schadenspotential und Eintrittswahrscheinlichkeit)
4. Ubiquität von Risikoagens und -folgen
5. Persistenz von Risikoagens und -folgen
6. Grad der Reversibilität der Folgen
7. Verzögerter Schadenseintritt (Latenz)
8. Mobilisierungspotenzial für Verweigerung, Protest, Widerstand (z. B. wegen mangelnder Verteilungsgerechtigkeit hinsichtlich Risiko und Nutzen)

Die Kriterien 1 bis 3 sind als Hauptkriterien, die Kriterien 4 bis 8 als Zusatzkriterien eingestuft worden. Entsprechende Bewertungskriterien sind auch von anderen Wissenschaftlern vorgeschlagen worden (z. B. Dovers & Handmer 1995 zit. in SRU 1999: 75;

Tickner 1998). In einer Studie der European Environment Agency (EEA) vom Mai 1999 wurden zahlreiche Qualitätskriterien für eine moderne, wissenschaftlich fundierte, flexible („lernfähige“) Risikosteuerung erarbeitet, die den regulatorischen Prozess, die Methodik und die Regelungsinstrumente selbst betreffen (Stirling et al. 1999).

2.5.2 Bewertung von Hochwasserrisiken

Die Bewertung von Hochwasserrisiken erfolgt in der Regel auf monetärer Basis und bezogen auf Sachschäden, da vor allem bei Hochwasserereignissen in Europa diese Art der Schäden dominiert und damit die gesellschaftliche Betroffenheit primär eine monetäre ist. Direkte Personenschäden bis hin zum Tod sind aufgrund der Dynamik der Hochwasserereignisse eher selten. Indirekte Folgen für die Gesundheit durch die psychische Belastung in Zusammenhang mit dem Ereignis werden seit einigen Jahren diskutiert, stellen im Vergleich zur Erhebung und Bewertung von Sachschäden allerdings ein noch recht junges Forschungsgebiet dar (vgl. Kirch et al. 2005; Penning-Rowsell et al. 2005; Tapsell et al. 2009).

Zur Bewertung von Hochwasserrisiken sind Nutzen-Kosten-Analysen mit Schwerpunkt auf Vorsorgemaßnahmen weit verbreitet. Eine Übersicht solcher Verfahren findet sich beispielsweise bei Maniak (2001). Nutzen sind hier die risikoreduzierenden Effekte der Vorsorgemaßnahme. Als Nutzen in einem erweiterten Zusammenhang können alle Vorteile gesehen werden, die sich durch die Nutzung eines hochwassergefährdeten Standortes ergeben, etwa die bessere Verkehrslage von Industrieanlagen durch die Flussnähe oder die landschaftlich reizvolle und damit entscheidend wertbestimmende Lage von Wohnimmobilien.

2.5.3 Bewertung von Schadstoffrisiken

Unter Risikobewertung (engl. risk evaluation) wird im Bereich der Toxikologie die qualitative oder quantitative Gegenüberstellung von Risiken und Nutzen verstanden. Dies umfasst den gesamten Prozess der Bestimmung der Signifikanz der identifizierten Gefahren und abgeschätzten Risiken für die betroffenen Organismen oder Personen (Duffus et al. 2007: 1303). Nutzen sind hier alle positiven Effekte, die durch die Verwendung einer Substanz entstehen. Oftmals handelt es sich um die industrielle Gewinnung von Stoffen und deren spätere Verwendung in Produkten, etwa Blei und Cadmium in Batterien oder auch die direkte Anwendung wie etwa von DDT und γ -Hexachlorcyclohexan (γ -HCH) zur Bekämpfung von Schädlingen, dies etwa zur Sicherung der Nahrungsmittelproduktion und damit Ernährung oder direkt zum Schutz des Menschen vor Schadinsekten und pathogenen Vektoren. DDT stellt für die – stark politisch geprägte – Abwägung von Nutzen und Kosten ein Paradebeispiel dar. Ehemals nahezu weltweit strikt gebannt, erlebt es in den letzten Jahren ein Renaissance in der Anwendung als Insektizid gegen malariaübertragende Stechmücken, u. a. mit der Begründung, dass der Nutzen in Form der Verhinderung von häufig tödlich verlaufenden Malariaerkrankungen bei weitem die Kosten bzw. Schäden in Form negativer Umweltauswirkungen überwiege.

Ein grundsätzliches Problem bei der Bewertung von Risiken sind die unterschiedlichen Rezeptoren und deren eigentliche Bewertung bzw. Inwertsetzung. Wie soll etwa die Zahl

der durch die DDT-Anwendung getöteten oder beeinträchtigten Organismen den geretteten Menschenleben gegenübergestellt und verglichen werden? Diesem Grundproblem widmen sich zahlreiche Untersuchungen vor allem aus dem Bereich der Ökologie sowie der Medizin und der Ökonomie.

In der Medizin sind mit Bezug auf den Menschen Vergleichsindikatoren entwickelt worden, etwa das Quality Adjusted Live Year (QALY), deren Ziel u. a. der Vergleich von Grad und Dauer gesundheitlicher Beeinträchtigungen ist. Klassische Themen in diesem Bereich sind etwa die Gegenüberstellung der Kosten bestimmter Behandlungsverfahren zu den durch diese gewonnenen QALYs oder auch der Vergleich der Auswirkungen verschiedener Krankheiten, also die Antwort auf die Frage, welche Krankheit den größten Verlust an Lebenszeit und -qualität verursacht.

Die Bewertung von Schadstoffrisiken erfolgt oftmals indirekt über den Vergleich mit medienbezogenen Umweltstandards. Hierbei wird die in einem Umweltmedium ermittelte Stoffkonzentration mit einem für den betrachteten Rezeptor geeigneten Umweltstandard – ebenfalls in Form einer Konzentration – verglichen. Nach SRU (1999: 76) treffen für viele Umweltstandards die folgenden drei Kriterien zu:

- Sie sind wirkungsbezogen,
- sie orientieren sich an Wirkungsschwellen, unterhalb derer Effekte nicht mehr beobachtet werden oder nicht wahrscheinlich sind und
- sie gelten (in der Regel) für einzelne Schadstoffe.

Der Wirkungsbezug bedeutet, dass der Vergleichswert sich auf einen spezifischen, als negativ definierten Effekt bei einem bestimmten Rezeptor bezieht. Der Bezug zu Wirkungsschwellen – etwa No Observed Adverse Effect Level (NOAEL) oder Lowest Observed Adverse Effect Level (LOAEL) – erlaubt die Festlegung eines Sicherheitsbereiches bezogen auf den beobachteten Effekt. Da die Analyse der Interaktionen von Stoffen mit antagonistischen oder synergistischen Folgen sehr schwierig ist, beziehen sich die abgeleiteten Referenzwerte nahezu ausschließlich auf einzelne Stoffe.

Auf solchen Vergleichswerten von Umweltstandards basierende Bewertungsverfahren zeigt am Beispiel von Schadstoffen im Boden die Tabelle 2.1 (S. 42).

Tabelle 2.1: Bewertungsverfahren für Schadstoffe im Boden (Mathews & Bracke 1996: 60, verändert/erweitert).

Bewertungsstrategie	Grundlagendaten zur Bewertung	Beispiele
Vergleichswertlisten ohne Emissionsbetrachtung	Schadstoffkonzentrationen in Umweltmedien (Boden, Grundwasserabstrom), Grundwasserlandschaft, Grundwasserschutzzone	LWA-Liste (LWA-NRW 1987), Bayerischer Altlastenleitfaden (STMI-BY 1991), Holland-Liste (van den Berg & Roels 1991), Brandenburger Liste (MUNR-BB 1993), Hamburger Liste (Bremer & Rohweder 1994), LAWA-Liste (LAWA 1994), LOBA-Liste (LOBA-NRW 1994), ALEX 02 (LUWG-RLP 1997), BBodSchV (1999), TrinkwV (2001), LAGA-Liste (LAGA 2004), Berliner Liste (SenStadt-B 2005)
Vergleichswertlisten mit Emissionsbetrachtung	Schadstoffkonzentrationen in Umweltmedien (Grundwasserzu- und -abstrom), Hintergrundkonzentrationen, hydrogeologische Daten, Grundwassernutzung, Grundwasserlandschaft	Grundwasserleitfaden NRW für Fest- und Lockergesteinsgrundwasserleiter (LWA-NRW 1989), Orientierungswerte Baden-Württemberg (AltlastenVwV-BW 1998)
Standardisierte Verfahren zur relativen Risikoermittlung und Prioritätenbildung (Punktbewertungen/verbalargumentative Bewertungen)	Schadstoffkonzentrationen in Umweltmedien (Boden, Grundwasser), standortspezifische Daten, hydrogeologische Daten	AGAPE (Krischok 1988), Baden-Württemberger Verfahren (UM-BW 1988), ALTRISK (Osterkamp 1991), Hessisches Bewertungsmodell für Altablagerungen, ISAL NRW (LUA-NRW 1992), ISAL Brandenburg, MEMURA, Altlastenprogramm Niedersachsen – Altablagerungen, TUBA, Altlastenprogramm Sachsen, WaBoLu
Standardisierte Verfahren zur absoluten Risikoermittlung	Schadstoffkonzentrationen in Umweltmedien (Boden, Grundwasser), Nutzung, Nutzergruppen, hydrogeologische und klimatologische Standortdaten, Expositionsrechnungen, Hintergrundkonzentrationen in Umweltmedien (Boden, Grundwasser, tierische und pflanzliche Nahrung)	HHEM (US-EPA 1989, 1991b,a), ECORISK (Mathews et al. 1998, 1999), UMS (ARGE Fresenius-focon 1999), CSOIL (Rikken et al. 2001), CLEA (DEFRA-EA 2002b), CSOIL2000 (Brand et al. 2007), EXPOWAS, EUSES, CalTOX, RISC-HUMAN, RCLEA (DEFRA 2007), SADA

2.5.4 Vergleichende Risikobewertung

Die vergleichende Risikobewertung ist eine aus den USA stammende spezielle Form bzw. eine Weiterentwicklung der Risikobewertung bezogen auf Risiken für die menschliche Gesundheit. Das im englischen Sprachraum als Comparative Risk Assessment (CRA) bezeichnete Konzept wird seit Ende der 80er Jahre vor allem von der US-EPA entwickelt (Schütz et al. 2006: 8). Ziel des Konzeptes ist es, Risiken auf Basis vergleichbarer Analysen in eine Reihenfolge zu bringen bzw. Risiken miteinander vergleichend zu bewerten. Zweck solcher Vergleiche ist in der Regel die Setzung von Prioritäten im Rahmen des Risikomanagements. Typische Fragen sind beispielsweise: Welche Noxe verursacht für eine bestimmte Population das größte Risiko? Welche Bevölkerungsgruppe trägt die größten Risiken? Welche Maßnahme reduziert die Risiken am meisten? Wo und wie sollen die zur Verfügung stehenden Mittel zur Risikoreduktion am ehesten eingesetzt werden?

Die Fragen zeigen, dass es hier vor allem um die Perspektive des für die Gesundheit seiner Bürger verantwortlichen Staates und dessen Institutionen geht. Die vergleichende Risikobewertung versucht, eine wissenschaftlich-rational begründete Prioritätensetzung beim Gesundheitsschutz zu ermöglichen. Sie bildet damit eine wichtige Grundlage für transparente und nachvollziehbare Entscheidungen. Einen ausführlichen Überblick zu CRA geben Schütz et al. (2004, 2006) und mit Fokus auf umweltbezogenen Gesundheitsschutz Mekel et al. (2004c).

2.6 Risikosteuerung

Der Umgang mit den identifizierten, charakterisierten und bewerteten Risiken wird von ISO 31000 (2009: 18) als „risk treatment“ bezeichnet, in deutschsprachigen Quellen mit Bezug zu Wirtschaftsunternehmen (z. B. Leuthold 2007; FERMA 2002: 10) sowie im Bereich Bevölkerungsschutz (Fekete & Walter 2011: 5) meist mit „Risikobehandlung“ übersetzt. Im Themenfeld der Hochwasserrisiken wird für diesen Schritt innerhalb des Hochwasserrisikomanagements auch der Begriff „Risikoumgang“ verwendet (z. B. DKKV 2003: 17; LfU-BW 2005: 11; Müller 2010a: 7). Im Feld der Gesundheitsrisiken wird die Behandlung der Risiken allgemein als „Risikomanagement“ bezeichnet (Risikokommission 2003: 28; Wolf 2006), ebenso die Interpretation des WBGU (1999: 45).

In seiner Bedeutung klarer und sowohl im Themenfeld Hochwasserrisiken als auch Naturgefahren geläufig ist der Begriff der „Risikosteuerung“ (z. B. Schuchardt 2008: 32; Bründl et al. 2009: 50). Der ebenfalls anzutreffende Begriff der „Risikoreduktion“ (engl. risk reduction) greift zur Beschreibung dieses Schrittes zu kurz, da er sich nur auf eine der möglichen Optionen zum Umgang mit Risiken bezieht. Im weiteren Verlauf wird daher der Begriff der Risikosteuerung verwendet. Die Risikosteuerung umfasst allgemein die Auswahl und Umsetzung von Handlungsoptionen zur Veränderung bzw. Anpassung der Risiken, die als nicht tolerabel bzw. akzeptabel bewertet wurden. Nach ISO 31000 (2009: 19) lassen sich die folgenden Optionstypen bzw. Strategien zur Steuerung von Risiken identifizieren:

- Vermeidung der Risiken (z. B. durch Unterlassung einer Risikohandlung)
- Inkaufnahme oder Erhöhung der Risiken zur Nutzung einer Chance

- Entfernung/Ausschaltung der Risikoquelle
- Veränderung der Eintretenswahrscheinlichkeit
- Veränderung der Konsequenzen
- Übertragung/Verteilung der Risiken auf Andere
- Akzeptanz/Beibehaltung der Risiken

Ähnlich sind die Handlungsansätze zur Steuerung von Risiken bei Aven & Renn (2010: 122, 206). Sie nennen Vermeidung, Reduktion, Übertragung und Akzeptanz der Risiken als grundlegende Handlungs- bzw. Steuerungsstrategien. Die Risikoreduktion kann weiter in Risikoverminderung und Risikobegrenzung unterschieden werden (Müller 2010a: 7).

Die spezifischen Handlungsoptionen im Rahmen einer Strategie zur Steuerung der Risiken können nach ISDR (2004) in strukturelle und nicht-strukturelle Maßnahmen gegliedert werden, welche die negativen Auswirkungen von Gefahren begrenzen sollen:

„Structural and non-structural measures [...] limit the adverse impact of natural hazards, environmental degradation and technological hazards.“
[Strukturelle und nicht-strukturelle Maßnahmen begrenzen die negativen Einwirkungen von Naturgefahren, verschlechterten Umweltbedingungen und technologischen Gefahren.]

Unter strukturellen Maßnahmen versteht ISDR (2004) jegliche physischen Konstruktionen, die die Einwirkungen von Gefahren reduzieren oder verhindern, beispielsweise ingenieurtechnische Maßnahmen und Lösungen sowie den Aufbau von Gefahren widerstehenden und Schutz bietenden baulich-technischen Strukturen und entsprechender Infrastruktur.

Demgegenüber beziehen sich nicht-strukturelle Maßnahmen u. a. auf Politiken, Bewusstseins- und Wissensbildung sowie Öffentlichkeitsbeteiligung, also generell Methoden und Verfahren, die sowohl auf Beteiligung der Betroffenen als auch auf Bereitstellung von Information fußen und dadurch Risiken reduzieren bzw. begrenzen. Solche nicht-strukturellen Maßnahmen werden auch als Instrumente bezeichnet, insbesondere wenn es sich um rechtliche Regelungen handelt, wie sie im übernächsten Abschnitt vorgestellt werden. Im Rahmen der Arbeit finden in Anlehnung an Olfert & Schanze (2007), Olfert (2008) sowie Schanze et al. (2008) die Begriffe „Maßnahme“ und „Instrument“ Verwendung.

2.6.1 Maßnahmen

Wie oben beschrieben handelt es sich bei Maßnahmen um konkrete physische Einwirkungen, die zur Steuerung der Risiken dienen können. Um die Vielzahl der möglichen Maßnahmen zur Reduzierung stofflicher Hochwasserrisiken zu gliedern, kann das auf Basis des SPRC-Konzeptes entwickelte und in Abbildung 2.4 (S. 45) dargestellte Schema verwendet werden. Für die Entstehung eines Risikos sind grundsätzlich drei Komponenten notwendig: (1.) die als Source bezeichnete hochwasserbürtige Schadstoffquelle als Ursprung der Gefahr, der schädigbare Rezeptor sowie der die Verbindung zwischen der Gefahrenquelle und dem Rezeptor herstellende (Expositions-)Pfad. An allen drei Komponenten können Maßnahmen zur Risikoreduzierung ansetzen. Im Bereich der Quelle kann beispielsweise eine Unterbindung der Freisetzung erfolgen, indem etwa der Schadstoff beseitigt oder eine

Überflutung verhindert wird. Am Pathway können Maßnahmen ansetzen, die den Transfer bzw. die Exposition unterbinden oder minimieren. Am Beispiel Transfer Boden-Pflanze kann dies etwa durch die Verringerung des Schadstoffübergangs aus dem Boden in die Pflanze erfolgen, was u. a. durch Zugabe von Sorbenten oder – je nach Stoff – Erhöhung des Boden-pH-Wertes möglich ist. Rezeptorseitig wirksame Maßnahmen können bezogen auf den Menschen beispielsweise Beeinflussungen des Verhaltens sein, so etwa das Meiden bestimmter Gebiete zum Spielen und, bezogen auf den Rezeptor Pflanze, der Anbau gering Schadstoffe anreichernder Arten bzw. Sorten. Eine Übersicht ausgewählter Maßnahmen und deren Zuordnung zu entsprechenden Ansatzpunkten gibt die Tabelle C (S. 262) im Anhang.

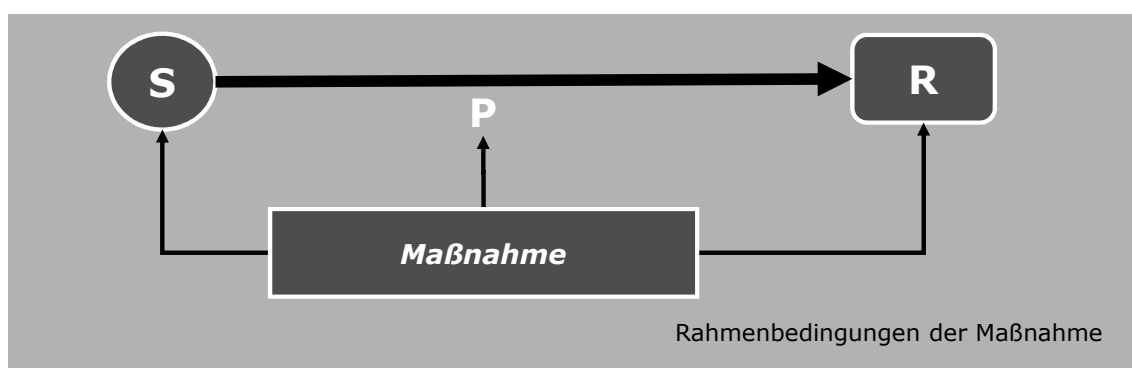


Abbildung 2.4: Maßnahmen und deren Ansatzpunkte bezogen auf das SPRC-Konzept. S steht für die Schadstoffquelle (Source), P für den Transfer- bzw. Einwirkungspfad (Pathway) und R für den exponierten Rezeptor (Receptor).

2.6.2 Rechtliche Instrumente

Zur Minimierung der Risiken durch Schadstoffe für Mensch und Umwelt werden in der Regel vom Gesetzgeber Grenzwerte für Stoffkonzentrationen in Umweltmedien wie Wasser, Luft und Böden und auch – insbesondere bei der Nutzung als Lebens- und Futtermittel – für Tiere und Pflanzen sowie deren Produkte festgelegt. Diese rechtlich-administrativen Vergleichswerte basieren auf unterschiedlichen Regelungs- bzw. Rechtsbereichen und den durch sie geregelten Schutzgütern bzw. Umweltmedien. Die Ableitung dieser Werte ist – wenn auch angestrebt – nicht immer wertneutral und wissenschaftlich objektiv, so dass sie im Rahmen von objektivierten Bewertungen nur zu einer orientierenden Abschätzung herangezogen werden können. Vor Erlass der BBodSchV als Ausführungsverordnung zum BBodSchG existierten beispielsweise in Deutschland rund 30 verschiedene Listen mit unterschiedlichen Vergleichswerten für das Medium Boden (Oerder et al. 1999: Rn. 28), u. a. bedingt durch die Gesetzgebungskompetenz auf Ebene der Bundesländer.

Im Folgenden werden für die rechtliche Bewertung von Hochwasserkontaminanten relevante Rechtsbereiche mit deren Rechtsnormen in Form von Gesetzen, Verordnungen und Richtlinien vorgestellt.

2.6.2.1 Lebensmittelrecht

Primäres Schutzziel des Lebensmittelrechts ist die menschliche Gesundheit, aber auch das Verbraucherinteresse und der Lebensmittelhandel. Berücksichtigung finden unter Umständen nach VO (EG) 178/2002 Art. 5 Abs. 1 auch die Belange des „Schutzes der Tiergesundheit, des Tierschutzes, des Pflanzenschutzes und der Umwelt.“ Im Mittelpunkt stehen sowohl mikrobielle als auch stoffliche Risiken, wobei erstere hier nicht behandelt werden.

Stoffe mit schädlicher Wirkung auf die menschliche Gesundheit können in Lebensmitteln als Rückstände bzw. Kontaminanten enthalten sein. Im Sinne der VO (EG) 315/1993 zur Kontrolle von Kontaminanten in Lebensmitteln gilt als Kontaminant nach Art. 1 Abs. 1

„jeder Stoff, der dem Lebensmittel nicht absichtlich hinzugefügt wird, jedoch als Rückstand der Gewinnung (einschließlich der Behandlungsmethoden in Ackerbau, Viehzucht und Veterinärmedizin), Fertigung, Verarbeitung, Zubereitung, Behandlung, Aufmachung, Verpackung, Beförderung oder Lagerung des betreffenden Lebensmittels oder infolge einer Verunreinigung durch die Umwelt im Lebensmittel vorhanden ist.“

Kontaminanten können also sowohl Stoffe sein, die absichtlich eingesetzt werden, wie z. B. Pestizide und Düngemittel, als auch Stoffe, die unbeabsichtigt in und auf die Lebensmittel gelangen, beispielsweise aus anthropogen oder geogen belasteten Böden, durch atmosphärische Deposition oder aber als Folge von Überschwemmungsereignissen. Für unbeabsichtigte Verunreinigungen aus der Umwelt wird auch der Begriff Umweltkontaminanten verwendet, um eine Abgrenzung zu den produktionsbedingten Rückständen vorzunehmen (GfRS 2006: 2).

Innerhalb der Europäischen Union (EU) existieren einige zentrale Regelwerke zur Kontrolle der Risiken für die menschliche Gesundheit durch Kontaminanten in Lebensmitteln. Die VO (EG) 315/1993 zur Festlegung von gemeinschaftlichen Verfahren zur Kontrolle von Kontaminanten in Lebensmitteln verbietet in Art. 2 Abs. 1 die Inverkehrbringung eines Lebensmittels, das „Kontaminanten in einer gesundheitlich und insbesondere toxikologisch nicht vertretbaren Menge enthält“. Art. 2 Abs. 3 bestimmt die Festlegung von Höchstwerten, die durch den in Art. 8 genannten Wissenschaftlichen Ausschuss „Lebensmittel“ – auch als Scientific Committee on Food (SCF) bezeichnet – für die Kommission erarbeitet werden. Ergebnis dieser Festlegungen ist u. a. die VO (EG) 466/2001 und deren Nachfolgerin VO (EG) 1881/2006 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln. Erstere legt Werte fest für Nitrate, Mykotoxine und Schwermetalle (Cadmium und Blei allgemein sowie Quecksilber in Meerereszeugnissen), letztere ergänzt als Fortschreibung die Grenzwerte für 3-Monochlorpropan-1,2-diol (3-MCP), Dioxine, polychlorierte Biphenyle (PCB) und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), insbesondere Benzo(a)Pyren (BaP). Der Anhang I der jeweiligen Verordnung enthält Tabellen der nach Stoffen und Produkten gegliederten Höchstgehalte.

Der Landwirt gilt als Lebensmittelunternehmer mit einem Lebensmittelbetrieb im Sinne von VO (EG) 178/2002 Art. 3 Abs. 2 und 3 bzw. als Futtermittelunternehmer mit einem Futtermittelbetrieb nach Art. 3 Abs. 5 und 6 und unterliegt damit den entsprechenden hierfür gültigen Regelungen. Relevant ist dabei insbesondere der die eigenverantwortliche

Einhaltung der Anforderungen des Lebens- und Futtermittelrechts normierende Art. 17 Abs. 1:

„Die Lebensmittel- und Futtermittelunternehmer sorgen auf allen Produktions-, Verarbeitungs- und Vertriebsstufen in den ihrer Kontrolle unterstehenden Unternehmen dafür, dass die Lebensmittel oder Futtermittel die Anforderungen des Lebensmittelrechts erfüllen, die für ihre Tätigkeit gelten, und überprüfen die Einhaltung dieser Anforderungen.“

Als Anforderungen gelten in diesem Zusammenhang u. a. die die Lebens- und Futtermittelsicherheit gewährleistenden Höchstgehalte an Rückständen und Kontaminanten, wie sie in den spezifischen Verordnungen festgelegt sind. Art. 14 Abs. 1 legt fest, dass *„Lebensmittel, die nicht sicher sind, [...] nicht in Verkehr gebracht werden [dürfen].“* Der Sicherheitsbegriff ergibt sich aus Abs. 2, nach dem *„Lebensmittel [...] als nicht sicher [gelten], wenn davon auszugehen ist, dass sie a) gesundheitsschädlich sind, [...]“*. Als gesundheitsschädlich können alle Lebensmittel angesehen werden, deren Konzentrationen an Kontaminanten die gesetzlich festgelegten Höchstgehalte überschreiten. Dies ergibt sich als Umkehrschluss aus Art. 14 Abs. 7:

„Lebensmittel, die spezifischen Bestimmungen der Gemeinschaft zur Lebensmittelsicherheit entsprechen, gelten hinsichtlich der durch diese Bestimmungen abgedeckten Aspekte als sicher.“

Zwischen dem Lebens- und Futtermittelrecht gibt es Überlappungen bzw. Verzahnungen, da ein Großteil der erzeugten Futtermittel an Tiere verfüttert wird, die zur Produktion von Lebensmitteln dienen.

Speziell für Pestizidrückstände werden durch die VO (EG) 396/2005 und deren Anhänge maximal zulässige Konzentrationen durch sogenannte Rückstandshöchstgehalte (RHG) festgelegt, die für alle Mitgliedsstaaten unmittelbar verbindlich sind. Der Rückstandshöchstgehalt (RHG) wird in VO (EG) 396/2005 Art. 3 Abs. 2d definiert als:

„die höchste zulässige Menge eines Pestizidrückstands in oder auf Lebens- oder Futtermitteln, die gemäß dieser Verordnung auf der Grundlage der guten Agrarpraxis und der geringsten Exposition der Verbraucher, die zum Schutz gefährdeter Verbraucher notwendig ist, festgesetzt wird.“

Diese Grenzwerte gelten sowohl für Lebensmittel als auch für Futtermittel, die in der EU vermarktet werden; bei für den Export bestimmten Produkte spielen sie keine Rolle.

Eine Übersicht der RHGs für die einzelnen tierischen und pflanzlichen Produkte gibt die EU Pesticides database⁴. Für DDT und Metaboliten (DDX) sind dies beispielsweise insgesamt 375 Einzelwerte bezogen auf die verschiedenen Produkte, wobei für sämtliche Früchte, Gemüse und Getreide ein einheitlicher RHG von $0,05 \text{ mg kg}^{-1}$ gilt, was in diesem Fall der analytischen Nachweisgrenze entspricht. Dies ist bedingt durch die Konvention, bei unsicherer Bewertungsgrundlage für einen Stoff die analytische Nachweisgrenze als Schwellenwert zu setzen.

⁴http://ec.europa.eu/sanco_pesticides/public/index.cfm

Die Ableitung der RHGs erfolgt sowohl durch Felduntersuchungen, bei denen die unter *guter Agrarpraxis* erreichbaren Rückstandsgehalte ermittelt werden, als auch durch Expositionsabschätzungen der Verbraucher. Die Festlegung der Werte erfolgt formal durch die Kommission; die Vorarbeiten werden primär durch die European Food Safety Authority (EFSA) und die jeweils zuständigen nationalen Stellen – für Deutschland das BfR – geleistet. Bei Stoffen, für die keine hinreichende Bewertungsgrundlage vorhanden ist, gilt ein Standardhöchstgehalt von $0,01 \text{ mg kg}^{-1}$, so dass es generell keine unregulierten Wirkstoffe gibt.

Für Schadstoffe in Lebensmitteln, zu denen auch die selbstangebauten Gemüseprodukte zählen, können ergänzend orientierende Aussagen mittels der von der Zentralen Erfassungs- und Bewertungsstelle für Umweltchemikalien (ZEBS) herausgegebenen Lebensmittelrichtwerte erfolgen (BgVV 1997). Hierbei ist zu beachten, dass diese Werte nicht mehr aktualisiert werden und keinen Wirkungsbezug aufweisen, da es sich um eine rein statistische Auswertung der im Rahmen von Lebensmitteluntersuchungen festgestellten Werte handelt. Die vom ehemaligen Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin (BgVV) herausgegebenen Richtwerte für Schadstoffe in Lebensmitteln basierten auf Auswertungen von stichprobenhaften Lebensmittelkontrolluntersuchungen und wurden bis zu ihrer Rücknahme durch das BgVV im Jahr 2000 als orientierende Vergleichswerte genutzt. Die Rücknahme wurde begründet mit (1.) einer veralteten Datenbasis, die den Belastungszustand der 80er-Jahre zeige und damit nicht die aktuelle Situation widerspiegele, (2.) der zweifelhaften Aussagekraft und Schutzwirkung solchermaßen abgeleiteter Werte sowie (3.) der Erwartung einer EU-weiten rechtsverbindlichen Regelung von Höchstmengen bestimmter Stoffe in Lebensmitteln (BgVV 2000). Bei der unter (3.) genannten Regelung handelt es sich um die oben erläuterte VO (EG) 178/2002.

2.6.2.2 Futtermittelrecht

Wichtige Regularien des Futtermittelrechts sind das Futtermittelgesetz (FMG) sowie die Futtermittelverordnung (FuMiV) (FMG 2000; FuMiV 2005). Relevante Zwecke des FMG im Zusammenhang mit Schadstoffen sind einerseits der Schutz der menschlichen Gesundheit – u. a. durch die Gewährleistung toxikologisch unbedenklicher tierischer Produkte – als auch der Schutz der tierischen Gesundheit. Das FMG legt in § 1 Abs. 1b fest, dass

„die von Nutztieren gewonnenen Erzeugnisse den an sie gestellten qualitativen Anforderungen, insbesondere im Hinblick auf ihre Unbedenklichkeit für die menschliche Gesundheit, entsprechen“

sowie in Abs. 2, dass *„durch Futtermittel die Gesundheit von Tieren nicht beeinträchtigt wird“*. Hierzu werden in § 3 die Herstellung, das Inverkehrbringen sowie die Verfütterung von Futtermitteln verboten, die

„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“.

Um einen Vollzug der Schutzziele des Gesetzes zu ermöglichen, ermächtigt § 4 Abs. 5 das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten zum Erlass einer

Rechtsverordnung zur Festlegung von Höchstgehalten an unerwünschten Stoffen sowie Höchstgehalten von Schädlingsbekämpfungsmitteln in Futtermitteln. Nach § 2b Abs. 1 Satz 1 gelten als unerwünschte Stoffe alle Stoffe

„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.“

Die auf Grundlage von § 4 FMG erlassene Verordnung ist die FuMiV. § 23 der FuMiV regelt die Höchstgehalte an unerwünschten Stoffen und beinhaltet in Abs. 2 ein Mischungsverbot:

„Es ist verboten, 1. ein Futtermittel mit einem Gehalt an einem unerwünschten Stoff, der den in Anlage 5 Spalte 3 festgesetzten Höchstgehalt überschreitet, zu Verdünnungszwecken mit dem gleichen oder einem anderen Futtermittel, [...] zu mischen.“

Um trotz Überschreitungen der Höchstgehalte eine Nutzung als Futtermittel zu ermöglichen, räumt § 23 die Möglichkeit *„einer geeigneten Behandlung zur Verminderung oder Entfernung (Reinigung) oder zur Inaktivierung (Dekontamination) des unerwünschten Stoffes“* ein. In Anlage 5 der FuMiV werden die konkreten Höchstgehalte an unerwünschten Stoffen differenziert nach Futtermitteln aufgelistet, Teil B der Anlage 5a legt die Höchstgehalte an Rückständen von Schädlingsbekämpfungsmitteln fest.

Überschreitungen der Höchstgehalte sind von den beruflich oder gewerbsmäßig mit Futtermitteln Umgehenden an die zuständige Behörde zu melden. Das Futtermittel ist entweder zu entsorgen oder einer Behandlung zuzuführen. Eine Übersicht entsprechender Möglichkeiten zur Dekontamination von Futtermitteln gibt Flachowsky (2006). Für Rückstände von Pestiziden in und auf Futtermitteln gilt die bereits im vorhergehenden Abschnitt behandelte VO (EG) 396/2005, deren Grenzwerte keine Unterscheidung zwischen Lebens- oder Futtermitteln treffen.

2.6.2.3 Bodenschutzrecht

Relevant für das Umweltmedium Boden ist das Bundesbodenschutzgesetz – Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenverunreinigungen und zur Sanierung von Altlasten (BBodSchG) mit dessen untergesetzlichem Regelwerk in Form der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV). Schutzgüter des BBodSchG auf die im Rahmen der Arbeit fokussiert wird sind die *Menschliche Gesundheit*, die *Verwert-/Vermarktbarkeit von Nahrungspflanzen*, die *Verwert-/Vermarktbarkeit von Futterpflanzen* sowie die *Pflanzliche Gesundheit*. Die durch die BBodSchV definierten Prüfwerte sind differenziert nach Pfaden, Schutzgütern und Nutzungen. Für den Pfad orale Bodenaufnahme und das Schutzgut *Menschliche Gesundheit* wird nach den folgenden vier Flächennutzungstypen differenziert:

- Kinderspielflächen: Ortsüblich zum Spielen genutzte Aufenthaltsbereiche für Kinder, d. h. sowohl bestimmungsgemäß als auch tatsächlich zum Spielen genutzte Flächen.

- Wohngebiete: Wohngebiete einschließlich der zugehörigen Haus- und Kleingärten. Hier geht es wiederum um die tatsächliche Nutzung, so dass auch Wohngebiete als solche zählen, wenn sie nicht laut Baunutzungsverordnung – Verordnung über die bauliche Nutzung der Grundstücke (BauNVO) festgesetzt sind.
- Park- und Freizeitanlagen: Hierbei handelt es sich um Anlagen für soziale, gesundheitliche und sportliche Zwecke, wie öffentliche und private Grünanlagen sowie weitere unbefestigte Flächen, die regelmäßig – vor allem für spielende Kinder – zugänglich sind.
- Industrie- und Gewerbegrundstücke: Unbefestigte Flächen von Arbeits- und Produktionsstätten, die während der Arbeitszeit genutzt werden.

In Anhang 2 der BBodSchV werden differenziert nach den oben genannten Nutzungstypen Prüfwerte für den Pfad orale Bodenaufnahme angegeben, die für ausgewählte Stoffe die Tabelle 2.3 (S. 50) zeigt. Die in Tabelle 2.2 (S. 50) genannten Vorsorgewerte sind vor dem Hintergrund unterschiedlicher Bindungsfähigkeiten für Schadstoffe nach Bodenarten differenziert und Zielen auf einen multifunktionalen Optimalzustand des Bodens ab. Ihre Ableitung ist stark an ökotoxikologischen Wirkungen orientiert, gleichzeitig fließen aber auch Informationen zu repräsentativen natürlichen bzw. geogenen Hintergrundgehalten ein. Überschreitungen der Vorsorgewerte können als Hinweise auf die Entstehung einer sogenannten schädlichen Bodenveränderung im Sinne der Norm interpretiert werden. Hierbei sind allerdings stets die regionalen geogenen Hintergrundgehalte zu berücksichtigen, wie sie etwa in LABO (1998b) und LABO (2003c) basierend auf der von Düwel et al. (2004) und Utermann & Düwel (2000) dargestellten Methodik zu finden sind.

Tabelle 2.2: Allgemeine Vorsorgewerte nach Anhang 2 der BBodSchV (für ausgewählte Stoffe).

Bodenart	Stoffkonzentration [mg kg^{-1}]			
	Cd	Hg	Pb	Zn
Ton	1,5	1	100	200
Lehm/Schluff	1	0,5	70	150
Sand	0,4	0,1	40	60

Tabelle 2.3: Nutzungsbezogene Prüfwerte nach Anhang 2 der BBodSchV für den Pfad Boden-[Oral]-Mensch (für ausgewählte Stoffe).

Stoff	Nutzungsbezogener Prüfwert [mg kg^{-1}]			
	Kinderspielflächen	Wohngebiete	Park und Freizeit	Industrie und Gewerbe
As	25	50	125	140
Cd	10	20	50	60
Hg	10	20	50	80
Pb	200	400	1 000	2 000
DDT	40	80	200	
β -HCH	5	10	25	400

Im Rahmen des Expositionspfades Boden-Pflanze berücksichtigt die BBodSchV die Schutzgüter *Menschliche Gesundheit*, *Verwert-/Vermarktbarkeit von Nahrungspflanzen*, *Verwert-/Vermarktbarkeit von Futterpflanzen* und *Pflanzliche Gesundheit*. Hierbei wird nach den Nutzungen Ackerbau, Gartenbau, Nutzgarten sowie Grünland unterschieden, wobei die ersten drei nach einheitlichen Prüf- und Maßnahmenwerten beurteilt werden (BMU 1999: 65). Die nutzungsbezogenen Prüfwerte des Anhangs 2 der BBodSchV für den Pfad Boden-Pflanze zeigt für ausgewählte Stoffe die Tabelle 2.4 (S. 51). Ausführliche Darstellungen zu diesem Pfad geben Delschen & König (1998), LABO (1998a) sowie LUA-BB (2003).

Tabelle 2.4: Nutzungsbezogene Prüfwerte nach Anhang 2 der BBodSchV für den Pfad Boden-Pflanze (für ausgewählte Stoffe).

Stoff	Nutzungsbezogener Prüfwert	
	Acker, Garten [$\mu\text{g kg}^{-1}$] AN ¹	Grünland [mg kg^{-1}] KW ²
Cd	40	15
Pb	500	1 000

¹Ammoniumnitrat-Aufschluss

²Königswasser-Aufschluss

2.6.2.4 Chemikalienrecht

Das Chemikalienrecht regelt u. a. die Einstufung von Chemikalien hinsichtlich ihres gesundheitsschädigenden Potenzials, etwa ihrer Kanzerogenität. Die Einstufung von krebserzeugenden Stoffen nach Anhang IV RL (EWG) 67/548 zeigt die folgende Auflistung:

- Kategorie 1
Stoffe, die auf den Menschen bekanntermaßen krebserzeugend wirken. Der Kausalzusammenhang zwischen der Exposition eines Menschen gegenüber dem Stoff und der Entstehung von Krebs ist ausreichend nachgewiesen.
- Kategorie 2
Stoffe, die als krebserzeugend für den Menschen angesehen werden sollten. Es bestehen hinreichende Anhaltspunkte zu der Annahme, dass die Exposition eines Menschen gegenüber dem Stoff Krebs erzeugen kann. Diese Annahme beruht im Allgemeinen auf Folgendem:
 - geeignete Langzeit-Tierversuche,
 - sonstige relevante Informationen.
- Kategorie 3
Stoffe, die wegen möglicher krebserzeugender Wirkung beim Menschen Anlass zur Besorgnis geben, über die jedoch ungenügend Informationen für eine befriedigende Beurteilung vorliegen. Aus geeigneten Tierversuchen liegen einige Anhaltspunkte vor, die jedoch nicht ausreichen, um einen Stoff in Kategorie 2 einzustufen.

Nach aktuellster Notation entsprechen Kategorie 1 nach Anhang IV RL (EWG) 67/548 der Kategorie 1A nach VO (EG) 1272/2008 sowie Kategorie 2 der Kategorie 1B und Kategorie 3 der Kategorie 2. Die Einstufung ausgewählter Stoffe bzw. Verbindungen in die oben genannten Kategorien hinsichtlich Kanzerogenität, Mutagenität und Reproduktionstoxizität auf Basis von TRGS 905 (2005), VO (EG) 1272/2008, AGS-BAuA (2009); IFA (2010) und VO (EG) 790/2009 zeigt die Tabelle 2.5 (S. 52).

Tabelle 2.5: Kategorisierung der Kanzerogenität K, Mutagenität M und Reproduktionstoxizität (Fertilität R_F und Teratogenität R_T) (TRGS 905 2005; VO (EG) 1272/2008; AGS-BAuA 2009; IFA 2010; VO (EG) 790/2009).

Bezeichnung	Index-Nr.	EG-Nr.	CAS-Nr.	K	M	R _F	R _T	Bemerkung
Arsensäure u. Salze	033-005-00-1	–	–	1	–	–	–	1272/2008
Arsenige Säure	–	–	36465-76-6	1	–	–	–	TRGS905,a(T)
Blei, metallisch ¹	–	231-100-4	7439-92-1	–	–	3	1	TRGS905
Bleiverbindungen	082-001-00-6	–	–	–	–	3	1	1272/2008
Cadmium ¹	048-002-00-0	231-152-8	7440-43-9	2	3	3	3	TRGS905,1272/2008
Cadmiumoxid	048-002-00-0	215-146-2	1306-19-0	2	3	3	3	1272/2008
Cadmiumsulfat	048-009-00-9	233-331-6	10124-36-4	2	2	2	2	1272/2008
Cadmiumsulfid	048-010-00-4	215-147-8	1306-23-6	2	3	3	3	1272/2008
Cd-Verbindungen ¹	048-001-00-5	231-152-8	7440-43-9	2	–	–	–	TRGS905,a(Xn)
DDT	602-045-00-7	200-024-3	50-29-3	3	–	–	–	1272/2008
HCHs	602-042-00-0	–	–	3	–	–	–	1272/2008,H
Lindan	602-043-00-6	200-401-2	58-89-9	3	–	–	–	TRGS905,a(T),b,H

¹bioverfügbar; als atembare Stäube

a(): Abweichung von der Legaleinstufung, T: giftig, Xn: gesundheitsschädlich, H: hautresorptiv
 b: Begründung zur Bewertung vom Ausschuss für Gefahrstoffe (AGS) erarbeitet
 1272/2008: Anhang VI Teil 3 der Verordnung (EG) Nr. 1272/2008, TRGS905: TRGS 905 (2005)

3 Konzeption der Methodik

In den vorhergehenden Abschnitten wurden Grundzüge von allgemeinen Verfahren zur Analyse und Bewertung sowohl von Hochwasserrisiken als auch von Schadstoffrisiken dargestellt. Dabei zeigte sich, dass es bisher kein Konzept zur integrierten Betrachtung stofflicher Hochwasserrisiken gibt, vor allem unter Berücksichtigung der räumlichen Dimension. Vor diesem Hintergrund wird in diesem Kapitel eine allgemeine Methodik zur Analyse und Bewertung von stofflichen Hochwasserrisiken vorgestellt.

3.1 Gesamtkonzept einer integrierten Analyse- und Bewertungsmethodik

Die Konzeption der Methodik orientiert sich an den vor, während und nach einem Hochwasser ablaufenden Prozessen, die zu einem Risiko durch Schadstoffe für bestimmte Rezeptoren führen. Als Grundlage zur Untergliederung der einzelnen Prozesskomponenten bzw. Teilprozesse und Grundlage für die konsistente Integration von Hochwasserrisikoanalyse und Schadstoffrisikoanalyse dient das in Abschnitt 2.2.3 (S. 18) vorgestellte Source-Pathway-Receptor-Consequence (SPRC)-Konzept, welches zahlreichen Untersuchungen zum Hochwasserrisiko zugrunde liegt und in ähnlicher Form auch bei der Analyse von Schadstoffrisiken zur Anwendung gelangt. Das Gesamtkonzept der integrierten Methodik zur Analyse und Bewertung von stofflichen Hochwasserrisiken zeigt die Abbildung 3.1 (S. 54).

Der Ursprung und die primäre Gefahrenkomponente für Hochwasserrisiken durch Schadstoffe wird als $Source_1$ (S_1) bezeichnet. Hierunter werden alle hochwasserbedingten Prozesse der initialen Stofffreisetzung zusammengefasst, etwa das direkte Austreten von Stoffen aus Produktionsanlagen und Lagern durch Leckagen von Tanks und Leitungen oder kleineren Behältnissen oder die Erosion von Uferböschungen und überströmten Böden mit Freisetzung der darin partikulär und gelöst vorliegenden Schadstoffe sowie die Mobilisierung von Schadstoffen aus Sedimenten am Gewässergrund. Die Freisetzung wird von verschiedenen Faktoren beeinflusst, wobei sowohl hydraulische als auch stoffbezogene Faktoren eine Rolle spielen. Besonders relevante Charakteristika eines Hochwasserereignisses sind der Wasserstand und die Fließgeschwindigkeit, die sowohl räumlich als auch zeitlich im Verlauf eines Ereignisses schwanken. Der Maximalstand der Überflutungsfläche hängt eng mit dem höchsten Wasserstand zusammen. Die Ausdehnung der Überflutungsfläche bestimmt die Kontaktmöglichkeiten zwischen Flutwasser und industriellen, gewerblichen und privaten Direktquellen in Form von Tankstellen, Heizöltanks in Kellern, Chemikalienlagern oder Deponien sowie stofflich belasteten Böden. Die Fließgeschwindigkeit steht in direktem Zusammenhang zum Erosionsvermögen und zur Transportleistung des Wassers sowie zum Strömungsdruck und den durch diesen verursachten Beschädigungen an Leitungen und Lagereinrichtungen mit den entsprechenden Leckagen als Folge. Die genannten Prozesse



Abbildung 3.1: Konzept der integrierten Risikoanalyse- und bewertungsmethodik.

werden in erster Linie vom räumlich und zeitlich differenzierten Verlauf des Hochwasserabflusses bestimmt. Das entsprechende Abflussereignis kann häufigkeitsstatistisch analysiert und das Wiederkehrintervall bzw. die Abflusswahrscheinlichkeit bestimmt werden. Im Rahmen der Methodik wird verkürzt nur noch von Abflusswahrscheinlichkeit gesprochen und darunter alle weiteren, sich daraus im Zusammenspiel mit der Geländemorphologie und der hydraulischen Rauigkeit der überströmten Flächen ergebenden hydraulischen Parameter wie Wasserstände bzw. Wasserspiegellagen und Fließgeschwindigkeiten subsumiert. Dies entspricht somit der „klassischen“ Hochwassergefahr, wie sie in Abschnitt 2.3.2.2 (S. 27) erläutert wird. Die Abflusswahrscheinlichkeit als Ausgangspunkt der stofflichen Hochwassergefahr „vererbt“ sich auf alle zeitlich nachgeordnet stattfindenden Prozesse, für die sie den initialen Auslöser bzw. Haupteinflussfaktor darstellt.

Die stoffbezogenen Faktoren betreffen sowohl die Eigenschaften des Stoffes selbst, als auch dessen räumliches Vorkommen und die beim Kontakt mit dem Flutwasser stattfindenden Freisetzungsprozesse. Stoffeigenschaften mit Relevanz für die Freisetzung durch Hochwasser sind etwa die Löslichkeit in Wasser, der Ionenradius, die Oxidationszahl und die Lipo- bzw. Hydrophilität. Bei in Böden und Sedimenten vorkommenden Schadstoffen spielen auch Boden- und Sedimenteigenschaften wie Gehalt an organischer Substanz, Tongehalt sowie pH- und eH-Wert eine Rolle. Boden- und Sedimenteigenschaften sowie Stoffvorkommen und -konzentrationen sind flächenhaft meist stark differenziert. Der Stofftransport und die intermediäre Stoffakkumulation hängen also vom Stoff und dessen Verhalten sowie von dem Transportprozess bzw. den Transportprozessen ab, beispielsweise partikulär gebundener Transport als Festphase, gelöster Transport (Lösungsphase) oder Transport als flüssige Phase (z. B. bei Stoffen, die eine eigene Flüssigphase bilden).

Die Komponente *Pathway*₁ (P_1) betrifft den Stofftransport und die Stoffakkumulation im Zuge eines Hochwasserereignisses. Die freigesetzten Schadstoffe werden vom Flutwasser in gelöster oder partikulär gebundener Form transportiert bzw. als getrennte Phase verdriftet. Letzteres ist etwa beim Heizöl der Fall, kann aber auch andere Stoffe mit entsprechenden physikalischen Eigenschaften betreffen. Während des Transportes finden teilweise Umwandlungsprozesse sowie Phasenübergänge und Austauschprozesse statt. So können partikulär gebundene Metalle durch Desorption in Lösung gehen, umgekehrt können aber auch Adsorptionsvorgänge zu einer Verringerung der Konzentration bzw. Fracht an gelösten Stoffen führen. Bei flüchtigen Substanzen kann ein Übergang von der flüssigen in die gasförmige Phase vonstatten gehen, d. h. die Substanz verdunstet beim Transport von der Wasseroberfläche. Die Stoffablagerung ergibt sich demzufolge aus den Stoffeigenschaften (Bindung an exponierte Oberflächen, Sinkgeschwindigkeit der Partikel), dem räumlich verteilten und zeitabhängigen Vorkommen des Stoffes bzw. der Stoffe im Flutwasser und der Hochwassercharakteristik.

Beim Überströmen von Böden und Sedimenten besteht die Möglichkeit, dass diese Stoffe aus dem Flutwasser absorbieren und damit binden. Bei Nachlassen der Transportkapazität des Wassers infolge einer Verringerung der Fließgeschwindigkeit sinken die mitgeführten Feststoffe ab und akkumulieren sowohl auf den natürlichen Oberflächen wie (Ober)-Böden und Pflanzen als auch der anthropogenen Oberflächen wie versiegelten Flächen und Gebäudeteilen der überfluteten Gebiete. Alle diese primär mit den Stoffen in der bzw. aus der Hochwasserwelle in Kontakt kommenden und von den Stoffablagerungen betroffenen Subjekte und Objekte bilden die primären Rezeptoren, die im Rahmen der Methodik als *Receptor*₁ (R_1) bezeichnet werden. Je nach Rezeptor besteht eine enge Beziehung hinsichtlich des Vorkommens eines Rezeptors und bestimmten Flächennutzungen, so etwa Weidevieh auf Grünlandflächen. Rezeptoren wie der Boden hingegen sind hinsichtlich ihres Vorkommens eher unabhängig von den Nutzungen. Potenzielle Rezeptoren für die Schadstoffe können Menschen und Tiere sein, die überschwemmten Böden, auf diesen angebaute Nutzpflanzen, die naturnahe Vegetation oder bauliche Strukturen. Bei der Betrachtung als R_1 besteht nur ein relativ kurzfristiger Kontakt zu den Stoffen.

An vielen Standorten ist der Verbleib der Schadstoffe und deren Einwirkung auf den primären Rezeptor R_1 temporär auf den Bereich von Stunden bis Tage/Wochen begrenzt, da nach dem Abfließen des Hochwassers versiegelte Flächen und bauliche Strukturen in der Regel von Sedimentablagerungen befreit werden und damit weitestgehend schadstofffrei sind. Je nach Stoff können allerdings bei den genannten Rezeptoren auch dauerhaftere Kontaminationen erfolgen. Dies betrifft beispielsweise Gebäude, die mit Heizöl aus dem Flutwasser in Kontakt gekommen sind und bei denen es zu einer kaum entfernbarer Verschmutzung des Mauerwerkes gekommen ist. Auf acker- und gartenbaulich genutzten Flächen werden Hochwasserablagerungen meist eingearbeitet, wovon auch bei privaten Gärten auszugehen ist. Bei Wiesen und Weiden sowie Rasenflächen ist eine Entfernung kaum möglich, hier findet eine vor allem durch Bioturbation getragene Vermischung mit den tieferliegenden Bodenschichten statt. Anhaftungen an Pflanzenteilen spielen nur für kurze Zeit eine Rolle, da eine Abspülung durch Niederschläge erfolgt bzw. bei Nutzpflanzen auf die entsprechende Ernte einmalig verzichtet wird.

Nicht entfernte bzw. entfernbare schadstoffbelastete Hochwassersedimente stellen auch lange nach dem Hochwasserereignis – Wochen bis Jahre, teilweise Jahrzehnte – eine

Gefahrenquelle dar, aus der Stoffe freigesetzt werden können. Diese als *Source₂* (S_2) bezeichnete sekundäre Quelle wirkt nach dem Rückzug des Hochwasser langfristig auf betroffene Rezeptoren ein, die teilweise identisch zu denen unter R_1 genannten sein können. Die S_2 resultiert in direkter Folge aus einem Hochwasserereignis und ist damit in ihrer Ausprägung von der Charakteristik des Ereignisses abhängig. Überwiegend handelt es sich bei der Quelle S_2 um Böden, die zu einem vorhergehenden Zeitpunkt noch als Rezeptor R_1 und Stoffsenke betrachtet wurden, nun aber als sekundäre Schadstoffquelle fungieren.

Nach der Deposition der Stoffe finden weitere Prozesse des Ab- und Umbaus und des Transfers statt. Verlagerungen können ins Bodenwasser (Haft- und Sickerwasser) und über dieses in tiefer gelegene Bodenschichten sowie ins Grundwasser erfolgen. Weitere Transferprozesse sind die Aufnahme durch Pflanzen über Wurzeln und Blätter sowie der Transfer in die Luft durch Verdunstung/Verdampfung oder die Aufwirbelung von kontaminierten Bodenpartikeln. Bei der Betrachtung des Menschen als finalem Rezeptor kann auch die Aufnahme durch grasende Tiere als Transfer gesehen werden, wenn es zu einer weiteren Verlagerung in Fleisch und Milch kommt. Im Ergebnis führen die verschiedenen Transferpfade zu einer Exposition des jeweils betrachteten Rezeptors, weshalb sie auch als Expositionspfade bezeichnet werden. Im Rahmen der Methodik stellen diese Pfade den *Pathway₂* (P_2) dar. Die Prozesse des Übergangs von der sekundären Stoffquelle S_2 hängen sowohl von deren Eigenschaften als auch von den Faktoren der einzelnen Transferprozesse ab, die überwiegend vom Transfermedium und dessen Eigenschaften bestimmt werden. Bei einer raumkonkreten Betrachtung zeigt sich, dass sowohl die Ausprägungen bzw. Eigenschaften der S_2 als auch die entsprechenden auf den Rezeptor R_2 bezogenen Transferpfade P_2 in der Fläche differenziert sind. Insgesamt gilt also, dass die sekundäre Stofffreisetzung bzw. der daran gekoppelte Transfer eine Funktion der physikochemischen Stoffeigenschaften, des räumlich verteilten Vorkommens des Stoffes und der Rezeptoren sowie deren den Transferprozess beeinflussenden Faktoren ist.

In den folgenden Abschnitten wird dargestellt, wie die einzelnen oben skizzierten Prozessbereiche und die das stoffliche Hochwasserrisiko konstituierenden Komponenten des SPRC-Konzeptes analysiert werden können. Diese Analyseschritte bilden die Einzelbestandteile für das gesamte Verfahren zur Risikoanalyse und -bewertung. Die Risikoanalyse besteht dabei aus einer Gefahrenanalyse auf die die Expositionsanalyse folgt und die von einer Risikocharakterisierung abgeschlossen wird. Hieran schließt sich dann die Risikobewertung an, der aufgrund des rein analytischen Charakters des SPRC-Konzeptes keines von dessen Elementen zugeordnet werden kann.

3.2 Gefahrenanalyse

Dem Schritt der Gefahrenanalyse im Rahmen der Methodik liegt ein umfassenderes Gefahrenverständnis zugrunde als der Gefahrenidentifikation aus der Schadstoffrisikoanalyse. Dort werden ausschließlich die den Stoffen innewohnenden toxischen Eigenschaften betrachtet, welche zu einem Schaden führen können, nicht aber die räumliche und zeitliche Verteilung der Stoffe in der Umwelt. Die Gefahrenanalyse hier befasst sich mit beiden Aspekten. Ein Ziel der Gefahrenanalyse ist die Ermittlung der Gefahr durch stoffliche Belastungen im Sinne der Wahrscheinlichkeit des räumlichen, zeitlichen und mengenmäßigen Auftretens von

Stoffen bei bzw. nach Abflussereignissen mit bestimmten Wiederkehrwahrscheinlichkeiten sowie die Bestimmung von bestehenden Belastungen. Letztere dienen einerseits als Referenz im Sinne eines Status quo, andererseits beeinflussen sie die resultierende Stoffkonzentration nach einem Ereignis, die sich aus der u. U. bestehenden und der neu hinzugekommenen Belastung ergibt. Die Charakterisierung der physikochemischen Eigenschaften eines Stoffes, dessen dadurch beeinflusstes Umweltverhalten sowie seiner Toxizität sind ein weiterer Aspekt der Gefahrenanalyse.

Zur flächenhaften Darstellung bestehender Belastungen im Sinne eines Referenz- bzw. Ausgangszustandes können u. a. Punktdaten von aktuellen Stoffkonzentrationen im Boden mittels geeigneter geostatistischer Verfahren wie Variogrammanalysen, Ordinary Kriging oder Co-Kriging in die Fläche extrapoliert werden. Eine Übersicht solcher Verfahren findet sich etwa bei Webster & Oliver (2001). Die so ermittelten Stoffkonzentrationen können als Grundlage dienen zur Analyse von Stoffumverteilungen innerhalb eines Gebietes, wie sie in Folge eines Hochwasserereignisses auftreten können.

Für die zukünftig zu erwartenden stofflichen Belastungen durch Hochwasserereignisse in Form von Stoffkonzentrationen in hochwasserbürtigen Sedimenten können Stofftransportmodelle eingesetzt werden, die basierend auf der primären Schadstoffquelle S_1 die Freisetzung, den Transport und die Ablagerung als Komponenten des Pfades P_1 beschreiben. Diese Modelle liefern Geodatensätze mit der räumlichen Verteilung von simulierten Sedimentablagerungsmengen und den daran gebundenen Stoffen und bilden damit die Quelle S_2 ab. Randbedingungen für diese Modelle sind beispielsweise Messungen von Stoff- und Sedimentkonzentrationen im Gewässer während Hochwasser und daran anknüpfende Frachtberechnungen (z. B. Hebbel 2009), aktuelle Bodenbelastungen der überströmten Flächen oder Freisetzungssimulationen bezogen auf Industrieanlagen mit entsprechenden Schad- bzw. Gefahrstoffbeständen.

Bezogen auf bestehende Belastungen zeigen Heidbrink & Leisner-Saab (2007) am Beispiel von Schwermetallen eine Methode zur flächenhaften Darstellung von Stoffgehalten in Oberböden auf der Ebene eines Bundeslandes (Nordrhein-Westfalen). In dieser Studie finden sich auch weiterführende Informationen zur Erstellung von Bodenbelastungskarten, zur Ausweisung von Gebieten mit großflächig erhöhten Schadstoffgehalten (GSE) sowie zu methodischen Anforderungen an die Flächenrepräsentanz von Hintergrundwerten in Oberböden. Gebiete mit großflächig erhöhten Schadstoffgehalten können im Hochwasserfall sowohl als potenzielle Quellen dienen als auch durch deren Vorbelastung bedingt vulnerable Rezeptoren (R_1) darstellen. Je nach bestehender Belastung können schon geringe zusätzliche Frachten zur Überschreitung von Schwellenwerten führen und damit verbundene Maßnahmen notwendig machen. Für die Bestimmung solcher Gebiete wurde von UMEG (2005) eine Anleitung erstellt (Anleitung GSE), die als Ergebnis der Methodik eine so genannte Bodenbelastungskarte (BBK) liefert. Die Fallstudie von Krüger & Bleier (2006) zeigt am Beispiel von Krefeld das Vorgehen zur Erstellung einer BBK. Ansätze zur Erstellung einer grenzüberschreitenden BBK zeigen am Beispiel eines deutsch-holländischen Untersuchungsgebietes in der Nähe von Aachen Krüger & Barkowski (2006). Die Anwendbarkeit der Methode BBK für den Außenbereich einer Stadt in China haben Beneke et al. (2007) überprüft. Weitere Informationen zu dem Thema finden sich bei LABO (2003a,b), LUA-BB (2005) sowie LUA-NRW (2005).

Um die das Umweltverhalten von Stoffen steuernden physikochemischen Eigenschaften zu bestimmen, kann primär auf Stoffdatenbanken und Stoffmonographien zurückgegriffen werden. Entsprechende Recherchen und Auswertungen liefern im Zuge der Gefahrenanalyse die notwendigen Informationen. Bei wenig untersuchten Stoffen kann die Notwendigkeit entstehen, weitergehende Studien zu spezifischen Aspekten des Umweltverhaltens durchzuführen.

3.3 Expositionsanalyse mit Rezeptoranalyse

Im Rahmen der Expositionsanalyse wird der Transfer eines Stoffes von einer Quelle zu einem Rezeptor quantitativ beschrieben. Hierbei werden die Prozesse der Stofffreisetzung aus der Quelle S_2 und die daran anschließenden Transferprozesse über den bzw. die Transferpfade P_2 zum betrachteten Rezeptor R_2 untersucht. Die Expositionsanalyse liefert über die Beschreibung der Wirkungsbeziehungen zwischen Schadstoffquelle und Rezeptor die Expositionspfade, welche zu einer direkten oder indirekten Exposition gegenüber einem Schadstoff führen können. Ergebnisse der Expositionsanalyse sind räumlich differenzierte rezeptorspezifische Aufnahmeleistungen von Stoffen über verschiedene Pfade und damit ein quantitatives Maß für die stoffliche Belastung des entsprechenden Rezeptors.

Allgemein können als potenzielle Rezeptoren für Hochwasserkontaminanten Elemente der belebten Umwelt wie Menschen, Tiere, Pflanzen und Böden in Frage kommen. Im weiteren Sinne können auch ganze Ökosysteme sowie materielle Objekte als Rezeptoren fungieren. Materielle Rezeptoren sind etwa Gebäudeteile, die durch Immissionen geschädigt werden (z. B. Ferguson et al. 1998: 79) bzw. Gegenstände wie Hausinventar, das durch Kontamination von bei Überflutungen aus Tanks freigesetztem Heizöl betroffen ist. Das Fließgewässer selbst wird innerhalb der Methodik zunächst nicht als Rezeptor betrachtet, sondern ausschließlich als Teil der stofflichen Hochwassergefahr. Aus rechtlicher Sicht – hier beispielsweise auf Basis des BBodSchG und der BBodSchV – können als Schutzgüter und damit Rezeptoren die menschliche Gesundheit, die Qualität von Nahrungs- und Futterpflanzen sowie das Bodensickerwasser auf dem Weg zum Grundwasser abgeleitet werden. Auch der Boden selbst stellt ein Schutzgut dar und ist nach BBodSchG vor schädlichen Veränderungen wie Schadstoffeinträgen zu schützen. Ein weiteres Schutzgut ist die tierische Gesundheit bzw. die Qualität von für den Verzehr vorgesehenen tierischen Produkten wie Fleisch und Milch hinsichtlich deren Verwertbarkeit, Vermarktbarkeit bzw. ihres Einflusses auf die menschliche Gesundheit. Zusammenfassend ergeben sich hieraus folgende mögliche Schutzgüter bzw. Rezeptoren: Menschliche Gesundheit, Tierische Gesundheit, Pflanzliche Gesundheit, Verwert-/Vermarktbarkeit von Tierprodukten, Verwert-/Vermarktbarkeit von Nahrungspflanzen, Verwert-/Vermarktbarkeit von Futterpflanzen, Qualität des Grundwassers, Bodenfunktionen/Bodenlebewesen.

Eine notwendig Voraussetzung zur Durchführung einer Expositionsanalyse ist die Spezifizierung des zu untersuchenden Rezeptors. Von diesem ausgehend können dann die entsprechenden Analysemethoden ausgewählt werden. Im weiteren Verlauf wird hier beispielhaft, wie bereits in Abschnitt 1.2 (S. 2) erläutert, die menschliche Gesundheit bzw. verkürzt *der Mensch* als Rezeptor betrachtet, wobei auch Nahrungs- und Futterpflanzen in Form von Transfermedien für Schadstoffe auf dem Weg zum Menschen mit betrach-

tet werden. Grundsätzlich erlaubt die Methodik auch die Untersuchung der stofflichen Hochwasserrisiken für die anderen oben genannten Rezeptoren, wobei bei der Umsetzung dann spezifische rezeptorbezogene Verfahren zur Anwendung gelangen. Ansätze zur Expositionsabschätzung für Weidevieh bzw. grasende Tiere finden sich etwa in den Arbeiten von Thornton & Abrahams (1983), Beresford & Howard (1991), Abrahams & Thornton (1994), Thornton (2002) sowie Gummow et al. (2006). Für Bodenlebewesen und andere Organismen existiert eine Vielzahl an Methoden, die u. a. bei Schüürmann & Markert (1998), Tarradellas et al. (1996) oder Walker et al. (1996) vorgestellt werden und dem Bereich der Environmental Risk Assessment (ERA) zugeordnet werden können.

Bei der Betrachtung des Rezeptors Mensch ist davon auszugehen, dass es nicht *den Menschen* gibt, sondern unterschiedliche Individuen, die durch Alter, Geschlecht, Physiognomie und Physiologie sowie ihr Verhalten differenziert werden. Auf Basis dieser Kenngrößen lassen sich typische Rezeptoren im Sinne von Stellvertretern bilden, etwa die erwachsene berufstätige Person, das im häuslichen Garten spielende Kind oder der erwachsene Nutzer einer Kleingartenparzelle. All diese Rezeptoren können quantitativ durch die Zuweisung von entsprechenden Werteausprägungen für die oben genannten Größen beschrieben werden, wobei sowohl die Möglichkeit besteht, typische Ausprägungen im Sinne von häufigsten bzw. mittleren Werten zu verwenden, als auch extreme Werte zu berücksichtigen. Werden im letzteren Fall die Exposition maximierende Annahmen getroffen, etwa geringes Körpergewicht, hohe Aufnahmeraten, häufiger und langer Kontakt mit dem Expositionsmedium, so spricht man auch von konservativen bzw. Worst-case-Annahmen.

Um zu einer räumlich differenzierten Darstellung der Exposition für die verschiedenen Rezeptoren zu gelangen, muss deren Vorkommen in der Fläche ermittelt werden. Dies erfolgt im Rahmen der Rezeptoranalyse. Sie basiert auf der Annahme, dass charakteristischen Expositionssituationen bestimmte Typen von Flächennutzungen zugeordnet werden können. Je nach Nutzungstyp kommt den einzelnen Rezeptoren und den auf sie einwirkenden Expositionspfaden eine unterschiedliche Relevanz zu (vgl. Prüß 1994: 45; Bachmann et al. 1997: 14; Mathews et al. 1998: 161). Für die differenzierte Betrachtung der jeweiligen Expositionssituationen müssen sowohl die einzelnen Rezeptoren mit ihren relevanten Eigenschaften als auch die betrachteten Expositionspfade quantitativ beschrieben werden. Hierdurch kann dann die Verbindung von Schadstoffquellen zu Rezeptoren über Expositionspfade erfolgen, was die Grundlage für die eigentliche quantitative Bestimmung der Exposition bildet.

Durch die flächenbasierte Kopplung der Expositionsanalyse mit der Rezeptoranalyse kann die Frage beantwortet werden, welche Rezeptoren wo und in welchem Maße exponiert ist. Um die Beziehungen zwischen Flächennutzungen und Rezeptoren abzubilden, bietet sich die Erstellung GIS-basierter Algorithmen an, mit deren Hilfe eine automatisierte Ableitung der Pfad-Rezeptor-Beziehungen aus entsprechenden Flächennutzungsdaten erfolgen kann.

3.4 Risikocharakterisierung

Im nächsten Abschnitt wird eine kurze Übersicht von Möglichkeiten zur Charakterisierung von Schadstoffkonzentrationen in Umweltmedien wie Böden und Pflanzen gegeben. Die stofflich orientierte Charakterisierung von Umweltkontaminanten erfolgt üblicherweise

durch toxikologisch begründete Stoffkennziffern, welche die Toxizität bzw. Kanzerogenität einer Substanz beschreiben. Sie sind rezeptor- und pfadbezogen und werden wissenschaftlich abgeleitet.

Kern der Risikocharakterisierung ist die Klärung der Frage, welche Effekte – der *Consequence* des SPRC-Konzepts entsprechend – die Schadstoffexposition auf den Rezeptor R_2 hat und wie diese Auswirkungen quantifiziert werden können. Grundlage einer solchen Risikobeschreibung ist eine quantitative oder qualitative Analyse der adversen Effekte, die der entsprechende Stoff beim Rezeptor hervorruft. Eine Quantifizierung kann durch Dosis-Wirkungsbeziehungen erfolgen, die ein toxikologisch fundiertes Maß für das Auftreten von negativen Auswirkungen darstellen. Zentrale Kenngrößen sind dabei Toxizitätsindizes, die in der Regel als „tolerable“ Dosen angegeben werden. Bezogen auf den Rezeptor Mensch sind tolerable Dosen lebenslang zugeführte Stoffmengen, bei denen keine Beeinträchtigungen der Gesundheit zu erwarten sind. Diese substanzspezifischen Dosis-Wirkungsbeziehungen können über toxikologische Studien ermittelt oder Datenbanken bzw. Veröffentlichungen der entsprechenden nationalen und internationalen Fachgremien entnommen werden. Hierzu stehen u. a. Stoffdatenbanken mit Toxizitätsindizes wie z. B. Tolerable resorbierte Dosisrate (TRD), Acceptable Daily Intake (ADI), Tolerable Daily Intake (TDI), Provisional Tolerable Weekly Intake (PTWI), Unit Risk (UR), Sicherheitsfaktor (SF) bzw. Potency Factor (PF) und weiteren Stoffeigenschaften für eine vergleichende Auswertung zur Verfügung. Für die Rezeptoren Tier und Pflanze liegen solche Informationen in der Regel als Effektkonzentrationen wie EC_{10} und EC_{50} aus ökotoxikologischen Untersuchungen an ausgewählten Arten in unterschiedlicher Breite und Tiefe vor.

Die Charakterisierung der ermittelten Exposition ist somit durch den Vergleich mit toxikologisch begründeten Referenzdosen möglich, bei deren Überschreiten das Entstehen adverser Gesundheitseffekte wahrscheinlich ist. Hierbei muss allerdings grundsätzlich in Stoffe mit Wirkschwelle und solche ohne Wirkschwelle unterschieden werden. Bei ersteren ist nur bei Überschreiten des Schwellenwertes mit Auswirkungen zu rechnen, bei letzteren führt jegliche Aufnahme zu einer Erhöhung des Risikos, so etwa bei Karzinogenen.

Die quantitative Risikocharakterisierung erfolgt mittels eines Vergleiches der modellierten täglichen Aufnahmeraten bzw. einer Kontaktmedienkonzentration aus Expositionsanalysen mit humantoxikologisch bzw. ökotoxikologisch fundierten Vergleichsgrößen. Das Ergebnis ist ein Risikoindex, der bei Werten größer 1 auf ein Risiko für den entsprechenden Rezeptor hindeutet.

Solche toxikologischen Vergleichswerte von Stoffen sind das Ergebnis von Dosis-Wirkungsanalysen und bilden die Kennziffern der entsprechenden Dosis-Wirkungsbeziehungen bezogen auf den Rezeptor Mensch. Bezüglich der Auswirkungen der Schadstoffaufnahme kann grundsätzlich zwischen der zeitlichen Dimension der Effekte (akut, subakut, subchronisch, chronisch) und den entsprechenden Wirkendpunkten (Toxizität, Kanzerogenität, Reproduktions- und Entwicklungstoxizität) unterschieden werden. Als Anhaltspunkt für die Dauer der vorgenannten Expositionszeiträume mit den entsprechenden Effekten gibt ATSDR (2002: 34) für akute Effekte bzw. Expositionen weniger als 14 Tage, für intermediäre 15 bis 364 Tage und für chronische mehr als 365 Tage an.

Die Ermittlung von toxikologischen Kennziffern erfolgt entweder durch epidemiologische Studien oder im Rahmen von Tierversuchen und der anschließenden Extrapolation der

Ergebnisse auf den Menschen (Kroes 1995). Im Zuge dieser Extrapolationen gelangen Sicherheitsfaktoren zur Anwendung, die beispielsweise die zwischenartigen Unterschiede berücksichtigen sollen.

Grundsätzlich kann unterschieden werden zwischen Stoffen, bei denen eine Wirkungsschwelle beobachtet wird (chronische/akute Toxizität), und solchen, bei denen dies nicht der Fall ist. Letztere sind in der Regel Kanzerogene, bei denen jegliche Aufnahme zu einer stetigen Erhöhung des Krebsrisikos führt. Eine Übersicht an verbreiteten toxikologischen Kenngrößen zeigt die Tabelle 3.1 (S. 61). Eine ausführliche Darstellung zu toxikologischen Vergleichswerten mit umfassender Berücksichtigung der Literatur bzw. Grundlagenstudien zu zahlreichen Schadstoffen geben Baars et al. (2001). Die dort genannten Werte bilden die Grundlage für alle weiteren abgeleiteten medienbezogenen Grenzwerte in den Niederlanden. Da die niederländische Umwelt- und Gesundheitsbehörde Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM) bei neuen Erkenntnissen Re-Evaluierungen durchführt, kann bis zu deren Erscheinen – für einige Stoffe beispielsweise Tiesjema & Baars (2009) – von einer unveränderten Aktualität der Vergleichswerte ausgegangen werden.

Tabelle 3.1: Toxikologische Kennziffern (Hassauer et al. 1993; Mekel et al. 2004b).

Kürzel	Bezeichnung	Einheit	Hrsg.
Nicht-kanzerogene Stoffe			
ADI	Acceptable Daily Intake	mg kg ⁻¹ d ⁻¹	WHO
TDI	Tolerable Daily Intake	mg kg ⁻¹ d ⁻¹	WHO
PTWI	Provisional Tolerable Weekly Intake	mg kg ⁻¹ week ⁻¹	WHO
DTA	Duldbare Tägliche Aufnahme	mg kg ⁻¹ d ⁻¹	UBA
RfD	Reference Dose	mg kg ⁻¹ d ⁻¹	US-EPA
Kanzerogene Stoffe			
unit risk	Zusätzliches Krebsrisiko (Inhalation)	¹ mg m ⁻³ d ⁻¹	US-EPA
potency factor	Zusätzliches Krebsrisiko (Ingestion)	¹ mg kg ⁻¹ d ⁻¹	US-EPA

¹tägliche körperrgewichtsnormierte Dosis bei einem als tolerabel festgelegten Krebsrisiko von 10⁻⁵

Ein Beispiel für einen von der amerikanischen Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) herausgegebenen Vergleichswert ist das Minimal Risk Level (MRL). ATSDR (2002: 35) definiert das MRL als

„[...] an estimate of daily human exposure to a substance that is likely to be without an appreciable risk of adverse effects (noncarcinogenic) over a specified duration of exposure.“

[eine Abschätzung der täglichen Exposition des Menschen gegenüber einem Stoff, die über einen bestimmten Expositionszeitraum voraussichtlich zu keinen nennenswerten Risiken nicht-kanzerogen adverser Effekte führt.]

Eine kurze Einführung in das Konzept des MRL gibt ATSDR (2002: A-1). Beteiligt am Prozess zur Ableitung der MRLs ist u. a. die US-EPA sowie die Öffentlichkeit im Rahmen von Review-Verfahren.

MRLs beziehen sich ausschließlich auf nicht-kanzerogene Effekte und sollen im Sinne von Screening-Werten relevante Kontaminanten und Gesundheitsfolgen auf Standorten mit stofflichen Belastungen aufzeigen. Nach ATSDR (2002: A-1) sind sie weder dafür gedacht, Sanierungszielwerte zu definieren, noch dazu da, Handlungsschwellen festzulegen. Bei ihrer Unterschreitung kann mit großer Sicherheit davon ausgegangen werden, dass keine Gesundheitsrisiken auf bestimmten Standorten oder Bereichen vorliegen und somit kein weiterer Untersuchungsbedarf besteht (ATSDR 2002: A-2).

Die Ableitungsgrundlage der MRLs bilden NOAELs in Kombination mit Uncertainty Factors (UFs) für akute, intermediäre und chronische Expositionszeiträume sowohl für den oralen als auch den inhalativen Aufnahmeweg, so dass sich für eine Substanz bis zu sechs MRLs ergeben. Die Berechnung eines MRL ist allerdings erst bei ausreichender und entsprechend belastbarer Datengrundlage möglich. Die Auswahl des jeweiligen NOAELs orientiert sich am sensitivsten Endpunkt, d. h. dem ersten Effekt, welcher am untersten Ende des Dosis-Wirkungsbereiches beobachtet werden kann, und setzt damit nicht erst bei – wie auch immer definierten – schwerwiegenden Effekten ein. MRLs sind also sehr konservativ bzw. mit einem großen „Sicherheitspuffer“ versehen und dienen in erster Linie als „Frühwarnsignale“. Damit folgen sie klar dem Vorsorgeprinzip. Überschreitungen stellen daher nicht zwangsläufig ein Risiko dar: *„Exposure to a level above the MRL does not mean that adverse health effects will occur.“* [Eine das MRL überschreitende Exposition bedeutet nicht, dass adverse Gesundheitseffekte auftreten werden.] ATSDR (2002: A-1).

Trotz dieses konservativen Ansatzes enthalten MRLs nennenswerte Unsicherheiten, u. a. bei der Ableitung von MRLs für Zeiträume unter Lebenszeit, bei denen Effekte mit Verzögerung/Latenzen oder akkumulatorische bzw. summative Effekte nur unzureichend berücksichtigt werden können (ATSDR 2002: 35).

Kanzerogene Effekte werden von der ATSDR mittels des Cancer Effect Level (CEL) quantifiziert. Das CEL ist definiert als

„The lowest dose of chemical in a study, or group of studies, that produces significant increases in the incidence of cancer (or tumors) between the exposed population and its appropriate control.“

[Die niedrigste Dosis einer Chemikalie in einer Studie oder einer Gruppe von Studien, die zu einer signifikanten Zunahme der Inzidenz von Krebs (oder Tumoren) in der exponierten Population im Vergleich zur Kontrollgruppe führt.] ATSDR (2002: 397)

Es entspricht damit prinzipiell einem LOAEL, allerdings eben nicht für adverse, sondern für kanzerogene Effekte.

Die oben beschriebene Charakterisierung von Stoffen mittels toxikologisch begründeter Vergleichswerte wird in der Regel durch nationale und internationale Fachgremien vorgenommen und ist über Veröffentlichungen und Datenbanken zugänglich, so z. B. die Publikationen von Hassauer et al. (1993), Eikmann et al. (2007) und die Environmental Health Criteria (EHC) der WHO sowie die Datenbank ECOTOX der US-EPA und die Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe (STARS) des Umweltbundesamtes (UBA). Diese Daten bilden die Grundlage für die Charakterisierung der Ergebnisse der Expositionsanalyse anhand von Risikoindizes, wie sie durch den Quotienten aus täglich

resorbierter Dosisrate und einer der oben genannten Referenzdosisraten dargestellt werden. Unter Berücksichtigung der Unsicherheiten, die aus der Ableitung des Referenzwertes resultieren (z. B. Übertragung aus Tierversuchen), lassen sich diese (Un-)Sicherheitsfaktoren zu einem Gefahrenfaktor verrechnen. Dieser lässt sich dann mit dem Risikoindex zu einem Gefahrenwert integrieren (Mathews et al. 1998).

Basis für Risikocharakterisierungen sind (1.) die mittels eines Expositionsmodelles errechneten stoff- und expositionspfadspezifischen resorbierten Dosisraten $D_{\text{Expositionspfad}}$ angegeben als Stoffmasse pro kg Körpergewicht und Tag sowie (2.) toxikologisch begründete Referenzwerte. Die auf resorbierten Aufnahmearten basierende Berechnung der inneren Exposition hat nach Hassauer et al. (1993: 23) folgende Vorteile:

- Berücksichtigung der Resorptionsunterschiede zwischen verschiedenen Untersuchungsgruppen, z. B. erhöhte Bleiaufnahme bei Kindern und Jugendlichen.
- Möglichkeit von Pfad-zu-Pfad-Vergleichen, die nur über die zugeführten Dosen allein nicht möglich wären. Cadmium hat beispielsweise bei oraler Aufnahme eine 5%ige Verfügbarkeit, inhalativ aufgenommen beträgt sie dagegen 100 %.
- Berechnung der Gesamtkörperdosis aus einzelnen Aufnahmepfaden nur unter Berücksichtigung der pfadspezifischen Resorptionsrate möglich.

Die gesamte Exposition über einen der Aufnahmepfade oral, inhalativ bzw. dermal $E_{\text{Aufnahmepfad}}$ lässt sich durch Addition der resorbierten Dosen der einzelnen Expositionspfade ermitteln (siehe Gleichung 3.1, S. 63).

$$E_{\text{oral}} = E_{\text{oral,Boden}} + E_{\text{oral,Hausstaub}} + E_{\text{oral,Pflanze}} \quad (3.1)$$

Bei systemisch wirkenden Substanzen ohne lokale Wirkendpunkte bzw. mit gleichen Wirkendpunkten kann durch Summation der Expositionen der Aufnahmepfade die Gesamtexposition E_{gesamt} nach Gleichung 3.2 (S. 63) ermittelt werden.

$$E_{\text{gesamt}} = E_{\text{oral}} + E_{\text{inhalativ}} + E_{\text{dermal}} \quad (3.2)$$

Als toxikologische Vergleichswerte können u. a. die vom Umweltbundesamt herausgegebenen tolerierbaren resorbierten Dosen (TRD) nach Hassauer et al. (1993) bzw. deren Fortschreibung in Eikmann et al. (2007) zur Anwendung gelangen. Die TRD-Werte bilden sowohl die Grundlage zur Ableitung der Prüf- und Maßnahmenwerte der BBodSchV (BMU 1999; Bachmann et al. 1997) als auch die Basis für Gefährdungsabschätzungen im Rahmen der so genannten Detailuntersuchung (LfUG 2003: 74 ff.; LfUG 2005: 43 ff.).

Das Konzept toxikologisch tolerierbarer Dosen lehnt sich an das ADI-Konzept der WHO bzw. das Reference Dose (RfD)-Verfahren der US-EPA an und ist international anerkannt. Unter dem ADI-Wert versteht man die Menge eines Stoffes, welche ein Verbraucher ohne erkennbares Risiko auch bei lebenslanger Belastung täglich zu sich nehmen kann (Mekel et al. 2004b: 11), ähnlich die Definition des RfD-Wertes als:

„an estimate (with uncertainty spanning perhaps an order of magnitude) of a daily oral exposure to the human population (including sensitive subgroups) that

*is likely to be without appreciable risk of deleterious effects during a lifetime.“
[eine Abschätzung (mit einer Unsicherheit, die möglicherweise bis zu einer Größenordnung beträgt) der täglichen oralen Exposition der Bevölkerung (inklusive sensitiver Untergruppen), die bei Lebenszeitbetrachtung voraussichtlich ohne nennenswerte Risiken von schädlichen Effekten ist.] (US-EPA 2002b: 4/4)*

Grundlage zur Ableitung der TRD-Werte sind (1.) toxikologische Untersuchungen an Menschen (epidemiologische Studien), die beruflich oder aufgrund von Umweltbedingungen bzw. Lebensgewohnheiten dem entsprechenden Stoff gegenüber exponiert wurden, sowie (2.) tierexperimentelle Studien, in denen eine kontrollierte Exposition erfolgt. Gerade für Schwermetalle besteht eine breite epidemiologische Datenbasis. Üblicherweise werden als gesuchte Werte die Dosen ermittelt, bei denen keine adversen Effekte mehr bzw. erste adverse Effekte beobachtbar sind. Als adverse Effekte gelten nach Hassauer et al. (1993: 17):

- histopathologisch bzw. klinisch erfassbare Veränderungen
- Körpergewichtsreduktionen (>10 %)
- enzymatische Veränderungen als Indikatoren für pathologische Prozesse
- Verhaltensveränderungen und neurophysiologisch erfassbare Abweichungen

Nach WHO (1994) sind adverse Effekte

„change in morphology, physiology, growth, development or life span of an organism which results in impairment of functional capacity or impairment of capacity to compensate for additional stress or increase in susceptibility to the harmful effects of other environmental influences.“

[Veränderungen von Morphologie, Physiologie, Wachstum, Entwicklung oder Lebensdauer eines Organismus, welche in einer Beeinträchtigung der funktionalen Kapazität oder der Kapazität zusätzlichen Stress zu kompensieren oder einer Zunahme der Anfälligkeit gegenüber schädlichen Effekten anderer Umwelteinflüsse resultieren.]

Eine Klassifizierung der Effekte kann nach Zielorganen und -systemen sowie Wirkmechanismen erfolgen. Die ATSDR unterscheidet in ihren toxikologischen Stoffprofilen als gesundheitliche Auswirkungen: tödlich, systemisch, immunologisch, neurologisch, reproduktiv, entwicklungsbezogen, genotoxisch und karzinogen (z. B. ATSDR 2002: 34). Innerhalb dieser Kategorien wird eine Einstufung in *ernsthafte Effekte* und *weniger ernsthafte Effekte* vorgenommen. Ernsthafte Effekte werden definiert als das Versagen eines biologischen Systems mit Krankheit/Morbidität und Tod/Letalität als Folgen. Bei den so genannten weniger ernsthafte Effekten sind hingegen keine signifikanten Fehlfunktionen zu erwarten. Problematisch erscheint hier die jeweilige Festlegung und Unterscheidung der einzelnen Effekte und ihres Schweregrades.

Als untere Wirkschwelle kann das NOAEL gesehen werden, welches von GAO (2001: 226) wie folgt beschrieben wird:

„The highest dose at which there is no statistically or biologically significant increase in the frequency of an adverse effect when compared with a control

group.“

[Die höchste Dosis bei der es zu keiner statistisch oder biologisch signifikanten Zunahme der Häufigkeit eines adversen Effektes im Vergleich zu einer Kontrollgruppe kommt.]

Hieraus wird deutlich, dass keinerlei Aussagen zur Schwere der Effekte getroffen werden, sondern nur die Häufigkeit des Auftretens solcher Effekte relevant ist.

Die Schwelle mit ersten beobachtbaren Wirkungen, welche üblicherweise in toxikologischen Studien ermittelt wird, ist das LOAEL, das GAO (2001: 225) definiert als:

„The lowest exposure at which there is a statistically or biologically significant increase in the frequency of an adverse effect when compared with a control group.“

[Die niedrigste Exposition bei der es zu einer statistisch oder biologisch signifikanten Zunahme der Häufigkeit eines adversen Effektes im Vergleich zu einer Kontrollgruppe kommt.]

Die TRD-Werte werden als Orientierungswerte bezeichnet und sind einem NOAEL für empfindliche Personengruppen (NOAEL_e) gleichzusetzen (vgl. Mathews et al. 1998: 192). Hassauer et al. (1993: 2) geben folgende Definition der Orientierungswerte:

„Orientierungswerte sind Gesamtkörperdosen eines Gefahrstoffes, bei denen mit hinreichender Wahrscheinlichkeit bei Einzelstoffbetrachtung nach dem gegenwärtigen Stand der Kenntnis keine nachteiligen Effekte auf die Gesundheit erwartet werden bzw. bei denen nur ein geringes Risiko für Erkrankungen angenommen wird. Kombinationswirkungen wurden dabei nicht berücksichtigt.“

Um die Unsicherheiten bei der Ableitung der TRD-Werte aus der toxikologischen Datenbasis zu berücksichtigen, werden die in Tabelle 3.2 (S. 67) dargestellten Sicherheitsfaktoren SF_{a-d} angewendet. Eine ausführliche Darstellung des theoretischen Hintergrundes der Bewertung von Stoffen mittels Sicherheitsfaktoren findet sich bei Hassauer et al. (1993: 35–57).

Für die quantitative Charakterisierung der aufgenommenen Dosis kann ein Quotient aus der Schadstoffaufnahme und der ausgewählten toxikologisch tolerierbaren Vergleichsdosisrate (TRD) gebildet werden (siehe Gleichung 3.3, S. 65).

$$RI = \frac{E}{VD} \quad (3.3)$$

Die Größe wird als Risikoindex (RI) bezeichnet. Bei einem $RI \leq 1$ wird davon ausgegangen, dass kein Gesundheitsrisiko vorliegt, bei einem $RI \geq 1$ ist solch ein Risiko nicht mehr auszuschließen.

3.5 Risikobewertung

Die an die Risikocharakterisierung anschließende Risikobewertung markiert den Übergangspunkt zum Risikohandeln. Sie vergleicht und priorisiert Risiken hinsichtlich ihres Gewichtes

bzw. ihrer Bedeutung und führt schlussendlich zur Identifikation von Handlungsnotwendigkeit im Sinne von Risikominimierung. Die Risikokommission (2003: 26) formuliert hierzu treffend: „*Die Risikobewertung 'übersetzt' damit das naturwissenschaftlich bestimmte und bewertete Risiko in gesellschaftliche Wertkategorien [...]*“.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit erfolgt dies für den Rezeptor Mensch durch die Anwendung des Bewertungsverfahrens nach Konietzka & Dieter (1998), das eine an praxisrelevanten juristischen Maßstäben orientierte Bewertung bzw. Einschätzung der Risikohöhe ermöglicht. Das Verfahren liefert eine als „Gefahrenwert“ bezeichnete Bewertungsgröße, die zwischen Werten von 1 bis 10 den Risikobereich und ab einem Wert von größer 10 den Gefahrenbereich markiert. Risiko- und Gefahrenbegriff sind hier im juristischen Sinne zu verstehen, da die Ableitung der TRD-Werte und die Ermittlung der Gefahrenwerte für die regulatorische Festsetzung von medienbezogenen Prüf- und Maßnahmenwerten erfolgen (vgl. Bachmann et al. 1997; BMU 1999). Als Risiko wird die bloße Möglichkeit einer Schädigung angesehen. Risiken sind somit allgegenwärtig und nur vage fassbar. Um eine juristisch belastbare Handlungsanweisung abzuleiten, z. B. Gefahrenabwehr auf Basis des allgemeinen Ordnungsrechtes, ist eine Konkretisierung des Risikos im Sinne einer Gefahr nötig. Gefahr meint hierbei die „*hinreichende Wahrscheinlichkeit eines Schadeneintrittes*“ (Oerder et al. 1999: 31) gegenüber der reinen Möglichkeit einer Schädigung (siehe hierzu auch die Diskussion von verschiedenen Risikobegriffen in Abschnitt 2.2, S. 13). Der Bereich zwischen Risikoschwelle und Gefahrenschwelle ist vergleichbar mit dem Prüfwertniveau der BBodSchV, dessen Ableitung u. a. auf dem Verfahren von Konietzka & Dieter (1998) basiert.

Im Rahmen des Ansatzes von Konietzka & Dieter (1998) werden aus den (Un-)Sicherheitsfaktoren zur Ableitung der TRD-Werte sogenannte Gefahrenfaktoren ermittelt, welche die entsprechenden Unsicherheiten widerspiegeln und als Steigung der Bewertungsfunktion den Risiko- bzw. Gefahrenwert bestimmen (siehe Tabelle 3.2, S. 67). Die Ermittlung des Gefahrenwertes nach Konietzka & Dieter (1998) für nicht kanzerogene Stoffe erfolgt bei einem Risikoindex $RI > 1$ mit Gleichung 3.4 (S. 66). Ist der $RI \leq 1$, dann kommt Gleichung 3.5 (S. 66) zur Anwendung.

$$GW = \frac{9 \cdot (RI - 1)}{GF - 1} + 1 \quad (3.4)$$

$$GW = RI \quad (3.5)$$

Für krebserzeugende Stoffe werden andere Funktionen genutzt. Als krebserzeugende Stoffe gelten die als bekannte Kanzerogene bzw. als solche anzusehend eingestuft. Dies sind beispielsweise Stoffe der Kanzerogenitätskategorien 1 und 2 des Anhanges 1 der GefStoffV, entsprechend RL (EWG) 67/548, Anhang I „Liste der gefährlichen Stoffe“ und Anhang IV, welcher die Einstufungskriterien enthält. Ergänzend finden sich in den Technischen Regeln für Gefahrstoffe (TRGS) 905 (2005) zusätzliche Stoffe, die in Anhang I RL (EWG) 67/548 nicht aufgeführt sind oder vom Ausschuss für Gefahrstoffe (AGS) abweichend eingestuft wurden. Weitere Einstufungen finden sich in den MAK-Werten der DFG-Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe (Greim 1998; DFG 2006). Zu den Kanzerogenitätskategorien und den Einstufungskriterien anderer

Tabelle 3.2: Sicherheitsfaktoren (SF) zur Ableitung der TRD-Werte (Konietzka & Dieter 1998: 14).

SF	Wert	Zweck	Art der Unsicherheit
SF _a	10	Zur Abschätzung eines chronischen NOAEL durch Hochrechnung von subchronischer auf chronische Expositionsdauer (entfällt bei Vorliegen bewertbarer chronischer experimenteller oder epidemiologischer Untersuchungen)	Unterschied zwischen Lang- und Kurzzeitbelastung bei Mensch oder Versuchstier
SF _b	2–10	Zur Abschätzung eines NOAEL _{TV} aus einem experimentellen LOAEL _{TV} (entfällt bei Vorliegen bewertbarer [sub]chronischer epidemiologischer Daten) mit Hilfe der Konvention $\text{NOAEL}_{\text{TV}} = \text{LOAEL}_{\text{TV}} : \text{SF}_b$ oder: zur Abschätzung eines NOAEL _E aus einem epidemiologisch ermittelten LOAEL _E mit Hilfe der Konvention $\text{NOAEL}_E = \text{LOAEL}_E : \text{SF}_b$ (entfällt bei bekanntem NOAEL _E oder LOAEL _e oder NOAEL _e) oder: zur Abschätzung eines NOAEL _e aus einem LOAEL _e mit Hilfe der Konvention $\text{NOAEL}_e = \text{LOAEL}_e : \text{SF}_b$ (entfällt bei bekanntem NOAEL _e)	Steilheit der Dosis-Wirkungskurve bei Mensch und/oder Versuchstier
SF _c	10	zur Überbrückung der zwischenartlichen Varianz zwischen Mensch und Versuchstier mit Hilfe der Konvention $\text{LOAEL}_E = \text{LOAEL}_{\text{TV}} : \text{SF}_c$ bzw. $\text{NOAEL}_E = \text{NOAEL}_{\text{TV}} : \text{SF}_c$ (entfällt bei Vorliegen bewertbarer [sub]chronischer epidemiologischer Daten)	Zwischenartliche Varianz zwischen Mensch und Versuchstier
SF _d	10	zur Überbrückung der innerartlichen Varianz beim Menschen, falls der NOAEL _E ersatzweise aus einem Tierversuch abgeleitet wurde mit Hilfe der Konvention $\text{NOAEL}_e = \text{NOAEL}_E : \text{SF}_d$ oder: 1–10 zur Abdeckung der innerartlichen Varianz beim Menschen, falls der NOAEL _E epidemiologisch ermittelt wurde mit Hilfe der Konvention $\text{NOAEL}_e = \text{NOAEL}_E : \text{SF}_d$ (entfällt bei bekanntem LOAEL _e oder NOAEL _e)	Innerartliche Varianzen beim Menschen

Gremien gibt die Tabelle 3.4 (S. 69) eine Übersicht. Die Berechnung des Gefahrenwertes erfolgt auch bei Kanzerogenen getrennt für Risikoindizes $RI > 1$ und Risikoindizes $RI \leq 1$. Für den ersten Fall gilt Gleichung 3.6 (S. 68), für den letzten erfolgt die Bestimmung des Gefahrenwertes nach Gleichung 3.7 (S. 68).

$$GW = \frac{9 \cdot (RI - 1)}{4} + 1 \quad (3.6)$$

$$GW = RI \quad (3.7)$$

Tabelle 3.3: Berechnung des Gefahrenfaktors (Konietzka & Dieter 1998: 19 f.).

Datengrundlage für TRD-Ableitung	Berechnung GF
LOAEL _E	$GF = \sqrt{SF_b \cdot SF_d}$
NOAEL _E	$GF = \sqrt{SF_d}$
LOAEL _e	$GF = SF_b$
NOAEL _{TV} oder LOAEL _{TV} , keine Kenntnisse über Steilheit der Dosis-Wirkungskurve Tier-Mensch	$GF = \sqrt{SF_c \cdot SF_d}$
LOAEL _{TV} , gleiche Steilheit der Dosis-Wirkungskurve Tier-Mensch	$GF = \sqrt{SF_b \cdot SF_c \cdot SF_d}$
Kanzerogene Stoffe	5

Bei der Beurteilung von Risiken bzw. Gefahren durch Mehrstoffbelastungen ist zur Ermittlung eines Gesamtrisikos eine Addition der Gefahrenwerte bei gleichen Wirkungspunkten der Stoffe (siehe Tabelle 3.5, S. 69) möglich (Stubenrauch et al. 1997: 387). Bei unterschiedlichen toxikologischen Endpunkten muss jeweils ein separater Gefahrenwert sowohl pro Stoff als auch pro Aufnahmepfad angegeben werden, falls sich bei Letzterem die Endpunkte ebenfalls unterscheiden. Abweichend hiervon haben z. B. Hough et al. (2004: 218 f.) bereits bei der Integration der Risikoindizes unterschiedlicher Stoffe diese zu einem als Hazard Index (HI) bezeichneten Gesamtrisikoindex aufaddiert.

3.6 Unsicherheitsanalyse

Bei der Analyse und Bewertung von Risiken sind Unsicherheiten unterschiedlicher Art häufig präsent. Anfängen von Probenahmestrategien über die Probengewinnung bis hin zur Analyse von Stoffen in Umweltmedien begleiten Unsicherheiten in Form von räumlichen und zeitlichen Variabilitäten als auch Messungenauigkeiten den Prozess der Gefahrenanalyse. Im Rahmen der Expositionsanalyse sowie Risikocharakterisierung und -bewertung bestehen ebenfalls zahlreiche Unsicherheiten, insbesondere hinsichtlich der stoff- und personenbezogenen Expositionsfaktoren, der Expositionsprozesse sowie der toxikologischen Referenzwerte.

Die folgenden Absätze geben eine Übersicht zu Quellen von Unsicherheit und deren Typisierung. Anschließend werden Methoden zum Umgang mit Unsicherheiten bei der Analyse-

Tabelle 3.4: Einstufungskriterien für Kanzerogene (Greim 1998: 109).

DFG-MAK	GefStoffV/EU	IARC	ACGIH-TLV
A1: Krebserzeugend beim Menschen	1: Krebserzeugend beim Menschen	1: Carcinogenic to humans	A1: Confirmed human carcinogen
A2: Krebserzeugend im Tierversuch	2: Begründete Annahme für krebserzeugende Wirkung beim Menschen	2A: Probably carcinogenic to humans	A2: Suspected human carcinogen
B: Verdacht auf krebserzeugende Wirkung	3: Unzureichende Anhaltspunkte für krebserregende Wirkung beim Menschen	2B: Possibly carcinogenic to humans	A3: Animal carcinogen
	3a: gut untersuchte Stoffe	3: Not classifiable as to its carcinogenicity to humans	A4: Not classifiable as human carcinogen
	3b: unzureichend untersuchte Stoffe	4: Probably not carcinogenic to humans	A5: Not suspected as a human carcinogen

Tabelle 3.5: Toxikologische Endpunkte ausgewählter Stoffe (zusammengestellt aus Hassauer et al. 1993, Eikmann et al. 2007 und STARS).

Stoff	Toxikologische Endpunkte		Kanzerogenität GefStoffV/EU	
	oral	inhalativ	oral	inhalativ
As	Demale Effekte	Neurotoxizität	1	1
Cd	Nephrotoxizität	Nephrotoxizität		2
Hg	Immunotoxizität	Neurotoxizität		
Pb	Neurotoxizität	Neurotoxizität		
Zn	Hämatotoxizität	Respirationstoxizität		
DDT	Reproduktions-, Hepatotoxizität		3	3
β-HCH	Hepato-, Hämato-, Nephrotoxizität	Hepatotoxizität	3	3

und Bewertung von Risiken vorgestellt. Ziel ist es aufzuzeigen, welche Möglichkeiten es zur Berücksichtigung von Unsicherheiten bei der Risikoanalyse gibt.

Aspekte von Unsicherheit Grundsätzlich lassen sich aleatorische (systemimmanente, inhärente, zufällige) und epistemische (wissensmäßige, erkenntnismäßige) Unsicherheit (=„Nichtwissen“) unterscheiden, wobei Schumann (2011b: 4) in einem hydrologisch orientierten Kontext noch den Bereich der überraschenden bzw. unerwarteten Unsicherheit ergänzt. Ragas et al. (1999) verwenden hierzu die Begriffe der operationalen Unsicherheit, welche quantifizierbar bzw. bestimmbar sei, und die fundamentale Unsicherheit, die durch Annahmen und Strukturen verursacht werde.

Als Grundlage für den Umgang mit Unsicherheiten und die Wahl geeigneter Methoden zu ihrer Charakterisierung oder Reduzierung erscheint eine klare Gliederung der Typen und Quellen von Unsicherheiten sinnvoll. Basierend auf Morgan & Henrion (1990: 56–67) können die folgenden Typen von Unsicherheiten empirischer Größen unterschieden werden:

- Zufallsfehler und statistische Variation
- Systematische Fehler und subjektive Einschätzungen
- Mangelnde sprachliche Präzision
- Variabilität
- Zufälligkeit und Unvorhersagbarkeit
- Uneinigkeit
- Annäherungen

Unter Zufallsfehler und statistische Variation fallen die typischen Messfehler bzw. Messunsicherheiten, wie sie durch zufällige Schwankungen der Messbedingungen und die verwendeten Messmethoden verursacht werden. Weite Verbreitung und einen hohen Standardisierungsgrad hat die Betrachtung dieses Unsicherheitstyps in den Natur- und Ingenieurwissenschaften, in denen etwa der ISO/IEC Guide 98-3/2008 „*Uncertainty of measurement – Part 3: Guide to the expression of uncertainty in measurement*“ (GUM) breite Anwendung findet. Es handelt sich bei diesen Unsicherheiten um Zufallsprozesse, die mit dem Instrumentarium der Häufigkeitsstatistik beschrieben werden können. Eine Verringerung des Zufallsfehlers bei der Messung selbst kann nach dem wahrscheinlichkeitstheoretischen Gesetz der großen Zahlen durch Wiederholungen der Messungen erreicht werden. Limitierend dabei sind die Kosten für Wiederholungen, die Gewährleistung der Konstanz der Messbedingungen und die ausreichende Verfügbarkeit des Untersuchungsgegenstandes für die Messungen.

Nach Berding et al. (2000: 18) lässt sich die Gesamtunsicherheit im Kontext von Stofffreisetzung, -ausbreitung und -verhalten in der Umwelt untergliedern in Parametervariabilität bzw. Parameterunsicherheit, Szenariounsicherheit sowie Modellunsicherheit. Zur Parameterunsicherheit tragen u. a. die folgenden Komponenten bei: die räumliche, zeitliche sowie inter- bzw. intraindividuelle Variabilität von Größen, zufällige oder systematische Messfehler, Probennahmefehler sowie Fehler durch die Verwendung von Surrogatdaten in Form von Stellvertretern oder Repräsentanten sowie Analogien. Die Szenariounsicherheit

bezieht sich auf die Annahmensets zur Verwendung und Freisetzung von Stoffen sowie zur Exposition gegenüber diesen Stoffen. Sie wird bedingt durch fehlerhafte oder unzureichende Informationen zu den Szenarien, der Verwendung von räumlichen und/oder zeitlichen Annäherungen bzw. Abschätzungen, Beurteilungs- bzw. Einschätzungsfehlern bei der Annahmenauswahl sowie Fehlern durch Auslassung bzw. Vernachlässigung bestimmter Faktoren/Größen innerhalb der Annahmensets für ein Szenario. Quellen für die Modellunsicherheit sind Fehler durch falsche oder nur schwach ausgeprägte Zusammenhänge, Fehler in der theoretischen Prozessbeschreibung durch mangelhaftes Wissen, Fehler bei der Programmierung/Implementierung, Fehler durch numerische Lösungsverfahren sowie Fehler durch Rundungen bzw. ungenaue/unpassende Variablentypen.

Speziell im Bereich der Bestimmung von Stoffkonzentrationen in Umweltmedien trägt die Probenahmestrategie entscheidend zur Unsicherheit des Messwertes bei. Nach Durner (2008) ist eine Probenahmestrategie bezogen auf Bodenproben definiert als *„die Zeit, die Methodik und die Technik der Probenentnahme, die Festlegung von Ort und Tiefen, den Probentransport, die Probenlagerung und die Probenaufbereitung.“*

Weitere Aspekte von Bodenprobenahmen sind etwa bei tiefendifferenzierten Beprobungen von Bodenprofilen die Frage, ob streng nach Tiefenstufen beprobt wird oder gegliedert nach genetischen Bodenhorizonten oder Substratschichten. Bei schicht- oder horizontrepräsentativer Beprobung ist die Zahl und räumliche Anordnung der Einstiche von Bedeutung und die nachfolgende Probenerzeugung, etwa durch Vermischung des Materials aus verschiedenen Einstichen bzw. durch schlitzzartiges abgraben oder aber die Einzelanalyse und nachträgliche rechnerische Aggregierung (was mit deutlich höherem Aufwand und Analysekosten verbunden ist).

Wird eine Repräsentativität für Flächen in der Landschaft angestrebt, so erfolgt die Festlegung der Probenahmepunkte entweder (1.) anhand eines regelmäßigen Gitters- bzw. Rasters, (2.) nach Zufallsprinzip, etwa basierend auf einem Zufallszahlengenerator für die Koordinaten oder (3.) an bestimmten Gradienten orientiert, beispielsweise Entfernung zu Fließgewässern, Abfolge von Höhenstufen oder Entfernung zu bestimmten Emittenten. Bei der flächenrepräsentativen und tiefendifferenzierten Beprobung von Böden spielt auch die Art des Probenahmeverfahrens eine wichtige Rolle. Unterschieden werden kann hier in Bohrverfahren bzw. -werkzeuge wie den Pürckhauer-Bohrstock, Rammkern- bzw. Ramm-schlitzsonden oder dem Schlangenbohrer sowie direkten Bodenaufschlüssen in Form von Profilgruben oder Schlitzen bzw. Schürfen.

Die zu messenden Größen wie Stoffkonzentrationen und das Stoffverhalten steuernde Bodenparameter sind oftmals sowohl zeitlich als auch räumlich – beim Boden lateral als auch vertikal – variabel. Entsprechend schwierig ist die Definition von „repräsentativen“ Daten. Angestrebt werden in diesem Zusammenhang Repräsentativität der erhobenen Daten beispielsweise hinsichtlich eines untersuchten Punktes, einer Fläche oder auch nur eines einzelnen Bodenhorizontes. Gleiches gilt für die Bestimmung von Stofffrachten in der Hochwasserwelle, die ebenfalls mit einer hohen zeitliche Dynamik – allerdings auf einer anderen Skala – verbunden ist (z. B. LAWA 2003).

Speziell bei der Beprobung von Böden auf Schadstoffe mit entsprechenden rechtlichen Konsequenzen bei der Überschreitung von gesetzlich festgelegten Werteschwellen fehlten

in der Vergangenheit detaillierte und verbindliche Vorgaben für Probenahmestrategien. Hierzu äußern sich etwa Burghardt et al. (1998: 96) wie folgt:

„Dieser Zustand eröffnet auch die Möglichkeit der Manipulation der festgestellten Gehalte durch die Probenahme. Das Beispiel der beiden vorgestellten Profile zeigt außerdem, daß im Gesamtablauf der Schadstoffuntersuchung von der Beprobung bis zur Analyse eine unsachgemäße Probenahme zur weitaus größten Fehlerquelle werden kann.“

In jüngster Zeit lässt sich eine verstärkte Auseinandersetzung mit Unsicherheiten im Kontext Boden feststellen, so etwa zur Probenahmeunsicherheit Spirgath (2006), zur Messunsicherheit FBU (2008) und Nestler (2008) sowie zu Messmethoden Meiler et al. (2003) und Uhlig (2008).

Bei der Expositionsanalyse spielen vor allem die Variation physiologischer Parameter des Rezeptors Mensch, wie z. B. Körpergewicht, aber auch Unterschiede im Verhalten wie Zeit-Aktivitätsbudgets oder Verzehrgeohnheiten, eine herausragende Rolle. Zusätzliche Unsicherheit entsteht durch Wissenslücken im Bereich der Expositions-, Transfer- und Wirkungsprozesse.

Zur Parametrisierung von Expositionsmodellen können sowohl repräsentative Einzelwerte wie Parameter der zentralen Lage (engl. Central Tendency Estimate (CTE)) und konservative Schätzwerte für den so genannten Reasonable Most Exposed (RME) als auch Verteilungsfunktionen der entsprechenden Parameter herangezogen werden, wie sie etwa von Schümann et al. (2007) für Deutschland erarbeitet wurden. Der Ausschuss für Umwelthygiene (AUH) der Arbeitsgemeinschaft leitender Medizinalbeamtinnen und -beamter (AGLMB) empfiehlt verteilungsbasierte Verfahren unter anderem, um die Variabilität der Expositionsbedingungen zu berücksichtigen und damit realistischere Aussagen zu den Individualexpositionen in einem Kollektiv zu treffen (AGLMB 1995). Gegenwärtig bestehen laut Öberg & Bergbäck (2005) noch Defizite bei der Anwendung probabilistischer Verfahren in Europa, vor allem im Vergleich mit der Vorreiterrolle der USA (US-EPA 1997b,c).

Durch den Einsatz solcher probabilistischer Verfahren bei der Expositionsmodellierung (z. B. Monte-Carlo-Analysen) ergibt sich eine Möglichkeit, die in den Eingangsparametern enthaltenen Unsicherheiten bzw. Variabilitäten zu berücksichtigen. Die ermittelten Stoffaufnahmeraten liegen dann nicht als diskrete Punktschätzungen, sondern als quasi-kontinuierliche Werteverteilungen vor. Hierauf basierend sind dann Aussagen zu Über- und Unterschreitungswahrscheinlichkeiten möglich, ferner können Sensitivitätsanalysen der Modellparameter durchgeführt werden und damit die Parameter mit dem größten Einfluss auf das Berechnungsergebnis identifiziert werden.

Nach Lindtner (2006) haben probabilistische Expositionsanalysen folgende Vorteile: Erstens erlauben sie differenzierte Aussagen in Form von Wahrscheinlichkeiten bzw. Anteilen der Exposition, z. B. prozentuale Über- oder Unterschreitungswahrscheinlichkeiten des Risikoindex, zweitens ermöglichen sie eine regionale bzw. altersspezifische Differenzierung, drittens liefern sie durch das Ergebnis in Form einer Verteilung mehr Information als ein singulärer Wert, wie er als Resultat von Punktschätzungen steht, und viertens zeige diese Methoden eine größere Transparenz, da komplette Werteverteilungen betrachtet werden

und keine auf eher subjektiver Expertenmeinung basierende Festlegung von Einzelwerten erfolgt.

Beispiel probabilistische Expositionsanalyse Das folgende Beispiel einer probabilistischen Expositionsanalyse mit Risikocharakterisierung soll kurz die wichtigsten Aspekte dieser Methode aufzeigen. Es basiert auf einer Arbeit von Hammonds et al. (1994), die in vielen Studien probabilistische Methoden der Expositionsanalyse angewendet und weiterentwickelt haben. Das vorliegende Beispiel beschäftigt sich mit der Analyse der Cadmium-Exposition durch Fischverzehr und kann als generelles Beispiel dienen für die Untersuchung der Exposition gegenüber einem Stoff durch die Nahrungsaufnahme. Zielgröße ist hier ein als *Gefahrenquotient* HQ bezeichneter Risikoindex, der sich aus dem Vergleich der Stoffaufnahme mit dem toxikologischen Unbedenklichkeitsschwellenwert RfD ergibt. Grundlage der Berechnung ist Gleichung 3.8 (S. 73).

$$HQ = C \cdot I \cdot BM^{-1} \cdot RfD^{-1} \quad (3.8)$$

bzw. log-transformiert zur direkten Verwendung der logarithmischen Verteilungsfunktionen:

$$\ln(HQ) = \ln(C) + \ln(I) - \ln(BM) - \ln(RfD) \quad (3.9)$$

HQ	=	Gefahrenquotient (hazard quotient)
C	=	Medienkonzentration (concentration) [mg kg ⁻¹]
I	=	Aufnahmerate (intake rate) [kg d ⁻¹]
BM	=	Körpergewicht (body mass) [kg]
RfD	=	Referenzdosis (reference dose) [mg kg ⁻¹ d ⁻¹]

Wie oben bereits erläutert, werden nun keine Einzelwerte für die Parameter der Gleichung eingesetzt, sondern Verteilungsannahmen in Form von bestimmten kontinuierlichen Verteilungsfunktionen zugrunde gelegt. Hierbei sind sowohl die Art der Verteilungsfunktion – also Normalverteilung, t-Verteilung, etc. – als auch die die Verteilung beschreibenden Formparameter zu bestimmen. Die Wahl einer geeigneten Verteilung basiert in der Regel auf Expertenwissen und stellt selbst wiederum eine Quelle von Unsicherheit dar. Die Verteilungsparameter für das Beispiel zeigt Tabelle 3.6 (S. 73).

Tabelle 3.6: Verteilungsparameter der Cadmium-Exposition durch Fischverzehr (Hammonds et al. 1994: 13).

Parameter	Einheit	Verteilung	Minimum	Maximum	Mittelwert	Stdabw.
Cd-Konzentration im Fisch	mg kg ⁻¹	Log-Normal			0,071	0,034 3
Verzehrsmenge	kg d ⁻¹	Log-Gleich	0,02	0,13	0,065	
Körpergewicht	kg	Log-Dreieck	45	120	70	
Referenzdosis (RfD)	mg kg ⁻¹ d ⁻¹	Log-Dreieck	0,000 15	0,003	0,000 3	

Auf Basis der Expositionsgleichung in Verbindung mit den Verteilungsfunktionen der Parameter kann nun die gesamte Bandbreite der möglichen Exposition ermittelt werden. Hierzu werden durch einen computergestützten Zufallszahlengenerator Werte auf Grundlage

der Verteilungen gezogen, in die Gleichung eingesetzt und das Ergebnis berechnet. Dieser Vorgang erfolgt – je nach Untersuchung – einige hunderte bis tausende Mal und liefert damit eine Art Stichprobe, die nun wiederum statistisch analysiert werden kann, etwa hinsichtlich Bandbreiten, zentraler Tendenz sowie Über- und Unterschreitungswahrscheinlichkeiten oder auch Korrelationen der Modellparameter.

Letzteres dient u. a. der Bestimmung der Sensitivität von Modelleingangsgrößen, d. h. deren relativer Bedeutung für das Modellergebnis im Sinne eines großen bzw. kleinen Einflusses. Hohe Korrelationsmaße zeigen Parameter an, die einen starken Einfluss auf das Ergebnis ausüben. Diesen Größen sollte bei der Bestimmung ihrer Werteausprägungen besondere Aufmerksamkeit gewidmet werden.

Eine Maß zur Bestimmung solcher Korrelationen im Rahmen von Monte-Carlo-Simulationen ist der Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman (Schwartz 2000: 20; Sachs & Hedderich 2006: 88). Beispiele für Studien, die den Spearman-Rangkorrelationskoeffizienten einsetzen, sind etwa Schümann (2000: 177), der die Arsenaufnahme durch belastetes Bodenmaterial untersucht, Xue et al. (2006) mit einer Abschätzung der Arsenexposition durch Holzschutzmittel in Spielgeräten, Chiang et al. (2009), die die BaP-Exposition in taiwanesischen Tempeln simulieren oder Glen et al. (2010: 109), die die technischen Spezifikationen des aktuellsten Expositionsmodells der US-EPA beschreiben.

3.7 Gesamtablauf der Methodik

An dieser Stelle soll als Überleitung zu den nachfolgenden, die konkrete Umsetzung beschreibenden Abschnitten, noch einmal zusammenfassend der Gesamtablauf der vorgestellten Risikoanalyse- und Bewertungsmethodik für stoffliche Hochwasserrisiken dargestellt werden. Die Abbildung 3.2 (S. 76) zeigt die einzelnen Schritte mit deren zentralen Kenngrößen und in der Abbildung zusammenfassend als „Randbedingungen“ bezeichneten Eingangsgrößen. In der folgenden Darstellung werden die zur Umsetzung notwendigen Methoden und Modelle kurz erläutert.

In der auf die Hydraulik bezogenen Gefahrenanalyse wird mit hydrodynamischen Modellen der Wellenablauf eines Hochwassers mit raumkonkreten Angaben zum zeitlichen Verlauf von Wasserständen und Fließgeschwindigkeiten an den Rechenknoten ermittelt. Antrieb des Modells sind Hydrographen beobachteter oder synthetischer Abflussereignisse. Als flächenhafte Eingangsdaten werden ein Digitales Höhenmodell (DHM) sowie in der Regel aus der Landnutzung bzw. Oberflächenbedeckung abgeleitete Rauheiten benötigt.

An die simulierte Abflussdynamik werden im Zuge der mit der Sediment- und Stoffdynamik befassten Gefahrenanalyse Modelle zum Sedimenttransport bzw. zur Sedimentdeposition sowie zum Stofftransport und -verhalten gekoppelt. Notwendige Eingangsdaten sind Sedimentgehalte sowie Konzentrationsverläufe partikulär gebundener und gelöster Stoffe in der Hochwasserwelle sowie flächenhafte Daten zu erodierbaren Böden/Sedimenten und den in diesen vorhandenen Stoffkonzentrationen.

Die als Ergebnis dieses Schrittes flächendifferenziert vorliegenden Informationen zur Sedimentdeposition und den darin enthaltenen Stoffkonzentrationen bilden eine der Haupteingangsgrößen für die Expositionsanalyse. In der Abbildung nicht dargestellt ist die in diesem

Zusammenhang stattfindende Rezeptoranalyse, die die räumlichen Informationen für die Expositionsanalyse liefert. Im Rahmen der Expositionsanalyse wird die tägliche Stoffaufnahme aus Kontaktmedienaufnahme und Kontaktmedienkonzentrationen bestimmt. Im Zuge dessen wird auch der Transfer aus der primären Schadstoffquelle Sediment in weitere Medien ermittelt.

Die so ermittelten Stoffaufnahme werden in der Risikocharakterisierung mit einem toxikologisch abgeleiteten Referenzwert – hier der tolerablen resorbierten Dosis – verglichen und daraus ein Risikoindex berechnet.

Im Schritt Risikobewertung wird der Risikoindex mittels einer Bewertungsfunktion in juristisch bzw. praxisbezogen interpretierbare Gefahrenwerte übersetzt.

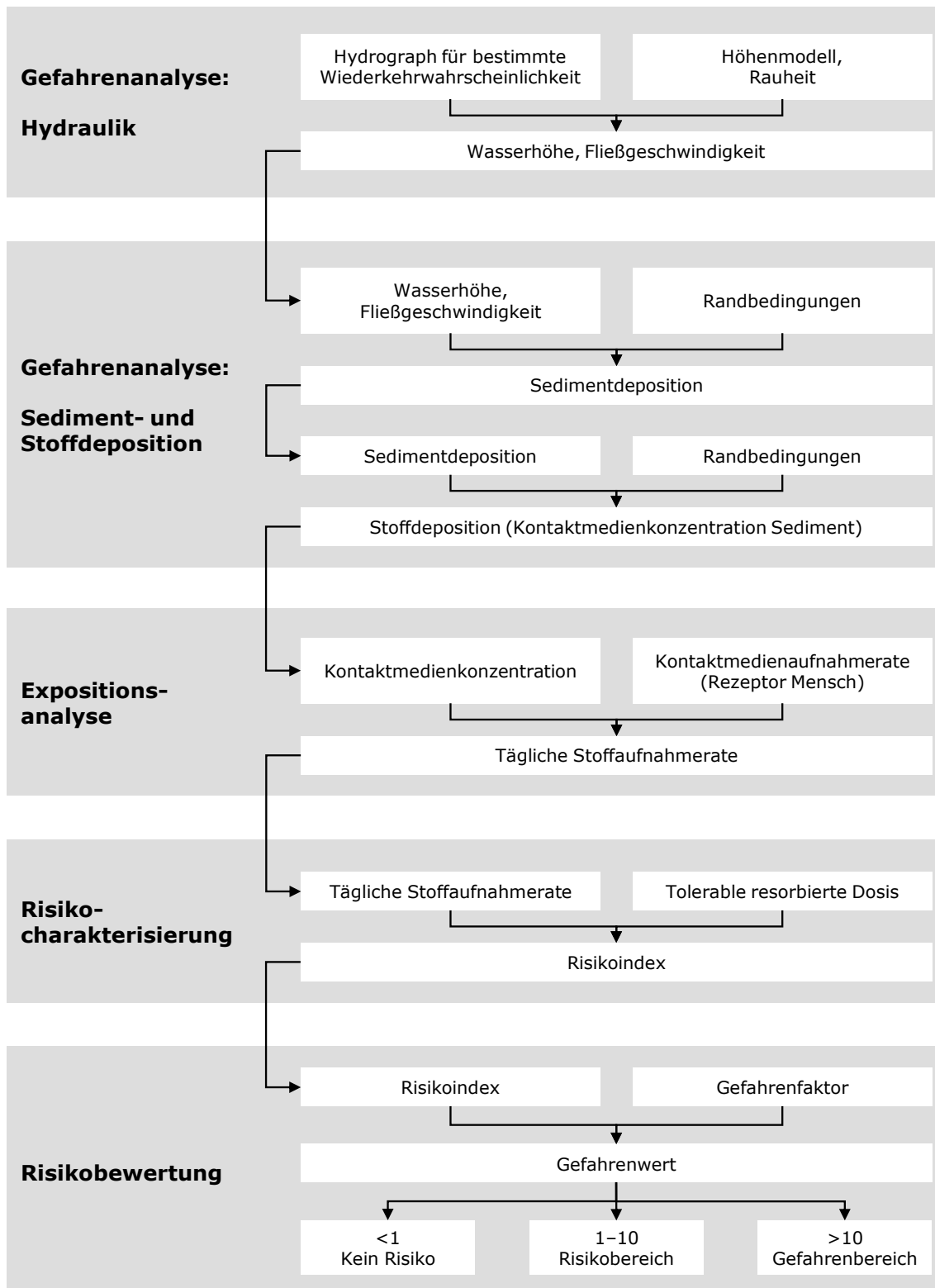


Abbildung 3.2: Gesamtablauf der Risikoanalyse und -bewertungsmethodik.

4 Erprobung und Implementierung der Methodik

4.1 Fallstudie Vereinigte Mulde bei Bitterfeld

Die Erprobung der Methodik erfolgt mittels einer Fallstudie. In den folgenden Abschnitten wird die konkrete Fallstudie mit den Eigenschaften des Fallstudiengebietes, den betrachteten Stoffen und deren Eigenschaften sowie verwendeten Szenarien vorgestellt. Den Gesamttablauf für die Umsetzung der Analyse- und Bewertungsmethodik zeigt die Abbildung 3.2 (S. 76).

Teile der Fallstudie basieren auf Ergebnissen des Verbundprojektes SARISK (von Tümping et al. 2006, 2007), das vom BMBF im Rahmen des Forschungsprogrammes RIMAX gefördert wurde. Innerhalb des Projektes wurde von der Martin-Luther-Universität Halle die Landnutzung kartiert, vom Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ) Schadstofftransport und -deposition während Hochwasserereignissen erfasst sowie die Hydraulik und der Sedimenttransport und die Sedimentdeposition modelliert sowie vom Institut für Umweltsystemforschung (USF) der Universität Osnabrück die Schadstofftransport- und Schadstoffdepositionsmodellierung durchgeführt. Das Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung (IÖR) entwickelte eine integrierte Risikoanalyse und -bewertungsmethodik sowie ein Entscheidungshilfesystem. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird auf den im Projekt erstellten Landnutzungsdatensatz sowie die Ergebnisse der Sedimenttransport- und Sedimentdepositionsmodellierung sowie der Schadstofftransport- und Schadstoffdepositionsmodellierung zurückgegriffen. Auf die Details der Verwendung der Daten wird in den entsprechenden Abschnitten eingegangen.

4.1.1 Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Das Fallstudiengebiet, das die gesamte Kette von den primären Schadstoffquellen bis zu den sekundären Rezeptoren abdeckt, entspricht dem hydrologischen Einzugsgebiet der Vereinigten Mulde. Die Prozesse der Schadstofffreisetzung und des Schadstofftransportes werden für dieses Gebiet nicht räumlich aufgelöst, sondern über das gesamte Einzugsgebiet integriert betrachtet. Untersuchungsgebiet im engeren Sinne ist ein im Bereich von Bitterfeld gelegener Abschnitt der Mulde, den Abbildung 4.1 (S. 79) zeigt. Das Untersuchungsgebiet ist in das Fallstudiengebiet eingebettet und mit diesem über Wasser- und Stoffflüsse gekoppelt.

4.1.1.1 Topographische Lage und Verwaltungsgliederung

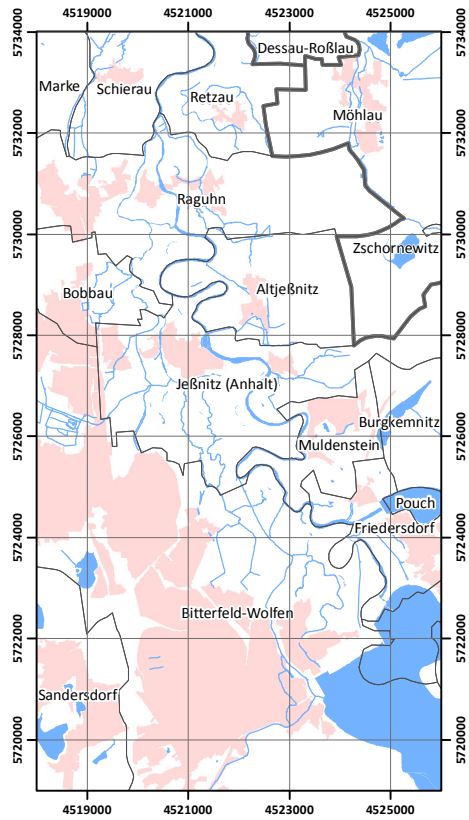
Das Fallstudiengebiet umfasst nahezu den gesamten Westteil des Freistaates Sachsen sowie südöstliche Teile des Landes Sachsen-Anhalt. Das Untersuchungsgebiet liegt im Landkreis Anhalt-Bitterfeld in Sachsen-Anhalt und hat Anteile an den Gemeinden Bitterfeld-Wolfen, Friedersdorf, Muldenstein, Jeßnitz, Altjeßnitz, Bobbau, Raguhn sowie Schierau und Retzau (siehe Abbildung 4.1, S. 79). Es erstreckt sich entlang der Mulde vom Auslauf des Muldestausees bei Friedersdorf im Süden bis nach Priorau im Norden. Als Aue wird hier der Überflutungsbereich eines HQ₅₀₀-Szenarios verstanden, wie er mit Hilfe eines hydraulischen Modells durch Büttner et al. (2009: 61 ff.) bestimmt wurde. Die westliche Grenze des Untersuchungsgebietes bildet nördlich von Bitterfeld die Bahnlinie Bitterfeld-Greppin-Wolfen-Raguhn, die östliche Grenze wird durch die Ortschaften Muldenstein, Altjeßnitz und Kleckewitz umrissen.

Das enger eingegrenzte Untersuchungsgebiet liegt zwischen dem Leipziger Land im Osten und der Düben-Dahlener Heide im Westen innerhalb des Muldetals. Bezogen auf Naturregionen umfasst das Fallstudiengebiet das Sächsisches Bergland und Mittelgebirge, das Sächsische Lössgefülle sowie das Sächsisch Niederlausitzer Heideland, wobei sich das Untersuchungsgebiet in der Untereinheit Bitterfelder Bergbaurevier befindet.

4.1.1.2 Landnutzung und Landbedeckung

Für das Untersuchungsgebiet stehen verschiedene Datenquellen zur flächenhaften Charakterisierung von Landnutzung und Landbedeckung zur Verfügung, welche sich sowohl hinsichtlich ihrer räumlichen als auch ihrer inhaltlichen Auflösung unterscheiden. Zusätzliche Unterschiede bestehen auch im Hinblick auf die Aktualität bzw. den Aufnahmezeitpunkt der Daten. Verfügbare Datensätze entstammen dem ATKIS (AdV 2003), der Color-Infrarot Biotop- und Nutzungstypenkartierung (CIR-BNT) (Peterson & Langner 1992) sowie einer Luftbildauswertung, die im Rahmen des Projektes SARISK von Gläßer & Sonnabend (2009: 22–25) durchgeführt wurde. Die Verteilung ausgewählter Nutzungs- und Bedeckungstypen der Luftbildauswertung zeigt Abbildung 4.1 (S. 79).

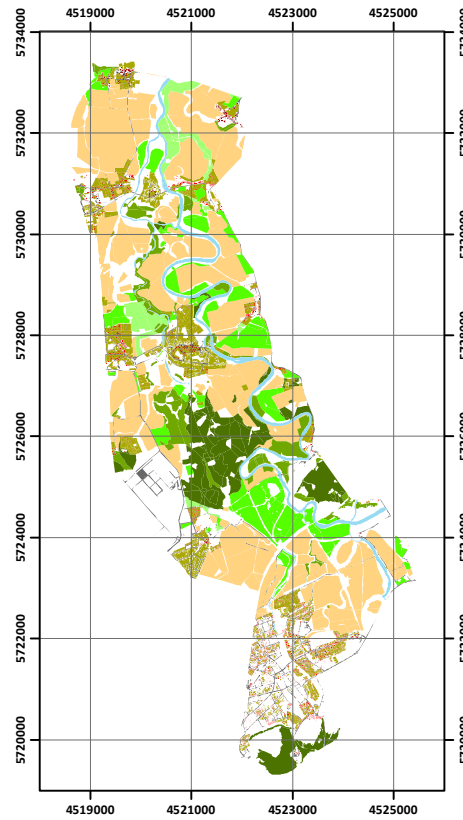
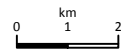
Auf Basis der Luftbildauswertung und bezogen auf die bei einem HQ₂₀₀-Szenario betroffene Fläche ergeben sich die folgenden Landnutzungs- bzw. Landbedeckungsanteile innerhalb des Überschwemmungsbereiches (siehe auch Abbildung 5.13, S. 148): Landwirtschaftliche Nutzflächen machen die Hälfte der Gesamtfläche aus, wobei 35 % auf Ackerland und 15 % auf als Wiesen und Weiden genutztes Grünland entfallen. Naturnahe Flächen in Form von Wäldern, Gehölzen und Wiesen machen rund 30 % des überfluteten Gebietes aus. 4 % der vom Wasser bedeckten Areale sind Hausgärten, und auf die sowohl innerhalb als auch außerhalb des Siedlungsbereiches gelegenen Kleingärten entfallen 3 %. Der verbleibende Anteil von etwa 14 % besteht aus unterschiedlichsten Nutzungs- und Bedeckungstypen wie Industrie- und Gewerbeflächen, bebauten Flächen sowie Verkehrsflächen. Innerhalb dieser Gruppe nehmen die auf Mittelwasser bezogenen Gewässerflächen etwa 5 % ein.



Verwaltungsgliederung

- Kreisgrenze
- Gemeindegrenze
- Siedlungen
- Gewässer, linienhaft
- Gewässer, flächenhaft

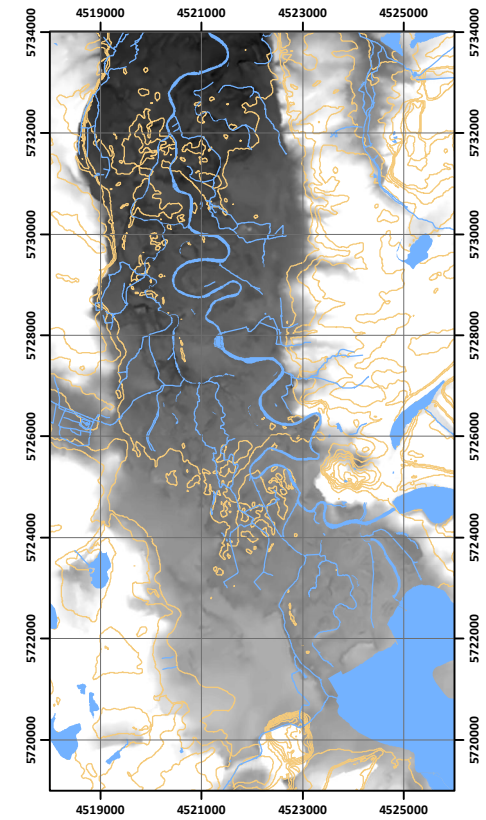
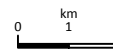
Bearbeitung/Kartographie: Axel Sauer 2012
 Datengrundlage: DLM25, VG250
 Bundesamt für Kartographie und Geodäsie



Landnutzung (Luftbildauswertung)

- Ackerland
- Wiese
- Weide
- Fließgewässer
- Laubwald
- Nadelwald
- Verkehrswege
- Ortskernbebauung
- Wohngebäude
- Sonstige Gebäude
- Hausgärten

Kartographie: Axel Sauer 2012
 Datengrundlage: SARISK 2009



Orohydrographische Übersicht

- Gewässer, linienhaft
- Gewässer, flächenhaft
- 5 m-Isohypse
- 85 m ü.NN
- 65 m ü.NN

Bearbeitung/Kartographie: Axel Sauer 2012
 Datengrundlage: DHM25, DLM25,
 Bundesamt für Kartographie und Geodäsie

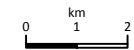


Abbildung 4.1: Verwaltungsgliederung, Landnutzung und Orohydrographie.

4.1.1.3 Klima

Das Klima im Fallstudiengebiet hat sowohl Einfluss auf die Hochwasserentstehung als auch auf das Schadstoffverhalten und die Exposition. Die Hochwasserentstehung im Untersuchungsgebiet wird primär durch die Niederschläge in Form von Regen und Schnee gesteuert. Modifizierend wirkt die Temperatur als Steuergröße beim Abschmelzen einer Schneedecke sowie als Triebkraft bei Evaporation und Transpiration. Das Schadstoffverhalten im Boden, speziell die vertikale Verlagerung bzw. Auswaschung, hängt entscheidend vom Bodenwasserhaushalt ab, welcher wiederum direkt an Klimaelemente wie Niederschlag, Temperatur und Luftfeuchte gekoppelt ist.

Auch der Bereich der Schadstoffe und ihres Umweltverhaltens sowie die Rezeptoren und deren Eigenschaften sind klimasensitiv. Für den Rezeptor Mensch ergibt sich u. a. eine direkte Abhängigkeit der Außenaufenthaltszeiten bzw. Außenspielzeiten zum Niederschlagsgeschehen. Beim Boden als sekundärer Schadstoffquelle gibt es einen klaren Zusammenhang hinsichtlich der Zugänglichkeit bzw. der Möglichkeit zur Aufnahme von Bodenmaterial und der Schneebedeckung sowie Frost. Schneebedeckung und Durchfeuchtung der obersten Bodenschicht durch Niederschläge beschränken die Aufwirbelung bzw. Staubeinstehung. Eine Verminderung des Zeitraumes innerhalb eines Jahres, an denen eine Bodenaufnahme beim Spielen möglich ist, erfolgt beispielsweise durch die Tage, an denen entweder eine geschlossene Schneedecke vorliegt oder Frost herrscht und die Bodenoberfläche gefroren ist. Im Folgenden werden Kenngrößen und deren Wertausprägungen für relevante Klimaelemente vorgestellt.

Niederschlagstage sind Tage mit Niederschlagshöhen ≥ 1 mm. Die mittlere Anzahl der Niederschlagstage mit Tagessummen ≥ 1 mm betrug an der Station Potsdam-Observatorium (1951–1980) 8 bis 10 Tage pro Monat mit einer Summe von 109 Tagen im Jahr (Hendl 1995: 52 f.). Schneedeckentage sind Tage mit einer Schneedecke zum morgendlichen Messtermin um 7 Uhr. Für die Station Berlin-Dahlem betrug in der Messperiode 1950–1970 die mittlere Zahl der Schneedeckentage 50,4, wobei im Januar rund 16, im Februar 15, im März 8, im November 2 und im Dezember 10 Tage zu verzeichnen waren (Hendl 1995: 66 f.). Für die Station Schkeuditz wurden 51,1 Schneedeckentage im Zeitraum 1947 bis 1976 gezählt, die monatliche Verteilung ist nahezu gleich zu Berlin-Dahlem (Hendl 1995: 85 f.). Im Messzeitraum 1951 bis 1980 wurden an der Station Schkeuditz eine mittlere jährliche Anzahl an Frosttagen von 87 ermittelt. Da die Messungen normiert in 2 m über Grund erfolgen, sind an der Bodenoberfläche Temperaturen deutlich unter dem Gefrierpunkt wahrscheinlich. Die Frosttage konzentrierten sich auf die Monate November bis März und lagen zwischen 9 und 21 Tagen pro Monat (Hendl 1995: 74 f.).

Die mittlere jährliche Niederschlagshöhe im Bereich des Erzgebirges betrug im Bezugszeitraum 1951 bis 1980 zwischen 900 und 1 100 mm, wovon in den Hochlagen innerhalb der Monate Dezember bis Februar etwa 90 % als Schnee und Schneeregen fielen. Eine das Niederschlagswasser speichernde Schneedecke bildete sich in den höchsten Lagen (1 200 m) an rund 190 Tagen des Jahres, in den mittleren Lagen (450–650 m) an 60 bis 100 Tagen (Hendl 1995: 84 f.). Im Bereich der Tieflandsbucht wurden deutlich geringere Niederschlagssummen erreicht. Für die Station Schkeuditz betrug der mittlere Jahresniederschlag im oben genannten Messzeitraum 529 mm. Deutliche Unterschiede zeigt auch die innerjährliche Verteilung der Niederschläge mit einer Dominanz der Sommer- zu den Winterniederschlä-

gen in der Tieflandsbucht (Station Schkeuditz) im Vergleich zu geringer ausgeprägten Jahresgängen im Erzgebirge (Stationen Annaberg-Buchholz und Fichtelberg). Die mittleren Monatstemperaturen und monatlichen Niederschlagssummen im Jahresverlauf für die Station Bitterfeld können der Abbildung 4.2 (S. 81) entnommen werden.

Eine Möglichkeit zur integrierten Charakterisierung des hygrischen Klimas ist die Berechnung der klimatischen Wasserbilanz als Differenz zwischen der potentiellen Verdunstung, ermittelt z. B. nach Haude, Thornwaite oder Penman, und der Niederschlagsmenge. Nach der Klassifikation in Hendl (1995: 118 f.) gehören die Bereiche des Erzgebirges und des Erzgebirgsvorlandes zum humiden bis perihumiden Klimabereich, die Regionen der Tieflandsbucht zum subhumiden Klimabereich. Dieser ist geprägt durch ein klimatisches Wasserdefizit in den Sommermonaten und teilweise auch davor bzw. danach.

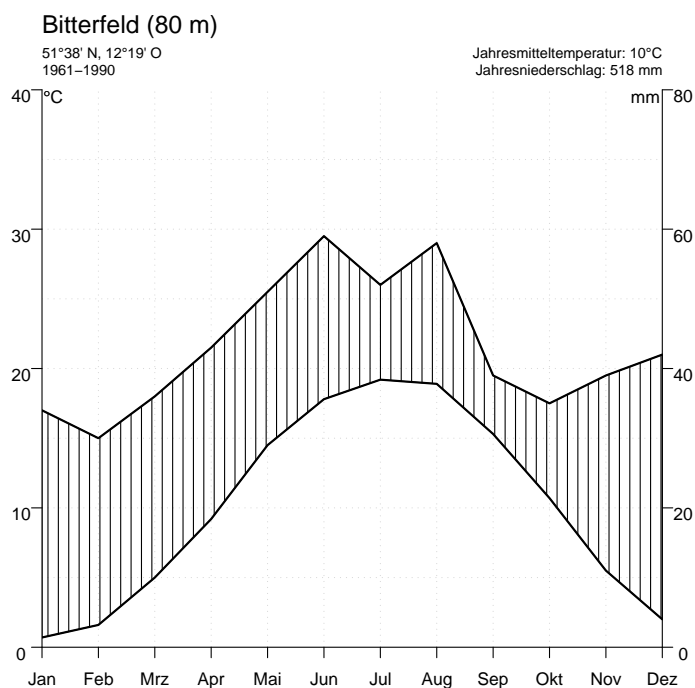


Abbildung 4.2: Klimadiagramm nach Walter & Lieth der Station Bitterfeld. Daten: DWD 2006/2007.

4.1.1.4 Hydrographie und Hydrologie

Das Fallstudiengebiet ist identisch dem hydrologischen Einzugsgebiet der Mulde, das Untersuchungsgebiet ist darin eingebettet. Das Einzugsbiet der Vereinigten Mulde lässt sich in die Teileinzugsgebiete der Zwickauer Mulde und der Freiburger Mulde untergliedern. Die Freiburger Mulde entspringt in den Kammlagen des Erzgebirges und fließt an der Stadt Freiberg vorbei durch das Freiburger Bergbaurevier. Bedeutender Nebenfluss ist die unterhalb von Döbeln einmündende Zschopau, an der die gleichnamige Stadt liegt. Die

Zwickauer Mulde hat ihr Quellgebiet ebenfalls in den Hochlagen des Erzgebirges. Größere Städte entlang ihres Laufes sind Aue, Zwickau und Glaucha. Als größter Nebenfluss mündet einige Kilometer vor Rochlitz die Chemnitz in die Zwickauer Mulde. Freiburger und Zwickauer Mulde fließen zwischen Colditz und Grimma zusammen und bilden die Vereinigte Mulde (im weiteren Text kurz *die Mulde*), die zwischen Dessau und Roßlau in die Elbe mündet. Am Pegel Golzern hat die Mulde eine Einzugsgebietsfläche von $5\,442\text{ km}^2$ mit einem mittleren Abfluss MQ von $62,5\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$, einem höchsten Hochwasserabfluss HHQ von $1\,740\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$ und einem niedrigsten Niedrigwasserabfluss NNQ von $1,4\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$ (Marcinek & Schmidt 1995: 142 f.). Die Abflussspende liegt mit $11,481\text{ s}^{-1}\text{ km}^{-2}$ in einem für Mittelgebirgsflüsse typischen Bereich.

Innerhalb des Untersuchungsgebietes durchfließt die Mulde den Mitte der 70er-Jahre infolge der Flutung des Tagebaues Muldenstein angelegten Muldestausee. Ihr ursprünglich westlich der Ortschaften Pouch, Mühlbeck und Friedersdorf verlaufendes Bett wurde künstlich an den nordöstlichen Rand des Tales verlegt, um eine weitere Ausdehnung des Tagebaues Goitzsche zu ermöglichen. Beim HW₂₀₀₂ kehrte die Mulde in ihr altes Bett zurück und flutete ungesteuert das Restloch des damals bereits stillgelegten Tagebaues. Vom Auslauf des Muldestausees als Obergrenze des Fallstudiengebietes mit dem Pegel Muldestausee UP (unterer Pegel) bis zum Pegel Priorau legt die Mulde eine Strecke von rund 20 km zurück mit einer Höhendifferenz von 9,1 m, ausgehend von den jeweiligen Pegelnullpunkten mit 63,7 m NN und 72,8 m NN als Maß für die Gewässersohle. Den genauen Verlauf der Mulde und weitere Gewässer innerhalb des Untersuchungsgebietes zeigt Abbildung 4.1 (S. 79). Der Pegel Priorau stellt die Untergrenze des Fallstudiengebietes bzw. den unteren Modellrand der hydraulischen Modellierung dar und liegt rund 24 km oberhalb der Mündung der Mulde mit einem Einzugsgebiet von $6\,990\text{ km}^2$ (LHW 2012).

Das Abflussregime der Mulde kann dem Kontinentaltyp des Mittelgebirgslandes nach Marcinek & Schmidt (1995: 151) zugeordnet werden. Stellvertretend kann dieser mit den langjährigen Abflussdaten (1933–1985) der Zwickauer Mulde am Pegel Kriebstein charakterisiert werden. Das Hauptmaximum der Wasserführung liegt im April und fällt mit dem Abtauen der Schneedecke in den Hochlagen des Erzgebirges zusammen (siehe auch Abschnitt 4.1.1.3, S. 80). Das sekundäre Maximum im Bereich Juli/August ist durch konvektive Sommerniederschläge bedingt. Durch Subtraktion der Verdunstung vom Niederschlag unter Berücksichtigung der Vorratsänderung lässt sich die Abflusshöhe ermitteln. Die Abflusshöhe ist also die für den oberirdischen Abfluss zur Verfügung stehende Wassermenge. Im Fallstudiengebiet liegt sie zwischen mehr als $600\text{ mm m}^{-2}\text{ a}^{-1}$ in den Kammlagen des Erzgebirges und weniger als $100\text{ mm m}^{-2}\text{ a}^{-1}$ im Bereich der Tieflandsbucht, die damit eines der abflussärmsten Gebiete Deutschlands ist (Marcinek & Schmidt 1995: 136–139).

Bei Schwarze (2007: 4) finden sich Angaben zu den 13 größten Hochwasserereignissen der vergangenen 50 Jahre an der Vereinigten Mulde bezogen auf den Pegel Bad Dübener See, deren Scheiteldurchfluss (QS) zwischen 636 und $1\,920\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$ lag. Von diesen Hochwassern traten drei über die Wintermonate verteilt auf, fünf im Frühjahr mit Schwerpunkt auf den Monaten April und Mai, vier im Sommer – davon drei im August – und eines im September. Die drei größten beobachteten Ereignisse sind das Hochwasser vom Juli 1954 mit einem QS von $1\,920\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$, das Hochwasser vom August 2002 mit $1\,760\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$ QS sowie das vom Dezember 1974 mit $1\,500\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$ QS.

4.1.1.5 Geologie

Hinsichtlich seiner geologischen Struktur kann das Fallstudiengebiet großräumig dem Saxothuringikum des variszischen Gebirges zugeordnet werden mit dem in der charakteristischen variszischen Streichrichtung von SW nach NO verlaufenden Erzgebirge als südlicher Grenze zum Moldanubikum (Walter 1995: 19). Das Erzgebirge besteht mehrheitlich aus stark verfalteten paläozoischen Sedimenten, die in unterschiedlichem Maße metamorph überprägt sind (Schiefer, Gneise und Anatexite) sowie eingeschalteten plutonischen und vulkanitischen Bildungen (Granite, Porphyre, Basalte) und zahlreichen Vererzungen (Walter 1995: 253–256).

Verbreitete Erzlagerstätten mit einem engen Elementspektrum sind Wolfram-Molybdän- und Zinn-Wolfram-Vererzungen, die an das Umfeld granitischer Intrusiva gekoppelt sind. Die polymetallischen Vererzungen sind überwiegend an durch tektonische Bruchdeformation entstandene Strukturen gebunden und finden sich in Form zahlreicher Gänge in den Bergbaurevieren von Freiberg, Marienberg, Annaberg, Johanngeorgenstadt und Schneeberg. Charakteristische Elemente in den Vererzungen sind Blei, Zink, Silber, Uran, Eisen, Mangan, Kobalt, Nickel sowie nachgeordnet auch Cadmium und Arsen (Henningsen & Katzung 1998: 33–35).

Das Untersuchungsgebiet um Bitterfeld gehört zum tertiären Senkungsgebiet der Leipziger Tieflandsbucht (Walter 1995: 100). Hier finden sich in geringer Tiefe Lockergesteine des Tertiärs wie Sande und Tone und die ehemals wirtschaftlich bedeutende Braunkohle. Die Braunkohlen des so genannten Bitterfelder Reviers oder Bitterfelder Lagerstättenbezirks sind obereozänen bis untermiozänen Alters, wobei die Flöze des unteren Miozäns die größten Mächtigkeiten erreichen, beispielsweise mit 10 bis 14 m das bergbaulich relevante Bitterfelder Flöz bzw. der Bitterfelder Flözkomplex (Henningsen & Katzung 1998: 171–178). Ein idealisiertes Schichtenprofil für den Bitterfelder Raum findet sich bei Burchardt & Strobel (1992: 115), die auch eine Darstellung der massiven anthropogenen Überformung im Zuge des Braunkohletagebaues geben, insbesondere unter Berücksichtigung der verschiedenen Umlagerungsformen und deren Eigenschaften.

Im Pleistozän erreichte der südliche Eisrand des nordischen Inlandeises während seiner maximalen Ausdehnung im Elster-Glazial das Erzgebirgsvorland, die Eisrandlage des saalezeitlichen Drenthe-Stadials blieb einige Zehner Kilometer weiter nördlich (Henningsen & Katzung 1998: 194). Während und nach den Vereisungen gelangten in der Tieflandsbucht flächenhaft glaziale, fluviglaziale und fluviale Sedimente wie Kiese und Sande zur Ablagerung, die zu einem großen Teil äolisch überprägt wurden und sich an der Oberfläche in Form von Lössen, Sandlössen sowie Flugsanddecken und -dünen finden. Die Mächtigkeiten der pleistozänen Schichten liegen im Mittel zwischen 15 und 20 m (Liedtke & Marcinek 1995: 321), in glazialen Rinnen wie der Burgkennitzer oder der Dübener Rinne können aber auch Mächtigkeiten von 50 bis 70 m erreicht werden.

In den periglazialen Regionen entwickelten sich in Hanglagen aus den anstehenden Gesteinen Solifluktionsschuttdecken, die in unterschiedlichem Maße eine äolische Lößbeimengung aufweisen. Von der Tieflandsbucht über das Vorland des Erzgebirges bis in dessen Höhenlagen wurde schluffiges, aus den glazialen Ablagerungen ausgeblasenes Feinmaterial großräumig in Form mehrerer Meter mächtiger Lössdecken abgelagert. Eine umfassende

Übersicht zur Lößgenese und -verbreitung in den genannten Regionen geben Haase et al. (1970).

In den Flusstälern finden sich oberflächennah Hochflut- und Auensedimente mit einem breiten Spektrum von Kiesen und Sanden über Lehme, Schluffe und Tone. Die holozänen Niederterrassenschotter im Tal der Mulde treten im Bereich von Bitterfeld in mittleren Mächtigkeiten von 8 m auf, können aber auch bis zu 12 m erreichen (Matthes et al. 1992: 94). Geologisch-morphologisch kann die Tieflandsbucht den quartären Altmoränengebieten und das Erzgebirge den paläozoischen Rumpfschollengebirgen zugeordnet werden (Liedtke 1995: 128 f.).

4.1.1.6 Böden

Die rezent an der Oberfläche zu findenden Böden haben sich aus den im vorhergehenden Abschnitt skizzierten oberflächennah vorkommenden Fest- und Lockergesteinen entwickelt und sind durch deren Eigenschaften geprägt. Die weitere Darstellung fokussiert auf das Untersuchungsgebiet, da hier Bodenverbreitung und -eigenschaften im Rahmen des Analyse- und Bewertungsverfahrens eine wichtige Rolle spielen.

Die Eigenschaften der Böden beeinflussen entscheidend das Verhalten der auf und in ihnen vorhandenen (Schad-)Stoffe. Schwermetalle in Böden sind überwiegend an die Feinfraktion des Bodens und die organische Substanz gebunden, beides also relevante Eigenschaften für die Verfügbarkeit und Mobilität dieser Stoffgruppe, welche zusätzlich durch das Bodenmilieu (pH) bestimmt wird (Blume et al. 2010: 463f). Bei den organischen Schadstoffen besteht eine enge Verbindung zur organischen Substanz des Bodens, an die solche Stoffe überwiegend sorbiert werden (Blume et al. 2010: 486). Für das Untersuchungsgebiet zeigt Abbildung 4.3 (S. 85) die Verteilung der Feinfraktion in Form der Ton- und Schluffgehalte des Oberbodens. Die räumliche Differenzierung des organischen Kohlenstoffgehaltes und des pH-Wertes im Oberboden stellt Abbildung 4.4 (S. 86) dar. Basis der Darstellung ist die vorläufige Bodenkarte 1 : 50 000 (VBK50). Das den Bodeneinheiten-Polygonen der VBK50 zugeordnete Attribut der Bodenform stellt die innerhalb der Kartiereinheit dominierende Hauptbodenform dar, Begleitbodenformen werden nicht berücksichtigt. Alle weiteren Attribute – z. B. organischer Kohlenstoffgehalt, Textur oder pH-Wert – beziehen sich auf diese Hauptbodenform und sind durch statistische Auswertungen von Bodenprofilaufnahmen und dazugehörigen Laboranalysen abgeleitet. Jeder Bodenform ist ein charakteristisches Leitprofil zugeordnet, das einen repräsentativen Profilaufbau beschreibt.

4.1.1.7 Schadstoffsituation: Schadstoffspektren und -quellen

Als relevante Stoffe für die Erprobung und Implementierung der Risikoanalyse und -bewertungsmethodik wurden für das Untersuchungsgebiet die Spurenelemente Arsen, Blei, Cadmium, Quecksilber und Zink sowie DDX und HCH ausgewählt. Zu deren Eigenschaften gibt Abschnitt A.1 (S. 227) eine ausführliche Übersicht. Für diese Stoffe liegen umfangreiche Daten der Bodenkonzentration für den Bereich der Mulde im Landkreis Bitterfeld vor. Die Relevanz dieser Stoffe ergibt sich aus den hohen zu erwartenden Frachten aus Bergbauablagerungen und gleichzeitig hohen geogenen Ausgangsgehalten im Oberlauf

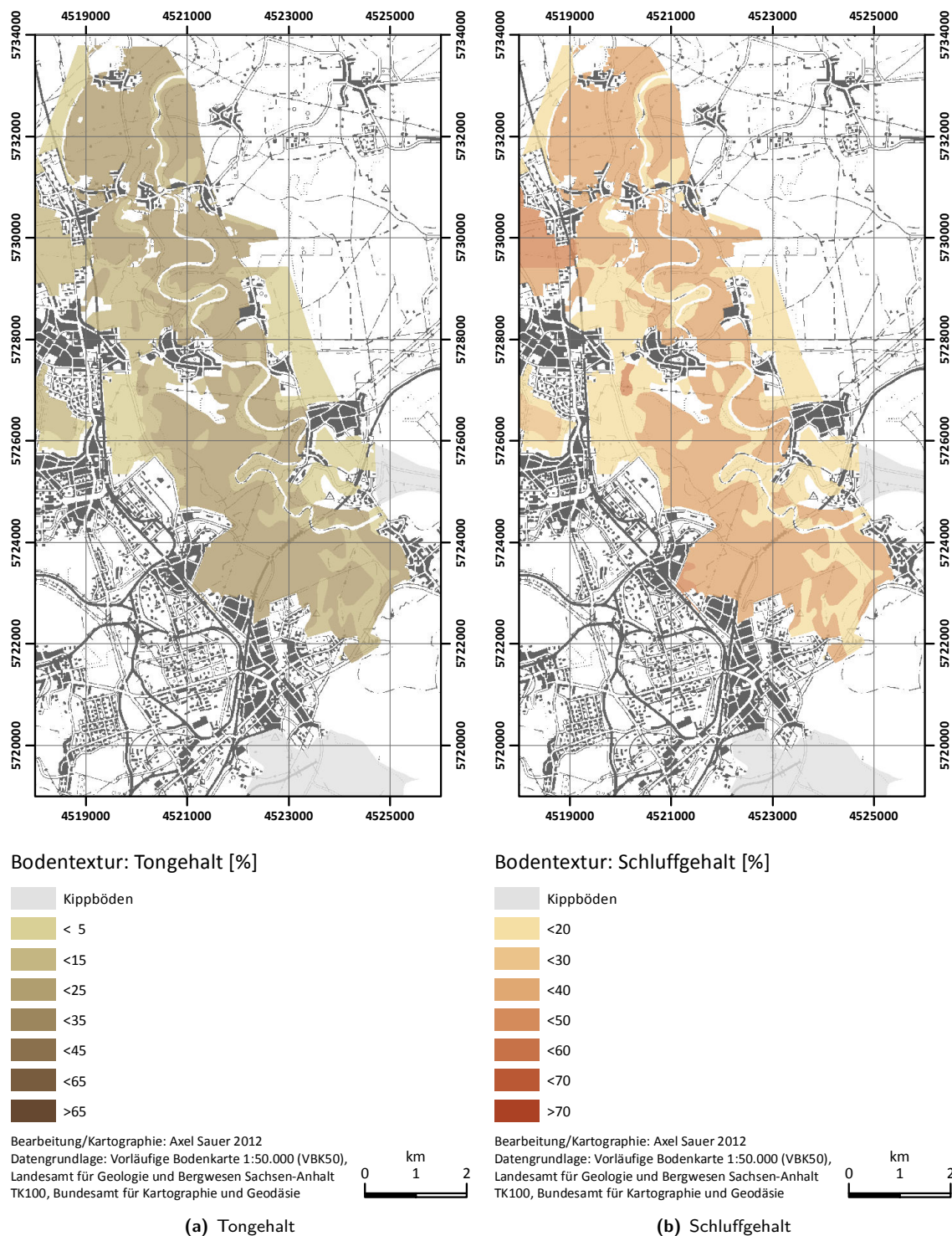
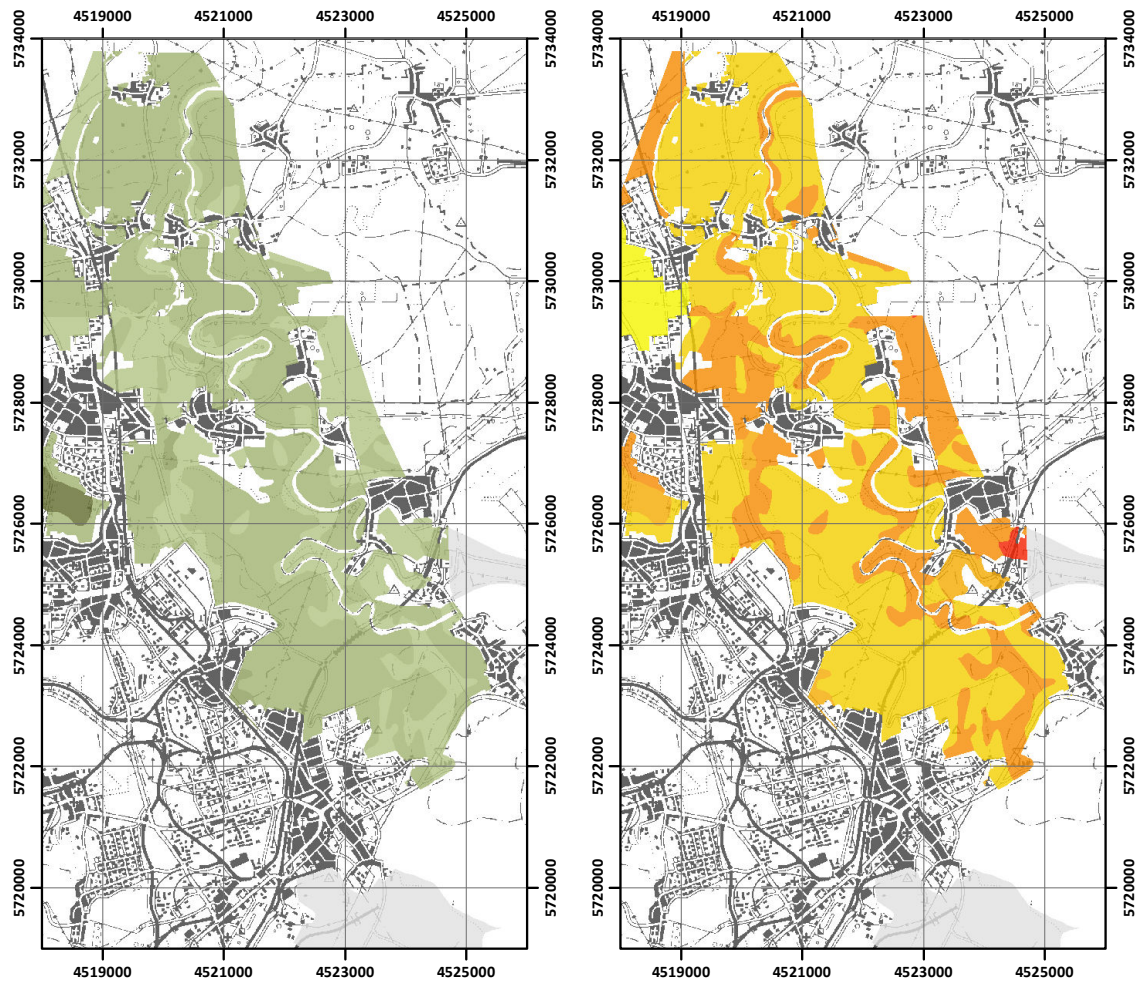


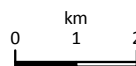
Abbildung 4.3: Bodeneigenschaften: Ton- und Schluffgehalt [%] auf Basis der VBK50.



Organischer Kohlenstoffgehalt [%]

- Kippböden
- < 1 (sehr schwach humos)
- < 2 (schwach humos)
- < 4 (mittel humos)
- < 8 (stark humos)
- <15 (sehr stark humos)
- <30 (äußerst humos)
- >30 (organisch)

Bearbeitung/Kartographie: Axel Sauer 2012
 Datengrundlage: Vorläufige Bodenkarte 1:50.000 (VBK50),
 Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt
 TK100, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie

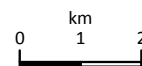


(a) Organischer Kohlenstoffgehalt

Boden-pH-Wert (KCl)

- Kippböden
- >3,5
- <4,5
- <5,0
- <5,5
- <6,0
- <6,5
- <7,0

Bearbeitung/Kartographie: Axel Sauer 2012
 Datengrundlage: Vorläufige Bodenkarte 1:50.000 (VBK50),
 Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt
 TK100, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie



(b) Boden-pH-Wert (KCl)

Abbildung 4.4: Bodeneigenschaften: Organischer Kohlenstoffgehalt [%] und Boden-pH-Wert (KCl) auf Basis der VBK50.

der Mulde bzw. hohen Konzentrationen innerhalb des Untersuchungsgebietes. Im Zuge von Hochwasserereignissen werden diese Ablagerungen erodiert, transportiert und auf Überflutungsflächen im Unterlauf abgelagert sowie lokal umverteilt, wo sie dann als sekundäre Schadstoffquellen (S_2) in Erscheinung treten.

Das Schadstoffinventar der Mulde ist zum einen geprägt durch Schwermetalle primär geogener Herkunft aus dem Erzgebirge. Die Stoffmengen wurden durch bergbauliche Aktivitäten im Herkunftsbereich erheblich erhöht. Von besonderer Bedeutung sind Arsen, Blei, Cadmium und Zink (Schnabel & Cikryt 1992). Nahezu ausschließlich anthropogener Herkunft und aus lokalen Quellen sind zum anderen das aus der Chlor-Alkali-Elektrolyse (Amalgamverfahren) stammende Quecksilber sowie aus der Gruppe der Organika die Pestizide DDT und HCH mit deren Abbau- und Umwandlungsprodukten sowie Abprodukten ihrer Herstellung (Wilken et al. 1992). Quecksilber und Organika sind Hinterlassenschaften einer über 100jährigen chemischen Produktion, u. a. vierzig Jahre durch das Chemie-Kombinat Bitterfeld-Wolfen.

1989 waren die Chemie AG Bitterfeld-Wolfen und die Filmfabrik Wolfen die größten Direkteinleiter in die Mulde (Reimann et al. 1992: 62). Insgesamt sind die Einleitungen seit 1989 massiv zurückgegangen, u. a. bedingt durch zahlreiche Betriebsschließungen, Nachrüstungen und Modernisierungen sowie dem Neubau von Kläranlagen. So ging beispielsweise der Chemische Sauerstoffbedarf (CSB) – ein Maß für die Belastung mit organischen Stoffen – zwischen 1989 und 1991 um 85 % zurück (Reimann et al. 1992: 63).

Eine Gesamtübersicht der Umweltsituation in Bitterfeld Anfang der 90er Jahre zeigen die Beiträge in Hille et al. (1992). Insgesamt gibt es – bedingt durch die kritische Umweltsituation in der Vergangenheit – eine Vielzahl an Untersuchungen, so dass hier nur eine begrenzte Auswahl genannt wird. Detaillierte Übersichten zu Hintergrundgehalten von Schwermetallen in Sedimenten der Mulde geben Furrer (1998) sowie Pälchen & Greif (1998). Untersuchungen zu POPs wie HCH und DDT in Ackerböden u. a. der Region Bitterfeld haben Manz et al. (2001) durchgeführt, mit Schwerpunkt auf der Mulde und den als Abflussgräben durch die chemische Industrie genutzten Gewässern Schachtgraben, Schlangengraben, Spittelwasser sowie Leine-Lober-Kanal Wilken et al. (1994).

4.1.2 Szenarioansatz und Szenarien

Zur Umsetzung der Methodik im Rahmen der Fallstudie wird eine Vielzahl an Parameterwerten benötigt. Diese sind, vor allem hinsichtlich der Betrachtung möglicher zukünftiger Verhältnisse, grundsätzlich nicht bekannt. Die einzige Möglichkeit für eine vorausschauende Analyse ex ante ist daher die Festlegung bzw. Setzung von Annahmen. Ein konsistentes Set solcher Annahmen wird hier als Szenario bezeichnet und sowohl für zukünftige als auch für vergangene Zustände verwendet. In diesem Zusammenhang stellen Szenarien eine wichtige Methode zum Umgang mit Unsicherheiten im Sinne von mangelhaftem Wissen dar.

Die Szenarien der stofflichen Hochwasserrisiken umfassen verschiedene Komponenten, die den einzelnen Analyseschritten der Methodik zugeordnet werden können. Für den Bereich der Hochwassergefahrenanalyse betrifft dies etwa unterschiedliche Hochwasserereignisse. Als Eingangsgröße für das hydraulische Modell wird eine Abflusskurve des Hochwasserereignisses benötigt. Von vergangenen Ereignissen existieren solche Kurven, ab-

geleitet aus Pegelaufzeichnungen und den entsprechenden Wasserstand-Abfluss-Beziehungen für den Pegel. Um zukünftige Hochwasserereignisse zu betrachten, sind Informationen über zu erwartende Hochwasser nötig. Hierzu erfolgt eine häufigkeitsstatistische Analyse vergangener Hochwasser und die Bestimmung von Ereignissen mit festgelegten Wiederkehrwahrscheinlichkeiten, in der Regel bezogen auf den Spitzenabfluss. Da der Verlauf zukünftiger Hochwasserwellen nicht bekannt ist, wird mittels mathematischer Verfahren aus den Hochwasserwellen der Vergangenheit eine idealisierte Abflusskurve erstellt. Eine solche Kurve wird auch als *synthetische Ganglinie* bezeichnet. Im Rahmen von Hochwassergefahrenanalysen wird vielfach bereits bei der Verwendung von synthetischen Ganglinien verschiedener Wiederkehrwahrscheinlichkeit von *Szenarien* gesprochen, beispielsweise das HQ₁₀₀-Szenario. In diesem disziplinären Bereich überwiegt ein sehr einfaches Verständnis von Szenarien. In Abgrenzung zu deutlich umfangreicheren Szenariobegriffen (z. B. EEA 2001; Alcamo 2008; Luther & Schanze 2009b,a; Schanze et al. 2012b) sollte daher besser der spezifischere Begriff der *Hochwasserszenarien* Verwendung finden, da ja keine komplexen Annahmen getroffen werden, sondern lediglich eine einzige Größe variiert wird.

Grundlage der Abschätzung des Risikos durch Stoffablagerungen von Extremhochwassern ist die Festlegung eines Ausgangsszenarios, das als Referenz für die Beurteilung der zusätzlichen Belastung dient. Hierzu wird eine Analyse der Exposition basierend auf der aktuellen Belastung durchgeführt. Als aktuelle Belastung werden die Bodenkonzentrationen angenommen, die in der Untersuchungskampagne des Landkreises Bitterfeld Anfang der 90er Jahre in der Muldeau ermittelt wurden. Eine Übersicht aller Szenarien als Kombination aus Hochwasser-Szenarien, Stoffen, Expositionspfaden sowie exponierten Altersgruppen zeigt die Abbildung 4.5 (S. 88).

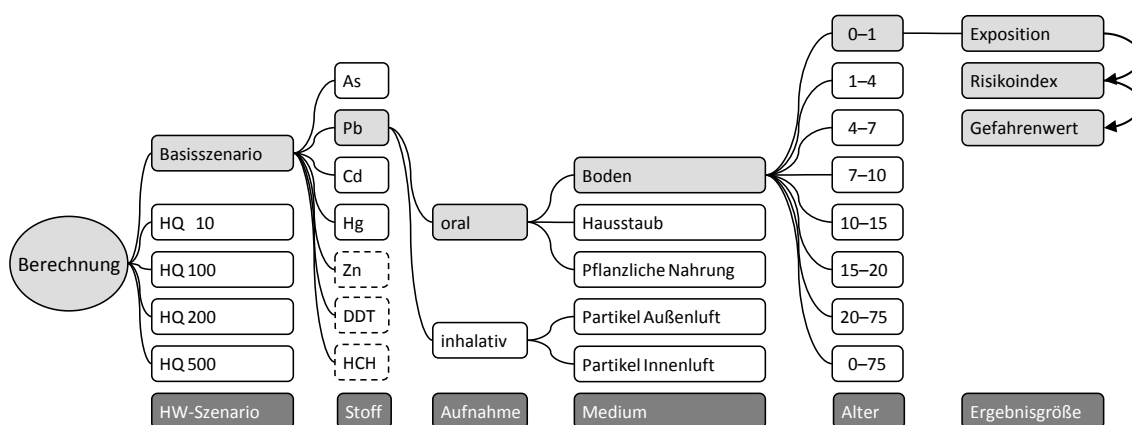


Abbildung 4.5: Übersicht der untersuchten Hochwasser- und Expositionsszenarien.

4.2 Gefahrenanalyse

Die Gefahrenanalyse für die stoffliche Hochwassergefahr untergliedert sich hinsichtlich ihrer technischen Umsetzung in die folgenden Punkte:

1. Analyse der Häufigkeit/Wiederkehrintervalle von Abflussereignissen
2. Erstellung synthetischer Abflussganglinien für festgelegte Wiederkehrintervalle
3. Erstellung eines hydraulischen/hydrodynamischen Modells und Simulation der Ausuferung
4. Bestimmung von Stoffkonzentrationen/-frachten in der Hochwasserwelle als externer Stoffeintrag
5. Bestimmung von stofflichen Bodenkonzentrationen als Quellen für die interne Stofffreisetzung und -umverteilung
6. Erstellung eines Modells der Sedimentdynamik und Simulation
7. Erstellung eines Modells der Stoffdynamik und Simulation
8. Bestimmung der stoffinhärenten Gefahren

Die Punkte 1 bis 3 entsprechen der üblichen Bestimmung der wassermengenbezogenen Hochwassergefahr, in Abbildung 3.2 (S. 76) als „Gefahrenanalyse: Hydraulik“ bezeichnet. Die Punkte 4 bis 7 stellen die Erweiterung zur Bestimmung der stofflichen Hochwassergefahr dar und bauen auf den vorhergehenden Punkten auf. Punkt 8 bezieht sich auf die Ermittlung stoffspezifischer Eigenschaften, die für die betrachteten Rezeptoren eine Gefahr darstellen. Dieser Punkt ist unabhängig von den vorhergehenden Untersuchungsschritten und basiert methodisch auf Recherchen in Literatur und Stoffdatenbanken (siehe Abschnitt A.1, S. 227).

Die Ableitung der synthetischen Ganglinien erfolgte durch das Institut für Hydrologie und Meteorologie der Technischen Universität Dresden (Schwarze 2007). Den Analysen liegt eine Auswahl von beobachteten Ganglinien zugrunde. Hierbei wurde auf die Aufzeichnungen des Pegels Bad Dübén zurückgegriffen. Als typisch erachtete Ereignisse der Vergangenheit mit ähnlichem Abflussverhalten sind u. a. das Hochwasser vom Juli 1954, vom Dezember 1974 und das Augusthochwasser 2002 betrachtet worden. Eine normierte Darstellung der Abflussganglinien dieser Ereignisse und der daraus generierten bezogenen Ganglinie zeigt die Abbildung 4.6 (S. 90). Diese Abflussganglinie bildet die Grundlage für die Ableitung der Abflussganglinien spezifischer QS bzw. HQ als Eingangsgrößen bzw. Randbedingungen für den oberen Modellrand des hydrodynamischen Modells, der im Bereich des Auslaufs des Muldestausees liegt (Pegel „Muldestausee UP“).

Als Basis für die Simulation der Hochwasserdynamik dient Büttner et al. (2009) ein instationäres 2D-Modell, das mit der Software TELEMAC realisiert wird. Daran gekoppelt erfolgt die Simulation der Sedimentdynamik mit SUBIEF-2D (Schulz & Matthies 2009). Die Berechnungen finden auf einem Finite Elemente-Netz mit einer sehr hohen Auflösung unter Berücksichtigung der Geometrien von einzelnen Gebäuden statt. Die Simulationen werden für verschiedene Bereiche des Untersuchungsgebietes mit unterschiedlicher räumlicher Auflösungen durchgeführt. Die einzelnen Modellgebiete und deren Spezifika werden im Detail bei Büttner et al. (2009) beschrieben, ebenso die weiteren methodischen Einzelheiten der Modellierung.

Das Transport- und Partitionierungsmodell wird bei Schulz & Matthies (2009) dargestellt. Für die Partitionierungsmodellierung haben diese eine Modell erster Ordnung entwickelt und mit Hilfe des Wasserqualitätsmoduls wq2subief der TELEMAC-Software

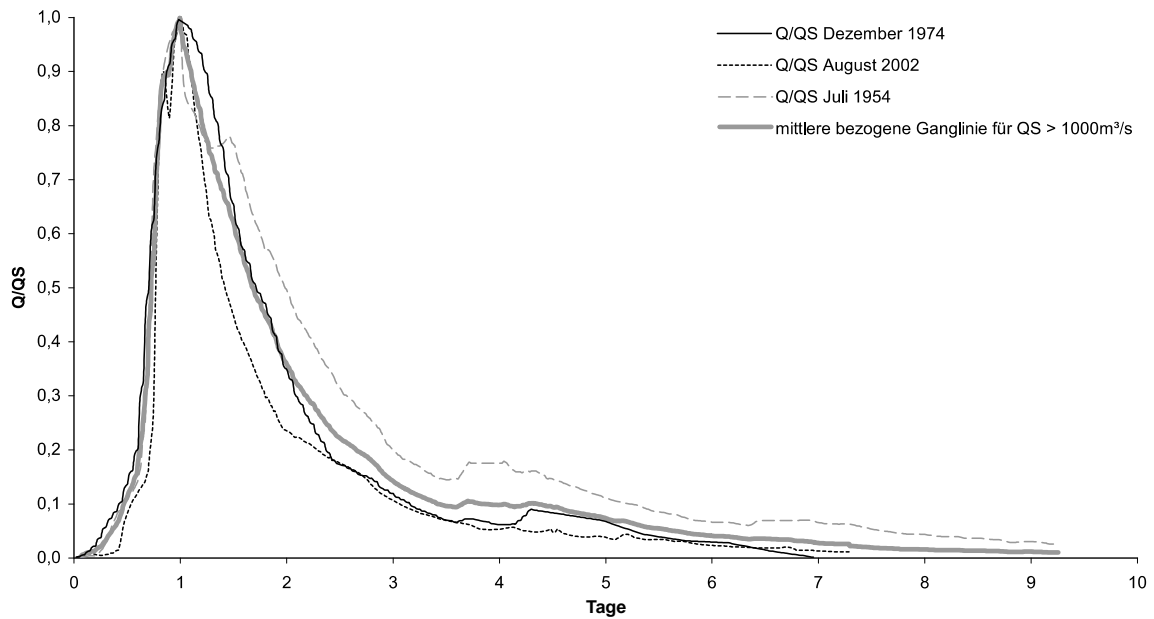


Abbildung 4.6: Normierte Hochwasser- und Bemessungshochwasserganglinien (Büttner et al. 2009, basierend auf Schwarze 2007, verändert).

umgesetzt. Zum Zusammenspiel von Hydraulik und Stoffdynamik finden sich weitergehende Darstellungen in Schulz et al. (2007, 2009).

Die Ergebnisse des Transport- und Partitionierungsmodells stellen den Ausgangspunkt für die weiteren Analysen im Rahmen der vorliegenden Arbeit dar. Um diese nutzen zu können, ist eine datentechnische Aufbereitung der als ASCII-Textdateien jeweils für einen Stoff und ein Szenario vorliegenden Simulationsergebnisse notwendig, wozu eine Schnittstelle zum Import der Daten mit ArcGIS in VBA programmiert wurde. Das Programm führt teilautomatisiert für alle Stoffe und Szenarien die in der folgenden Auflistung genannten Schritte durch:

- Einlesen der Header-Dateien
- Import der Daten-Dateien in temporäre Tabelle
- Erstellung eines Punkt-Shapes
- Erstellung eines Triangulated Irregular Network (TIN)
- Konvertierung TIN zu Raster in verschiedenen Auflösungen
- Konvertierung Raster zu Punkt-Shape
- Verknüpfung Punkt-Shape mit Flächen-Shape (Fishnet)
- Zusammenführung der Stoff-Einzeldateien mit identischer Geometrie (Fishnet) zu einem Gesamt-Shape

Nach dem für die einzelnen Hochwasserszenarien die entsprechenden Datensätze erzeugt sind, erfolgt – ebenfalls teilautomatisiert – die Berechnung der resultierenden Bodenkonzentrationen nach dem in Abschnitt 4.4.3.3 (S. 102) dargestellten Algorithmus.

In einem weiteren Schritt werden die Daten der bestehenden Belastung aufbereitet. Diese Daten sind vom Landkreis Anhalt-Bitterfeld in Schriftform zur Verfügung gestellt worden. Die relevanten Tabellen wurden eingescannt und die Daten mittels OCR-Software extrahiert und in eine MS-Access Datenbank eingepflegt. Nach Kontrolle und Selektion erfolgte der Export der Daten als ASCII-Textdatei zur Übernahme in das GIS. Hierin werden mit dem Geostatistical Analyst von ESRI die Punktdaten mit der Methode Ordinary Kriging auf die Fläche des Untersuchungsgebietes extrapoliert, wobei eine Rasterweite des regelmäßigen Ergebnisgitters von 200 m festgelegt wird.

Bei der Ermittlung der zusätzlichen Belastung durch die modellierten Sedimentablagerungen werden die folgenden Annahmen getroffen: Auf Ackerflächen wird von einer Einarbeitung des abgelagerten Sedimentes über eine Tiefe von 30 cm ausgegangen und die sich daraus ergebende Bodenkonzentration berechnet. Einen ähnlichen Ansatz haben auch Sedman et al. (1994) zur Ermittlung der Bodenbelastung durch Schwermetalle aus Abgasen von Sondermüllverbrennungsanlagen verfolgt. Für Hausgärten wird von einer Durchmischung über 15 cm ausgegangen, die einmalig nach dem Hochwasserereignis anhaftenden Partikel an Nahrungspflanzen werden als abwaschbar angesehen bzw. es wird davon ausgegangen, dass insbesondere aufgrund der durch Fäkalkeime bedingten Gefahren für die Gesundheit erst die folgende Ernte wieder genutzt wird.

Für Wiesen und Weidenutzungen ist ergänzend von einer dauerhaft bestehenden Verschmutzung des Pflanzenmaterials durch anhaftendes Bodenmaterial auszugehen, wobei 1 bis 10 % der Bodenkonzentrationen als Verschmutzungsanteil den durch das Verfahren von Knoche et al. (1999) ermittelten Pflanzenkonzentrationen hinzuzurechnen sind. Die Implementierung der entsprechenden Berechnungsschritte erfolgte ebenfalls in einer Access-Datenbank mittels VBA-Skripten und SQL. Die notwendigen Ausgangsdaten wie Ablagerungsmächtigkeit, Stoffkonzentration im Sediment sowie die Landnutzungsklasse stehen als Attributdaten eines für das jeweilige Hochwasserszenario erstellten Geodatensatzes im Personal Geodatabase-Format zur Verfügung.

4.3 Rezeptoranalyse

Im Rahmen der Rezeptoranalyse wird primär untersucht, welches potenzielle Rezeptoren für Schadstoffe sind, welche Eigenschaften dieser Rezeptoren für die Schadstoffexposition und die Schadstoffwirkung relevant sind und wie diese Rezeptoren räumlich lokalisiert werden können. Hierzu wird im Folgenden eine Übersicht gegeben, wobei eine Beschränkung auf die Rezeptoren Mensch, Pflanze und Boden erfolgt.

Für den Rezeptor Mensch ist u. a. eine Gliederung in Altersklassen und deren Vorkommen bei bestimmten Flächennutzungen relevant. So kann beispielsweise davon ausgegangen werden, dass auf industriell genutzten Flächen keine Kinder vorkommen. Zusätzlich zum Vorhandensein einer Rezeptorengruppe spielt auch deren Verhalten wie Spielen, Arbeiten, Wohnen und der Nahrungsmittelverzehr eine wichtige Rolle, da dieses expositionsrelevante Eigenschaften wie Aufenthaltszeiten und -frequenzen oder Atemraten beeinflusst. Für die Verortung der auf Innenräume bezogenen Pfade wurde Mangels Grundstücksgrenzen auf die Wohngebäude als Darstellungs- und Bezugsfläche zurückgegriffen.

Den Rezeptor Pflanze kann man nach dessen möglicher Nutzung unterscheiden, z. B. als Nahrungspflanze des Eigenanbaus oder als Tierfutter. Da für Wildpflanzen so gut wie keine differenzierten Bewertungsansätze existieren, werden in die weitere Betrachtung nur Nutzpflanzen integriert. Diese können über ihr artspezifisches Schwermetallanreicherungsvermögen und, bezogen auf den Eigenverzehr aus Nutzgärten, ihre Anbauhäufigkeit differenziert werden.

Die technische Umsetzung der oben skizzierten Beziehungen zwischen Flächennutzungen und dem Vorkommen und den Eigenschaften von Rezeptoren erfolgt über die wissensbasierte Ableitung von Rezeptoren aus Flächennutzungstypen mittels Zuordnungstabellen in einer relationalen Datenbank. Grundlage für die Flächeninformationen sind die Kartiereinheiten der Luftbilddauswertung sowie die Objektarten des Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem (ATKIS) Basis-Digitales Landschaftsmodell (DLM). Grundsätzlich ist auch eine Verwendung von CIR-BNT-Daten möglich, welche aufgrund der eher geringen Aktualität für das Untersuchungsgebiet im Vergleich zu den beiden anderen Nutzungsdatsätzen allerdings nicht erfolgte. Eine weitere Differenzierung der Flächennutzungen erfolgte durch GIS-basierte Verschneidungen und räumliche Abfragen. Das Vorgehen sei hier an einem Beispiel verdeutlicht:

Die Nutzungsklassifizierung auf Basis der Luftbilddaten erlaubt keine Identifikation von Kleingärten, die spezielle dort vorkommende Bebauung ist auch nicht direkt ansprechbar. Eine Ableitung der Nutzung Kleingärten lässt sich ermöglichen, indem im Datensatz der Luftbilddauswertung die Nutzung „Hausgärten: sonstige Gärten“ sowie im ATKIS-Datensatz die Objektart „Gartenland“ selektiert wird und anschließend eine räumliche Verschneidung mit der Methode „INTERSECT“ von ArcMap erfolgt. Bei den als Ergebnis der Verschneidung selektierten Objekten der Klasse „Hausgärten: sonstige Gärten“ handelt es sich um Kleingärten. In einem weiteren Schritt werden mittels einer Aktualisierungsabfrage die Nutzungs-IDs in der Attributtabelle des Luftbilddatensatzes aktualisiert. Über eine analog ablaufende Verschneidung lassen sich auch Gartenlauben aus der undifferenzierten Gruppe der „sonstigen Bebauung“ im Luftbilddatensatz isolieren. Eine schematische Übersicht des Vorgehens zeigt die Abbildung 4.7 (S. 92).

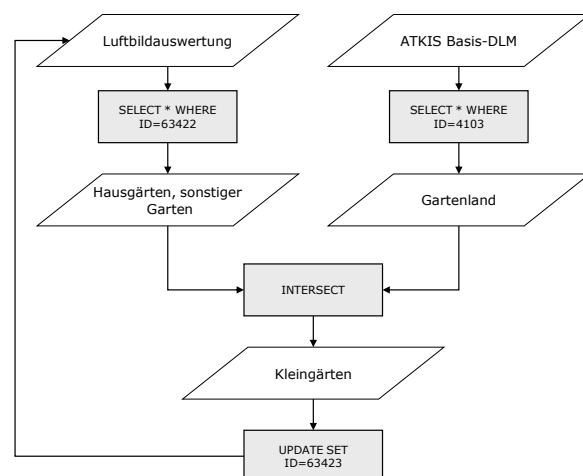


Abbildung 4.7: Ablaufschema zur GIS-basierten Identifikation von Kleingärten durch Selektion und Verschneidung verschiedener Nutzungsdatensätze.

Für den Rezeptor Boden lassen sich die relevanten Eigenschaften wie etwa die im Rahmen der Durchmischung verwendete Lagerungsdichte aus der vorläufigen Bodenkarte 1 : 50 000 (VBK50) ableiten. Allerdings ist anzumerken, dass für den Siedlungsbereich im Untersuchungsgebiet keine flächenhaften Bodendaten verfügbar sind und daher gewisse Grundannahmen hinsichtlich der Bodeneigenschaften zu treffen sind. Als gebietsspezifische Besonderheit kommt der hohe Anteil von anthropogen beeinflussten Kippböden hinzu, für die nur eingeschränkte Informationen zu deren Eigenschaften verfügbar sind. Datenbasis hierfür bildet die Kippbodenkarte 1 : 50 000 des Landesamtes für Geologie und Bergbau Sachsen-Anhalt (KBK50).

4.4 Expositionsanalyse

In diesem Abschnitt wird die Implementierung zur quantitativen Analyse der einzelnen Expositionspfade und der dort stattfindenden Prozessen vorgestellt. Die Gliederung erfolgt nach primären Expositionsmedien und den von diesen ausgehenden Pfaden zu den Rezeptoren sowie der Exposition der Rezeptoren. Auf der Ebene der Expositionspfade werden in Unterabschnitten als erstes die entsprechenden Grundlagen ausgeführt mit einer Vorstellung der Prozesse und deren Quantifizierungsansätzen. Danach wird beschrieben, wie die konkrete Umsetzung stattfindet. Der Beschreibung der GIS-basierten Umsetzung der gesamten Expositionsanalyse ist ein separater Abschnitt gewidmet.

Beim sogenannten Direktpfad erfolgt eine Einwirkung ohne zwischengeschaltete Transport- oder Transfermedien (z. B. Luft, Wasser, Pflanzen, Tiere). Alle anderen Pfade, die unter Einschaltung von Zwischenstationen den Schadstoff zum Rezeptor am Ende des Pfades leiten, werden als Transferpfade bezeichnet. Eine ausführliche Übersicht von potenziellen Expositionspfaden und den zwischen den einzelnen Medien stattfindenden (Transfer)-Prozessen zeigt Tabelle B (S. 258) im Anhang. Für eine Analyse der Exposition des Rezeptors Mensch sind dann beispielsweise folgende Parameter zur Charakterisierung der Expositionssituation zu quantifizieren: anthropometrische Kenngrößen, Zeitbudgets (Tätigkeiten und Aufenthaltsorte), Lebensmittelverzehrswerten, Ingestionsraten von Boden und Hausstaub, Inhalationsraten, dermale Aufnahmeraten sowie Eigenschaften des Wohnraumes und -umfeldes inklusive der Stoffkonzentrationen in Kontaktmedien (z. B. Meikel et al. 2004a). Eine Untergliederung dieser Größen kann in rezeptorspezifische Parameter wie Atemraten und Körpergewichte sowie pfadspezifische Parameter wie Kontaktmedienkonzentrationen, Transferraten und Anreicherungsverhältnisse erfolgen.

Die oben genannten personenbezogenen Parameter zur Bestimmung der Exposition werden von verschiedenen nationalen und internationalen Organisationen in Form so genannter *Expositionsstandards* zusammengestellt und veröffentlicht. Eine Übersicht solcher Quellen, die als Grundlage für die Parametrisierung von Expositionsrechnungen dienen können, zeigt Tabelle 4.1 (S. 94).

Pfadspezifische Parameter wie medienbezogene Stoffkonzentrationen können etwa durch Ausbreitungsmodellierungen bzw. Stofftransportmodelle, Transferabschätzungen sowie direkte Beprobungen der entsprechenden Medien ermittelt werden. Für Expositionsanalysen relevante stoffbezogene Parameter lassen sich u. a. aus Datensammlungen wie der STARS-Datenbank des UBA ermitteln. Verlagerungsprozesse wie der Übergang von Schwermetallen

aus dem Boden in die Pflanze lassen sich durch stoffbezogene Pedotransferfunktionen quantifizieren. Ein Beispiel zur Ableitung solcher Transferbeziehungen sind die Auswertungen der TRANSFER-Datenbank des UBA durch Knoche et al. (1999).

Tabelle 4.1: Zusammenstellung von Quellen zu Expositionsstandards (basierend auf Mekel et al. 2004b, erweitert).

Titel	Hrsg.	Region	Jahr
RefXP Datenbank	Xprob	Deutschland	2008 ¹
Standards zur Expositionsabschätzung	AUH, AGLMB	Deutschland	1995 ²
Exposure Factors Sourcebook for Europe	FI-NPHI	Europa	2002 ³
Exposure Factors Sourcebook for European Population	ECETOC	Europa (UK)	2001 ⁴
Air Toxic Hot Spots Program – Risk Assessment Guidelines	Cal-EPA	USA	2003 ⁵
Child-Specific Exposure Factors Handbook	US-EPA	USA	2002 ⁶ /2008 ⁷
Guidance for use of probabilistic analysis in human health risk assessment	DEQ	USA	1999 ⁸
Exposure Factors Handbook	US-EPA	USA	1997 ⁹ /2009 ¹⁰
Exposure Factors Sourcebook	AIHC	USA	1994 ¹¹
Environmental Health Risk Assessment – Guidelines for assessing human health risks from environmental hazards	AU-DHA	Australien	2002 ¹²

¹Mekel et al. (2007b), ²AGLMB (1995), ³Vuori et al. (2006), ⁴Zaleski & Gephart (2001)

⁵Cal-EPA (2003), ⁶US-EPA (2002a), ⁷US-EPA (2008), ⁸DEQ (1999), ⁹US-EPA (1997a),

¹⁰US-EPA (2009a)¹¹AIHC (1994),¹²AU-DHA (2004)

Bei der oberflächlichen Deposition von Schadstoffen im Rahmen von Hochwasserereignissen ist primär der ingestive bzw. inhalative Direktpfad von Bedeutung, beispielsweise bei der Schadstoffaufnahme durch spielende Kinder (vgl. AGU 1994: 7). Der ingestive Pfad spielt sowohl bei der Aufnahme durch den Menschen als auch durch Tiere, wie etwa bei der Beweidung kontaminierter Flächen, eine Rolle (vgl. Geller et al. 2004: 58). Zeitlich versetzt erfolgt der Schadstofftransfer – etwa durch Bearbeitung, Bioturbation oder Verlagerung mit dem Sickerwasser – in tiefere Bodenschichten und die Aufnahme durch die Wurzeln von Nahrungs- bzw. Futterpflanzen. Zusätzlich können nicht entfernbare Anhaftungen an zum Verzehr vorgesehenen Pflanzenteilen durch orale Aufnahme in Mensch oder Tier gelangen (vgl. BMU 1999: 66 ff.). Eine Übersicht der im Rahmen der Arbeit betrachteten Pfade gibt die Abbildung 4.8 (S. 95).

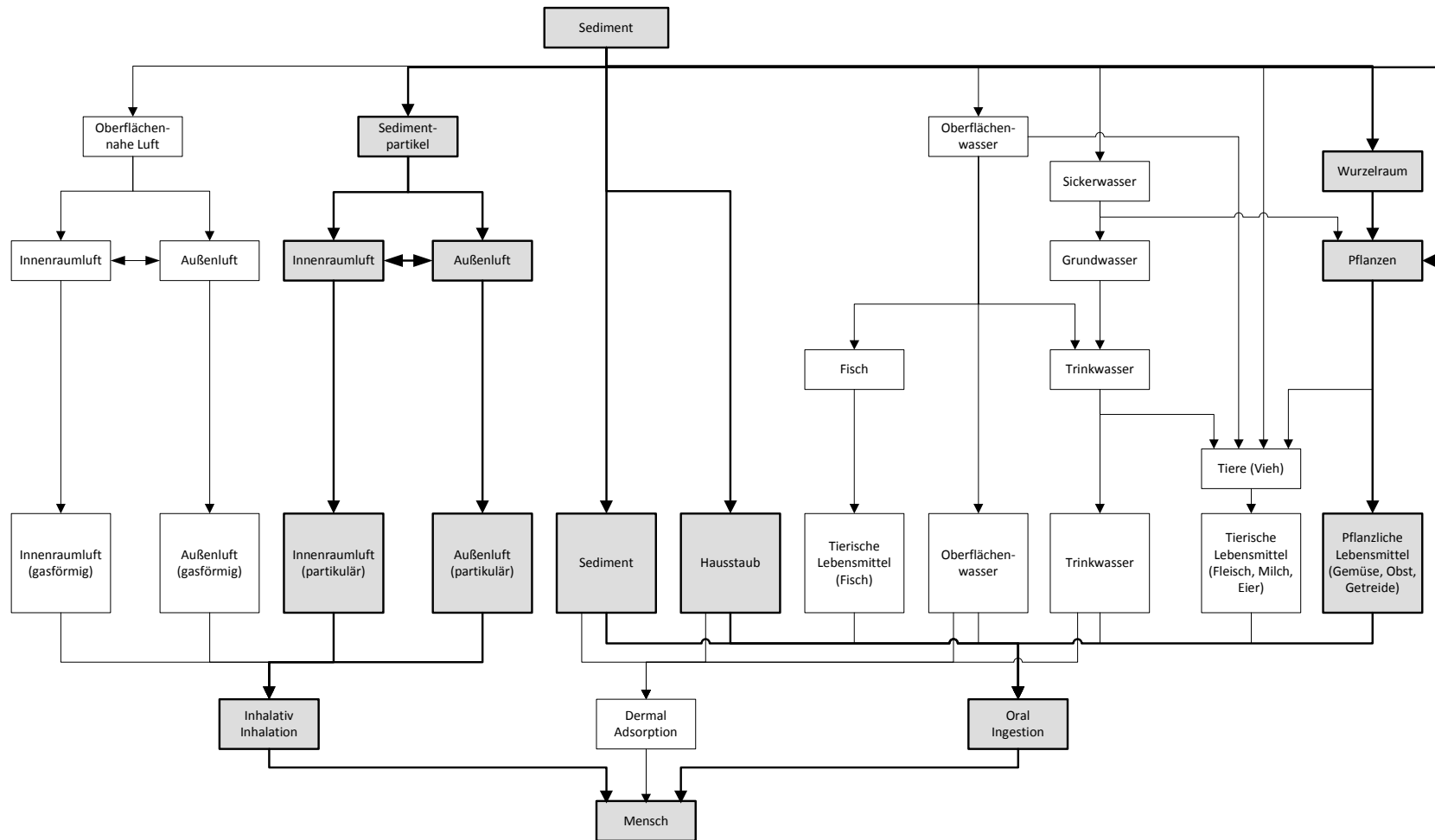


Abbildung 4.8: Potenzielle Expositionspfade des Rezeptors Menschen. Grau hervorgehoben sind die im Rahmen der Methodik quantitativ untersuchten Pfade für partikelgebundene Schadstoffe.

4.4.1 GIS-Implementierung

Im Folgenden wird die GIS-bezogene Implementierung der in den nachfolgenden Abschnitten dargestellten Methoden und Berechnungsansätze erläutert, wobei der Fokus auf die Expositionsanalyse gelegt wird. Die in den nachfolgenden Abschnitten vorgestellten Berechnungsansätze werden sowohl mit der Hilfe von Geoinformations- als auch von Datenbanksystemen implementiert. Für die Umsetzung der GIS-Komponenten gelangt die Software ArcGIS in der Version 9.3 und 10 der Firma ESRI zur Anwendung. Die Datenbank-Komponente wird mit dem relationalen DBMS Access der Firma Microsoft umgesetzt. Hierbei finden die Versionen 2003 und 2007 Verwendung.

Den prinzipiellen Ablauf der computergestützten und räumlich expliziten Expositionsanalyse zeigt die Abbildung 4.9 (S. 96).

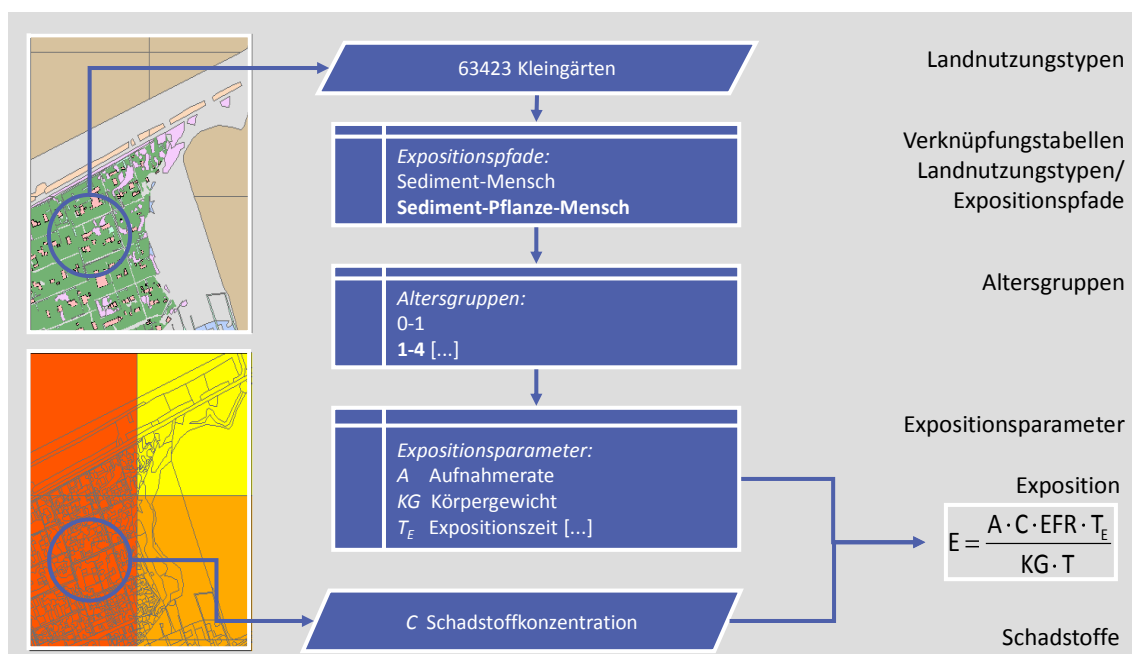


Abbildung 4.9: Ablaufschema zur GIS-basierten Umsetzung der Expositionsanalyse.

Zur Berechnung der Exposition werden sowohl flächenkonkrete Informationen zur räumlichen Verteilung der Stoffkonzentrationen im Boden als Resultate der einzelnen Abfluss- bzw. Überflutungsszenarien sowie zur Verteilung der Raumnutzungen mit den an diese gekoppelten Pfad- und Rezeptorbeziehungen benötigt. Die Berechnungen erfolgen jeweils für eine geometrische Einheit die sowohl hinsichtlich der Nutzung als auch der Stoffkonzentration homogen ist. Erstellen lassen sich diese im weiteren als Elementarflächen bezeichneten Einheiten durch geometrische Verschneidung des Nutzungsdatensatzes der Luftbildauswertung mit den als Flächenvektoren vorliegenden Rasterdatensätzen der Bodenkonzentrationen, wie sie aus der Gefahrenanalyse resultieren. Hierbei wurden die einzelnen Geodatensätze mittels UNION-Operation zu einem Datensatz kombiniert.

Aus der Verschneidung ergeben sich für das Untersuchungsgebiet insgesamt rund 100 000 Elementarflächen, wobei sich diese Zahl je nach Pfad und den damit verknüpften Nutzungen entsprechend reduziert. Für das HQ₅₀₀-Szenario ergeben sich beim Pfad Oral-Boden 16 700, beim Pfad Oral-Pflanze 12 100 und beim Pfad Inhalativ-Innenluft 11 351 Elementarflächen, für die Exposition, Risikoindex und Gefahrenwert zu berechnen sind. Durch Multiplikation der Altersgruppen mit der Zahl der Stoffe ergeben sich rund 550 000 Einzelergebnisdatensätze für einen Pfad. Die Berechnungen für die einzelnen Elementarflächen erfolgen innerhalb des DBMS. Da das im Rahmen der Arbeit zur Speicherung der Geodaten verwendete Format „Personal Geodatabase“ einer Access-Datenbank entspricht, kann mit dem DBMS direkt auf die Attributfelder der Geodatensätze zugegriffen werden. Dieses Vorgehen hat den Vorteil, dass keine Attribut-Tabellen der Geodatensätze separat exportiert werden müssen und damit u. a. bei Änderungen der Geodaten der Zugriff ohne Zwischenschritte stets auf die aktuellen Daten erfolgt. Ein weiterer Vorteil liegt im hohen Funktionsumfang und der Benutzerfreundlichkeit der Datenbankanwendung zur Erstellung, Abfrage und Aktualisierung der Attributdaten auf Basis der Datenbanksprache Structured Query Language (SQL).

4.4.2 Expositionsmodellierung

Zur adäquaten Berücksichtigung von altersabhängigen Parametern wie Bodeningestionsraten sowie Inhalations- und Verzehrswerten, Zeitbudgets sowie Körpergewichten werden diese altersspezifisch im Expositionsmodell berücksichtigt. Hierzu werden die entsprechenden Parameter differenziert nach sieben Altersgruppen erhoben. Diese Gruppen umfassen bestimmte Altersbereiche, die sich an typischen Entwicklungsphasen und Alterstypen orientieren. Charakteristische Bezeichnungen sind beispielsweise Säuglingsphase, Kleinkindphase, Kindheitsphase, vorpubertäre Jugendphase, Jugendphase, junge Erwachsenenphase sowie Erwachsenenphase. Die Altersstratifizierung ist identisch mit der bei AGLMB (1995), um eine bestmögliche Zuordnung von Parameterwerten personenbezogener Expositionsgrößen zu ermöglichen. Eine Übersicht der verwendeten Parameterwerte zeigt Tabelle 4.2 (S. 98).

Die Anwendung des Analyse- und Bewertungsverfahrens erfolgt für alle Expositionspfade und Rezeptorgruppen (=Altersgruppen) sowie jeden betrachteten Stoff unter Berücksichtigung aller notwendigen stoffspezifischen Eigenschaften. Die Stoffeigenschaften werden im Zuge der Gefahrenanalyse durch Auswertungen von Literaturquellen und Stoffinformationssystemen erhoben und in einer Datenbank gespeichert. Eine Übersicht stoffspezifischer Parameterwerte für die Expositionsanalyse als Teilergebnisse der Gefahrenanalyse zeigt Tabelle 4.3 (S. 98).

Eine Übersicht der für die einzelnen Szenarien als Kombination von Hochwasserszenarien, Stoffen, Pfaden und Altersgruppen durchzuführenden Berechnungen zeigt die Abbildung 4.5 (S. 88). Die Abarbeitung der Einzelberechnungen erfolgt mittels mehrerer geschachtelter Programmschleifen. Hierzu wurden die Berechnungsalgorithmen mit Visual Basic for Applications (VBA) im DBMS Microsoft-Access programmiert.

Tabelle 4.2: Werte der personenbezogenen Expositionsparameter.

Parameter	Einheit	Altersklasse und Altersbereich [Jahre]						
		1 0-1	2 1-4	3 4-7	4 7-10	5 10-15	6 15-20	7 20-75
Ingestionsrate Nahrung, Blattgemüse	g d ⁻¹	14	21	19	8	18	25	28
Ingestionsrate Nahrung, Fruchtgemüse	g d ⁻¹	8	10	12	5	14	18	17
Ingestionsrate Nahrung, Hülsenfrüchte	g d ⁻¹	10	8	5	6	7	6	10
Ingestionsrate Nahrung, Kartoffeln	g d ⁻¹	0	19	37	2	32	25	30
Ingestionsrate Nahrung, Wurzelgemüse	g d ⁻¹	12	24	25	14	27	23	36
Ingestionsrate Boden/Hausstaub	mg h ⁻¹	12	20	13,8	9,6	5,7	3,2	2,9
Inhalationsrate, mittel	m ³ d ⁻¹	2,2	4,7	9,6	14,6	19,6	22,1	22,1
Inhalationsrate, ruhend	m ³ d ⁻¹	1,4	2,9	5,8	8,6	11,5	13	13
Inhalationsrate, leicht	m ³ d ⁻¹	2,9	5,8	11,5	17,3	23,0	25,9	25,9
Inhalationsrate, moderat	m ³ d ⁻¹	5,8	11,5	23	34,6	46,1	51	51
Inhalationsrate, schwer	m ³ d ⁻¹	10,1	20,2	40,3	60,5	80,6	90,7	90,7
Körpergewicht	kg	7,8	13,3	19,7	27,1	41,6	62	71,8
Aufenthaltszeit außen, gesamt	h d ⁻¹	1	2	3	3	3	3	3
Aufenthaltszeit außen, ruhend	h d ⁻¹	0,4	0,8	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1
Aufenthaltszeit außen, leicht	h d ⁻¹	0,4	0,8	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1
Aufenthaltszeit außen, moderat	h d ⁻¹	0,2	0,4	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
Aufenthaltszeit außen, schwer	h d ⁻¹	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Aufenthaltszeit innen, gesamt	h d ⁻¹	23	22	21	21	21	21	21
Aufenthaltszeit innen, ruhend	h d ⁻¹	14	12	11	10,5	10,1	10,1	10,1
Aufenthaltszeit innen, leicht	h d ⁻¹	8,1	9,1	9,2	9,7	10,1	10,1	10,1
Aufenthaltszeit innen, moderat	h d ⁻¹	0,7	0,7	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
Aufenthaltszeit innen, schwer	h d ⁻¹	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
Aufenthaltszeit innen, wach	h d ⁻¹	9	10	10	10,5	11	12,5	14

Tabelle 4.3: Werte der stoffbezogenen Expositionsparameter [alle dimensionslos] (zusammengestellt aus Hassauer et al. 1993, Eikmann et al. 2007 und STARS).

Parameter	As	Cd	Hg	Pb	HCH	DDX
Depositionskoeffizient alveolar	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25
Resorptionskoeffizient oral	1	0,05	0,15	0,5	1	1
Resorptionskoeffizient inhalativ	0,3	1	0,8	1	1	

4.4.3 Expositionsmedien Sediment, Boden, Hausstaub

4.4.3.1 Sediment-[Bioturbation/Bodenbearbeitung]-Boden

Prozesse und Quantifizierungsansätze Der Pfad Sediment-Boden spielt innerhalb der Expositions Betrachtung für den Rezeptor Mensch nur eine Rolle als Transferpfad, dessen Hauptprozess die Vermischung des abgelagerten Sedimentes mit dem vorhandenen Bodenmaterial ist. Diese Vermischung kann entweder durch Bodenlebewesen und grabende Tiere in Form der sogenannten Bioturbation erfolgen oder durch die landwirtschaftliche und primär maschinelle Bodenbearbeitung auf ackerbaulich genutzten Flächen sowie die überwiegend mit Handwerkzeugen durchgeführte Bodenbearbeitung in Haus- und Kleingärten.

Wird der Boden selbst als Rezeptor betrachtet, so kann eine Analyse der Schadstoffablagerungen bezogen auf die Funktionen des Bodens erfolgen wie etwa die Lebensraumfunktion für Bodenorganismen oder die Filter-, Speicher- und Pufferfunktion (z. B. Prüß 1994: 38 ff.). Um zu einer Abschätzung der Empfindlichkeit des Rezeptors Boden gegenüber Einträgen von Schwermetallen und organischen Schadstoffen zu gelangen, können Verfahren zur Bodenfunktionsbewertung angewendet werden. Ein Schwerpunkt in diesem Zusammenhang bildet das Filter-, Speicher- und Puffervermögen des Bodens für Schwermetalle und Organika. Entsprechende Analyse- und Bewertungsverfahren für Bodenfunktionen werden ausführlich dargestellt von DVWK (1988), Blume & Brümmer (1991), Hennings (1994), Blume et al. (1998), Gröngroft et al. (1999) sowie AG Boden (2007). Zur räumlich differenzierten Operationalisierung solcher Verfahren der Bodenfunktionsbewertung sind Flächendaten zu relevanten Bodeneigenschaften notwendig. Diese sind u. a. in Form von – oftmals schon digitalen – Bodenkarten unterschiedlicher Maßstäbe verfügbar. Häufig fehlen allerdings Bodeninformationen im Siedlungsbereich vollständig und für ehemalige Bergbaugebiete, beispielsweise rekultivierte Tagebaue, liegen meist nur eingeschränkt Daten vor. Flächendeckende Bewertungen für Gebiete mit hohen Anteilen an Siedlungs- und ehemaligen Bergbauflächen gestalten sich daher entsprechend schwierig.

Implementierung und Parametrisierung Die Ermittlung der sich infolge von Durchmischung einstellenden Bodenkonzentration im Oberboden erfolgt basierend auf den Ergebnissen der Stofftransportmodellierung von Schulz et al. (2007) und Schulz et al. (2009). Die Ergebnisparameter der Stofftransportmodellierung sind die Mächtigkeit des abgelagerten Sedimentes (Evolution) h_{Sediment} sowie die Stoffkonzentration im Sediment C_{Sediment} bezogen auf eine Sedimentationsfläche $A_{\text{Sedimentation}}$. Für das Sediment wurde bei der Modellierung durch Schulz et al. (2009) als Dichte ρ_{Sediment} $1\,600\text{ kg m}^{-3}$ festgelegt ($1\,700\text{ kg m}^{-3}$ bei Stuyt et al. 2003: 35). Für den Boden wird hier generell eine Dichte ρ_{Boden} von $1\,500\text{ kg m}^{-3}$ angenommen, da alle Bodenformen der VBK50 in die Lagerungsdichteklasse 2 fallen mit Dichtewerten von $1\,400$ bis $1\,600\text{ kg m}^{-3}$ (vgl. AG Boden 1996: 126). Da das Sediment nach der Ablagerung je nach Flächennutzung entfernt, eingearbeitet oder unverändert an Ort und Stelle verbleibt, werden die folgenden Annahmen getroffen: Bei versiegelten Flächen wird grundsätzlich von einer Entfernung des abgelagerten Materials ausgegangen. Auf Ackerflächen wird von einer Einarbeitung des abgelagerten Sedimentes über eine Tiefe von $0,3\text{ m}$ ausgegangen und die sich daraus ergebende Bodenkonzentration

berechnet. Für Hausgärten wird die Mächtigkeit der Durchmischungsschicht mit 0,1 m angenommen, für Grünland mit 0,05 m. Einen ähnlichen Ansatz haben auch Sedman et al. (1994) zur Ermittlung der Bodenbelastung durch Schwermetalle aus Abgasen von Sondermüllverbrennungsanlagen verfolgt sowie Stuyt et al. (2003: 52) und von Tümpling (2007: 52) für schadstoffbelastete Hochwassersedimente. Die Annahmen zu Durchmischungstiefen für Acker und Grünland folgen Stuyt et al. (2003: 53), bei den Hausgärten wurde aufgrund der eher oberflächlichen Bodenbearbeitung mit Handwerkzeugen eine etwas größere Durchmischung als bei Grünland angenommen.

Die Berechnung der Sedimentmasse m_{Sediment} zeigt Gleichung 4.1 (S. 100).

$$m_{\text{Sediment}} = h_{\text{Sediment}} \cdot A_{\text{Sedimentation}} \cdot \rho_{\text{Sediment}} \quad (4.1)$$

Die Bodenmasse m_{Boden} im Durchmischungsbereich kann analog zu Gleichung 4.1 (S. 100) berechnet werden, wobei hier h_{Boden} der Mächtigkeit der zu durchmischenden Bodenschicht entspricht. Die Stoffkonzentration im Sediment resp. Boden ist die Stoffmasse dividiert durch die Sedimentmasse. Die neue Stoffkonzentration in der Mischung C_{Mischung} lässt sich zusammenfassend wie folgt berechnen:

$$C_{\text{Mischung}} = \frac{m_{\text{Stoff,Sediment}} + m_{\text{Stoff,Boden}}}{m_{\text{Sediment}} + m_{\text{Boden}}} \quad (4.2)$$

bzw. ausführlicher

$$C_{\text{Mischung}} = \frac{(h_{\text{Sediment}} \cdot \rho_{\text{Sediment}} \cdot C_{\text{Sediment}}) + (h_{\text{Boden}} \cdot \rho_{\text{Boden}} \cdot C_{\text{Boden}})}{(h_{\text{Sediment}} \cdot \rho_{\text{Sediment}}) + (h_{\text{Boden}} \cdot \rho_{\text{Boden}})} \quad (4.3)$$

$A_{\text{Sedimentation}}$	=	Sedimentationsfläche [m ²]
C_{Mischung}	=	Stoffkonzentration in der Sedimentschicht [kg kg ⁻¹]
C_{Sediment}	=	Stoffkonzentration in der Bodenschicht [kg kg ⁻¹]
C_{Boden}	=	Stoffkonzentration der Mischung [kg kg ⁻¹]
h_{Sediment}	=	Höhe der Sedimentschicht [m]
h_{Boden}	=	Höhe der durchmischten Bodenschicht [m]
m_{Sediment}	=	Sedimentmasse [kg]
$m_{\text{Stoff,Sediment}}$	=	Stoffmasse in der Sedimentschicht [kg]
$m_{\text{Stoff,Boden}}$	=	Stoffmasse in der Bodenschicht [kg]
$m_{\text{Stoff,Sediment}}$	=	Masse der Sedimentschicht [kg]
$m_{\text{Stoff,Boden}}$	=	Masse der Bodenschicht [kg]
ρ_{Sediment}	=	Lagerungsdichte des Sediments [kg m ⁻³]
ρ_{Boden}	=	Lagerungsdichte der Bodenschicht [kg m ⁻³]

4.4.3.2 Boden/Hausstaub-[dermale Resorption]-Mensch

Prozesse und Quantifizierungsansätze Spielende Kinder haben häufig mit ihren Händen und Unterarmen direkten und mit ihrem Gesicht über Hand-zu-Mund- bzw. Hand-zu-Gesicht-Bewegungen indirekten Kontakt mit Bodenmaterial, das während des Spielens und bis zum nächsten Waschen auf der Haut verbleibt. Je nach Jahreszeit können auch noch weitere Körperregionen exponiert sein, im Sommer etwa Oberschenkel sowie der gesamte Bereich des Oberkörpers. Auch Erwachsene kommen – in erster Linie und am häufigsten bei der Gartenarbeit – mit ihrer Haut in direkten Bodenkontakt. Im Boden enthaltene

Schadstoffe können über die Haut aufgenommen werden und in den Körper gelangen. Dieser Prozess wird als dermale oder perkutane Absorption bzw. Hautabsorption bezeichnet (engl. dermal absorption, percutaneous a., skin a.) und von OECD (2004: 30) definiert als:

„diffusion of chemicals from the outer surface of the skin to the receptor fluid or systemic circulation.“

[Diffusion von Chemikalien von der Hautoberfläche zur Rezeptorflüssigkeit oder in das Blut- bzw. Lymphsystem.]

Der Vorgang ist vielschichtig und wird in einem eigenen Wissenschaftsbereich untersucht, der Dermatotoxikologie. Übersichten hierzu geben die Monographien und Sammelwerke von US-EPA (1992), Bronaugh & Maibach (2002), Bronaugh & Maibach (2005), WHO (2006), Roberts & Walters (2008) sowie Zhai et al. (2008).

Beispiele/Belege

Nachdem Boden mit einer bekannten Stoffkonzentration auf die Haut gelangt ist, können verschiedene Verlustprozesse ablaufen, die die resorbierte Dosis beeinflussen. Nach US-EPA (1992: 2-5-2-13) sind dies – v. a. bei Stoffen mit hohem Dampfdruck – die Evaporation von der Hautoberfläche, Bindung an das Stratum corneum und andere Hautschichten sowohl sorptiv als auch durch diffusive Partitionierung in die Wasser-, Lipid- und Proteinphase der Haut(zellen) sowie Metabolisierungsvorgänge. Hawkins & Reifenrath (1984) haben die Evaporation von Schadstoffen untersucht, die auf Haut von Schweinen aufgetragen wurden. Die Evaporationsverluste lagen im Bereich von 4–65 %, wobei für DDT 4 % (± 5) und für Lindan 26 % (± 5) ermittelt wurden.

Die Aufnahme des Schadstoffes ist u. a. abhängig vom Vermögen des Stoffes, die Hautbarriere zu passieren, der Schadstoffkonzentration im Boden, den Sorptionseigenschaften des Bodens sowie der Anwesenheit weiterer Stoffe, die entweder als Transfermedium bei der Hautpassage dienen können oder die Aufnahmefähigkeit der Haut beeinflussen. Sorbenten wie Humus können etwa bei Nitroaromaten zu geringerer Absorption führen, wie Studien mit unterschiedlich humushaltigen Böden zeigen (Reifenrath et al. 2008). Physikochemische Eigenschaften, die die Resorbierbarkeit einer Substanz bestimmen, sind Lipophilie, Polarität, Volatilität, Löslichkeit sowie Molekulargewicht und Durchmesser (US-EPA 1992: 2-26 ff.).

Auf Seiten des Rezeptors wird die perkutane Resorption von der bodenbedeckten Hautfläche, der Schichtdicke des Bodenmaterials auf der Haut, der Häufigkeit und Dauer der Hautbedeckung, der exponierten Körperregion, der Hautoberflächentemperatur, dem Alter und Geschlecht sowie dem individuellen Zustand der Haut, z. B. Wasser- und Fettgehalt, gesteuert. Reifenrath et al. (2008) konnten bei einer *in vitro*-Studie mit Haut von Schweinen eine 50fach höhere Aufnahme von Dinitrotoluol unter feuchteren Bedingungen und eine 200fach höhere Aufnahme bei mit künstlichem Schweiß behandelte Haut feststellen. Die Rolle der Körperregion zeigen u. a. die Studien von Maibach et al. (1971), Guy & Maibach (1984) und zusammenfassend Poet & McDougal (2002). Als Ursachen für die Resorptionsunterschiede werden die unterschiedliche Dicke des Stratum corneum gesehen sowie die verschiedenen Lipidanteile der Hautregionen. So beträgt die Dicke des Stratum corneum im Bereich von Rücken, Bauch und Stirn 10–15 μm , auf dem Handrücken 49 μm und in der Handfläche 400 μm (Scheuplein & Blank 1971). Hieraus ergeben sich Differenzen

in der Resorption beispielsweise für Malathion in umgekehrter Reihenfolge der genannten Regionen von von 6 % über 13 % bis zu 23 % (Poet & McDougal 2002: 23).

Zur Quantifizierung der Exposition über die Haut existieren verschiedene Ansätze. Ein grundlegender Unterschied zu den Expositionspfaden mit oraler und inhalativer Zufuhr eines schadstoffhaltigen Expositionsmediums ist das Fehlen einer äußeren Exposition, da die Aufnahme des Stoffes unmittelbar durch die Haut erfolgt und damit als Zielgröße der Quantifizierung direkt eine resorbierte Dosisrate steht (vgl. Stubenrauch et al. 1995: 37).

Als Hauptgrößen zur Ermittlung der dermalen Exposition werden bei den einfacheren Ansätzen die Bodenmasse pro Hautfläche, die bedeckte Hautfläche, die stoffspezifische dermale Resorptionsrate sowie die Expositionshäufigkeit und Dauer benötigt. Zusätzlich sind – wie bei allen personenbezogenen Expositionsberechnungen – die Stoffkonzentration im Kontaktmedium sowie die Körpergröße notwendig. Stubenrauch et al. (1995: 38–42) haben ein Verfahren vorgestellt, das sich im wesentlichen auf die oben genannten Größen stützt.

Implementierung und Parametrisierung Der Pfad Boden/Hausstaub-[dermale Resorption]-Mensch kann für Arsen, Blei, Cadmium und Quecksilber vernachlässigt werden, da nahezu keine Resorption von anorganischen Schwermetallen über die Haut zu erwarten ist (Stubenrauch et al. 1995: 41). Weitere Details der stoffspezifischen Hautresorption finden sich im Abschnitt A.1 (S. 227), in dem die im Rahmen der Fallstudie bearbeiteten Stoffe charakterisiert werden. Bei den hochgradig lipophilen organischen Schadstoffen DDT und den Isomeren des HCH ist die dermale Resorption – insbesondere aus einer Bodenmatrix – ebenfalls vernachlässigbar (Stubenrauch et al. 1995: 41), da eine starke Bindung an organische und mineralische Bodenbestandteile vorliegt. Für die genannten Stoffe liegen auch keine TRD-Werte vor, so dass selbst bei Vorliegen einer Exposition keine Risikocharakterisierung und -bewertung möglich wäre. Aus den genannten Gründen erfolgt keine Quantifizierung dieses Pfades.

4.4.3.3 Boden-[Ingestion]-Mensch

Prozesse und Quantifizierungsansätze Die direkte Aufnahme von belastetem Bodenmaterial bzw. Hausstaub stellt vor allem für Kleinkinder eine äußerst relevante Belastungsquelle dar. Prozesse sind die unbeabsichtigte Bodenaufnahme durch Hand-zu-Mund-Kontakte bzw. das Ablutschen von Gegenständen (Sedman 1989; Ruck 1990; Stanek & Calabrese 1995; BMU 2004) sowie die beabsichtigte Bodenaufnahme, die auch als Pica-Verhalten bezeichnet wird (Calabrese et al. 1997). Eine Übersicht von neueren Studien, die sich mit Hand-zu-Mund-Kontakten (engl. Hand-to-Mouth – HTM) sowie Hand-im-Mund-Kontakten (engl. Hand-in-Mouth – HIM) beschäftigen, geben ter Burg et al. (2007).

Die Bodeningestion wird auch von Sayre et al. (1974), Lepow et al. (1974, 1975), Lanphear et al. (1996, 1998, 2003) und Mielke & Reagan (1998) als Hauptursache zur Erklärung der Bleibelastung von Kindern angesehen. Aufgrund seiner hohen Relevanz bildet dieser Pfad u. a. die Grundlage zur Ableitung der Prüfwerte der BBodSchV für Nutzungen, bei denen mit einem Aufenthalt von spielenden Kindern zu rechnen ist (BMU 1999).

Abweichend von diesen Arbeiten kommt die Studie von Ter Haar & Aronow (1974) zu dem Ergebnis, dass erhöhte Blutbleikonzentrationen bei Kindern mit Pica-Verhalten nicht das Ergebnis der oralen Aufnahme von Bodenmaterial sei. Zum Nachweis der Hypothese, dass die Bleibelastung durch bleihaltige Farbpigmente aus verwitternden Anstrichen stamme, verglichen sie die Gehalte des atmosphärischen bzw. geogenen Bleisotops ^{210}Pb in den Farbpigmenten ($0,005\text{--}0,07\text{ pCi g}^{-1}$) sowie urbanen Luftpartikeln ($60\text{--}150\text{ pCi g}^{-1}$), Staubbiederschlag ($3\text{--}30\text{ pCi g}^{-1}$), Staubsaugerbeutelproben ($0,4\text{--}1\text{ pCi g}^{-1}$), Vorgartenboden ($0,3\text{--}2\text{ pCi g}^{-1}$) und Straßenstaub ($0,4\text{--}4\text{ pCi g}^{-1}$) mit den Faeces von Kindern mit niedrigen ($0,044\text{ pCi g}^{-1}$) und hohen Blutbleigehalten ($0,04\text{ pCi g}^{-1}$). Da die Anteile von ^{210}Pb in den Faeces bei einer Quelle mit hohem Anteil ebenfalls erhöht sein müssten und sowohl die belastete als auch die unbelastete Gruppe die gleichen Anteile zeige, schließen Ter Haar & Aronow (1974) eine ingestive Aufnahme von bleihaltigem Bodenmaterial aus.

Zahlreiche Studien konnten allerdings eine enge Beziehung herstellen zwischen dem Blutbleigehalt als Biomarker der Bleiexposition und den Bodenbleigehalten in der Wohnumgebung als potenzieller Expositionsquelle. Eine zusammenfassende Übersicht solcher Studien aus dem Zeitraum 1974–1989 geben Xintaras (1992) und Reagan & Silbergeld (1989). Auch in jüngerer Zeit konnten positive Korrelationen zwischen Blutbleigehalten und Bleigehalten in Boden und Hausstaub nachgewiesen werden (Noonan et al. 2003). Unterschiedliche, nichtlineare konzentrationsabhängige Korrelationen zwischen Bodenblei- und Blutbleigehalten haben Mielke et al. (2007) für das Stadtgebiet von New Orleans im Zeitraum 2000–2005 ermittelt.

Die Bedeutung des Direktpfades lässt sich auch aus seinem prozentualen Anteil bezogen auf die Gesamtexposition ableiten und ist je nach Stoff und Expositionsbedingungen unterschiedlich. Lijzen et al. (2001: 121) schätzen folgende Anteile für die Bodeningestion an der Gesamtexposition: Arsen 71 %, Blei 70 %, Quecksilber 13 %, Zink 11 %, Kupfer 10 % und Cadmium 7 %. Bei den chlororganischen Pestiziden DDX und $\Sigma\text{-HCH}$ liegen die Anteile zwischen 4 % und 10 %. Eine Vergleichbarkeit ist allerdings nur im Rahmen der bei Lijzen et al. (2001: 121) zugrunde gelegten Expositionsbedingungen möglich, d. h. bei abweichenden Expositionssituationen können sich die Verhältnisse auch deutlich anders darstellen. Der geringe Anteil des Direktpfades für die Exposition gegenüber Cadmium, Kupfer und Zink kann hier durch deren hohe Bioverfügbarkeit für Pflanzen und einen entsprechenden Pflanzenverzehr im Rahmen des Expositionsszenarios erklärt werden, so dass bei diesen Stoffen der Nahrungspfad dominant ist.

Implementierung und Parametrisierung Die Bodeningestion außen wird mit folgender Gleichung quantifiziert (vgl. Ihme 1994: 38; Mekel et al. 2007c: 25; Reichenauer et al. 2011: 46):

$$E_{\text{Boden},n} = \frac{A_{\text{Boden},n} \cdot t_k \cdot t_{a,n} \cdot r_o \cdot C_{\text{Boden}} \cdot 10^{-6}}{\text{KG}_n} \quad (4.4)$$

$E_{\text{Boden},n}$	=	Exposition über Bodeningestion [$\mu\text{g kg}^{-1} \text{d}^{-1}$]
$A_{\text{Boden},n}$	=	Tägliche Bodeningestionsrate [mg h^{-1}]
C_{Boden}	=	Durchschnittliche Konzentration des Schadstoffes im Boden [$\mu\text{g kg}^{-1}$]
KG_n	=	Körpergewicht [kg]
r_o	=	Orale Resorptionskoeffizient [-]
$t_{a,n}$	=	Außen zugebrachte Zeit [h d^{-1}]
t_k	=	„Klimafaktor“, Expositionsrelevanter Anteil des Jahres [-]
n	=	Altersgruppe

Die Werteausprägungen für die personenbezogenen Parameter zeigt Tabelle 4.2 (S. 98), die der stoffbezogenen Parameter Tabelle 4.3 (S. 98).

Flächen, mit denen dieser Pfad verknüpft ist, sind alle Nutzungstypen, auf denen spielende Kinder zu vermuten sind, so z. B. Spielplätze, Haus- und Kleingärten, Park- und Freizeitanlagen sowie zum Spielen genutzte Brachflächen. Bei letzteren spielt die tatsächliche Zugänglichkeit und die Nähe zu Wohngebieten eine Rolle. Da sich diese Informationen nur begrenzt aus den Geodaten ableiten lassen, wurde daher keine Spielnutzung zugeordnet.

4.4.3.4 Hausstaub-[Ingestion]-Mensch

Prozesse und Quantifizierungsansätze Unter Hausstaub wird hier die Gesamtheit der auf Oberflächen abgelagerten Partikel verstanden. Der Staub auf Oberflächen in Innenräumen besteht sowohl aus Teilchen die von Innen als auch von Außen stammen. Partikel aus Innenquellen sind z. B. Hautschuppen, Textil-/Teppichfasern, Farb-/Putzabrieb sowie Partikel aus Verbrennungsprozessen wie Rauchen, Abbrennen von Kerzen oder Heizen und Kochen mit offenem Feuer. Außenquellen können lokale oder regionale Emittenten sein wie Industrie und Gewerbe mit Verbrennungsprozessen und staubproduzierenden Tätigkeiten, der Straßenverkehr mit Verbrennungsabgasen und Reifenabrieb oder die Landwirtschaft mit Bodenbearbeitungs- und Ernteverfahren. Die diesen Quellen entstammenden Partikel gelangen überwiegend durch Luftaustausch in die Innenräume. Lokale Kontaminationen in Wohnungsnähe können auch durch Anhaftung an Schuhen, Kleidung und freilaufenden Haustieren ins Innere gelangen.

Die Bedeutung der Exposition über Hausstaub wird von Paustenbach et al. (1997) mit der durch Bodeningestion nahezu gleichgesetzt und anhand der folgenden Punkte verdeutlicht: Erstens liegen die Innenaufenthaltszeiten ein vielfaches über den Außenaufenthaltszeiten, womit länger und häufiger Gelegenheit zur Staubaufnahme besteht, zweitens ergibt sich durch die Dominanz des Feinanteils eine höhere Adsorption auf der Haut und an anderen Oberflächen, z. B. Spielzeug, und drittens können Schadstoffkonzentrationen aufgrund des stärker sorbierenden Feinanteils im Hausstaub erhöht sein.

Zahlreiche Untersuchungen konnten eine enge Beziehung zwischen den Stoffkonzentrationen im lokalen Oberboden und denen im Hausstaub nachweisen. Eine frühe Studie von Ter Haar & Aronow (1974) zu dieser Problematik wies auf Basis von Isotopenuntersuchungen am Beispiel von Blei nach, dass die Isotopenverhältnisse im Hausstaub zu denen im Straßenstaub bzw. Oberboden der Hausgrundstücke vergleichbar sind, ergo für das Blei im Hausstaub lokale Außenquellen verantwortlich sind. Roberts et al. (1974) ermittelten eine Konzentration im Hausstaub, die 75 % der Bodenkonzentration entsprach. Auch Fergusson & Kim (1991) fanden lokalen Boden als Hauptbestandteil von Straßen- und Hausstaub und stellten eine Anreicherung von Blei, Zink, Kupfer, Cadmium, Arsen, Antimon, Chrom,

Calcium, Natrium, Gold, Chlor und Brom fest, wobei generell zusätzliche Quellen zu beachten sind (Fergusson & Kim 1991). Den Beitrag einzelner Quellen für Schwermetalle im Hausstaub haben Hunt et al. (1993) exemplarisch untersucht. Ein differenziertes Bild zeigen auch die Korrelationen von Bodenproben aus Hausgärten zu Hausstaubproben aus Staubsaugerbeuteln für Cadmium, Kupfer, Blei und Zink in der Arbeit von Davies et al. (1985), die elementspezifisch deutlich unterschiedliche Zusammenhänge fanden.

Beim Vergleich der verschiedenen Studien ist die Rolle der Probenahmemethode für den Hausstaub, z. B. Wischproben, Depositionssammler oder Staubsaugerproben, sowie die zeitliche Verteilung und die genaue Lokalisierung in den Räumen zu beachten. Zu diesem Aspekt findet sich eine ausführliche Diskussion bei Wilson et al. (2007) und speziell zur Staubsaugerbeprobung in Bero et al. (1997). Wischproben auf einem Oberschrank sind beispielsweise kaum geeignet, den Hausstaub im Spielbereich eines Kleinkindes zu charakterisieren.

Das Partikelgrößenspektrum von Hausstaub und die darin vorgefundenen Bleikonzentrationen haben Que Hee et al. (1985) untersucht. Hierbei stellten sie in allen Fraktionen annähernd gleiche Bleikonzentrationen fest, deren Hauptanteil an die 76 % der Gesamtmasse ausmachende Fraktion <149 µm gebunden war. Diese Tatsache erlangt besondere Bedeutung durch die Beobachtung, dass die gastrointestinale Resorption von der Partikelgröße abhängig und negativ mit dieser korreliert ist (z. B. Barltrop & Meek 1979). Dieser Effekt kann zwanglos mit der größeren spezifischen Oberfläche der kleineren Partikel erklärt werden, die als Angriffs- und Austauschfläche für die Verdauungssekrete fungiert. Ob dieser von Barltrop & Meek (1979) mit metallischem Blei und Ratten untersuchte Effekt auch für an Boden- und Hausstaubpartikel gebundenes Blei bzw. andere Metalle gilt, ist offen.

Von großem Einfluss auf die Bioverfügbarkeit von Blei aus einer Bodenmatrix ist der zeitliche Abstand der Bodenaufnahme zur Nahrungsaufnahme. Maddaloni et al. (1998) ermittelten durch orale Gabe an Probanden eine als Blutbleigehalt bestimmte Bioverfügbarkeit, die nüchtern bei 26,2 % ($\pm 8,1$) und nach einem Frühstück bei 2,52 % ($\pm 1,7$) lag. Dies ist – nach Eigenaussage der Autoren – die erste Studie, die die orale Bioverfügbarkeit von Blei aus Bodenmaterial beim Menschen *in vivo* untersucht. Freemann et al. (1995) haben die Resorption von Arsen bei Aufnahme über Boden und Hausstaub an Affen untersucht. Die Bioverfügbarkeit für die genannten Medien lag, bezogen auf die Konzentrationen im Urin, bei 19 % bzw. 14 % und, bezogen auf die Konzentrationen im Blut, bei 10 % bzw. 11 %.

Implementierung und Parametrisierung Weitestgehend analog zu Gleichung 4.4 (S. 103) erfolgt die Berechnung der Hausstaubexposition nach folgendem Ansatz:

$$E_{\text{Hausstaub},n} = \frac{A_{\text{Hausstaub},n} \cdot t_{\text{iw},n} \cdot r_o \cdot C_{\text{Hausstaub}} \cdot 10^{-6}}{KG_n} \quad (4.5)$$

$E_{\text{Hausstaub},n}$	=	Exposition über Hausstaubingestion [$\mu\text{g kg}^{-1} \text{d}^{-1}$]
$A_{\text{Hausstaub},n}$	=	Tägliche Hausstaubingestionsrate [mg h^{-1}]
$C_{\text{Hausstaub}}$	=	Konzentration des Schadstoffes im Hausstaub [$\mu\text{g kg}^{-1}$]
KG_n	=	Körpergewicht [kg]
r_o	=	Orale Resorptionskoeffizient [-]
$t_{iw,n}$	=	Innen wach zugebrachte Zeit [h d^{-1}]
n	=	Altersgruppe

Hierbei wird davon ausgegangen, dass die Prozesse der Bodenaufnahme im Innenraum identisch zu denen Außen verlaufen. Der Hauptunterschied ergibt sich durch die unterschiedlichen Aufenthaltszeiten. Die einzelnen für die personenbezogenen Parameter verwendeten Werte können Tabelle 4.2 (S. 98) entnommen werden, die der stoffbezogenen Parameter Tabelle 4.3 (S. 98). Die Konzentration im Hausstaub wird der Konzentration im Boden gleichgesetzt, wie auch von Reichenauer et al. (2011: 47) vorgeschlagen.

4.4.4 Expositionsmedium Luft

Beachtenswert bei diesem Pfad ist die Anreicherung von Schadstoffen in der Partikelphase, so dass hier deutlich höhere Konzentrationen zugrunde gelegt werden müssen. Das BMU (1999: 47) nimmt einen Anreicherungsfaktor von 5 für Schwermetalle und von 10 für organische Schadstoffe an. Ferner ist zu beachten, dass durch die pulmonale Resorption je nach Stoff unterschiedliche toxische Effekte resultieren, die sich von denen bei oraler oder dermalen Aufnahme unterscheiden.

Bei den nachfolgenden Beschreibungen der Expositionspfade mit dem Medium Luft als primärer Quelle wird ausschließlich die Partikelphase der Luft betrachtet, d. h. nur der partikulär gebundene Anteil der Stoffe.

4.4.4.1 Außenluft-[Inhalation]-Mensch

Prozesse und Quantifizierungsansätze Die inhalative Aufnahme von belasteten Bodenpartikeln über die Atemluft stellt einen weiteren relevanten Pfad für die Beurteilung der Exposition gegenüber partikulär gebundenen Schadstoffen dar. Bedeutung kommt hier vor allem offenen Bodenflächen zu, aus denen Partikel ausgeweht werden können. Durch den Übergang in die Raumluft spielen sie auch in Innenräumen eine Rolle (siehe hierzu Abschnitt 4.4.4.2, S. 107). Betroffen sind alle Nutzungen, auf denen offene Bodenflächen vorhanden sind. Zusätzlich haben staubproduzierende Tätigkeiten einen Einfluss auf die Exposition, wie beispielsweise das Fußballspielen auf Sport- und Bolzplätzen (Eikmann et al. 1993) oder Gartenarbeiten. In AGLMB (1995: 123) wird von einem Versuch berichtet, bei dem durch Gartenarbeit 6 mg m^{-3} Staub erzeugt wurden. Innerhalb der BBodSchV bildet dieser Pfad die Bewertungsgrundlage für die Exposition von Berufstätigen auf Industrie- und Gewerbeflächen.

Sind keine Messwerte vorhanden, so kann die Schadstoffkonzentration in der Außenluft bei partikulär gebundenen Stoffen über Annahmen zum Partikelgehalt und zur Partikelgrößenverteilung sowie den Schadstoffkonzentrationen in der Partikelphase unter Berücksichtigung von Stoffanreicherungsprozessen abgeschätzt werden. Für die mittlere tägliche Staubkonzentration in der Außenluft wird etwa von BMU (1999: 41) ein Wert von

1 mg m⁻³ verwendet, worin bereits Abschläge durch staubmindernde Witterungsverhältnisse enthalten sind.

Implementierung und Parametrisierung Die quantitative Bestimmung der Exposition durch Inhalation von Partikeln in der Aussenluft basiert auf dem Ansatz von Ihme (1994: 44), der in ähnlicher Form – allerdings nicht nach Aktivitätsphasen differenziert – bei Mekel et al. (2007c: 26) und Reichenauer et al. 2011: 49 zu finden ist.

$$A_{\text{Aussenluft},n} = A_{\text{Luft},r,n} \cdot t_{a,r,n} + A_{\text{Luft},l,n} \cdot t_{a,l,n} + A_{\text{Luft},m,n} \cdot t_{a,m,n} + A_{\text{Luft},s,n} \cdot t_{a,s,n} \quad (4.6)$$

$A_{\text{Aussenluft},r,n}$	=	tägliche Inhalationsrate Außenluft [m ³ h ⁻¹]
$A_{\text{Luft},r,n}$	=	Inhalationsrate im Aktivitatzustand r [m ³ h ⁻¹]
$t_{a,r,n}$	=	außen zugebrachte Zeit im Aktivitatzustand r [h d ⁻¹]
r	=	Aktivitatzustand ruhend
l	=	Aktivitatzustand leicht
m	=	Aktivitatzustand moderat
s	=	Aktivitatzustand schwer
n	=	Altersgruppe

$$E_{\text{Aussenluft},n} = \frac{A_{\text{Aussenluft},n} \cdot r_i \cdot d \cdot C_{\text{Aussenluft}}}{KG_n} \quad (4.7)$$

$E_{\text{Aussenluft},n}$	=	Exposition über Auenluftinhalation [g kg ⁻¹ d ⁻¹]
$A_{\text{Aussenluft},n}$	=	tägliche Inhalationsrate Außenluft [m ³ h ⁻¹]
$C_{\text{Aussenluft}}$	=	Konzentration des Schadstoffes in der Außenluft [g m ⁻³]
d	=	inhalierter und alveolär deponierter Schadstoffanteil [-]
KG_n	=	Korporgewicht [kg]
r_i	=	inhalativer Resorptionskoeffizient [-]
n	=	Altersgruppe

Für die Berechnung notwendige Parameterwerte können für die stofflichen Komponenten Tabelle 4.3 (S. 98) entnommen werden und für die personenbezogenen Komponenten Tabelle 4.2 (S. 98).

4.4.4.2 Innenluft-[Inhalation]-Mensch

Prozesse und Quantifizierungsansätze Der Innenluftpfad hat vor allem Bedeutung sowohl durch die Anteile lokaler, bodenbürtiger Partikel im Hausstaub als auch durch den überragenden Anteil der Innenaufenthaltszeit am täglichen Zeitbudget.

Eine Ableitung des Partikelgehaltes und der Schadstoffkonzentrationen in der Innenluft kann beim Fehlen von Messungen – was bei der Analyse zukünftiger Zustände generell der Fall ist – aus Informationen zur Konzentration in der Außenluft erfolgen. Die Partikelphase der Innenluft stammt sowohl von Innen- als auch von Auenquellen, Letztere etwa durch Luftaustausch oder die Verschleppung von Bodenpartikeln über Kleidung und Schuhe in den Wohnraum. Roberts et al. (1974) etwa fanden eine lineare Beziehung zwischen der Bleibelastung der Außenluft und der Innenluft mit einer erklärten Varianz von 85 %, wobei die Konzentration innen zwischen 15 % und 30 % der Konzentration außen betrug.

Implementierung und Parametrisierung Die Berechnung der Exposition durch inhalieren von Partikeln aus der Innenraumluft erfolgt analog dem Ansatz für die Berechnung der Aussenluftexposition. Unterschiede bestehen zum einen in den Aufenthaltszeiten – innen statt außen – sowie zum anderen in den Konzentrationsunterschieden des Stoffes zwischen der Innen- und der Außenluft. Die Tabellen mit den notwendigen Parameterausprägungen sind für die stoffbezogenen Tabelle 4.3 (S. 98) sowie für die personenbezogenen Tabelle 4.2 (S. 98).

$$A_{\text{Innenluft},n} = A_{\text{Luft},r,n} \cdot t_{i,r,n} + A_{\text{Luft},l,n} \cdot t_{i,l,n} + A_{\text{Luft},m,n} \cdot t_{i,m,n} + A_{\text{Luft},s,n} \cdot t_{i,s,n} \quad (4.8)$$

$A_{\text{Innenluft},r,n}$	=	Tägliche Inhalationsrate Innenluft [$\text{m}^3 \text{h}^{-1}$]
$A_{\text{Luft},r,n}$	=	Tägliche Atemrate im Aktivitätszustand r [$\text{m}^3 \text{h}^{-1}$]
$t_{i,r,n}$	=	Innen zugebrachte Zeit im Aktivitätszustand r [h d^{-1}]
r	=	Aktivitätszustand ruhend
l	=	Aktivitätszustand leicht
m	=	Aktivitätszustand moderat
s	=	Aktivitätszustand schwer
n	=	Altersgruppe

$$E_{\text{Innenluft},n} = \frac{A_{\text{Innenluft},n} \cdot r_i \cdot d \cdot C_{\text{Innenluft}}}{\text{KG}_n} \quad (4.9)$$

$E_{\text{Innenluft},n}$	=	Exposition über Innenluftinhalation [$\mu\text{g kg}^{-1} \text{d}^{-1}$]
$A_{\text{Innenluft},n}$	=	Tägliche Inhalationsrate Innenluft [$\text{m}^3 \text{h}^{-1}$]
$C_{\text{Innenluft}}$	=	Konzentration des Schadstoffes in der Innenluft [$\mu\text{g m}^{-3}$]
d	=	Inhalierter und alveolär deponierter Schadstoffanteil [-]
KG_n	=	Körpergewicht [kg]
r_i	=	Inhalativer Resorptionskoeffizient [-]
n	=	Altersgruppe

4.4.5 Expositionsmedium pflanzliche Nahrung

Pflanzliche Nahrung aus Eigenanbau kann einen erheblichen Beitrag zur Exposition gegenüber Schadstoffen aus dem Boden leisten, da bei Klein- und Hausgärtnern im Schnitt eine 50%ige Selbstversorgungsquote besteht (LUA-NRW 2001: 85). Die durch Hochwasser in die Gartenböden eingetragenen Stoffe werden in unterschiedlichem Maße von den einzelnen Pflanzenarten aufgenommen. Verschmutzungen durch Bodenmaterial werden in der Regel durch Waschen, Putzen und Schälen nahezu komplett entfernt, so dass dieser Pfad für pflanzliche Nahrungsmittel nur von untergeordneter Bedeutung ist. Auf landwirtschaftlichen Flächen erfolgt eine Belastung der Pflanzen bzw. des Futtermittels zum Einen durch die hier als „Transfer“ bezeichnete systemische Aufnahme (Boden-[Transfer]-Pflanze) sowie zum Anderen auch durch die Anhaftung von Bodenpartikeln, die nicht bzw. nur mit hohem Aufwand entfernbar sind (Boden-[Anhaftung]-Pflanze). Diesen Themen widmen sich die folgenden Abschnitte, die sowohl die Prozesse des Transfers von Schwermetallen und Organika in Pflanzen als auch die des Verschmutzungspfades mit anhaftendem Bodenmaterial beschreiben und Möglichkeiten zur Quantifizierung dieser Prozesse sowie die implementierten Methoden vorstellen. Abweichend von der Gliederung nach Expositionsmedien wird hier

ergänzend der nicht über das Expositionsmodell bis zum Rezeptor Mensch durchgehend betrachtete Pfad vom Boden in Futterpflanzen bzw. Grünlandaufwuchs mit betrachtet.

In den folgenden Erläuterungen zum Transfer von Schadstoffen aus dem Boden in die Pflanze erfolgt eine Einschränkung auf Nutzpflanzen, da für Wildpflanzen kaum belastbare Untersuchungen zu deren Anreicherungsverhalten sowie zur Empfindlichkeit gegenüber Schadstoffen vorliegen. Unter Nutzpflanzen werden hier alle für den Verzehr durch Tiere und Menschen angebaute Pflanzen verstanden. Die Aufnahme von Stoffen kann für die Pflanze sowohl ohne Effekte sein als auch schädliche – phytotoxische – Auswirkungen haben. Informationen zur Charakterisierung der Phytotoxizität bestimmter Stoffe für Nutzpflanzen finden sich bei Prüß (1994), Hock & Elstner (2005) sowie Delschen & König (1998).

Als Hauptquellen für die Belastung der Nutzungen „Haus- und Kleingärten (Nutzgärten)“ sowie „Acker“ und „Weide“ kommen nach LUA-BB (2000: 6) folgende Transfer- bzw. Direktpfade in Betracht: Boden-Nahrungspflanze-Mensch, Boden-Futterpflanze-Tier-Mensch. Ersterer kann nach BMU (1999: 66) in einen Einwirkungspfad über die Bodenlösung durch Wurzel Aufnahme in die Pflanze (systemischer Aufnahmepfad) und einen Einwirkungspfad durch nicht entfernbare Anhaftungen (Verschmutzungspfad) differenziert werden. Für nicht- bzw. schwerflüchtige Stoffe wie Schwermetalle (ausgenommen spezielle organische Quecksilberverbindungen) und Organika mit entsprechenden physikochemischen Eigenschaften hat der Luftpfad (Gas) keine Relevanz (BMU 1999: 50). Beim Pfad Boden-(Futterpflanze)-Tier spielt sowohl die Rolle der direkten Aufnahme von Boden beim Grasens als auch die Aufnahme von verschmutztem Pflanzenmaterial eine Rolle, LUA-BB (2003: 8) nennt beispielsweise Verschmutzungsanteile von bis zu 10%. Eine Übersicht der verschiedenen Pfade zeigt die Abbildung 4.10 (S. 110).

Die Berechnung des Nahrungspflanzenpfades kann über die Ermittlung des täglichen Verzehrs selbst angebaute Nahrung und der Multiplikation mit den in den angebaute Pflanzen abgeschätzten Konzentrationen erfolgen. Beispiele hierzu geben die Arbeiten von Ihme (1994) und Mekel (1996) sowie weitere Untersuchungen zum Anbau und Verzehr von selbst erzeugtem Gemüse. Details hierzu finden sich in den nachfolgenden Abschnitten.

4.4.5.1 Boden-[Anhaftung]-Pflanze

Prozesse und Quantifizierungsansätze Bodenpartikel können durch lokale Verwehung und Verspritzen infolge Tropfenaufschlag auf die Pflanze gelangen sowie während der Ernte in das Pflanzenmaterial eingetragen werden. Hierdurch findet eine Kontamination des Pflanzenmaterials statt, die auch als Resuspension bzw. Bodenresuspension bezeichnet wird (Rommel et al. 1998: 202; Legind & Trapp 2009: 779). McLachlan (1991) (zit. in Rommel et al. 1998: 198) hält neben der direkte Bodenaufnahme bei der Beweidung diesen Pfad für die Hauptursache der Schadstoffbelastung von (Nutz-)Tieren und den daran gekoppelten Transfer in die menschliche Nahrungskette. Hinsichtlich der Schadstoffaufnahme durch weidendes Vieh zeigt sich nach Beck & Jones (1995) und Beck et al. (1996) eine deutliche Dominanz des Verschmutzungspfades für persistente lipophile Organika wie etwa DDT oder HCH.

Für PAK und PCB sehen Trapp et al. (2001: 63) den Verschmutzungspfad bei Kürbisgewächsen, Blattsalaten, Spinat, Weizen (Korn), Getreiden, Gras, Grünkohl, Kartoffeln

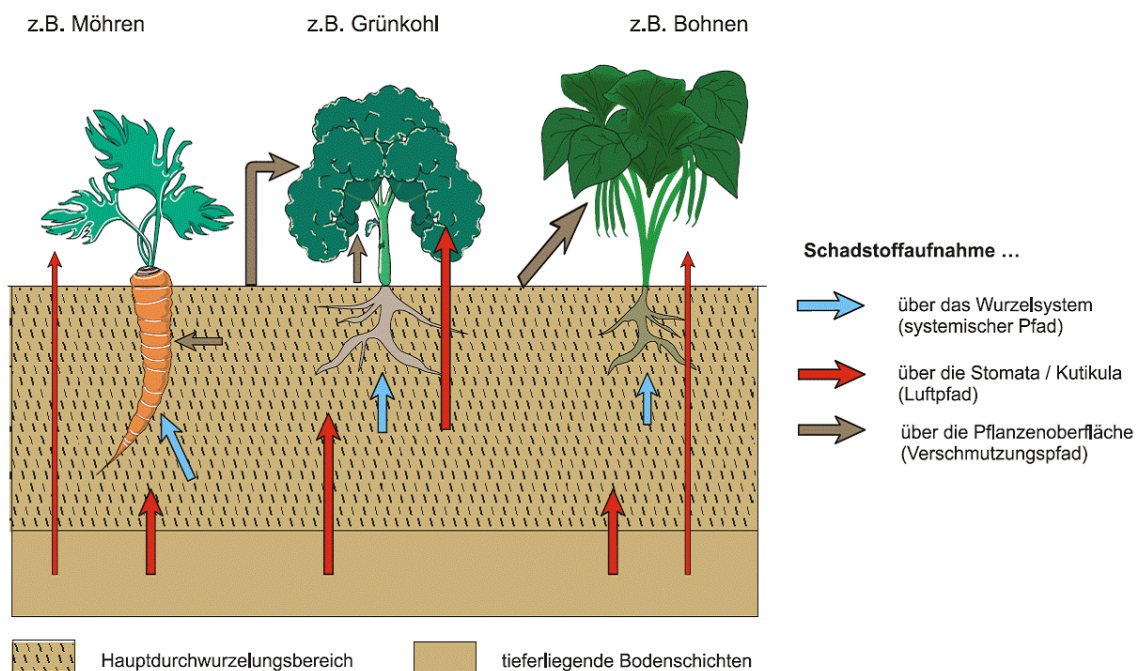


Abbildung 4.10: Teilpfade für die Aufnahme von Schadstoffen durch Pflanzen (LUA-BB 2003: 31).

und Möhren als relevant und halten ihn – bezogen auf die beiden schwerflüchtigen Stoffgruppen – für den wichtigsten Transferpfad. Bei Baum und Strauchobst erachten sie den Pfad als unbedeutend. Crößmann (1992) (zit. in Rommel et al. 1998: 198) nennen am Beispiel von BaP Wurzel- und Knollengemüse wie Schwarzwurzeln und Möhren sowie bodennahe Kulturen wie Erdbeeren als verschmutzungsanfällig. Nach Rommel et al. (1998: 198) ist dieser Pfad ausschließlich für nah an der Bodenoberfläche wachsende Pflanzen bzw. entsprechende Pflanzenteile relevant. Trapp (2009: 24) hingegen erachtet diesen Pfad auch für Getreide(-körner) als wichtig, da durch Staubaufwirbelung während des Erntevorganges schadstoffbelastete Bodenpartikel ins Erntegut gelangen. Er beziffert diesen Anteil überschlägig mit 0,1 %. Für Blattsalate gehen etwa Legind & Trapp (2009: 779) von einem Anteil von 1 % aus, wobei sie sich auf die Arbeit von Li et al. (1994) beziehen. Bezogen auf Gras-Silage gibt McLachlan (1991) einen Anteil von rund 3 % an, Eckstein (1993) für Silagen im Allgemeinen sogar bis zu 10 %.

Implementierung und Parametrisierung Die Berechnung der verschmutzungsbedingten Pflanzenkonzentration $C_{Pflanze}$ erfolgt durch Multiplikation der Bodenkonzentration C_{Boden} mit dem Verschmutzungsanteil $f_{Verschmutzung}$ (siehe Gleichung 4.10, S. 110).

$$C_{Pflanze} = C_{Boden} \cdot f_{Verschmutzung} \quad (4.10)$$

Der Verschmutzungspfad wird für alle Landwirtschaftsflächen berechnet, wobei für Grünland Verschmutzungsanteile beim Grünlandaufwuchs von 3 %, 6 % und 9 % sowie auf Ackerflächen für Getreide von 0,1 % angenommen werden. Für Haus- und Kleingärten wird

dieser Pfad als nicht relevant erachtet, da bei der Zubereitung der Pflanzen für den Verzehr durch Waschen und Schälen die vorhandenen Anhaftungen weitestgehend entfernt werden.

4.4.5.2 Boden-[Transfer]-Pflanze: Metalle und Spurenelemente

Prozesse und Quantifizierungsansätze Im Zuge der Vorbereitung der BBodSchV werteten Knoche et al. (1999) im Auftrag des UBA dessen Datenbank TRANSFER aus. Ziel der Auswertung war die Bestimmung regelhafter Zusammenhänge zwischen Boden- und Pflanzenkonzentrationen und eine darauf basierende Prognose von Überschreitungswahrscheinlichkeiten bestimmter Pflanzenkonzentrationen. Hieraus wurden im Umkehrschluss Bodenkonzentrationen abgeleitet, die die Prüfwerte für den Pfad Boden-Nutzpflanze der BBodSchV darstellen (BMU 1999: 71 f.). Gegenwärtig wird das Verfahren vom Land Brandenburg in seinem „Leitfaden Detailuntersuchung für den Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze“ für Abschätzungen des Transfers von Schwermetallen in die Pflanze empfohlen (LUA-BB 2010). Weitere Quellen für Transferfaktoren sind die auf Literaturlauswertungen basierenden Studien von Baes et al. (1984) sowie BJC (1998) und die einem ähnlichen Ansatz wie Knoche et al. (1999) folgenden Studie von Hough (2002) bzw. Hough et al. (2003) und Hough et al. (2004).

Die TRANSFER-Datenbank enthält insgesamt mehr als 317 000 Wertepaare von Schwermetallkonzentrationen in Boden und Pflanze für verschiedene Schwermetalle und Pflanzenarten sowie unterschiedliche Aufschlussmethoden. Für die Auswertung reduzierten Knoche et al. (1999: 16) den Datenbestand auf solche Analysen, bei denen die auch von der BBodSchV vorgesehenen Aufschlussverfahren Ammoniumnitrat (AN)-Extrakt und Königswasser (KW)-Extrakt zur Anwendung gelangten. Weiterhin wurden Daten aus Studien mit Gefäßversuchen ausgeschlossen und somit nur Freilanduntersuchungen unter weitestgehend natürlichen Bedingungen berücksichtigt. Nach diesen Filterungen bestand das Datenkollektiv aus knapp 61 000 Datenpaaren auf Basis von KW-Aufschlüssen und mehr als 21 000 auf Basis von AN-Aufschlüssen. Die weiteren statistischen Analysen erfolgten dann für die Schwermetalle Cadmium, Blei, Thallium, Arsen, Quecksilber, Kupfer, Nickel und Zink, wobei als Pflanzen Weizen, Kartoffeln, Möhren, Spinat, Salat, Sellerie, mäßig anreichernde Gemüsearten, Grünland, Mais sowie Zuckerrüben betrachtet wurden.

Abbildung 4.11 (S. 112) zeigt beispielhaft eine grafische Auswertung des Zusammenhangs zwischen Boden- und Pflanzenkonzentrationen. Die Konzentrationsangaben beziehen sich jeweils auf die Trockensubstanz (TS) und erfordern – insbesondere bei Expositionsabschätzungen über den Pflanzenverzehr – eine Umrechnung in Konzentrationen bezogen auf die Frischsubstanz (FS).

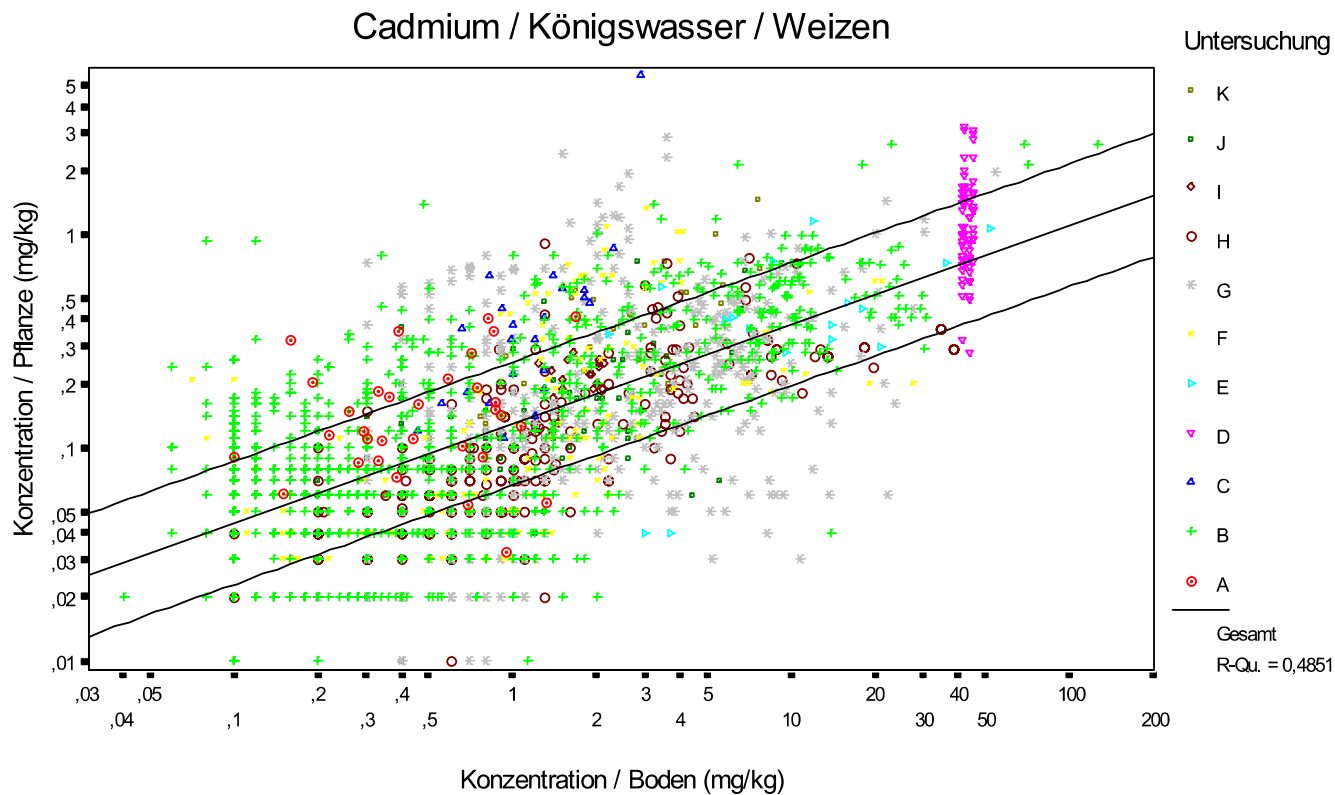


Abbildung 4.11: Beispielhafte Darstellung der Ergebnisse der regressionsanalytischen Auswertung der TRANSFER-Datenbank des Umweltbundesamtes für Cadmium im Weizenkorn abgeleitet aus königswasserlöslichen Bodengehalten ($n = 2164$). Die Schwermetallgehalte im Boden sind auf der x-Achse und die Schwermetallgehalte in der Pflanze auf der y-Achse jeweils logarithmiert aufgetragen. R-Qu. = Bestimmtheitsmaß, obere Gerade = oberes Konfidenzintervall (80. Perzentil), mittlere Gerade = Regressionsgerade (50. Perzentil), untere Gerade = unteres Konfidenzintervall (20. Perzentil) (Knoche et al. 1999: 28).

Implementierung und Parametrisierung Für die Bestimmung des Boden-Pflanze-Transfers wird das oben beschriebene Verfahren nach Knoche et al. (1999) implementiert, wobei ausschließlich die Regressionen für KW-Gehalte Anwendung finden. Die modellierten Bodenkonzentrationen werden dementsprechend mittels KW-Aufschluss ermittelten Konzentrationen gleichgesetzt. Die generelle Form der von Knoche et al. (1999) verwendeten Regression zeigt Gleichungen 4.11 (S. 113).

$$\log C_P = F \cdot \log C_B + K \quad (4.11)$$

C_P	=	Konzentration in der Pflanze [mg kg^{-1} TM]
F	=	Empirischer Faktor [-]
C_B	=	Konzentration im Boden [mg kg^{-1} TM]
K	=	Empirische Konstante [-]

Die Pflanzenkonzentration erhält man dann durch entlogarithmieren:

$$C_P = 10^{\log C_P} \quad (4.12)$$

Für die KW-basierten Bodenkonzentrationen können die Parameterwerte der Regressionen der Tabelle 4.5 (S. 115) entnommen werden. Die Bestimmtheitsmaße der Regressionsbeziehungen finden sich in Tabelle 4.5 (S. 115).

Dieser Pfad kommt auf Flächennutzungen wie Ackerflächen, Wiesen/Weiden, Erwerbsgartenbau sowie Haus- und Kleingärten mit Nutzpflanzenanbau vor. Da mit der vorliegenden Datengrundlage keine Differenzierung der Hausgärten möglich ist, wird für alle im Sinne einer „worst-case“-Annahme von Nutzgärten ausgegangen. Da bei der hier durchgeführten, langfristig in die Zukunft gerichteten Betrachtung auch Nutzungsänderungen zu berücksichtigen sind, erscheint die generelle Annahme der empfindlicheren Nutzung als gerechtfertigt.

4.4.5.3 Boden-[Transfer]-Pflanze: Organische Schadstoffe

Prozesse und Quantifizierungsansätze Zur Quantifizierung des Transfers organischer Kontaminanten vom Boden in Pflanzen kann auf eine breite Literaturbasis zu pflanzen- und stoffspezifischen Transferfaktoren zurückgegriffen werden. Aufgrund der breiten Streuung der in den einzelnen Studien mitgeteilten Werte ist eine Anwendung allerdings mit nennenswerten Unsicherheiten verbunden. Der Einsatz im Rahmen der Analyse- und Bewertungsmethodik sollte daher als Screening-Ansatz verstanden werden. Probabilistische Verfahren können an dieser Stelle zu einer adäquaten Berücksichtigung einer solchen Form der Unsicherheit beitragen, da hier die Variabilität der Transferfaktoren über Verteilungsfunktionen quantitativ berücksichtigt werden kann.

Die theoretischen Ausführungen der folgenden Abschnitte basieren – so weit nicht anders genannt – auf Trapp & McFarlane (1995), Trapp & Matthies (1998) sowie Trapp (2003). Weitere allgemeine Grundlagen zur Partitionierung von organischen Schadstoffen in der Umwelt gibt Chiou (2002). Eine Übersicht von Methoden zur Bestimmung der für die Partitionierung relevanten physikochemischen Eigenschaften geben Boethling & Mackay (2000) sowie Mackay et al. (2006b). Eine umfangreiche Sammlung der entsprechenden

Tabelle 4.4: Parameter der KW-basierten Boden-Pflanze-Transfermodelle nach Knoche et al. (1999).

Stoff	Pflanzenart	Anzahl	K	F	r	r ²
As	Weizen, Brot-	167	-1,297	0,226	0,252	0,064
	Kartoffel	33	-4,574	1,65	0,427	0,183
	Karotte	69	-2,789	0,685	0,597	0,357
	Spinat	51	-2,912	1,211	0,684	0,468
	Kopfsalat	110	-1,138	0,56	0,683	0,467
	Mäßig anreichernde Gemüsearten	383	-0,826	-0,016	0,018	0,0003
	Grünlandaufwuchs	115	-1,772	0,747	0,696	0,485
	Grünlandaufwuchs + 3 % Verschmutzung	115	-1,237	0,922		
	Mais	54	-0,857	-0,196	0,346	0,12
Cd	Weizen, Brot-	2 164	-0,889	0,465	0,697	0,485
	Kartoffel	212	-0,795	0,287	0,765	0,585
	Karotte	578	-0,515	0,474	0,736	0,541
	Spinat	446	-0,014	0,713	0,721	0,52
	Kopfsalat	699	-0,272	0,567	0,738	0,545
	Mäßig anreichernde Gemüsearten	2 956	-0,578	0,626	0,683	0,467
	Grünlandaufwuchs	744	-0,659	0,343	0,485	0,236
	Grünlandaufwuchs + 3 % Verschmutzung	744	-0,56	0,453		
	Mais	139	-0,65	0,568	0,633	0,401
Hg	Weizen, Brot-	178	-2,088	-0,115	0,305	0,093
	Kartoffel	92	-3,033	0,151	0,327	0,107
	Karotte	213	-1,5	-0,002	0,004	
	Spinat	113	-1,067	0,352	0,609	0,371
	Kopfsalat	288	-1,2	0,348	0,226	0,475
	Mäßig anreichernde Gemüsearten	836	-1,3	0,116	0,204	0,041
	Grünlandaufwuchs	1 025	-1,339	0,186	0,373	0,139
	Grünlandaufwuchs + 3 % Verschmutzung	1 025	-0,992	0,625		
	Mais	61	-1,518	0,389	0,636	0,405
Pb	Weizen, Brot-	1 906	-0,985	0,11	0,217	0,047
	Kartoffel	181	-1,249	0,331	0,359	0,129
	Karotte	571	-1,198	0,436	0,509	0,259
	Spinat	434	0,108	0,223	0,396	0,157
	Spinat	407	-0,583	0,473	0,732	0,536
	Kopfsalat	683	-0,2	0,159	0,168	0,028
	Mäßig anreichernde Gemüsearten	3 529	-0,333	0,203	0,213	0,045
	Grünlandaufwuchs	468	-0,985	0,571	0,664	0,441
	Grünlandaufwuchs + 3 % Verschmutzung	468	-1,037	0,872		
Mais	114	-0,75	0,398	0,408	0,166	
Zn	Grünlandaufwuchs	294	1,24	0,234	0,39	0,15
	Grünlandaufwuchs + 3 % Verschmutzung	294	1,091	0,321		

Tabelle 4.5: Bestimmtheitsmaße der KW-basierten Boden-Pflanze-Transfermodelle nach Knoche et al. (1999).

Pflanzenart	As	Cd	Hg	Pb	Zn
Grünlandaufwuchs	0,485	0,236	0,139	0,441	0,15
Karotte	0,357	0,541		0,259	
Kartoffel	0,183	0,585	0,107	0,129	
Kopfsalat	0,467	0,545	0,475	0,028	
Mais	0,12	0,401	0,405	0,166	
MAG ^a	0,0003	0,467	0,041	0,045	
Spinat	0,468	0,52	0,371	0,157	
Weizen, Brot-	0,064	0,485	0,093	0,047	

^amäßig anreichernde Gemüsearten

Parameterwerte findet sich u. a. in der letztgenannten Quelle bzw. in den weiteren Bänden (Mackay et al. 2006a,d,c), die ein Standardwerk für diesen Bereich darstellen.

Partitionierung zwischen Umweltkompartimenten Die Umwelt kann als Mehrphasensystem bestehend aus Luftphase, Wasserphase, lipider Phase und Feststoffphase beschrieben werden. Je nach Umweltkompartiment haben die einzelnen Phasen unterschiedliche Anteile. Unter idealisierten Bedingungen stellt sich zwischen den Stoffkonzentrationen in den einzelnen Phasen ein chemisches Gleichgewicht ein. Um das Diffusionspotential/-vermögen einer Substanz zwischen zwei Phasen zu beschreiben, werden Partitionskoeffizienten ermittelt, die die Verteilung zwischen den beiden Phasen quantifizieren. Hierbei wird ein Gleichgewichtszustand (engl. steady state) angenommen und zusätzlich davon ausgegangen, dass keine chemischen Reaktionen zwischen den Stoffen stattfinden. Diese Annahmen haben insbesondere Gültigkeit für die reaktionsträgen POPs, zu denen unter anderem die hier betrachteten Organochlorpestizide (OCP) zählen, deren Verhalten in der Umwelt überwiegend durch Partitionierungsvorgänge bestimmt wird (Shen & Wania 2005: 742). Abbildung 4.12 (S. 116) zeigt verbreitete Partitionierungsparameter zwischen flüssigen und gasförmigen Phasen. Eine vertiefende Darstellung findet sich u. a. bei Chiou (2002).

Die Löslichkeit von – in der Regel flüchtigen – Substanzen in einer Flüssigphase kann durch das Henry-Gesetz beschrieben werden (Henry 1803). Hiernach ist die Konzentration einer Substanz in einer Flüssigphase proportional zum Sättigungsdampfdruck bzw. Partialdruck p_S der Substanz an der Oberfläche der Flüssigphase, wobei zwischen beiden ein dynamisches Gleichgewicht der Diffusionsprozesse herrscht (Diffusionsgleichgewicht). Der entsprechende Proportionalitätsfaktor wird als Henry-Koeffizient bzw. als Henry-Konstante bezeichnet. Aufgrund seiner über die Löslichkeit S bestehenden Temperaturabhängigkeit ist dieser Parameter allerdings nicht konstant, weshalb im Weiteren die Bezeichnung Henry-Koeffizient verwendet wird. Gleichung 4.13 (S. 115) zeigt eine mögliche Formulierung des Henry-Gesetzes, bei der sich der Henry-Koeffizient aus dem Sättigungsdampfdruck der Substanz und deren Löslichkeit in Wasser ergibt (Chiou 2002: 18). Allgemein stellt der Henry-Koeffizient ein Maß für die Volatilität einer Substanz dar, also ihres Bestrebens, in die Gasphase überzugehen.

$$H = \frac{p_S}{S_W} \quad (4.13)$$

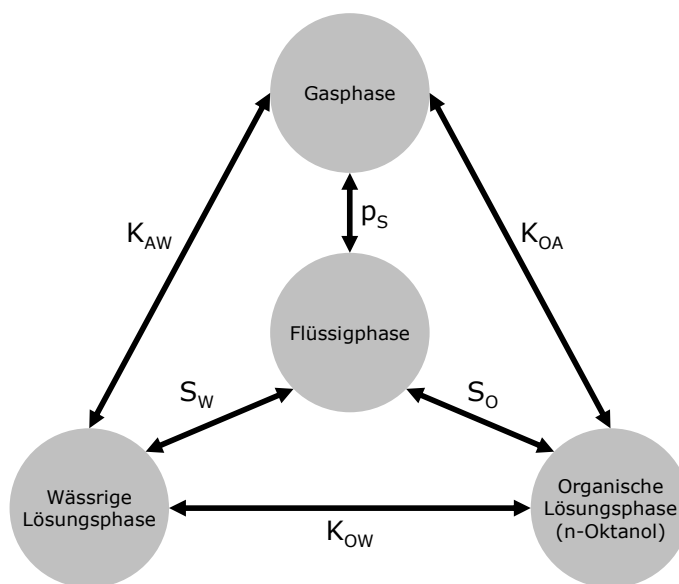


Abbildung 4.12: Partitionierung zwischen verschiedenen Phasen (verändert nach Xiao et al. 2004: 175).

Der Verteilungskoeffizient zwischen n-Oktanol und Wasser K_{OW} ist ein Maß für die Lipophilität eines Stoffes, d. h. seine Neigung zur Bindung an Lipide bzw. Fette. Je größer der Wert, desto höher die Neigung eines Stoffes zur Partitionierung in die Fettphase. Gleichung 4.14 (S. 116) zeigt die Definition des K_{OW} .

$$K_{OW} = \frac{C_O}{C_W} \quad (4.14)$$

Die Verteilung eines Stoffes zwischen der Luft- und der Wasserphase wird durch den Partitionierungskoeffizienten K_{AW} beschrieben, der in enger Beziehung zur Volatilität einer Substanz steht, wie Gleichung 4.15 (S. 116) zeigt, mit der eine einfache rechnerische Bestimmung des K_{AW} möglich ist.

$$K_{AW} = \frac{H}{R \cdot T} = \frac{C_A}{C_W} \quad (4.15)$$

C_O	=	Konzentration n-Oktanol [kg m^{-3}]
C_W	=	Konzentration Wasser [kg m^{-3}]
C_A	=	Konzentration Luft (Air) [kg m^{-3}]
K_{OW}	=	Partitionskoeffizient n-Oktanol-Wasser [-]
K_{AW}	=	Partitionskoeffizient Luft(Air)-Wasser [-]
H	=	Henry-Koeffizient [$\text{Pa m}^3 \text{mol}^{-1}$]
p_s	=	Sättigungsdampfdruck [Pa]
S_w	=	Löslichkeit in Wasser [mol m^{-3}]
R	=	Universale Gaskonstante [$8,314 \text{ J mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$]
T	=	Temperatur bei der Untersuchung [K]

Zur Beschreibung des Verhältnisses zwischen an der Festphase sorbiertem Stoffanteil und dem Anteil in der wässrigen Bodenlösung wird weit verbreitet die Freundlich-Adsorptions-Isotherme verwendet (Schwarzenbach et al. 2003: 281; Blume et al. 2010: 146), deren Formulierung Gleichung 4.16 (S. 117) zeigt. Andere Ansätze sind die ähnliche Langmuir-

Gleichung sowie die deutlich komplexeren Modelle nach Brunauer-Emmett-Teller (BET) sowie das Polanyi-Manes-Modell, auf die hier nicht weiter eingegangen wird (siehe hierzu etwa Chiou 2002: 41–48).

$$\frac{x}{m_M} = K \cdot C_W^{\frac{1}{n}} \quad (4.16)$$

Wenn $n \approx 1$ ist, dann lässt sich die Freundlich-Isotherme wie in Gleichung 4.17 (S. 117) beschreiben:

$$\frac{x}{m_M} = C_M = K_D \cdot C_W \quad (4.17)$$

C_W	=	Konzentration Wasser [mg l^{-1}]
C_M	=	Konzentration Bodenmatrix [mg kg^{-1}]
x	=	Absorbierte Stoffmasse [mg]
m_M	=	Masse des Sorbenten Bodenmatrix [kg]
K	=	Freundlich-Konstante [l kg^{-1}]
n	=	Freundlich-Exponent [-]

Organische Stoffe sind überwiegend an die organische Kohlenstofffraktion f_{OC} im Boden gebunden, so dass man unter Kenntnis des Massenanteils an organischem Kohlenstoff f_{OC} sowie des Partitionierungskoeffizienten zwischen organischem Kohlenstoff und Wasser K_{OC} den Partitionierungskoeffizienten zwischen Bodenmatrix und Bodenwasser ableiten kann. Hierbei gilt die Prämisse, dass die gesamte Stoffmasse an den organischen Kohlenstoff sorbiert vorliegt.

$$K_D = f_{OC} \cdot K_{OC} \quad (4.18)$$

Das Verhältnis zwischen Stoffkonzentration in der (trockenen) Bodenmatrix und im Bodenwasser lässt sich durch den Verteilungskoeffizienten K_D beschreiben, der bezogen auf die Freundlich-Isotherme unter linearem Verlauf der Steigung der Geraden entspricht.

$$\frac{C_M}{C_W} = K_D \quad (4.19)$$

K_D	=	Partitionskoeffizient Bodenmatrix-Bodenwasser [-]
K_{OC}	=	Partitionskoeffizient organischer Kohlenstoff-Wasser [-]
f_{OC}	=	Anteil organischer Kohlenstoff [-]
m_M	=	Masse des Sorbenten Bodenmatrix M [kg]
K	=	Freundlich-Konstante [l kg^{-1}]
n	=	Freundlich-Exponent [-]

Die Stoffmasse pro Volumen Bodenmatrix C_{MVol} lässt sich durch Multiplikation mit der Lagerungsdichte bzw. Rohdichte trocken ρ_{dry} berechnen:

$$\frac{C_{MVol}}{C_W} = K_D \cdot \rho_{dry} \quad (4.20)$$

Die Stoffmasse bezogen auf das Volumen des gesamten Bodens $C_{SoilVol}$ erhält man durch Addition des volumetrischen Porenwasseranteils f_{WVol} und des Porenluftanteils f_{AVol} und Multiplikation mit dem Partitionskoeffizienten K_{AW} .

$$\frac{C_{SoilVol}}{C_W} = K_D \cdot \rho_{dry} + f_{WVol} + f_{AVol} \cdot K_{AW} \quad (4.21)$$

Die Stoffmasse bezogen auf die Masse des gesamten Bodens C_{Soil} ergibt sich aus der Division durch die Rohdichte feucht ρ_{wet} :

$$\frac{C_{Soil}}{C_W} = \frac{K_D \cdot \rho_{dry} + f_{WVol} + f_{AVol} \cdot K_{AW}}{\rho_{wet}} \quad (4.22)$$

Durch Umstellen erhält man den Partitionskoeffizienten für Wasser und Boden K_{WS} :

$$\frac{C_W}{C_{Soil}} = K_{WS} = \frac{\rho_{wet}}{K_D \cdot \rho_{dry} + f_{WVol} + f_{AVol} \cdot K_{AW}} \quad (4.23)$$

Setzt man $K_D = f_{OC} \cdot K_{OC}$ (siehe Gleichung 4.18, S. 117), dann ergibt sich die folgende Gleichung zur Berechnung von K_{WS} unter Berücksichtigung der spezifischen Bodeneigenschaften Kohlenstoffgehalt, Trockenrohddichte sowie Wasser- und Luftgehalt:

$$\frac{C_W}{C_{Soil}} = K_{WS} = \frac{\rho_{wet}}{f_{OC} \cdot K_{OC} \cdot \rho_{dry} + f_{WVol} + f_{AVol} \cdot K_{AW}} \quad (4.24)$$

Der Partitionskoeffizient zwischen organischem Kohlenstoff (OC) und Wasser kann mittels folgender Beziehung aus dem K_{OW} abgeleitet werden:

$$\log K_{OC} = 0,81 \log K_{OW} + 0,1 \quad (4.25)$$

Wurzelkonzentrationsfaktor nach Briggs et al. Briggs et al. (1982) entwickelten einen auf dem K_{OW} basierenden Faktor (root concentration factor – RCF), der die Anreicherung von neutralen organischen Stoffen in Pflanzenwurzeln beschreibt. Der RCF drückt das Verhältnis der Stoffkonzentration in der Wurzel C_R zur Stoffkonzentration im Wasser bzw. Bodenwasser C_W wie folgt aus:

$$RCF = \frac{C_R}{C_W} \quad (4.26)$$

Die empirische Bestimmung des RCF ist mittels folgender Gleichungen möglich:

$$\log (RCF - 0,82) = 0,77 \log K_{OW} - 1,52 \quad (4.27)$$

oder

$$RCF = 0,82 + 0,03 \cdot K_{OW}^{0,77} \quad (4.28)$$

Der RCF kann auch als Partitionskoeffizient zwischen Pflanzenwurzeln und Wasser K_{RW} verstanden werden, wobei eine Partitionierung in die Wasser-, Lipid- und Gasphase der Wurzeln erfolgt:

$$K_{RW} = f_{W,R} + f_{L,R} \cdot a \cdot K_{OW}^b + f_{A,R} \cdot K_{AW} \quad (4.29)$$

Wurzeltransfer nach Topp et al. (1986) Unter Berücksichtigung des Partitionskoeffizienten zwischen Oktanol und organischem Kohlenstoff K_{OC} als Maß für die Bodenadsorption haben Topp et al. (1986) Transferbeziehungen zwischen Boden und unterirdischen Pflanzenteilen (Wurzeln) für unterschiedliche Organika ermittelt. Das Modell zur Ableitung des Transferfaktors Boden-Pflanzenwurzel K_{SR} zeigt Gleichung 4.30 und entlogarithmiert Gleichung 4.31 (S. 119) mit $n = 9$ und $r = -0,838$ (Topp et al. 1986: 223). Der Transferfaktor bezieht sich auf die FS.

$$\log K_{SR} = 2,196 - 0,622 \log K_{OC} \quad (4.30)$$

$$K_{SR} = 157 \cdot K_{OW}^{-0,622} \quad (4.31)$$

Um auch hier von K_{OW} ausgehen zu können, kann der K_{OC} mit Hilfe der empirischen Beziehung von Karickhoff (1981: 842) in den K_{OW} umgerechnet werden ($r^2 = 0,994$):

$$K_{OW} = \frac{K_{OC}}{0,411} \quad (4.32)$$

Setzt man dies in Gleichung 4.30 ein und entlogarithmiert, so erhält man

$$K_{SR} = 273 \cdot K_{OW}^{-0,622} \quad (4.33)$$

Durch Gleichsetzen der ähnlichen Exponenten von Gleichung 4.37 (S. 120) und Gleichung 4.33 (S. 119) kann man vereinfachend den K_{SR} aus dem K_{SPwet} ableiten, indem man den Faktor von Gleichung 4.33 (S. 119) durch den von Gleichung 4.37 (S. 120) dividiert (CDTSC 2007):

$$K_{SR} = 35,2 \cdot K_{SP} \quad (4.34)$$

Transfermodell nach Travis & Arms Wie in den vorhergehenden Abschnitten erläutert, gibt es eine klare Beziehung zwischen physikochemischen Substanzeigenschaften und dem Verhalten der Substanzen in der Umwelt. Travis & Arms (1988) haben auf dieser Grundlage unter Verwendung des K_{OW} Regressionen zu aus der Literatur entnommenen Bioakkumulationsfaktoren für den Transfer in Fleisch, Kuhmilch und Pflanzen erstellt. Zur Ableitung der Regression des Transfers Boden-Fleisch wurden 36 Substanzen mit $\log K_{OW}$ -Werten von 1,34 bis 6,89 berücksichtigt, für den Transfer Boden-Kuhmilch 28 Substanzen von $\log K_{OW}$ 2,81 bis 6,89 und für den Transfer Boden-Pflanze 29 Substanzen

mit einem $\log K_{OW}$ von 1,15 bis 9,35 (Travis & Arms 1988: 272 f.). Eine Evaluierung der Pfade Fleisch und Milch mit neueren Daten haben Birak et al. (2001) vorgenommen und betonen darin, dass der Anwendungsbereich nur die Spanne von $\log K_{OW}$ -Werten umfassen sollte, die auch der Ableitung der Regressionen zugrunde lag. Diese Aussage lässt sich ebenso auf die statistischen Modelle zur Beschreibung des Transfers Boden-Pflanze übertragen.

Für den Pfad Boden-Pflanze haben Travis & Arms (1988: 273 f.) ein statistisches Modell in Form der linearen Regression Gleichung 4.35 (S. 120) mit $r = 0,73$ abgeleitet. Abbildung 4.13 (S. 120) zeigt den Verlauf der Funktion für $\log K_{OW}$ -Werte von 1,15 bis 9,35. Zu beachten ist, dass sich die Transferabschätzung ausschließlich auf oberirdische Pflanzenteile bezieht und keine Aussagen zu Konzentrationen in Wurzeln und Knollen zulässt.

$$\log K_{SPdry} = 1,588 - 0,58 \cdot \log K_{OW} \quad (4.35)$$

Entlogarithmiert ergibt dies

$$K_{SPdry} = 38,73 \cdot K_{OW}^{-0,58} \quad (4.36)$$

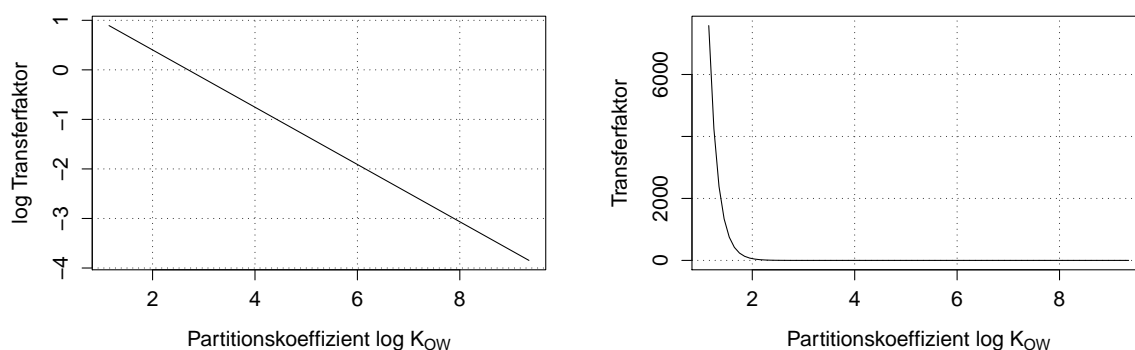


Abbildung 4.13: Verlauf der Boden-Pflanze-Transferfunktion von Travis & Arms (1988) zur Ableitung von Transferfaktoren für $\log K_{OW}$ -Werte von 1,15 bis 9,35.

Der Transferfaktor Boden-Pflanze K_{SPdry} bezieht sich auf die TS des Pflanzenmaterials. Für Abschätzungen der Exposition über den Verzehr von Pflanzen ist eine Umrechnung in FS nötig, da die für die Berechnung notwendigen Verzehrsmengen in der Regel als Masse FS angegeben sind. Nimmt man einen mittleren TS-Gehalt von 20 % an, so verringert sich der Transferfaktor auf ein Fünftel (CDTSC 2007). Bei abweichenden bzw. pflanzenspezifischen Wasser-Trockenmasse-Verhältnissen kann entsprechend angepasst werden.

$$K_{SPwet} = 7,75 \cdot K_{OW}^{-0,58} \quad (4.37)$$

In diesem Zusammenhang sei auch der einfache Ansatz zur Umrechnung von Stoffmassenkonzentrationen zwischen Frischsubstanz und Trockensubstanz bzw. Frischmasse und

Trockenmasse genannt. Eine Umrechnung von TS zu FS kann mit Gleichung 4.38 (S. 121) erfolgen, den umgekehrten Weg zeigt Gleichung 4.39 (S. 121), wobei WG der Wasseranteil ist.

$$C_{FS} = C_{TS} \cdot (1 - WG) \quad (4.38)$$

$$C_{TS} = \frac{C_{FS}}{1 - WG} \quad (4.39)$$

Transfermodell nach Trapp & Matthies Trapp & Matthies (1995, 1996) haben ein Ein-Kompartimentmodell zur Pflanzenaufnahme von organischen Stoffen entwickelt. Quellen für die Pflanzenkonzentration sind die Aufnahme über die Wurzeln aus der Bodenlösung mit anschließender Translokation über den Xylemstrom in der Pflanze und die diffusive Aufnahme über die Blätter aus der Gasphase der Luft. Senken des Modells sind Metabolismen und Photoabbau sowie Verdünnung durch Wachstum. Unter Gleichgewichtsbedingungen (engl. steady state) gilt die folgende Grundgleichung:

$$C_L = \frac{\alpha}{\beta} \quad (4.40)$$

wobei

$$\alpha = \text{TSCF} \cdot \frac{Q}{V_L} \cdot C_{SW} + (1 - f_{Pa}) \cdot \frac{A_L}{V_L} \cdot g \cdot C_A \quad (4.41)$$

und

$$\beta = \left(\frac{g}{K_{LA}} \cdot \frac{A_L}{V_L} + k_M + k_{Ph} + k_G \right) \cdot \rho_{\text{Blatt}} \quad (4.42)$$

$$\text{TSCF} = \begin{cases} 0,09 & \log K_{OW} < -0,5 \\ 0,784 & -0,5 \leq \log K_{OW} \leq 4,5 \\ 0,04 & \log K_{OW} > 4,5 \end{cases} \quad (4.43)$$

$$K_{LA} = f_A + \frac{K_{PW}}{K_{AW}} \quad (4.44)$$

$$K_{PW} = f_W + f_{Li} \cdot K_{OW}^b \quad (4.45)$$

C_L	=	Konzentration Blatt/Leaf [kg kg^{-1} TM]
C_{SW}	=	Konzentration Bodenwasser/Soil water [kg m^{-3}]
C_A	=	Konzentration Luft/Air [kg m^{-3}]
K_{PW}	=	Verteilungskoeffizient [$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$]
K_{LA}	=	Verteilungskoeffizient [$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$]
K_{OW}	=	Verteilungskoeffizient [$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$]
k_M	=	Rate [d^{-1}]
k_{Ph}	=	Rate [d^{-1}]
k_G	=	Rate [d^{-1}]
TSCF	=	Konzentrationsfaktor Transpirationsstrom [-]
f_{Pa}	=	Anteil [-]
Q	=	Volumenstrom der Transpiration [$\text{m}^3 \text{d}^{-1}$]
V_L	=	Volumen [m^3]
f_A	=	Anteil [$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$]
f_W	=	Anteil [$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$]
f_{Li}	=	Anteil [$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$]
g	=	Leitfähigkeit [m d^{-1}]
A_L	=	Fläche [m^2]
ρ_L	=	Dichte [kg m^{-3} FM]
b	=	Korrekturfaktor Lipid/Oktanol-Unterschied [-]

Tabelle 4.6: Mögliche Parameterwerte für das Transfermodell von Trapp & Matthies (1995, 1996) und Trapp (2002) basierend auf ersteren sowie Jager & Hamers (1997), Rikken et al. (2001) und Swartjes et al. (2007).

Parameter	Symbol	Einheit	Trapp u. Matthies (1995)	Jager u. Hamers (1997)	Rikken et al. (2001)	CSOIL 2000	Swartjes et al. (2007)
Allg. Pflanzenparameter							
Transpirationsstrom	Q_W	$\text{m}^3 \text{d}^{-1}$	0,001	0	0,001	0,001	0,001
Wachstumsrate	λ_W	d^{-1}	0,035	0	0,035	0,035	0,035
Abbaurrate	λ_A	d^{-1}	0	0	0	0	0
Depositionskonstante	DP	-	0	0	0,01	0,01	0,01
Blattparameter							
Lipidanteil	$f_{L,Blatt}$	$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$	0	0,01	0,01	0,01	0,01
Wasseranteil	$f_{W,Blatt}$	$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$	0	0,65	0,65	0,65	0,65
Luftanteil	$f_{A,Blatt}$	$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$	0	0,30	0,30	0,30	0,30
Blattgewebedichte	ρ_{Blatt}	kg m^{-3}	0	800	800	800	800
Blattoberfläche	A_{Blatt}	m^2	5	0	5	5	5
Blattvolumen	V_{Blatt}	m^3	0,002	0	0,002	0,002	0,002
Leitfähigkeit	g	m d^{-1}	86,4	0	80	80	80
Korrekturfaktor	b_{Blatt}	-	0,95	0	0,95	0,95	0,95
Wurzelparameter							
Lipidanteil	$f_{L,Wurzel}$	$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$	0	0,005	0,005	0,005	0,005
Wasseranteil	$f_{W,Wurzel}$	$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$	0	0,93	0,93	0,833	0,89
Wurzelgewebedichte	ρ_{Wurzel}	kg m^{-3}	0	1 000	1 000	1 000	1 000
Korrekturfaktor	b_{Wurzel}	-	0	0	0,77	0,8	0,77
Verlustrate	λ_V	d^{-1}	0	0	0	0	0,01

Implementierung und Parametrisierung Eine umfangreiche Sammlung zu physikochemischen Eigenschaften von DDT und seinen Metaboliten findet sich bei Mackay et al. (2006c: 3774–3797) sowie zu den HCH-Isomeren ebenfalls dort (ebd.: 3869–3884). Werden mehrere

Werte für einen physikochemischen Parameter angegeben, so stellt sich die Frage nach der Auswahl des „richtigen“ Wertes. Diese kann entweder durch eine auf Qualitätskriterien beruhende Bewertung der Primärstudien und darauf gestützte Auswahl oder durch statistische Aggregation der referierten Werte erfolgen (z. B. Beyer et al. 2002: 941). Beide Vorgehensweisen garantieren aber nicht zwangsläufig ein widerspruchsfreies Set von Parametern, die in wechselseitiger Abhängigkeit zueinander stehen. Wie aus verschiedenen Referenzen konsistente physikochemische Parameterwerte bestimmt werden können, zeigen die Arbeiten von Beyer et al. (2002) und Li et al. (2003), in denen entsprechende methodische Ansätze vorgestellt werden. Unter Anwendung dieser Ansätze haben Shen & Wania (2005) Parametersets für einige OCP erstellt, u. a. auch für DDT. Xiao et al. (2004) haben eine solche Zusammenstellung für α -Hexachlorcyclohexan (α -HCH), β -Hexachlorcyclohexan (β -HCH) und γ -HCH erarbeitet. Die Auswahl der Werte für die nachfolgend erläuterten Parameter basiert auf diesen beiden Arbeiten; die Angabe der größten und kleinsten Werte bezieht sich auf hinsichtlich der Versuchstemperatur vergleichbare Angaben (Raumtemperatur $23^{\circ}\text{C} \pm 5$). Die aus Literaturangaben abgeleiteten Werte werden als Literature Derived Value (LDV) bezeichnet, die mittels der Methode konsistent angepassten Werte als Final Adjusted Value (FAV).

Das Molekulargewicht bzw. die Molekülmasse oder auch die molekulare Masse M wird hier zur Umrechnung von Massenkonzentrationen in Stoffmengenkonzentrationen benötigt und kann exakt aus der Summenformel der Verbindung und den Atommassen der beteiligten Moleküle ermittelt werden. Nach den aktuell gültigen Atommassen (IUPAC 2006, 2007) ergibt sich für die HCH-Isomere eine relative Molekülmasse von 290,831 4 und für DDT von 354,490 1.

Die Wasserlöslichkeit S_W charakterisiert u. a. das Verhalten eines Stoffes im Boden sowie seine Aufnahme durch Pflanzen und wird ferner zur Berechnung des Henry-Koeffizienten benötigt. Für DDT haben Shen & Wania (2005) auf Literaturangaben basierende Substanzdaten geprüft und mittels einer auf thermodynamischen Grundlagen aufbauenden Methode konsistente Daten abgeleitet. Aus verschiedenen Studien wurden 16 Angaben zwischen $0,000\,02$ und $0,001\,6\text{ mol m}^{-3}$ ermittelt und ein LDV von $0,000\,27\text{ mol m}^{-3}$ sowie ein FAV von $0,000\,42\text{ mol m}^{-3}$ berechnet (Shen & Wania 2005: 748f). Im Vergleich zu einer rein statistischen Aggregation der Literaturwerte entspricht dies einer um 55 % höheren Löslichkeit. Xiao et al. (2004: 177) haben mit der gleichen Methode für β -HCH mit fünf Literaturwerten von $0,42$ bis 15 mol m^{-3} einen LDV von $1,18\text{ mol m}^{-3}$ sowie einen FAV von $1,44\text{ mol m}^{-3}$ ermittelt. β -HCH ist also um ca. den Faktor 3 500 wasserlöslicher als DDT.

Zur Bestimmung des Henry-Koeffizienten H nach Gleichung 4.13 (S. 115) wird die Wasserlöslichkeit als Stoffmengenkonzentration benötigt. In der Literatur als Massenkonzentration ρ in g m^{-3} angegebene Wasserlöslichkeiten müssen hierzu in eine Stoffmengenkonzentration c in mol m^{-3} umgerechnet werden. Die Konzentrationen beziehen sich jeweils auf ein Volumen V mit n als Stoffmenge in mol sowie m als Masse in g.

$$c = \frac{m}{M V} \quad (4.46)$$

da

$$\rho = \frac{m}{V} \quad (4.47)$$

und

$$m = n \cdot M \quad (4.48)$$

Den Henry-Koeffizienten H für DDT haben auf Basis von fünf Literaturwerten (0,84/1,3) Shen & Wania (2005: 749) als LDV und FAV mit 1,1 bestimmt. Für β -HCH haben auf Basis von zwei Literaturwerten (0,022/0,045) Xiao et al. (2004: 178) einen LDV und FAV von 0,037 ermittelt. Eine umfangreiche Zusammenstellung von Henry-Koeffizienten für zahlreiche andere Stoffe findet sich bei Sander (2010).

Den Partitionskoeffizient Luft-Wasser $\log K_{AW}$ für DDT ermittelten mit fünf Literaturwerten zwischen $-3,27$ und $-3,47$ Shen & Wania (2005: 749) zu $-3,37$ (LDV und FAV). Für β -HCH haben mit zwei Literaturwerten ($-4,04/-4,74$) Xiao et al. (2004: 178) einen LDV und FAV von $-4,82$ errechnet.

Den Partitionskoeffizient Oktanol-Wasser $\log K_{OW}$ haben für DDT auf Basis von 16 Literaturwerten zwischen 5,44 und 6,91 Shen & Wania (2005: 749) als LDV von 6,28 und FAV von 6,39 bestimmt. Xiao et al. (2004: 177) haben für β -HCH einen LDV von 3,84 und einen FAV von 3,92 basierend auf sechs Literaturwerten (3,80/3,99) abgeleitet.

Für DDT haben Shen & Wania (2005: 749) einen Partitionskoeffizient Oktanol-Luft $\log K_{OA}$ als LDV von 9,81 und FAV von 9,73 auf Basis von zwei Literaturwerten (9,81/10,29) ermittelt. Einen LDV von 8,87 und einen FAV von 8,74 haben Xiao et al. (2004: 178) für β -HCH basierend auf einem Literaturwert bestimmt.

Den Sättigungsdampfdruck der Festphase p_S bzw. der unterkühlten Flüssigphase (supercooled liquid) p_L für DDT angegeben als $\log P_L$ haben mit 10 Literaturwerten ($-3,08/-3,61$) als LDV von $-3,25$ und als FAV von $-3,32$ Shen & Wania (2005: 748) ermittelt. Für β -HCH bestimmten Xiao et al. (2004: 177f) auf Basis von 2 Literaturwerten ($-1,49/-1,60$) den LDV mit $-1,21$ und den FAV mit $-1,28$.

Wo nötig erfolgte eine Umrechnung zwischen den auf die Festphase bzw. die unterkühlte Flüssigphase bezogenen Werte auf Basis der bei Xiao et al. (2004: 174) angegebenen Gleichung 4.49 (S. 124):

$$\frac{S_{WS}}{S_{WL}} = \frac{S_{OS}}{S_{OL}} = \frac{P_S}{P_L} = \exp \left(-\Delta_{\text{fus}} \cdot S \cdot \left(\frac{T_M}{T} - 1 \right) \right) \quad (4.49)$$

4.4.5.4 Nahrung-[Ingestion]-Mensch

Prozesse und Quantifizierungsansätze Neben der Stoffkonzentration in der Pflanze spielt das Verzehrsmuster für die Exposition des Menschen eine entscheidende Rolle, d. h. Art und Menge der verzehrten pflanzlichen Nahrungsmittel sowie deren Ertrag bzw. Anteil bezogen auf die zugekauften Produkte.

Verzehrsinformationen haben eine erhebliche Bedeutung bei der Analyse der Exposition. Je nach Substanz resultieren zwischen 30 % und über 90 % der Gesamtexposition aus dem Verzehr von Nahrungspflanzen. Basierend auf Expositionsrechnungen mit dem CSOIL-Modell ermittelten Lijzen et al. (2001: 121) für ein Standardexpositionsszenario die folgenden relativen Anteile des Nahrungspfades an der Gesamtexposition: Cadmium 93 %, Kupfer 90 %, Zink 89 %, Quecksilber 87 %, Blei 30 % und Arsen 28 %. Aus der Gruppe der Pestizide mit ihren Kongeneren und Metaboliten tragen zur Gesamtexposition DDX mit 89–95 % und die HCH-Isomere mit 63 % bis 89 % (α/β -HCH) bzw. 81 % (γ/δ -HCH) bei. Die Exposition dominierende Metalle sind solche, die sich durch eine hohe Mobilität und damit Pflanzenverfügbarkeit auszeichnen, so etwa Cadmium und Zink.

Verzehrsstudien bilden die Grundlage zur Quantifizierung der durchschnittlichen Nahrungsaufnahme der Bevölkerung, so z. B. die Nationale Verzehrsstudie (NVS) II, die Ernährungsstudie als KiGGS-Modul (EsKiMo) im Rahmen des Kinder- und Jugendgesundheitssurvey (KiGGS), die „Verzehrsstudie zur Ermittlung der Lebensmittelaufnahme von Säuglingen und Kleinkindern für die Abschätzung eines akuten Toxizitätsrisikos durch Rückstände von Pflanzenschutzmitteln“ (VELS), die Sächsische Verzehrsstudie oder die Bayerische Verzehrsstudie I. Zur Analyse der Ernährungsgewohnheiten der Gesamtbevölkerung im Rahmen von Risikobewertungen (z. B. Madle et al. 2003) wurde in Deutschland bisher oftmals die Nationale Verzehrsstudie (NVS I) herangezogen, deren Erhebung allerdings vor über 20 Jahren zwischen 1985 und 1989 stattfand und nur die Bevölkerung Westdeutschlands einbezog (Adolf et al. 1995). Aktuellste Daten zum Ernährungsverhalten in Gesamtdeutschland liefert die zwischen 2005 und 2006 durchgeführte NVS II, deren Methodik Krems et al. (2006) beschreibt. Ergebnisse der ersten Auswertungen finden sich in BfEL (2008a) und BfEL (2008b).

Bezogen auf den spezifischen Fall des Verzehrs von selbst erzeugten Produkten liegen nur wenige Untersuchungen zum Verzehrverhalten vor. Die spezielle Situation des Verzehrs von Nahrungspflanzen aus eigenem Anbau haben die Studien von Matzath (1993), Mekel (1996) und LUA-NRW (2001) anhand von Kleingärtnern in Nordrhein-Westfalen und Brandenburg sowie Hulshof et al. (2003) in den Niederlanden untersucht.

Implementierung und Parametrisierung Die Berechnung der Exposition über die Aufnahme pflanzlicher Nahrung zeigt – bezogen auf eine Pflanzenart und einen Stoff – Gleichung 4.50 (S. 125) (vgl. Ihme 1994: 37; Mekel et al. 2007c: 25 Reichenauer et al. 2011: 48). Hierbei erfolgt eine Einschränkung auf die aus Eigenanbau erzeugte pflanzliche Nahrung, deren Beitrag zur Gesamtexposition direkt auf die lokale Bodenbelastung zurückgeführt werden kann.

$$E_{\text{Pflanze},n} = \frac{A_{\text{Pflanze},n} \cdot r_o \cdot C_{\text{Pflanze}}}{KG_n} \quad (4.50)$$

$E_{\text{Pflanze},n}$	=	Exposition über pflanzliche Nahrung [$\mu\text{g kg}^{-1} \text{d}^{-1}$]
$A_{\text{Pflanze},n}$	=	Tägliche Aufnahme der Pflanze [mg h^{-1}]
C_{Pflanze}	=	Stoffkonzentration in der Pflanze [$\mu\text{g kg}^{-1}$]
KG_n	=	Körpergewicht [kg]
r_o	=	Oraler Resorptionskoeffizient [-]
n	=	Altersgruppe

Bei der Berechnung der Exposition erfolgt – so weit möglich – eine Differenzierung nach den verschiedenen verzehrten Pflanzen mit entsprechend unterschiedlichen Aufnahme- sowie artspezifischen Transfer- bzw. Anreicherungsbeziehungen. Die jeweiligen Berechnungsansätze zur Bestimmung der Pflanzenkonzentrationen finden sich in den vorhergehenden Abschnitten.

Zur Quantifizierung der Verzehrsmengen (=Aufnahmerate) von pflanzlicher Nahrung in Form von selbst angebautem Gemüse werden die Studien von Ihme (1994), Mekel (1996) sowie LUA-NRW (2001) ausgewertet. Die auf Untersuchungen in den Niederlanden basierenden Daten von Hulshof et al. (2003) finden keine Berücksichtigung, da von nationalen Unterschieden in den Anbau- und Verzehrsgewohnheiten der Kleingärtner auszugehen ist.

Da die Studie von LUA-NRW (2001) und Mekel (1996) nicht nach Altersgruppen differenzieren, können deren Ergebnisse nicht für die Parametrisierung des Expositionsmodelles herangezogen werden. Die Daten werden daher Ihme (1994) entnommen, der sich auf eine Untersuchung von Matzath (1993) stützt. Die Untergliederung der Vegetabilien erfolgt in sechs Gruppen: Blattgemüse, Fruchtgemüse, Hülsenfrüchte, Wurzelgemüse, Kartoffeln sowie Früchte/Obst. Die altersdifferenzierten Verzehrsmengen für die einzelnen Gruppen zeigt Tabelle 4.2 (S. 98). Die Gesamtverzehrsmenge von Gemüse liegt hier bei 121 g d^{-1} und ist damit nicht weit von der durch LUA-NRW (2001: 78) ermittelten von 145 g d^{-1} entfernt. Beim Obst ist die Differenz etwas größer mit 91 g d^{-1} bei Ihme (1994) und 62 g d^{-1} bei LUA-NRW (2001: 78).

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt sind keine Informationen zur Resorptionsverfügbarkeit von Schadstoffen in einer pflanzlichen Matrix bekannt, so dass bei den meisten Studien als konservative Annahme in der Regel von einer 100%igen Resorptionsrate ausgegangen wird. Dem wird auch hier gefolgt. Da die gastrointestinale Bioverfügbarkeit in erster Linie vom jeweiligen Schadstoff abhängt, findet sich die ausführliche Darstellung hierzu im Abschnitt zur Charakterisierung der im Rahmen der Fallstudie betrachteten Stoffe.

4.5 Risikocharakterisierung

Im Rahmen der Risikocharakterisierung werden die in der Expositionsanalyse ermittelten Stoffaufnahme- mit toxikologisch begründeten Aufnahme- im Sinne von Schwellenwerten verglichen, um zu einer Aussage hinsichtlich der Konsequenzen der Stoffaufnahme zu gelangen. Der allgemeine Hintergrund hierzu wird in Abschnitt 3.4 (S. 59) dargestellt.

Die quantitative Charakterisierung erfolgt durch Bildung des Risikoquotienten nach Gleichung 3.3 (S. 65). Dieser Berechnungsschritt ist in das datenbankbasierte Modell implementiert und erfolgt für jeden Stoff und jede Altersgruppe. Als toxikologischer Vergleichsparameter wird der TRD-Wert verwendet. Die entsprechenden stoffbezogenen Werte wurden aus der Datenbank STARS¹ in der Version 4.2.1 mit Stand 3.5.2011 ermittelt und finden sich in Tabelle 4.7 (S. 127).

¹<http://www.stoffdaten-stars.de>

Tabelle 4.7: Werte des toxikologischen Vergleichsparameters TRD. Datenquelle: STARS-Datenbank.

Parameter	Einheit	As	Cd	Hg	Pb	HCH	DDX
TRD, inhalative Aufnahme	ng kg ⁻¹ KG d ⁻¹	0,15	0,229	30	1 000	5	
TRD, orale Aufnahme	ng kg ⁻¹ KG d ⁻¹	300	25	15	1 000	20	1 000

4.6 Risikobewertung

Die Risikobewertung dient der handlungsorientierten Interpretation der Ergebnisse der Risikocharakterisierung auf Basis von gesellschaftlich festgelegten Normen und Werten. Im vorliegenden Fall wird hierzu das bereits in Abschnitt 3.5 (S. 65) erläuterte Verfahren nach Konietzka & Dieter (1998) verwendet und in das Rechenmodell implementiert. Die zur Berechnung des Gefahrenfaktors notwendigen stoffbezogenen Sicherheitsfaktoren werden der bereits im vorhergehenden Abschnitt genannten Datenbank STARS entnommen, da die entsprechenden Werte in direktem Zusammenhang zum jeweiligen TRD-Wert stehen. Eine Übersicht der einzelnen Werte für die verschiedenen Sicherheitsfaktoren sowie den daraus abgeleiteten Gefahrenfaktor zeigt die Tabelle 4.8 (S. 127).

Die Ergebnisgröße Gefahrenwert zeigt bei Werten von 1 bis 10 den Risikobereich an und ab einem Wert von größer 10 den Gefahrenbereich. Werte kleiner 1 liegen unterhalb der Risikoschwelle.

Tabelle 4.8: Werte der Sicherheitsfaktoren und der daraus berechneten Gefahrenfaktoren. Datenquelle: STARS-Datenbank.

Parameter	Einheit	As	Cd	Hg	Pb	HCH	DDX
Gefahrenfaktor, inhalativ	–	10	10	7,1	1,4	10	
Gefahrenfaktor, oral	–	1,7	1,4	4,5	1,4	10	10
Sicherheitsfaktor A, inhalativ	–	1	10	1	1	10	
Sicherheitsfaktor A, oral	–	1	1	10	1	10	3
Sicherheitsfaktor B, inhalativ	–	10	3	5	2	1	
Sicherheitsfaktor B, oral	–	1	2	1	2	1	10
Sicherheitsfaktor C, inhalativ	–	1	10	1	1	10	
Sicherheitsfaktor C, oral	–	1	1	10	1	10	10
Sicherheitsfaktor D, inhalativ	–	10	10	10	1	10	
Sicherheitsfaktor D, oral	–	3	1	2	1	10	10

4.7 Unsicherheitsanalyse

Zur Analyse der Unsicherheit durch Parametervariabilität wird eine probabilistische Expositionsanalyse durchgeführt. Hierbei erfolgt eine Fokussierung auf das Expositionsmedium

Boden und den Expositionspfad Boden-[Ingestion]-Mensch. Die Gleichung zur Berechnung der Exposition über diesen Pfad ist weitgehend identisch mit der im GIS-Modell verwendeten (siehe Seite 103). Da der Pfad primär für die Rezeptorgruppe Kleinkinder aufgrund des in dieser Lebensphase ausgeprägten Hand-zu-Mund-Verhaltens von Relevanz ist, wird hier nur diese eine Altersgruppe betrachtet.

$$E_{\text{Boden}} = \frac{A_{\text{Boden}} \cdot t_a \cdot r_o \cdot C_{\text{Boden}} \cdot 10^{-6}}{KG_n \cdot t_m} \quad (4.51)$$

E_{Boden}	=	Exposition über Bodeningestion [$\text{mg kg}^{-1} \text{d}^{-1}$]
A_{Boden}	=	Tägliche Bodeningestionsrate [mg d^{-1}]
C_{Boden}	=	Durchschnittliche Konzentration des Schadstoffes im Boden [mg kg^{-1}]
KG	=	Körpergewicht [kg]
r_o	=	Oraler Resorptionskoeffizient
t_a	=	Außen zugebrachte expositionsrelevante Zeit [d]
t_m	=	Mittelungszeitraum [d]

Die Abbildung 4.14 (S. 128) zeigt die kumulierten Häufigkeiten der personenbezogenen Expositionsfaktoren Körpergewicht, Ingestionsrate und Expositionsfrequenz, wie sie in die probabilistische Analyse eingehen. Die Darstellung basiert auf 20 000 Ziehungen von Zufallszahlen aus den zugrundeliegenden Verteilungsfunktionen. Für das Körpergewicht wurde eine Normalverteilung mit $\mu = 11,9$ und $\sigma = 2,4$ angenommen, für die Ingestionsrate und Expositionsfrequenz Dreieckverteilungen mit $min = 5$, $max = 500$ und $\bar{x} = 100$ bzw. $min = 70$, $max = 365$, $\bar{x} = 200$. Die Wahl der Verteilungsfunktionen und deren Parameter orientiert sich an AGLMB (1995: 36 ff.), Mathews et al. (1999) sowie Mekel et al. (2007b).

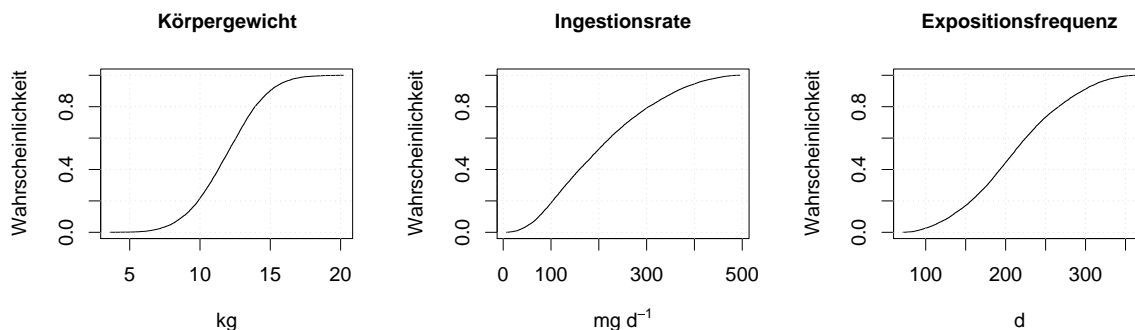


Abbildung 4.14: Kumulierte Verteilungen der Expositionsfaktoren der Altersgruppe 1–4 Jahre für den Pfad Boden-[Ingestion]-Mensch.

An stoffbezogenen Parametern benötigt werden die Bodenkonzentration, der orale Resorptionskoeffizient sowie der für die Bestimmung des Risikoindex notwendige TRD-Wert. Die Parameterwerte sind identisch zu den im GIS-Modell verwendeten und können Tabelle 4.3 (S. 98) entnommen werden. Um die Variabilität der Bodenkonzentrationen im Untersuchungsgebiet angemessen zu berücksichtigen, wird sowohl eine mittlere bzw. mediane Konzentration als auch eine im Bereich des 3. Quartils liegende verwendet, wobei die Daten der Beprobungskampagne als Grundlage dienen. Die Umsetzung der Berechnungen erfolgt mit der Statistik-Software R in der Version 2.13.1. Nachfolgend dargestellt ist der

Programmcode für die Berechnungen und die Visualisierung der Ergebnisse in Form von kumulierten Verteilungsdiagrammen.

Programmcode 4.1: R-Skript zur probabilistischen Expositionsrechnung der oralen Bodenaufnahme.

```
#Exposition und Risikoindex, Oral, Boden, 1-4 Jahre
#Paket für Dreieckverteilung laden
require(triangle)

# Parameter-----
# n . : Iterationen
# r.o .: Resorptionsanteil, oral
# trd.o.: Tolerable resorbierte Dosis (TRD), oral in mg/kg BW d
# at : Mittelungszeitraum (Averaging Time) 365 d/a
# c.s .: Stoffkonzentration im Boden (Concentration, Soil) mg/kg TM
# bw : Körpergewicht (Body Weight) in kg
# ir.s : Aufnahme rate Boden (Intake Rate, Soil) in mg/d
# efr .: Expositionsfrequenz (Exposure Frequency) d/a
# cf : Umrechnungsfaktor mg -> ng
# e : Innere Exposition in mg/kg BW d
#-----

# Parameter Grafikausgabe
PDFViewerPath <- 'C:\\Programme\\Tracker Software
                \\portable\\PDFXCview.exe'
BasePath <- "D:\\data\\_diss\\statistik\\montecarlo\\BodenOral\\"
PDFWidth <- 30/2.54
PDFHeight <- 10/2.54

# Allgemeine Parameter
set.seed(4711)
n .<- 20000
at <- 365
bw <- rnorm(n, 11.9, 2.4)
ir.s <- rtriangle(n, 5, 500, 100)
efr .<- rtriangle(n, 70, 365, 200)
cf <- 10^-6

# Stoffspezifische Parameter
lblStoff <- c("As", "Cd", "Hg", "Pb", "Zn", "DDX", "HCH")
r.o . <- c(1, 0.07, 0.07, 0.5, 1, 1, 1)
trdo <- c(300, 25, 15, 1000, 3000000, 1000, 20)
c.bo1 .<- c(70, 2, 1, 160, 280, 0.05, 0.005)
c.bo2 .<- c(120, 4, 2, 260, 460, 0.2, 0.07)

# Schleife der Stoffe -----
for(i in 1:length(lblStoff))
{
  FileName <- paste("MCBodenOralExpoRI", lblStoff[i], sep="")
  PDFFile <- paste(BasePath, FileName, ".pdf", sep="")
  PDFTitle <- paste("Datei ", FileName, " erstellt von Axel Sauer am ",
                    date(), sep="")

  pdf(file=PDFFile, onefile=F, width=PDFWidth, height=PDFHeight,
      title=PDFTitle)

  par(mfrow=c(1, 2), mar=c(5,5,2,2) + 0.1)
```

```

# Berechnungen-----
# Exposition
e1 <- (ir.s * c.bo1[i] * efr * r.o[i] * cf) / (bw * at)
e2 <- (ir.s * c.bo2[i] * efr * r.o[i] * cf) / (bw * at)

# Exposition mg -> ng
e1.ng <- e1 * 10^6
e2.ng <- e2 * 10^6

# Risikoindex
ri1 <- e1.ng/trdo[i]
ri2 <- e2.ng/trdo[i]
#-----

# Plotten als kumuliertes Histogramm: Exposition -----
x <- sort(e2.ng)
x1 <- sort(e1.ng)
y <- (1:n) / n
lblXIE <- bquote(paste("Innere Exposition:")
                 ~list(. (lblStoff[i]), oral, Boden)
                 ~group("[",ng~kg^-1~d^-1,""]))
lblY <- "Wahrscheinlichkeit"
lblMain <- paste("Innere Exposition ", bquote(. (lblStoff[i])))
lblLeg1 <- bquote(C[Boden]==.(c.bo1[i])~mg~kg^-1)
lblLeg2 <- bquote(C[Boden]==.(c.bo2[i])~mg~kg^-1)
lblLeg <- c(lblLeg1, lblLeg2, expression())

plot(x, y, type="n", xlab=lblXIE, ylab=lblY)
grid(col="gray10")
abline(v=trdo[i], col="black")
lines(x, y, col="black", lty=1)
lines(x1, y, col="black", lty=2)
text(trdo[i], 0, "TRD", pos=4, col="black", cex=0.8)
legend(x="bottomright", legend=lblLeg, lty=2:1, bg="white")
#-----

# Plotten als kumuliertes Histogramm: Risikoindex -----
x <- sort(ri2)
x1 <- sort(ri1)
lblXRI <- bquote(paste("Risikoindex: ", list(. (lblStoff[i]),
                                             oral, Boden)))
lblMain <- paste("Risikoindex: ", bquote(. (lblStoff[i])))

plot(x, y, type="n", col="black", xlab=lblXRI, ylab=lblY)
grid(col="gray10")
abline(v=1, col="black")
lines(x, y, col="black", lty=1)
lines(x1, y, col="black", lty=2)
text(1, 0, "RI = 1", pos=4, col="black", cex=0.8)
legend(x="bottomright", legend=lblLeg, lty=2:1, bg="white")
#-----

dev.off()

system(paste(PDFViewerPath, paste("", PDFFile, "")), wait=F)
}
#-----

```


5 Empirische Ergebnisse

In den folgenden Abschnitten werden exemplarisch anhand eines Teilraumes des Untersuchungsgebietes im Nordwesten von Bitterfeld die Ergebnisse der Analyse- und Bewertungsmethodik innerhalb der Fallstudie am Beispiel des HQ₅₀₀-Szenarios präsentiert. Aufgrund der hohen räumlichen Detailliertheit wird aus Darstellungsgründen für die Ergebnisse der Risikobewertung bezogen auf die Pfade Boden-Mensch nur ein Teilraum gezeigt, die Berechnungen erfolgen aber für das gesamte Gebiet.

Da das räumlich Muster der Ergebnisse von Expositionsanalyse, Risikocharakterisierung und Risikobewertung identisch ist, werden anschließend an die Darstellung der Ergebnisse der Gefahrenanalyse nur die aussagekräftigen und gut interpretierbaren Ergebnisse der Risikobewertung ausführlicher erläutert.

5.1 Gefahrenanalyse

Im Zuge der Gefahrenanalyse geht es zum einen um die Untersuchung der inhärenten gefahrverursachenden Eigenschaften eines Stoffes, zum anderen um die quantitative Analyse des Vorkommens und der Verteilung der Stoffe in der Umwelt als weitere Komponente zur Beschreibung der stofflichen Hochwassergefahr. Der erste Teil wird – basierend auf einer Literaturlauswertung – ausführlich in Abschnitt A.1 im Anhang dargestellt. Die Stoffkonzentrationen in Böden bezogen auf das Basisszenario beschreibt Abschnitt 5.1.1 (S. 133), die aus einem Hochwasserereignis resultierenden Stoffbelastungen werden in Abschnitt 5.1.2 (S. 136) vorgestellt.

5.1.1 Bodenkonzentrationen Basisszenario

Punktdaten Dem Basisszenario liegen Untersuchungen zu Stoffgehalten in Böden und Sedimenten der Mulde aus den Jahren 1992 bis 1994 zugrunde. Aus Gründen der zeitlichen Konsistenz der Daten werden Ergebnisse neuerer Beprobungen (z. B. Baborowski et al. 2007; von Tümpling et al. 2009) nicht integriert. Betrachtet werden nur die Stoffgehalte im Oberboden, da diese die relevante Expositionsquelle für die hier betrachteten Rezeptoren darstellen. Für Arsen, Cadmium, Quecksilber und Blei liegen Daten von 297 Probenahmepunkten vor, für Zink von 293. Die Beprobungsdichte für DDX und HCH ist mit 198 Werten um rund ein Drittel geringer. Das Kollektiv der Beprobungsdaten enthält zusätzlich Punkte, die weiter stromab bzw. stromauf des Untersuchungsgebietes liegen. Da diese auch bei der flächenhaften Interpolation der Stoffkonzentrationen Berücksichtigung fanden und zur weiteren Charakterisierung des Fallstudiengebietes beitragen, werden sie in die Betrachtung mit eingeschlossen. Nachfolgend wird die Verteilung der Werte dargestellt

sowie die Ergebnisse einer Faktoren- und Clusteranalyse zur weiteren Charakterisierung der Messwerte.

Statistische Kennziffern zu den Probenkollektiven geben die Tabelle 5.1 (S. 134) sowie als Boxplots dargestellt Abbildung 5.1 (S. 135), wobei dort für eine bessere Darstellung der zentralen Verteilungsbereiche die Werte außerhalb des 99. bzw. 95. Perzentils für die Darstellung ausgeblendet werden.

Die Konzentrationen von Arsen betragen zwischen 3 und 340 mg kg⁻¹, wobei 75 % der Proben unter 120 mg kg⁻¹ liegen. Die Hälfte der Proben erreicht Werte zwischen rund 40 und 120 mg kg⁻¹ mit einem Median von 70 mg kg⁻¹. Die Cadmiumgehalte betragen im arithmetischen Mittel knapp 3 mg kg⁻¹ bzw. median 1,5 mg kg⁻¹. Die Spannweite beträgt fast 20 mg kg⁻¹ mit Minima von 0,1 mg kg⁻¹ und Maxima von fast 20 mg kg⁻¹, wobei 25 % der Proben oberhalb von 4 mg kg⁻¹ liegen. 50 % der Proben haben Werte von etwa 1 bis 4 mg kg⁻¹. Die Quecksilberkonzentrationen sind durch eine große Spannweite von 0,1 bis zu 110 mg kg⁻¹ gekennzeichnet, ³/₄ liegen allerdings unter 1,7 mg kg⁻¹. Die mediane Konzentration beträgt 0,7 mg kg⁻¹ und die Hälfte der Proben erreicht Werte zwischen 0,3 und 1,7 mg kg⁻¹. Blei überspannt ebenfalls mehrere Dekaden mit 9 mg kg⁻¹ im Minimum und 2 390 mg kg⁻¹ im Maximum. Die mittlere Konzentration von rund 190 mg kg⁻¹ ist nahe dem Median von 164 mg kg⁻¹. Ein Viertel der Werte liegt unter 90 mg kg⁻¹ und ein Viertel überschreitet 256 mg kg⁻¹. Zink findet sich mit Minima von 3 mg kg⁻¹, Maxima von 1 600 sowie mittleren Gehalten von 280 mg kg⁻¹ bzw. medianen Gehalten von 340 mg kg⁻¹. Der Interquartilsbereich liegt zwischen 160 und 460 mg kg⁻¹. Die Spannweite der Verteilung von DDX ist sehr breit und erreicht minimal Werte von 1,5 und maximal von 165 000 µg kg⁻¹. 50 % der Proben bewegen sich zwischen 1,5 und 190 µg kg⁻¹, wobei im Median Konzentrationen von 50 µg kg⁻¹ vorhanden sind.

Tabelle 5.1: Zusammenfassende Statistik der Bodenproben aus der Untersuchungskampagne des Landkreises Bitterfeld 1992 bis 1994. Datenquelle: Umweltamt des Landkreises Anhalt-Bitterfeld.

Parameter	As	Cd	Hg	Pb	Zn	DDX	HCH
	[mg kg ⁻¹]					[µg kg ⁻¹]	
Anzahl Proben	297	297	297	297	293	198	198
Minimum	3,4	0,1	0,1	8,5	2,7	1,5	1
1. Quartil	39,5	0,8	0,3	89,4	161	1,5	1
Median	70	1,5	0,7	164	278,5	49,9	5
Mittelwert	86	2,8	2,8	188,5	338,6	1 397,3	7 264,1
3. Quartil	120	4,1	1,7	256	464,2	187,6	69,4
Maximum	340	19,5	110	2 390	1 600	165 000	399 000

Als exemplarisches Ergebnis der Faktorenanalyse zur Untersuchung der Vergesellschaftung der einzelnen Stoffe zeigt Abbildung 5.2 (S. 135) den Plot des Faktors 1 gegen den Faktor 2. Hierbei lassen sich deutlich zwei Gruppen erkennen, die auf eine bestimmte Ursache für das gemeinsame bzw. korrelierte Vorkommen dieser Stoffe hinweisen. Die zusätzlich durchgeführte Clusteranalyse bestätigt diese visuelle Gruppierung (siehe Abbildung 5.3,

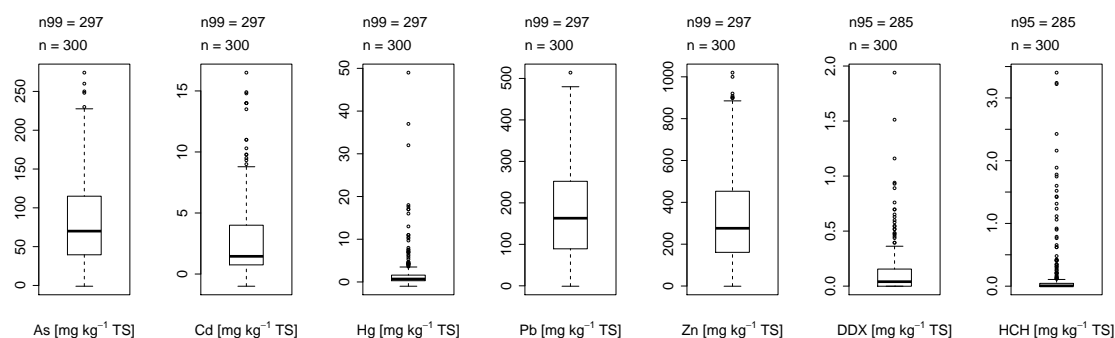


Abbildung 5.1: Boxplots für die einzelnen Stoffkonzentrationen der Bodenproben. Extreme Werte (Ausreißer) im oberen Konzentrationsbereich sind durch Begrenzung der Darstellung auf das 99. bzw. 95. Perzentil herausgefiltert.

S. 136). Die mit dem Quecksilber ein Cluster bildenden Organika sind bekanntermaßen anthropogenen Ursprungs und wurden im Untersuchungsgebiet produziert bzw. als Produktionsrückstände in die Umwelt emittiert. Die enge Vergesellschaftung weist auf lokale Quellen für diese Stoffe aus der Bitterfelder Chemieindustrie hin. Hier fügt sich auch das Quecksilber ein, das in diesem Zusammenhang ebenfalls als anthropogenen Ursprungs eingestuft werden kann. Diese Ergebnisse decken sich mit dem bestehenden Kenntnisstand, wie er in Abschnitt 4.1.1.7 (S. 84) dargestellt wird.

Das zweite Cluster mit den Stoffen Arsen, Cadmium, Blei und Zink lässt sich als geogenen Ursprungs interpretieren, da diese Vergesellschaftung typisch für Vererzungen ist. Entsprechende Vorkommen finden sich im Einzugsgebiet der Mulde im Bereich des Erzgebirges (siehe hierzu auch Abschnitt 4.1.1.5, (S. 83)).

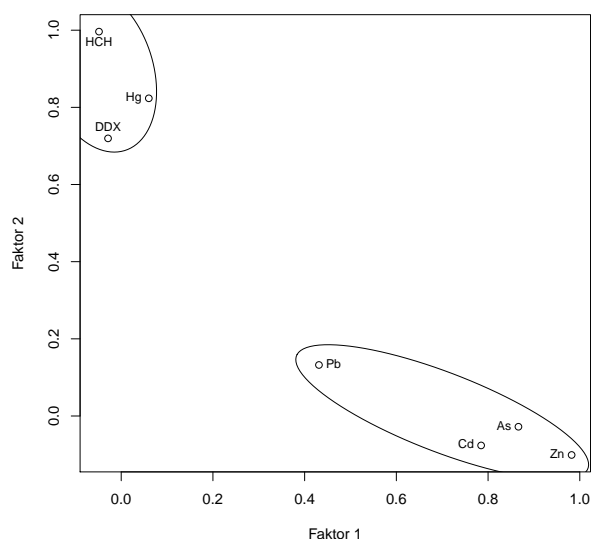


Abbildung 5.2: Plot des Faktors 1 gegen Faktor 2 aus der Faktorenanalyse der Bodenproben.

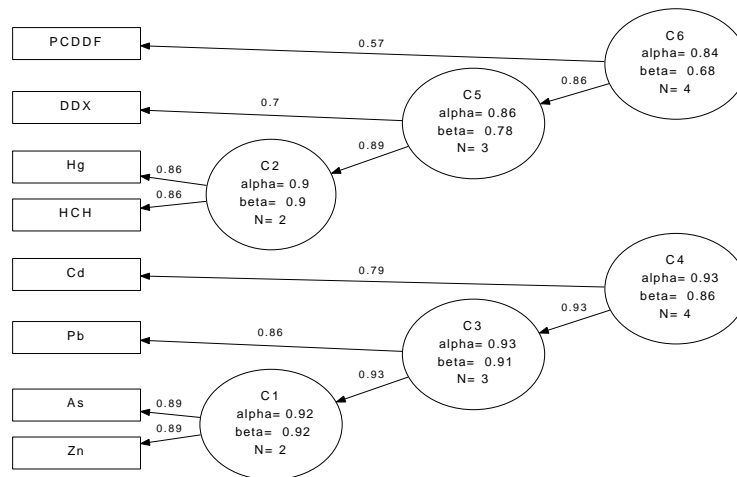


Abbildung 5.3: Clusteranalyse mit den für die Bodenproben bestimmten Parametern.

Flächenhafte Interpolation Die Karten in Abbildung 5.4 (S. 137), 5.5 (5.5) und 5.6 (S. 139) zeigen die Bodenkonzentrationen, die durch geostatistische Interpolation mittels Ordinary Kriging aus Punktdaten der Beprobungskampagnen der Jahre 1992 und 1993 abgeleitet wurden. Grundlage sind die im vorhergehenden Abschnitt vorgestellten Punktdaten. Da für die Interpolation innerhalb des Untersuchungsgebietes eine Teilmenge dieses Datensatzes verwendet wurde, ergeben sich Abweichungen zwischen den im Abschnitt oben vorgestellten Wertebereichen und den hier diskutierten.

Die Arsenkonzentrationen bewegen sich zwischen 25 und knapp 200 mg kg^{-1} TS mit Schwerpunkt in der Mulde nördlich von Bitterfeld. Cadmium ist relativ gleichmäßig verteilt mit einem leichten West-Ost-Gradienten und Konzentrationen von 0 bis 6 mg kg^{-1} TS (siehe Abbildung 5.4(b), S. 137). Die Konzentrationen von Quecksilber zeigen deutliche lokale Schwerpunkte mit Werten von bis zu 25 mg kg^{-1} TS. Blei hingegen ist diffus verteilt mit Konzentrationsmaxima von mehr als 300 mg kg^{-1} TS nördlich von Bitterfeld und südlich von Priorau (siehe Abbildung 5.5(a), S. 138). Für das Basisszenario zeigt die Verteilung von Zink die Abbildung 5.11(a) (S. 145) sowie von DDX und HCH die Abbildung 5.6 (S. 139). Zink ist großflächig über das Untersuchungsgebiet verteilt und zeigt ein von Süden nach Norden gerichtetes Konzentrationsgefälle mit den geringsten Werten im Bereich von 260 bis 280 mg kg^{-1} TS östlich von Raguhn. DDX und HCH hingegen zeigen deutliche lokale Konzentrationsspitzen mit Maxima von 60 mg kg^{-1} TS bzw. 250 mg kg^{-1} TS im Bereich nördlich von Jeßnitz und südlich von Raguhn.

5.1.2 Bodenkonzentrationen Hochwasserszenarien

Der Ansatz zur Ableitung der sich nach einem Hochwasser ergebenden Bodenkonzentrationen wurde bereits oben erläutert. Hier werden die Ergebnisse in Form von Karten der Stoffkonzentrationen bei einem HQ_{500} -Szenario vorgestellt. Eine der Eingangsgrößen zur Ableitung der resultierenden Bodenkonzentrationen ist die Mächtigkeit des abgelagerten Sedimentes, welche Abbildung 5.7 (S. 141) für die hydraulischen Szenarien HQ_{10}

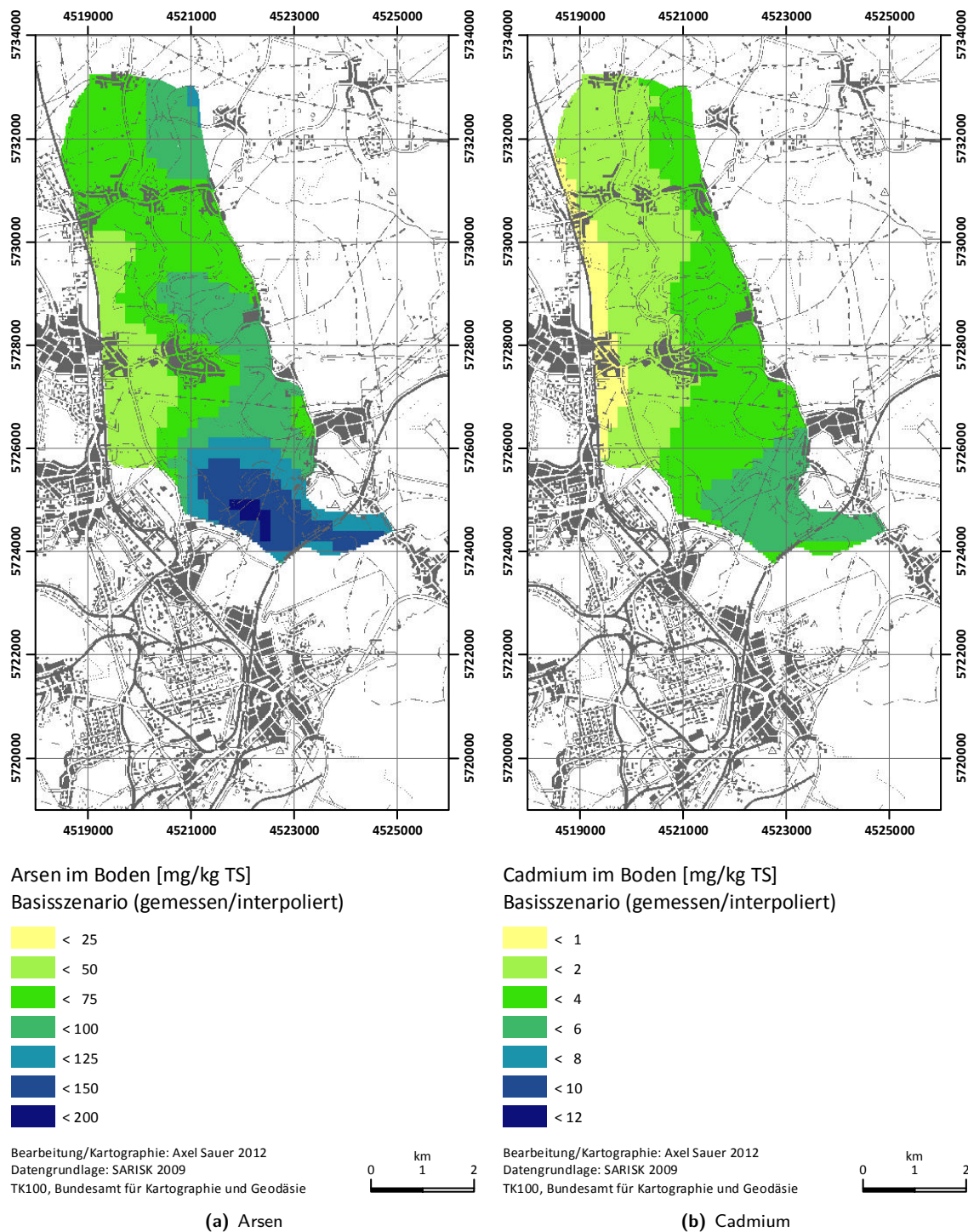


Abbildung 5.4: Gemessene und interpolierte Bodenkonzentrationen von Arsen und Cadmium [mg kg^{-1} TS] für das Basisszenario.

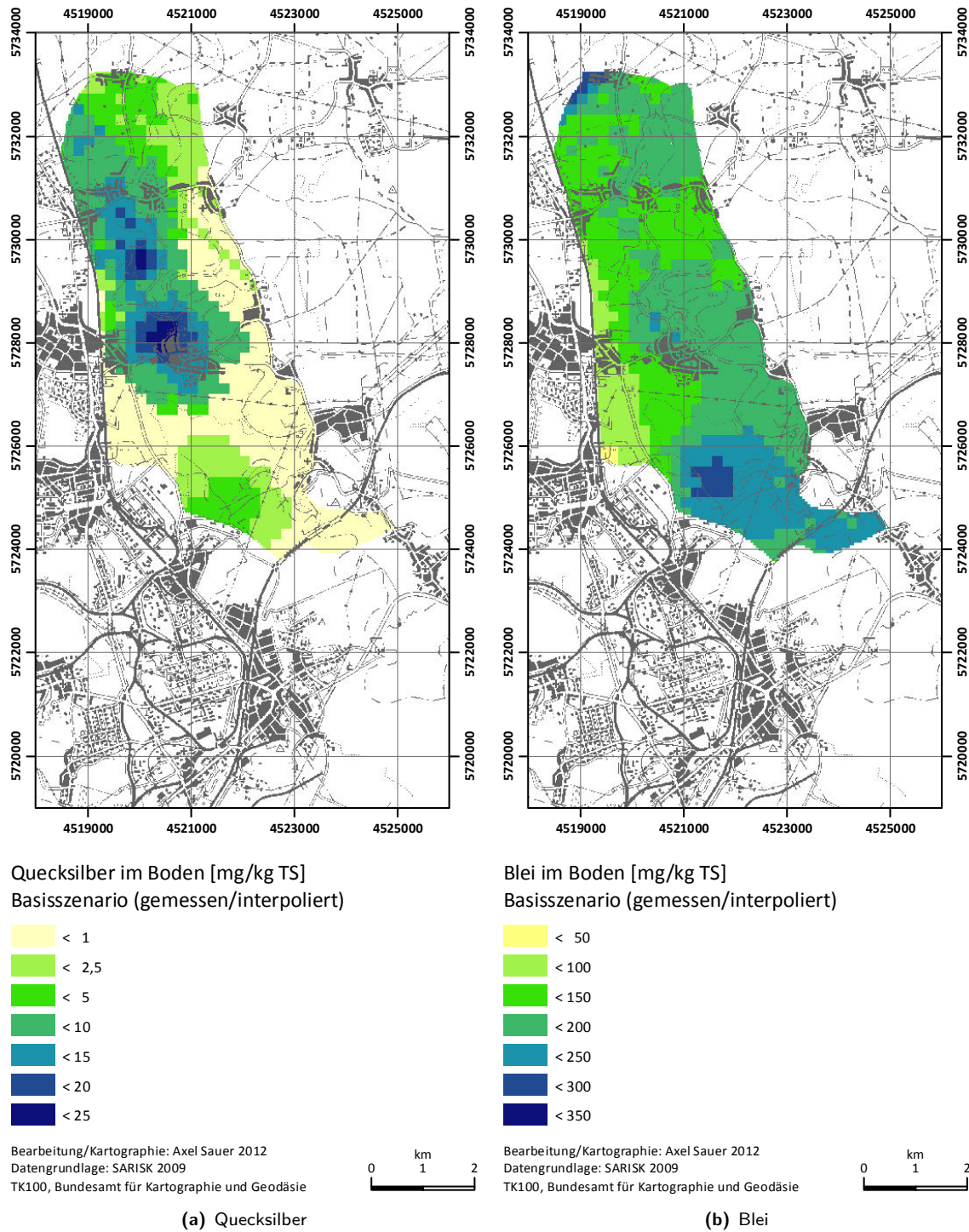


Abbildung 5.5: Gemessene und interpolierte Bodenkonzentrationen von Quecksilber und Blei [mg kg⁻¹ TS] für das Basisszenario.

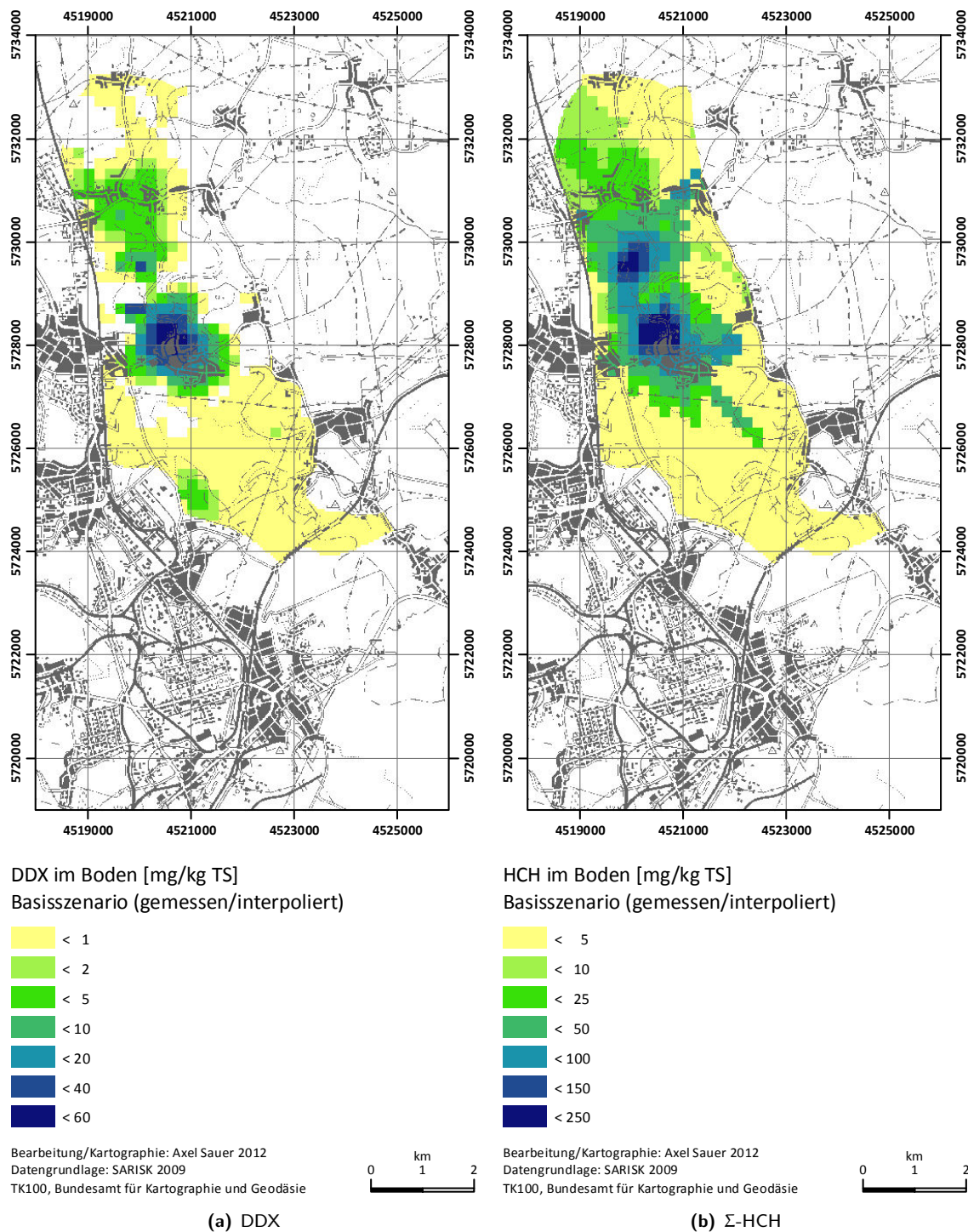


Abbildung 5.6: Gemessene und interpolierte Bodenkonzentrationen von DDX und Σ-HCH [mg kg⁻¹ TS] für das Basisszenario.

(=HW₂₀₀₂) sowie HQ₁₀₀ und Abbildung 5.8 (S. 142) für ein HQ₂₀₀ sowie ein HQ₅₀₀ zeigt. Die Sedimentationsmuster für die Szenarien HQ₁₀₀ bis HQ₅₀₀ gleichen sich stark, bedingt durch ähnliche Hydrographen als Eingangsgröße für die hydraulische Modellierung und die daran gekoppelte Sedimentationsdynamik. Hohe Ablagerungsmächtigkeiten von bis zu 0,5 m finden sich am westlichen Rand des Untersuchungsgebietes in Höhe der Siedlung Steinfurth, südöstlich von Jeßnitz und südlich von Altjeßnitz sowie südlich von Raguhn und zwischen Raguhn und Priorau. Eine ausgeprägte flächenhafte Sedimentation lässt sich großräumig im Bereich Kleckewitz am nordöstlichen Rand des Untersuchungsgebietes sowie im westlichen Ortsgebiet von Raguhn und nördlich anschließend bis Priorau erkennen.

Aufgrund der sich deutlich unterscheidenden Abflussdynamik des HQ₁₀-Szenarios, das auf dem Hochwasserereignis 2006 (HW₂₀₀₆) basiert, findet sich hier ein völlig anderes Muster der Sedimentation mit diffusen Ablagerungen im Subdezimeterbereich und einigen eng begrenzten Flecken mit Ablagerungsmächtigkeiten von mehreren Dezimetern.

Die Arsenkonzentrationen bei einem HQ₅₀₀-Szenario in Abbildung 5.9(a) (S. 143) zeigen eine deutliche Erhöhung mit Werten zwischen 100 und 200 mg kg⁻¹ TS in den Randbereichen der Mulde zwischen Wolfen und Bobbau sowie großflächig zwischen Raguhn und Priorau. Das Verteilungsmuster für Cadmium ist ähnlich. Auch hier kommt es zu starken Anreicherungen in den genannten Bereichen mit Zunahmen der Konzentrationen von 2 auf 12 mg kg⁻¹ TS. Die Verteilung der Quecksilberkonzentrationen zeigt keine deutliche Veränderung gegenüber den interpolierten Konzentrationen des Basisszenarios. Teilweise lassen sich Rückgänge der Konzentration erkennen, wie sie durch die Ablagerung geringer belasteten Sedimentes verursacht werden. Nordöstlich von Wolfen findet sich ein vormals unbelasteter Bereich in dem nun Konzentrationen von bis zu 5 mg kg⁻¹ TS erkennbar sind (siehe Abbildung 5.10(a), S. 144).

5.2 Rezeptoranalyse

Ziel der Rezeptoranalyse ist einerseits die automatisierte Ableitung und Differenzierung von potenziellen Schadstoffrezeptoren und andererseits auch die Parametrisierung entsprechender Rezeptoreigenschaften. Die Resultate der Rezeptoranalyse bilden die Grundlage zur Herstellung von Pfad-Rezeptor-Beziehungen, welche im Zuge der Expositionsanalyse berechnet werden. Da die Resultate der Rezeptoranalyse in Form der Elementarflächen aus Flächendaten der Landnutzung direkt in die Expositionsanalyse integriert sind, erfolgt hier keine separate Darstellung. Die Verteilung der Rezeptoren wird direkt durch die kartographische Darstellung der rezeptordifferenzierten Berechnungen der Risikobewertung wiedergegeben. Wie die Expositionspfade mit Nutzungstypen verknüpft sind, zeigt die Tabelle 5.2 (S. 147).

Als einen weiteren Aspekt der Rezeptoranalyse zeigt die Abbildung 5.13 (S. 148) die statistische Auswertung der Verschneidung der Überschwemmungsfläche des HQ₂₀₀-Szenarios mit den Landnutzungsklassen der Luftbilddauswertung. Durch die Kopplung von Rezeptoren an die verschiedenen Nutzungen kann entsprechend aus dem Anteil der betroffenen Nutzungsklassen auf die flächenmäßige Betroffenheit der Rezeptoren zurück geschlossen werden.

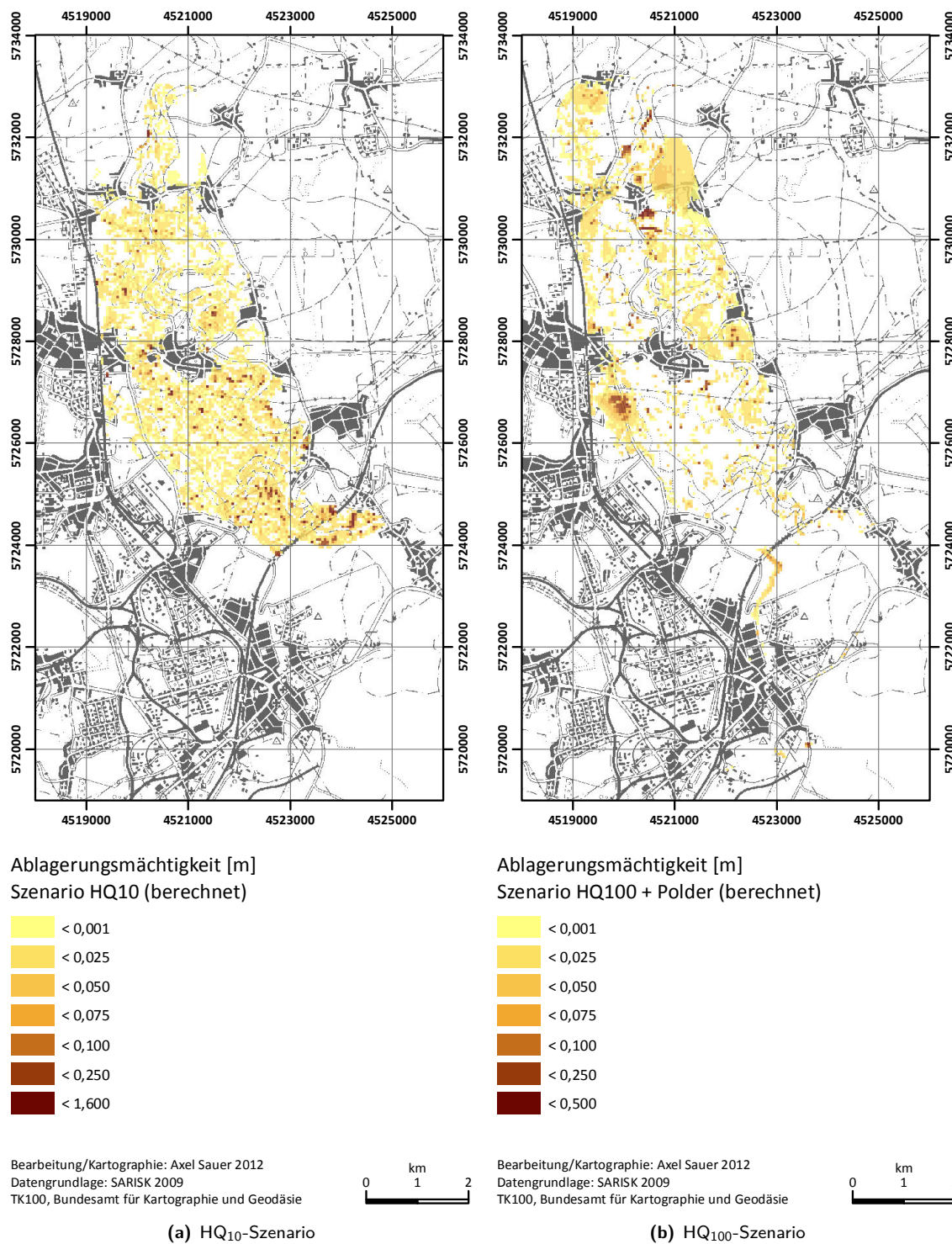


Abbildung 5.7: Berechnete Ablagerungsmächtigkeiten bei einem HQ₁₀- und einem HQ₁₀₀-Szenario.

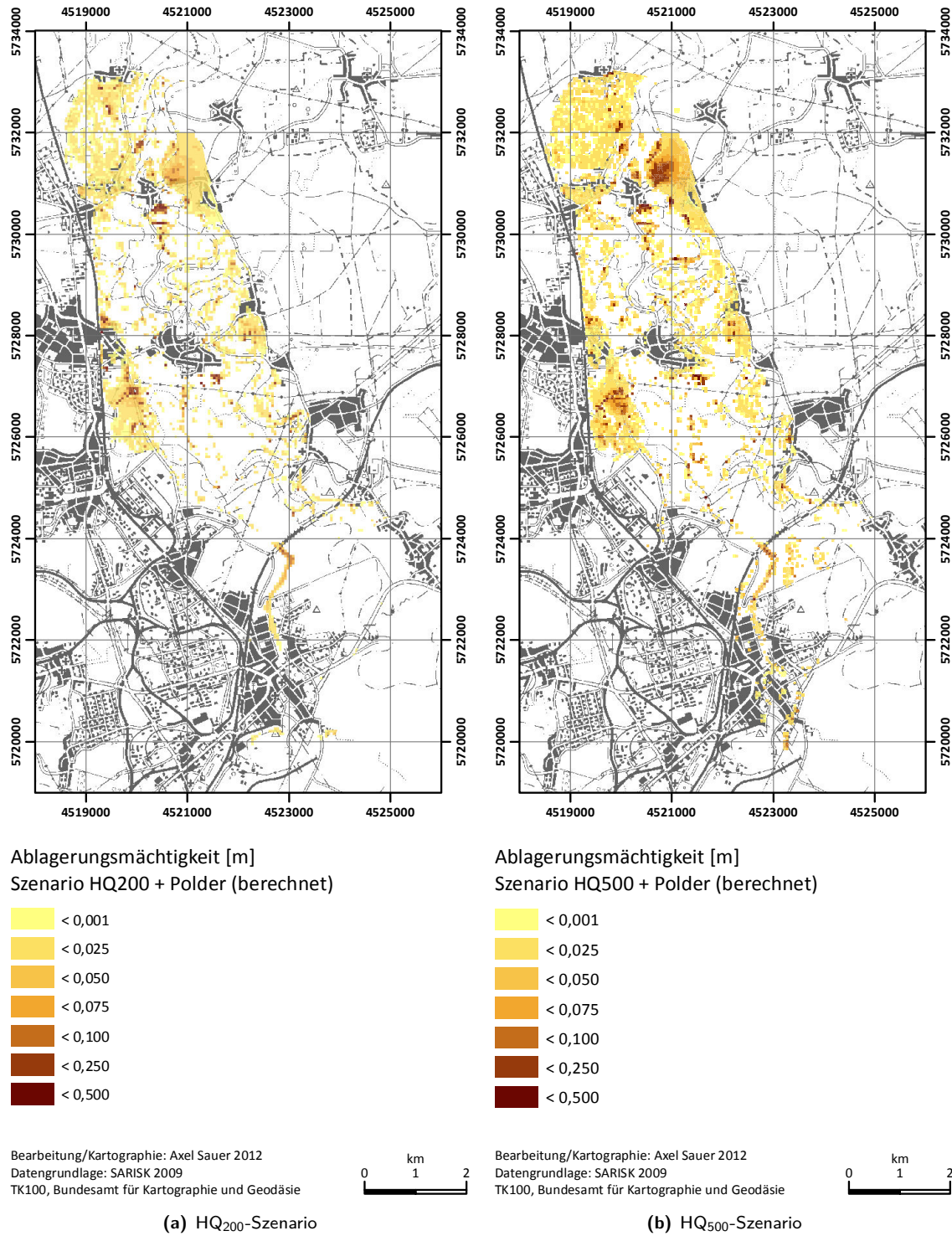


Abbildung 5.8: Berechnete Ablagerungsmächtigkeiten nach einem HQ₂₀₀- und einem HQ₅₀₀-Szenario mit Polder.

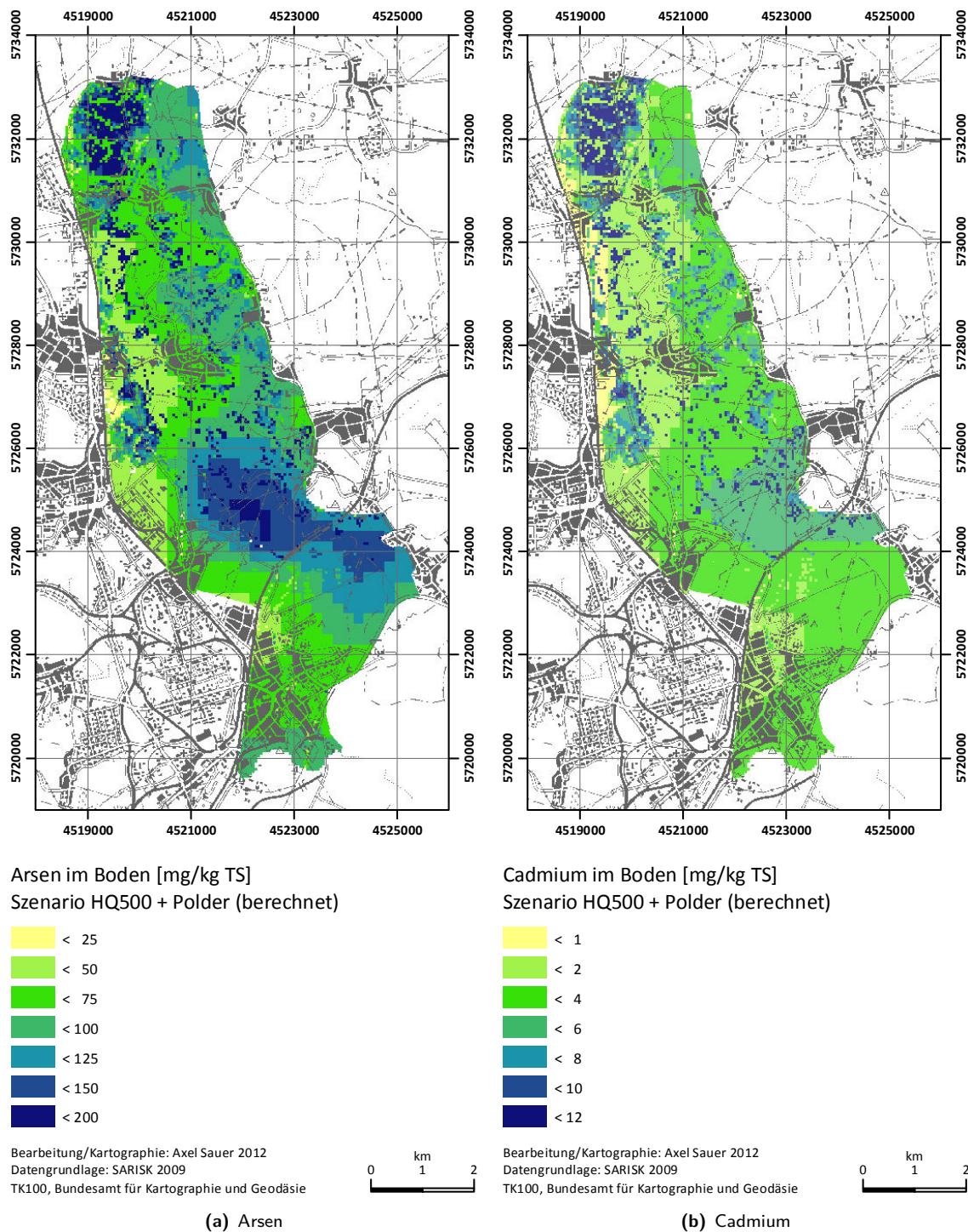


Abbildung 5.9: Berechnete Bodenkonzentrationen von Arsen und Cadmium [mg kg^{-1} TS] bei einem HQ₅₀₀-Szenario mit Polder.

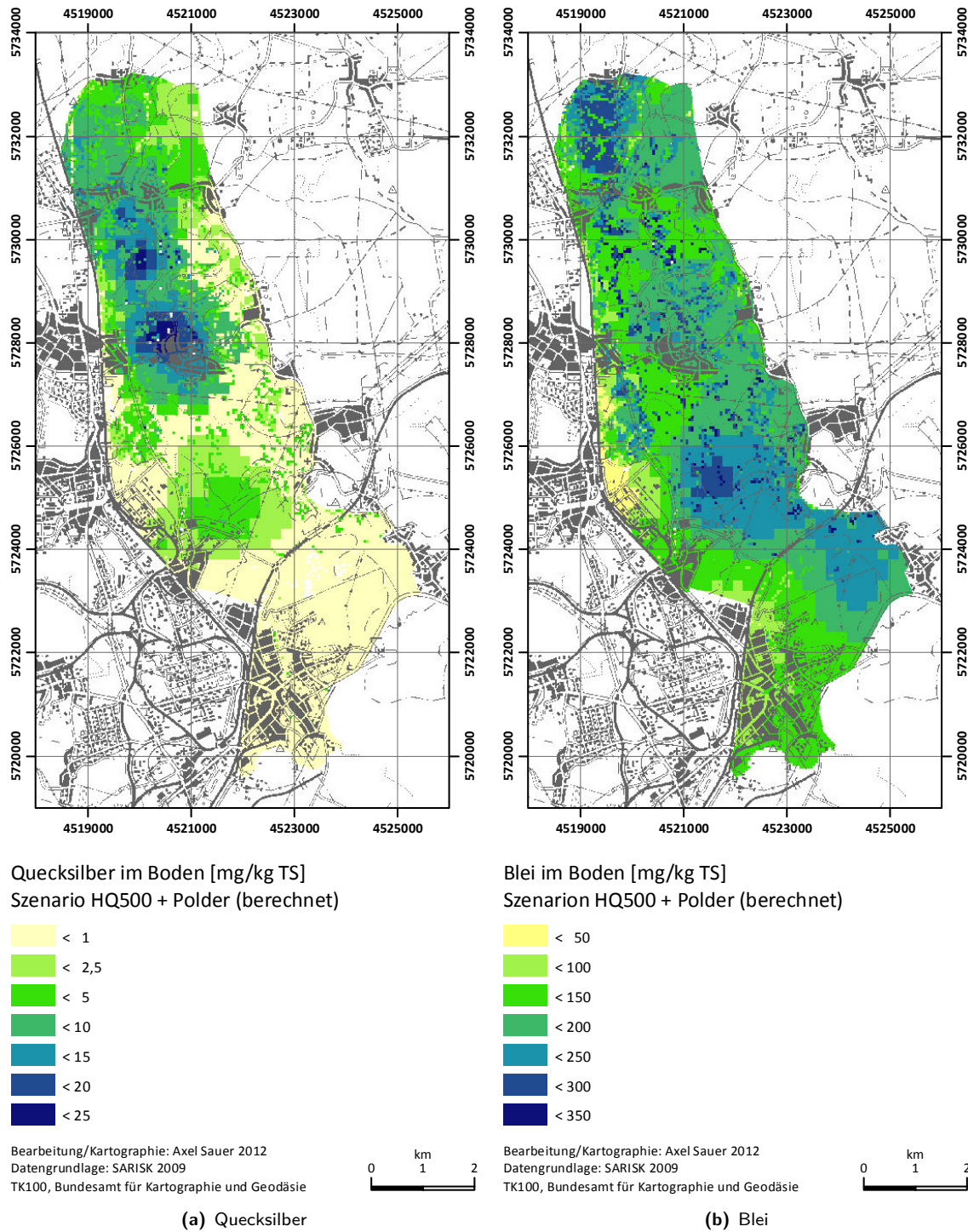


Abbildung 5.10: Berechnete Bodenkonzentrationen von Quecksilber und Blei [mg kg⁻¹ TS] bei einem HQ₅₀₀-Szenario mit Polder.

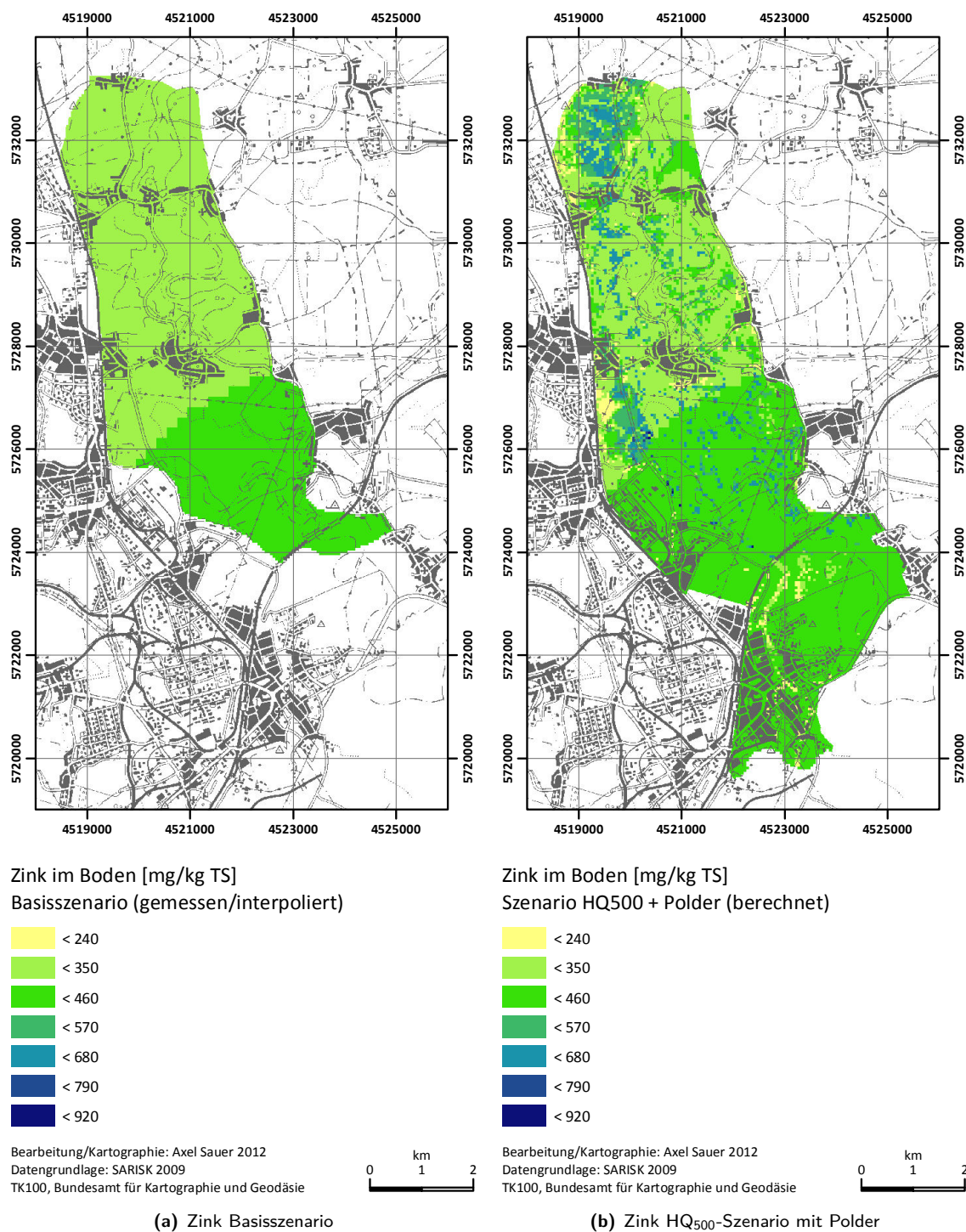


Abbildung 5.11: Gemessene und interpolierte Bodenkonzentrationen von Zink [mg kg⁻¹ TS] für das Basisszenario sowie der berechneten Bodenkonzentrationen bei einem HQ₅₀₀-Szenario mit Polder.

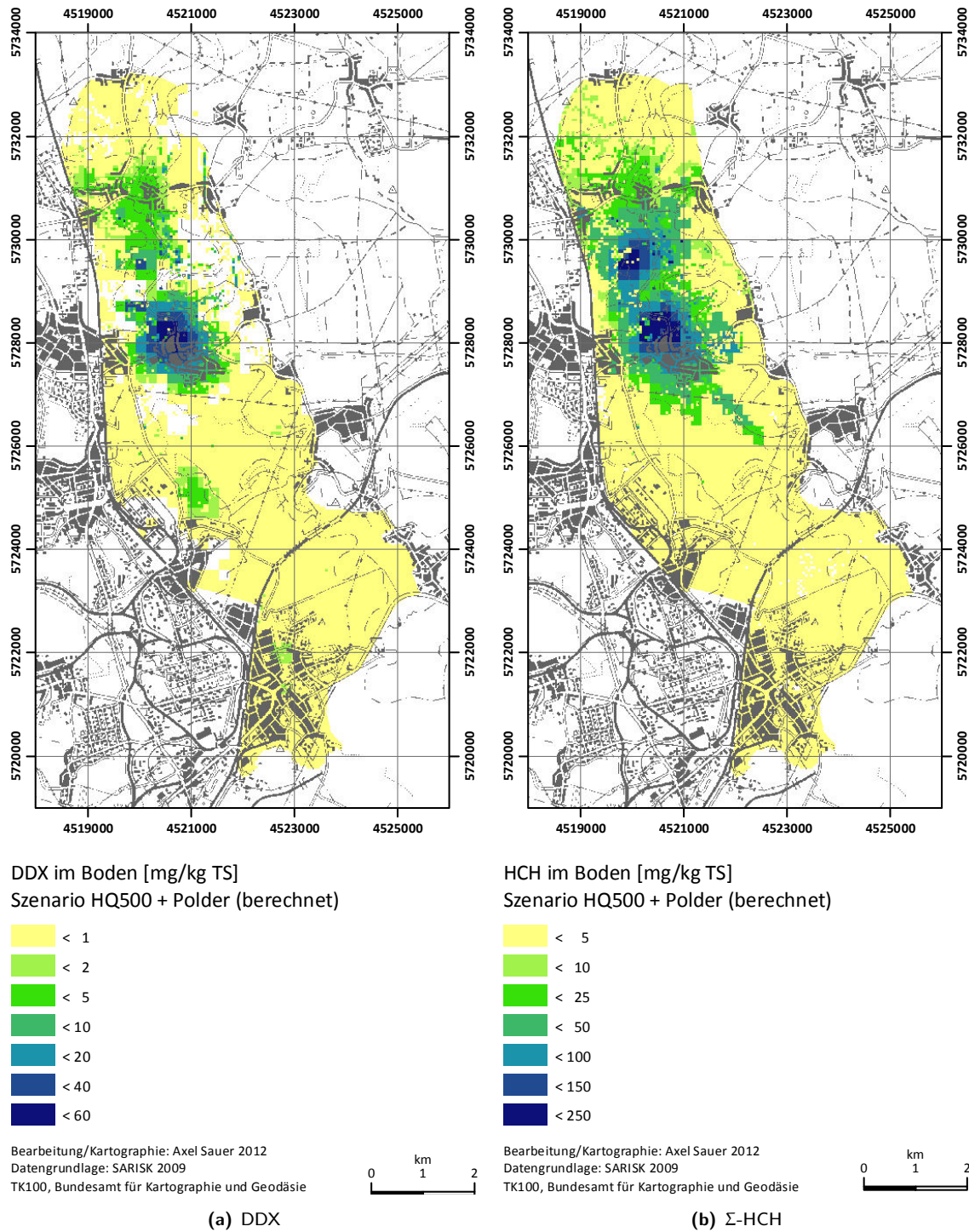


Abbildung 5.12: Berechnete Bodenkonzentrationen von DDX und Σ -HCH [mg kg^{-1} TS] bei einem HQ₅₀₀-Szenario mit Polder.

Tabelle 5.2: Zuordnung von Pfaden zu Nutzungen.

NutzungID	Bezeichnung	PfadID
6311	Park	1
6321	Sportplatz	1
6332	Ruderalflächen, unversiegelt	1
63421	Hausgärten, Vorgarten	1
63422	Hausgärten, sonstiger Garten	1
63423	Kleingärten	1
6311	Park	3
6321	Sportplatz	3
6332	Ruderalflächen, unversiegelt	3
63421	Hausgärten, Vorgarten	3
63422	Hausgärten, sonstiger Garten	3
63423	Kleingärten	3
2151	Zeilenbebauung (Plattenbauten)	4
2152	Großformbebauung	4
2154	geschlossenen Blockbebauung	4
2155	alter Ortskern mit dörflicher Bebauung	4
2156	Blockrandbebauung	4
2157	Einfamilienhausbebauung	4
2158	Mehrfamilienhausbebauung	4
63422	Hausgärten, sonstiger Garten	5
63423	Kleingärten	5

Wie die Abbildung 5.13 (S. 148) zeigt, sind bei einem HQ₂₀₀-Szenario von den betroffenen Flächen mehr als ein Drittel ackerbaulich bzw. unter Einbeziehung des Grünlandes 50 % landwirtschaftlich genutzt. Als potenzielle Rezeptoren können hier verschiedene Nahrungs- und Futterpflanzen vorkommen. Für diese sind großflächig Risiken hinsichtlich der gewerblichen Verwert- und Vermarktbarkeit als Nahrungs- und Futtermittel möglich. Im Zuge der Rezeptoranalyse wurden daher alle ackerbaulich genutzten Flächen selektiert. Sie dienen als Grundlage für die Transferabschätzung Boden-Pflanze und der auf dieser aufbauenden Risikobewertung anhand ausgewählter Kulturen. Grünlandaufwuchs als Futterpflanze wird ausschließlich bei der Nutzung Grünland als Rezeptor zugeordnet, bei den sonstigen Wiesen erfolgt keine Zuordnung.

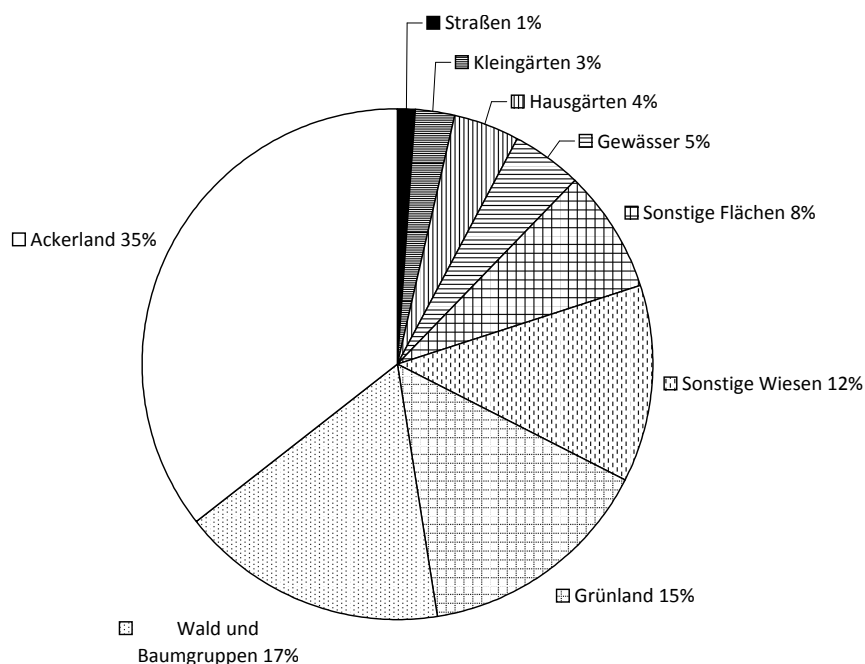


Abbildung 5.13: Anteile verschiedener Landnutzungsklassen wie sie innerhalb der Überschwemmungsfläche bei einem HQ₂₀₀-Szenario vorkommen.

Naturnahe Flächen bestehend aus Wald- und Baumgruppen, sonstigen Wiesen sowie Gewässern stellen ein weiteres Drittel der gesamten Überschwemmungsfläche des HQ₂₀₀-Szenarios dar. Für diese Flächen spielen insbesondere „ökologische“ Rezeptoren in Form von (Wild-)Tieren und (Wild-)Pflanzen eine Rolle, auf die im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter eingegangen wird. Auch im Bereich des privaten Anbaus von Nahrungspflanzen zum Eigenverzehr sind nennenswerte Flächenanteile betroffen. So machen Haus- und Kleingärten etwa 7% der gesamten Überschwemmungsflächen aus.

5.3 Expositionsanalyse und Risikocharakterisierung

Die Ergebnisse der Expositionsanalyse und der Risikocharakterisierung liegen den im nächsten Abschnitt erläuterten Resultaten der Risikobewertung unmittelbar zugrunde. Da die räumlichen Muster identisch sind, die Ergebnisse der Expositionsanalyse aber ohne Berücksichtigung der toxikologischen Vergleichswerte nur begrenzt hinsichtlich ihrer Konsequenzen bzw. Risikorelevanz interpretierbar sind, erfolgt hier keine Darstellung dieser Resultate. Ähnliches gilt für die Ergebnisse der Risikocharakterisierung, deren räumliches Muster ebenfalls identisch ist. Bis zu Werten von 1 entsprechen sich Risikoquotient und Gefahrenwert, so dass dort auch keinerlei Unterschiede bestehen, d. h. die Merkmalsausprägungen von Risikocharakterisierung und Risikobewertung sind für diesen Wertebereich identisch.

5.4 Risikobewertung

Die folgenden Abschnitte zeigen die Ergebnisse der flächendifferenzierten Risikobewertung. Für den Rezeptor Mensch erfolgt die Risikobewertung auf Basis der in Abschnitt 3.5 (S. 65) dargestellten Methode. Für die Rezeptoren Nahrungspflanzen und Futterpflanzen werden als Bewertungskriterien die gegenwärtig in Deutschland bzw. der Europäischen Union gültigen Rechtsnormen herangezogen. Eine Darstellung der entsprechenden Normen findet sich in Abschnitt 2.6.2 (S. 45). Die kartographische Visualisierung der Ergebnisse spiegelt in den dargestellten Flächen die Resultate der Rezeptoranalyse wieder.

5.4.1 Expositionsmedien Boden und Hausstaub

5.4.1.1 Boden-[Ingestion]-Mensch

Die Abbildung 5.14 (S. 150) zeigt die Verteilung des Gefahrenwertes für Arsen an einem Ausschnitt des Untersuchungsgebietes zwischen Jeßnitz und Raguhn. Die Werte liegen fast ausschließlich unter der Risikoschwelle des Gefahrenwertes, die vom Wert 1 markiert wird. Erhöhte Gefahrenwerte tauchen im Stadtgebiet von Bobbau östlich der Bahnlinie sowie in den Bereichen von Raguhn westlich des Spittelwassers auf. Der Gefahrenwert erreicht hier maximal 6 und liegt damit unter dem als Maßnahmen- bzw. Handlungsschwelle definierten Wert von 10. Der Gefahrenwert für Cadmium (siehe Abbildung 5.15, S. 151) liegt generell deutlich unter 1 mit Bereichen höherer Werte, ähnlich verteilt wie bei Arsen. Die Risikobewertung für Quecksilber (Abbildung 5.16, S. 152) zeigt für den dargestellten Bereich durchgehend niedrige Werte mit einem deutlich abgesetzten Maximum in der Ortslage von Jeßnitz. Für die orale Bleibelastung durch Bodenaufnahme (Abbildung 5.17, S. 153) ist ebenfalls kein Risiko ermittelt worden. Die höheren Werte finden sich auf Kleingartengelände nördlich von Jeßnitz und in den westlich des Spittelwassers gelegenen Ortsteilen von Raguhn.

5.4.1.2 Hausstaub-[Ingestion]-Mensch

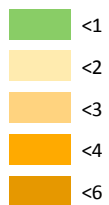
Ein leicht verändertes Bild ergibt sich bei der Betrachtung der oralen Exposition durch Aufnahme von Hausstaub. Zwischen den Schadstoffkonzentrationen im Boden des Wohnumfeldes und den Konzentrationen im Hausstaub besteht ein enger Zusammenhang (z. B. Stanek & Calabrese 1995 und frühere Arbeiten). Durch die deutlich längeren Innenaufenthaltszeiten ergeben sich trotz geringerer Konzentrationen im Hausstaub insgesamt höhere Expositionen. Die Expositionsraten differenziert nach Altersgruppen für die orale Aufnahme von Boden bzw. Hausstaub zeigt Abbildung 5.18 (S. 154). Hier wird deutlich erkennbar, dass die orale Exposition via Hausstaub ein Vielfaches der Exposition durch die Aufnahme von Boden ausmachen kann.



Gefahrenwert [-]

Szenario HQ500 mit Polder (berechnet)

Arsen | Oral, Boden | Kleinkinder 1-4



Bearbeitung/Kartographie: Axel Sauer 2012
 Datengrundlage: SARISK 2009
 TK25, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie

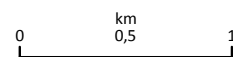


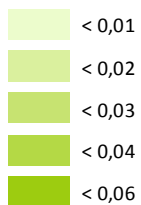
Abbildung 5.14: Gefahrenwerte von Arsen bei direkter oraler Aufnahme von Bodenmaterial und Exposition der Altersgruppe 1-4 Jahre bei einem HQ₅₀₀-Szenario mit Polder.



Gefahrenwert [-]

Szenario HQ500 mit Polder (berechnet)

Cadmium | Oral, Boden | Kleinkinder 1–4



Bearbeitung/Kartographie: Axel Sauer 2012
 Datengrundlage: SARISK 2009
 TK25, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie

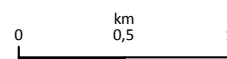
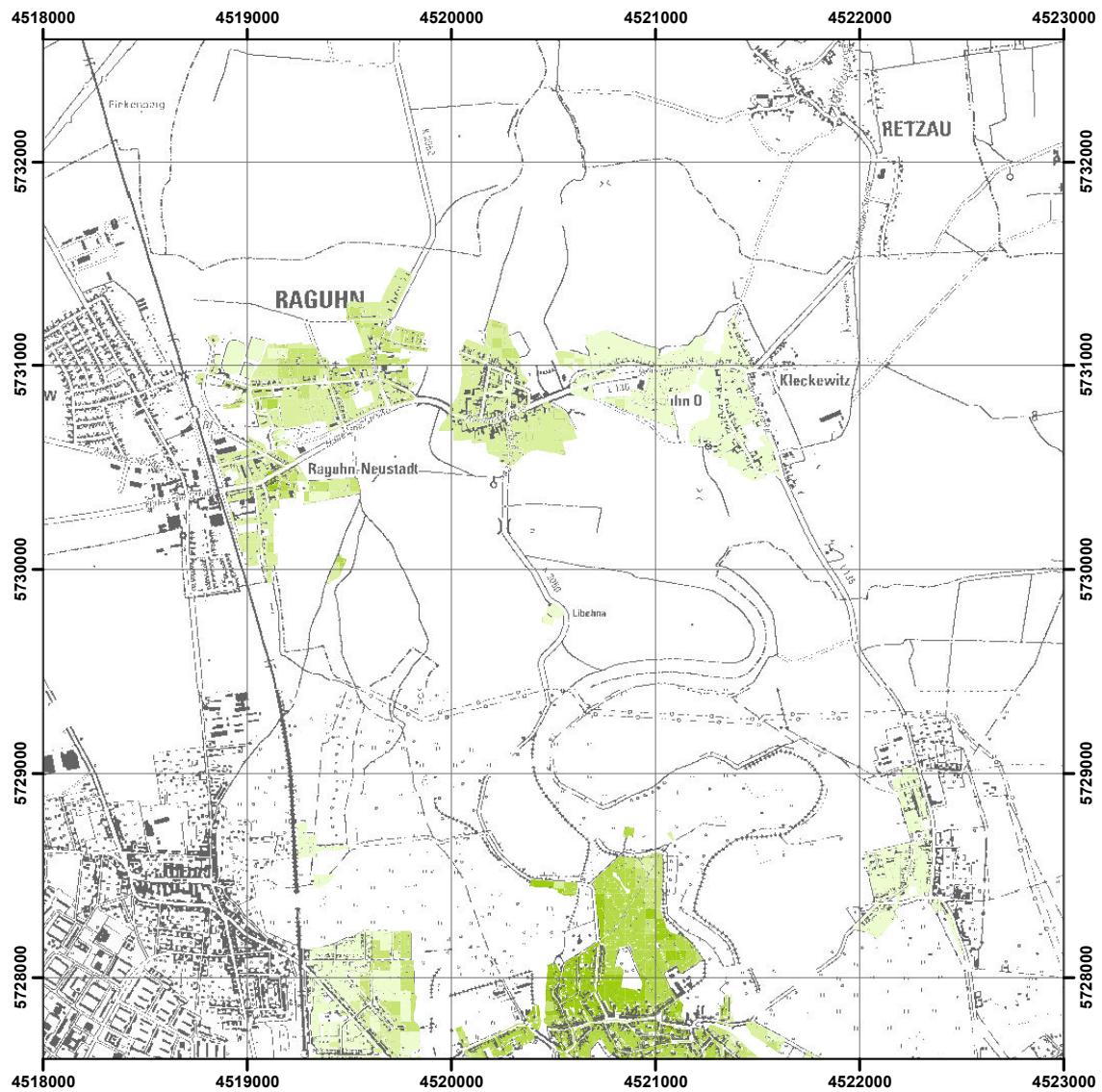


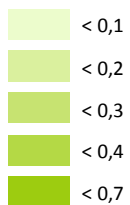
Abbildung 5.15: Gefahrenwerte von Cadmium bei direkter oraler Aufnahme von Bodenmaterial und Exposition der Altersgruppe 1–4 Jahre bei einem HQ₅₀₀-Szenario mit Polder.



Gefahrenwert [-]

Szenario HQ500 mit Polder (berechnet)

Quecksilber | Oral, Boden | Kleinkinder 1–4



Bearbeitung/Kartographie: Axel Sauer 2012
 Datengrundlage: SARISK 2009
 TK25, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie

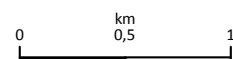
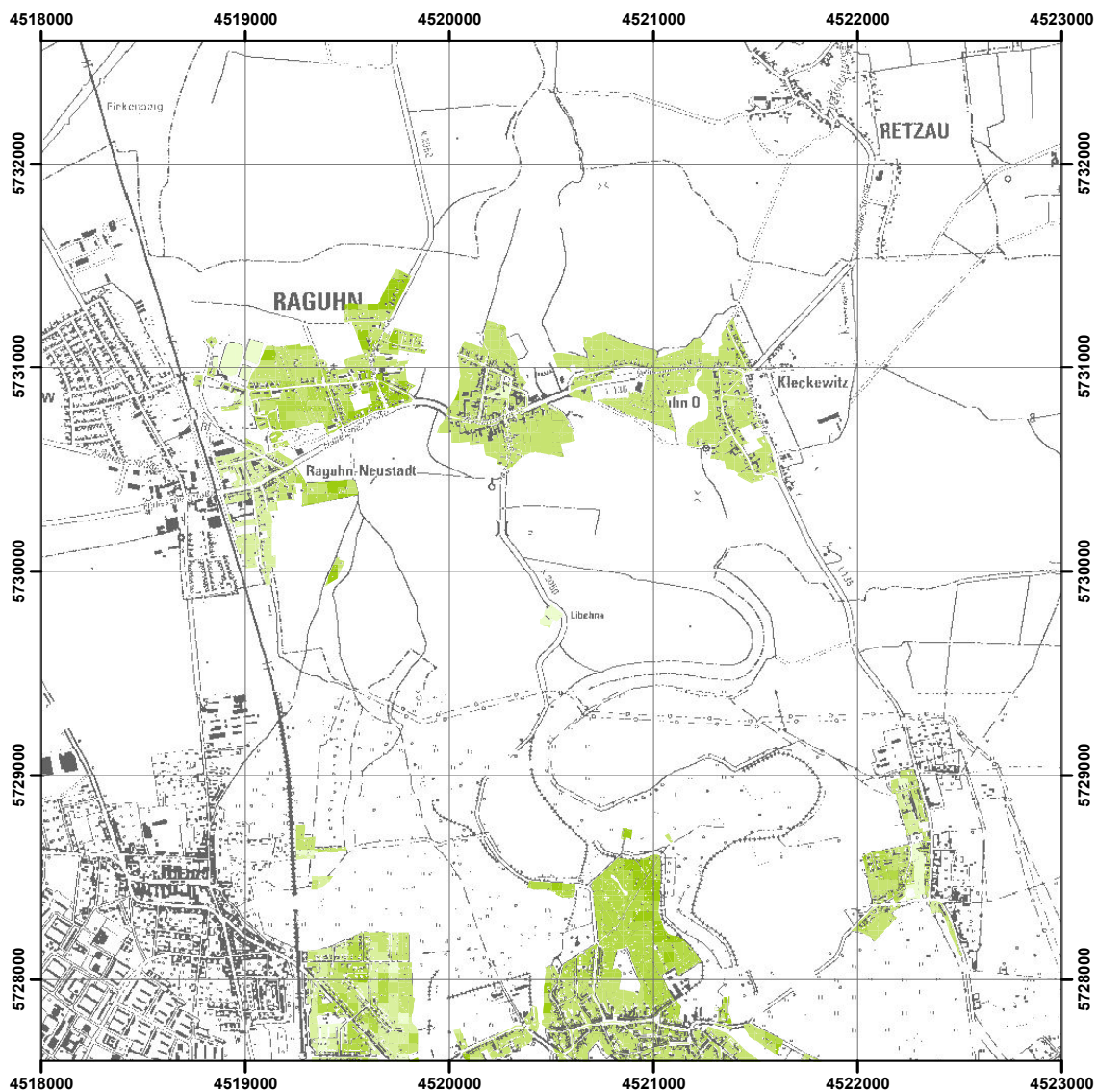


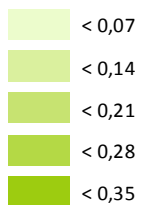
Abbildung 5.16: Gefahrenwerte von Quecksilber bei direkter oraler Aufnahme von Bodenmaterial und Exposition der Altersgruppe 1–4 Jahre bei einem HQ₅₀₀-Szenario.



Gefahrenwert [-]

Szenario HQ500 mit Polder (berechnet)

Blei | Oral, Boden | Kleinkinder 1-4



Bearbeitung/Kartographie: Axel Sauer 2012
 Datengrundlage: SARISK 2009
 TK25, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie

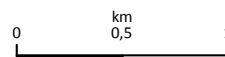


Abbildung 5.17: Gefahrenwerte von Blei bei direkter oraler Aufnahme von Bodenmaterial und Exposition der Altersgruppe 1-4 Jahre bei einem HQ₅₀₀-Szenario mit Polder.

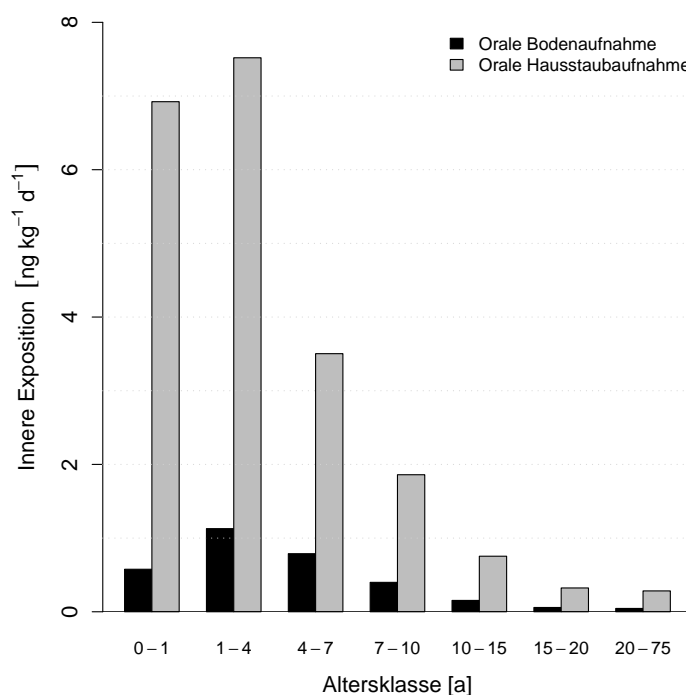
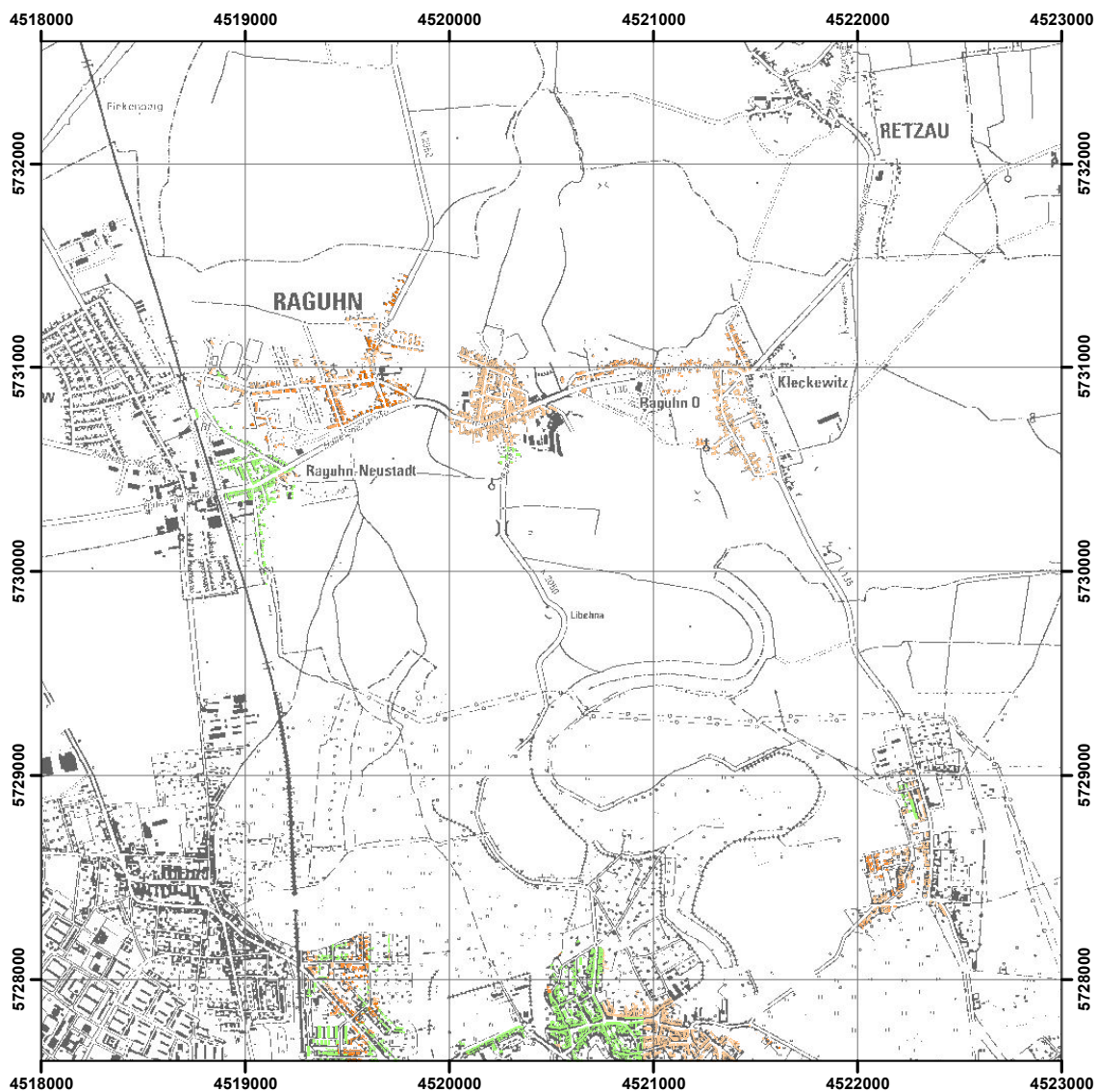


Abbildung 5.18: Vergleich der Cadmiumexposition über Boden und Hausstaub bei einer angenommenen Cadmiumkonzentration im Boden außen von $10 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TS}$.

5.4.2 Expositionsmedium Luft

5.4.2.1 Innenluft-[Inhalation]-Mensch

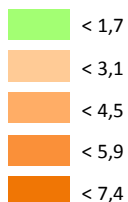
Der bereits im vorhergehenden Abschnitt diskutierte Zusammenhang zwischen Innen- und Außenkonzentrationen von Boden- und Hausstaub gilt ähnlich für die Stoffkonzentration bezogen auf Partikel in der Innen- bzw. Außenluft. Quantitative Relevanz erhält der Pfad aus verschiedenen Gründen: (1.) durch die Anreicherung der Stoffe in der Partikelfraktion bis zum Zehnfachen der Bodenkonzentration, (2.) durch eine höhere Partikelkonzentration in der Innenraumluft sowie (3.) durch eine Expositionszeit, die die gesamte im Innenraum – also sowohl wach als auch schlafend – zugebrachte Aufenthaltszeit umfasst. Die Gefahrenwerte für Arsen bezogen auf eine lebenslange Exposition liegen in Raguhn und Kleckewitz sowie Teilen von Jeßnitz und Bobbau über dem Risikoschwellenwert von 1. Hier wäre eine umfassendere und situationspezifische Untersuchung der Expositionsbedingungen notwendig, um die aus dieser Analyse hervorgehende Problematik weiter zu qualifizieren. Bei Cadmium sind alle Werte unterhalb des Risikoschwellenwertes mit höheren Ausprägungen in Bereichen von Raguhn westlich des Spittelwassers sowie Altjeßnitz und dem Ostrand von Bobbau. Die Gefahrenwerte für Quecksilber und Blei liegen für den betrachteten Ausschnitt weit unter dem Risikoschwellenwert, so dass sich bezogen auf den Pfad der inhalativen Aufnahme von Partikeln aus der Innenraumluft nach einem entsprechenden Ereignis kein weitergehender Untersuchungsbedarf ergäbe.



Gefahrenwert [-]

Szenario HQ500 mit Polder (berechnet)

Arsen | Inhalativ, Innenluft | Lebenszeit 0–75



Bearbeitung/Kartographie: Axel Sauer 2012
 Datengrundlage: SARISK 2009
 TK25, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie

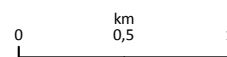
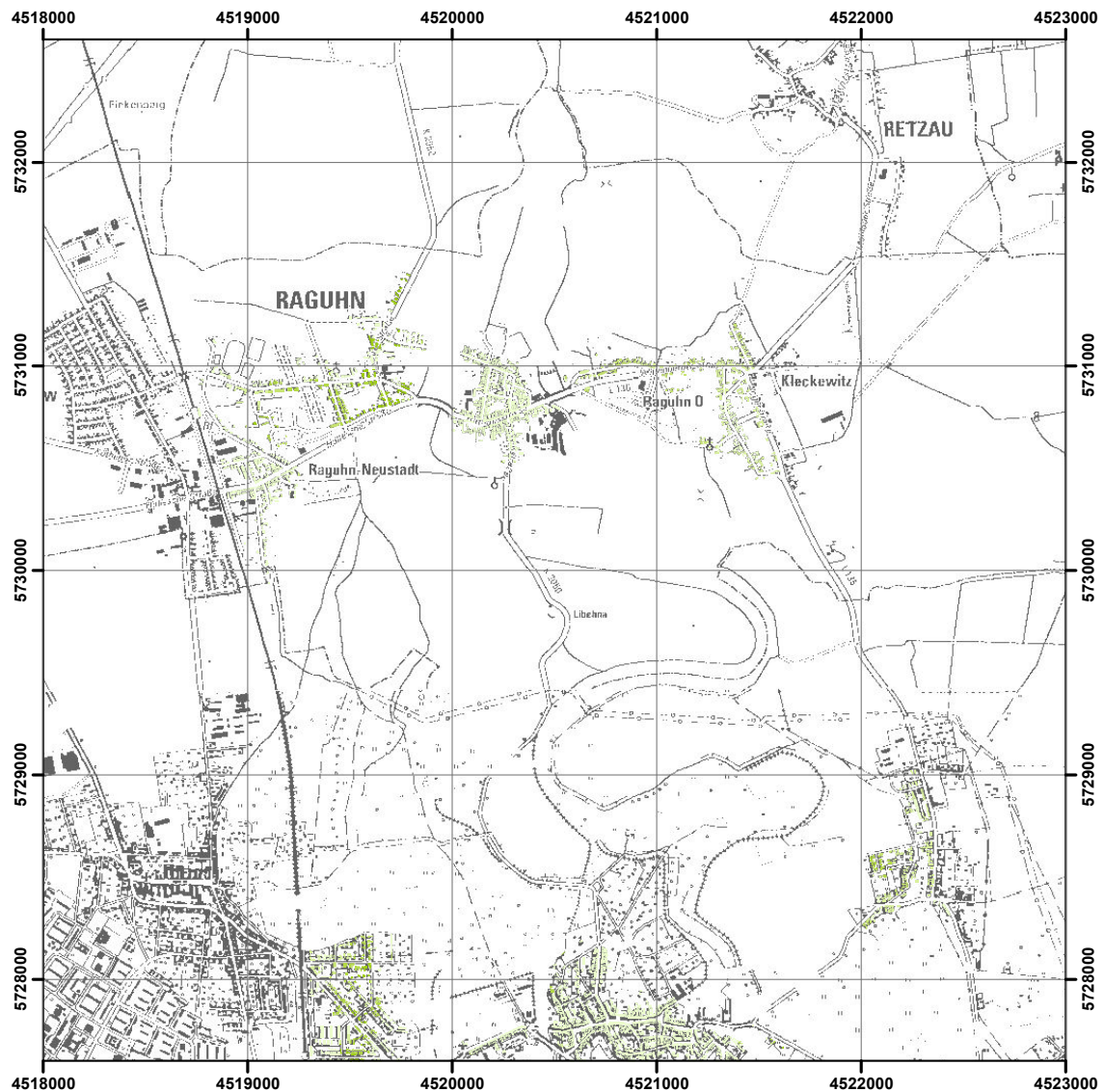


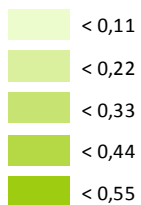
Abbildung 5.19: Gefahrenwerte von Arsen bei inhalativer Aufnahme von Bodenpartikeln in der Innenraumluft und Lebenszeitexposition bei einem HQ₅₀₀-Szenario mit Polder.



Gefahrenwert [-]

Szenario HQ500 mit Polder (berechnet)

Cadmium | Inhalativ, Innenluft | Lebenszeit 0–75



Bearbeitung/Kartographie: Axel Sauer 2012
 Datengrundlage: SARISK 2009
 TK25, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie

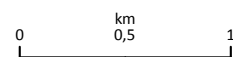
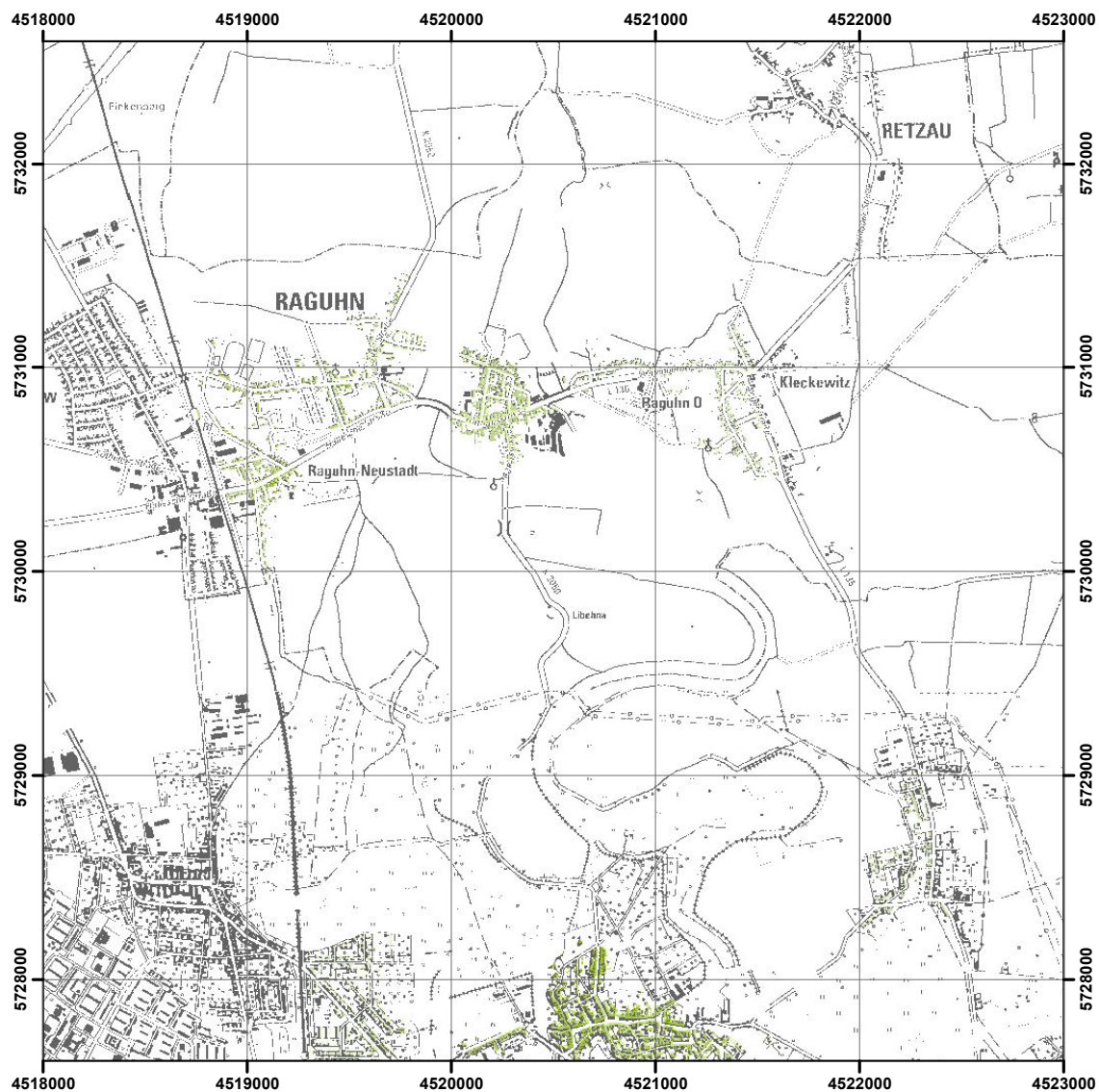


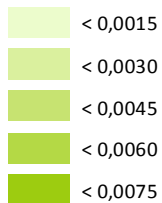
Abbildung 5.20: Gefahrenwerte von Cadmium bei inhalativer Aufnahme von Bodenpartikeln in der Innenraumluft und Lebenszeitexposition bei einem HQ₅₀₀-Szenario mit Polder.



Gefahrenwert [-]

Szenario HQ500 mit Polder (berechnet)

Quecksilber | Inhalativ, Innen | Lebenszeit 0–75



Bearbeitung/Kartographie: Axel Sauer 2012
 Datengrundlage: SARISK 2009
 TK25, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie

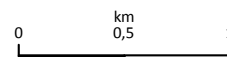
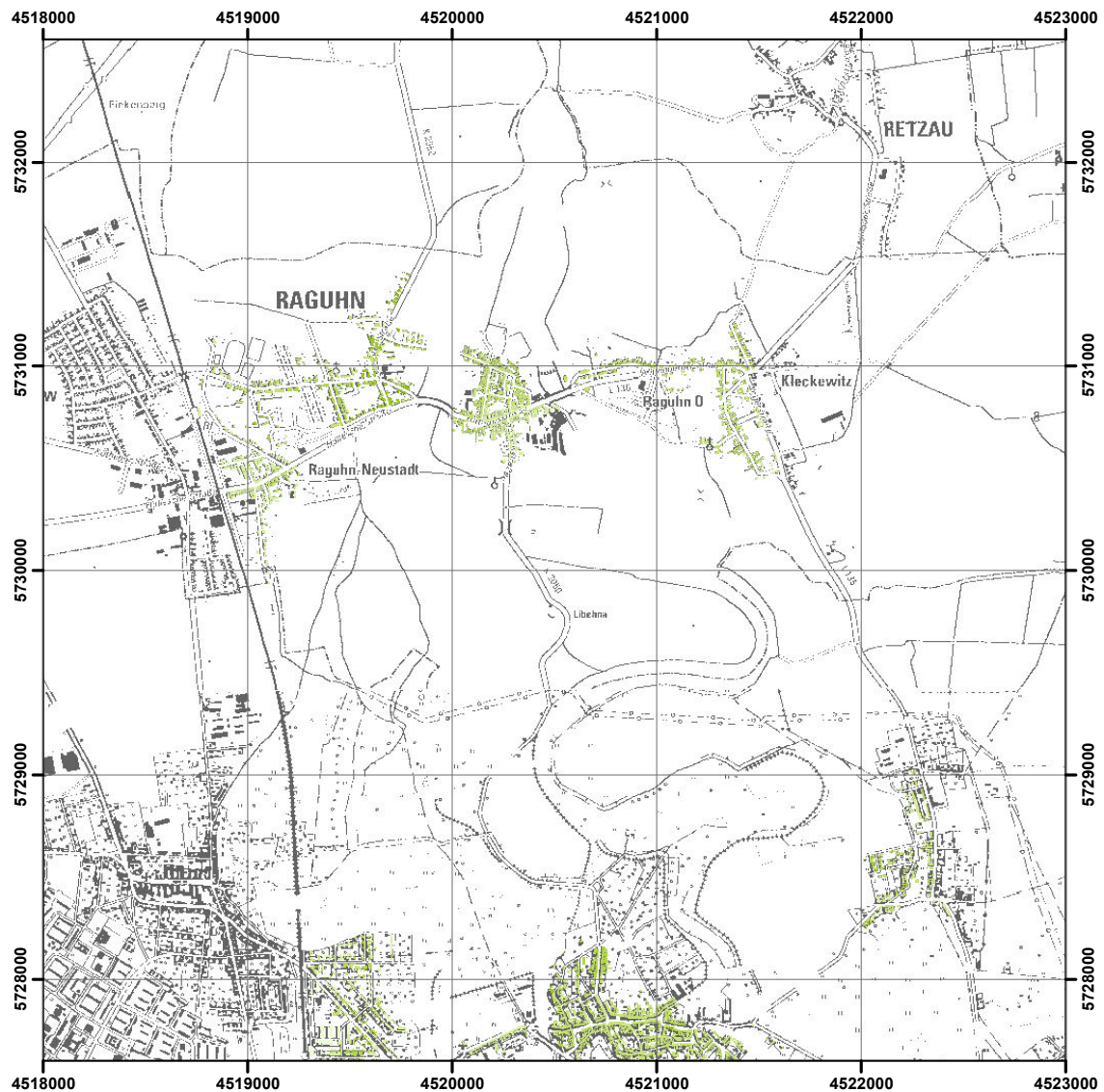


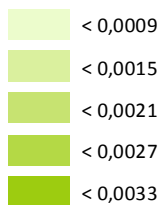
Abbildung 5.21: Gefahrenwerte von Quecksilber bei inhalativer Aufnahme von Bodenpartikeln in der Innenraumluft und Lebenszeitexposition bei einem HQ₅₀₀-Szenario mit Polder.



Gefahrenwert [-]

Szenario HQ500 mit Polder (berechnet)

Blei | Inhalativ, Innenluft | Lebenszeit 0–75



Bearbeitung/Kartographie: Axel Sauer 2012
 Datengrundlage: SARISK 2009
 TK25, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie

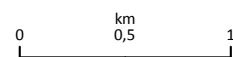
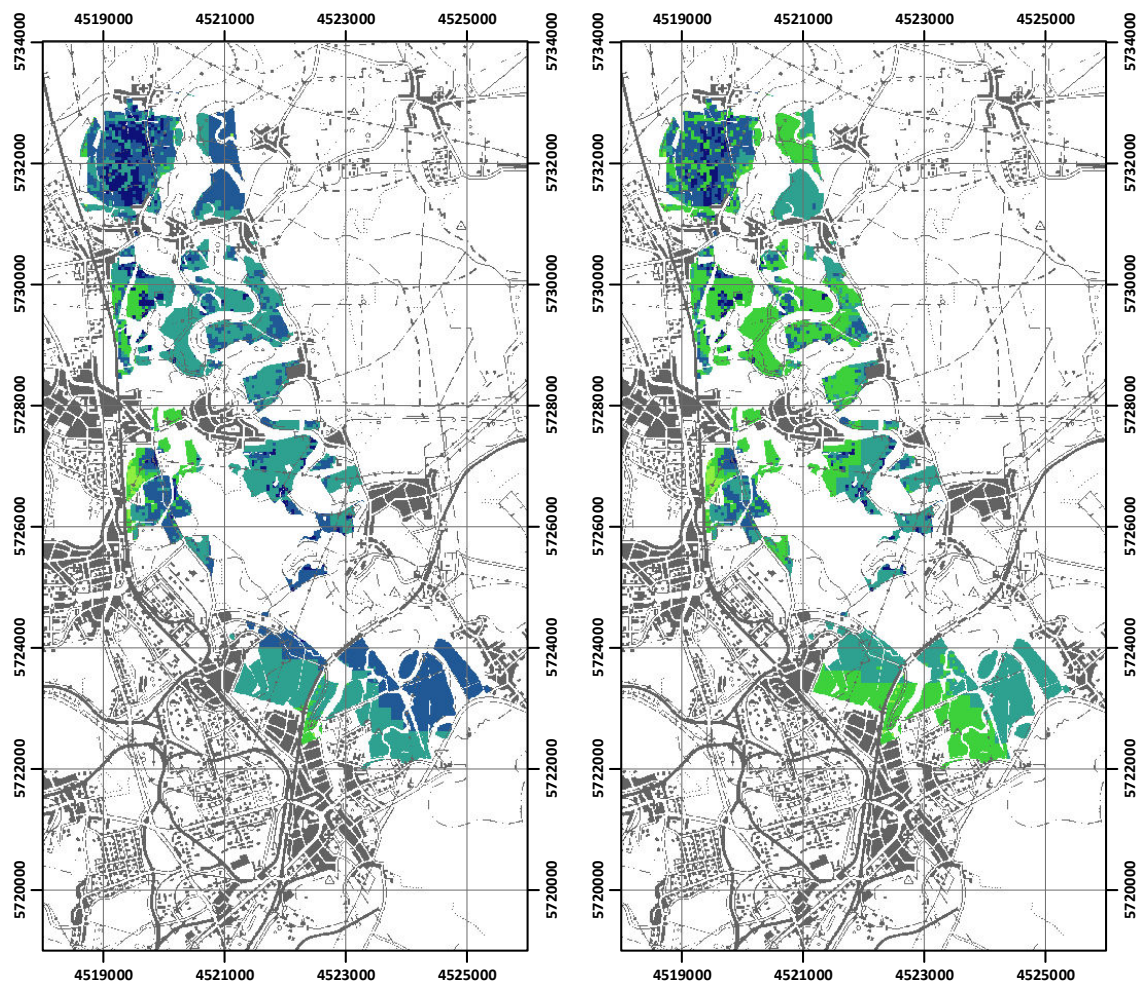


Abbildung 5.22: Gefahrenwerte von Blei bei inhalativer Aufnahme von Bodenpartikeln in der Innenraumluft und Lebenszeitexposition bei einem HQ₅₀₀-Szenario mit Polder.



Pflanzenkonzentration [mg/kg TS], berechnet
 Szenario HQ500 + Polder
 Arsen | Ackerland | Weizenkorn

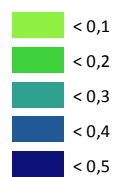


Bearbeitung/Kartographie: Axel Sauer 2012
 Datengrundlage: SARISK 2009
 TK100, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie



(a) Arsen

Pflanzenkonzentration [mg/kg TS], berechnet
 Szenario HQ500 + Polder
 Cadmium | Ackerland | Weizenkorn



Bearbeitung/Kartographie: Axel Sauer 2012
 Datengrundlage: SARISK 2009
 TK100, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie



(b) Cadmium

Abbildung 5.23: Berechnete Pflanzenkonzentrationen von Arsen und Cadmium [mg kg⁻¹ TS] im Weizenkorn in der Nutzung Ackerland beim HQ₅₀₀-Szenario mit Polder.

5.4.3 Expositionsmedium pflanzliche Nahrung

Die Risikobewertung für das Expositionsmedium pflanzliche Nahrung erfolgt hier getrennt für die Fälle (1.) der gewerblichen Nahrungspflanzenproduktion unter zusätzlicher Berücksichtigung von Futterpflanzen sowie (2.) des individuellen Verzehrs selbst angebauter Nahrungspflanzen. Die Ergebnisse der Ableitung von Pflanzenkonzentrationen basierend auf den Bodenkonzentrationen bei einem HQ₅₀₀-Szenario als Grundlage für die Bewertung des Falles (1.) werden in den folgenden Abschnitten vorgestellt.

5.4.3.1 Boden-[Transfer]-Pflanze: Metalle und Spurenelemente

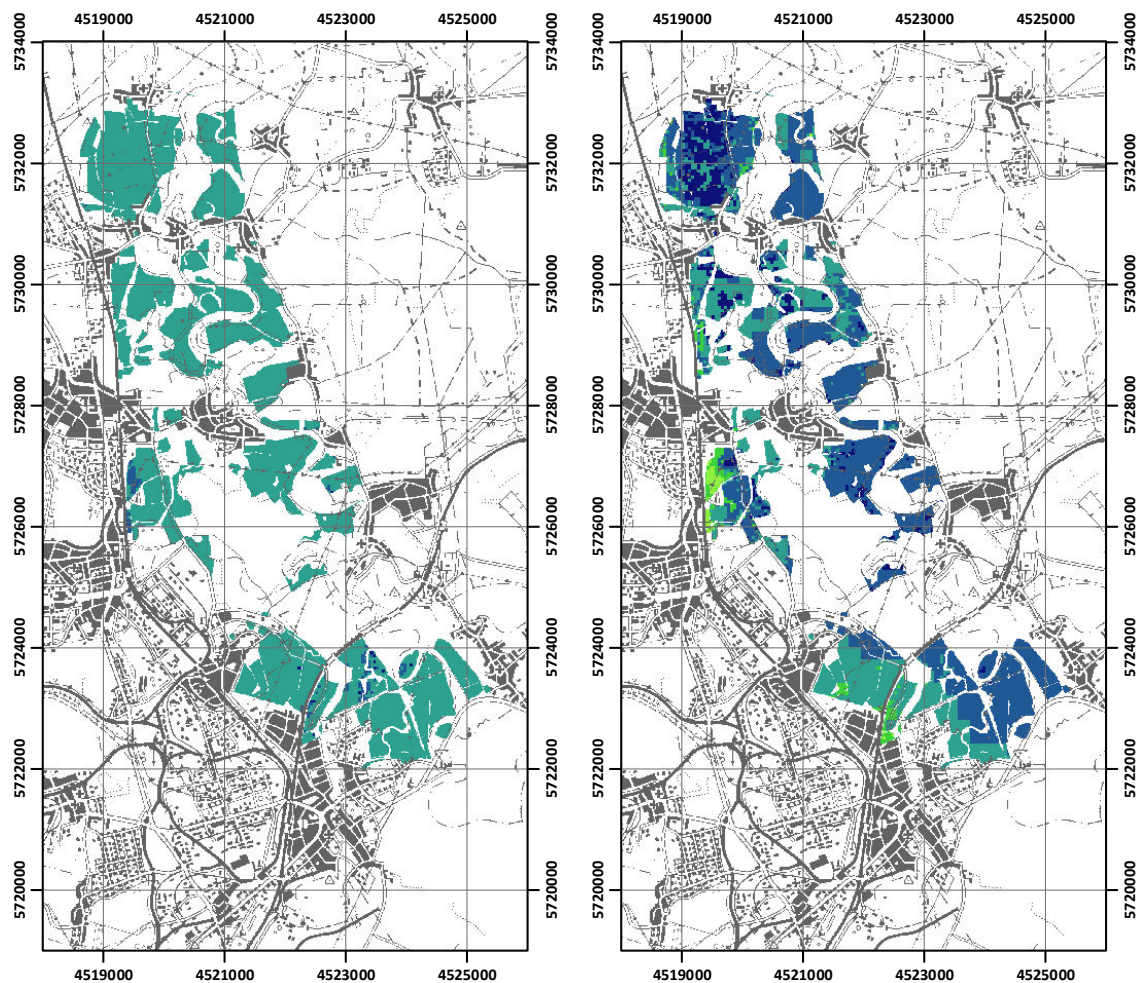
Ackerbau: Weizen Für den Bereich der Ackerflächen werden hier die Konzentrationen im Weizenkorn dargestellt, wie sie mittels der Transfermodelle von Knoche et al. (1999) abgeleitet wurden. Eine Einordnung der Arsengehalte bezogen auf eine Vermarktung des Weizens als Lebensmittel ist mangels einer rechtlichen Regelung nicht möglich. Orientierend kann ein Vergleich mit der FuMiV (2005) erfolgen, die eine Höchstmenge von 2,3 mg kg⁻¹ TS vorschreibt. Bei Höchstgehalten von knapp 0,2 mg kg⁻¹ TS ist eine – allerdings deutlich weniger rentable – Nutzung der Weizenernte als Einzelfuttermittel denkbar.

Der Grenzwert der EU-Kontaminantenverordnung VO (EG) 466/2001 für Cadmium im Weizen beträgt 0,2 mg kg⁻¹ FS, was bei einem angenommenen Wassergehalt von 13,2 % einer Konzentration von 0,17 mg kg⁻¹ TS entspricht. Wie Abbildung 5.23(b) (S. 159) zeigt, finden sich Überschreitungen bis zum dreifachen des Grenzwertes. Hierbei stechen großflächig das Gebiet im Nordosten von Raguhn sowie lokal Bereiche am Rand des Untersuchungsgebietes nördlich und südlich von Bobbau hervor. Es zeigen sich deutliche Verschlechterungen der Belastungssituation bei einem HQ₅₀₀-Szenario im Vergleich zum Basisszenario.

Der Grenzwert der EU-Kontaminantenverordnung für Blei im Weizen ist identisch zu dem für Cadmium und beträgt umgerechnet auf die Trockensubstanz 0,17 mg kg⁻¹ TS. Abbildung 5.24(b) (S. 161) zeigt nahezu für das gesamte Gebiet eine Überschreitung des Grenzwertes, allerdings ist diese nur äußerst knapp. Eine Nutzung als Futtermittel wäre allerdings problemlos möglich, da der Grenzwert der FuMiV rund 10 mg kg⁻¹ TS beträgt und damit weit von den im Untersuchungsgebiet abgeschätzten Pflanzengehalten entfernt ist.

Die Quecksilberkonzentrationen sind aufgrund der geringen Pflanzenaufnahme niedrig und verteilen sich in einem Bereich von 0,005 bis 0,01 mg kg⁻¹ TS relativ gleichmäßig über das gesamte Untersuchungsgebiet. Da für Arsen und Quecksilber gegenwärtig keine rechtsverbindlichen Grenzwerte existieren, erfolgt hier keine vertiefende Einordnung. Orientierend kann festgestellt werden, dass die Quecksilbergehalte etwa um das 10fache unter dem Grenzwert der FuMiV von 0,11 mg kg⁻¹ TS liegen.

Grünlandwirtschaft: Wiesen und Weiden Für Grünlandflächen wurde die Stoffkonzentration im Grünlandaufwuchs abgeschätzt. Die hier dargestellten Karten zeigen nur den Belastungsanteil über den systemischen Pfad (Wurzelaufnahme). Eine vergleichende Diskussion hinsichtlich des zusätzlich relevanten Verschmutzungspfades findet sich bei Feldwisch (2006) und Feldwisch & Eickler (2006). Als Bewertungskriterien für die zur



Pflanzenkonzentration [mg/kg TS], berechnet
 Szenario HQ500 + Polder
 Quecksilber | Ackerland | Weizenkorn

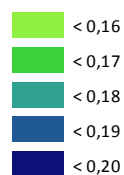


Bearbeitung/Kartographie: Axel Sauer 2012
 Datengrundlage: SARISK 2009
 TK100, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie

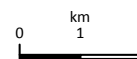


(a) Quecksilber

Pflanzenkonzentration [mg/kg TS], berechnet
 Szenario HQ500 + Polder
 Blei | Ackerland | Weizenkorn



Bearbeitung/Kartographie: Axel Sauer 2012
 Datengrundlage: SARISK 2009
 TK100, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie



(b) Blei

Abbildung 5.24: Berechnete Pflanzenkonzentrationen von Quecksilber und Blei [mg kg⁻¹ TS] im Weizenkorn in der Nutzung Ackerland beim HQ₅₀₀-Szenario mit Polder.

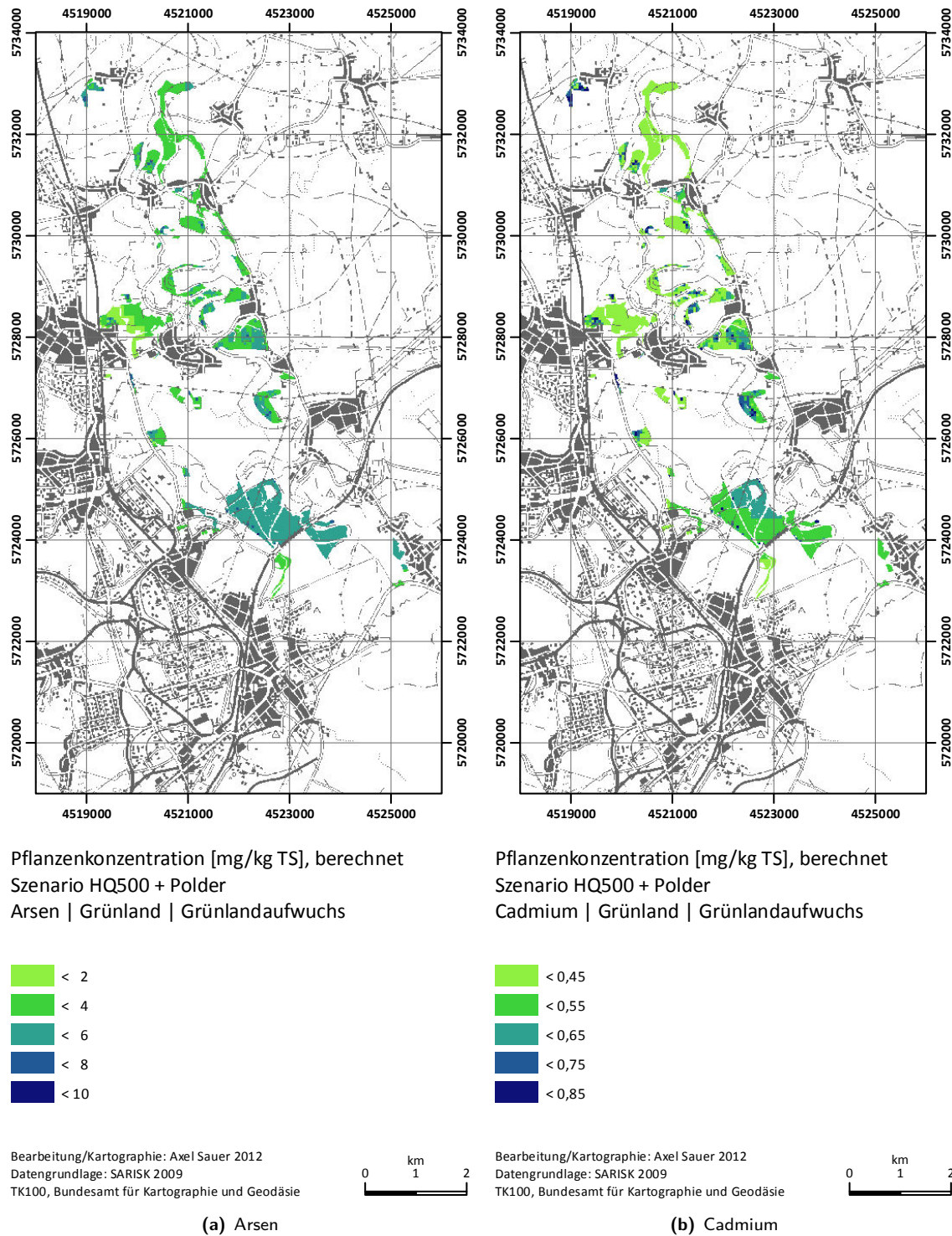


Abbildung 5.25: Berechnete Pflanzenkonzentrationen von Arsen und Cadmium [mg kg⁻¹ TS] für Grünlandaufwuchs in der Nutzung Grünland beim HQ₅₀₀-Szenario mit Polder.

Viehfütterung als Mahdwiesen und Viehweiden genutzten Flächen sind die Grenzwerte der Futtermittelverordnung für die Stoffkonzentrationen im Futtermittel heranzuziehen bzw. ergänzend Prüf- und Maßnahmenwerte der BBodSchV bezogen auf Bodenkonzentrationen.

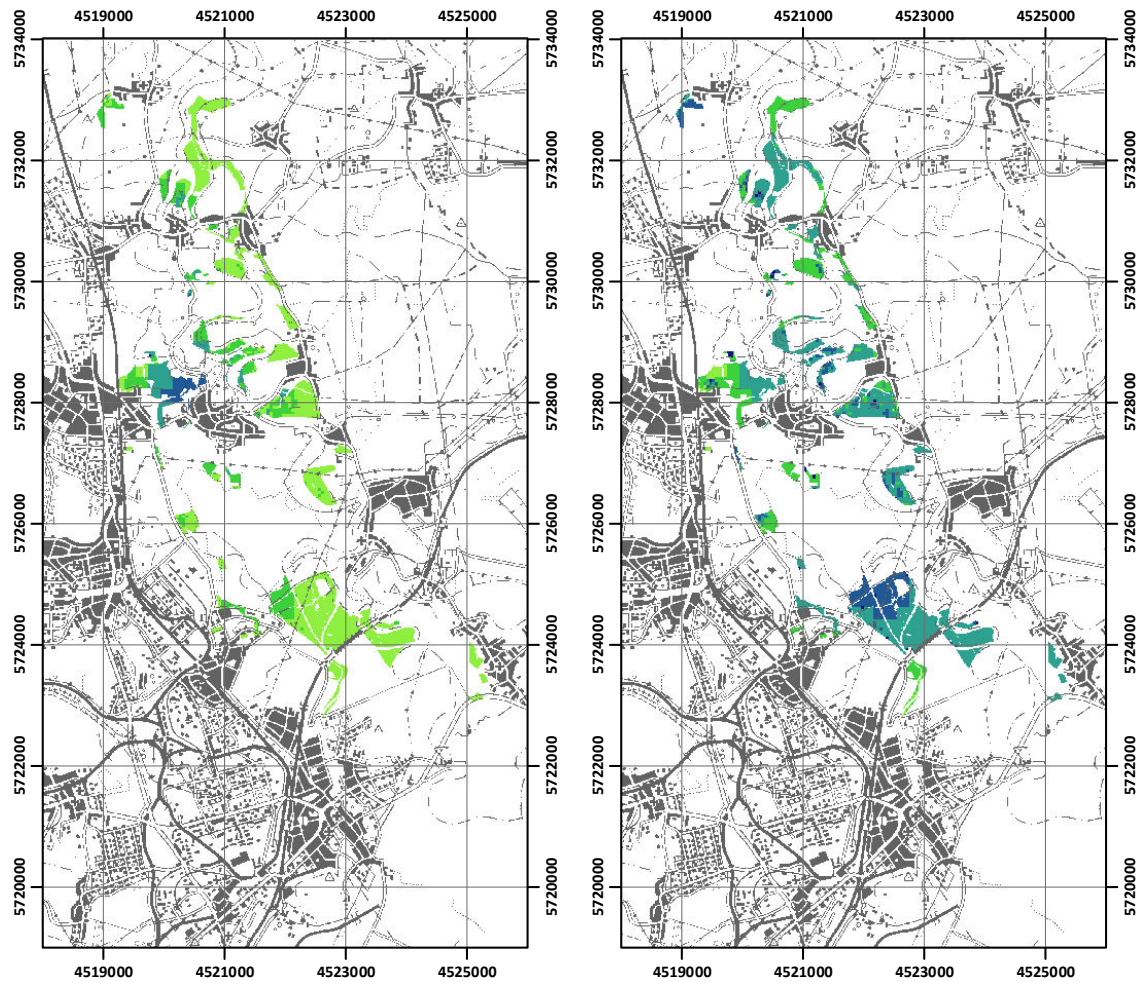
Für Arsen gilt ein Grenzwert bei Einzelfuttermitteln von 2 mg kg^{-1} FS mit einem TS-Anteil von 88 %, also rund $2,3 \text{ mg kg}^{-1}$ TS (im Folgenden werden nur noch die auf die Trockensubstanz umgerechneten Werte genannt). Dieser Wert wird im Untersuchungsgebiet großflächig – teilweise bis um das dreifache – überschritten. Ein Vergleich der Bodenkonzentrationen mit den Prüf- und Maßnahmenwerten der BBodSchV zeigt ein vergleichbares Bild. Hier wird nahezu flächendeckend der Maßnahmenwert von 50 mg kg^{-1} TS überschritten (siehe Abbildung 5.25(a), S. 162). Dies ist allerdings auch schon bei Betrachtung des Basisszenarios der Fall. Eine deutliche Verschlechterung der Situation beim HQ₅₀₀-Szenario ist auf den Grünlandflächen südlich von Altjeßnitz und Priorau sowie nördlich von Bobbau zu erkennen.

Für Cadmium in Einzelfuttermitteln pflanzlichen Ursprungs definiert die FuMiV einen Grenzwert von $1,1 \text{ mg kg}^{-1}$ TS. Dieser wird in keinem Bereich des Untersuchungsgebietes überschritten, die Maximalwerte von bis zu $0,85 \text{ mg kg}^{-1}$ TS liegen allerdings schon in der Nähe. Zieht man den Maßnahmenwert für Grünland der BBodSchV von 20 mg kg^{-1} TS (KW) heran, so liegen die Konzentrationen beim HQ₅₀₀-Szenario mit rund 10 mg kg^{-1} TS deutlich darunter. Zunahmen der Stoffkonzentration sind in ähnlichen Bereichen wie bei Arsen festzustellen, mit deutlichen Zunahmen westlich von Muldenstein.

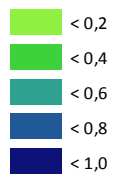
Der Grenzwert der FuMiV für Quecksilber beträgt $0,1 \text{ mg kg}^{-1}$ TS für Einzelfuttermittel. Nennenswerte Überschreitungen bis zum Sechsfachen finden sich nordöstlich von Jeßnitz, einem bereits beim Basisszenario stark belasteten Gebiet. Veränderungen durch den Einfluss des Hochwassers sind hier nicht zu erkennen. Die BBodSchV legt für Quecksilber auf Grünlandflächen einen Maßnahmenwert von 2 mg kg^{-1} TS (KW) fest. Die Bereiche mit Wertüberschreitungen basierend auf den Bodenkonzentrationen wie sie Abbildung 5.26(a) (S. 164) zeigt, sind nahezu deckungsgleich mit solchen des doppelten Pflanzenwertes.

Die in Abbildung 5.26(b) (S. 164) dargestellten Bleikonzentrationen erstrecken sich überwiegend zwischen 5 und 12 mg kg^{-1} TS. „Hot spots“ innerhalb ursprünglich geringer belasteter Gebiete mit Werten bis zu 15 mg kg^{-1} TS liegen nördlich von Bobbau, östlich von Wolfen sowie nördlich von Raguhn und vor Priorau. Der von der FuMiV für Grünfutter festgelegte Grenzwert von 40 mg kg^{-1} TS wird allerdings selbst hier nicht überschritten. Bei einem Maßnahmenwert der BBodSchV von $1\,200 \text{ mg kg}^{-1}$ TS (KW) erscheint dies auch plausibel, da nirgendwo im Untersuchungsgebiet mehr als 350 mg kg^{-1} TS zu erwarten sind.

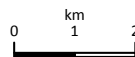
Gartenland: Kopfsalat Für den Kopfsalat als typischem Blattgemüse des Nutzgartens werden hier abgeleitete Pflanzenkonzentrationen für Bereiche mit potenziellem Eigenanbau vorgestellt, wie beispielsweise Haus- und Kleingärten. Da eine spezifische toxikologisch angelegte Risikobewertung des Pfades Pflanzliche Nahrung-[Ingestion]-Mensch im Rahmen des Abschnittes 5.4.3.3 (S. 166) stattfindet, erfolgt hier nur eine orientierende Bewertung auf Basis der EU-Kontaminantenverordnung – Verordnung 1881/2006 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln (KontV) VO (EG) 466/2001. Für Cadmium ergibt sich nach der KontV bei einem angenommenen Trockensubstanzgehalt von 10 % (z. B. BMU 1999) ein Grenzwert von 2 mg kg^{-1} TS. Eine Vermarktung würde



Pflanzenkonzentration [mg/kg TS], berechnet
 Szenario HQ500 + Polder
 Quecksilber | Grünland | Grünlandaufwuchs

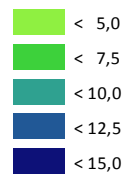


Bearbeitung/Kartographie: Axel Sauer 2012
 Datengrundlage: SARISK 2009
 TK100, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie

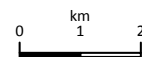


(a) Quecksilber

Pflanzenkonzentration [mg/kg TS], berechnet
 Szenario HQ500 + Polder
 Blei | Grünland | Grünlandaufwuchs



Bearbeitung/Kartographie: Axel Sauer 2012
 Datengrundlage: SARISK 2009
 TK100, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie



(b) Blei

Abbildung 5.26: Berechnete Pflanzenkonzentrationen von Quecksilber und Blei [mg kg^{-1} TS] für Grünlandaufwuchs in der Nutzung Grünland beim HQ₅₀₀-Szenario mit Polder.

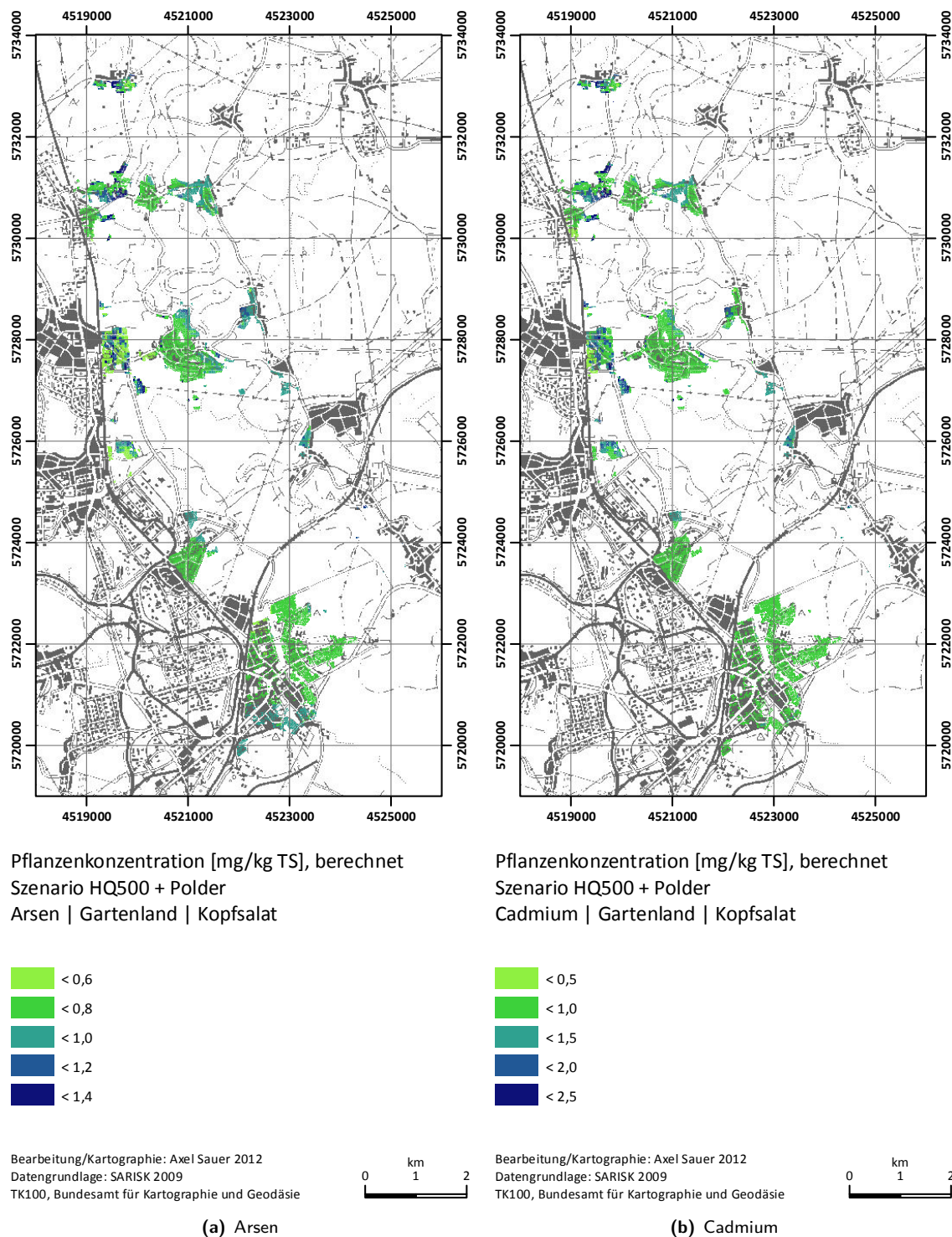


Abbildung 5.27: Berechnete Pflanzenkonzentrationen von Arsen und Cadmium [mg kg⁻¹ TS] für Kopfsalat in der Nutzung Garten beim HQ₅₀₀-Szenario mit Polder.

dadurch für Kopfsalat aus dem Areal östlich Wolfen, dem östlich der Bahnlinie gelegenen Stadtgebiet von Bobbau und Teilen von Raguhn in Frage gestellt. Der Bleigrenzwert der KontV für Blattgemüse beträgt 3 mg kg^{-1} TS. Hier sind generell keine Überschreitungen zu verzeichnen, wohl aber einige Bereiche, in denen die Konzentrationen an die Hälfte des Grenzwertes heranreichen.

5.4.3.2 Boden-[Transfer]-Pflanze: Organische Schadstoffe

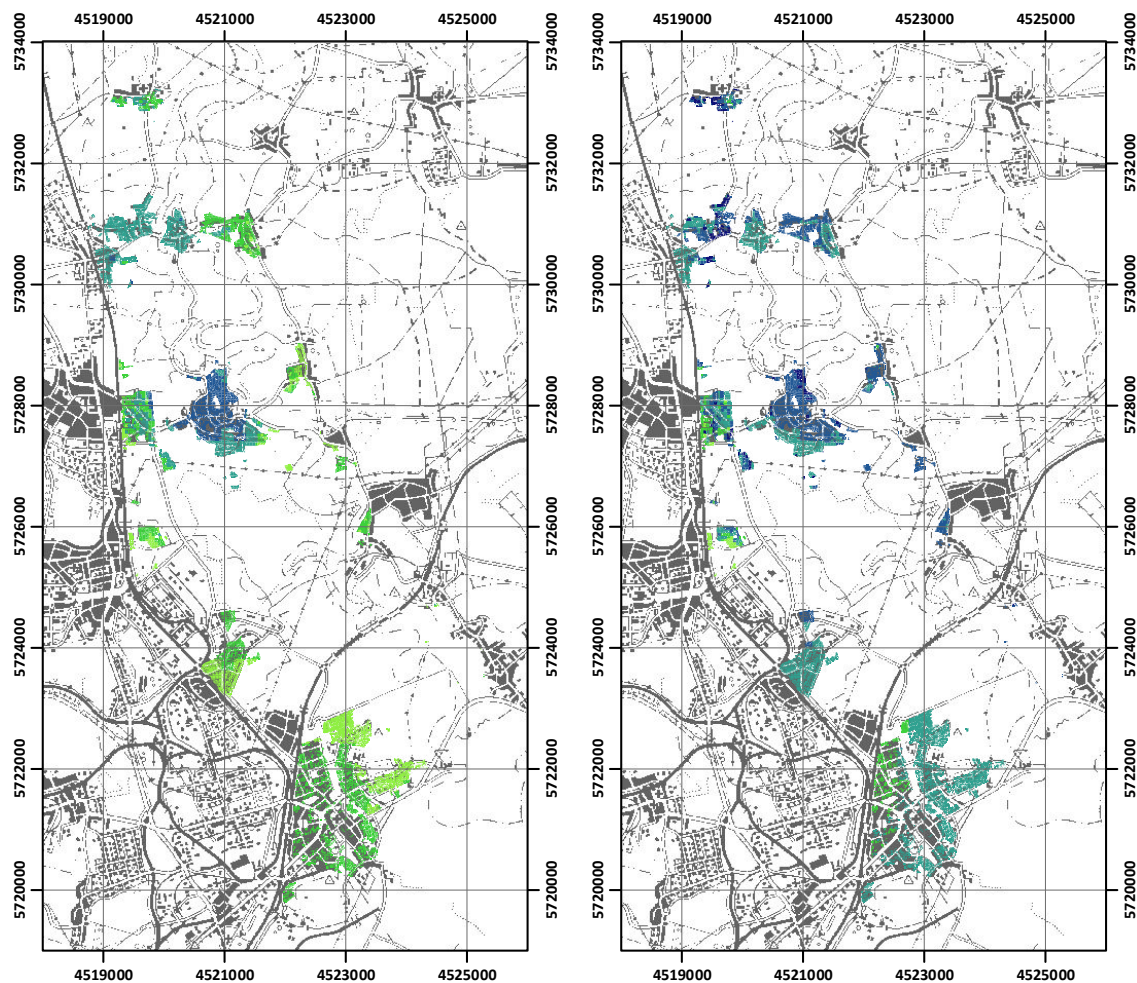
Die aus physikochemischen Daten abgeleiteten generischen Transferfaktoren für DDT und HCH zeigt die Abbildung 5.29 (S. 168). Basis bildet das empirische Modell von Travis & Arms (1988) (siehe Abschnitt 4.4.5.3). Die Transferfaktoren für die beiden Stoffen bewegen sich auf einem sehr niedrigen Niveau. Für die HCH-Isomere liegen sie zwischen rund 0,001 für β -HCH und 0,003 für γ -HCH mit einem Mittel von 0,002. Für DDX wurde ein mittlerer Transferfaktor von $5 \cdot 10^{-10}$ ermittelt. Speziell bei der Betrachtung von Pflanzen, die ohne weitere Behandlung als Futtermittel Verwendung finden, insbesondere der Grünlandaufwuchs, ist ergänzend die Kontamination durch anhaftende Bodenpartikel zu betrachten. Unter Annahme eines Bodenanteils von 1 % pro Einheit Pflanzenmaterial liegt der Beitrag des Verschmutzungspfades für β -HCH bei 99,2 %, für DDX ist er aufgrund der äußerst geringen Transferfaktoren absolut dominant.

5.4.3.3 Pflanzliche Nahrung-[Ingestion]-Mensch

Der Pfad Sediment-Pflanze-[Ingestion]-Mensch bezieht sich auf den Verzehr von selbst angebauten Nahrungspflanzen aus Haus- und Kleingärten. Grundlage der Quantifizierung sind Abschätzungen des Boden-Pflanze-Transfers zur Bestimmung von Pflanzenkonzentrationen sowie Annahmen zu Verzehrswerten für bestimmte Nahrungspflanzen.

Da Zink ein essenzielles Element für den Menschen ist und dieses sich nicht in toxischen Konzentration in Pflanzen anreichert – diese sterben vorher ab – erübrigt sich für diesen Stoff eine weitergehende Betrachtung. Für DDX und HCH haben die Transferabschätzungen nur einen vernachlässigbaren Übergang vom Boden in die Pflanze ergeben. Da beide Stoffe als Insektizide für die (Nahrungs-)Pflanzenproduktion entwickelt wurden bzw. dafür zur Anwendung kamen, überrascht dieses Verhalten nicht.

Im Hinblick auf eine lebenslange Exposition gegenüber arsenbelasteten Nahrungspflanzen ist eine großflächige Überschreitung des Risikoschwellenwertes bezogen auf ein HQ₅₀₀-Szenario erkennbar; die Gefahren- bzw. Maßnahmenschwelle wird nicht erreicht. Die Flächen mit den höchsten Risiken tauchen in Raguhn-Neustadt und den nördlich davon gelegenen Ortsteilen sowie in Bereichen von Altjeßnitz und Bobbau östlich der Bahnlinie auf. Der Beitrag des Hochwassers ist hier deutlich zu erkennen. Die betroffenen Gebiete am westlichen Rand der Aue zeigen im Basisszenario trotz allgemein erhöhter Arsenkonzentrationen eine deutlich geringere Belastung. Im Zuge des Hochwassers kommt es hier zu nennenswerten Risikoerhöhungen. Für Cadmium sind Gefahrenwerte weit oberhalb des Gefahren- bzw. Maßnahmenschwellenwertes zu erkennen. Das räumliche Muster der Werteverteilung ähnelt dem des Arsens. Bezogen auf Cadmium bestünde beim HQ₅₀₀-Szenario dringender Untersuchungsbedarf bezogen auf den Pfad Pflanzliche Nahrung-[Ingestion]-Mensch. Dieser besteht allerdings bereits beim Basisszenario. Dies begründet sich u. a. durch



Pflanzenkonzentration [mg/kg TS], berechnet
 Szenario HQ500 + Polder
 Quecksilber | Gartenland | Kopfsalat

Pflanzenkonzentration [mg/kg TS], berechnet
 Szenario HQ500 + Polder
 Blei | Gartenland | Kopfsalat

- <math>< 0,05</math>
- <math>< 0,10</math>
- <math>< 0,15</math>
- <math>< 0,20</math>
- <math>< 0,25</math>

- <math>< 1,2</math>
- <math>< 1,3</math>
- <math>< 1,4</math>
- <math>< 1,5</math>
- <math>< 1,6</math>

Bearbeitung/Kartographie: Axel Sauer 2012
 Datengrundlage: SARISK 2009
 TK100, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie



(a) Quecksilber

Bearbeitung/Kartographie: Axel Sauer 2012
 Datengrundlage: SARISK 2009
 TK100, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie



(b) Blei

Abbildung 5.28: Berechnete Pflanzenkonzentrationen von Quecksilber und Blei [mg kg⁻¹ TS] für Kopfsalat in der Nutzung Garten beim HQ₅₀₀-Szenario mit Polder.

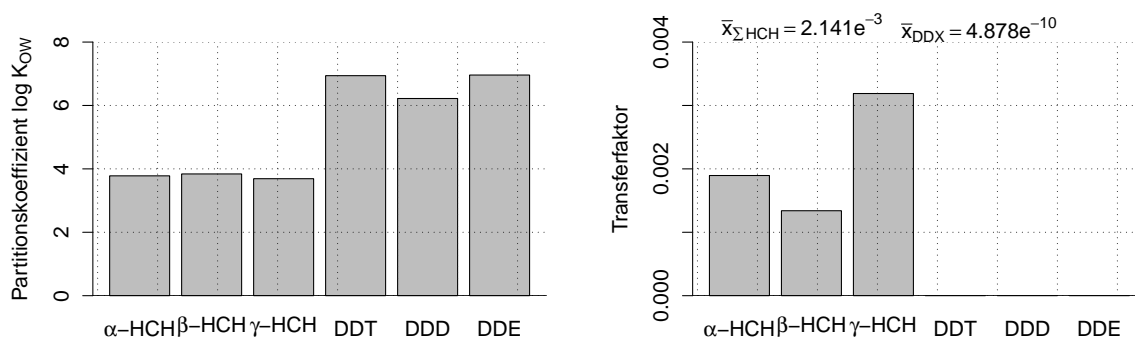


Abbildung 5.29: Log K_{ow}-Werte von HCH-Isomeren sowie DDT und Metaboliten und daraus abgeleitete Transferfaktoren basierend auf dem empirischen Modell von Travis & Arms (1988).

die im Basisszenario erkennbare großflächige Überschreitung des Prüfwertes der BBodSchV von 2 mg kg^{-1} TS bezogen auf Nahrungspflanzenanbau zum Eigenverzehr. Quecksilber und Blei liegen großflächig über dem Risikoschwellenwert, zeigen aber noch keinen erweiterten Handlungsbedarf im Sinne von juristischer Gefahrenabwehr durch Maßnahmen auf. Insgesamt wird deutlich, dass der Nahrungspflanzenverzehr der Pfad mit den höchsten Gefahrenwerten ist.

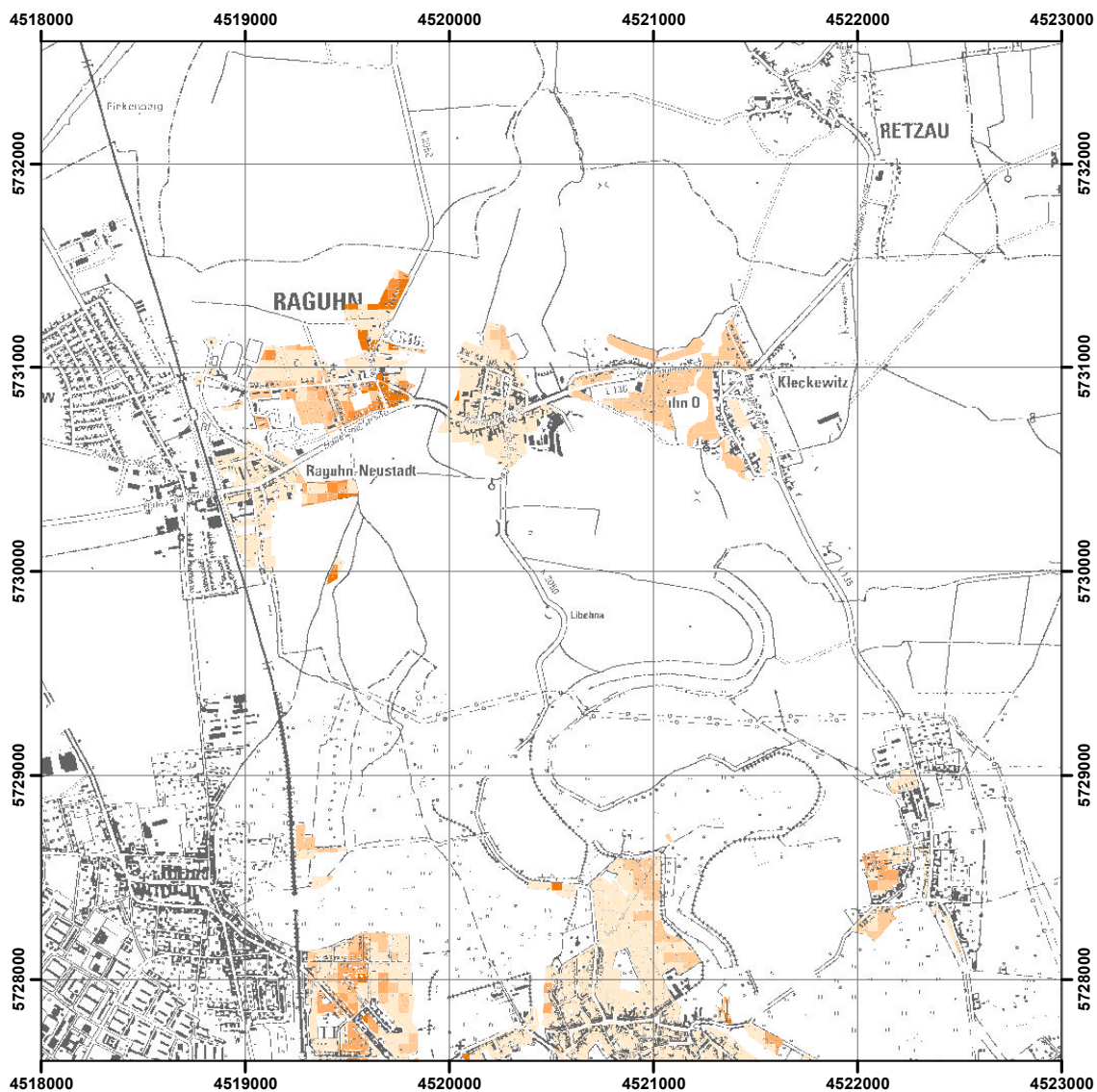
5.5 Unsicherheitsanalyse

Die Abschätzung der durch Parametervariabilität verursachten Unsicherheit erfolgte durch eine probabilistische Expositionsanalyse. Die Darstellung der Ergebnisse beschränkt sich auf den Pfad Boden-[Ingestion]-Mensch, da für die anderen Pfade nicht in ausreichendem Maße Daten zur Ableitung von Verteilungsannahmen zur Verfügung stehen, insbesondere für die bei der deterministischen Expositionsanalyse und nachfolgenden Risikocharakterisierung und -bewertung als kritisch identifizierten Pfade der Ingestion von pflanzlicher Nahrung aus Eigenanbau.

5.5.1 Expositionsmedium Boden/Hausstaub

Boden-[Ingestion]-Mensch Die Ergebnisse der probabilistischen Simulation der inneren Exposition der Altersgruppe 1–4 Jahre durch die orale Schadstoffaufnahme aus dem Boden zeigen für Arsen, Cadmium, Blei und Quecksilber Abbildung 5.34 (S. 173) und für Zink, DDX sowie HCH Abbildung 5.35 (S. 174). Dargestellt ist die innere Exposition sowie der Risikoindex, der auf Basis der aktuellen TRD-Werte aus der STARS-Datenbank ermittelt wird. Von den sieben untersuchten Stoffen findet nur bei Zweien, Arsen und Blei, eine Überschreitung der Risikoschwelle statt. Bei Cadmium, Quecksilber, Zink, DDX und HCH liegt die gesamte Population weit unterhalb der Risikoschwelle, weshalb in den entsprechenden Abbildungen die Lage des TRD-Wertes bzw. des Risikoindexwertes von 1 nicht dargestellt wird.

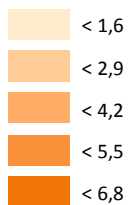
Die Berechnungen zeigen für Arsen die größte Überschreitung der Risikoschwelle. Bei einer Bodenkonzentration von 70 mg kg^{-1} überschreiten 80 % der Altersgruppe der 1–



Gefahrenwert [-]

Szenario HQ500 mit Polder (berechnet)

Arsen | Oral, Pflanze | Lebenszeit 0–75



Bearbeitung/Kartographie: Axel Sauer 2012
 Datengrundlage: SARISK 2009
 TK25, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie

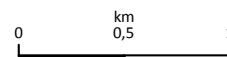
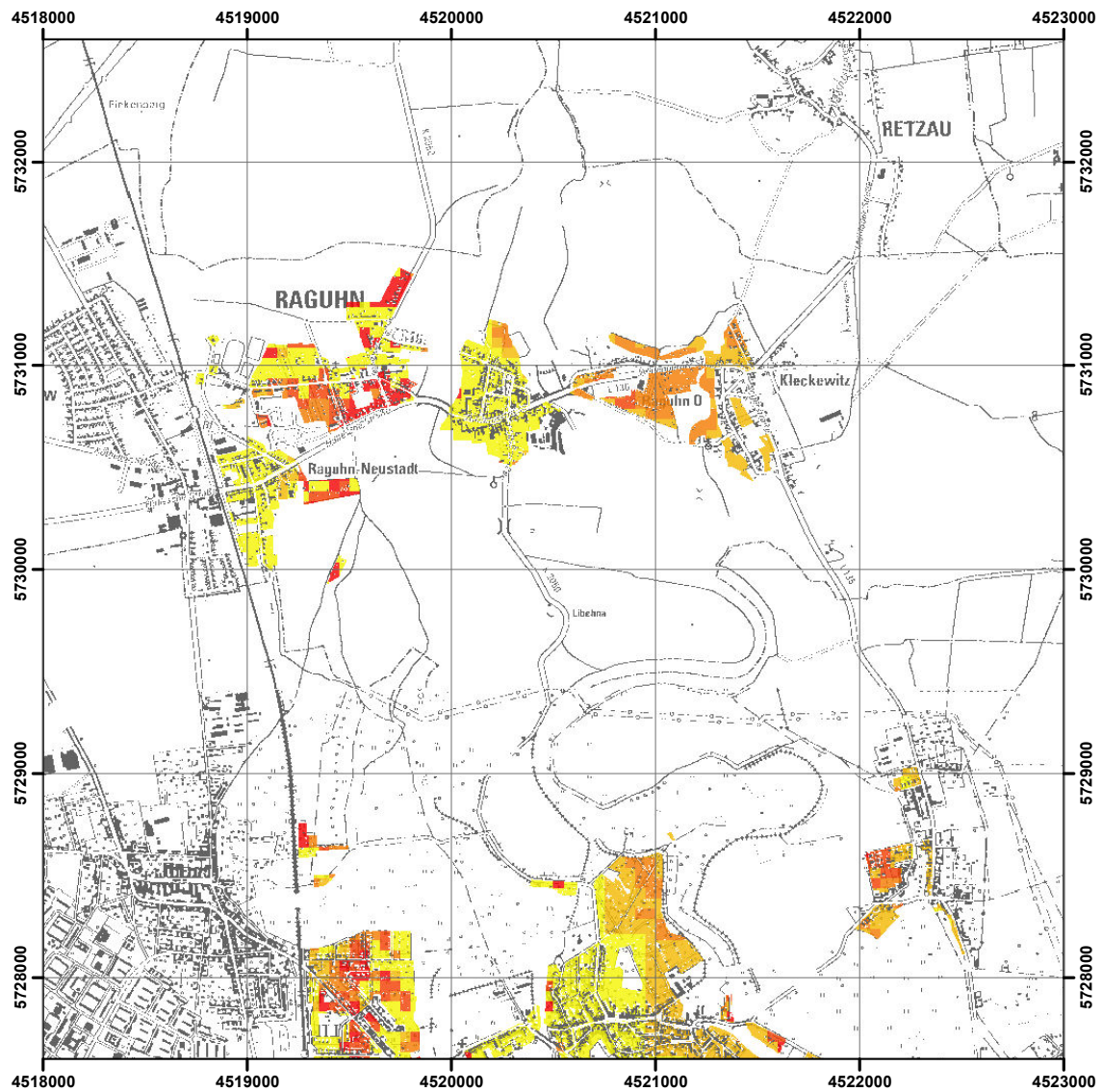


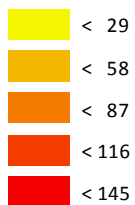
Abbildung 5.30: Gefahrenwerte von Arsen beim Verzehr von Nahrungspflanzen aus Eigenanbau und Lebenszeitexposition beim HQ₅₀₀-Szenario mit Polder.



Gefahrenwert [-]

Szenario HQ500 mit Polder (berechnet)

Cadmium | Oral, Pflanze | Lebenszeit 0–75



Bearbeitung/Kartographie: Axel Sauer 2012
 Datengrundlage: SARISK 2009
 TK25, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie

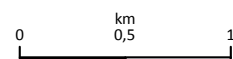
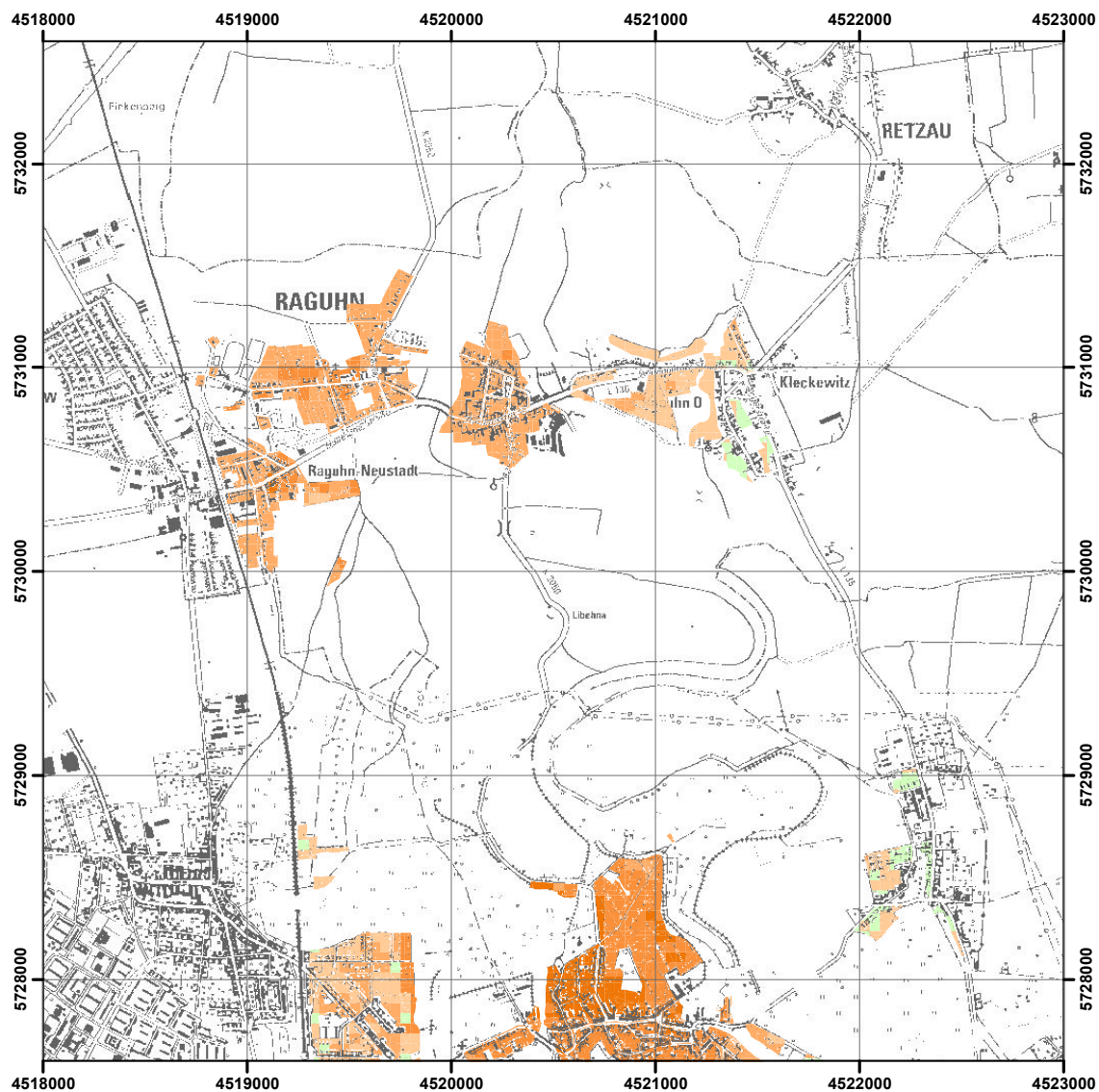


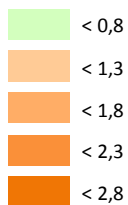
Abbildung 5.31: Gefahrenwerte von Cadmium beim Verzehr von Nahrungspflanzen aus Eigenanbau und Lebenszeitexposition beim HQ₅₀₀-Szenario mit Polder.



Gefahrenwert [-]

Szenario HQ500 mit Polder (berechnet)

Quecksilber | Oral, Pflanze | Lebenszeit 0–75



Bearbeitung/Kartographie: Axel Sauer 2012
 Datengrundlage: SARISK 2009
 TK25, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie

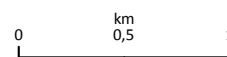
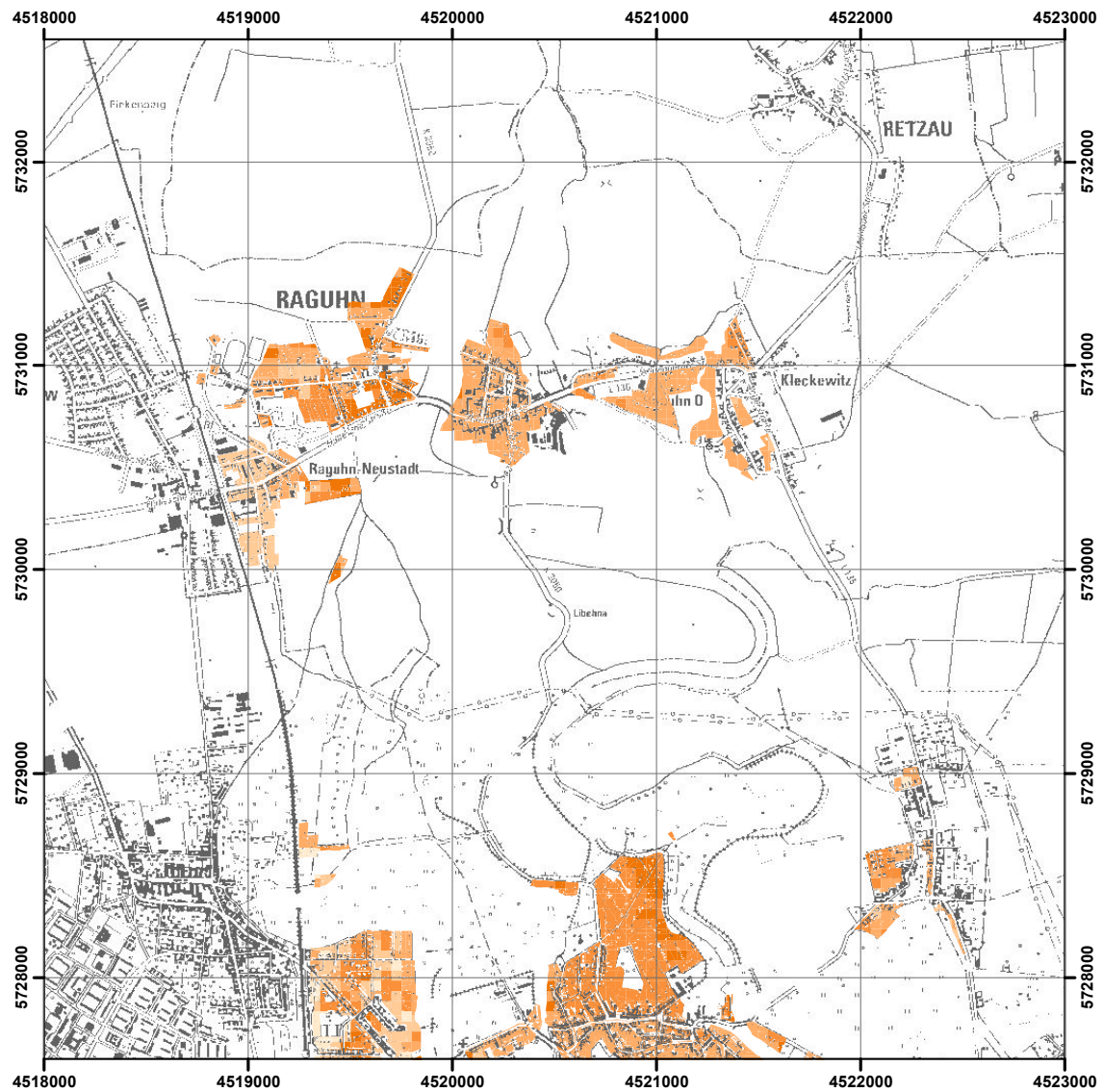


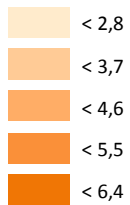
Abbildung 5.32: Gefahrenwerte von Quecksilber beim Verzehr von Nahrungspflanzen aus Eigenanbau und Lebenszeitexposition beim HQ₅₀₀-Szenario mit Polder.



Gefahrenwert [-]

Szenario HQ500 mit Polder (berechnet)

Blei | Oral, Pflanze | Lebenszeit 0–75



Bearbeitung/Kartographie: Axel Sauer 2012
 Datengrundlage: SARISK 2009
 TK25, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie

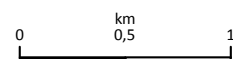


Abbildung 5.33: Gefahrenwerte von Blei beim Verzehr von Nahrungspflanzen aus Eigenanbau und Lebenszeitexposition beim HQ₅₀₀-Szenario mit Polder.

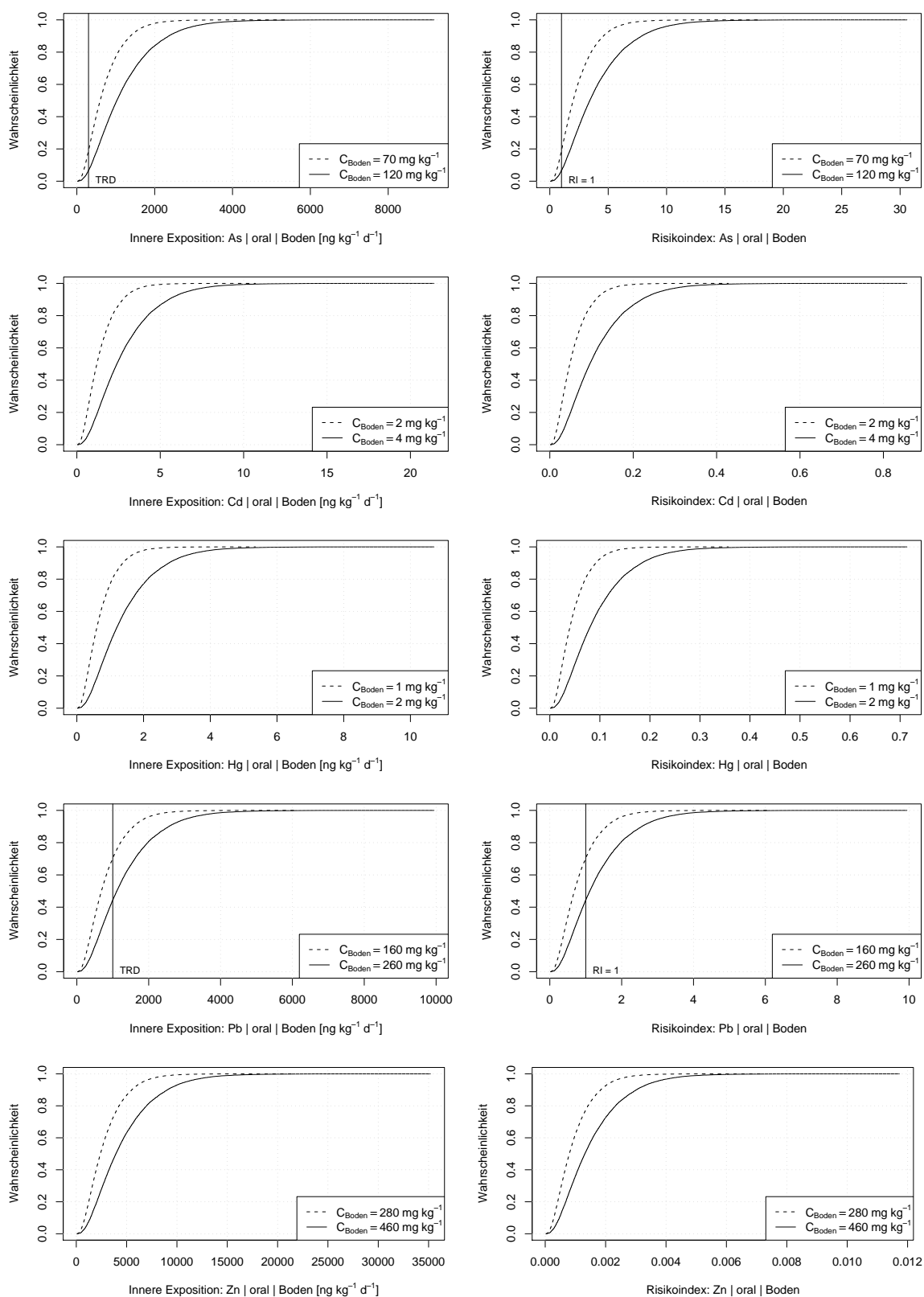


Abbildung 5.34: Probabilistische Verteilung der inneren Exposition und des Risikoindex von Arsen, Cadmium, Quecksilber, Blei und Zink bei direkter oraler Aufnahme von Bodenmaterial und Exposition der Altersgruppe 1–4 Jahre bei ausgewählten Bodenkonzentrationen.

4jährigen mit ihrer Exposition den TRD-Wert von $300 \text{ mg kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$, bei 120 mg kg^{-1} Arsen im Boden sind es über 90 %.

Die Exposition gegenüber Blei beträgt für 90 % der untersuchten Population bei einer zugrundeliegenden Bodenkonzentration von 160 mg kg^{-1} rund 200 bis $2000 \text{ mg kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ bzw. bei einer Bodenkonzentration von 260 mg kg^{-1} bis zu $2000 \text{ mg kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$. Bei der erstgenannten Konzentration liegen 30 % oberhalb des TRD-Wertes und damit im Risikobereich. Unter der höheren Konzentration überschreiten 60 % den Schwellenwert des Risikoindex von 1, wobei 5 % Risikoindexwerte >4 erreichen.

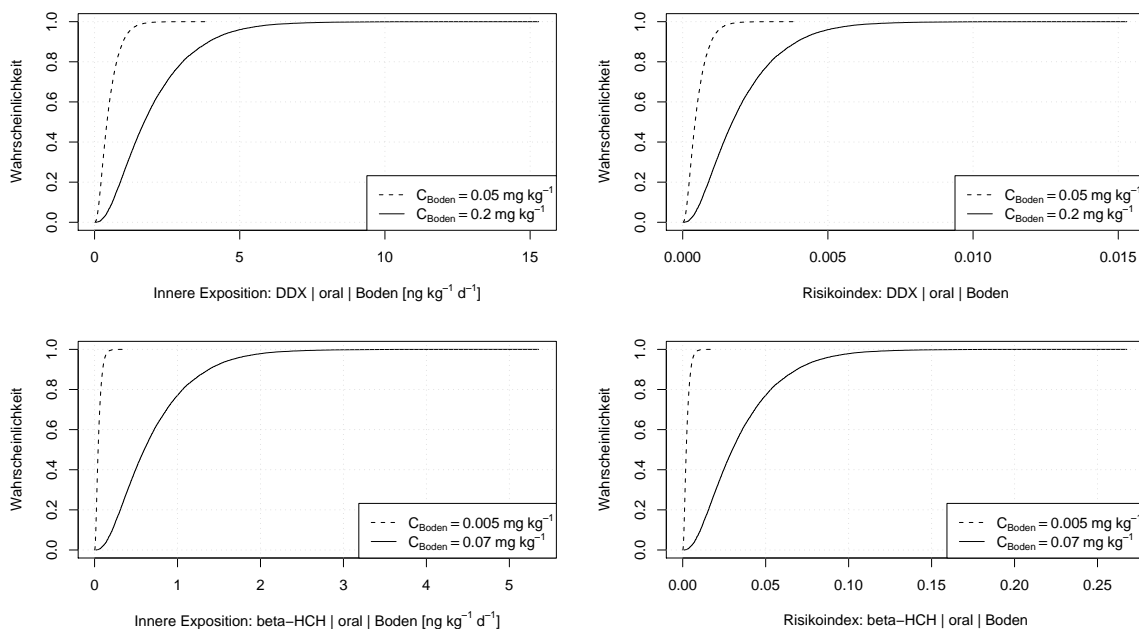


Abbildung 5.35: Probabilistische Verteilung der inneren Exposition und des Risikoindex von DDX und HCH bei direkter oraler Aufnahme von Bodenmaterial und Exposition der Altersgruppe 1–4 Jahre bei ausgewählten Bodenkonzentrationen.

6 Diskussion und Ausblick

Die nachfolgende Diskussion stellt in ihrem ersten Teil allgemeine Aspekte und Potenziale der entwickelten Methodik dar, gefolgt von einer stärker auf spezifische Aspekte der einzelnen Komponenten der Methodik und deren Auswirkungen auf die empirischen Ergebnisse eingehenden Darstellung. Abschließend wird ein kurzer Ausblick zum weiteren Forschungs- und auch Anwendungsbedarf sowie zu zukünftigen Entwicklungen gegeben.

6.1 Methodik

Wie die Studie von Meyer et al. (2011) an ausgewählten Fallstudiengebieten zeigt, finden sich stoffbezogene Informationen gegenwärtig nur sehr eingeschränkt in Hochwasserrisikokarten bzw. den Vorläuferprodukten Gefahren- sowie Vulnerabilitäts- bzw. Schadenkarten. Von den sechs Fallstudien behandelt nur die HW-Schadenskarte von Sachsen das Thema Schadstoffe, dies allerdings auch nur in Form der Standorte von Betriebsstätten, die mit entsprechenden Stoffen umgehen (Meyer et al. 2011: 22, 177). Hier bestehen also aktuell Defizite, die ausgeglichen werden sollten.

Das Ziel der hier vorgestellten Methodik ist die integrierte Analyse und Bewertung von hochwasserbedingten Schadstoffrisiken durch verschiedene Stoffe. Dieses kann durch eine konsistente Integration von Ansätzen zur Bestimmung von Hochwasserrisiko und Schadstoffrisiko erreicht werden.

Durch die Berücksichtigung verschiedener Rezeptoren und unterschiedlicher Stoffe kann eine Vielzahl möglicher Szenarien von Stoffen, Rezeptoren und Nutzungen analysiert werden. Dies ermöglicht einen hohen Grad an Flexibilität beim Einsatz der Methodik.

Der räumlich differenzierte Ansatz mit seiner kartographischen Ergebnisvisualisierung ermöglicht die raumkonkrete Identifikation möglicher Belastungssituationen („hot spots“) mit praktischer Relevanz für das stoffbezogene Hochwasserrisikomanagement.

Die Methodik kann sowohl einen Beitrag zur angepassten Flächennutzungsplanung als Teil des langfristigen Hochwasserrisikomanagements leisten, als auch zur Risikominimierung im Verlauf von Ereignissen als Teil des operationellen Hochwasserrisikomanagements beitragen.

Der generische Ansatz und die Möglichkeit zur Nutzung fortschreibungspflichtiger Geobasisdaten wie dem ATKIS Basis-DLM erlaubt die Übertragung der Methodik auf andere hochwassergefährdete Gebiete in Deutschland bzw. bei entsprechend vorhandenen Flächennutzungsdaten weltweit. Durch die regelmäßige Pflege der Flächennutzungsdaten seitens des Bundes und der Länder ist die räumliche Aktualität der Rezeptorkomponente für eine Anwendung in der Zukunft gewährleistet. Unabhängig von der aktuellen Flächennutzung

erlaubt die Methodik auch die Analyse möglicher zukünftiger Flächennutzungen und deren Effekte auf das schadstoffbedingte Hochwasserrisiko. Hierdurch lassen sich zukünftige Planungen *ex ante* untersuchen.

Der Ansatz berücksichtigt implizit die Wahrscheinlichkeit eines Hochwasserereignisses als Grundlage der stofflichen Hochwassergefahr, gleichwohl ist aber auch eine Analyse und Bewertung bestehender Bodenkontaminationen möglich. Mit der Methodik können dabei raumkonkrete stoff- und rezeptorspezifische Aussagen zur aktuellen Belastungssituation und den daraus resultierenden Gesundheitsrisiken gemacht werden. Da mit einer Zunahme an flächenhaften Schadstoffinformationen für das Medium Boden zu rechnen ist, ergibt sich hier ein weiteres Anwendungsfeld. In Nordrhein-Westfalen liegen gegenwärtig für den Außenbereich nahezu für die gesamte Landesfläche Bodenbelastungskarten (BBK) für ausgewählte organische und anorganische Schadstoffe vor. Diese Karten könnten mit der Methodik im Hinblick auf gesundheitliche Risiken für den Rezeptor Mensch flächendifferenziert ausgewertet werden.

Die vorgestellte Methodik stellt einen allgemeinen Ansatz zur räumlich differenzierten Analyse und Bewertung von Hochwasserrisiken durch Schadstoffe dar. Durch die GIS-Kopplung und kartographische Visualisierung können die Entscheidungsträger der Praxis Risikoschwerpunkte erkennen und dadurch zielgerichtet mögliche Maßnahmen verorten, beispielsweise vertiefende Untersuchungen sowohl der Schadstoffsituation als auch der Expositionsbedingungen. Die als Ergebnisse der Methodik entstehenden Flächendatensätze können u. a. als Basis für ein internetbasiertes Informations- und Entscheidungshilfesystem dienen, das sowohl den Akteuren der Planung und des Hochwasserrisikomanagements als auch den potenziell Betroffenen eine interaktive Zugriffsmöglichkeit auf die Analyse- und Bewertungsergebnisse bieten kann.

Durch die pfadspezifische Darstellung kann eine Ableitung der für einen Pfad am ehesten in Frage kommenden Maßnahmen erfolgen bzw. für bestimmte Pfade eine Priorisierung von Maßnahmen vorgenommen werden. So können beispielsweise bei Dominanz der Belastung durch den Pfad Pflanzliche Nahrung-[Ingestion]-Mensch spezifische Maßnahmen zu diesem Pfad ergriffen werden, beispielsweise Anbau- und Verzehrempfehlungen. Rezeptorseitig könnten Nutzungsbeschränkungen empfohlen werden, wie zum Beispiel der Verzicht auf den Anbau bzw. Verzehr hoch anreichernder Gemüsearten. Im Bereich des Transfers Boden-Pflanze kann über eine Anhebung des pH-Wertes die Schwermetallmobilität eingeschränkt und damit die Pflanzengehalte reduziert werden. Zusätzlich besteht die Möglichkeit, durch eine Unterteilung in Altersgruppen eine rezeptorspezifische Bewertung vorzunehmen, um adäquate Maßnahmen vorzuschlagen.

Die Parametrisierung möglicher Maßnahmen zur Risikosteuerung in Verbindung mit der Szenariotechnik kann eine Ex-ante-Expositionsanalyse zur Abschätzung der Maßnahmenwirkungen ermöglichen. Hierzu kann die Methodik für die veränderten Bedingungen angewendet werden und ein Vergleich zwischen Maßnahmenwirkungen und Ausgangszustand (Basis-Szenario) bzw. Hochwasserereignissen mit und ohne Maßnahmen stattfinden, sofern eine Quantifizierung der Maßnahme möglich ist. Eine Übersicht potenzieller Maßnahmen zur Risikosteuerung zeigt die Tabelle C (S. 262).

Auf Seiten der Praxis besteht oftmals der Wunsch nach aggregierten Darstellungen über mehrere Stoffe, so dass nicht eine Vielzahl von Karten gesichtet werden muss. Dies

ist fachlich problematisch, da bei verschiedenen Endpunkten bzw. Wirkweisen der Stoffe keine sinnvolle Aggregation möglich ist. So steht etwa das von einem Stoff verursachte Risiko für die Entstehung von Lungenkrebs in keinerlei Zusammenhang mit den von einem anderen Stoff hervorgerufenen Leberfunktionsstörungen. Nebenbei stellt sich auch die Frage nach der Gewichtung der möglichen Folgen: Ist eine reversible Schädigung z. B. geringer zu bewerten als eine irreversible? Hough et al. (2004) haben zwar die Risikowerte für einzelne Stoffe addiert, dies ist vom wissenschaftlichen Standpunkt allerdings als zweifelhaft zu bewerten, da die tatsächlichen Wirkungen der einzelnen Stoffe in Kombination nicht berücksichtigt werden und automatisch eine summative Wirkung unterstellt wird. Wie bereits vorher in Bezug auf das Thema Einzelstoffbetrachtung diskutiert, sind neben summativen Wirkungen genauso aber auch antagonistische Wirkungen möglich. Ob und in welcher Art Abhängigkeiten zwischen Stoffwirkungen bestehen, lässt sich nur durch spezifische toxikologische Untersuchungen klären, keinesfalls aber durch das einfache aufaddieren der Risikowerte.

Eine in dieser Hinsicht wenig angreifbare Aggregation wäre beispielsweise durch eine Punktesummierung möglich, wobei für eine Überschreitung der Risikoschwelle jeweils ein Punkt vergeben wird und diese dann aufsummiert werden. Die maximal erreichbare Punktzahl entspricht damit der Anzahl der betrachteten Stoffe. Hierdurch können dann Gebiete mit einer signifikanten Mehrstoffbelastung identifiziert werden, ohne eine additive Wirkung der einzelnen Risikowerte zu unterstellen.

Die Methodik kann zu einem erweiterten Risikomanagement und einer verbesserten Risikokommunikation beitragen, indem sie Parameterunsicherheiten explizit berücksichtigt und diese durch den gesamten Verfahrensablauf propagiert und damit transparent macht. Die Unsicherheit ist eine wichtige entscheidungsrelevante Information, die u. a. die Notwendigkeit für weitere Untersuchungen aufzeigt oder – falls dadurch keine Reduktion der Unsicherheit möglich ist – die Bandbreite des Möglichen aufzeigt. Diese Bandbreite kann beispielsweise bei der Wahl von Maßnahmen – sofern deren Wirkung quantifizierbar ist – berücksichtigt werden, so dass etwa sogenannte *robuste* Maßnahmen identifiziert werden können, die sowohl für den oberen als auch für den unteren Rand des Unsicherheitsbandes geeignet sind. Zugespißt könnten man sagen, dass solche Entscheidungen am Unsichersten sind, bei denen es keinerlei Informationen über die Unsicherheit gibt.

Unter anderem durch die Publikation neuer Datenquellen zu Verteilungsfunktionen für Expositionsparameter des Menschen (RefXP-Datenbank) – mit räumlichem Fokus auf Deutschland – ist ein zunehmender Einsatz dieser Methoden zu erwarten (Mekel et al. 2007a).

6.2 Empirische Ergebnisse

Gefahrenanalyse Die Konzentrationsangaben für die HCH-Isomere basieren auf einem Summenparameter (Σ -HCH), der keine Informationen über die Anteile bzw. Konzentrationen der einzelnen Isomere enthält. Die sich teilweise deutlich unterscheidenden physikochemischen Eigenschaften der Isomere resultieren in entsprechend unterschiedlichem Umweltverhalten wie etwa Boden-Pflanze-Transfer. Weitere Unterschiede bestehen hinsichtlich der toxikologischen Wirkung und der damit verbundenen Referenzwerte. Die

im Rahmen der Fallstudie festgelegte Konvention das \sum -HCH = β -HCH basiert auf Literaturangaben zum Isomerenmuster im Untersuchungsgebiet (Scholz et al. 1992b; Manz et al. 2001: 193) sowie der Kenntnis, das langfristig überwiegend β -HCH im Boden verbleibt, wohingegen die anderen Isomere bevorzugt abgebaut werden. Ähnlich verhält es sich beim Parameter DDX, der auf der Summe von DDT, DDD und DDE basiert und als DDT interpretiert wird. Eine Alternative zur geschilderten Vorgehensweise erscheint ausschließlich in einer erneuten Probenahme mit Analyse der einzelnen Verbindungen zu liegen.

Eine der primären Eingangsgrößen für die Gefahrenanalyse hinsichtlich der sich langfristig einstellenden expositionsrelevanten Stoffkonzentration sind die bestehenden Konzentrationen in der obersten Bodenschicht. Zur flächenhaften Bestimmung dieser Größe wurden auf Geländeuntersuchungen basierende Punktdaten geostatistisch mittels Ordinary Kriging interpoliert. Da die Probenahmepunkte sehr unregelmäßig verteilt sind, ergeben sich speziell in den Bereichen mit geringer Punktdichte größere Unsicherheiten. Eine Verbesserung der Situation wäre – ähnlich wie bei der Problematik der Summenparameter – nur durch neue Beprobungen möglich. Als methodische Alternativen sind Interpolationen mittels Co-Kriging, Kriging mit externer Drift oder Regression Kriging möglich. Hierbei werden zusätzliche (räumliche) Informationen mit Erklärungswert für die Verteilung der Stoffkonzentrationen an den Stützpunkten bzw. an den Zielpunkten bei der Interpolation berücksichtigt. Geht man etwa bei den Stoffen primär geogener Herkunft (Cluster Arsen, Cadmium, Blei, Zink, siehe Abbildung 5.3, S. 136) von einem fluviatilen Transport bzw. Eintrag aus, so können dies beispielsweise die folgenden Parameter sein: relative Höhe über Flusswasserspiegel, Entfernung zum Fluss, Überschwemmungsfläche bei HQ_X , Bodenformen mit fluviatilen Substraten (z. B. Auensand, -schluff, -ton, -lehm). Die Eignung der Parameter und ihr Beitrag zur Verbesserung des Schätzergebnisses müssen entsprechend geprüft werden, um eine optimale Auswahl zu treffen. Eine ausführliche Diskussion dieser und weiterer geostatistischer Methoden findet sich beispielsweise bei LABO (2003a,b) mit Schwerpunkt auf Bodenparameter sowie allgemeiner bei Burrough & McDonnell (1998), Webster & Oliver (2001) sowie Bivand et al. (2008).

Sowohl für die von Schulz et al. (2009) durchgeführte Schadstofftransportmodellierung als auch für die Berechnung der aus der Deposition resultierenden neuen Bodengehalte wurden im Sinne der Ausgangs- bzw. Hintergrundbelastung Daten von Anfang der 90er verwendet. Seit diesem Zeitpunkt eingetretene Veränderungen konnten nicht berücksichtigt werden. Trotz des persistenten Charakters der Schwermetalle kann es in der Zwischenzeit zu Konzentrationsänderungen gekommen sein, für die verschiedene Ursachen denkbar sind. Durch zwischenzeitlich abgelaufene Hochwasser kann es zu Ablagerungen von höher oder auch geringer belasteten Sedimenten gekommen sein, ebenso können belastete Böden und Sedimente im Zuge von zwischenzeitlich – also seit den Erhebungen Anfang der 90er Jahre – stattgefundenen Sanierungsmaßnahmen abgetragen bzw. ausgetauscht worden sein.

Neben den durch HW-Ereignisse und Sanierungsmaßnahmen bedingten Veränderungen von Stoffkonzentrationen sind auch Ab- und Umbauprozesse zu beachten. Für HCH berichtet u. a. Fiedler et al. (1993: 74ff, 135ff) von einem nennenswerten Abbau im Boden, ebenso finden beim DDT Ab- und Umbauprozesse statt, die sich nur schwer quantifizieren lassen. Bezogen auf die in der Literatur genannten Halbwertszeiten der einzelnen HCH-Isomeren und des DDTs ist aber von erheblichen Veränderungen in den vergangenen Jahrzehnten auszugehen. Eine Übertragung der Ergebnisse der Gefahrenanalyse und der

darauf aufbauenden Untersuchungsschritte auf die heutige Situation ist daher nur sehr begrenzt möglich, weshalb auch auf eine Darstellung der speziell diese Stoffe betreffenden Ergebnisse verzichtet wurde.

Hinsichtlich einer Diskussion der Komponenten Hydrodynamik sowie Sediment- und Stofftransportdynamik sei auf die entsprechenden Beiträge von von Tümpling et al. (2009), Büttner et al. (2009) sowie Schulz & Matthies (2009) verwiesen.

Rezeptoranalyse Die Rezeptoranalyse nutzt zur Verortung der Rezeptoren und der Zuweisung von Expositionspfaden Daten einer von Gläßer & Sonnabend (2009) im Rahmen des Projektes SARISK durchgeführten Luftbilddauswertung der Landnutzung/-bedeckung, was eine Übertragung der Methodik auf andere Gebiete erschwert. Die alternativ zur Verfügung stehenden ATKIS-Daten haben eine geringere räumliche und inhaltliche Auflösung, dafür sind sie aber deutschlandweit verfügbar. Eine Anpassung der Rezeptoranalyse zur Nutzung dieser Datenquelle ist grundsätzlich möglich.

Expositionsanalyse Das Stoffverhalten in der Umwelt, insbesondere die Partitionierung bzw. der Transfer zwischen verschiedenen Kompartimenten wie Wasser, mineralische Bodensubstanz, Luft und Pflanzen ist u. a. von physikochemischen Eigenschaften der Stoffe abhängig. Die Analyse des Umweltverhaltens benötigt daher belastbare Daten zu den relevanten Größen der betrachteten Stoffe. Hierbei bestehen oftmals erhebliche Unsicherheiten, wie das nachfolgende Zitat von Shen & Wania (2005: 742) deutlich zum Ausdruck bringt:

„Using the water solubility and K_{OW} of p,p' -DDT and p,p' -DDE as an example, Pontolillo & Eganhouse (2001) painstakingly documented reporting errors, multilevel referencing, and a common lack of information on precision as well as other problems in both original literature sources and property compilations, which are partly responsible for the intimidating degree of inconsistency.“

Typische Symptome dieser Unsicherheit sind sich widersprechende Werte bzw. mehrere Größenordnungen überspannende Wertebereiche einer Größe, wie sie in Pontolillo & Eganhouse (2001) und Eganhouse & Pontolillo (2002) berichtet werden. Ansätze zur Korrektur bestimmter physikochemischer Kenngrößen wurden u. a. von Beyer et al. (2002), Li et al. (2003), Shen & Wania (2005) und Xiao et al. (2004) entwickelt. Mit diesen Ansätzen können für einen Stoff konsistente Parametersets erstellt werden. Im Rahmen der Arbeit wurde daher für die Wahl der Parameterwerte nicht auf Substanzdaten aus Sammelwerken wie Mackay et al. (2006b) zurückgegriffen, sondern die Ergebnisse von Shen & Wania (2005) sowie Xiao et al. (2004) genutzt, da diese aufgrund ihrer internen Konsistenz und der systematischen Berücksichtigung aller bis dato bekannten Primärquellen zu Stoffeigenschaften die höchste Datenqualität erwarten lassen.

Für eine erste Orientierung hinsichtlich des Boden-Pflanze-Transfers von DDT und β -HCH wird der Ansatz von Travis & Arms (1988) verwendet, der als Eingangsparameter lediglich den K_{OW} des betrachteten Stoffes benötigt. Dieser empirische Ansatz liefert laut einer in Trapp (2003: 6) zitierten Studie (Samsoe-Petersen et al. 2003: 72) selbst im Vergleich mit mechanistischen Modellen relativ gute Ergebnisse: *„A recent test of this*

regression versus other models and empirical data yielded fairly good agreement [...]“. Da allerdings die Angaben zu physikalisch-chemischen Parametern teilweise erheblich variieren (siehe hierzu auch die Diskussion im vorhergehenden Abschnitt), sind hier entsprechende Unsicherheiten bzw. Schwankungsbreiten zu beachten. Eine weitergehende Diskussion von Vor- und Nachteilen verschiedener anderer Ansätze zur Transferabschätzung von neutralen organischen Substanzen findet sich bei Collins et al. (2006a,b). Die Ansätze von Topp et al. (1986) sowie Travis & Arms (1988) werden u. a. im Modell CalTOX (McKone 1993, 2002) der Kalifornischen Umweltbehörde verwendet (CDTSC 2007).

Abweichend von den auf Basis des Travis & Arms-Ansatzes abgeleiteten niedrigen Transferfaktoren wiesen Klimanek et al. (1999, 2000) bei Untersuchungen in der Muldeau bei Bitterfeld einen nennenswerten Transfer von β -HCH vom Boden in Wildpflanzen nach. Setzt man die dort ermittelten artspezifischen Pflanzenkonzentrationen von rund 0,2 bis 1,8 mg kg⁻¹ TS zu den Bodenkonzentrationen der Testflächen (25,6/8,8 mg kg⁻¹ TS) in Beziehung, so ergeben sich Transferfaktoren von 0,008 bis 0,07 bzw. von 0,023 bis 0,2, was einer Abweichung nach oben zu dem mit dem Travis & Arms-Ansatz abgeleiteten Transferwert um den Faktor 4 bis 100 bedeutet. Trotz dieser Diskrepanz wird bei der Abschätzung des Pflanzentransfers der Methode von Travis & Arms (1988) der Vorzug gegeben, da die in Einzelstudien ermittelten Transferfaktoren in der Regel einer Vielzahl von Einflüssen unterliegen, die eine Vergleichbarkeit erschweren (z. B. Rommel et al. 1998: 194). Eine ähnliche Diskrepanz zwischen Einzelfallstudien und Modell zeigt sich auch bei DDT (Rommel et al. 1998: 168ff). Als ein entscheidender Vorteil der Methode von Travis & Arms kann deren weitgehend generelle Anwendbarkeit gesehen werden, die auch eine Einschätzung des Boden-Pflanze-Transfers bei Substanzen ermöglicht, für die es keine experimentellen Transferuntersuchungen gibt. Aufgrund der teilweise sehr widersprüchlichen empirischen Datenlage zum pflanzenspezifischen Anreicherungsvermögen erscheint die fehlende Differenzierung nach Pflanzenarten nicht als großer Nachteil.

Risikocharakterisierung und -bewertung Die zentrale Rolle bei der Risikocharakterisierung und -bewertung spielt der toxikologische Vergleichswert, der die Risikoschwelle definiert. Die Ableitung dieser Werte basiert auf toxikologischen Untersuchungen mit einem NOAEL oder LOAEL als Ergebnisgröße und in der Regel einer zusätzlichen Anpassung durch einen bzw. mehrere (Un-)Sicherheitsfaktoren. Oftmals stehen die Ergebnisse mehrerer Untersuchungen zur Verfügung, die sich hinsichtlich der Versuchsdurchführung bzw. des Studiendesigns unterscheiden. Welche Studie als Referenz dient, wird von nationalen und internationalen Gremien wie etwa der ATSDR, dem RIVM oder der WHO festgelegt. Diese Festlegungen können sich sowohl zwischen Gremien und Institutionen als auch im zeitlichen Verlauf unterscheiden. Ersteres resultiert vor allem aus divergierenden Einschätzungen hinsichtlich der Qualität und Anwendbarkeit von Studienergebnissen, Letzteres ist vor allem durch veränderte Kenntnisstände begründet.

Ein Beispiel für zeitliche Änderungen sind die Festlegungen von TDI-Werten für DDT durch das Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (JMPR) mit 5 $\mu\text{g kg}^{-1} \text{d}^{-1}$ im Jahr 1963, 10 $\mu\text{g kg}^{-1} \text{d}^{-1}$ 1965, 5 $\mu\text{g kg}^{-1} \text{d}^{-1}$ 1969, 20 $\mu\text{g kg}^{-1} \text{d}^{-1}$ 1994 und 0,5 $\mu\text{g kg}^{-1} \text{d}^{-1}$ 1996 (Baars et al. 2001: 253; IPCS 2010: 18). Der letzte Wert wird u. a. vom RIVM sowie vom UBA verwendet (Stand 2001, bisher keine Änderungen bekannt). Die Änderung der Einschätzung zwischen 1994 und 1996 bedingt einen um das 40fache verringerten

Schwellenwert mit den entsprechenden Konsequenzen für hierauf basierende Ableitungen wie etwa Risikoquotienten oder medienbezogene Prüf- und Grenzwerte.

Im Gebiet von Bobbau und Raguhn westlich des Spittelwassers wurden beim Pfad Boden-[Ingestion]-Mensch für Arsen erhöhte Gefahrenwerte mit einem Maximum von 6 ermittelt. In diesen Bereichen werden die Prüfwerte der BBodSchV für die sensibelste Nutzung „Kinderspielfläche“ um etwa das 4 bis 6fache überschritten. Hier zeigen beide Einstufungen übereinstimmend die Notwendigkeit vertiefter Untersuchungen unter Berücksichtigung von tatsächlichen Expositionsbedingungen auf Standortebene. Ein Vergleich mit den Arsenkonzentrationen des Ausgangszustandes zeigt den erheblichen Einfluss eines extremen Hochwassers. Die Gefahrenwerte von Cadmium für diesen Pfad liegen deutlich unter 1. Vergleicht man mit der BBodSchV, so reichen die Bodenkonzentrationen knapp an den Prüfwert der sensibelsten Nutzung heran bzw. signalisieren die Hälfte der für Wohnnutzung bestimmten Bodenkonzentrationen Untersuchungsbedarf. Für Quecksilber werden ausschließlich Risikowerte weit unter 1 ermittelt. Die Bodenkonzentrationen für Quecksilber liegen hier bei ca. $20 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TS}$, was dem Prüfwertniveau der BBodSchV entspricht. Die orale Bleibelastung durch Bodenaufnahme liegt durchgehend unter der Risikoschwelle. Mit Werten zwischen 200 und $300 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TS}$ liegen die Bleiwerte hier zwischen den Prüfwerten der BBodSchV für Kinderspielflächen und denen für Wohngebiete.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Bewertungsergebnisse für diesen Pfad weitestgehend konsistent zu den Prüfwerten der BBodSchV sind. Die Ableitung der Prüfwerte erfolgte ebenfalls mit einem risikobezogenen Expositionsansatz mit vergleichbaren Expositionsannahmen (vgl. BMU 1999), was die Übereinstimmung erklärt.

Probabilistische Expositionsanalyse und Risikocharakterisierung Für die probabilistische Expositionsanalyse und die damit verbundene Risikocharakterisierung der oralen Bodenaufnahme der Altersgruppe 1–4 Jahre wurde die toxikologische Vergleichsgröße in Form des TRD-Wertes als Konstante angenommen. Da allerdings von verschiedenen Organisationen unterschiedliche toxikologische Vergleichswerte publiziert werden, könnte auch hier eine stochastische Variation dieses Parameter im Rahmen der Berechnungen erfolgen. Der primäre Grund für differierende Werte bei gleichem Stoff ist die Auswahl von Ergebnissen bestimmter toxikologischer Studien, wobei entweder andere Endpunkte als Bezug herangezogen werden oder bei gleichen Endpunkten bestimmte Studien von den entsprechenden Gremien bzw. Organisationen favorisiert werden. Da es meist nur einige wenige Werte sind, kann keine statistisch belastbare Verteilungsfunktion abgeleitet werden, sondern nur eine Festlegung erfolgen, etwa in Form einer Gleichverteilung. Die hier erfolgte Beschränkung auf die TRD-Werte liegt in deren allgemeiner Konsentierung in Deutschland begründet, wo die Werte u. a. bei der Ableitung der Prüf- und Maßnahmenwerte der BBodSchV zugrunde gelegt wurden.

Die probabilistischen Analysen sind nicht flächenkonkret, sondern stellen den Bezug zur Fläche über die Verwendung repräsentativer bzw. spezifisch ausgewählter Stoffkonzentrationen her. Probabilistische Berechnungen wären prinzipiell auch auf der Ebene von einzelnen Rasterzellen bzw. Einheitsflächen möglich, was aber mit einem erheblichen Rechenaufwand verbunden ist. Bei Auswahl repräsentativer oder kritischer Bodenkonzentrationen lassen sich die entsprechenden relevanten Gebiete inhaltlich gleichwertig und

mit deutlich geringerem Aufwand analysieren und bewerten. Um den Gültigkeitsbereich der Aussagen kartographisch darzustellen, kann eine Flächenauswahl auf Basis der in den Analysen verwendeten Wertebereiche für die Bodenkonzentrationen erfolgen.

Stoffkonzentrationen im Boden gehen im Rahmen der Monte-Carlo-Analysen als konstante Werte in die Berechnungen ein, da sie als repräsentativ angesehen werden. Bei Expositionsanalysen die auf Stoffkonzentrationen basieren welche an einem konkreten Punkt gemessenen wurden, ist von einer Variabilität der bestimmten Konzentration auszugehen. Diese wird verursacht durch die Wahl des Probenahmepunktes, die Probenahme selbst sowie das Messverfahren zur Konzentrationsbestimmung – häufig als Probenahme- und Analysefehler bezeichnet. Hierbei überlagern sich räumliche Variabilität und Messvariabilität. Bezieht sich die Expositions- und Risikoanalyse auf einen einzelnen Punkt, so fällt erstere weg. Letztere kann durch Informationen zum Messfehler in die Berechnungen Eingang finden, etwa in Form einer Normalverteilung mit dem angegebenen Messwert als Erwartungswert und den als Abweichungen angegebenen Werten, die der Standardabweichung entsprechen. Wurde die kleinräumige Variabilität am Probenahmepunkt durch Einzelanalysen von Teilproben aus einem festgelegten nahen Umfeld ermittelt, so kann diese ebenfalls quantitativ berücksichtigt werden. Da weder zu Probenahme- noch zu Messfehlern Informationen vorlagen, war keine Berücksichtigung möglich.

6.3 Ausblick

Eine konsequente und vor allem integrativ angelegte Durchführung von Hochwasserrisikoanalysen sollte bei Vorkommen entsprechender Schadstoffquellen potenzielle Freisetzungen und deren Konsequenzen berücksichtigen. Die weitere Umsetzung der HWRL wird zeigen, ob entsprechende Aspekte in Zukunft verstärkt im Rahmen der Erstellung der Hochwassergefahren- und Hochwasserrisikokarten sowie der Hochwasserrisikomanagementpläne berücksichtigt werden. Die Aufnahme von Anlagen und Einrichtungen mit Gefahrstoffen bzw. wassergefährdenden Stoffen in Hochwasserrisikokarten wird seit längerer Zeit gefordert, siehe hierzu etwa die Diskussion in Fendler (2008: 263). Aus Sicht eines integrierten Hochwasserrisikomanagements erscheint es sinnvoll, dass die Notfallpläne solcher Einrichtungen Abschätzungen zu den Konsequenzen der Freisetzung von Stoffen im Zuge von Hochwassern berücksichtigen. Die hier vorgestellte Methodik könnte dazu ein Rahmenwerk bereitstellen.

Die Verbesserung der raum- und zeitbezogenen Datensituation hinsichtlich Stoffkonzentrationen in Fließgewässern sowie flächenhafter Stoffkonzentrationen im Boden ist insbesondere im Bereich der Schwermetalle durch technische Innovationen in der Analytik zu erwarten, was eine zukünftige Anwendung der Methodik – vor allem der Komponente Gefahrenanalyse – für solche Stoffe befördern könnte. Für Schwermetalle in Wasser gibt es mittlerweile Vor-Ort-Analysegeräte, die eine hohe zeitliche Auflösung von Messungen erlauben und nur einen sehr geringen Platzbedarf haben, so dass sie leicht in bestehende Gewässergütemessstellen oder Pegelmessstellen integriert werden könnten. Beispiele für solche Analyseverfahren geben etwa dos Santos & Masini (2006) sowie Zou et al. (2009). Einschränkung sei darauf hingewiesen, dass diese primär für gelöste Schwermetalle anwendbar sind und nicht für die Bestimmung des Anteils der partikulär gebundenen Schwermetalle.

Dieser Anteil lässt sich nach wie vor nur durch Probenahme und spätere Laboranalytik bestimmen. Durch den Einsatz von ereignisgesteuerten und automatisierten Probenehmern kann aber auch hier die Datensituation deutlich verbessert werden. Für die Analyse von Schwermetallen in Sedimenten und Böden stehen mittlerweile tragbare Analysegeräte zur Verfügung, so dass mit deutlich verringertem zeitlichem und finanziellem Aufwand im Vergleich zu Laboranalysen eine hohe Beprodungsdichte in der Fläche realisiert werden kann (z. B. Cogent Environmental 2008a,b). Hierdurch lassen sich sowohl quasi-flächenhafte Datensätze als Grundlage für Ausbreitungsrechnungen bzw. zur Bestimmung des Ist-Zustandes erstellen als auch ein Screening von Sedimentablagerungen nach Hochwasser-Ereignissen durchführen. Letzteres könnte insbesondere auch zur weiteren Validierung von Stofftransportmodellen eingesetzt werden, wie sie u. a. im Rahmen des SARISK-Projektes (Schulz et al. 2007, 2009; Büttner et al. 2012) verwendet wurden. Ergänzend besteht bei der flächenhaften Bestimmung von Sedimentablagerungen, da die bisher angewandte Methode mit Sedimentfangmatten (Krüger et al. 2006; Baborowski et al. 2007) nur sehr begrenzt flächenrepräsentativ ist.

Hinsichtlich der bisher auf projektbezogen erhobenen hochaufgelösten Landnutzungsdaten basierenden Rezeptoranalyse ist eine Verbesserung der Datensituation für die Anwendung in anderen Gebieten sowohl räumlich als auch inhaltlich zu erwarten. Insbesondere die automatisierte Auswertung von digitalen Gebäudedaten sowie topographischen Karten kann zu einer Detaillierung der bisher noch vergleichsweise groben ATKIS-Daten führen, indem die ATKIS-Baubleckgeometrien um siedlungsstrukturelle Informationen ergänzt werden. Beispiele hierfür sind die Arbeiten von Meinel et al. (2006, 2007) zu der Software Settlement Analyzer (SEMENTA), mit der solche Auswertungen zukünftig in größerem Rahmen möglich sein könnten.

Die im Rahmen der Arbeit durchgeführte stoffspezifische bzw. einzelstoffliche Betrachtung ist mit dem Nachteil verbunden, dass Wechselwirkungen von verschiedenen Stoffen wie Verstärkungen oder Abschwächungen der stofflichen Effekte nicht berücksichtigt werden. Da oftmals Mehrstoffbelastungen bestehen, ist eine Weiterentwicklung der Methodik in diesem Bereich anzustreben um zukünftig kumulative bzw. antagonistische Wirkungen mit zu betrachten. Seitens der amerikanischen Umweltbehörde gibt es beispielsweise ein konkretes Protokoll zum Umgang mit Stoffgemischen im Rahmen von gesundheitsbezogenen Risikoanalysen (US-EPA 2007).

Literaturverzeichnis

Die Online-Quellen wurden zuletzt am 28. September 2012 auf ihre Verfügbarkeit geprüft. Bei nicht mehr zugänglichen Quellen ist das Datum des ersten Zugriffs genannt.

- AbfKlärV (1992) *Klärschlammverordnung (AbfKlärV) vom 15. April 1992*. BGBl I 21:912ff.
- Abrahams P, Thornton I (1994) *The contamination of agricultural land in the metalliferous province of southwest England: implications to livestock*. Agriculture, Ecosystems & Environment 48(2):125–137. doi:10.1016/0167-8809(94)90083-3.
- Adolf T, Schneider R, Eberhardt W (1995) *Ergebnisse der Nationalen Verzehrsstudie (1985–1988) über die Lebensmittel- und Nährstoffaufnahme in der Bundesrepublik Deutschland*. Verlag Dr. Fleck.
- Adriano D (2001) *Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals*. Springer, New York, Berlin, Heidelberg, 2. Aufl.
- AdV (2003) *ATKIS-Objektartenkatalog für das Basis-DLM, Teil D1*. Fachbericht, Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland (AdV). Online: <http://www.adv-online.de/icc/exteng/binarywriterservlet?imgUid=ec670c94-62f8-1ffb-8f33-50376a112976&uBasVariant=11111111-1111-1111-1111-111111111111>.
- AG Boden (1996) *Bodenkundliche Kartieranleitung*. AG Boden, Hannover.
- AG Boden (2007) *Methodenkatalog zur Bewertung natürlicher Bodenfunktionen, der Archivfunktion des Bodens, der Gefahr der Entstehung schädlicher Bodenveränderungen sowie der Nutzungsfunktion „Rohstofflagerstätte“ nach BBodSchG*. AG Boden, Hannover, 2. überarbeitete und ergänzte Aufl.
- AGLMB (1995) *Standards zur Expositionsabschätzung*. Arbeitsgemeinschaft der Leitenden Medizinalbeamtinnen und -beamten der Länder (AGLMB), Hamburg. Online: http://www.apug.de/archiv/pdf/Expositionsabschaetzung_Laender_1995.pdf.
- AGS-BAuA (2009) *Verzeichnis krebserzeugender, erbgutverändernder oder fortpflanzungsgefährdender Stoffe, Tätigkeiten und Verfahren nach Anhang VI Teil 3 der Verordnung (EG) Nr. 1272/20081, TRGS 905 und TRGS 906. Stand: Januar 2009*. Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (BAuA), Ausschuss für Gefahrstoffe (AGS). (=CMR/KMR-Liste).
- AGU (1994) *Hygienische Bewertung von Schadstoffen im Boden – Metalle im Boden von Kinderspielplätzen*. In: Rosenkranz D, Bachmann G, König W, Einsele G (Hrsg.), *Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser*. Erich Schmidt Verlag, Berlin, Kz. 3580. 16. Lfg. VI/94.
- AIHC (1994) *Exposure Factors Sourcebook*. American Industrial Health Council, Washington.
- Albering H, van Leusen S, Moonen E, Hoogwerff J, Kleinjans J (1999) *Human Health Risk Assessment: A Case Study Involving Heavy Metal Soil Contamination After the Flooding of the River Meuse during the Winter of 1993–1994*. Environmental Health Perspectives 107(1):37–43.
- Alcamo J (Hrsg.) (2008) *Environmental Futures: The Practice of Environmental Scenario Analysis*, Bd. 2 von *Development in Integrated Environmental Assessment*. Elsevier, Amsterdam, Boston, Heidelberg.
- Alloway B (1999) *Cadmium*. In: Alloway B (Hrsg.), *Schwermetalle in Böden. Analytik, Konzentrationen, Wechselwirkungen*. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 151–182.
- Alloway B, Ayres D (1996) *Schadstoffe in der Umwelt*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- AltlastenVwV-BW (1998) *Gemeinsame Verwaltungsvorschrift des Ministeriums für Umwelt und Verkehr und des Sozialministeriums über Orientierungswerte für die Bearbeitung von Altlasten und Schadensfällen vom 1. März 1998*. GABl 1998:295ff.
- ARGE Elbe (2003) *Hochwasser August 2002. Einfluss auf die Gewässergüte der Elbe*. Fachbericht, Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe (ARGE Elbe). Onli-

- ne: http://edoc.bibliothek.uni-halle.de/servlets/MCRFileNodeServlet/HALCoRe_derivate_00000063/HWAug02.pdf;jsessionid=h458p4oguna?hosts=.
- ARGE Fresenius-focon (1999) *UMS. Exposition der Schutzgüter Umwelt und Mensch mit Schadstoffen. Bedienungsanleitung Teil I: Risikoquantifizierung mit dem UMS-System*. Arbeitsgemeinschaft (ARGE) Fresenius-focon, Aachen.
- ARMCANZ (2000) *Floodplain management in Australia: best practice principles and guidelines*, Bd. 73 von *Standing Committee on Agriculture and Resource Management (SCARM) report*. CSIRO Publishing, Collingwood. ARMCANZ: Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand.
- AS/NZS 4360 (2004) *Risk Management*. Standards Australia/Standards New Zealand, Sydney, Wellington.
- ATSDR (1999) *Toxicological Profile for Mercury*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), Atlanta.
- ATSDR (2002) *Toxicological Profile for DDT, DDE, and DDD*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), Atlanta.
- ATSDR (2005a) *Toxicological Profile for Alpha-, Beta-, Gamma-, and Delta-Hexachlorocyclohexane*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), Atlanta.
- ATSDR (2005b) *Toxicological Profile for Zinc*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), Atlanta.
- ATSDR (2007) *Toxicological Profile for Arsenic*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), Atlanta.
- ATSDR (2008) *Toxicological Profile for Cadmium*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), Atlanta.
- AU-DHA (2004) *Environmental Health Risk Assessment – Guidelines for assessing human health risks from environmental hazards*. Australian Department of Health and Ageing, Canberra.
- Aven T, Renn O (2010) *Risk Management and Governance. Concepts, Guidelines and Applications*, Bd. 16 von *Risk, Governance and Society*. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Baars A, Theelen R, Janssen P, Hesse J, van Apeldoorn M, Meijerink M, Verdam L, Zeilmaker M (2001) *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, Bd. 711701025 von *RIVM report*. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven.
- Baborowski M, Büttner O, Morgenstern P, Krüger F, Lobe I, Rupp H, von Tümpling W (2007) *Spatial and temporal variability of sediment deposition on artificial-lawn traps in a floodplain of the River Elbe*. *Environmental Pollution* 148(3):770–778. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2007.01.032>.
- Bachmann G, Bannick CG, Giese E, Glante F, Kiene A, Konietzka R, Rück F, Schmidt S, Terytze K, von Borries D (1997) *Fachliche Eckpunkte zur Ableitung von Bodenwerten im Rahmen des Bundes-Bodenschutzgesetzes*. In: Rosenkranz D, Bachmann G, König W, Einsele G (Hrsg.), *Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser*. Erich Schmidt Verlag, Berlin, Kz. 3500. 24. Lfg. IX/97.
- Baes C, Sharp R, Sjoreen A, Shor R (1984) *A Review and Analysis of Parameters for Assessing Transport of Environmentally Released Radionuclides through Agriculture*. Oak Ridge National Laboratory (ORNL), Health and Safety Research Division, Oak Ridge. ORNL-5786.
- Bartrop D, Meek F (1979) *Effect of particle size on lead absorption from the gut*. *Archives of environmental health* 34(4):280–285.
- Bartels H, Dietzer B, Malitz G, Albrecht F, Guttenger J (2005) *KOSTRA-DWD-2000. Starkniederschlagshöhen für Deutschland (1951–2000). Fortschreibungsbericht*. Fachbericht, Deutscher Wetterdienst, Offenbach. Online: http://www.dwd.de/bvbw/generator/DWDWWW/Content/Oeffentlichkeit/KU/KU4/HM/Neuigkeiten/fortschreibungsbericht___pdf,templateId=raw,property=publicationFile/pdf/fortschreibungsbericht__pdf.pdf.
- Bathurst J, O’Connell P (2006) *Future of distributed modelling: The Systeme Hydrologique Europeen*. *Hydrological Processes* 6(3):265–277. doi:10.1002/hyp.3360060304.
- Baum M (2009) *Arsen*. In: *Römpp Online*. Thieme, Stuttgart, RD–01–03320. Version 3.6.

- Baynes R (2004) *Human Health Risk Assessment*. In: Hodgson E (Hrsg.), *A textbook of modern toxicology*. Wiley, Hoboken, 3. Aufl., 423–438.
- BBodSchG (1998) *Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenverunreinigungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz – BBodSchG) vom 17. März 1998*. BGBl I 16:502–510.
- BBodSchV (1999) *Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12. Juli 1999*. BGBl I 36:1552–1582.
- Beck A, Jones K (1995) *Predicting the Fate of Non-Ionic Organic Chemicals Entering Agricultural Soils Following Sewage Sludge Application*. Land Contamination and Reclamation 3(3):181–190.
- Beck A, Johnson D, Jones K (1996) *The Form and Bioavailability of Non-ionic Organic Chemicals in Sewage Sludge-Amended Agricultural Soils*. Science of the Total Environment 185:125–149.
- Beneke S, Sackermann H, Barkowski D, Meuser H (2007) *Anwendung der Methoden der Bodenbelastungskarten (BBK) im Außenbereich der Stadt Suzhou, China*. Bodenschutz 2:39–43.
- Berding V, Schwartz S, Trapp S, Matthies M (2000) *Validierung von UmwelTEXpositionsmodellen und in Modellen verwendeten Parametern*, Bd. 9/00 von UBA-Berichte. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Beresford N, Howard B (1991) *The importance of soil adhered to vegetation as a source of radionuclides ingested by grazing animals*. The Science of The Total Environment 107:237–254. doi:10.1016/0048-9697(91)90261-C.
- Berg M, Erdmann G, Hartmann M, Jaggy M, Scheringer M, Seiler H (Hrsg.) (1994) *Was ist ein Schaden? Zur normativen Dimension des Schadensbegriffs in der Risikowissenschaft*. Vdf Hochschulverlag, Zürich.
- Öberg T, Bergbäck B (2005) *A Review of Probabilistic Risk Assessment of Contaminated Land*. Journal of Soils & Sediments 5:213–224.
- Berlin M, Zalups R, Fowler B (2007) *Mercury*. In: Nordberg G, Fowler B, Nordberg M, Friberg L (Hrsg.), *Handbook on the Toxicology of Metals*. Academic Press/Elsevier, Amsterdam, 3. Aufl., 675–729.
- Bero B, von Braun M, von Lindern I, Hammel J, Korus R (1997) *Evaluation of six vacuum techniques for sampling lead-contaminated carpeted surfaces*. Advances in Environmental Research 1(3):333–344.
- Beven K (2001) *Rainfall-Runoff Modelling. The Primer*. Wiley, Chichester.
- Beyer A, Wania F, Gouin T, Mackay D, Matthies M (2002) *Selecting Internally Consistent Physical-chemical Properties of Organic Compounds*. Environmental Toxicology and Chemistry 21(5):941–953. doi:10.1002/etc.5620210508.
- BfEL (2008a) *Nationale Verzehrsstudie II. Ergebnisbericht Teil 1*. Bundesforschungsanstalt für Ernährung und Lebensmittel, Karlsruhe.
- BfEL (2008b) *Nationale Verzehrsstudie II. Ergebnisbericht Teil 2*. Bundesforschungsanstalt für Ernährung und Lebensmittel, Karlsruhe.
- BgVV (1997) *Richtwerte für Schadstoffe in Lebensmitteln*. Bundesgesundheitsblatt 40:182–184.
- BgVV (2000) *Richtwerte für Schadstoffe in Lebensmitteln werden vom BgVV zurückgezogen*. Bundesgesundheitsblatt 43(5):1020.
- Birak P, Yurk J, Adeshina F, Lorber M, Pollard K, Choudhury H, Kroner S (2001) *Travis and Arms revisited: a second look at a widely used bioconcentration algorithm*. Toxicology and Industrial Health 17(5–10):163–175. doi:10.1191/0748233701th110oa.
- Bivand R, Pebesma E, Gómez-Rubio V (2008) *Applied Spatial Data Analysis with R*. Use R! Springer, Berlin, Heidelberg, New York. doi:10.1007/978-0-387-78171-6.
- BJC (1998) *Empirical Models for the Uptake of Inorganic Chemicals from Soil by Plants*. Fachbericht, Bechtel Jacobs Company (BJC), Oak Ridge. BJC/OR-133.
- Blaß W (2004) *Organochlor-Insektizide*. In: *Römpp Online*. Thieme, Stuttgart, RD–15–00835. Version 3.6.
- Blaß W (2005) *Quecksilber*. In: *Römpp Online*. Thieme, Stuttgart, RD–17–00131. Version 3.6.
- Blackman Jr W (2001) *Basic hazardous waste management*. Lewis Publishers, Boca Raton, 3. Aufl.
- Blume HP, Brümmer G (1991) *Prediction of Heavy Metal Behavior in Soil by Means of Simple Field Tests*. Ecotoxicology and Environmental Safety 22:164–174.

- Blume HP, Bohne K, Döring HW, Fleige H, Horn R, Kaupenjohann M, Krahrmer U, Zahn M (1998) *Filter- und Puffereigenschaften von Böden und deren Ermittlung im Felde – Stand und Aussichten*. In: *Zukunftsfähige Schutzstrategien der Wasserwirtschaft*, Bd. 122 von *DVWK Schriften*. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK), Bonn, 379–401.
- Blume HP, Brümmer G, Horn R, Kandeler E, Kögel-Knabner I, Kretzschmar R, Stahr K, Wilke BM (2010) *Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 16. Aufl.
- BMG, BMU (1999) *Dokumentation zum Aktionsprogramm Umwelt und Gesundheit: Sachstand – Problemaufriß – Optionen*. Bundesministerium für Gesundheit (BMG), Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Bonn.
- BMU (1999) *Bekanntmachung über Methoden und Maßstäbe für die Ableitung der Prüf- und Maßnahmenwerte nach der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV)*. BANz vom 28 August 1999 Beilage 161a:1–72. BMU: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.
- BMU (2004) *Quantifizierung der Ingestion von Boden durch Kinder*, Bd. 647 von *Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz*. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Bonn.
- Boethling R, Mackay D (Hrsg.) (2000) *Handbook of Property Estimation Methods for Chemicals*. CRC Press, Boca Raton.
- Bogen K, Spear C (1987) *Integrating Uncertainty and Interindividual Variability in Environmental Risk Assessment*. *Risk Analysis* 7(4):427–436. doi:10.1111/j.1539-6924.1987.tb00480.x.
- Bottelberghs P (2000) *Risk analysis and safety policy developments in the Netherlands*. *Journal of Hazardous Materials* 71:59–84.
- Brand E, Otte P, Lijzen J (2007) *CSOIL 2000: an exposure model for human risk assessment of soil contamination. A model description*, Bd. 711701054 von *RIVM report*. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven.
- Bremer H, Rohweder U (1994) *Hamburger Sanierungsleitwerte für Grundwasser- und Bodenkontaminationen*. In: Rosenkranz D, Bachmann G, König W, Einsele G (Hrsg.), *Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser*. Erich Schmidt Verlag, Berlin, Kz. 3545. 15 Lfg. I/94.
- Briggs G, Bromilow R, Evans A (1982) *Relationships between lipophilicity and root uptake and translocation of non-ionised chemicals by barley*. *Pesticide Science* 13:495–504.
- Bründl M, Romang H, Holthausen N, Merz H, Bischof N (2009) *Teil A: Allgemeine Darstellung des Risikokonzepts*. In: Bründl M (Hrsg.), *Risikokonzept für Naturgefahren – Leitfaden*. Nationale Plattform für Naturgefahren PLANAT, Bern, 1–61. Online: http://www.planat.ch/fileadmin/PLANAT/planat_pdf/alle/R1110d.pdf.
- Bronaugh R, Maibach H (Hrsg.) (2002) *Topical absorption of dermatological products*, Bd. 21 von *Basic and clinical dermatology*. Marcel Dekker, New York, Basel.
- Bronaugh R, Maibach H (Hrsg.) (2005) *Percutaneous absorption: drugs–cosmetics–mechanisms–methodology*. Taylor & Francis, Boca Raton, London, New York, 4. Aufl.
- Büttner O, Böhme M, Rode M (2009) *Hydraulische Modellierung*. In: von Tümpling W, Rode M, Böhme M, Gläßer C, Matthies M, Schanze J (Hrsg.), *SARISK. Endbericht des Verbundprojekts: Entwicklung eines Schadstoffausbreitungsmodells zur stoffbezogenen Risikoanalyse und -bewertung extremer Hochwasserereignisse am Beispiel des Landkreises und der Stadt Bitterfeld*. SARISK-Konsortium, 49–80. Online: <http://www2.ufz.de/data/BTFEnd10676.pdf>.
- Büttner O, Baborowski M, Böhme M, Gläßer C, Matthies M, Rode M, Sauer A, Schanze J, Sonnabend B, Schulz M, von Tümpling W, Walz U (2012) *Ergebnisse der Hochwasser- und Schadstoffausbreitungsmodellierung unter extremen Abflussbedingungen im Rahmen des Projektes SARISK*. In: für Gewässerkunde B (Hrsg.), *Partikuläre Stoffströme in Flusseinzugsgebieten. Kolloquium am 20./21. September 2011 in Koblenz*, Bd. 1/2012 von *Veranstaltungen*. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, 49–59. doi:10.5675/BfG_Veranst_2012.1. Online: http://doi.bafg.de/BfG/2012/Veranst1_2012.pdf.

- Burchardt I, Strobel G (1992) *Ingenieurgeologisch-geotechnische Bewertung des Stadtgebietes Bitterfeld als eine Grundlage für die regionale Raumplanung und städtebauliche Entwicklung*. In: Hille J, Ruske R, Scholz R, Walkow F (Hrsg.), *Bitterfeld: Modellhafte ökologische Bestandsaufnahme einer kontaminierten Industrieregion*, Bd. 10 von *Schadstoffe und Umwelt*. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 113–119.
- Burghardt W, Böhm B, Dornauf C, Rabearisoa R (1998) *Verteilung von Stoffen aus Einträgen in Stadtböden*. *Bodenschutz* 3:92–97.
- Burrough P, McDonnell R (1998) *Principles of Geographical Information Systems*. Spatial Information Systems and Geostatistics. Oxford University Press, Oxford.
- Cal-EPA (2003) *Air Toxics Hot Spots Program Risk Assessment Guidelines. The Air Toxics Hot Spots Program Guidance Manual for Preparation of Health Risk Assessments*. California Environmental Protection Agency (Cal-EPA), Oakland.
- Calabrese E, Stanek E, James R, Roberts S (1997) *Soil ingestion: a concern for acute toxicity in children*. *Environmental Health Perspectives* 105(12):1354–1358.
- Carlou C (Hrsg.) (2007) *Derivation methods of soil screening values in Europe. A review and evaluation of national procedures towards harmonization*. European Commission, Joint Research Centre, Ispra. EUR 22805-EN.
- Carter W (1991) *Disaster management: A disaster manager's handbook*. Asian Development Bank, Manila.
- CDTSC (2007) *CalTOX Frequently Asked Scientific Questions*. Online, California Department of Toxic Substances Control. Online: [http://www.dtsc.ca.gov/AssessingRisk/caltox_faq.cfm](http://www.dtsc.ca.gov/AssessingRisk/calttox_faq.cfm).
- Cecil K, Brubaker C, Adler C, Dietrich K, Altaye M, Egelhoff J, Wessel S, Elangovan I, Hornung R, Jarvis K, Lanphear B (2008) *Decreased brain volume in adults with childhood lead exposure*. *PLoS Medicine* 5(5):e112. doi:10.1371/journal.pmed.0050112.
- Chiang KC, Chio CP, Chiang YH, Liao CM (2009) *Assessing hazardous risks of human exposure to temple airborne polycyclic aromatic hydrocarbons*. *Journal of Hazardous Materials* 166:676–685. doi:10.1016/j.jhazmat.2008.11.084.
- Chiou CT (2002) *Partition and Adsorption of Organic Contaminants in Environmental Systems*. Wiley, Hoboken.
- Ciffroy P, Moulin C, Gailhard J (2000) *A model simulating the transport of dissolved and particulate copper in the Seine river*. *Ecological Modelling* 127:99–117.
- Cleven R, Janus J, Annema J, Slooff W (Hrsg.) (1993) *Integrated criteria document zinc*, Bd. 710401028 von *RIVM report*. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM).
- Cogent Environmental (2008a) *Lead in Soil: Comparison of the Field Extraction Kits and PDV6000PLUS Analysis with ICPOES Laboratory Extraction and Analysis*. Fachbericht, Cogent Environmental, Cambridge. Online: http://www.cogentenvironmental.co.uk/case-studies/CS003_v03_Final_03June2008_PB_in_Soil_Matrix_environmental.pdf.
- Cogent Environmental (2008b) *SENSPOL Evaluation of Cadmium, Lead and Copper On-site Monitoring of Water and Soil Samples*. Fachbericht, Cogent Environmental, Cambridge. Online: http://www.cogentenvironmental.co.uk/case-studies/CS002_v04_final_04June2008_SENSPOL_evaluation_of_Cd_Pb_Cu.pdf.
- Collins C, Fryer M, Grosso A (2006a) *Plant Uptake of Non-Ionic Organic Chemicals*. *Environmental Science & Technology* 40:45–52. doi:10.1021/es0508166.
- Collins C, Martin I, Fryer M (2006b) *Evaluation of models for predicting plant uptake of chemicals from soil*, Bd. SC050021/SR von *Science Report*. Environment Agency, Bristol.
- Cröbmann G (1992) *Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe in Böden und Pflanzen. Ein Beitrag zur Gefährdungsabschätzung bei Altlasten. Band II: Untersuchungsergebnisse*, Bd. A 041 von *Arbeitshefte Ruhrgebiet*. Kommunalverband Ruhrgebiet, Essen.
- Cruz A, Steinberg L, Arellano A, Nordvik JP, Pisano F (2004) *State of the Art in Natech Risk Management. (NATECH: Natural Hazard Triggering a Technological Disaster)*. European Commission, Joint Research Centre, Ispra. Online: http://www.unisdr.org/files/2631_FinalNatechStateofthe20Artcorrected.pdf. EUR 21292 EN.

- Davies B (2008) *Protective values for soil lead with respect to child health: a critique of UK guidelines*. Environmental Geochemistry and Health 30(6):639–646. doi:10.1007/s10653-008-9192-7.
- Davies B, Elwood P, Gallacher J, Ginnever R (1985) *The relationships between heavy metals in garden soils and house dusts in an old lead mining area of North Wales, Great Britain*. Environmental Pollution (Series B) 9(4):255–266. doi:10.1016/0143-148X(85)90002-3.
- DDTG (1972) *Gesetz über den Verkehr mit DDT (DDT-Gesetz – DDTG) vom 7. August 1972*. BGBl I 82:1385–1387.
- de Bruijn K, Green C, Johnson C, McFadden L (2007) *Evolving concepts in flood risk management: searching for a common language*. In: Begum S, Stive M, Hall J (Hrsg.), *Flood Risk Management in Europe. Innovation in Policy and Practice*, Bd. 25 von *Advances in Natural and Technological Hazards Research*. Springer, Dordrecht, 61–75.
- Dean J (Hrsg.) (1999) *Lange's Handbook of Chemistry*. McGraw-Hill, New York, 15. Aufl.
- DEFRA (2007) *RCLEA: The Radioactively Contaminated Land Exposure Assessment Methodology – Technical Report*, Bd. CLR 14 von *R&D Publication*. Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA), Bristol.
- DEFRA-EA (2002a) *Contaminants in soil: collation of toxicological data and intake values for humans – Arsenic*, Bd. TOX 1 von *R&D Publication*. Environment Agency (EA), Bristol. DEFRA-EA: Department for Environment, Food and Rural Affairs and the Environment Agency.
- DEFRA-EA (2002b) *The Contaminated Land Exposure Assessment Model (CLEA). Technical basis and algorithms*, Bd. CLR 10 von *R&D Publication*. Environment Agency (EA), Bristol. DEFRA-EA: Department for Environment, Food and Rural Affairs and the Environment Agency.
- DEFRA-EA (2002c) *Soil Guideline Values for Arsenic Contamination*, Bd. SGV 1 von *R&D Publication*. Environment Agency (EA), Bristol. DEFRA-EA: Department for Environment, Food and Rural Affairs and the Environment Agency.
- DEFRA-EA (2002d) *Soil Guideline Values for Cadmium Contamination*, Bd. SGV 3 von *R&D Publication*. Environment Agency (EA), Bristol. DEFRA-EA: Department for Environment, Food and Rural Affairs and the Environment Agency.
- DEFRA-EA (2002e) *Soil Guideline Values for Inorganic Mercury Contamination*, Bd. SGV 5 von *R&D Publication*. Environment Agency (EA), Bristol. DEFRA-EA: Department for Environment, Food and Rural Affairs and the Environment Agency.
- DEFRA-EA (2002f) *Soil Guideline Values for Lead Contamination*, Bd. SGV 10 von *R&D Publication*. Environment Agency (EA), Bristol. DEFRA-EA: Department for Environment, Food and Rural Affairs and the Environment Agency.
- Delmonaco G, Margottini C, Serafini S (1999) *Climate Change Impact on Frequency and Distribution of Natural Extreme Events: an Overview*. In: Casale R, Margottini C (Hrsg.), *Floods and Landslides: Integrated Risk Assessment*. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 45–66.
- Delschen T, König W (1998) *Untersuchung und Beurteilung der Schadstoffbelastung von Kulturböden im Hinblick auf den Wirkungspfad Boden-Pflanze*. In: Rosenkranz D, Bachmann G, König W, Einsele G (Hrsg.), *Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser*. Erich Schmidt Verlag, Berlin, Kz. 3550. 26. Lfg. V/98.
- DEQ (1999) *Guidance for use of probabilistic analysis in human health risk assessment*. Oregon Department of Environmental Quality (DEQ), Portland. Online: <http://www.deq.state.or.us/lq/pubs/docs/cu/GuidanceProbabilisticAnalysis.pdf>.
- DEQ (2010) *Guidance for deterministic human health risk assessments*. Oregon Department of Environmental Quality (DEQ), Portland. Online: <http://www.deq.state.or.us/lq/pubs/docs/cu/HumanHealthRiskAssessmentGuidance.pdf>. 10-LQ-023.
- DFG (2006) *MAK- und BAT-Werte-Liste 2006*. Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG), Weinheim.
- DIN ISO 11466 (1997) *DIN ISO 11466 Bodenbeschaffenheit – Extraktion in Königswasser löslicher Spurenelemente*. Deutsches Institut für Normung e.V.

- DIN ISO 14507 (2004) *DIN ISO 11466 Bodenbeschaffenheit – Probenvorbehandlung für die Bestimmung von organischen Verunreinigungen in Böden*. Deutsches Institut für Normung e.V.
- DIN ISO 19730 (2009) *DIN ISO 19730 Bodenbeschaffenheit – Extraktion von Spurenelementen aus Böden mit Ammoniumnitratlösung*. Deutsches Institut für Normung e.V.
- DKKV (Hrsg.) (2003) *Hochwasservorsorge in Deutschland. Lernen aus der Katastrophe 2002 im Elbegebiet*, Bd. 29 von *Schriftenreihe des DKKV*. Deutsches Komitee für Katastrophenvorsorge e. V. (DKKV), Bonn.
- dos Santos A, Masini J (2006) *Development of a sequential injection anodic stripping voltammetry (SI-ASV) method for determination of Cd(II), Pb(II) and Cu(II) in wastewater samples from coatings industry*. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 385(8):1538–1544. doi:10.1007/s00216-006-0555-6.
- Duffus J, Nordberg M, Templeton D (2007) *Glossary of Terms used in Toxicology, 2nd Edition*. *Pure and Applied Chemistry* 79:1153–1344. doi:10.1351/pac200779071153.
- Durner W (2008) *Skript zur Bodenansprache und Probenahme*. Fachbericht, Institut für Geoökologie, Abteilung Bodenkunde und Bodenphysik, TU Braunschweig, Braunschweig.
- Dutta D, Herath S, Musiaki K (2001) *Direct Flood Damage Modeling Towards Urban Flood Risk Management*. In: Dutta D, Uomoto T (Hrsg.), *Urban Safety Engineering 2001*. ICUS/INCEDE, 127–143. Online: <http://icus.iis.u-tokyo.ac.jp/www/publications/reports/report2/dutta.pdf>. (30.12.2009).
- DVWK (1988) *Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen. Teil I: Beurteilung der Fähigkeit von Böden, zugeführte Schwermetalle zu immobilisieren*, Bd. 212 von *DVWK Merkblätter zur Wasserwirtschaft*. Paul Parey Verlag, Hamburg, Berlin.
- DWD (2005) *KOSTRA-DWD-2000. Starkniederschlagshöhen für Deutschland (1951–2000). Grundlagenbericht*. Deutscher Wetterdienst (DWD), Offenbach. Online: http://www.dwd.de/bvbw/generator/DWDWWW/Content/Oeffentlichkeit/KU/KU4/HM/Neuigkeiten/grundlagenbericht___pdf,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/grundlagenbericht__pdf.pdf.
- Düwel O, Schmidt S, Utermann J (2004) *Erhebung und Ableitung von Hintergrundwerten für anorganische und organische Stoffe in deutschen Böden*. *Bodenschutz* 3:84–87.
- EC (2010a) *Commission Staff Working Paper – Risk Assessment and Mapping Guidelines for Disaster Management*. European Commission, Bru. SEC(2010) 1626 final.
- EC (2010b) *Communication from the Commission to the European Parliament and the Council: The EU Internal Security Strategy in Action: Five steps towards a more secure Europe*. European Commission, Brussels. COM(2010) 673 final.
- Eckert C (2008) *IT-Sicherheit: Konzepte – Verfahren – Protokolle*. Oldenbourg Wissenschaftsverlag, München, 5. Aufl.
- Eckstein B (1993) *Organische Schadstoffe in Böden Baden-Württembergs – Bestandsaufnahme als Grundlage einer zukünftigen Bewertung*. *VDLUFA-Schriftenreihe* 37:551–554.
- EEA (2001) *Scenarios as tools for international environmental assessments*, Bd. 24 von *Environmental issue report*. European Environment Agency (EEA).
- Eganhouse R, Pontolillo J (2002) *Assessing the reliability of physico-chemical property data (KOW, SW) for hydrophobic organic compounds: DDT and DDE as a case study*. *SETAC Globe* July-August:34–35.
- Eikmann T, Brammertz A, Eikmann S (1993) *Kriterien zur Beurteilung der inhalativen Aufnahme von Schadstoffen aus dem Boden – Beispiel: Kontamination von Sport- und Bolzplätzen*. In: Rosenkranz D, Bachmann G, König W, Einsele G (Hrsg.), *Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser*. Erich Schmidt Verlag, Berlin, Kz. 3595. 14. Lfg. X/93.
- Eikmann T, Heinrich U, Heinzow B, Konietzka R (Hrsg.) (2007) *Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen (GvU)*. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Elliott P, Wartenberg D (2004) *Spatial Epidemiology: Current Approaches and Future Challenges*. *Environmental Health Perspectives* 112(9):998–1006.

- Elsäßer M, Nußbaum H, Ehrmann O, Feldwisch N (2004) *Maßnahmenkonzept zur verschmutzungsarmen Nutzpflanzenernte*. Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO), Aulendorf/Bergisch Gladbach.
- EMA (2002) *Disaster Loss Assessment Guidelines*, Bd. 11 von *Australian emergency manual series, Part III, Volume 3*. Emergency Management Australia (EMA), Dickson.
- ES 2000/801/EG (2000) *Entscheidung der Kommission vom 20. Dezember 2000 über die Nichtaufnahme des Wirkstoffs Lindan in Anhang I der Richtlinie 91/414/EWG des Rates und die Aufhebung der Zulassungen für Pflanzenschutzmittel mit diesem Wirkstoff*. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 324:42–43.
- Eskenazi B, Chevri er J, Rosas L, Anderson H, Bornman M, Bouwman H, Chen A, Cohn B, de Jager C, Henshel D, Leipzig F, Leipzig J, Lorenz E, Snedeker S, Stapleton D (2009) *The Pine River Statement: Human Health Consequences of DDT Use*. *Environmental Health Perspectives* 117(9):1359–1367.
- Fattorelli S, Dalla Fontana G, Da Ros D (1999) *Flood Hazard Assessment and Mitigation*. In: Casale R, Margottini C (Hrsg.), *Floods and Landslides: Integrated Risk Assessment*. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 19–38.
- FBU (2008) *Angabe der Messunsicherheit bei chemischen Bodenuntersuchungen für den Vollzug der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung*. Fachbericht, Fachbeirat UBA/BMU. FBU Arbeitsgruppe "Qualitätssicherung und Ergebnisunsicherheit für Bodenuntersuchungsverfahren", Dessau-Ro blau. Online: <http://opus.kobv.de/zlb/volltexte/2008/6614/pdf/3511.pdf>.
- Fekete A, Walter A (2011) *Nach der Krise ist vor der Krise. Risiko- und Krisenmanagement im Bevölkerungsschutz – die Verbindung von Fähigkeiten vor und nach einer Krise*. *Bevölkerungsschutz* 2/2011:2–9.
- Feldwisch N (2006) *Gefahrenbeurteilung von Schadstoffbelastungen auf Grünland*. *Bodenschutz* 2:39–43.
- Feldwisch N, Eickler B (2006) *Schädliche Bodenveränderungen auf Grünlandböden – Weitere Sachverhaltsermittlung*. In: *Beiträge zu den 4. Marktredwitzer Bodenschutztagen „Bodenschutz – die europäische Dimension“*, 29.–31.05.2006. 124–129.
- Fendler R (2008) *Floods and safety of establishments and installations containing hazardous substances. Conclusions on a Research Project of the German Umweltbundesamt*. *Natural Hazards* 46(2):257–263. doi:10.1007/s11069-007-9209-z.
- Ferguson C, Darmendrail D, Freier K, Jensen B, Jensen J, Kasamas H, Urzelai A, Vegter J (1998) *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 1. Scientific Basis*. LQM Press, Nottingham.
- Fergusson J, Kim N (1991) *Trace elements in street and house dusts: sources and speciation*. *The Science of The Total Environment* 100:125–150. doi:10.1016/0048-9697(91)90376-P.
- FERMA (2002) *Der Risikomanagement-Standard*. Fachbericht, Federation of European Risk Management Associations (FERMA). Online: <http://www.ferma.eu/wp-content/uploads/2011/11/a-risk-management-standard-german-version.pdf>.
- Fewtrell L, Kay D, Watkins J, Davies C, Francis C (2011) *The microbiology of urban UK floodwaters and a quantitative microbial risk assessment of flooding and gastrointestinal illness*. *Journal of Flood Risk Management* 4(2):77–87. doi:10.1111/j.1753-318X.2011.01109.x.
- Fiedler H, Rösler H (Hrsg.) (1988) *Spurenelemente in der Umwelt*. Ferdinand Enke, Stuttgart.
- Fiedler H, Hub M, Hutzinger O (1993) *Stoffbericht Hexachlorcyclohexan (HCH)*. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- Fischhoff B, Lichtenstein S, Slovic P, Keeney D (1981) *Acceptable Risk*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Fjeld R, Eisenberg N, Compton K (2007) *Quantitative Environmental Risk Analysis for Human Health*. Wiley-Interscience, Hoboken.
- Flachowsky G (Hrsg.) (2006) *Möglichkeiten der Dekontamination von „Unerwünschten Stoffen nach Anlage 5 der Futtermittelverordnung (2006)“*, Bd. 294 von *Landbauforschung Völkenrode (Sonderheft)*. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig.

- FMG (2000) *Futtermittelgesetz*. BGBl I 41:1358–1369.
- Fowler B, Selene CH, Chou J, Jones R, Chen CJ (2007) *Arsenic*. In: Nordberg G, Fowler B, Nordberg M, Friberg L (Hrsg.), *Handbook on the Toxicology of Metals*. Academic Press/Elsevier, Amsterdam, 3. Aufl, 367–406.
- Freemann G, Schoof R, Ruby M, Davis A, Dill J, Liao S, Lapin C, Bergstrom P (1995) *Bioavailability of Arsenic in Soil and House Dust Impacted by Smelter Activities Following Oral Administration in Cynomolgus Monkeys*. *Fundamental and Applied Toxicology* 28(2):215–222. doi:10.1006/faat.1995.1162.
- FuMiV (2005) *Futtermittelverordnung*. BGBl I 15:522–666.
- Furrer R (1998) *Ergebnisse des BMBF-Verbundvorhabens: Geogener Background im Elbe-Einzugsgebiet*. In: Geller W, Puncochar P, Bornhöft D, Boucek J, Feldmann H, Guhr H, Mohaupt V, Simon M, Smrtak J, Spoustova J, Uhlmann O (Hrsg.), *Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Elbe. 8. Magdeburger Gewässerschutzseminar*. Teubner, Stuttgart, Leipzig, 78–81.
- GAO (2001) *Chemical Risk Assessment. Selected Federal Agencies' Procedures, Assumptions, and Policies*. GAO, Washington. GAO-01-810.
- Gautam K, van der Hoek E (2003) *Literature Study on Environmental Impact of Floods*, Bd. DC1-233-13 von *Delft Cluster Publications*. Delft Cluster, Delft.
- GefStoffV (2004) *Verordnung zum Schutz vor gefährlichen Stoffen (Gefahrstoffverordnung – GefStoffV) vom 23. Dezember 2004*. BGBl I :3758ff.
- Geller W, Ockenfeld K, Böhme M, Voigt M (Hrsg.) (2003) *Schadstoffbelastung im Mulde- und Elbe-Einzugsgebiet nach dem Augusthochwasser 2002. Ergebnisse und Forschungsbedarf*. Umweltforschungszentrum Halle-Leipzig GmbH (UFZ), Magdeburg.
- Geller W, Ockenfeld K, Böhme M, Knöchel A (Hrsg.) (2004) *Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002*. Umweltforschungszentrum Halle-Leipzig GmbH (UFZ), Magdeburg.
- GfRS (2006) *Leitfaden „Umweltschadstoffe in der Landbau-Praxis“*. GfRS Gesellschaft für Ressourcenschutz mbH, Göttingen, Karlsruhe. Online: <http://orgprints.org/10658/2/10658-03OE461-GfRS-neuendorff-2006-leitfaden.pdf>. (25.02.2009).
- Glaser R (2001) *Klimageschichte Mitteleuropas*. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt.
- Glen G, Zartarian V, Smith L, Xue J (2010) *The Stochastic Human Exposure and Dose Simulation Model for Multimedia, Multipathway Chemicals (SHEDS-Multimedia): Residential Module. Draft Technical Manual*. Fachbericht, US Environmental Protection Agency (US-EPA), Washington.
- Gläßer C, Sonnabend B (2009) *Integrierte räumliche Datenanalyse mit Laserscanner- und multispektralen Fernerkundungsdaten für das Hochwasserrisikomanagement (IRADA)*. In: von Tümpling W, Rode M, Böhme M, Gläßer C, Matthies M, Schanze J (Hrsg.), *SARISK. Endbericht des Verbundprojekts: Entwicklung eines Schadstoffausbreitungsmodells zur stoffbezogenen Risikoanalyse und -bewertung extremer Hochwasserereignisse am Beispiel des Landkreises und der Stadt Bitterfeld*. SARISK-Konsortium, 4–38. Online: <http://www2.ufz.de/data/BTFEnd10676.pdf>.
- Greim H (1998) *Neues Einstufungskonzept der DFG für krebserzeugende Stoffe*. In: *Symposium: Grenzwerte für chemische Einwirkungen an Arbeitsplätzen*, Bd. 4/98 von *BIA-Report*. Hauptverband der gewerblichen Berufsgenossenschaften (HVBG), Sankt Augustin, 109–123.
- Greim H, Snyder R (2008) *Introduction to the Discipline of Toxicology*. In: Greim H, Snyder R (Hrsg.), *Toxicology and Risk Assessment: A Comprehensive Introduction*. Wiley, Chichester, 1–18.
- Grünewald U, Merz B (2003) *Hintergrund, Zielsetzung und Vorgehensweise*. In: DKKV (Hrsg.), *Hochwasservorsorge in Deutschland. Lernen aus der Katastrophe 2002 im Elbegebiet*, Bd. 29 von *Schriftenreihe des DKKV*. Deutsches Komitee für Katastrophenvorsorge e. V. (DKKV), Bonn, 8–25.
- Grünewald U, Merz B (2011) *Einführung*. In: Merz B, Bittner R, Grünewald U, Piroth K (Hrsg.), *Management von Hochwasserrisiken*. Schweizerbart, Stuttgart, 1–13.
- Gröngröft A, Hochfeld B, Miehlich G (1999) *Funktionale Bewertung von Böden bei großmaßstäbigen Planungsprozessen – Bewertungsverfahren*. Umweltbehörde der Freien und Hansestadt Hamburg, Hamburg. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Umweltbehörde Hamburg. Überarbeitet

- Fassung Stand 29.08.2001.
- Gummow B, Kirsten W, Gummow R, Heesterbeek (2006) *A stochastic exposure assessment model to estimate vanadium intake by beef cattle used as sentinels for the South African vanadium mining industry*. Preventive Veterinary Medicine 76(3–4):167–184. doi:10.1016/j.prevetmed.2006.05.003.
- Guy R, Maibach H (1984) *Correction factors for determining body exposure from forearm percutaneous absorption data*. Journal of Applied Toxicology 4(1):26–28. doi:10.1002/jat.2550040106.
- Haase G, Lieberoth I, Ruske R (1970) *Sedimente und Paläoböden im Lößgebiet*. Petermanns geographische Mitteilungen, Ergänzungsheft 274:99–212.
- Hagens W, Sips A, Lijzen J, Oomen A (2007) *Richtlijn: bepalen van de orale biobeschikbaarheid van lood in de bodem*, Bd. 711701060 von *RIVM report*. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven.
- Hagens W, Lijzen J, Sips A, Oomen A (2008) *The bioaccessibility and relative bioavailability of lead from soils for fasted and fed conditions*, Bd. 711701080 von *RIVM report*. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven.
- Haider K (1996) *Biochemie des Bodens*. Ferdinand Enke, Stuttgart.
- Hajat S, Ebi K, Kovats R, Menne B, Edwards S, Haines A (2005) *The Human Health Consequences of Flooding in Europe: a Review*. In: Kirch W, Menne B, Bertollini R (Hrsg.), *Extreme Weather Events and Public Health Responses*. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 185–196. doi:10.1007/3-540-28862-7_18.
- Hammonds J, Hoffmann F, Bartell S (1994) *An Introductory Guide to Uncertainty Analysis in Environmental and Health Risk Assessment*. Fachbericht, Oak Ridge National Laboratory.
- Hartmann-Schreier J (2005) *HCH*. In: *Römpp Online*. Thieme, Stuttgart, RD–08–00613. Version 3.6.
- Hartwig A (2005) *Cadmium*. In: *Römpp Online*. Thieme, Stuttgart, RD–03–00035. Version 3.6.
- Hartwig A (2006) *Zink*. In: *Römpp Online*. Thieme, Stuttgart, RD–26–00339. Version 3.6.
- Hassauer M, Kalberlah F, Oltmanns J, Schneider K (1993) *Basisdaten Toxikologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten*, Bd. 4/93 von *UBA Berichte*. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Havnö K, Madsen M, Dörge J (1995) *MIKE11 – a generalized river modelling package*. In: Singh V (Hrsg.), *Computer Models of Watershed Hydrology*. Water Resources Publications, Highlands Ranch, 733–782.
- Hawkins G, Reifenrath W (1984) *Development of an in vitro model for determining the fate of chemicals applied to skin*. Fundamental and Applied Toxicology 4:133–144.
- HBM-Kommission (2003a) *Aktualisierung der Referenzwerte für Blei, Cadmium und Quecksilber im Blut und im Urin von Erwachsenen*. Bundesgesundheitsblatt 46:1112–1113. doi:DOI10.1007/s00103-003-0730-2.
- HBM-Kommission (2003b) *Stoffmonographie Arsen – Referenzwert für Urin*. Bundesgesundheitsblatt 46:1098–1106. doi:DOI10.1007/s00103-002-0466-4.
- HBM-Kommission (2005) *Neue und aktualisierte Referenzwerte für Schadstoffgehalte in Blut und Urin von Kindern – Arsen, Blei, Cadmium und Quecksilber*. Bundesgesundheitsblatt 48:1308–1312. doi:10.1007/s00103-005-1149-8.
- Hebbel H (2009) *Analyse stetigkeitsbasierter Methoden zur Bestimmung von Stofffrachten in Fließgewässern*. Umweltwissenschaften und Schadstoffforschung-Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 21(6):527–538. doi:10.1007/s12302-009-0085-x.
- Heidbrink K, Leisner-Saaber J (2007) *Karten der Schwermetallgehalte in Oberböden Nordrhein-Westfalens*. Bodenschutz 1:4–7.
- Heinisch E, Kettrup A, Wenzel-Klein S (1993) *DDT/Lindan-Masseneinsätze in der DDR*. Umweltwissenschaften und Schadstoffforschung-Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 5(5):277–280. doi:10.1007/BF02937964.
- Hendl M (1995) *Klima*. In: Liedtke H, Marcinek J (Hrsg.), *Physische Geographie Deutschlands*, Perthes Geographie Kolleg. Perthes, Gotha, 23–119.

- Hennings V (Hrsg.) (1994) *Methodendokumentation Bodenkunde: Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden*, Bd. 31 von *Geologisches Jahrbuch Reihe F*. Schweizerbart, Hannover.
- Henningsen D, Katzung G (1998) *Einführung in die Geologie Deutschlands*. Enke, Stuttgart, 5. Aufl.
- Henry W (1803) *Experiments on the Quantity of Gases Absorbed by Water, at Different Temperatures, and under Different Pressures*. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 93:29–42, 274–276. doi:10.1098/rstl.1803.0004.
- Herron N (2003) *Cadmium Compounds*. In: Kirk R, Othmer D, Kroschwitz J (Hrsg.), *Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology*. Wiley, New York, 5. Aufl, 507–523.
- Hille J, Ruske R, Scholz R, Walkow F (Hrsg.) (1992) *Bitterfeld: Modellhafte ökologische Bestandsaufnahme einer kontaminierten Industrieregion*, Bd. 10 von *Schadstoffe und Umwelt*. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Hillenbrand T, Marscheider-Weidemann F, Strauch M, Heitmann K (2006a) *Prioritäre Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie. Datenblatt Cadmium*. Fachbericht 6, Umweltbundesamt (UBA). Online: <http://www.umweltdaten.de/wasser/themen/stoffhaushalt/cadmium.pdf>.
- Hillenbrand T, Marscheider-Weidemann F, Strauch M, Heitmann K (2006b) *Prioritäre Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie. Datenblatt Quecksilber*. Fachbericht 21, Umweltbundesamt (UBA). Online: <http://www.umweltdaten.de/wasser/themen/stoffhaushalt/quecksilber.pdf>.
- Hillenbrand T, Marscheider-Weidemann F, Strauch M, Heitmann K, Matthes J (2006c) *Prioritäre Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie. Datenblatt Lindan (gamma-HCH)*. Fachbericht 18, Umweltbundesamt (UBA). Online: <http://www.umweltdaten.de/wasser/themen/stoffhaushalt/lindan.pdf>.
- Hock B, Elstner E (Hrsg.) (2005) *Plant Toxicology*. Marcel Dekker, New York, 4. Aufl.
- Hooke R (2000) *On the history of humans as geomorphic agents*. *Geology* 28(9):843–846. doi:10.1130/0091-7613(2000)28<843:OTHOHA>2.0.CO
- Horritt M, Bates P (2002) *Evaluation of 1D and 2D numerical models for predicting river flood inundation*. *Journal of Hydrology* 268:87–99. doi:10.1016/S0022-1694(02)00121-X.
- Horsten T, Krahe P, Nilson E, Belz J, Ebner von Eschenbach AD, Larina M (2011) *Änderungen von Wasserhaushaltskomponenten im Elbegebiet – Herausforderungen und Lösungsansätze*. In: Bundesministerium für Verkehr BuS (Hrsg.), *Tagungsband KLIWAS. Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserstraßen und Schifffahrt in Deutschland. 2. Statuskonferenz am 25. und 26. Oktober 2011, BMVBS, Berlin*. BMVBS, Bonn, 93–97. Online: http://www.kliwas.de/cln_033/nn_843726/KLIWAS/DE/Service/Downloads/Publikationen/tagungsband_oktober_2011_berlin,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/tagungsband_oktober_2011_berlin.pdf.
- Horwitz W, Latimer G (Hrsg.) (1998) *Official Methods of Analysis of AOAC INTERNATIONAL*. AOAC INTERNATIONAL, 16. Aufl.
- Hough R (2002) *Applying Models of Trace Metal Transfer to Risk Assessment*. Dissertation, University of Nottingham, Nottingham.
- Hough R, Young S, Crout N (2003) *Modelling of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn uptake, by winter wheat and forage maize, from a sewage disposal farm*. *Soil Use and Management* 19:19–27. doi:10.1079/SUM2002157.
- Hough R, Breward N, Young S, Crout N, Tye A, Moir A, Thornton I (2004) *Assessing Potential Risk of Heavy Metal Exposure from Consumption of Home-Produced Vegetables by Urban Populations*. *Environmental Health Perspectives* 112(2):215–221. doi:10.1289/ehp.5589.
- Hütter L (1994) *Wasser und Wasseruntersuchung*. Salle & Sauerländer, 6. Aufl.
- Hufschmidt G, Crozier M, Glade T (2005) *Evolution of natural risk: research framework and perspectives*. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 5(3):375–387. doi:10.1684-9981/nhess/2005-5-375.
- Hughes A, Bowles D, Morris M (2009) *Scoping study for a guide to risk assessment of reservoirs*. Report: SC070087/R1. Environment Agency, Bristol. Online: <http://publications.environment-agency.gov.uk/pdf/SCHO1209BRPT-e-e.pdf>.
- Hulshof K, Ocke M, van Rossum C, Buurma-Rethans E, Brants H, Drijvers J, ter Doest D (2003) *Resultaten van de voedselconsumptiepeiling 2003*, Bd. 350030002 von *RIVM report*. Rijksinstituut voor

- Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven.
- Hunt A, Johnson D, Thornton I, Watt J (1993) *Apportioning the sources of lead in house dusts in the London borough of Richmond, England*. The Science of The Total Environment 138(1–3):183–206. doi:10.1016/0048-9697(93)90414-2.
- Hunter N, Bates P, Horritt M, Wilson M (2007) *Simple spatially-distributed models for predicting flood inundation: A review*. Geomorphology 90(3–4):208–225. doi:10.1016/j.geomorph.2006.10.021.
- Huntingdon S, MacDougall K (2002) *Flood risk*. In: Fleming G (Hrsg.), *Flood Risk Management: learning to live with rivers*. Thomas Telford, London, 27–50.
- IAEA (2007) *IAEA safety glossary. Terminology used in nuclear safety and radiation protection*. International Atomic Energy Agency (IAEA), Wien. Online: http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1290_web.pdf.
- ICE (2001) *Learning to live with rivers. Final report of the Institution of Civil Engineers' Presidential Commission to Review the Technical Aspects of Flood Risk Management in England and Wales*. Institution of Civil Engineers (ICE), London.
- IFA (2010) *Liste der krebserzeugenden, erbgutverändernden oder fortpflanzungsgefährdenden Stoffe (KMR-Liste)*. Institut für Arbeitsschutz (IFA) der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung (DGUV), Sankt Augustin.
- IFA (2012) *GESTIS-Stoffdatenbank: Gefahrstoffinformationssystem der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung*. Institut für Arbeitsschutz der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung (IFA), Sankt Augustin. Online: [http://gestis.itrust.de/nxt/gateway.dll/gestis_de/000000.xml?f=templates\\$fn=default.htm\\$3.0](http://gestis.itrust.de/nxt/gateway.dll/gestis_de/000000.xml?f=templates$fn=default.htm$3.0). (22.02.2010).
- Ilme W (1994) *Allgemeines Modell zur Quantifizierung der Exposition des Menschen durch kontaminierte Böden*. Shaker Verlag, Aachen.
- IPCS (2001) *Glossary of exposure assessment-related terms: a compilation*. Fachbericht, Exposure Terminology Subcommittee of the International Programme on Chemical Safety (IPCS) Exposure Assessment Planning Workgroup.
- IPCS (2010) *Inventory of IPCS and other WHO pesticide evaluations and summary of toxicological evaluations performed by the JMPR through 2010*. World Health Organization, Genf, 10. Aufl. Online: http://www.who.int/foodsafety/chem/jmpr/publications/pesticide_inventory_report_2010.pdf. WHO/PCS/06.2.
- ISDR (2004) *Terminology of disaster risk reduction*. United Nations International Strategy for Disaster Reduction (UNISDR). Online: <http://www.unisdr.org/eng/library/lib-terminology-eng%20home.htm>.
- ISO 31000 (2009) *Risk management – Principles and guidelines*. International Organization for Standardization.
- ISO/IEC Guide 51 (1999) *Safety aspects – Guidelines for their inclusion in standards*. International Organization for Standardization/International Electrotechnical Commission, Geneva, 2. Aufl.
- ISO/IEC Guide 73 (2009) *Risk management – Vocabulary*. International Organization for Standardization/International Electrotechnical Commission, Geneva.
- IUPAC (2006) *Atomic weights of the elements 2005 (IUPAC Technical Report)*. Pure and Applied Chemistry 78:2051–2066. doi:10.1351/pac200678112051.
- IUPAC (2007) *Periodic Table of the Elements*. Fachbericht, International Union of Pure and Applied Chemistry. Online: http://old.iupac.org/reports/periodic_table/IUPAC_Periodic_Table-22Jun07b.pdf.
- Jager D, Hamers T (1997) *Estimation methods for bioaccumulation in risk assessment of organic chemicals*, Bd. 679102013 von *RIVM report*. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven.
- Jongejan R (2008) *How safe is safe enough? The government's response to industrial and flood risks*. Dissertation, Technische Universiteit Delft, Delft.
- Jonkman S (2007) *Loss of life estimation in flood risk assessment. Theory and applications*. Dissertation, Technische Universiteit Delft, Delft.

- Karickhoff S (1981) *Semi-empirical estimation of sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments and soils*. Chemosphere 10(8):833–846. doi:10.1016/0045-6535(81)90083-7.
- Kiekens L (1999) *Zink*. In: Alloway B (Hrsg.), *Schwermetalle in Böden. Analytik, Konzentrationen, Wechselwirkungen*. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 309–331.
- Kirch W, Menne B, Bertollini R (Hrsg.) (2005) *Extreme Weather Events and Public Health Responses*. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.
- Klimanek EM, Schulz E, Lehmann J (1999) *Rückstände aus der Lindanproduktion in der Muldeae*. In: GmbH UULH (Hrsg.), *Jahresbericht 1998–1999*. UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Leipzig, 130–135.
- Klimanek EM, Lehmann J, Schulz E (2000) *Untersuchungen zur in-situ-Sanierung von β -HCH belasteten Böden der Muldeae*. In: Friese K, Witter B, Miehl G, Rode M (Hrsg.), *Stoffhaushalt von Auenökosystemen, Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen*. Springer, Heidelberg, Berlin, New York, 289–300.
- Knoche H, Brandt P, Viereck-Götte L, Böken H (1999) *Schwermetalltransfer Boden-Pflanze. Ergebnisse der Auswertungen hinsichtlich der Königswasser- und Ammoniumnitrat-Extraktion anhand der Datenbank TRANSFER*, Bd. 11/99 von UBA-Texte. Umweltbundesamt (UBA), Berlin.
- Koch R (1995) *Umweltchemikalien. Physikalisch-chemische Daten, Toxizitäten, Grenz- und Richtwerte, Umweltverhalten*. VCH, Weinheim, 3. Aufl.
- Konietzka R, Dieter H (1998) *Ermittlung gefahrenbezogener chronischer Schadstoffdosen zur Gefahrenabwehr beim Wirkungspfad Boden-Mensch*. In: Rosenkranz D, Bachmann G, König W, Einsele G (Hrsg.), *Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser*. Erich Schmidt Verlag, Berlin, Kz. 3530. 27. Lfg. X/98.
- Krausmann E, Mushtaq F (2008) *A qualitative Natech damage scale for the impact of floods on selected industrial facilities*. Natural Hazards 46(2):179–197. doi:10.1007/s11069-007-9203-5.
- Krausmann E, Fendler R, Baranzini D (2009) *Natech risk reduction in OECD Member Countries*. Präsentation, European Commission Joint Research Centre. Online: http://nexus-idrim.net/idrim09/Kyoto/E_Krausmann.pdf.
- Krausmann E, Renzi E, Campedel M, Cozzani V (2011) *Industrial accidents triggered by earthquakes, floods and lightning: lessons learned from a database analysis*. Natural Hazards 59(1):179–197. doi:10.1007/s11069-011-9754-3.
- Kürbiß B (2008) *Responsible Care. Arbeitssicherheit und Umweltschutz in Chemieanlagen*. Europa-Lehrmittel, Haan-Gruiten.
- Krems C, Bauch A, Götz A, Heuer T, Hild A, Möseneder J, Brombach C (2006) *Methoden der Nationalen Verzehrsstudie II*. Ernährungs-Umschau 52:44–50.
- Krüger F, Schwartz R, Kunert M, Friese K (2006) *Methods to calculate sedimentation rates of floodplain soils in the middle region of the Elbe River*. Acta hydrochimica et hydrobiologica 34(3):175–187. doi:10.1002/ahch.200400628.
- Krüger G, Barkowski D (2006) *Transborder Soil Quality Map (TSQM) Grenzüberschreitende Bodenbelastungskarte Deutschland/Niederlande – Teil II: Methode NRW*. Fachbericht, IFUA-Projekt-GmbH, Bielefeld.
- Krüger G, Bleier M (2006) *Digitale Bodenbelastungskarte Krefeld (Außenbereich) – Abschlussbericht*. Fachbericht, IFUA-Projekt-GmbH, Bielefeld.
- Krischok A (1988) *AGAPE – Ein Modell zur Abschätzung des Gefährdungspotentials atlastenverdächtiger Flächen*. In: Brandt E (Hrsg.), *Atlasten. Untersuchung, Sanierung, Finanzierung*. ???Verlag, Taunusstein, 51–56.
- Kroes R (1995) *Toxicity Testing and Human Health*. In: van Leeuwen C, Hermens J (Hrsg.), *Risk Assessment of Chemicals: An Introduction*. Kluwer, Dordrecht, Boston, London, 147–174.
- Kundzewicz Z (2005) *Is the Frequency and Intensity of Flooding Changing in Europe?* In: Kirch W, Menne B, Bertollini R (Hrsg.), *Extreme Weather Events and Public Health Responses*. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 25–32. doi:10.1007/3-540-28862-7_3.

- Kundzewicz Z, Kundzewicz W (2005) *Mortality in Flood Disasters*. In: Kirch W, Menne B, Bertollini R (Hrsg.), *Extreme Weather Events and Public Health Responses*. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 197–206. doi:10.1007/3-540-28862-7_19.
- LABO (1998a) *Eckpunkte zur Gefahrenbeurteilung des Wirkungspfades Bodenverunreinigungen/Altlasten-Pflanze*. In: Rosenkranz D, Bachmann G, König W, Einsele G (Hrsg.), *Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser*. Erich Schmidt Verlag, Berlin, Kz. 9009. Lfg. XII/98.
- LABO (1998b) *Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden*. Fachbericht, Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO). 2. überarbeitete und ergänzte Auflage.
- LABO (2003a) *Geostatistische und statistische Methoden und Auswerteverfahren für Geodaten mit Punkt- bzw. Flächenbezug: Abschlussbericht Teil 1: Grundlagen*. Fachbericht, Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO).
- LABO (2003b) *Geostatistische und statistische Methoden und Auswerteverfahren für Geodaten mit Punkt- bzw. Flächenbezug: Abschlussbericht Teil 3: Empfehlungen für die Anwendung statistischer und geostatistischer Methoden zur flächenbezogenen Auswertung von Daten über Stoffgehalte in Böden*. Fachbericht, Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO).
- LABO (2003c) *Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden*. Fachbericht, Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO). 3. überarbeitete und ergänzte Auflage.
- LAGA (2004) *Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen, Technische Regeln*, Bd. 20 von *Mitteilung der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall*. Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA), Mainz.
- Lanphear B, Weitzman M, Winter N, Eberly S, Yakir B, Tanner M, Emond M, Matte T (1996) *Lead-contaminated house dust and urban children's blood lead levels*. *American Journal of Public Health* 86(10):1416–1421.
- Lanphear B, Matte T, Rogers J, Clickner R, Dietz B, Borschein R, Succop P, Mahaffey K, Dixon S, Galke W, Rabinowitz M, Farfel M, Rohde C, Schwartz J, Ashley P, Jacobs D (1998) *The Contribution of Lead-Contaminated House Dust and Residential Soil to Children's Blood Lead Levels: A Pooled Analysis of 12 Epidemiologic Studies*. *Environmental Research* 79(1):51–68. doi:10.1006/enrs.1998.3859.
- Lanphear B, Succop P, Roda S, Henningsen G (2003) *The Effects of Soil Abatement on Blood Lead Levels in Children Living Near a Former Smelting and Mining Operation*. *Public Health Reports* 118:83–91.
- LAWA (1994) *Empfehlungen für die Erkundung, Bewertung und Behandlung von Grundwasserschäden*. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA).
- LAWA (2003) *Ermittlung von Stoff-Frachten in Fließgewässern: Probenahmestrategien und Berechnungsverfahren*. Kulturbuch-Verlag, Berlin. (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser).
- Legind C, Trapp S (2009) *Modeling the exposure of children and adults via diet to chemicals in the environment with crop-specific models*. *Environmental Pollution* 157:778–785. doi:10.1016/j.envpol.2008.11.021.
- Lepow M, Bruckman L, Rubino R, Markowitz S, Gillette M, Kapish J (1974) *Role of Airborne Lead in Increased Body Burden of Lead in Hartford Children*. *Environmental Health Perspectives* 7:99–102.
- Lepow M, Bruckman L, Gillette M, Markowitz S, Robino J R Kapish (1975) *Investigations into sources of lead in the environment of urban children*. *Environmental Research* 10(3):415–426. doi:10.1016/0013-9351(75)90037-7.
- Leuthold M (2007) *Vorsorgeplanung als wichtiger Baustein der Risikobehandlung*. *Professional Computing* 1:17–19.
- LfU-BW (2005) *Festlegung des Bemessungshochwassers für Anlagen des technischen Hochwasserschutzes (Leitfaden)*. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- LfU-ST (2002) *Schadstoffbelastung in Hochwassersedimenten (Schlussbericht)*. Fachbericht, Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (LfU), Halle. Online: http://www.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Elementbibliothek/Bibliothek_Politik_und_Verwaltung/Bibliothek_LAU/Bodenschutz/

- Informationssysteme/Dateien/Schlussbericht.pdf.
- LfUG (2000) *Sachstandsbericht: Die Schwermetallgehalte der Böden im Raum Ehrenfriedersdorf – Geyer für die Bewertung der Gefährdungspfade Boden – Mensch, Boden – Nutzpflanze und Boden – Sickerwasser nach Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV)*. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG), Dresden. Online: http://www.smul.sachsen.de/umwelt/download/boden/ehf_beri.pdf. (24.02.2010).
- LfUG (2001) *Sachstandsbericht: Die Schwermetallgehalte der Böden des Freiburger Raumes für die Bewertung der Gefährdungspfade Boden – Mensch, Boden – Nutzpflanze und Boden – Grundwasser nach Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV)*. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG), Dresden. Online: http://www.smul.sachsen.de/umwelt/download/boden/fg_beri.pdf. (24.02.2010).
- LfUG (2002a) *Bewertung der Gewässerbelastung im Elbeinzugsgebiet. August-Hochwasser 2002*. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG), Dresden.
- LfUG (2002b) *Sachstandsbericht: Die Schwermetallgehalte der Böden im Raum Schneeberg – Aue – Schwarzenberg – Johanngeorgenstadt für die Bewertung der Gefährdungspfade Boden – Mensch, Boden – Nutzpflanze und Boden – Sickerwasser nach Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV)*. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG), Dresden. Online: http://www.smul.sachsen.de/umwelt/download/boden/schn_beri.pdf. (24.02.2010).
- LfUG (2003) *Detailuntersuchung*, Bd. 7 von *Handbuch zur Altlastenbehandlung*. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG), Dresden. (Aktualisiert Juni 2006).
- LfUG (2005) *Grundwasser–Altlasten–Aktuell*. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG), Dresden.
- LfUG (2006) *Handlungsempfehlungen für die Umsetzung des Bodenschutzrechtes in Gebieten mit großflächig erhöhten Schadstoffgehalten*. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG), Dresden. Materialien Bodenschutz.
- LfULG (2008) *Auenmessprogramm des Freistaates Sachsen: Untersuchung der Auenböden der Elbe und des Muldensystems auf Arsen und Schwermetalle*. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG), Dresden. Online: http://www.smul.sachsen.de/umwelt/download/boden/auen_endber.pdf. (24.02.2010).
- LfULG (2009a) *Übersichtskarte der Feststoffinhalte in Böden des Freistaates Sachsen: Blei im Unterboden*. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG), Dresden. Online: http://www.smul.sachsen.de/umwelt/download/boden/laga_pb.pdf. (24.10.2012).
- LfULG (2009b) *Geochemische Übersichtskarte des Freistaates Sachsen: Blei im Oberboden*. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG), Dresden. Online: http://www.smul.sachsen.de/umwelt/download/boden/pb_400_OB.pdf.
- LHW (2012) *Messnetz des Landesbetriebes für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt. Teil Oberirdische Gewässer (Pegelverzeichnis)*. Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW), Magdeburg. Online: http://www.hochwasservorhersage.sachsen-anhalt.de/html/wissenswertes/pegelverzeichnis_lhw.pdf.
- Li J, Gerzabek M, Mück K (1994) *An experimental study on mass loading of soil particles on plant surfaces*. Die Bodenkultur 45(1):15–24.
- Li N, Wania F, Lei Y, Daly G (2003) *A comprehensive and critical compilation, evaluation, and selection of physical-chemical property data for selected polychlorinated biphenyls*. Journal of Physical and Chemical Reference Data 32(4):1545–1590. doi:10.1063/1.1562632.
- Liedtke H (1995) *Oberflächenformen*. In: Liedtke H, Marcinek J (Hrsg.), *Physische Geographie Deutschlands*, Perthes Geographie Kolleg, Perthes, Gotha, 121–130.
- Liedtke H, Marcinek J (1995) *Das Norddeutsche Tiefland*. In: Liedtke H, Marcinek J (Hrsg.), *Physische Geographie Deutschlands*, Perthes Geographie Kolleg, Perthes, Gotha, 221–262.
- Lijzen J, Baars A, Otte P, Rikken M, Swartjes F, Verbruggen E, van Wezel A (2001) *Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater. Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater*, Bd. 711701023 von *RIVM report*. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven.

- Lindemann M, Blaß W (2007) *DDT*. In: *Römpf Online*. Thieme, Stuttgart, RD-04-00214. Version 3.6.
- Lindtner O (2006) *Probabilistische Expositionsschätzung – Chance für die Risikobewertung von Schadstoffen in Lebensmitteln?* Vortrag, Bundesinstitut für Risikobewertung, Berlin. Online: http://www.bfr.bund.de/cm/343/probabilistische_expositionsschaetzung_chance_fuer_die_risikobewertung_von_schadstoffen_in_lebensmitteln.pdf.
- Lippmann M (Hrsg.) (2009) *Environmental toxicants: human exposures and their health effects*. Wiley, Hoboken, 3. Aufl.
- LOBA-NRW (1994) *Abschlußbetriebspläne für Tagesanlagen. Rundverfügung des LOBA vom 27.07.1994*. LOBA-NRW, Dortmund.
- Loos M, Schipper A, Schlink U, Strebek K, Ragas A (2010) *Receptor-oriented approaches in wildlife and human exposure modelling: A comparative study*. *Environmental Modelling & Software* 25(4):369–382. doi:10.1016/j.envsoft.2009.10.006.
- Lu F, Sielken RJ (1991) *Assessment of safety/risk of chemicals: inception and evolution of the ADI and dose-response modeling procedures*. *Toxicology Letters* 59(1–3):5–40.
- LUA-BB (2000) *Die Bodenbelastung brandenburgischer Haus- und Kleingärten durch Schadstoffe*, Bd. 48 von *Fachbeiträge des Landesumweltamtes*. Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam.
- LUA-BB (2002) *Das Elbehochwasser im Sommer 2002. Bericht des Landesumweltamtes Brandenburg im November 2002*, Bd. 73 von *Fachbeiträge des Landesumweltamtes Brandenburg*. Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam. Online: <http://www.brandenburg.de/land/mlur/service/berichte/elbeh02.pdf>.
- LUA-BB (2003) *Untersuchung und Bewertung von alllastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen. Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier*, Bd. 2 von *Bodenschutz und Alllastenbearbeitung*. Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam.
- LUA-BB (2005) *Bodenschutzsymposium 2005: Gebiete mit großflächig siedlungsbedingt erhöhten Schadstoffgehalten. Erfassen – Bewerten – Handeln*, Bd. 53 von *Studien und Tagungsberichte des Landesumweltamtes*. Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam.
- LUA-BB (2010) *Leitfaden Detailuntersuchung für den Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze*, Bd. 4.1 von *Materialien zur Alllastenbearbeitung im Land Brandenburg*. Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam. Online: http://www.mugv.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.2334.de/lua_bd_4_1.pdf.
- LUA-NRW (1992) *ISAL – Bewertungsverfahren zur Prioritätenermittlung. Verdachtsflächen rüstungs- und kriegsbedingter Alllasten in NRW (Schwerpunkt1900–1930)*, Bd. 5 von *Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Alllasten*. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen.
- LUA-NRW (2001) *Verzehrsstudie in Kleingärten im Rhein-Ruhrgebiet*, Bd. 14 von *Materialien zur Alllastensanierung und zum Bodenschutz*. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen.
- LUA-NRW (2005) *Karten der Schwermetallgehalte in Oberböden Nordrhein-Westfalens*, Bd. 21 von *Materialien zur Alllastensanierung und zum Bodenschutz*. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen.
- LUA-NRW (2006) *Handlungsempfehlungen zu Maßnahmen der Gefahrenabwehr bei schädlichen stofflichen Veränderungen in der Landwirtschaft*, Bd. 55 von *LUA-Merkblatt*. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen.
- Luther J, Schanze J (2009a) *Exploring and evaluating futures of riverine flood risk systems – the example of the Elbe River*. In: *Flood Risk Management – Research and Practice. Proceedings of the European Conference on Flood Risk Management (FLOODrisk 2008), Oxford, UK, 30 September – 2 October 2008*. CRC Press, Taylor & Francis, Boca Raton, London, New York, 1753–1763.
- Luther J, Schanze J (2009b) *Futures for the flood risk system of the Elbe River*. FLOODsite-Report T14-09-04, FLOODsite-Consortium. Online: http://www.floodsite.net/html/partner_area/project_docs/T14_09_04_RO_Elbe_v2_0_P46.pdf.
- LUWG-RLP (1997) *Orientierungswerte für die abfall- und wasserwirtschaftliche Beurteilung*, Bd. 2 von *ALEX-Merkblätter der Zentralen Expertengruppe Alllasten*. Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz (LUWG-RLP), Oppenheim.

- LWA-NRW (1987) *Untersuchung und Beurteilung von Abfällen, Teil 2*, Bd. 11 von *Abfallwirtschaft NRW*. Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen (LWA-NRW), Düsseldorf.
- LWA-NRW (1989) *Leitfaden zur Grundwasseruntersuchung bei Altablagerungen und Altstandorten*, Bd. 7/89 von *LWA-Materialien*. Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen (LWA-NRW), Düsseldorf.
- Mackay D, Shiu W, Ma KC, Lee S (2006a) *Handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals. Halogenated Hydrocarbons*, Bd. 2. CRC Press, Taylor & Francis, Boca Raton, London, New York, 2. Aufl.
- Mackay D, Shiu W, Ma KC, Lee S (2006b) *Handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals. Introduction and Hydrocarbons*, Bd. 1. CRC Press, Taylor & Francis, Boca Raton, London, New York, 2. Aufl.
- Mackay D, Shiu W, Ma KC, Lee S (2006c) *Handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals. Nitrogen and Sulfur Containing Compounds and Pesticides*, Bd. 4. CRC Press, Taylor & Francis, Boca Raton, London, New York, 2. Aufl.
- Mackay D, Shiu W, Ma KC, Lee S (2006d) *Handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals. Oxygen Containing Compounds*, Bd. 3. CRC Press, Taylor & Francis, Boca Raton, London, New York, 2. Aufl.
- Maddaloni M, Lolocono N, Manton W, Blum C, Drexler J, Graziano J (1998) *Bioavailability of soilborne lead in adults, by stable isotope dilution*. *Environmental Health Perspectives* 106(6):1589–1594.
- Madle S, Broschinski L, Mosbach-Schulz O, Schöning G, Schulte A (2003) *Zur aktuellen Risikobewertung von Acrylamid in Lebensmitteln*. *Bundesgesundheitsblatt* 46:405–415.
- Maibach H, Feldman R, Milby T, Serat W (1971) *Regional variation in percutaneous penetration in man. Pesticides*. *Journal of Occupational and Environmental Medicine* 23(3):208–211.
- Maniak U (2001) *Wasserwirtschaft. Einführung in die Bewertung wasserwirtschaftlicher Vorhaben*. VDI-Buch. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.
- Manz M, Wenzel KD, Dietze U, Schüürmann G (2001) *Persistent organic pollutants in agricultural soils of central Germany*. *The Science of The Total Environment* 227(1–3):187–198. doi: 10.1016/S0048-9697(00)00877-9.
- Marcinek J, Schmidt KH (1995) *Gewässer und Grundwasser*. In: Liedtke H, Marcinek J (Hrsg.), *Physische Geographie Deutschlands*, Perthes Geographie Kolleg. Perthes, Gotha, 131–155.
- Mathews T, Bracke R (1996) *Überblick über Bewertungsverfahren zur Gefährdungsabschätzung*. In: *Müll-Handbuch*, Lfg. 1/96. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 4322.
- Mathews T, Fischer A, Exner S, Eikmann T (1998) *ECORISK-Verfahren zur Expositions- und Risikoabschätzung in der Gefährdungsabschätzung und Sanierungsplanung von Altlasten. Teil I: Allgemeiner Überblick über die Systematik des Verfahrens*. *Umweltmedizinische Forschung & Praxis* 3(3):156–167.
- Mathews T, Fischer A, Exner S, Eikmann T (1999) *ECORISK-Verfahren zur Expositions- und Risikoabschätzung in der Gefährdungsabschätzung und Sanierungsplanung von Altlasten. Teil II: Ableitung von Sanierungszielwerten mittels probabilistischer Methoden*. *Umweltmedizinische Forschung & Praxis* 4:289–300.
- Matthes P, Scheibler L, Häntze W (1992) *Die Grundwasserressourcen im östlichen Teil des Landkreises Bitterfeld und die Möglichkeiten ihrer Nutzung für die Wasserversorgung*. In: Hille J, Ruske R, Scholz R, Walkow F (Hrsg.), *Bitterfeld: Modellhafte ökologische Bestandsaufnahme einer kontaminierten Industrieregion*, Bd. 10 von *Schadstoffe und Umwelt*. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 93–102.
- Matzath E (1993) *Anwesenheitszeiten sowie Anbau- und Verzehrsgewohnheiten von Kleingärtnern am Beispiel der Kleingartenanlage Gelsenkirchen-Süd*. Unveröffentlichte Studie, Fachgebiet Arbeitssicherheit und Umweltmedizin der Bergischen Universität Gesamthochschule Wuppertal, Wuppertal.
- McKone T (1993) *CalTOX, a multimedia total exposure model for hazardous-waste sites. Part 1, Executive summary*. Technical report, Lawrence Livermore National Laboratory, Livermore. doi:10.2172/139702. Online: <http://www.osti.gov/energycitations/servlets/purl/139702-bV56m8/>. UCRL-

- CR-111456-Pt.1.
- McKone T (2002) *CalTOX. A multimedia total exposure model spreadsheet user's guide. Version 4.0(Beta)*. Technical report, Ernest Orlando Lawrence Berkeley National Laboratory, Berkeley. doi:10.2172/803756. Online: <http://www.osti.gov/energycitations/servlets/purl/803756-aXAWCB/native/LBNL-47399>.
- McLachlan M (1991) *Die Anreicherung von PCDD/F in Nahrungsketten – Wissensstand November 1991*. Organohalogen Compounds 6(1):183–211.
- McMillan H, Brasington J (2007) *Reduced complexity strategies for modelling urban floodplain inundation*. Geomorphology 90(3–4):226–243. doi:10.1016/j.geomorph.2006.10.031.
- Meiler H, Plagemann R, Saring U, Uhlig S (2003) *Überprüfung von Methoden des Anhanges 1 der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) zur Beurteilung der Bodenqualität*, Bd. 37/03 von *Texte*. Umweltbundesamt, Berlin.
- Meinel G, Herold H, Hecht R (2006) *Automatische Ableitung siedlungsstruktureller Grundlagendaten auf Basis digitaler Bildverarbeitung, GIS und räumlicher Statistik*. In: *Angewandte Geoinformatik 2006. Beiträge zum 18. AGIT-Symposium Salzburg*. Heidelberg, 423–429.
- Meinel G, Herold H, Hecht R (2007) *Gebäudebasierte, vollautomatische Erhebung und Analyse der Siedlungsstruktur – Grundlage für ein Monitoring und die Bewertung der Siedlungsentwicklung*. In: *REAL CORP 2007, Tagungsband*. Wien, 815–824. Online: http://www.corp.at/corp_relaunch/papers_txt_suche/corp2007_HEROLD.pdf. (27.02.2009).
- Mekel O (1996) *Anbau und Verzehr von Obst und Gemüse bundesdeutscher Kleingärtner im Hinblick auf Expositions- und Risikoabschätzungen*. Cuvillier Verlag, Göttingen.
- Mekel O, Nolte E, Fehr R (2004a) *Quantitative Risikoabschätzung – Exemplarische QRA: Wohnen auf einer Altlast*, Bd. 52 von *Materialien „Umwelt und Gesundheit“*. Landesinstitut für den Öffentlichen Gesundheitsdienst des Landes Nordrhein-Westfalen, Bielefeld.
- Mekel O, Nolte E, Fehr R (2004b) *Quantitative Risikoabschätzung – Sachstand und Entwicklungsperspektiven*, Bd. 51 von *Materialien „Umwelt und Gesundheit“*. Landesinstitut für den Öffentlichen Gesundheitsdienst des Landes Nordrhein-Westfalen, Bielefeld.
- Mekel O, Ziele S, Fehr R (2004c) *Quantitative Risikoabschätzung – Vergleichende Risikoabschätzung und Prioritätensetzung*, Bd. 56 von *Materialien „Umwelt und Gesundheit“*. Landesinstitut für den Öffentlichen Gesundheitsdienst des Landes Nordrhein-Westfalen, Bielefeld.
- Mekel O, Mosbach-Schulz O, Schümann M, Okken PK, Peters C, Herrmann J, Hehl O, Bubenheim M, Fehr R, Timm J (2007a) *Evaluation von Standards und Modellen zur Expositionsabschätzung: Teil 1 Grundlagen der bevölkerungsbezogenen Expositionsmodellierung*, Bd. 02/07 von *WaBoLu-Hefte*. UBA, Dessau-Roßlau.
- Mekel O, Mosbach-Schulz O, Schümann M, Okken PK, Peters C, Herrmann J, Hehl O, Bubenheim M, Fehr R, Timm J (2007b) *Evaluation von Standards und Modellen zur Expositionsabschätzung: Teil 2 Empfehlungen für Expositions-faktoren*, Bd. 03/07 von *WaBoLu-Hefte*. UBA, Dessau-Roßlau.
- Mekel O, Mosbach-Schulz O, Schümann M, Okken PK, Peters C, Herrmann J, Hehl O, Bubenheim M, Fehr R, Timm J (2007c) *Evaluation von Standards und Modellen zur Expositionsabschätzung: Teil 3 Szenarien*, Bd. 04/07 von *WaBoLu-Hefte*. UBA, Dessau-Roßlau.
- Mengel K (1991) *Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze*. Gustav Fischer, Jena, 7. Aufl.
- Merz B (2006) *Hochwasserrisiken: Grenzen und Möglichkeiten der Risikoabschätzung*. Schweizerbart, Stuttgart.
- Merz B, Hall J, Disse M, Schumann A (2010) *Fluvial flood risk management in a changing world*. Natural Hazards and Earth System Sciences 10(3):509–527. doi:10.5194/nhess-10-509-2010.
- Merz B, Bittner R, Grünewald U, Piroth K (Hrsg.) (2011) *Management von Hochwasserrisiken*. Schweizerbart, Stuttgart.
- Meyer V, Scheuer S, Haase D (2009) *A multicriteria approach for flood risk mapping exemplified at the Mulde river, Germany*. Natural Hazards 48(1):17–39. doi:10.1007/s11069-008-9244-4.
- Meyer V, Kuhlicke K, Luther L, Unnerstall H, Fuchs S, Priest S, Pardoe J, McCarthy S, Dorner W, Seidel J, Serrhini K, Palka G (Hrsg.) (2011) *RISK MAP. Improving Flood Risk Maps as a Means to Foster*

- Public Participation and Raising Flood Risk Awareness: Toward Flood Resilient Communities. CRUE Research Final Report.* CRUE Funding Initiative on Flood Resilience. Online: http://risk-map.org/outcomes/CRUE_RiskMap_FinalReport_final.pdf/at_download/file.
- Mielke H, Reagan P (1998) *Soil is an Important Pathway of Human Lead Exposure.* Environmental Health Perspectives 106(Supplement 1):217–229.
- Mielke H, Gonzales C, Powell E, Jartun M, Mielke Jr P (2007) *Nonlinear association between soil lead and blood lead of children in metropolitan New Orleans, Louisiana: 2000–2005.* Science of the Total Environment 388(1–3):43–53. doi:10.1016/j.scitotenv.2007.08.012.
- Müller U (2010a) *Hochwasserrisikomanagement: Theorie und Praxis.* Vieweg + Teubner, Wiesbaden. doi:10.1007/978-3-8348-9729-9.
- Müller U (2010b) *Wissensstand und offene Fragen zur Umsetzung der EG-Hochwasserrisikomanagementrichtlinie.* Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 54(3):179–191.
- Morgan M, Henrion M (1990) *Uncertainty. A Guide to Dealing with Uncertainty in Quantitative Risk and Policy Analysis.* Cambridge University Press, Cambridge.
- Morrow H (2001) *Cadmium and Cadmium Alloys.* In: Kirk R, Othmer D, Kroschwitz J (Hrsg.), *Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology.* Wiley, New York, 5. Aufl, 471–507.
- Moulin C, Ben Slama E (1998) *The two-dimensional transport module SUBIEF. Applications to sediment transport and water quality processes.* Hydrological Processes 12:1183–1195.
- Märker B, Urhahn T, Ballschmiter K (2000) *Regionale Verteilungsmodelle für Chemikalien im Vergleich,* Bd. 172 von *Arbeitsberichte der Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg.* Akademie für Technikfolgenabschätzung, Stuttgart.
- Märker B, Eckerle M, Dreisbusch C, Ballschmiter K (2001) *Ein regionales Verteilungsmodell für ausgewählte Emissionen in Baden-Württemberg,* Bd. 186 von *Arbeitsberichte der Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg.* Akademie für Technikfolgenabschätzung, Stuttgart.
- Musall M, Oberle P, Nestmann F (2011) *Hydraulic Modelling.* In: Schumann A (Hrsg.), *Flood Risk Assessment and Management: How to Specify Hydrological Loads, Their Consequences and Uncertainties.* Springer, Dordrecht, Heidelberg, London, 187–209.
- Naumann T, Nikolowski J, Golz S (2009) *Synthetic depth-damage functions – a detailed tool for analysing flood resilience of building types.* In: Pasche E, Evelpidou N, Zevenbergen C, Ashley R, Garvin S (Hrsg.), *Road Map Towards a Flood Resilient Urban Environment,* Bd. 6 von *Hamburger Wasserbauschriften.* 1–8.
- Naumann T, Nikolowski J, Golz S, Schinke R (2011) *Resilience and Resistance of Buildings and Built Structures to Flood Impacts – Approaches to Analysis and Evaluation.* In: Müller B (Hrsg.), *Urban Regional Resilience: How Do Cities and Regions Deal with Change?,* Bd. 2010 von *German Annual of Spatial Research and Policy.* Springer, Berlin, Heidelberg, 89–100. doi:10.1007/978-3-642-12785-4_9.
- Nestler A (2008) *Bestimmung der Messunsicherheit für die Verfahren und Methoden zur Bodenanalytik des Anhanges 1 der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung.* Dissertation, FU Berlin, Berlin. Online: http://www.diss.fu-berlin.de/diss/receive/FUDISS_thesis_000000003519.
- Neubert M, Naumann T, Deilmann C (2008) *Synthetic water level building damage relationships for GIS-supported flood vulnerability modeling of residential properties.* In: *Flood Risk Management – Research and Practice. Proceedings of the European Conference on Flood Risk Management (FLOODrisk 2008), Oxford, UK, 30 September – 2 October 2008.* CRC Press, Taylor & Francis, Boca Raton, London, New York, 1–8.
- Noonan C, Kathman S, Sarasua S, White M (2003) *Influence of environmental zinc on the association between environmental and biological measures of lead in children.* Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology 13:318–323. doi:10.1038/sj.jea.7500286.
- Nordberg G, Nogawa K, Nordberg M, Friberg L (2007) *Cadmium.* In: Nordberg G, Fowler B, Nordberg M, Friberg L (Hrsg.), *Handbook on the Toxicology of Metals.* Academic Press/Elsevier, Amsterdam, 3. Aufl, 445–486.
- NRC (1983) *Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process.* National Academy Press, Washington.

- Nuckols J, Ward M, Järup L (2004) *Using Geographic Information Systems for Exposure Assessment in Environmental Epidemiology Studies*. Environmental Health Perspectives 112(9):1007–1015. doi:10.1289/ehp.6738.
- OECD (2004) *Guidance document for the conduct of skin absorption studies*. Nr. 28 in: Series on Testing and Assessment. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris. ENV/JM/MONO(2004)2.
- Oerder M, Numberger U, Schönfeld T (1999) *Bundes-Bodenschutzgesetz. BBodSchG. Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten. Kommentar*. Boorberg, Stuttgart, München, Hannover.
- Olfert A (2008) *Guideline for ex-post evaluation of measures and instruments in flood risk management*. Floodsite report t12-07-03, FLOODsite-Konsortium. Online: http://www.floodsite.net/html/partner_area/project_docs/T12_07_03_GuidelineExPost_D12_1_V1_3_P_01.pdf.
- Olfert A, Schanze J (2007) *Methodology for ex-post evaluation of measures and instruments in flood risk management. Executive Summary*. Floodsite report t12-07-04, FLOODsite-Konsortium. Online: http://www.floodsite.net/html/partner_area/project_docs/T12_07_04_ExecPost_Evaluation_D12_1_ExecSum_V1_3_P04.pdf.
- O'Neill P (1999) *Arsen*. In: Alloway B (Hrsg.), *Schwermetalle in Böden. Analytik, Konzentrationen, Wechselwirkungen*. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 113–129.
- Osterkamp G (1991) *Altlasten und Grundwasser: ein Expertensystem zur Einschätzung und Bewertung des Gefährdungspotentials von Altablagerungen*, Bd. 8 von *Geowissenschaftliche Texte*. Schelzky und Jeep, Berlin.
- Oumeraci H (2005) *Risk-based design and safety assessment of coastal flood defences: R & D challenges*. In: Augusti G, Schuëller G, Ciampoli M (Hrsg.), *Safety and Reliability of Engineering Systems and Structures. Proceedings of the 9th International Conference on Structural Safety and Reliability (ICOSSAR)*. Millpress, Rotterdam, 2857–2871.
- Paustenbach D, Finley B, Long T (1997) *The Critical Role of House Dust in Understanding the Hazards Posed by Contaminated Soils*. International Journal of Toxicology 16(4–5):339–362. doi:10.1080/109158197227008.
- Penning-Rowsell E, Fordham M (Hrsg.) (1994) *Floods Across Europe. Flood hazard assessment, modelling and management*. Middlesex University Press, Middlesex.
- Penning-Rowsell E, Tapsell S, Wilson T (2005) *Key policy implications of the health effects of floods*. In: Kirch W, Menne B, Bertollini R (Hrsg.), *Extreme Weather Events and Public Health Responses*. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 207–223. doi:10.1007/3-540-28862-7_20.
- Pepelnik R, Niedergesäß R, Erbslöh B, Aulinger A, Prange A (2004) *Längsprofiluntersuchungen zur Beurteilung von Auswirkungen des Hochwassers vom August 2002 auf die Wasser- und Sedimentqualität der Elbe*. In: Geller W, Ockenfeld K, Böhme M, Knöchel A (Hrsg.), *Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002*. Umweltforschungszentrum Halle-Leipzig GmbH (UFZ), Magdeburg, 82–100.
- Peterson J, Langner U (1992) *Katalog der Biotoptypen und Nutzungstypen für die CIR-luftbildgestützte Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung im Land Sachsen-Anhalt*, Bd. 4/1992 von *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt*. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle.
- Plate E, Merz B, Eikenberg C (2001) *Naturkatastrophen als wissenschaftlich-technische Herausforderung*. In: Plate E, Merz B (Hrsg.), *Naturkatastrophen. Ursachen – Auswirkungen – Vorsorge*. Schweizerbart, Stuttgart, 1–45.
- Pälchen W, Greif A (1998) *Geogener Background in grundgebirgsgeprägten Einzugsgebieten der Elbe*. In: Geller W, Puncochar P, Bornhöft D, Boucek J, Feldmann H, Guhr H, Mohaupt V, Simon M, Smrtak J, Spoustova J, Uhlmann O (Hrsg.), *Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Elbe. 8. Magdeburger Gewässerschutzseminar*. Teubner, Stuttgart, Leipzig, 91–94.
- Poet T, McDougal N (2002) *Skin absorption and human risk assessment*. Chemico-Biological Interactions 140(1):19–34. doi:10.1016/S0009-2797(02)00013-3.

- Pontolillo J, Eganhouse R (2001) *The search for reliable aqueous solubility (SW) and octanol-water partition coefficient (KOW) data for hydrophobic organic compounds—DDT and DDE as a case study*, Bd. 01-4201 von *Water-Resources Investigations Report*. U.S. Geological Survey, Reston. Online: <http://pubs.usgs.gov/wri/wri014201/pdf/wri01-4201.pdf>.
- Prüß A (1994) *Einstufung mobiler Spurenelemente in Böden*. In: Rosenkranz D, Bachmann G, König W, Einsele G (Hrsg.), *Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser*. Erich Schmidt Verlag, Berlin, Kz. 3600. Lfg. 1/94.
- Prinos P (2008) *Review of flood hazard mapping*. Floodsite report t03-07-01, FLOODsite-Konsortium. Online: http://www.floodsite.net/html/partner_area/project_docs/T03_07_01_Review_Hazard_Mapping_V4_3_P01.pdf.
- Proverbs D, Soetano R (2004) *Flood Damaged Property. A Guide to Repair*. Blackwell, Oxford.
- Que Hee S, Peace B, Scott Clark C, Boyle J, Bornschein R, Hammond P (1985) *Evolution of efficient methods to sample lead sources, such as house dust and hand dust, in the homes of children*. *Environmental Research* 38(1):77–95. doi:10.1016/0013-9351(85)90074-X.
- Ragas A, Etienne R, Willsemser F, van de Meent D (1999) *Assessing Model Uncertainty for Environmental Decision Making: A Case Study of the Coherence of Independently Derived Environmental Quality Objectives for Air and Water*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18:1856–1867.
- Reagan P, Silbergeld E (1989) *Establishing a health based standard for lead in residential soils*. *Trace Substance in Environmental Health Proceedings* 23:199–237.
- Reichenauer T, Friesl-Hanl W, Edelmann E, Hofer H, Weisgram M, Müller D, Dörrle T (2011) *Arbeitshilfe Expositionsabschätzung und Risikoanalyse an kontaminierten Standorten. Endbericht zum Arbeitspaket 2 des Projektes Ätlastenmanagement 2010* (Neuausrichtung der Beurteilung und Sanierung von kontaminierten Standorten)*, Bd. REP-0351 von *REPORT*. Umweltbundesamt, Wien.
- Reifenrath W, Kammen H, Reddy G, Major M, Leach G (2008) *Interaction of hydration, aging, and carbon content of soil on the evaporation and skin bioavailability of munition contaminants*. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 71(8):486–494.
- Reimann G, Hohl D, Theile K (1992) *Beschaffenheit der Fließgewässer und Perspektiven unter gegenwärtigen und zukünftigen Einleitungsbedingungen im südlichen Sachsen-Anhalt*. In: Hille J, Ruske R, Scholz R, Walkow F (Hrsg.), *Bitterfeld: Modellhafte ökologische Bestandsaufnahme einer kontaminierten Industrieregion*, Bd. 10 von *Schadstoffe und Umwelt*. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 61–69.
- Renn O (1992) *Concepts of risk: A classification*. In: Krimská S, Golding D (Hrsg.), *Social theories of risk*. Praeger, 53–79.
- Rikken M, Lijzen J, Cornelese A (2001) *Evaluation of model concepts on human exposure. Proposals for updating the most relevant exposure routes of CSOIL*, Bd. 711701022 von *RIVM report*. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven.
- Risikokommission (2003) *Abschlussbericht der Risikokommission*. Risikokommission, Salzburg.
- RL 2000/60/EG (2000) *Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik*. Amtsblatt der Europäischen Union L 327:1–73.
- RL 2007/60/EG (2007) *Richtlinie 2007/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2007 über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken*. Amtsblatt der Europäischen Union L 288:27–34.
- RL 91/414/EWG (1991) *Richtlinie 91/414/EWG des Rates vom 15. Juli 1991 über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln*. Amtsblatt der Europäischen Union L 230:1–32.
- RL 96/61/EG (1996) *Richtlinie 96/61/EG des Rates vom 24. September 1996 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung*. Amtsblatt der Europäischen Union L 257:26–40.
- RL (EWG) 67/548 (1967) *Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften für die Einstufung, Verpackung und Kennzeichnung gefährlicher Stoffe vom 27. Juni 1967*. EG-Amtsblatt L 196 1967:1–5.

- Roberts M, Walters K (Hrsg.) (2008) *Dermal absorption and toxicity assessment*, Bd. 177 von *Drugs and the pharmaceutical sciences*. Informa Healthcare, New York, London, 2. Aufl.
- Roberts T, Gizyn W, Hutchinson T (1974) *Lead contamination of air, soil, vegetation and people in the vicinity of secondary lead smelters*. *Trace Substances in Environmental Health* 8:155–166.
- Rommel P, Rommel J, Schneider J, Schneider V (1998) *Literaturstudie zum Transfer von organischen Schadstoffen im System Boden/Pflanze und Boden/Sickerwasser*. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU), Karlsruhe.
- Rowell D (1997) *Boden. Untersuchungsmethoden und ihre Anwendungen*. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.
- Ruck A (1990) *Bodenaufnahme durch Kinder – Abschätzungen und Annahmen*. In: Rosenkranz D, Bachmann G, König W, Einsele G (Hrsg.), *Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser*. Erich Schmidt Verlag, Berlin, Kz. 3520. Lfg. V/90.
- Sachs L, Hedderich J (2006) *Angewandte Statistik. Methodensammlung mit R*. Springer, Berlin, Heidelberg, 12. Aufl.
- Safe S (2000) *Endocrine Disruptors and Human Health – Is There a Problem? An Update*. *Environmental Health Perspectives* 108(6):487–493.
- Sagunski H, Perger G (1994) *Biozide*. In: Marquardt H, Schäfer S (Hrsg.), *Lehrbuch der Toxikologie*. BI Wissenschaftsverlag, Mannheim, Leipzig, Wien, 439–480.
- Samsøe-Petersen L, Rasmussen D, Trapp S (2003) *Modellering af optagelse af organiske stoffer i groentsager og frugt*. Fachbericht, Miljøstyrelsen, Miljøministeriet. Miljøprojekt Nr. 765 2003.
- Samuels P, Gouldby B, Klijn F, Messner F, van Os A, Sayers P, Schanze J, Udale-Clarke H (2009) *Language of Risk – Project Definitions*. Floodsite report t32-04-01, FLOODsite-Konsortium. Online: http://www.floodsite.net/html/partner_area/project_docs/T32_04_01_FLOODsite_Language_of_Risk_D32_2_v5_2_P1.pdf.
- Sander B (2010) *Henry's Law Constants*. In: Linstrom P, Mallard W (Hrsg.), *NIST Chemistry WebBook, NIST Standard Reference Database Number 69*. National Institute of Standards and Technology, Gaithersburg, (Substance-ID). Online: <http://webbook.nist.gov>.
- Sandstead H, Au W (2007) *Zinc*. In: Nordberg G, Fowler B, Nordberg M, Friberg L (Hrsg.), *Handbook on the Toxicology of Metals*. Academic Press/Elsevier, Amsterdam, 3. Aufl, 925–947.
- Sangster J (1989) *Octanol-water partition coefficients of simple organic compounds*. *Journal of Physical and Chemical Reference Data* 18(3):1111–1229.
- Santella N, Steinberg L, Aguirra G (2011) *Empirical Estimation of the Conditional Probability of Natchez Events Within the United States*. *Risk Analysis* 31(6):951–968. doi:10.1111/j.1539-6924.2010.01561.x.
- Sayers P, Gouldby B, Simm J, Meadowcroft I, Hall J (2006) *Risk, Performance and Uncertainty in Flood and Coastal Defence – A Review*, Bd. FD2302/TR1 von *R&D Technical Report*. Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA), London. Online: <http://www.safecoast.org/editor/databank/File/risk,%20performance%20and%20uncertainty%20in%20flood%20defence.pdf>.
- Sayre J, Carney E, Vostal J, Pless B (1974) *House and Hand Dust As a Potential Source of Childhood Lead Exposure*. *American Journal of Diseases of Children* 127(2):167–170.
- Schanze J (2006) *Flood Risk Management – A Basic Framework*. In: Schanze J, Zeman E, Marsalek J (Hrsg.), *Flood Risk Management: Hazards, Vulnerability and Mitigation Measures*, Bd. 67 von *NATO Science Series IV Earth and Environmental Sciences*. Springer, Dordrecht, 1–20.
- Schanze J (2009a) *Flood risk management – basic understanding and integrated methodologies*. In: Schanze J (Hrsg.), *Methodologies for Integrated Flood Risk Management – Research Advances at European Pilot Sites*, Bd. T21-09-08 von *FLOODsite report*. FLOODsite-Konsortium, 3–13.
- Schanze J (2009b) *Tasks and Components of Flood Risk Management*. Präsentation im Rahmen des international teaching module floodmaster – integrated flood risk management of extreme events, TU Dresden und Dresden Flood Research Center, Dresden.

- Schanze J, Sauer A (2012) *Abschätzung möglicher Folgen des Klimawandels auf stadtreionaler Ebene*. In: Birkmann J, Schanze J, Müller P, Stock M (Hrsg.), *Anpassung an den Klimawandel durch räumliche Planung: Grundlagen, Strategien, Instrumente*, Bd. 13 von *E-Paper der ARL*. Akademie für Raumforschung und Landesplanung, Hannover, 15–28. Online: http://shop.arl-net.de/media/direct/pdf/e-paper_der_arl_nr13.pdf.
- Schanze J, Hutter G, Penning-Rowsell E, Nachtnebel HP, Meyer V, A W, Harries T, Holzmann H, Jessel B, Koeniger P, Kuhlicke C, Neuhold C, Olfert A, Parker D, Schildt A (2008) *Systematisation, evaluation and context conditions of structural and non-structural measures for flood risk reduction. FLOOD-ERA Joint Report*. Fachbericht, ERA-NET CRUE. Online: http://www.flood-era.ioer.de/files/FLOOD-ERA_Final_report.pdf.
- Schanze J, Schwarze HB R, Horlacher, Deilmann C, Rademacher S (Hrsg.) (2012a) *Veränderung und Management der Risiken extremer Hochwasserereignisse in großen Flussgebieten – am Beispiel der Elbe*. Weißensee-Verlag, Berlin. (im Erscheinen).
- Schanze J, Trümper J, Burmeister C, Pavlik D, Kruhlov I (2012b) *A methodology for dealing with regional change in integrated water resources management*. *Environmental Earth Science* 65(5):1405–1414. doi:10.1007/s12665-011-1311-6.
- Scheuplein R, Blank I (1971) *Permeability of the skin*. *Physiological Reviews* 51(4):702–747.
- Schäfer S, Elsenhans B, Forth W, Schümann K (1994) *Metalle*. In: Marquardt H, Schäfer S (Hrsg.), *Lehrbuch der Toxikologie*. BI Wissenschaftsverlag, Mannheim, Leipzig, Wien, 439–480.
- Schinke R, Neubert M, Hennersdorf J, Stodolny U, Sommer T, Naumann T (2012) *Damage estimation of subterranean building constructions due to groundwater inundation – the GIS-based model approach GRUWAD*. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 12:2865–2877. doi:10.5194/nhess-12-2865-2012.
- Schümann M (2000) *Probabilistische Modelle der Expositionsabschätzung. Möglichkeiten der Validierung und des Vergleichs am Beispiel einer Altlast mit Bodenbelastungen*. *Umweltwissenschaften und Schadstoffforschung-Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie* 12(3):170–179. doi:10.1007/BF03038064.
- Schümann M, Meckel O, Mosbach-Schulz O, Okken PK, Peters C, Bubenheim M, Hehl O, Wintermeyer D, Fehr R, Timm J (2007) *Aktualisierung der Referenzwerte für bevölkerungsbezogene Expositionsanalysen*. *Umweltmedizin in Forschung und Praxis* 12(5):276.
- Schmid W (2005) *Risk Management Down Under – Die australisch-neuseeländische Risikomanagement-Norm AS/NZS 4360*. *RISKNEWS* 2:24–28.
- Schmoltdt A (1994) *Analytik*. In: Marquardt H, Schäfer S (Hrsg.), *Lehrbuch der Toxikologie*. BI Wissenschaftsverlag, Mannheim, Leipzig, Wien, 705–713.
- Schmuck G (2010) *Exemplarische Testverfahren in der Toxikologie*. In: Vohr HW (Hrsg.), *Toxikologie. Grundlagen der Toxikologie*, Bd. 1. Wiley-VCH, Weinheim, 243–274.
- Schnabel W, Cikryt P (1992) *Untersuchung und toxikologische Bewertung der Belastung des Bodens mit halogenorganischen Substanzen und Schwermetallen im Raum Bitterfeld/Wolfen*. In: Hille J, Ruske R, Scholz R, Walkow F (Hrsg.), *Bitterfeld: Modellhafte ökologische Bestandsaufnahme einer kontaminierten Industrieregion*, Bd. 10 von *Schadstoffe und Umwelt*. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 133–144.
- Scholz R, May T, Nothbaum N, Nolteernsting E, Brockmann R, Wolff H, Deubel KH, Grossert H, Fürst C, Fürst P, Krebs D, Schlebusch H, Wagner U, Schöler H, Seeber B (1992a) *Donator-Akzeptor-Strukturen für organische Parameter und Belastungen der Einwohner des Landkreises Bitterfeld*. In: Hille J, Ruske R, Scholz R, Walkow F (Hrsg.), *Bitterfeld: Modellhafte ökologische Bestandsaufnahme einer kontaminierten Industrieregion*, Bd. 10 von *Schadstoffe und Umwelt*. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 277–285.
- Scholz R, Nothbaum N, May T, Brockmann R, Bode H, Deubel KH, Hippe U (1992b) *Klassifikation CKW-kontaminierter Flächen im Überschwemmungsgebiet der Mulde und Elbe*. In: Hille J, Ruske R, Scholz R, Walkow F (Hrsg.), *Bitterfeld: Modellhafte ökologische Bestandsaufnahme einer kontaminierten Industrieregion*, Bd. 10 von *Schadstoffe und Umwelt*. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 171–179.

- Schüürmann G, Markert B (Hrsg.) (1998) *Ecotoxicology: Ecological Fundamentals, Chemical Exposure, and Biological Effects*. Wiley, Spektrum, New York, Heidelberg.
- Schütz H, Wiedemann P, Hennings W, Mertens J, Clauberg M (2004) *Vergleichende Risikobewertung. Konzepte, Probleme und Anwendungsmöglichkeiten*, Bd. 45 von *Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt*. Forschungszentrum Jülich, Jülich.
- Schütz H, Wiedemann P, Hennings W, Mertens J, Clauberg M (2006) *Comparative Risk Assessment. Concepts, Problems and Applications*. Wiley-VCH, Weinheim.
- Schuchardt B (2008) *Integriertes Hochwasserrisikomanagement in einer individualisierten Gesellschaft (INNIG). Teilprojekt 5: Integration und Informationsplattform. Endbericht*. Projektbericht, INNIG-Konsortium. Online: http://www.innig.uni-bremen.de/endbericht_tp5.pdf.
- Schulz M, Matthies M (2009) *Modellierung der Schadstoffausbreitung*. In: von Tümpling W, Rode M, Böhme M, Gläßer C, Matthies M, Schanze J (Hrsg.), *SARISK. Endbericht des Verbundprojekts: Entwicklung eines Schadstoffausbreitungsmodells zur stoffbezogenen Risikoanalyse und -bewertung extremer Hochwasserereignisse am Beispiel des Landkreises und der Stadt Bitterfeld*. SARISK-Konsortium, 81–89. Online: <http://www2.ufz.de/data/BTFEnd10676.pdf>.
- Schulz M, Büttner O, Matthies M, Böhme M, von Tümpling W (2007) *Modelling arsenic and oil contamination after high water events in the town and floodplain of Bitterfeld (Germany)*. In: Marx-Gómez J, Sonnenschein M, Müller M, Welsch H, Rautenstrauch C (Hrsg.), *Information Technologies in Environmental Engineering. ITEE 2007 – Third International ICSC Symposium*, Environmental Science and Engineering. Springer, Heidelberg, Berlin, New York, 367–376.
- Schulz M, Büttner O, Baborowski M, Böhme M, Matthies M, von Tümpling W (2009) *A Dynamic Model to Simulate Arsenic, Lead, and Mercury Contamination in the Terrestrial Environment During Extreme Floods of Rivers*. *Clean* 37(3):209–217. doi:10.1002/clen.200900013.
- Schumann A (Hrsg.) (2011a) *Flood Risk Assessment and Management: How to Specify Hydrological Loads, Their Consequences and Uncertainties*. Springer, Dordrecht, Heidelberg, London.
- Schumann A (2011b) *Introduction – Hydrological Aspects of Risk Management*. In: Schumann A (Hrsg.), *Flood Risk Assessment and Management: How to Specify Hydrological Loads, Their Consequences and Uncertainties*. Springer, Dordrecht, Heidelberg, London, 1–10.
- Schwartz S (2000) *Quality Assurance of Exposure Models for Environmental Risk Assessment of Substances*. Dissertation, Institut für Umweltsystemforschung, Universität Osnabrück, Osnabrück.
- Schwarze R (2007) *Berechnung von Bemessungs-Hochwasserganglinien für die Ereignisse HQ(100), HQ(200), HQ(300) und HQ(500) für den Bereich Pegel Bad Dübén 1 an der Vereinigten Mulde*. Fachbericht, Institut für Hydrologie und Meteorologie, Technische Universität Dresden, Dresden. (unveröffentlichtes Gutachten).
- Schwarzenbach R, Gschwend P, Imboden D (2003) *Environmental Organic Chemistry*. Wiley, Hoboken, 2 Aufl.
- Sedman R (1989) *The development of applied action levels for soil contact: a scenario for the exposure of humans to soil in a residential setting*. *Environmental Health Perspectives* 79:291–313.
- Sedman R, Polisini J, Esparza J (1994) *The Evaluation of Stack Metal Emissions from Hazardous Waste Incinerators: Assessing Human Exposure through Noninhalation Pathways*. *Environmental Health Perspectives* 102(Supplement 2):105–112.
- SenStadt-B (2005) *Bewertungskriterien für die Beurteilung von Grundwasserverunreinigungen in Berlin (Berliner Liste 2005)*. *Amtsblatt der Stadt Berlin* 35:2683–2692.
- Shaw G (2009) *The Hazards Risk Management Process*. In: Pine J (Hrsg.), *Natural Hazards Analysis: Reducing the Impact of Disasters*. Auerbach Publications, Boca Raton, 193–220.
- Shea D (2004) *Environmental Risk Assessment*. In: Hodgson E (Hrsg.), *A textbook of modern toxicology*. Wiley, Hoboken, 3 Aufl, 501–518.
- Shen D (2008) *Toxicokinetics*. In: Klaasen C (Hrsg.), *Casarett and Doull's Toxicology – The Basic Science of Poisons*. McGraw-Hill, New York, 7. Aufl, 305–326.
- Shen L, Wania F (2005) *Compilation, Evaluation, and Selection of Physical – Chemical Property Data for Organochlorine Pesticides*. *Journal of Chemical & Engineering Data* 50(3):742–768. doi:

- 10.1021/je049693f.
- Sitte P, Ziegler H, Ehrendorf F, Bresinsky A (1999) *Strasburger – Lehrbuch der Botanik für Hochschulen*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin, 34. Aufl.
- Slooff W, Haring B, Hesse J, Janusen J, Thomas R (Hrsg.) (1990) *Integrated criteria document arsenic*, Bd. 710401004 von *RIVM report*. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven.
- Slovic P (2000) *The Perception of Risk*. Earthscan Publications, London.
- Smith K, Ward R (1998) *Floods. Physical Processes and Human Impacts*. Wiley, Chichester.
- Snedeker S (2001) *Pesticides and Breast Cancer Risk: A Review of DDT, DDE, and Dieldrin*. Environmental Health Perspectives 109(Supplement 1):35–47.
- Spirgath T (2006) *Entwicklung von Kriterien zur Beurteilung der Unsicherheiten bei der Probenahme von Feststoffen*. Dissertation, FU Berlin, Berlin. Online: http://www.diss.fu-berlin.de/diss/receive/FUDISS_thesis_000000002641.
- Spreafico M, Weingartner R, Barben M, Ryser A (2003) *Hochwasserabschätzung in schweizerischen Einzugsgebieten*, Bd. 4 von *Berichte des BWG, Serie Wasser*. Bundesamt für Wasser und Geologie (BWG), Bern.
- SRU (1999) *Sondergutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen: Umwelt und Gesundheit – Risiken richtig einschätzen*. Deutscher Bundestag, Berlin. BT-Drucksache 14/2300.
- Stanek EI, Calabrese E (1995) *Daily estimates of soil ingestion in children*. Environmental Health Perspectives 107:276–285.
- Steinnes E (1999) *Quecksilber*. In: Alloway B (Hrsg.), *Schwermetalle in Böden. Analytik, Konzentrationen, Wechselwirkungen*. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 265–281.
- Stephan U, Deininger D, Kardos J, Strobel U (2009) *Umweltschäden durch Heizöl nach Hochwasserereignissen*. Umweltwissenschaften und Schadstofforschung-Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 21(5):443–453. doi:10.1007/s12302-009-0083-z.
- Sterk G, ten Veldhuis J, Clemens F, Berends B (2008) *Microbial risk assessment for urban pluvial flooding*. In: *Proceedings 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, UK, 2008*. Online, 1–10. Online: <http://www.ssi.dk/Smitteberedskab/Infektionshygiejne/Infektionshygiejniske%20retningslinjer/~media/Indhold/DK%20-%20dansk/Smitteberedskab/Infektionshygiejne/PDF/Oversvømmelse/Microbial%20riskassessment.ashx>.
- STMI-BY (1991) *Altlasten-Leitfaden für die Behandlung von Altablagerungen und kontaminierten Standorten in Bayern*. Bayerisches Staatsministerium des Innern (STMI-BY), München.
- Stubenrauch S, Hempfling R, Simmler N, Mathews T, Doetsch P (1995) *Abschätzung der Schadstoffexposition in Abhängigkeit von Expositionsszenarien und Nutzergruppen. Teil IV: Vorschläge für die Ableitung dermalen Aufnahmeleistungen*. Umweltwissenschaften und Schadstofforschung-Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 7(1):37–46. doi:10.1007/BF02938742.
- Stubenrauch S, Koschmieder HJ, Bauer D, Doetsch P, Grünhoff D, Hempfling R, Mahr A (1997) *The UMS-System for Exposure Assessment in Soil*. International Journal of Toxicology 16:375–389.
- Stuyt L, Reinders J, van der Hoek E, Hermans A, de Munick Keizer M, Kampervenn JP, MC H, Gerritsen A, Hounjet M, Bontenbal M, Hoefsloot F, Icke I (2003) *Environmental impact of flooding*, Bd. DC1-233-8 von *Delft Cluster Publications*. Delft Cluster, Delft.
- Stuyt L, Reinders J, van der Hoek E, Hermans A, de Munick Keizer M, Icke I (2007) *The environmental impact of flooding of the dutch „Delta-Metropole“*. In: Begum S, Stive M, Hall J (Hrsg.), *Flood Risk Management in Europe. Innovation in Policy and Practice*, Bd. 25 von *Advances in Natural and Technological Hazards Research*. Springer, Delft, 107–129.
- Swartjes F (2002) *Variation in calculated human exposure: Comparison of calculations with seven European human exposure models*, Bd. 711701030 von *RIVM report*. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven.
- Swartjes F (Hrsg.) (2011) *Dealing with Contaminated Sites. From Theory Towards Practical Application*. Springer, Dordrecht, Heidelberg, London.

- Swartjes F, Dirven-Van Breemen E, Otte P, Van Beelen P, Rikken M, Tuinstra J, Spijker J, Lijzen J (2007) *Human health risks due to consumption of vegetables from contaminated sites*, Bd. 711701040 von *RIVM report*. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven.
- Tapsell S, Tunstall S, Priest S (2009) *Developing a conceptual model of flood impacts upon human health*. Floodsite report t10-09-02, FLOODsite-Konsortium. Online: http://www.floodsite.net/html/partner_area/project_docs/T10-09-02_Health_Impacts_Model_v1_1_Pn10.pdf.
- Tarradellas J, Bitton G, Rossel D (Hrsg.) (1996) *Soil Ecotoxicology*. Lewis, Boca Raton.
- ter Burg W, Bremmer H, van Engelen J (2007) *Oral exposure of children to chemicals via hand-to-mouth contact*, Bd. 320005004 von *RIVM report*. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven.
- Ter Haar G, Aronow R (1974) *New Information on Lead in Dirt and Dust as Related to the Childhood Lead Problem*. Environmental Health Perspectives 7:83–89.
- Thieken A (2011) *Analyse der Hochwasserschadwirkung*. In: Merz B, Bittner R, Grünewald U, Piroth K (Hrsg.), *Management von Hochwasserrisiken*. Schweizerbart, Stuttgart, 61–82.
- Thornton I (2002) *Geochemistry and the mineral nutrition of agricultural livestock and wildlife*. Applied Geochemistry 17(8):1017–1028. doi:10.1016/S0883-2927(02)00079-3.
- Thornton I, Abrahams P (1983) *Soil ingestion – a major pathway of heavy metals into livestock grazing contaminated land*. Science of The Total Environment 28(1–3):287–294. doi:10.1016/S0048-9697(83)80026-6.
- Tiesjema B, Baars A (2009) *Re-evaluation of some human-toxicological Maximum Permissible Risk levels earlier evaluated in the period 1991–2001*, Bd. 711701092 von *RIVM report*. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven.
- Topp E, Scheunert I, Attar A, Korte F (1986) *Factors affecting the uptake of ¹⁴C-labeled organic chemicals by plants from soil*. Ecotoxicology and Environmental Safety 11(2):219–228. doi:10.1016/0147-6513(86)90066-7.
- Trapp S (2002) *Dynamic root uptake model for neutral lipophilic organics*. Environmental Toxicology and Chemistry 21(1):203–206. doi:10.1002/etc.5620210128.
- Trapp S (2003) *Plant Uptake and Transport Models for Neutral and Ionic Chemicals*. Environmental Science and Pollution Research 11(1):33–39.
- Trapp S (2009) *Uptake of Neutral Organic Chemicals into Plants. Models, equations and exercises*. Fachbericht, Private, Lyngby. 2. Edition.
- Trapp S, Matthies M (1995) *Generic one-compartment model for uptake of organic chemicals by foliar vegetation*. Environmental Science and Technology 29(9):2333–2338. doi:10.1021/es00009a027.
- Trapp S, Matthies M (1996) *Rectification to Trapp u. Matthies*. Environmental Science and Technology 30:360.
- Trapp S, Matthies M (1998) *Chemodynamics and Environmental Modeling – An introduction*. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.
- Trapp S, McFarlane C (Hrsg.) (1995) *Plant Contamination – Modeling and Simulation of Organic Chemical Processes*. Lewis Publishers, Boca Raton.
- Trapp S, Matthies M, Reiter B (2001) *Überprüfung und Fortentwicklung der Bodenwerte für den Boden-Pflanze-Pfad. Teilbericht I: Transferfaktoren Boden-Pflanze*, Bd. 55/01 von *UBA-Texte*. Umweltbundesamt (UBA), Berlin.
- Travis C, Arms A (1988) *Bioconcentration of Organics in Beef, Milk and Vegetation*. Environmental Science and Technology 12:271–274. doi:10.1021/es00168a005.
- TRGS 905 (2005) *Technische Regeln für Gefahrstoffe (TRGS) 905. Verzeichnis krebserzeugender, erbgut-verändernder oder fortpflanzungsgefährdender Stoffe*. BArbBl 7:68–78. (geändert und ergänzt 05/2008).
- TrinkwV (2001) *Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung – TrinkwV) vom 21. Mai 2001*. BGBl I 2001:959ff.

- Tunstall S, Tapsell S, Green C, Floyd P, George C (2006) *The health effects of flooding: Social research results from England and Wales*. Journal of Water and Health 4(3):365–380.
- Uhlig S (2008) *Leitfaden zur Bewertung der Gleichwertigkeit von unterschiedlichen Messverfahren für anorganische und organische Schadstoffparameter im Rahmen der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV)*. Fachbericht, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. Online: <http://opus.kobv.de/zlb/volltexte/2008/6575/pdf/3510.pdf>.
- UM-BW (1988) *Altlastenhandbuch Teil I: Altlastenbewertung*, Bd. 18 von *Schriftenreihe der Wasserwirtschaftsverwaltung*. Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg (UM-BW), Stuttgart.
- UMEG (2005) *Kennzeichnung von Gebieten mit großflächig siedlungsbedingt erhöhten Schadstoffgehalten im Boden*, Bd. 10/05 von *UBA-Texte*. Umweltbundesamt (UBA), Berlin.
- UN (2002) *Guidelines for reducing flood losses*. United Nations (UN), New York, Geneva.
- UN (2004) *Living with Risk – A global review of disaster reduction initiatives*, Bd. 2. United Nations (UN), New York, Geneva.
- URBAS (2008) *Vorhersage und Management von Sturzfluten in urbanen Gebieten (URBAS). Schlussbericht*. Fachbericht, URBAS-Konsortium, Aachen. Online: <http://www.urbanesturzfluten.de/schlussbericht/schlussbericht/download>.
- US-EPA (1989) *Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume I – Human Health Evaluation Manual (Part A, Baseline Risk Assessment)*. U.S. Environmental Protection Agency (US-EPA), Washington. EPA/540/1-89/002.
- US-EPA (1991a) *Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume I – Human Health Evaluation Manual (Part B, Development of Risk-based Preliminary Remediation Goals)*. U.S. Environmental Protection Agency (US-EPA), Washington. EPA/540/R-92/004.
- US-EPA (1991b) *Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume I – Human Health Evaluation Manual (Part C, Risk Evaluation of Remedial Alternatives)*. U.S. Environmental Protection Agency (US-EPA), Washington. EPA/540/R-92/003.
- US-EPA (1992) *Dermal Exposure Assessment: Principles and Applications*. U.S. Environmental Protection Agency (US-EPA), Washington. EPA/600/8-91/011B.
- US-EPA (1997a) *Exposure Factors Handbook*. U.S. Environmental Protection Agency (US-EPA), Washington. EPA/600/P-95/002Fa.
- US-EPA (1997b) *Guiding Principles for Monte Carlo Analysis*. U.S. Environmental Protection Agency (US-EPA), Washington. EPA/630/R-97/001.
- US-EPA (1997c) *Policy for use of probabilistic analysis in risk assessment at the U.S. Environmental Protection Agency*. U.S. Environmental Protection Agency (US-EPA), Washington.
- US-EPA (1998) *Guidelines for Ecological Risk Assessment*. U.S. Environmental Protection Agency (US-EPA), Washington. EPA/630/R-95/002F.
- US-EPA (2002a) *Child-specific exposure factors handbook (Interim Report)*. U.S. Environmental Protection Agency (US-EPA), Washington. EPA-600-P-00-002B.
- US-EPA (2002b) *A Review of the Reference Dose and Reference Concentration Processes*. U.S. Environmental Protection Agency (US-EPA), Washington. EPA/630/P-02/002F.
- US-EPA (2003) *Generic Ecological Assessment Endpoints (GEAEs) for Ecological Risk Assessment*. U.S. Environmental Protection Agency (US-EPA), Washington. EPA/630/P-02/004F.
- US-EPA (2005a) *Ecological Soil Screening Levels for Arsenic. Interim Final*. U.S. Environmental Protection Agency (US-EPA), Washington. OSWER Directive 9285.7-62.
- US-EPA (2005b) *Ecological Soil Screening Levels for Lead. Interim Final*. U.S. Environmental Protection Agency (US-EPA), Washington. OSWER Directive 9285.7-70.
- US-EPA (2005c) *Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities*. U.S. Environmental Protection Agency (US-EPA), Washington. EPA530-R-05-006.
- US-EPA (2007) *Considerations for Developing a Dosimetry-Based Cumulative Risk Assessment Approach for Mixtures of Environmental Contaminants*. U.S. Environmental Protection Agency (US-EPA),

- Cincinnati. EPA/600/R-07/064.
- US-EPA (2008) *Child-specific exposure factors handbook*. U.S. Environmental Protection Agency (US-EPA), Washington. EPA/600/R-06/096F.
- US-EPA (2009a) *Exposure Factors Handbook 2009 Update (External Review Draft)*. U.S. Environmental Protection Agency (US-EPA), Washington. EPA/600/R-09/052a.
- US-EPA (2009b) *Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume I – Human Health Evaluation Manual (Part F: Supplemental Guidance for Inhalation Risk Assessment)*. U.S. Environmental Protection Agency (US-EPA), Washington. EPA-540-R-070-002.
- USchadG (2007) *Gesetz zur Umsetzung der Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über die Umwelthaftung zur Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden (Umweltschadensgesetz – USchadG) vom 10. Mai 2007*. BGBl I 19:666–671.
- Utermann J, Düwel O (2000) *Zur Ableitung von flächenrepräsentativen Hintergrundwerten für Schwermetalle im länderübergreifenden Maßstab*. Bodenschutz 3:82–86.
- van Bebbber W (1891) *Die Zugstrassen der barometrischen Minima*. Meteorologische Zeitschrift 8:361–366.
- van den Berg R, Roels JM (1991) *Risk assessment to man and the environment in case of exposure to soil contamination. Integration of different aspects*, Bd. 725201013 von *RIVM-Report*. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven.
- Veerbeek W, Zevenbergen C (2009) *Deconstructing urban flood damages: increasing the expressiveness of flood damage models combining a high level of detail with a broad attribute set*. Journal of Flood Risk Management 2(1):45–57. doi:10.1111/j.1753-318X.2009.01021.x.
- Viessmann Jr W, Lewis L (2003) *Introduction to Hydrology*. Pearson Education, Upper Saddle River, 5. Aufl.
- VO (EG) 1272/2008 (2008) *Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen, zur Änderung und Aufhebung der Richtlinien 67/548/EWG und 1999/45/EG und zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006*. Amtsblatt der Europäischen Union L 353:1–1355.
- VO (EG) 149/2008 (2008) *Verordnung (EG) Nr. 149/2008 der Kommission vom 29. Januar 2008 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 396/2005 des Europäischen Parlaments und des Rates zur Festlegung der Anhänge II, III und IV mit Rückstandshöchstgehalten für die unter Anhang I der genannten Verordnung fallenden Erzeugnisse*. Amtsblatt der Europäischen Union L 58:1–398.
- VO (EG) 178/2002 (2002) *Verordnung (EG) Nr. 178/2002 des Europäischen Parlamentes und des Rates zur Festlegung der allgemeinen Grundsätze und Anforderungen des Lebensmittelrechts, zur Errichtung der Europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit und zur Festlegung von Verfahren zur Lebensmittelsicherheit*. Amtsblatt der Europäischen Union L 31:1–24.
- VO (EG) 1881/2006 (2006) *Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 der Kommission vom 19. Dezember 2006 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln*. Amtsblatt der Europäischen Union L 364:5–24.
- VO (EG) 315/1993 (1993) *Verordnung 1993/315/EG zur Festlegung von gemeinschaftlichen Verfahren zur Kontrolle von Kontaminanten in Lebensmitteln*. Amtsblatt der Europäischen Union L 37:1–4.
- VO (EG) 396/2005 (2005) *Verordnung (EG) Nr. 396/2005 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Februar 2005 über Höchstgehalte an Pestizidrückständen in oder auf Lebens- und Futtermitteln pflanzlichen und tierischen Ursprungs und zur Änderung der Richtlinie 91/414/EWG des Rates*. Amtsblatt der Europäischen Union L 70:1–16.
- VO (EG) 466/2001 (2001) *Verordnung (EG) Nr. 466/2001 der Kommission vom 8. März 2001 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln*. Amtsblatt der Europäischen Union L 77:1–13.
- VO (EG) 790/2009 (2009) *Verordnung (EG) Nr. 790/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 10. August 2009 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 des Europäischen Parlaments und des Rates über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen zwecks Anpassung an den technischen und wissenschaftlichen Fortschritt*. Amtsblatt der Europäischen Union L 235:1–439.

- von Tümpling W (2007) *Analysis of effects of pollution due to flooding*. Floodsite report t22-07-02, FLOODsite-Konsortium. Online: http://www.floodsite.net/html/partner_area/project_docs/T22_07_02_Analysis_pollution_D22_1_V1_0_P01.pdf.
- von Tümpling W, Rode M, Büttner O, Baborowski M, Böhme M, Gläßer C, Sonnabend B, Matthies M, Schulz M, Schanze J, Walz U, Sauer A (2006) *Entwicklung eines Schadstoffausbreitungsmodells zur stoffbezogenen Risikoanalyse und -bewertung extremer Hochwasserereignisse am Beispiel des Landkreises und der Stadt Bitterfeld*. Umweltwissenschaften und Schadstofforschung-Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 18:129–131.
- von Tümpling W, Baborowski M, Böhme M, Büttner O, Gläßer C, Matthies M, Rode M, Sauer A, Schanze J, Schulz M, Sonnabend B, Walz U (2007) *Modelling of the Distribution and Risk Assessment of Pollutants in the Bitterfeld Floodplain – an Overview of the Joint Project*. In: Schanze J (Hrsg.), *Flood Risk Management Research. From Extreme Events to Citizens Involvement. Proceedings European Symposium on Flood Risk Management Research (EFRM 2007), 6th–7th February 2007, Dresden, Germany*. Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung, Dresden, 251–252.
- von Tümpling W, Baborowski M, Böhme M (2009) *Untersuchungen zum Schadstofftransport in der vereinigten Mulde der Region Bitterfeld*. In: von Tümpling W, Rode M, Böhme M, Gläßer C, Matthies M, Schanze J (Hrsg.), *SARISK. Endbericht des Verbundprojekts: Entwicklung eines Schadstoffausbreitungsmodells zur stoffbezogenen Risikoanalyse und -bewertung extremer Hochwasserereignisse am Beispiel des Landkreises und der Stadt Bitterfeld*. SARISK-Konsortium, 39–47. Online: <http://www2.ufz.de/data/BTFEnd10676.pdf>.
- Vos J, Lukacs S, Janssen M (2008) *EU-wide control measures to reduce pollution from WFD relevant substances: Cadmium in the Netherlands*, Bd. 60763300 von *RIVM report*. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven.
- Vuori V, Zaleski R, Jantunen M (2006) *ExpoFacts – an overview of European exposure factors data*. Risk Analysis 26(3):831–843. doi:10.1111/j.1539-6924.2006.00772.x.
- Walker C, Hopkin S, Sibly R, Peakall D (1996) *Principles of Ecotoxicology*. Taylor & Francis, London.
- Wallnöfer P, Engelhardt G (1995) *Schadstoffe aus dem Boden*. In: Hock B, Elstner E (Hrsg.), *Schadwirkungen auf Pflanzen*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin, Oxford, 3. Aufl, 118–140.
- Walter R (1995) *Geologie von Mitteleuropa*. Schweizerbart, Stuttgart, 6. Aufl.
- Ward R (1978) *Floods: A Geographical Perspective*. Macmillan, London.
- Ward R, Robinson M (1990) *Principles of Hydrology*. McGraw-Hill, London, New York, St. Louis, 3. Aufl.
- Warwick P, Hall A, Pashley V, Van der Lee J, Maes A (1998) *Zinc and cadmium mobility in sand: effects of pH, speciation, cation exchange capacity (CEC), humic acid and metal ions*. Chemosphere 36(10):2283–2290. doi:PII:S0045-6535(97)10197-7.
- WBGU (1999) *Welt im Wandel: Strategien zur Bewältigung globaler Umweltrisiken. Jahresgutachten 1998*. Springer, Berlin, Heidelberg, New York. WBGU: Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen.
- Webster R, Oliver M (2001) *Geostatistics for Environmental Scientists*. Wiley, Chichester, 2. Aufl.
- Wester R, Maibach H (2005) *Regional Variation in Percutaneous Absorption: Principles and Applications to Human Risk Assessment*. In: Bronaugh R, Maibach H (Hrsg.), *Percutaneous absorption: drugs–cosmetics–mechanisms–methodology*. Taylor & Francis, Boca Raton, London, New York, 4. Aufl, 85–93.
- WHO (1991) *Inorganic Mercury*, Bd. 118 von *Environmental Health Criteria*. World Health Organization (WHO), Geneva.
- WHO (1992) *Cadmium*, Bd. 134 von *Environmental Health Criteria*. World Health Organization (WHO), Geneva.
- WHO (1994) *Assessing human health risk of chemicals. Derivation of guidance values for health based exposure limits*, Bd. 170 von *Environmental Health Criteria*. World Health Organization (WHO), Geneva.
- WHO (1999) *Chemical Risk Assessment – Human Risk Assessment, Environmental Risk Assessment and Ecological Risk Assessment*, Bd. 3 von *IPCS Training Module*. World Health Organization

- (WHO), Geneva.
- WHO (2001a) *Arsenic and arsenic compounds*, Bd. 224 von *Environmental Health Criteria*. World Health Organization (WHO), Geneva.
- WHO (2001b) *Zinc*, Bd. 221 von *Environmental Health Criteria*. World Health Organization (WHO), Geneva.
- WHO (2006) *Dermal absorption*, Bd. 235 von *Environmental Health Criteria*. World Health Organization (WHO), Geneva.
- Wijdeveld A, van den Ende F, van Noort P, Haasnoot M, Penailillo R (2007) *Toxic Stress: the development and use of the omega modeling framework in a case study – final report*. Floodsite report t10-07-14, FLOODsite-Konsortium. Online: http://www.floodsite.net/html/partner_area/project_docs/T10_07_14_Toxics_Report_V1_3_P02.pdf.
- Wild A (1995) *Umweltorientierte Bodenkunde. Eine Einführung*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin, Oxford.
- Wilken M, Cornelsen B, Fabarius G, Jäger J (1992) *Bodenbelastung mit halogenorganischen Schadstoffen im Raum Bitterfeld/Wolfen*. In: Hille J, Ruske R, Scholz R, Walkow F (Hrsg.), *Bitterfeld: Modellhafte ökologische Bestandsaufnahme einer kontaminierten Industrieregion*, Bd. 10 von *Schadstoffe und Umwelt*. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 145–153.
- Wilken M, Walkow F, Jäger E, Zeschmar-Lahl B (1994) *Flooding Area and Sediment Contamination of the River Mulde (Germany) with PCDD/F and Other Organic Pollutants*. *Chemosphere*, 29(9–11):2237–2252.
- Wilson J, Dixon S, Galke W, McLaine P (2007) *An investigation of dust lead sampling locations and children's blood lead levels*. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 17:2–12. doi:10.1038/sj.jes.7500514.
- Wissenschaftlicher Rat der Dudenredaktion (Hrsg.) (1999) *Duden. Das große Wörterbuch der deutschen Sprache (CD-ROM)*. Bibliographisches Institut & F.A. Brockhaus, Mannheim, 3. Aufl.
- WMO (1999) *Comprehensive Risk Assessment for Natural Hazards*, Bd. 955 von *WMO/TD*. World Meteorological Organization (WMO).
- Wolf D (2006) *Risikomanagement*. In: *Römpf Online*. Thieme, Stuttgart, RD–18–01500. Version 3.6.
- Woodhead S, Asselmann N, Zech Y, Soares-Frazaio S, Bates P, Kortenhaus A (2007) *Inundation Model Evaluation*. Floodsite report t08-07-01, FLOODsite-Konsortium. Online: http://www.floodsite.net/html/partner_area/project_docs/T08_07_01_Inundation_Model_Evaluation_M8_1_V1_7_P15.pdf.
- Wright J, Dietrich K, Ris M, Hornung R, Wessel S, Lanphear B, Ho M, Rae M (2008) *Association of prenatal and childhood blood lead concentrations with criminal arrests in early adulthood*. *PLoS Medicine* 5(5):e101. doi:10.1371/journal.pmed.0050101.
- Xiao H, Li N, Wania F (2004) *Compilation, Evaluation, and Selection of Physical-Chemical Property Data for alpha-, beta-, and gamma-Hexachlorocyclohexane*. *Journal of Chemical & Engineering Data* 49(2):173–185. doi:10.1021/jc034214i.
- Xintaras C (1992) *Impact of Lead-Contaminated Soil on Public Health*. Fachbericht, U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Centers for Disease Control, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta. Online: <http://wonder.cdc.gov/wonder/prevguid/p0000015/p0000015.asp>.
- Xue J, Zartarian V, Özkaynak H, Dang W, Glen G, Smith L, Stallings C (2006) *A Probabilistic Arsenic Exposure Assessment for Children Who Contact Chromated Copper Arsenate (CCA)-Treated Playsets and Decks, Part 2: Sensitivity and Uncertainty Analyses*. *Risk Analysis* 26(2):533–541. doi:10.1111/j.1539-6924.2006.00748.x.
- Zalasiewicz J, Williams M, Smith A, Barry T, Coe A, Bown P, Brenchley P, Cantrill D, Gale A, Gibbard P, Gregory F, Hounslow M, Kerr A, Pearson P, Knox R, Powell J, Waters C, Marshall J, Oates M, Rawson P, Stone P (2008) *Are we now living in the Anthropocene?* *GSA Today* 18(2):4–8. doi:10.1130/GSAT01802A.1.

- Zaleski R, Gephart L (2001) *Exposure Factors Sourcebook for European Population (with Focus on UK Data)*, Bd. 79 von *Technical Report*. European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals, Brüssel.
- Zhai H, Wilhelm KP, Maibach H (Hrsg.) (2008) *Marzulli and Maibach's Dermatotoxicology*. CRC Press, Taylor & Francis, Boca Raton, London, New York, 7. Aufl.
- Zinder S (2003) *Reductive Dehalogenation*. In: Plimmer J, Gammon D, Ragsdale N (Hrsg.), *Encyclopedia of Agrochemicals*, Bd. 3. Wiley, Hoboken, 1331–1339.
- Zou Z, Jang A, MacKnight E, Wu PM, Do J, Shim J, Bishop P, Ahn C (2009) *An On-Site Heavy Metal Analyzer With Polymer Lab-on-a-Chips for Continuous Sampling and Monitoring*. *IEEE Sensors Journal* 9(5):586–594. doi:10.1109/JSEN.2009.2018348.

Abkürzungs- und Akronymverzeichnis

AbfKlärV	Klärschlammverordnung
ACGIH	American Conference of Governmental Industrial Hygienists
ADI	Acceptable Daily Intake
AES	Atomemissionsspektrometrie (Atomic Emission Spectrometry)
AGLMB	Arbeitsgemeinschaft leitender Medizinalbeamtinnen und -beamter
AGS	Ausschuss für Gefahrstoffe
AIHC	American Industrial Health Council
ALARA	As Low as Reasonably Achievable
ALARP	As Low as Reasonably Possible
α -HCH	α -Hexachlorcyclohexan
AN	Ammoniumnitrat (NH_4NO_3)
APUG	Aktionsprogramm Umwelt und Gesundheit
ARfD	Acute Reference Dose
As	Arsen
ATKIS	Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
AU-DHA	Australian Department of Health and Ageing
AUH	Ausschuss für Umwelthygiene
BaP	Benzo(a)Pyren
BAuA	Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin
BauGB	Baugesetzbuch
BauNVO	Baunutzungsverordnung – Verordnung über die bauliche Nutzung der Grundstücke
BCF	Biokonzentrationsfaktor (engl. Bioconcentrationfactor)
BBK	Bodenbelastungskarte
BB	Brandenburg
BET	Brunauer-Emmett-Teller
BfEL	Bundesforschungsanstalt für Ernährung und Lebensmittel
BfR	Bundesinstitut für Risikobewertung
BGS	Bundes-Gesundheitssurvey
BgVV	Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin (mittlerweile BfR)
β -HCH	β -Hexachlorcyclohexan
BImSchG	Bundesimmissionsschutzgesetz
X. BImSchV	X. Bundesimmissionsschutzverordnung
BLS	Bundeslebensmittelschlüssel
BLW	Biologischer Leitwert
BMD	Benchmarkdosis (engl. Benchmark Dose)

BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BBodSchG	Bundesbodenschutzgesetz – Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenverunreinigungen und zur Sanierung von Altlasten
BBodSchV	Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung
BMVEL	Bundesministeriums für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft
BTF	Biotransferfaktor (engl. Biotransferfactor)
BVL	Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit
BVS	Bayerische Verzehrsstudie
Cal-EPA	California Environmental Protection Agency
CAS	Chemical Abstracts Service
CEL	Cancer Effect Level
CERCLA	Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act
Cd	Cadmium
ChemG	Chemikaliengesetz – Gesetz zum Schutz vor gefährlichen Stoffen
ChemVerbotsV	Chemikalien-Verbotsverordnung – Verordnung über Verbote und Beschränkungen des Inverkehrbringens gefährlicher Stoffe, Zubereitungen und Erzeugnisse nach dem Chemikaliengesetz
CLEA	Contaminated Land Exposure Assessment Model
CRA	Comparative Risk Assessment
CSB	Chemische Sauerstoffbedarf
CTE	Central Tendency Estimate
CIR-BNT	Color-Infrarot Biotop- und Nutzungstypenkartierung
DALY	Disability Adjusted Live Year auch Disease Adjusted Live Year (behinderungsbereinigtes Lebensjahr)
DBMS	Datenbankmanagementsystem
δ -HCH	δ -Hexachlorcyclohexan
DEV	Deutsche Einheitsverfahren
DEQ	Oregon Department of Environmental Quality
DFG	Deutsche Forschungsgemeinschaft
DGE	Deutsche Gesellschaft für Ernährung
DIFE	Deutsches Institut für Ernährungsforschung
DIN	Deutsches Institut für Normung
DMAA	Dimethylarsinsäure
DHM	Digitales Höhenmodell
DONALD	Dortmund Nutritional and Anthropometric Longitudinally Designed-Study
DDTG	DDT-Gesetz – Gesetz über den Verkehr mit DDT
DDT	<i>p,p'</i> -Dichlor-2,2-diphenyl-1,1,1-trichlorethan
DDE	<i>p,p'</i> -Dichlor-1,1-diphenyl-2,2-dichlorethen
DDD	<i>p,p'</i> -Dichlor-1,1-diphenyl-2,2-dichlorethan
DDX	DDT und Metaboliten
DLM	Digitales Landschaftsmodell
EC	Effect Concentration (Effektkonzentration)
ECETOC	European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals

EDTA	Ethylendiamintetraessigsäure (C ₁₀ H ₁₆ N ₂ O ₈)
EEA	European Environment Agency
EFSA	European Food Safety Authority (Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit)
EG	Europäische Gemeinschaft
EHC	Environmental Health Criteria
EPIC	European Prospective Investigation into Cancer and Nutrition
EQI	Eigenschaften-Quellen-Index des Informationszentrum Chemie Biologie Pharmazie der ETH Zürich
ERA	Environmental Risk Assessment (Umweltrisikoaabschätzung)
EsKiMo	Ernährungsstudie als KiGGS-Modul
EU	Europäische Union
EUSES	European Union System for the Evaluation of Substances
EVS	Einkommens- und Verbrauchsstichprobe
F-AAS	Flammen-Atomabsorptionsspektrometrie (Flame Atomic Absorption Spectrometry)
FAL	Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft
FAV	Final Adjusted Value (final angepasster Wert)
FBU	Fachbeirat Bodenuntersuchungen
FDA	U.S. Food and Drug Administration
FI-NPHI	National Public Health Institute Finland
FMG	Futtermittelgesetz (2005 vom LFGB abgelöst)
FoBiG	Forschungs- und Beratungsinstitut für Gefahrstoffe
FS	Frischsubstanz, auch Frischmasse (FM) oder Frischgewicht (FG)
FuMiV	Futtermittelverordnung
GC	Gaschromatographie (Gas Chromatography)
GDL	Gefahrstoffdatenbank der Länder
GESTIS	Gefahrstoffinformationssystem der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung bzw. der gewerblichen Berufsgenossenschaften
GefStoffV	Gefahrstoffverordnung – Verordnung zum Schutz vor Gefahrstoffen
GF	Gefahrenfaktor
GF-AAS	Graphitrohren-Atomabsorptionsspektrometrie (Graphite Furnace Atomic Absorption Spectrometry)
γ-HCH	γ-Hexachlorcyclohexan
GIS	Geoinformationssystem
GM	Geometrischer Mittelwert (Geometric Mean)
GMK	Gesundheitsministerkonferenz
GSD	Geometrische Standardabweichung (Geometric Standard Deviation)
GSBL	Gemeinsamer Stoffdatenpool des Bundes und der Länder
GW	Gefahrenwert
HBM	Humanbiomonitoring
HCH	Hexachlorcyclohexan
HHEM	Human Health Evaluation Manual
HIM	Hand-in-Mouth
HQ	Hochwasserabfluss (mit der Jährlichkeit als Suffix, etwa HQ ₅₀₀)
HHQ	Höchster Hochwasserabfluss

Hg	Quecksilber
HI	Hazard Index
HF	Fluorwasserstoffsäure (HF(aq), Flusssäure)
HLY	Healthy Life Years (in Gesundheit verbrachte Lebensjahre)
HPLC	Hochdruckflüssigkeitschromatographie (High Pressure Liquid Chromatography)
HRC	Hazard Ranking System
HRA	Health Risk Assessment
HTM	Hand-to-Mouth
HW	Hochwasser
HWRL	Hochwasserrisikomanagementrichtlinie – Richtlinie 2007/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2007 über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken (RL 2007/60/EG)
HWRM	Hochwasserrisikomanagement
IARC	International Agency for Research of Cancer
IC	Ionenchromatographie (Ion Chromatography)
ICP	Induktiv gekoppeltes Plasma (Inductively Coupled Plasma)
ICP-AES	Atomabsorptionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometry)
ICP-MS	Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry)
IÖR	Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung
IQ	Intelligenzquotient
IRIS	Integrated Risk Information System
IPCS	International Program on Chemical Safety
IVURL	IVU-Richtlinie – Richtlinie 96/61/EG des Rates vom 24. September 1996 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (RL 96/61/EG)
IUPAC	International Union on Pure and Applied Chemistry
JMPR	Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues
KAK	Kationenaustauschkapazität (Cation Exchange Capacity CEC)
KBK	Kippbodenkarte
KG	Körpergewicht
KiGGS	Kinder- und Jugendgesundheitsurvey
KontV	EU-Kontaminantenverordnung – Verordnung 1881/2006 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln (VO (EG) 1881/2006)
KOSTRA	Koordinierte Starkniederschlags-Regionalisierungs Auswertungen
KUS	Kinder-Umwelt-Survey
KW	Königswasser
LABO	Länderarbeitsgemeinschaft Boden
LAGA	Länderarbeitsgemeinschaft Abfall
LAI	Länderausschuss für Immissionsschutz
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LD	Letale Dosis

LDV	Literature Derived Value (literaturbasiert abgeleiteter Wert)
LFGB	Lebensmittel-, Bedarfsgegenstände- und Futtermittelgesetzbuch
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
LHS	Latin Hypercube Sampling
LOAEL	Lowest Observed Adverse Effect Level
LOBA	Landesoberbergamt
LUA	Landesumweltamt
LWA	Landesamt für Wasser und Abfall
MAK	Maximale Arbeitsplatzkonzentration
MCL	Maximum Contaminant Level
3-MCP	3-Monochlorpropan-1,2-diol
Min/TafelWV	Mineral- und Tafelwasser-Verordnung – Verordnung über natürliches Mineralwasser, Quellwasser und Tafelwasser
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
ML	Maximum Likelihood
MMAA	Monomethylarsonsäure
MOE	Margin of Exposure
MOS	Margin of Safety
MS	Massenspektrometrie (Mass Spectrometry)
MQ	Mittlerer Abfluss
MW	Mittelwasser
MRL	Minimal Risk Level; Maximum Residue Level (=RHG)
NA	Niederschlag-Abfluss
NAW	Normenausschuss Wasserwesen
NHANES	National Health and Nutrition Examination Surveys
NIOSH	National Institute for Occupational Safety and Health
NOAEL	No Observed Adverse Effect Level
NPL	National Priority List
NNQ	Niedrigster Niedrigwasserabfluss
NRC	National Research Council (Amerikanischer Nationaler Forschungsrat)
NRW	Nordrhein-Westfalen
NVS	Nationale Verzehrsstudie
OCP	Organochlorpestizide
OECD	Organisation for Economic Cooperation and Development
OSHA	U.S. Occupational Safety and Health Administration
PAK	polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei
PBPK	Physiologically-based Pharmacokinetic
PCB	polychlorierte Biphenyle
PCDD	polychlorierte Dibenzodioxine
PCDF	polychlorierte Dibenzofurane
PEC	Predicted Environmental Concentration
PF	Potency Factor
PflSchAnwV	Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung – Verordnung über Anwendungsverbote für Pflanzenschutzmittel
PNEC	Predicted No Effect Concentration

POP	Persistent Organic Pollutant
PSM	Pflanzenschutzmittel
PSE	Periodensystem der Elemente
PMP	Probable Maximum Precipitation
PTWI	Provisional Tolerable Weekly Intake
Q	Durchfluss
QALY	Quality Adjusted Live Year (qualitätsadjustiertes bzw. qualitätskorrigiertes Lebensjahr)
QRA	Quantitative Risikoabschätzung (Quantitative Risk Assessment)
QS	Scheiteldurchfluss
RCB	Risk Based Concentration
RCLEA	Radioactively Contaminated Land Exposure Assessment Methodology
RFA	Röntgenfluoreszenzanalyse (siehe auch XRF)
RfD	Reference Dose
RHG	Rückstandshöchstgehalt nach VO (EG) 396/2005
RI	Risikoindex
RIMAX	„Risikomanagement extremer Hochwasserereignisse“
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (Niederländisches Reichsinstitut für Gesundheit und Umwelt)
RKI	Robert Koch-Institut
RL	Richtlinie
RME	Reasonable Most Exposed
SADA	Spatial Analysis and Decision Assistance
SARA	Superfund Amendmends and Reauthorization Act
SARISK	„Entwicklung eines Schadstoffausbreitungsmodells zur stoffbezogenen Risikoanalyse und -bewertung extremer Hochwasserereignisse am Beispiel des Landkreises Anhalt-Bitterfeld und der Stadt Bitterfeld“
SCF	Scientific Committee on Food (Wissenschaftlicher Ausschuss „Lebensmittel“ der Europäischen Kommission)
SD	Standardabweichung (Standard Deviation)
SEMENTA	Settlement Analyzer
SF	Sicherheitsfaktor bei der Ableitung der TRD, Slope Factor der UR-Ableitung
SH	Sulphydryl- bzw. Thiolgruppe
SPRC	Source-Pathway-Receptor-Consequence
SQL	Structured Query Language
SRS	Simple Random Sampling
SRU	Rat von Sachverständigen für Umweltfragen
SSL	Soil Screening Level
STARS	Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe ehemals: für altlastenrelevante Schadstoffe
SVS	Sächsische Verzehrsstudie
TDI	Tolerable Daily Intake
TGD	Technical Guidance Document
TIN	Triangulated Irregular Network
TLV	Treshold Limit Values

TMA	Trimethylarsin
TMAO	Trimethylarsenoxid
TRD	Tolerable resorbierte Dosisrate
TrinkwV	Trinkwasserverordnung – Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch
TRGS	Technische Regeln für Gefahrstoffe
TS	Trockensubstanz, auch Trockenmasse (TM) oder Trockengewicht (TG)
UBA	Umweltbundesamt
UF	Uncertainty Factor (entspricht SF)
UFZ	Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung
US-EPA	United States Environmental Protection Agency
USNRC	United States Nuclear Regulatory Commission
UR	Unit Risk
URBAS	„Vorhersage und Management von Sturzfluten in urbanen Gebieten“
USchadG	Umweltschadensgesetz – Gesetz zur Umsetzung der Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über die Umwelthaftung zur Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden
USF	Institut für Umweltsystemforschung
VBA	Visual Basic for Applications
VBK	vorläufige Bodenkarte
VBK50	vorläufige Bodenkarte 1 : 50 000
VELS	„Verzehrsstudie zur Ermittlung der Lebensmittelaufnahme von Säuglingen und Kleinkindern für die Abschätzung eines akuten Toxizitätsrisikos durch Rückstände von Pflanzenschutzmitteln“
VERA	„Verbundstudie Ernährungserhebung und Risikofaktoren Analytik“
VERIS-Elbe	„Veränderung und Management der Risiken extremer Hochwasserereignisse in großen Flussgebieten – am Beispiel der Elbe“
VO	Verordnung
W	Wasserstand
WBGU	Wissenschaftliche Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen
WHO	World Health Organisation
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie – Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik
XRF	X-Ray Fluorescence Analysis (RFA)
YLL	Years of Life lost (durch vorzeitigen Tod verlorene Lebensjahre)
YLD	Years lived with Disability (mit Behinderung gelebte Lebensjahre)
ZEBS	Zentrale Erfassungs- und Bewertungsstelle für Umweltchemikalien
Zn	Zink
ZNS	Zentrales Nervensystem

Anhang

A Stoffe

A.1 Charakterisierung der Stoffe

Die folgenden Abschnitte beschreiben die in der Fallstudie bearbeiteten Stoffe hinsichtlich ihrer Verbindungen und physikochemischen Eigenschaften, ihrem Vorkommen bzw. ihrer Herstellung, ihrer Verwendung, ihrem Umweltverhalten und Konzentrationen in Umweltmedien, ihrer Toxikologie sowie der diese Stoffe betreffenden rechtlichen Regularien. Bei der Erläuterung der einzelnen Punkte erfolgt eine Fokussierung auf die spezifischen Bedingungen der für die Fallstudie relevanten Aspekte. Dies sind u. a. die Vernachlässigung akut toxischer Effekte aufgrund der relativ geringen Stoffkonzentrationen in den Expositionsmedien zugunsten der ausführlicheren Diskussion von chronischen Effekten durch langjährige Exposition im Niedrigdosisbereich. Da der Boden für die nach einem Hochwasser abgelagerten Stoffe als eine zentrale Schnittstelle fungiert, wird der Darstellung des spezifischen Stoffverhaltens im Boden inklusive des Transfers in Pflanzen breiterer Raum gewidmet. Die Abschnitte zum Umweltverhalten thematisieren sowohl die abiotischen Prozesse wie Verteilung, Transport oder Bindung als auch die biotischen Prozesse, z. B. Metabolisierung von Stoffen durch Organismen.

Die Angabe der Gruppe im Periodensystem erfolgt nach der neuen Notation, die alte Bezeichnung ist in Klammern angegeben. Die physikochemischen Eigenschaften entstammen – soweit nicht anders angegeben – Dean (1999). Eine Übersicht von Quellen zu Stoffeigenschaften gibt der Eigenschaften-Quellen-Index (EQI) des Informationszentrums Chemie Biologie Pharmazie der ETH Zürich¹. Umfangreiche Daten zu organischen Stoffen können dem „*Handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals*“ von (Mackay et al. 2006a,b,c,d) entnommen werden. Weitere Stoffinformationen mit Schwerpunkt auf Gefahrstoffen geben u. a. die Stoffdatenbank Gefahrstoffinformationssystem der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung (GESTIS)², der Gefahrstoffdatenbank der Länder (GDL)³ oder die Stoffdatenbank für bodenschutz-/umweltrelevante Stoffe (STARS)⁴.

A.1.1 Analytik – Bestimmung – Nachweis

Analysemethoden zur Bestimmung von Spurenelementen und Organika sind Flammen-Atomabsorptionsspektrometrie (F-AAS), Graphitrohrfen-Atomabsorptionsspektrometrie (GF-AAS), Atomabsorptionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-AES),

¹<http://www.eqi.ethz.ch>

²<http://www.dguv.de/ifa/stoffdatenbank>

³<http://www.gefahrstoff-info.de>

⁴<http://www.stoffdaten-stars.de>

Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-MS), Hochdruckflüssigkeitschromatographie (HPLC), Ionenchromatographie (IC), Gaschromatographie (GC), Massenspektrometrie (MS), Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) sowie Spektralphotometrie. Eine Übersicht von anerkannten Standardanalyseverfahren für unterschiedlichste Medien ist zusammengestellt in Horwitz & Latimer (1998), speziell für Wasser finden sich Methoden in Hütter (1994). Bei Untersuchungen in Deutschland können die einschlägigen Normen des Deutschen Institutes für Normung (DIN), hier speziell des Normenausschuss Wasserwesen (NAW), sowie die Deutschen Einheitsverfahren (DEV) zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung herangezogen werden. Die im Rahmen rechtsverbindlicher Untersuchungen anzuwendenden Verfahren sind oftmals von den einschlägigen Regelwerken und Verordnungen festgelegt, beispielsweise der BBodSchV oder der Klärschlammverordnung (AbfklärV).

Der quantitative Nachweis von DDT und seinen Metaboliten erfolgt überwiegend mittels GC und GC/MS (Lindemann & Blaß 2007). Generell können Organochlorpestizide auch durch HPLC bestimmt werden, wobei meist eine Aufreinigung vorangeht (Schmoldt 1994: 711). Die Details der Probenvorbehandlung zur Ermittlung der Stoffkonzentrationen von Organika in Böden nach BBodSchV regelt die DIN ISO 14507 (2004).

Für die meisten Metalle und Metalloide ist die verbreitetste Analysemethode die Atomemissionsspektrometrie (AES) in Kombination mit einem Nassaufschlussverfahren wie etwa dem Königswasseraufschluss nach DIN ISO 11466 (1997) oder dem Flusssäureaufschluss (Schmoldt 1994: 709). Sind statt Totalgehalten „pflanzenverfügbare“ bzw. „mobile“ Gehalte von Interesse, so werden Aufschlüsse mit Komplexbildnern wie Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA) oder mit AN durchgeführt (z. B. Rowell 1997: 574). Letzteres ist auch die gesetzlich festgelegte Aufschlussmethode der BBodSchV für den Pfad Boden-Pflanze. Die Einzelheiten des Verfahrens sind in der DIN ISO 19730 (2009) beschrieben.

A.1.2 Arsen

Verbindungen und physikochemische Eigenschaften Arsen (${}^{33}_{75}\text{As}$, CAS 7440-38-2) ist ein Element der Gruppe 15 des Periodensystems mit einem Smp. von 817°C , einem Sdp. von 615°C (subl.) und einer Dichte der metallischen Form von $\rho = 5,73 \text{ g cm}^{-3}$ (Dean 1999). Arsen ist ein Halbmetall bzw. Metalloid, hat einen Ionenradius von 121 pm und kann in den Oxidationsstufen +3, +5 und -3 vorkommen. In der Natur ist Arsen primär in Form seiner drei- und fünfwertigen Oxide und Sulfide als Arsenite und Arsenate anzutreffen, welches die am häufigsten in Biota und wässrigen Lösungen bestimmten Bindungsformen sind (Koch 1995: 85 u. 88). Nicht umweltrelevant ist die Oxidationsstufe -3, die beim äußerst giftigen Arsenwasserstoff (AsH_3 , Arsin) vorkommt.

Das metallische Arsen wird auch als graues Arsen bezeichnet. Weitere Modifikationen sind gelbes Arsen (As_4 , $\rho = 1,97 \text{ g cm}^{-3}$), schwarzes Arsen ($\rho = 4,6\text{--}5,2 \text{ g cm}^{-3}$) und braunes Arsen ($\rho = 3,7\text{--}4,2 \text{ g cm}^{-3}$). Bekannte, vor allem technische Arsenverbindungen sind Arsenik (Arsentrioxid, As_2O_3), Arsenrichlorid (AsCl_3), Arsensäure (H_3AsO_4) sowie Arsenige Säure (H_3AsO_3).

Vorkommen, Gewinnung und Verwendung Gediegenes Arsen findet sich in Form des Minerals Scherbenkobalt bzw. Fliegenstein. Die Sulfide Realgar (As_4S_4), Auripigment (As_2S_3), Arsenopyrit (FeAsS), Cobaltin $[(\text{Co,Fe})\text{AsS}]$, Proustit (Ag_3AsS_3) und Gersdorffit (NiAsS) sind die am häufigsten vorkommenden Arsenminerale. Weitere Minerale sind Arsenkupfer (Cu_3As), Löllingit (FeAs_2), Enargit (Cu_3AsS_4), Rammelsbergit (NiAs_2), Safflorit $[\text{CoAs}_2$ bzw. $(\text{Co,Fe})\text{As}_2]$, Sperryolith (PtAs_2), Stibarsen (Allemontit, AsSb) und Algodonit ($\text{Cu}_{1-x}\text{As}_x$) sowie als Produkt der Verwitterung von Arsensulfiden Arsenik (As_2O_3 , Arsenblüte, Arsenolith). In Gesteinen ist Arsen vor allem mit Zink-, Blei- und Kupfererzen vergesellschaftet. Neben seinem Vorkommen in Mineralen findet sich Arsen in Magmatiten und Sedimenten, mit erhöhten Konzentrationen in biogenen Sedimenten wie Braun- und Steinkohlen.

Arsen wird üblicherweise aus arsenführenden Erzen durch Erhitzen und anschließende Sublimation gewonnen. Bei der Verhüttung wird Arsen über den Luftpfad freigesetzt und führt zu regionalen Anreicherungen speziell im Lee der Metallhütten mit einem ausgeprägten Entfernungsgradienten. Einträge in Gewässer und Verlagerungen im Boden und auf der Bodenoberfläche erfolgen durch Auswaschung aus Abraum- und Schlackehalden des Bergbaues und der Hüttenindustrie. Eine weitere Quelle für den atmosphärischen Eintrag von Arsenverbindungen und die anschließende Deposition im Nahbereich des Emittenten ist die Verbrennung fossiler Brennstoffe. Die höchsten Belastungen gehen hier von der Steinkohle aus, die im Vergleich mit der Braunkohle einen rund sechs mal höheren Arsengehalt in der Asche aufweist. Fiedler & Rösler (1988: 137) geben als weltweites Mittel für die Arsengehalte von Steinkohlenaschen 420 mg kg^{-1} an, für Braunkohlen wurden 69 mg kg^{-1} ermittelt. Dem gegenüber stehen die Angaben von Baum (2009), der für die Arsenkonzentration in der Steinkohle 20 mg kg^{-1} und in der Braunkohle bis zu $1\,500 \text{ mg kg}^{-1}$ angibt, was einem umgekehrten Verhältnis mit den Faktor 75 entspricht. Die bei der Verbrennung anfallenden Hausbrand- und Kraftwerksaschen können in Form von Deponien oder durch gezielte Verwendung als Bodenverbesserungsmittel eine weitere Arsenverlagerung in andere Umweltkompartimente wie Boden, Pflanze und Gewässer bedingen.

Arsen fand früher als Pestizid und Herbizid im Obst- und Weinbau Verwendung sowie als Holzschutzmittel in Form von Zink-, Chrom- und Kupferarsenaten (Schäfer et al. 1994: 508). Aktuelle Anwendungsgebiete sind vor allem die Halbleiterproduktion von Galliumarsenid (GaAs)- und Indiumarsenid (InAs)-Halbleitern, der Einsatz in der Metallurgie zur Herstellung spezieller Legierungen sowie die Glasproduktion (Baum 2009).

Umweltkonzentrationen und -verhalten Pflanzliche und tierische Lebensmittel enthalten im Schnitt $0,01$ bis $0,1 \text{ mg kg}^{-1}$ Arsen (Baum 2009) mit teilweise deutlich höheren Gehalten bei Meerestieren, darin allerdings in Form schwach resorbierbarer Verbindungen wie Arsenocholin und Arsenobetain. In einigen Gebieten – beispielsweise von Taiwan, Indien und Bangladesch – in finden sich hohe Konzentrationen im Grundwasser, die bei Trinkwassernutzung ein bedeutendes Gesundheitsproblem darstellen können. Im Freiwasser und in Böden mit oxidativem Milieu kommt Arsen meist als Arsenat (H_3AsO_4) vor, im Kontaktbereich zu Sedimenten sowie in Sedimenten und Böden mit reduzierenden Bedingungen als Arsenit (Koch 1995: 86; Baum 2009). In terrestrischen Böden sorbiert Arsen an Eisen- und Aluminiumhydroxide und wird von Pflanzen nur schwach aufgenommen. Details zum Verhalten von Arsen in Böden finden sich bei O'Neill (1999). Im Wasser bildet

Arsen unter Anwesenheit von Kalzium, Schwefel, Barium, Aluminium und Eisen unlösliche Verbindungen mit diesen und wird gefällt (Koch 1995: 85).

Hintergrundgehalte für gering bis leicht angereicherte Böden liegen zwischen 2 und 70 mg kg⁻¹ (Fiedler & Rösler 1988: 70 f.). Für verschiedene Umweltmedien gibt Koch (1995: 85) die folgenden Konzentrationsbereiche an: Erdkruste 1,5 bis 2 mg kg⁻¹, Sedimentgesteine 0,1 bis 188 mg kg⁻¹, Braunkohle bis 1 500 mg kg⁻¹, Böden 0,2 bis 40 mg kg⁻¹, Gewässersedimente bis 10 mg kg⁻¹, Seen und Fließgewässer 1 bis 10 µg l⁻¹. In Reinluftgebieten liegen die Arsenkonzentrationen bei 1 ng m⁻³, in städtischen Gebieten zwischen 1 und 20 ng m⁻³ und in stark urbanisierten Gebieten mit Kohlenbrand bei 0,07 bis 0,5 µg m⁻³ (Schäfer et al. 1994: 508). Für die Allgemeinbevölkerung werden personenbezogene Zufuhrdaten von 0,01 bis 0,02 mg d⁻¹ für die US-amerikanische und von 0,1 mg d⁻¹ für die britische Bevölkerung angegeben (Koch 1995: 86). Die innere Exposition des Menschen kann durch Humanbiomonitoring (HBM) von Biomarkern wie Blut, Urin oder Gewebe bestimmt werden, siehe hierzu HBM-Kommission (2003a,b) und HBM-Kommission (2005).

Toxikologie Arsen ist weder beim Menschen noch bei Pflanzen ein essenzielles Element, bei Tieren hingegen wurden Mangelerscheinungen beobachtet. Fiedler & Rösler (1988: 174) berichten von folgenden Effekten bei Tieren mit arsenreduzierter Nahrung: langsamerer Wuchs, geringere Fortpflanzungsleistung, erhöhte Aborthäufigkeit, plötzlicher Tod der Muttertiere in der Laktationsphase. Zusätzliche Gaben von Arsen (Phenylarsensäure) zur Futterration haben bei Schweinen und Geflügel eine ergotrope Wirkung, das heißt die Produktions- bzw. Wuchsleistung wird erhöht (Alloway & Ayres 1996: 181). Da das Arsen auch wieder ausgeschieden wird, findet eine Anreicherung in Dung und Gülle statt.

As(III)- und As(V)-Verbindungen zeigen beim Menschen eine hohe Resorption im Gastrointestinaltrakt (Baum 2009). Die pulmonale Resorptionsrate beträgt nach Fiedler & Rösler (1988: 215) 25 bis 40 %, die gastrointestinale bis zu 80 %, Schäfer et al. (1994: 509) nennen 55 bis 95 %. Abhängig ist die Resorption in der Lunge u. a. von der Größe der eingeatmeten Partikel sowie der Speziation des Arsens (Koch 1995: 86). Zur dermalen Resorption von Arsen beim Menschen liegen keine Erkenntnisse vor (Schäfer et al. 1994: 509). Die vor allem für den Umweltbereich relevante Einnahme und Resorption von Arsenverbindungen aus Bodenmaterial und Hausstaub wurde von Freemann et al. (1995) untersucht, die die orale Bioverfügbarkeit an Affen (*Macacus cynomolgus*) ermittelten. Die Arsenaufnahme wurde über die renale Ausscheidung und Konzentrationen im Blut ermittelt. Die mittlere absolute Bioverfügbarkeit bezogen auf Urin betrug für Hausstaub 19,2±1,5 % und für Bodenmaterial 13,8±3,3 % sowie bezogen auf Urin für Hausstaub 9,8±4,3 % und für Bodenmaterial 10,9±5,2 %. Die Resorption aus einer Boden- oder Staubmatrix ist also deutlich geringer als die üblicherweise mit löslichen oder in Lösung befindlichen Arsenverbindungen ermittelten gastrointestinalen Resorptionsraten.

Die biologische Halbwertszeit von Arsen liegt im Bereich von 2 bis maximal 30 Stunden, wobei die Exkretion hauptsächlich über den Harn (renal) erfolgt. Schäfer et al. (1994: 510) und Koch (1995: 86) hingegen referieren eine speziesabhängige biologische Halbwertszeit von rund 60 Tagen. Vom menschlichen Körper werde der größte Teil von Arsenat (ca. 96 %) bereits innerhalb von 9 Tagen durch Ausscheidung eliminiert. Die Anreicherung des im Körper verbleibenden Arsens findet vorwiegend in Haut, Haaren, Nebenhoden, Schilddrüse

und Skelett statt, wo nach chronischer Exposition auch die höchsten Konzentrationen gefunden werden (Schäfer et al. 1994: 509).

Von Lebewesen werden Arsenite und Arsenate durch Methylierung zu organischen Verbindungen wie Monomethylarsonsäure (MMAA) und Dimethylarsinsäure (DMAA) umgewandelt, beim Menschen je nach Dosis bis zu 80 % (Koch 1995: 86). Das Arsen im menschlichen Organismus wird bevorzugt an Sulfhydryl (SH)-Gruppen von Enzymen gebunden. Diese Bindung von Arsen führt zu einer Verringerung bzw. Veränderung der Enzymaktivität u. a. von Glycerinphosphat-Dehydrogenase, DNA-Polymerase, Cytochromoxidase und alkalischen Phosphatasen (Schäfer et al. 1994: 512; Koch 1995: 86).

Bei hohen Gaben wirkt Arsen vor allem in seiner dreiwertigen Form, z. B. als Arsenik (As_2O_3), akut toxisch mit Todesfolge durch Herz-Kreislaufversagen, woher auch seine Popularität als Gift zu Mordzwecken herrührt. Bei Injektion ins Bauchfell (Peritoneum) von Säugetieren wurde eine LD_{50} von 6 mg kg^{-1} ermittelt, die toxische Dosis beim Menschen über die Nahrungsaufnahme beträgt zwischen 5 und 50 mg d^{-1} , wobei Dosen von 50 bis 340 mg d^{-1} tödlich wirken (Alloway & Ayres 1996: 181). An Ratten wurde eine LD_{50} von 763 mg kg^{-1} bei oraler Gabe ermittelt (IFA 2012).

Subakute bis subchronische Effekte sind Störungen des ZNS, Schleimhautreizungen und Lungenödeme bei pulmonaler Aufnahme. Als Folge chronischer Exposition tritt die Arsenicose auf, die epidemiologisch vor allem aus Gebieten in Südostasien (Taiwan, Indien, Bangladesch) mit hohen Arsengehalten im Trinkwasser bekannt ist. Symptome sind Arteriosklerose, Diabetes, Hypertonie, Anämie sowie Schädigungen von Nieren, Leber und Haut. Effekte einer chronischen Arsenintoxikation bei inhalativer Aufnahme sind primär Schäden an Schleimhäuten des Respirationstrakts sowie sekundär neurologische Effekte und Schäden bzw. Veränderungen der Haut. Letztgenannte Effekte in Form von Hyperkeratosen und Melanosen dominieren nach chronischer oraler Aufnahme.

Arsen und anorganische Arsenverbindungen wie Arsentrioxid, Arsenige Säure und deren Salze sowie Arsensäure und deren Salze sind von verschiedenen Organisationen als sicher kanzerogen eingestuft worden, so von der DFG-MAK in Gruppe 1 und der IARC in Gruppe 1. Tumorlokalitäten sind Haut, Blase, Niere, Leber, Lunge, Dickdarm, Uterus, Prostata und Magen (Baum 2009). Epidemiologisch abgesichert ist die Kanzerogenität für Luftröhre, Bronchien und Lunge bei pulmonaler Exposition sowie für die Haut bei oraler Exposition über das Trinkwasser (Schäfer et al. 1994: 512).

Eine Plazentagängigkeit ist für DMAA und anorganische Arsenverbindungen bekannt, Embryotoxizität wurde bei Ratten beobachtet (Koch 1995: 87). Letztere trat allerdings nur bei hohen Dosen auf, die Schäfer et al. (1994: 512) als wenig relevant für den Menschen ansehen. Mutagene Effekte werden diskutiert, siehe dazu ebd.

Der zur Vermeidung von chronischen Effekten von der WHO ermittelte ADI-Wert beträgt $0,002 \text{ mg kg}^{-1} \text{ KG d}^{-1}$ für anorganisches Arsen. Bezogen auf neurologische, hämatologische, kardiovaskuläre und gastrointestinale Endpunkte existiert ein epidemiologisch ermitteltes NOAEL von $0,001 \text{ mg kg}^{-1} \text{ KG d}^{-1}$ und für dermatologische Endpunkte von $0,0005 \text{ mg kg}^{-1} \text{ KG d}^{-1}$ (Schäfer et al. 1994: 511).

DEFRA-EA (2002a) haben toxikologische Daten und Aufnahmeraten für Arsen zusammengestellt. Weitere umfangreiche Informationen zur Toxikologie von Arsen geben das

„*Integrated criteria document arsenic*“ des RIVM (Slooff et al. 1990), die EHC der WHO (WHO 2001a), das toxikologische Profil der ATSDR (ATSDR 2007) sowie Fowler et al. (2007).

Gesetze – Richtlinien – Verordnungen Vorsorgewerte für den Boden gibt die BBodSchV (1999), siehe dazu Tabelle 2.2 (S. 50). Weiter werden nutzungsbezogene Prüfwerte sowohl für den Pfad Boden-Mensch (Tabelle 2.3, S. 50) als auch für den Pfad Boden-Pflanze (Tabelle 2.4, S. 51) festgelegt. Die für Deutschland geltenden Grenzwerte der Trinkwasserverordnung – Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (TrinkwV) sowie der Mineral- und Tafelwasser-Verordnung – Verordnung über natürliches Mineralwasser, Quellwasser und Tafelwasser (Min/TafelWV) sind eine Umsetzung der EG-Richtlinie 83/98 und orientieren sich an dem von der WHO provisorisch anhand der Nachweisgrenze definierten Grenzwert von $0,01 \text{ mg l}^{-1}$. Eine Verwendung von Arsen als Pestizid im Obst- und Weinbau ist in Deutschland durch die Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung – Verordnung über Anwendungsverbote für Pflanzenschutzmittel (PflSchAnwV) verboten. Orientierungswerte zum Medium Boden für das Vereinigte Königreich gibt DEFRA-EA (2002c), für die USA mit Bezug zu ökologischen Rezeptoren US-EPA (2005a).

A.1.3 Cadmium

Umfassende Übersichten zu Cadmium und seinen Verbindungen geben Alloway (1999), Morrow (2001: 472), Herron (2003) sowie Hartwig (2005). Ausführliche Darstellungen der Toxikologie von Cadmium und seinen Verbindungen finden sich in den EHC (WHO 1992), im „*Handbook on the Toxicity of Metals*“ (Nordberg et al. 2007) sowie im toxikologischen Profil der ATSDR (ATSDR 2008). Cadmium als prioritärer Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie – Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (WRRL) wird im „*Datenblatt Cadmium*“ von Hillenbrand et al. (2006a) kurz vorgestellt.

Verbindungen und physikochemische Eigenschaften Cadmium ($^{48}_{112}\text{Cd}$, CAS 7470-43-9) befindet sich im Periodensystem der Elemente (PSE) in der Gruppe 12, hat einen Smp. von $321 \text{ }^\circ\text{C}$, einen Sdp. von $767 \text{ }^\circ\text{C}$, eine Dichte von $\rho = 8,65 \text{ g cm}^{-3}$ und einen Ionenradius von 148 pm . Cadmium ist ein für den Menschen nicht essenzielles metallisches Element, das in den Oxidationsstufen 0 und +2 vorkommt und dem Zink ähnlich ist.

Vorkommen, Gewinnung und Verwendung Der mittlere Gehalt von Cadmium in der Erdkruste beträgt rund $0,15 \text{ mg kg}^{-1}$ (Morrow 2001: 472) bzw. $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ (Hartwig 2005), davon weit abweichend Koch (1995: 146) mit $0,2 \text{ } \mu\text{g kg}^{-1}$. Cadmium in Vererzungen kommt stets mit Zink vergesellschaftet vor, mit dem es auch strukturelle Ähnlichkeit hat. Typische cadmiumhaltige Minerale sind Greenockit (CdS) und Otavit (CdCO_3). Als Nebenbestandteil kommt Cadmium in Sphalerit ($\alpha\text{-ZnS}$, Zinkblende), Wurtzit ($\beta\text{-ZnS}$) und Smithsonit (ZnCO_3 , Zinkcarbonat) vor, wobei die Cadmiumgehalte in der Zinkblende im Mittel bei 0,2 bis 0,4 % liegen, maximal aber auch bis zu 5 % beim Smithsonit erreicht

werden können (Alloway 1999: 152; Hartwig 2005). Cadmium kommt weiterhin natürlich in Phosphoriten vor, welche die Grundlage zur Gewinnung von Phosphatdüngern für die Landwirtschaft sind. Durch unterschiedliche natürliche Emissionsquellen ist Cadmium ubiquitär mit erhöhten Konzentrationen im Bereich von Vererzungen und deren Abtragungs- und Verwitterungsprodukten.

Tabelle A.1: Mittlere Spurenelementgehalte in Magmatiten sowie der Erdkruste.

Element	Ultrabasite [mg kg ⁻¹]	Basite [mg kg ⁻¹]	Diorite [mg kg ⁻¹]	Granite [mg kg ⁻¹]	Clarke-Werte [mg kg ⁻¹]
As	0,5	2	2,4	1,5	1,7
Cd	0,05	0,19	n. b.	0,1	0,13
Hg	0,01	0,09	0,07	0,04	0,05
Pb	0,1	8	15	20	16
Zn	30	130	72	60	83

n. b.: nicht bestimmt

Tabelle A.2: Mittlere Spurenelementgehalte in Sedimenten sowie der Erdkruste.

Element	Tonsteine [mg kg ⁻¹]	Sandsteine [mg kg ⁻¹]	Kalksteine [mg kg ⁻¹]	Schwarzschiefer [mg kg ⁻¹]	Clarke-Werte [mg kg ⁻¹]
As	6,6	1	1	n. b.	1,7
Cd	0,3	u. NG	0,04	n. b.	0,13
Hg	0,27	0,03	0,04	n. b.	0,05
Pb	20	7	9	28	16
Zn	80	15	20	400	83

n. b.: nicht bestimmt, u. NG: unter der Nachweisgrenze

Einträge in die Umwelt fanden und finden durch den Abbau und die Verhüttung von Blei-Zink-Erzen und anderen chalkophilen Metallen statt, bei denen Cadmium begleitend vorkommt. Cadmium gelangt hier entweder über den Hüttenrauch in die Luft oder wird aus Bergehalden durch Wind- und Wassererosion verfrachtet, teilweise gelangt es auch direkt aus Grubenwässern in die Vorfluter. Weitere Quellen sind die Verbrennung fossiler Energieträger und die Müllverbrennung. Das in die Atmosphäre emittierte Cadmium wird sowohl im Nahbereich als auch im Fernbereich wieder abgelagert, wobei es zu Belastungen von Boden und Vegetation kommt. Direkte Einträge in die Pedosphäre erfolgen durch Ausbringen von cadmiumhaltigem Klär- und Baggerschlamm sowie Düngen mit Phosphatdüngern, die Cadmium als geogenen Nebenbestandteil enthalten. Für Europa gibt Alloway (1999: 161) eine Übersicht des Anteils von anthropogenen Quellen der Cadmiumbelastung. Den größten Teil mit 54 bis 58 % tragen die Phosphordünger bei, gefolgt von unspezifischen atmosphärischen Depositionen mit 39 bis 41 % sowie der Aufbringung von Klärschlamm mit einem Anteil zwischen 2 % und 5 %.

Umweltkonzentrationen und -verhalten Fiedler & Rösler (1988: 71) geben als geogene Grundgehalte für unbelastete Böden $0,05$ bis $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ an – nach Koch 1995: 148 $0,06$ bis 1 mg kg^{-1} – und für angereicherte Böden $0,5$ bis 3 mg kg^{-1} . Hartwig (2005) nennt allgemein $0,1$ bis 1 mg kg^{-1} als Hintergrundgehalt in Böden und weniger als $0,2 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ in deutschen Flüssen im Jahr 1998, wobei 30 bis 60% der Cadmiumfracht an Sedimentpartikel sorbiert werden und hier zu Konzentrationen von 30 bis 400 mg kg^{-1} führen.

In der Atmosphäre werden nach Koch (1995: 148) im globalen Mittel Cadmiumgehalte von $0,001$ bis $0,2 \text{ } \mu\text{g m}^{-3}$ gemessen, in Stadtgebieten der Bundesrepublik Deutschland $0,002$ bis $0,04 \text{ } \mu\text{g m}^{-3}$ und in stark industrialisierten Gebieten $0,06 \text{ } \mu\text{g m}^{-3}$. Cadmium sorbiert – ähnlich wie Blei – stark an die Ton- und Humusfraktion in Böden sowie Partikel in Gewässern, was eine Anreicherung in Böden und Gewässersedimenten bedingt. Im Vergleich zum Blei zeigt Cadmium – v. a. wegen seiner guten Löslichkeit in schwachen Säuren – eine deutlich höhere Mobilität in der Umwelt, die sich auch in einem signifikanten Transfer vom Boden in Pflanzen niederschlägt (Koch 1995: 149). Dort akkumuliert das Cadmium an erster Stelle in den Wurzeln (Koch 1995: 154), wobei durch die hohe Löslichkeit aber auch häufig eine Verlagerung in Spross, Blätter und Früchte stattfindet.

Toxikologie Die Toxikologie von Cadmium ist – bedingt durch zahlreiche Fälle chronischer Intoxikation – epidemiologisch sehr gut untersucht. Bekanntestes Beispiel ist die aus Japan beschriebene „Itai-Itai“-Krankheit, die erstmals zum Ende der 40er Jahre in einer Region in Japan beobachtet wurde und deren Ursachen mit einer chronischen, umweltbedingten Cadmiumexposition in Zusammenhang gebracht werden konnten. Daneben gibt es auch Fälle, die überwiegend aus dem Bereich der beruflichen Exposition stammen, etwa von Arbeitern aus Metallhütten und Cadmium verarbeitenden Betrieben.

Im Tierversuch wurde durch peritoneale Cadmiuminjektion eine LD_{50} von $1,3 \text{ mg kg}^{-1}$ ermittelt. Toxische Effekte beim Menschen sind bei einer Zufuhr über die Nahrung im Bereich von 3 bis 330 mg d^{-1} zu beobachten, Letalität tritt ein bei Dosen von 1500 bis 9000 mg d^{-1} (Alloway & Ayres 1996: 181). Von der WHO wurde ein Unbedenklichkeitsschwellenwert für die zugeführte Cadmiumdosis in Form eines PTWI von $7 \text{ } \mu\text{g kg}^{-1} \text{ KG week}^{-1}$ ermittelt, was für ein 70 kg schwere Person eine täglich Zufuhr von $70 \text{ } \mu\text{g kg}^{-1} \text{ KG week}^{-1}$ bedeutet. Bei einer Cadmiumaufnahme von 10 bis $15 \text{ } \mu\text{g d}^{-1}$ über die Nahrung entspricht dies einer Ausschöpfung von etwa 15 bis 21% des PTWI. Koch (1995: 148) führt orale Aufnahmeraten von 15 bis $70 \text{ } \mu\text{g kg}^{-1} \text{ KG d}^{-1}$ an, die bereits unter den zugrundegelegten Hintergrundbedingungen eine weitestgehende Ausschöpfung der tolerablen Dosis anzeigen.

Nach Hartwig (2005) erfolgen unter Normalbedingungen etwa 90% der gesamten Cadmiumzufuhr mit der Nahrung, die Aufnahme über das Trinkwasser und die Atemluft spielen nur eine untergeordnete Rolle. Am Beispiel von Westeuropa gibt Koch (1995: 147) eine Einnahme von 4 bis $27 \text{ } \mu\text{g d}^{-1}$ über die Nahrung, 1 bis $2 \text{ } \mu\text{g d}^{-1}$ über das Trinkwasser und $3 \text{ } \mu\text{g d}^{-1}$ über die Luft an. Deutliche Abweichungen dazu gibt es bei Rauchern, deren resorbierte Cadmiumdosis um mehr als das Doppelte erhöht sein kann.

Bei Aufnahme über die Atemluft wird partikulär gebundenes Cadmium – je nach Durchmesser der Teilchen – mit einer Quote von 30 bis 60% alveolär deponiert, wo es dann zu 100% resorbiert wird und in die Blutbahn gelangt. Die für die Zufuhr von Cadmium durch die Nahrungsaufnahme relevante gastrointestinale Resorptionsquote liegt zwischen

3 und 6 % bzw. nach Koch (1995: 148) zwischen 1 und 12 % und kann bei Eisen- und Calciummangel, z. B. im Zuge einer Schwangerschaft, aber auch bis zu 15 % betragen (Fiedler & Rösler 1988: 215; Hartwig 2005).

Im Körper gelangt Cadmium über verschiedene Stoffwechselprozesse von der Leber in die Niere, wo es zu chronischen Nierenfunktionsstörungen führt. Cadmium reichert sich primär in der Niere an mit einem Anteil von 50 % des Gesamtkörpergehalts, gefolgt von der Leber mit 15 % (Fiedler & Rösler 1988: 217) bzw. mit einer Summe beider Organe von 40 bis 80 % (Koch 1995: 147). Die biologische Halbwertszeit des Cadmiums im menschlichen Körper von 8 bis 14 Jahren (Fiedler & Rösler 1988: 217) bzw. 13 bis 47 Jahren (Koch 1995: 151) zeigt deutlich die summative Wirkung einer chronischen Cadmiumexposition. Speziell in der Leber als primärem Zielorgan der chronischen Cadmiumtoxizität können auch deutlich längere Halbwertszeiten erreicht werden, Koch (1995: 147) gibt beispielsweise 10 bis 40 Jahre an.

Cadmium steht im Verdacht, Krebs zu erregen. Genotoxische Effekte werden diskutiert. Wegen seiner Akkumulation in der Plazenta findet kein Übergang von Cadmium zum Fötus statt (Koch 1995: 147). Die Ausscheidung von Cadmium erfolgt nur zu einem geringen Teil renal, dominant ist die Eliminierung über die Faeces (Koch 1995: 148). Koch (ebd.) gibt Exkretionsraten von 1 bis 2 $\mu\text{g d}^{-1}$ über den Urin und 30 bis 50 $\mu\text{g d}^{-1}$ über die Faeces an, widerspricht sich aber selbst: „Die Cadmiumexkretion erfolgt vorzugsweise über den Urin [...]“ (Koch 1995: 151).

Gesetze – Richtlinien – Verordnungen Von der BBodSchV (1999) werden Vorsorgewerte (Tabelle 2.2, S. 50) sowie nutzungsbezogene Prüfwerte für die Pfade Boden-Mensch (Tabelle 2.3, S. 50) und Boden-Pflanze (Tabelle 2.4, S. 51) definiert. In Deutschland ist der Einsatz von Cadmiumverbindungen für Zwecke des Pflanzenschutzes verboten (Koch 1995: 150). Richtwerte für mit Cadmium kontaminierte Böden für das Vereinigte Königreich finden sich in DEFRA-EA (2002d). Einen Vergleich von EU-Regelungen und nationaler Gesetzgebung in den Niederlanden im Hinblick auf die Reduktion von Cadmium in Bezug zur WRRL (RL 2000/60/EG) geben Vos et al. (2008).

A.1.4 Quecksilber

Von der WHO liegt ein EHC-Band zu anorganischen Quecksilberverbindungen vor (WHO 1991), ferner hat die ATSDR ein umfassendes toxikologisches Profil erstellt (ATSDR 1999). Eine aktuelle Diskussion der toxikologischen Aspekte geben Berlin et al. (2007). Als prioritärer Stoff der WRRL wird Quecksilber von Hillenbrand et al. (2006b) in einer Übersicht behandelt, das Verhalten im Boden stellt Steinnes (1999) dar und Adriano (2001: 411–458) geht auf das Verhalten von Quecksilber in der terrestrischen Umwelt ein.

Verbindungen und physikochemische Eigenschaften Quecksilber (${}_{80}^{201}\text{Hg}$, CAS 7439-97-6) ist ein für den Menschen nicht essenzielles metallisches Element aus der Gruppe 12 des PSE. Es hat einen Smp. von -39°C , einen Sdp. von 357°C , eine Dichte von $\rho = 13,53 \text{ g cm}^{-3}$ sowie einen Ionenradius von 148 pm. In seinen Verbindungen liegt Quecksilber in den Oxidationsstufen 0, +1 und +2 vor (Dean 1999). Aufgrund seines

niedrigen Schmelzpunktes ist Quecksilber bereits bei Raumtemperatur flüssig und hat hier einen Dampfdruck von 0,17 Pa (Blaß 2005).

In der Umwelt ist es elementar, als anorganische Verbindung in Form von Quecksilber(I) und Quecksilber(II)-Salzen sowie als organische Verbindung der Form Alkyl-, Alkoxyalkyl- oder Aryl-Quecksilber vorhanden, wobei das einwertige Quecksilber durch eine Ionenpaarbindung stets als Hg^2+ vorkommt (Koch 1995: 327).

Quecksilber kann mit zahlreichen Metallen Amalgame bilden. In Organismen können elementares Quecksilber bzw. anorganische Quecksilberverbindungen unter Beteiligung von Enzymen in organische Verbindungen umgewandelt werden. Dies ist vor allem wegen der hohen Lipophilie dieser Verbindungen bedeutsam für deren Umweltverhalten und speziell deren weiterem Verbleib in Organismen und Nahrungsketten (Koch 1995: 329).

Vorkommen, Gewinnung und Verwendung Die Erdkruste enthält im Mittel 10^{-7} Quecksilber, wobei als Minerale primär Cinnabarit (HgS , Zinnober) sowie nachgeordnet Coloradoit (HgTe), Tiemannit (HgSe), Kalomel (Hg_2Cl_2) und Coccinit (Hg_2I_2) als natürliche Quellen zur Quecksilbergewinnung dienen (Blaß 2005). Hauptlagerstätten befinden sich in Spanien und Italien, in Deutschland gibt es nur ein kleineres Vorkommen in Rheinland-Pfalz. Die Gewinnung des Quecksilbers erfolgt durch Rösten der Erze und anschließender Kondensation der Dämpfe.

Verwendung findet Quecksilber vor allem in der Messtechnik zur Füllung von Baro- und Thermometern, in der Elektrotechnik bei Lampen, Gleichrichtern und Schaltern sowie in der chemischen Industrie als Kathode bei der Chlor-Alkali-Elektrolyse. Seine Anwendung in der Landwirtschaft als Biozid sowie zum Beizen von Saatgut ist in Deutschland seit längerer Zeit eingestellt.

Im Untersuchungsgebiet sind die primären Quellen des Quecksilbers Betriebe der chemischen Industrie zur Herstellung von Chlor mit dem Chlor-Alkali-Elektrolyseverfahren. Bei diesem Verfahren, bei dem Quecksilber als Material für die Kathode dient, werden aus einer Natriumchloridlösung elektrolytisch Chlor und Natronlauge gewonnen. Über Abwässer und Abluft gelangte das Quecksilber aus diesen Anlagen in die Umwelt. Hier liegt es primär in metallischer Form vor, auf welche sich deshalb auch die weitergehende Betrachtung konzentriert.

Umweltkonzentrationen und -verhalten In Reinluftgebieten liegen die Quecksilbergehalte zwischen 1 und 2 ng m^{-3} , in industrialisierten Gebieten werden Werte um 50 ng m^{-3} erreicht, wovon rund 99% in elementarer Form vorliegen (Blaß 2005). Quellen sind dort u. a. die Verbrennung fossiler Energieträger sowie Müllverbrennungsanlagen. Durch seinen hohen Dampfdruck zeigt Quecksilber eine ausgeprägte Tendenz zur Volatilisierung in die Luft.

Organische Quecksilberverbindungen entstehen vor allem durch Methylierungsprozesse, die in Organismen ablaufen. Methylquecksilber wird in erster Linie von aquatischen Mikroorganismen gebildet und entlang von Nahrungsketten akkumuliert. Für Methylquecksilberchlorid (CH_3HgCl , CAS 115-09-3) nennt Koch (1995: 338) beispielsweise einen Biokonzentrationsfaktor (BCF) von 27 000. Eine Exposition des Menschen gegenüber

solchen Verbindungen findet nahezu ausschließlich über der Verzehr tierischer Nahrung, insbesondere Fisch, statt. Da die Exposition nach einem Hochwasserereignis primär über terrestrische und atmosphärische Pfade erfolgt, spielen organische Quecksilberverbindungen hier nur eine äußerst geringe Rolle und werden im weiteren Verlauf deshalb nur randlich behandelt.

Exposition und Toxikologie Die WHO hat für die Aufnahme mit der Nahrung einen PTWI von 0,35 mg für Männer und 0,29 mg für Frauen festgelegt. Koch (1995: 334) nennt einen PTWI von 0,3 mg pro Person, wovon ein Methylquecksilberanteil von $\frac{2}{3}$ nicht zu überschreiten sei. Direkt auf Methylquecksilber bezogen beträgt der PTWI der WHO 0,3 mg (Koch 1995: 337). Unter Hintergrundbedingungen wurden hiervon in der Mitte der 80er Jahre 10 bis 35 % durch die Nahrungsaufnahme ausgeschöpft (Blaß 2005). Hierbei spielt vor allem Fisch eine wichtige Rolle, da dieser Biokonzentrationsfaktoren von 1 000 bis 2 500 aufweist (Koch 1995: 336).

Die gastrointestinale Resorptionsrate für anorganisches Quecksilber beträgt 10 %, das organische Methylquecksilber hingegen wird zu 90 bis 100 % resorbiert und verbleibt im Schnitt 70 Tage im Körper (Fiedler & Rösler 1988: 215 f.). Bezogen auf Quecksilber(II)-Salze geben Schäfer et al. (1994: 534) und Blaß (2005) als gastrointestinale Resorptionsquote 15 % an, für metallisches Quecksilber weniger als 0,01 %. Gasförmiges Quecksilber hingegen wird pulmonal zu 80 % resorbiert und gelangt mit einem Anteil von 80 % in die Blutbahn (Schäfer et al. 1994: 534; Blaß 2005). Über die Haut wird elementares Quecksilber in geringem Maße aufgenommen, belastbare Studien für eine Quantifizierung liegen allerdings nicht vor (Schäfer et al. 1994: 531).

Im menschlichen Körper wird in elementarer Form aufgenommenes Quecksilber Hg^0 zu Hg^{2+} oxidiert. Aufgrund seiner mangelnden Fähigkeit zur Überwindung der Blut-Hirn-Schranke reichert sich Hg^{2+} im Gehirn an. Diese Tatsache unterstreicht die Gefahr, die von einer niedrigen, aber langfristigen Exposition gegenüber Quecksilber ausgeht (vgl. Schäfer et al. 1994: 531). Neben der Blut-Hirn-Schranke wird auch die Plazenta-Schranke überwunden, so dass ein Transport zum Foetus möglich ist (Schäfer et al. 1994: 534; Koch 1995: 329). Elementares Quecksilber und Quecksilber(II)-Verbindungen werden überwiegend per Faeces und Urin eliminiert, nachgeordnet spielen auch die Abgabe über den Atem sowie Speichel und Schweiß eine Rolle (Schäfer et al. 1994: 532).

Quecksilber wirkt im Tierversuch bei einer peritonealen Injektion von $1,3 \text{ mg kg}^{-1} \text{ KG}$ auf 50 % der Individuen tödlich (LD_{50}). Toxisch für den Menschen sind beim Nahrungsverzehr Dosen von $0,1 \text{ mg d}^{-1}$ und tödliche Effekten treten im Bereich von 150 bis 300 mg d^{-1} auf (Alloway & Ayres 1996: 181). Für Methylquecksilber (CAS 22967-92-6) berichtet Koch (1995: 336) ein NOAEL von $5 \mu\text{g kg}^{-1} \text{ KG}$. Im subchronischen Bereich wurden letale Effekte bei 32tägiger oraler Aufnahme von $80 \mu\text{g kg}^{-1} \text{ KG d}^{-1}$ festgestellt (Koch 1995: 336). Reproduktionstoxizität ist im Tierversuch (Fisch) nachgewiesen, die Hinweise auf Teratogenität und Mutagenität beim Menschen sind nicht eindeutig (Koch 1995: 336). Zu kanzerogenen Effekten beim Menschen gibt es keine Berichte (Schäfer et al. 1994: 534). Im Gehirn angereichertes Quecksilber führt langfristig zu neurologischen Schädigungen, die auch den primären Endpunkt der chronischen Quecksilbertoxizität darstellen. Zu den

Details der chronischen Toxizität der verschiedenen Quecksilberverbindungen siehe Schäfer et al. (1994: 532–535).

Gesetze – Richtlinien – Verordnungen Die BBodSchV (1999) definiert Vorsorgewerte (Tabelle 2.2, S. 50) sowie nutzungsbezogene Prüfwerte für die Pfade Boden-Mensch (Tabelle 2.3, S. 50) und Boden-Pflanze (Tabelle 2.4, S. 51). Durch die PflSchAnwV ist die Verwendung von quecksilberhaltigen Präparaten in der Landwirtschaft mittlerweile verboten. Beim Aufbringen von Klärschlamm auf landwirtschaftlich genutzten Flächen legt die AbfKlärV eine Obergrenze von 8 mg kg^{-1} TS im Klärschlamm fest. Als Orientierung zur Beurteilung von Quecksilbergehalten in Nahrungsmitteln können die vom BgVV (1997) zusammengestellten „Richtwerte für Schadstoffe in Lebensmitteln“ herangezogen werden. Diese bildeten u. a. die Grundlage bei der Ableitung der Prüfwerte der BBodSchV (1999) für den Pfad Boden-Pflanze. Die Richtwerte wurden allerdings wenig später vom BgVV zurückgezogen und erfahren auch keine Aktualisierung (BgVV 2000). Für das Vereinigte Königreich haben DEFRA-EA (2002e) Richtwerte zu Bodenkontaminationen durch anorganische Quecksilberverbindungen herausgegeben.

A.1.5 Blei

Verbindungen und physikochemische Eigenschaften Blei (${}_{82}^{207}\text{Pb}$) ist ein metallisches Element der Gruppe 14 des PSE mit einem Smp. von 327°C , einem Sdp. von 1749°C und einer Dichte von $\rho = 11,34 \text{ g cm}^{-3}$ (Dean 1999). In seinen Verbindungen kommt das Blei in den Oxidationsstufen +2 und +4 vor, wobei vor allem im Bereich der anorganischen Verbindungen die zweiwertige Form dominiert (Koch 1995: 127). Zweiwertiges Blei weist im Körper physiologische Ähnlichkeit zu Ca^{2+} auf (Schäfer et al. 1994: 513).

Durch das Verbot von Bleitetraethyl ($\text{C}_8\text{H}_{20}\text{Pb}$) und Bleitetramethyl ($\text{C}_4\text{H}_{12}\text{Pb}$) in Kraftstoffen spielen organische Bleiverbindungen in der Umwelt nur noch eine untergeordnete Rolle, weshalb hier nicht weiter auf solche eingegangen wird. Im Zuge von Hochwasserereignissen ist auch keine Freisetzung von organischen Verbindungen des Bleis zu erwarten.

Vorkommen, Gewinnung und Verwendung In der Umwelt kommt Blei u. a. natürlich vor, etwa in Blei-Vererzungen wie sie großräumig im Erzgebirge, Harz sowie Rheinischem Schiefergebirge (Eifel, Sauerland, Kellerwald) und untergeordnet im Odenwald, Schwarzwald und der Oberpfalz zu finden sind. Durch Verwitterungs- und Abtragungsprozesse enthalten Böden und Sedimente nicht nur im Bereich der Vererzungen hohe Bleigehalte, sondern auch in den Auen der diese Gebiete entwässernden Flüsse. Der Bleibach in der Region Mechnich ist hierfür ein sprechendes Beispiel.

Die bergbauliche Gewinnung von Bleierzen und die anschließende Verhüttung hat im Umfeld der Betriebe zu nennenswerten Bleieinträgen in die Umwelt geführt. Bekannte und seit Anfang der 70er-Jahre umfangreich untersuchte Beispiele aus Deutschland sind die Region Stolberg bei Aachen und das Umfeld der Bleihütte Nordenham an der Unterweser (BMG & BMU 1999: 91 f.).

Umweltkonzentrationen und -verhalten Blei kommt in unterschiedlichen Konzentration in der terrestrischen Umwelt vor. Koch (1995: 127) gibt für Sedimente 7 bis 20 mg kg⁻¹ TS, für Böden 2 bis 200 mg kg⁻¹ TS und als Mittel der Erdkruste rund 12 mg kg⁻¹ TS an. In städtischen Gebieten hat die Luft nach Schäfer et al. (1994: 513) kaum höhere Gehalte als 1 µg m⁻³. Bodenkonzentrationen für den sächsischen Teil des Fallstudiengebietes zeigt für den Oberboden die geochemische Übersichtskarte der Böden des Freistaates Sachsens 1 : 400 000 (GcBÜK400, LfULG 2009b), für den Unterboden die Übersichtskarte der Feststoffinhalte in Böden des Freistaates Sachsens 1 : 400 000 (LfULG 2009a).

Im Oberboden werden die höchsten Konzentrationen mit Werten über 360 mg kg⁻¹ TS großflächig um Brand-Erbisdorf und Freiberg sowie in den Auen der Freiburger Mulde und der Vereinigten Mulde erreicht, im Unterboden finden sich in den Gebieten Gehalte vom mehr als 700 mg kg⁻¹ TS. Die Spitzenwerte liegen teilweise deutlich darüber, sind aber eher punktuell beziehungsweise linienhaft verbreitet. Das Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) hat zu diesen Gebieten detaillierte Berichte zur geo- und pedochemischen Situation erarbeitet. Zur Region um Freiberg siehe LfUG (2001), für Schneeberg–Aue–Schwarzenberg–Johanngeorgenstadt LfUG (2002b), zu Ehrenfriedersdorf LfUG (2000) sowie speziell für die Auenbereiche LfULG (2008).

Blei sorbiert stark an die Partikelphase in Böden und Gewässern, was – je nach Sorbentendangebot und Sorptionskapazität – eine relativ geringe Bioverfügbarkeit und Mobilität bedingt. In aquatischen Systemen erfolgt eine Bindung an partikuläre Eisenhydroxide, verbunden mit einer Festlegung in Gewässersedimenten. Im Boden wird Blei dominant an pedogene Oxide und Hydroxide sowie die Tonfraktion gebunden; daneben bildet es Komplexe mit der organischen Bodensubstanz. Durch diese Immobilisierungsprozesse im Boden findet nur ein geringer systemischer Transfer in Pflanzen statt. Erste phytotoxische Effekte mit Auswirkungen auf die Photosynthese und das Wachstum können nach Koch (1995: 130) im Bereich von 100 bis 1 000 mg kg⁻¹ TS beobachtet werden.

Toxikologie Im Vergleich zu Schweinen und Ratten, die Bleimangelercheinungen in Form von Wachstumsstörungen zeigen, ist Blei beim Menschen nicht essenziell und wirkt ausschließlich toxisch (Schäfer et al. 1994: 513). Die innere Exposition der Allgemeinbevölkerung erfolgt überwiegend durch die Nahrung mit 20 bis 30 µg d⁻¹, gefolgt von Atemluft mit 6 µg d⁻¹ und Trinkwasser mit >4 µg d⁻¹, was zu einer resorbierten Dosis von 30 bis 40 µg d⁻¹ führt (Schäfer et al. 1994: 513). Für die USA gibt Koch (1995: 130) die folgenden Expositionsraten an – alle in mg kg⁻¹ KG d⁻¹ mit dem resorbierten Anteil als zweitem Wert: Nahrung 300/17, Wasser 10/1 und Luft 1/0,4. Die Ursachen dieser auffälligen Diskrepanz sind nicht klar.

Bei Aufnahme mit der Atemluft werden nach Fiedler & Rösler (1988: 215) 30 % des Bleis resorbiert, Koch (1995: 128) gibt Resorptionsquoten zwischen 20 und 60 % an. Die gastrointestinale Aufnahme liegt im Bereich von 10 %. Abweichend hiervon zeigen Kinder im Alter von zwei Monaten bis sechs Jahren Adsorptionsquotienten von 42 bis 50 % (Schäfer et al. 1994: 513). Dies ist vor allem für die Exposition in jungen Jahren von besonderer Bedeutung, da bei gleicher Zufuhr eine fünffach höhere innere Exposition erfolgt.

Neben der Altersabhängigkeit zeigt die Resorption im Magen-Darm-Trakt eine starke Abhängigkeit von der Beschaffenheit der eingenommenen Nahrung. In nüchternem Zustand

werden rund 60 % des Bleis resorbiert, bei Zufuhr von kalzium- und phosphathaltiger Nahrung hingegen sinkt dieser Wert auf etwa 10 %. Ebenso hemmen Phytate und Zink die Resorption, umgekehrt führen Milch und laktosehaltige Nahrung sowie Mangel an Kalzium, Vitamin D und Eisen zu einer Erhöhung (Schäfer et al. 1994: 513). Hagens et al. (2008) untersuchten die Bioverfügbarkeit von bodenbürtigem Blei in nüchternem Zustand und nach Nahrungsaufnahme anhand eines in-vitro Verdauungsmodelles. Die niederländische Richtlinie zur Bestimmung der oralen Bioverfügbarkeit von Blei im Boden basiert beispielsweise auf diesem Modell (Hagens et al. 2007).

Die Distribution von Blei im Körper findet zwischen dem Hämoglobin im Blut, den Zellmembranen und Mitochondrien von Weichgeweben sowie dem Skelett statt (Schäfer et al. 1994: 513). Blei im Körper hat – je nach Organ – unterschiedliche biologische Halbwertszeiten, die zwischen 5 und 20 Jahren bzw. für die Knochensubstanz als am stärksten anreicherndes Gewebe sogar darüber liegen (Fiedler & Rösler 1988: 217 f.; Schäfer et al. 1994: 513). Diese langfristige Akkumulationstendenz im Körper ist ein entscheidender Aspekt der Toxikokinetik des Bleis und seiner toxikologischen Beurteilung.

Die Festlegung des Bleis im Körper – bei Erwachsenen im Durchschnitt 90 bis 95 % im Skelett – wird modifiziert durch die Zufuhr von Phosphor, Kalzium und Vitamin-D über die Nahrung. In die Knochen eingebautes Blei kann wieder in den Blutkreislauf freigesetzt werden – etwa während der Laktationsphase oder im Zuge von Osteoporose – und zu akuten Intoxikationen lange nach der eigentlichen Exposition führen (Schäfer et al. 1994: 514). Dabei sind folgende Effekte zu beobachten (Koch 1995: 129): hohe Kalzium- und niedrige Phosphorgehalte führen zu einer Remobilisierung aus dem Skelett mit Übergang ins Blut. Niedrige Kalzium- und hohe Phosphorzufuhr verringert die Remobilisierung, hohe Vitamin-D-Gehalte begünstigen die Bleispeicherung und bremsen die Remobilisierung. Die Eliminierung von resorbiertem Blei erfolgt sowohl renal als auch über die Faeces. Die Ausscheidung über den Harn beträgt nach Schäfer et al. (1994: 514) 76 %, über die Faeces 16 % und über Haare, Nägel und Schweiß insgesamt 8 %.

Die LD_{50} für Blei aus Tierversuchen (Injektion ins Bauchfell) beträgt 3 mg kg^{-1} . Letal für den Menschen wirken über die Nahrung zugeführte Dosen von $10\,000 \text{ mg d}^{-1}$, toxische Effekte chronischer Natur treten allerdings schon bei 1 mg d^{-1} auf (Alloway & Ayres 1996: 181). Die nachfolgende Beschreibung solcher chronisch toxischer Effekte basiert, soweit nicht anders angegeben, auf Schäfer et al. (1994: 514–517). Endpunkte der chronischen Bleitoxizität sind die Hämoglobinsynthese, der Gastrointestinaltrakt, das zentrale und das periphere Nervensystem sowie die Nieren. Die u. a. in Form einer Anämie zu beobachtenden Wirkungen auf die Blutbildung betreffen in erster Linie am Arbeitsplatz Exponierte. Im Bereich der neurologischen Effekte werden vor allem eine retardierte geistige und motorische Entwicklung bei Kindern, Störungen der Lern- und Konzentrationsfähigkeit sowie ein verminderter Intelligenzquotient (IQ) diskutiert. An beruflich Bleiexponierten sind Defizite bei Gedächtnisleistung, Konzentrationsfähigkeit und Psychomotorik nachgewiesen. Eine aktuelle kohortenbasierte Studie weist einen Zusammenhang nach zwischen umweltbedingt erhöhten Blutbleigehalten im Kinder- und Jugendalter und dem Risiko im Erwachsenenalter – u. a. wegen Gewalttätigkeiten – mit dem Gesetz in Konflikt zu geraten (Wright et al. 2008). Eine andere Untersuchung zeigt klare positive Abhängigkeiten zwischen verringertem Hirnvolumen und erhöhtem Blutbleigehalt (Cecil et al. 2008). Die betroffenen Hirnbereiche sind

u. a. mit der Kontrolle von Emotionen assoziiert, was die Möglichkeit für eine physiologische Erklärung der Studienergebnisse von Wright et al. (2008) bietet.

Zweiwertiges Blei kann die Plazentaschranke passieren. Im Tierversuch konnten verschiedene teratogene Effekte beobachtet werden, eine Teratogenität oder Mutagenität beim Menschen ist nicht gesichert (Schäfer et al. 1994: 516). Ein Nachweis der Kanzerogenität über epidemiologische Studien war bisher nicht möglich. Aufgrund eines einzelnen Falles sei – so Schäfer et al. (1994: 516) – Blei von der International Agency for Research of Cancer (IARC) als möglicherweise krebserregend beim Menschen in die Gruppe 2B eingestuft worden.

Gesetze – Richtlinien – Verordnungen Die nutzungsbezogenen Prüfwerte der BBodSchV für die Pfade Boden-Mensch und Boden-Pflanze enthalten die Tabelle 2.3 (S. 50) bzw. Tabelle 2.4 (S. 51), die Vorsorgewerte finden sich in Tabelle 2.2 (S. 50). Richtwerte für bleikontaminierte Böden im Vereinigten Königreich können DEFRA-EA (2002f) entnommen werden. Eine kritische Diskussion der zugrunde liegenden Ableitungsmethodik mit Schwerpunkt auf der Schutzwirkung für die Gesundheit von Kindern führt Davies (2008). Die US-EPA hat Orientierungswerte für ökologische Rezeptoren basierend auf Untersuchungen mit verschiedenen Spezies erarbeitet (US-EPA 2005b). Zu den unterschiedlichen Ableitungsmethoden für Referenzwerte in den Mitgliedsstaaten der Europäischen Union siehe Carlon (2007).

A.1.6 Zink

Einen Überblick zur Toxikologie von Zink und Zinkverbindungen gibt das „*Integrated criteria document zinc*“ (Cleven et al. 1993), der EHC-Bericht der WHO (WHO 2001b), das toxikologische Profil der ATSDR (ATSDR 2005b) sowie Sandstead & Au (2007) im „*Handbook on the Toxicology of Metals*“. Speziell zum Verhalten von Zink im Boden siehe Kiekens (1999).

Verbindungen und physikochemische Eigenschaften Zink (${}^{30}_{65}\text{Zn}$) ist ein metallisches Element der Gruppe 12 des PSE mit einem Smp. von $420\text{ }^{\circ}\text{C}$, einem Sdp. von $907\text{ }^{\circ}\text{C}$ und einer Dichte von $\rho = 7,14$ bzw. $7,13\text{ g cm}^{-3}$ (Adriano 2001: 626). Zink hat einen Ionenradius von 131 pm und kommt in der Natur ausschließlich in der Oxidationsstufe +2 vor (Dean 1999).

Vorkommen und Verwendung In der Erdkruste findet sich Zink mit Gehalten von im Mittel 70 bis 83 mg kg^{-1} (Fiedler & Rösler 1988: 60 f.; Adriano 2001: 627; Sandstead & Au 2007: 926). Zink ist damit eines der am häufigsten in der Erdkruste vorkommenden Schwermetalle (Wild 1995: 232) und belegt Platz 26 in der Liste der Elementhäufigkeiten (Sandstead & Au 2007: 926). Magmatische Gesteine enthalten zwischen 30 bis 130 mg kg^{-1} Zink, Sedimente zwischen 20 und 80 mg kg^{-1} wobei in Schwarzschiefern bis 400 mg kg^{-1} vorkommen (Fiedler & Rösler 1988: 60 f.). Weitere Informationen zu geogenen Konzentrationen geben Tabelle A.1 (S. 233) und Tabelle A.2 (S. 233) sowie die Übersicht in Adriano (2001: 628). Generell finden sich in basischen Magmatiten höhere Gehalte als in sauren,

silikatischen Magmatiten. Dies ist unter anderem bedingt durch den isomorphen Ersatz von Mg^{2+} und Fe^{2+} durch Zn^{2+} im Kristallgitter von Mineralen wie Amphibol, Pyroxen und Biotit, die typisch für basische Gesteine sind (Mengel 1991: 373). Der Einbau in das Kristallgitter der Minerale ist möglich durch ähnliche Ionenradien der einzelnen Elemente.

Eine Übersicht zinkhaltiger Minerale und der entsprechenden Verbindungen gibt Tabelle A.3 (S. 242). Die quantitativ bedeutendsten Minerale für das Vorkommen von Zink im Boden sind Sphalerit und Wurtzit (beide ZnS), nachgeordnet folgen Smithsonit ($ZnCO_3$), Willemite (Zn_2SiO_4), Zincit (ZnO), Zinkosit ($ZnSO_4$), Franklinit ($ZnFe_2O_4$) und Hopeit [$Zn_3(PO_4)_2 \cdot 4H_2O$] (WHO 2001b: 51). Zinkhaltige Vererzungen sind in der Regel mit Blei- und Cadmiumvorkommen vergesellschaftet (Hartwig 2006), siehe hierzu auch den Abschnitt A.1.3 zu Cadmium. Zinkvorkommen in Deutschland befinden sich im Bergischen Land im Aachener Revier bei Stolberg und Eschweiler, im Sauerland im Briloner Revier bei Ramsbach sowie im Harz bei Rammelsberg.

Tabelle A.3: Spurenelementhaltige Minerale und deren Verbindungen (Dean 1999).

Mineral	Verbindung	Summenformel
Orpiment	Arsenic trisulfide	As_2S_3
Arsenolite	Arsenic(III) oxide dimer	As_2O_3
Realgar	di-Arsenic disulfide	As_2S_2
Greenockite	Cadmium sulfide	CdS
Cerussite	Lead carbonate	$PbCO_3$
Cotunite	Lead chloride	$PbCl_2$
Crocoite	Lead chromate(VI)(2-)	$PbCrO_4$
Wulfenite	Lead molybdate(VI)(2-)	$PbMoO_4$
Massicotite	Lead oxide	PbO_2
Clausthalite	Lead selenide	$PbSe$
Anglesite	Lead sulfate	$PbSO_4$
Galena	Lead sulfite	PbS
Altaite	Lead telluride	$PbTe$
Stolzite	Lead tungstate(VI)(2-)	$Pb(WO_4)$
Litharge	Lead(II) oxide	PbO
Alamosite	Lead(II) silicate(2-)	$PbSiO_3$
Red lead	Lead(II,IV) oxide	Pb_3O_4
Plattnerite	Lead(IV) oxide	PbO_2
Calomel	Mercury(I) chloride	Hg_2Cl_2
Montroydite	Mercury(II) oxide	HgO
Cinnabar	Mercury(II) sulfide	HgS
Metacinnabar	Mercury(II) sulfide	HgS
Vermillion	Mercury(II) sulfide	HgS
Calamine	Zinc carbonate	$ZnCO_3$
Smithsonite	Zinc carbonate	$ZnCO_3$
Willemite	Zinc silicate(4-/2-?)	Zn_2SiO_4
Goslarite	Zinc sulfate 7-water	$ZnSO_4 \cdot 7H_2O$
Sphalerite	Zinc sulfide	ZnS
Wurtzite	Zinc sulfide	ZnS

Zink findet vor allem Verwendung als Überzug zum Korrosionsschutz bei Metallen – der Verzinkung – sowie als Bestandteil von Legierungen wie etwa Messing, das aus Zink und Kupfer besteht. Ferner ist Zink in Batterien (Zn-C-Batterien), in Form des Zinkoxids als Farbpigment in Farben sowie als Zusatz in (Reifen-)Gummi enthalten (Wild 1995: 232).

Umweltkonzentrationen und -verhalten Die Zinkkonzentrationen in Wasser, Boden und Luft hängen stark von den örtlichen geologischen und anthropogenen Bedingungen ab. Mittlere natürliche Hintergrundgehalte im Boden liegen zwischen 10 und 300 mg kg⁻¹ (Mengel 1991: 373; Wallnöfer & Engelhardt 1995: 129). Als mittlere Gehalte für unkontaminierte Böden geben Sandstead & Au (2007: 928) 40 bis 90 mg kg⁻¹ an. In einem ähnlichen Bereich liegen die Angaben bei WHO (2001b: 29), wobei darauf hingewiesen wird, dass die Spannweite der natürlich vorkommenden Konzentrationen sich über drei bis vier Größenordnungen erstreckt und Werte bis zu 20 000 mg kg⁻¹ erreicht werden können. Zink in der Luft kommt primär partikelgebunden vor, wobei die Größe der Partikel abhängig von den Entstehungsbedingungen ist (WHO 2001b: 2).

In der Bodenlösung liegt Zink überwiegend als Zn²⁺, ZnOH⁺ und ZnCl⁺ vor. Für die Löslichkeit von Zink im Boden ist der pH-Wert von ausschlaggebender Bedeutung (Wallnöfer & Engelhardt 1995: 129). Im sauren Milieu liegt Zink in Ionenform vor, im basischen Milieu ab einem pH-Wert von >8 bildet Zink Präzipitate. Alkalische Böden zeichnen sich deshalb durch eine sehr geringe Zinkverfügbarkeit aus (Mengel 1991: 374). Weiteren Einfluss auf Lösung und Fällung von Zink haben die Redoxbedingungen. Unter anaeroben Bedingungen präzipitiert Zn²⁺ vorwiegend als ZnS, welches dann nicht mehr in Lösung und damit pflanzenverfügbar ist (WHO 2001b: 53). Dies führt v. a. beim Nassreisanbau häufig zu Zinkdefiziten bei den Pflanzen (Mengel 1991: 373).

Mit organischen Säuren – etwa den im Boden vorkommenden Huminsäuren und Fulvosäuren – formt Zink Komplexe, die je nach Komplexbildner zu unterschiedlichen Löslichkeiten des Zinks führen (WHO 2001b: 2). Durch seine starke Bindung an Ton und Humusbestandteile des Bodens findet eine Auswaschung und Tiefenverlagerung von Zink nur in geringem Maße statt, was sich u. a. in der Anreicherung von Zink in kolloidhaltigen Oberböden zeigt (WHO 2001b: 53). Andere die Mobilität von Zink im Boden steuernde Faktoren sind die Kationenaustauschkapazität (KAK) sowie das Vorhandensein anderer (Metall-)Ionen. Warwick et al. (1998) zeigen in einer zusammenfassenden Untersuchung die Einflüsse dieser Faktoren auf die Mobilität von Zink in Sandböden.

Die Aufnahme von Zink durch Pflanzen erfolgt aus der Bodenlösung als Zn²⁺ sowie bei steigendem pH als ZnOH⁺. Die Verfügbarkeit des Zinks ist für die Pflanze bei erhöhten Calcium- und Phosphorgehalten im Boden verringert. Der Transport innerhalb der Pflanze erfolgt sowohl im Xylem als auch im Phloem und resultiert in einer Verteilung über die gesamte Pflanze (Mengel 1991: 373), wobei die Konzentration von den Wurzeln über die Sprossachse hin zu den Blättern abnimmt (Wallnöfer & Engelhardt 1995: 129).

Toxikologie Nach Alloway & Ayres (1996: 181) führt Zinkaufnahme mit der Nahrung bei Dosen von 150 bis 600 mg d⁻¹ zu toxischen Wirkungen, tödlich sind Dosen im Bereich von 6 000 mg d⁻¹. Da Zink für den Menschen ein essenzielles Spurenelement ist, kommt es auch bei verringerter Zinkaufnahme zu negativen Effekten, so dass eine tägliche Zufuhr von 15 µg

empfohlen wird (Kiekens 1999: 309). Zink reichert sich nicht in Organismen an, zeigt also keine Tendenz zur Biomagnifikation (WHO 2001b: 3). Von Wallnöfer & Engelhardt (1995: 129) wird Zink auch als „Passagegift“ bezeichnet, dessen Konzentration im menschlichen und tierischen Körper aufgrund von homöostatischen Prozesse reguliert wird. Die Ausscheidung erfolgt rasch und primär über die Faeces. Aus lebensmittelhygienischer Sicht sei Zink daher als unproblematisch zu betrachten, eine übermäßige Zufuhr von Zink über tierische Nahrungsmittel ist daher unbedeutend. Im Gegensatz zum industriell-gewerblichen Umfeld werden unter Umgebungsbedingungen nur vernachlässigbar geringe Mengen Zink inhaled (WHO 2001b: 4).

Neben dem Menschen ist Zink auch für Pflanzen essenziell als Mikronährstoff (Wallnöfer & Engelhardt 1995: 129). Zink ist nach Sitte et al. (1999: 327) an mehr als 70 Enzymen primär beteiligt und spielt sekundär bei anderen Enzymen eine Rolle als Kofaktor, weshalb eine Unterversorgung – insbesondere bei Höheren Pflanzen – zu starken Wachstumsstörungen führt (vgl. Mengel 1991: 374). Ab einer gewissen Konzentration wirkt Zink allerdings auch stark phytotoxisch und ruft Wachstumsbeeinträchtigungen bis hin zum Absterben der Pflanzen hervor (Wallnöfer & Engelhardt 1995: 129). Dies trete nach Wild (1995: 233) bereits bei Pflanzenkonzentrationen auf, die für Tiere nicht toxisch sind. Nachgeordnete Rezeptoren wie Mensch und Tier sind folglich durch den Verzehr zinkhaltiger Pflanzen nur gering gefährdet, da die Pflanzen bei kritischen Konzentrationen meist schon abgestorben sind und Zink nur eine geringe Toxizität für diese Rezeptoren aufweist (vgl. Alloway & Ayres 1996: 185).

Mangelerscheinungen treten bei Pflanzen im Bereich von Konzentrationen zwischen 10 und 20 mg kg⁻¹ TS im Pflanzenmaterial auf (Mengel 1991: 375; Wallnöfer & Engelhardt 1995: 129). Toxische Effekte lassen sich bei nicht zinktoleranten Pflanzen zwischen 200 und 700 mg kg⁻¹ TS beobachten (Mengel 1991: 375). Pflanzen mit einer hohen Toleranz gegenüber Zink – zusammenfassend als Galmeiflora bezeichnet – können ohne Beeinträchtigungen zwischen 600 und 7 800 mg kg⁻¹ TS Zink enthalten (Wallnöfer & Engelhardt 1995: 129). Folgende phytotoxische Grenzwerte, definiert als 5 bzw. 10%ige Ertragsdepression, werden von Wallnöfer & Engelhardt (1995: 129) genannt: 190 mg kg⁻¹ im Boden für Mais und bezogen auf Wurzel- und Sprossgehalte 448 bis 456 mg kg⁻¹ TS, 290 bis 410 mg kg⁻¹ TS für Wurzel- und Sprossgehalte von Rotklee und Hafer sowie 290 mg kg⁻¹ TS für Sommergerste, ebenfalls bezogen auf Wurzel- und Sprossgehalte.

Erhöhte Zinkgehalte im Boden hemmen nach Mengel (1991: 376) das Pflanzenwachstum erheblich. Abhilfe kann hier durch eine Verringerung der Zinkaufnahme durch die Pflanze geschaffen werden. Dies kann durch verschiedene mobilitätsmindernde Maßnahmen erfolgen wie Erhöhung des Boden-pH durch Aufkalkung, Düngung mit Phosphor und eine Vergrößerung der Adsorptionskapazität durch Steigerung des Anteils an organischer Substanz (Mengel 1991: 376; Wallnöfer & Engelhardt 1995: 129).

A.1.7 DDT und Metaboliten

DDT ist eines der bekanntesten chlororganischen Pestizide. Es wurde bereits 1874 von Othmar Zeidler dargestellt, die Verwendbarkeit als Insektizid aber erst 1939 durch den für seine Forschungen später mit dem Nobelpreis ausgezeichneten Paul Hermann Mül-

ler entdeckt. DDT war und ist eines der preiswertesten Mittel zur Insektenvernichtung (Lindemann & Blaß 2007). Gegenwärtig ist einer der wichtigsten Gründe für seine Anwendung der Schutz des Menschen und teilweise auch des Nutztviehs vor vektorübertragenen Krankheiten wie Malaria, Fleckfieber, Typhus und Cholera sowie nachgeordnet der Schutz landwirtschaftlicher Kulturen vor Schadinsekten.

Nach seinem Siegeszug als Mittel gegen diese sehr oft tödlich verlaufenden Krankheiten gelangte DDT Anfang der 60er Jahre u.a. durch Rachel Carsons Buch „The Silent Spring“ (dt. „Der stumme Frühling“) zu trauriger Berühmtheit. Dort werden in erster Linie die ökologischen Folgen des DDT-Verwendung geschildert, beispielsweise das „verstummen“ der Singvögel durch Populationsrückgänge.

DDT reichert sich im Fettgewebe an und akkumuliert dadurch stark in Nahrungsketten (Biomagnifikation). In einem Beispiel bei Alloway & Ayres (1996: 240) wird für Krokodile als Superprädatoren am Ende einer Nahrungskette ein Anreicherungsfaktor von rund 34 000 genannt, für karnivore Vögel sogar 80 000. Deutliche Rückgänge in Vogelpopulationen konnten auf einen endokrinen Effekt des DDT zurückgeführt werden. Hierdurch werden die Eierschalen dünner ausgebildet (engl. egg shell thinning) und es kommt häufiger zum Brechen der Schale und damit weniger Jungen pro Gelege. Aufgrund dieser ökotoxikologischen Auswirkungen kam es im Laufe der 70er Jahre zu weltweiten Verboten mit einer Dominanz auf Seiten der wohlhabenden Industrieländer. In der Bundesrepublik Deutschland wurde DDT 1972 verboten, in der DDR gab es bis zu deren Ende keine umfassende Beschränkung, allerdings wurde aufgrund eines Ministerratsbeschlusses von 1970 an mit einer stufenweisen – nach Anbaukulturen gegliederten – Einstellung der Anwendung begonnen. Diese Einschränkung führte zu einer stetigen Verringerung der DDT-Auslieferungen an die Land- und Forstwirtschaft mit einem Tiefststand 1980 und nach 1985, unterbrochen durch massive Einsätze in der Forstwirtschaft in den dazwischen liegenden Jahren (Heinisch et al. 1993).

Eine knappe Übersicht zu DDT geben Lindemann & Blaß (2007), für DDE Lindemann & Blaß (2007) und für DDD Lindemann & Blaß (2007). Die gegenwärtig aktuellste und mit rund 500 Seiten auch ausführlichste Quelle ist das toxikologische Profil zu DDT, DDE und DDD der ATSDR (ATSDR 2002).

Verbindungen und physikochemische Eigenschaften Technisch hergestelltes *p,p'*-Dichlor-2,2-diphenyl-1,1,1-trichlorethan enthält 65 bis 80 % *p,p'*-DDT (4,4'-DDT), 8 bzw. 15 bis 21 % *o,p'*-DDT (2,4'-DDT) und 0,3 bis 4 % *p,p'*-DDT (4,4'-DDD) (Sagunski & Perger 1994: 440; ATSDR 2002: 33). DDT hat die folgenden physikochemischen Eigenschaften (ATSDR 2002: 218f): $C_{14}H_9Cl_5$, CAS 50-29-3, Masse $354,49 \text{ g mol}^{-1}$, fest, Dichte $1,55 \text{ g cm}^{-3}$, Smp. 109°C , Sdp. 186°C , Lösl. $1,2 \mu\text{g l}^{-1}$ in H_2O bei 20°C . Das bei der Herstellung von DDT als auch bei dessen biochemischem Abbau durch Dehydrochlorierung entstehende *p,p'*-Dichlor-1,1-diphenyl-2,2-dichlorethan hat die folgenden Eigenschaften: $C_{14}H_8Cl_4$, CAS 72-55-9, Masse $318,02 \text{ g mol}^{-1}$, fest, Smp. 89°C , Lösl. $40 \mu\text{g l}^{-1}$ in H_2O bei 20°C . *p,p'*-Dichlor-1,1-diphenyl-2,2-dichlorethan ist sowohl im technischen formulierten DDT enthalten als auch ein Produkt des Abbaues von DDT mit den nachfolgenden Eigenschaften: $C_{14}H_{10}Cl_4$, CAS 72-54-8, Masse $320,04 \text{ g mol}^{-1}$, fest, Dichte $1,476 \text{ g cm}^{-3}$, Smp. 112°C , Lösl. $160 \mu\text{g l}^{-1}$ in H_2O bei 24°C). Tabelle A.1.8 (S. 252) gibt einen zusammenfassenden Überblick der physi-

kochemischen Eigenschaften von DDT und seinen Metaboliten. Parametervariabilitäten sind dort nicht dargestellt; diese gilt es aber zu beachten.

Eine umfangreiche Zusammenstellung von Studien und deren Methoden zur Bestimmung von Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten bietet die Datenbank LOGKOW[®](⁵), die u. a. von der GESTIS-Stoffdatenbank referenziert wird. Im Rahmen der LOGKOW[®] Datenbank erfolgt eine qualitative Einstufung der Werte, wobei eine Bewertung der Belastbarsten bzw. Plausibelsten als „*Recommended values*“ erfolgt. Die dieser Einstufung zugrunde liegenden Auswahlkriterien beschreibt Sangster (1989). Für DDT liegen die K_{OW} -Werte zwischen 3,98–7,48 (n=38) mit einem empfohlenen Wert⁶ von 6,36. Der empfohlene Wert⁷ für DDE beträgt 6,96 mit einer Spanne von 4–6,96 (n=16). Für DDD werden K_{OW} -Werte von 4–6,22 (n=10) berichtet, wobei als Empfehlung ein Wert⁸ von 6,02 angegeben wird.

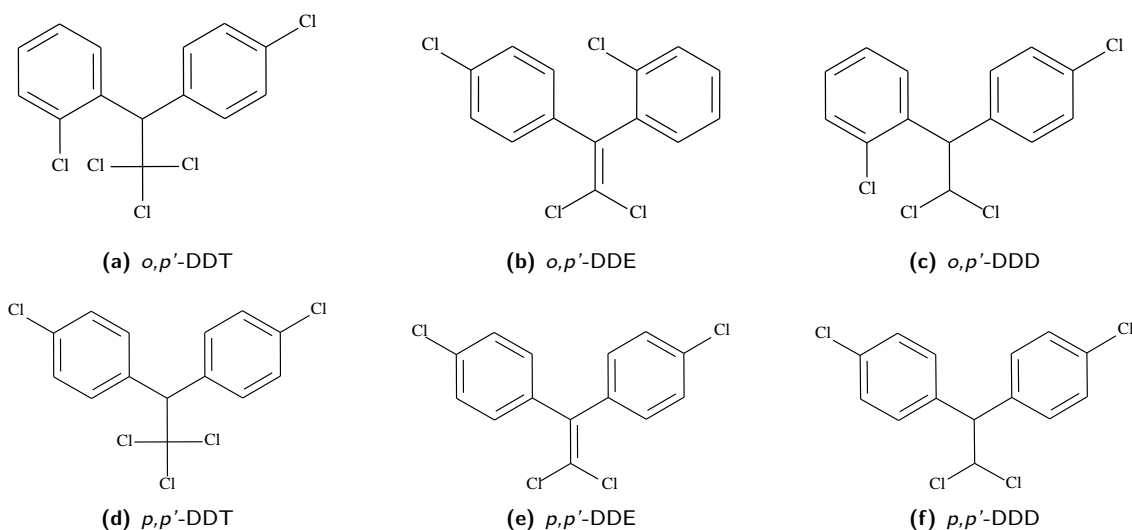


Abbildung A.1: Strukturformeln von DDT, DDE und DDD.

Vorkommen und Verwendung DDT entsteht durch Kondensation von Chloralhydrat und Chlorbenzol. Beim DDT und seinen Metaboliten handelt es sich um klassische Fremdstoffe (Xenobiotika), die in der Umwelt nicht natürlich vorkommen. Hauptanwendung von DDT ist der Schutz land- und forstwirtschaftlicher Kulturen vor Insekten sowie der Schutz von Mensch und Vieh vor Krankheiten, die von Insekten übertragen werden. Wirksam hierbei sind nur das DDT selbst sowie das DDD, DDE hat keine insektizide Wirkung.

Umweltkonzentrationen und -verhalten *o,p'*-DDT kommt nicht singular vor, sondern wird stets von Isomeren und Metaboliten begleitet, bedingt u. a. durch deren primäres

⁵<http://logkow.cisti.nrc.ca/logkow/index.jsp>

⁶<http://logkow.cisti.nrc.ca/logkow/display?OID=12409>

⁷<http://logkow.cisti.nrc.ca/logkow/display?OID=12367>

⁸<http://logkow.cisti.nrc.ca/logkow/display?OID=12457>

Vorhandensein im technischen DDT als auch den nachfolgenden Abbauprozessen der einzelnen Verbindungen. Vorherrschendes Isomer in der Umwelt ist die *p,p'*-Konfiguration von DDT, DDE und DDD (ATSDR 2002: 53).

Für Böden unter mitteleuropäischen Klimabedingungen werden Halbwertszeiten $t_{1/2}$ von 5 bis 20 Jahren angegeben, in tropischen Breiten können aufgrund der höheren Temperaturen und damit verbundener Volatilisierung $t_{1/2}$ von rund drei Monaten erreicht werden (Sagunski & Perger 1994: 440). Weitere Angaben finden sich in Tabelle A.4 (S. 247).

Tabelle A.4: Persistenz chlororganischer Pestizide: *p,p'*DDT und γ -HCH im Boden (Walker et al. 1996: 96).

Stoff	50%iger Abbau [a]	95%iger Abbau [a]
<i>p,p'</i> DDT	0,5–4	4–30
γ -HCH	$\approx 1,5$	3–10

Der Abbau von DDT in Böden erfolgt u. a. mikrobiell und ist – ähnlich wie beim Lindan – unter anaeroben Bedingungen deutlich schneller als unter aeroben, wo $t_{1/2}$ von mehreren Jahren bis zu Jahrzehnten zu beobachten sind. Als erstes Zwischenprodukt bei der Metabolisierung des DDT entsteht DDD, das zu weiteren chlorierten Metaboliten ab- und umgebaut wird (Haider 1996: 84). Die Trichlormethyl-Gruppe des DDT ist unter anaeroben Bedingungen komplett dechlorierbar; der weitergehende Ab- und Umbau des Moleküls unter diesen Bedingungen ist nicht bekannt (Zinder 2003: 1336). Experimentell konnten Weißfäulepilze als besonders geeignet für den Abbau von üblicherweise äußerst persistenten Chloraromaten identifiziert werden (Haider 1996: 80).

Toxikologie Im toxikologischen Stoffprofil der ATSDR zu DDT, DDE und DDD werden 140 Studien zu gesundheitlichen Effekten bei Mensch und Tier beschrieben, wobei die Formulierung „Tier und Mensch“ hier angebracht erscheint, da außer drei Studien alle auf Tierversuchen beruhen, die überwiegend an Mäusen und Ratten sowie seltener an Kaninchen, Schweinen, Hunden und Affen durchgeführt wurden.

Weder zu tödlichen Effekten noch zu systemischen Auswirkungen bei Inhalation wie kardiovaskulären, gastrointestinalen, hämatologischen, muskuloskeletalen, hepatischen, renalen oder dermalen Effekten existieren Studien (ATSDR 2002: 36). Ebenfalls keine Befunde gibt es zu immunologischen, lymphoretikulären, neurologischen, reproduktiven sowie entwicklungsbezogenen Effekten. Bei beruflich Exponierten wurde eine statistisch nicht signifikante Häufung von Lungenkrebs festgestellt, für Tiere liegen zu diesem Endpunkt keine Studien vor (ATSDR 2002: 37). Generell wird davon ausgegangen, dass eine Exposition eher durch das Verschlucken eingeatmeter Partikel erfolgt als durch pulmonale Aufnahme, wobei auch den entsprechenden respiratorischen Clearance-Mechanismen wie beispielsweise der mukoziliären Clearance eine entscheidende Bedeutung zukommt.

Trotz fehlender belastbarer empirischer Befunde für kanzerogene Effekte hat die US-EPA ein UR für DDT abgeleitet. Das UR beträgt $9,7 \cdot 10^{-5} \mu\text{g m}^{-3}$ was bei zusätzlichen Krebsrisiken von $1 \cdot 10^{-4}$, $1 \cdot 10^{-5}$, $1 \cdot 10^{-6}$, und $1 \cdot 10^{-7}$ Luftkonzentrationen von $1 \cdot 10^{-3}$, $1 \cdot 10^{-4}$, $1 \cdot 10^{-5}$, und $1 \cdot 10^{-6} \text{ mg m}^{-3}$ entspricht. Die Wirkung von DDT und seinen Metaboliten als Kanzerogene und endokrine Disruptoren wird weiter diskutiert (Safe 2000;

Snedeker 2001; Eskenazi et al. 2009), zu schon früher bekannten östrogenen Wirkungen siehe auch Sagunski & Perger (1994: 442). Eine zusammenfassende Übersicht neuerer englischsprachiger Studien aus dem Zeitraum 2003 bis 2008 zum Themenkomplex geben Eskenazi et al. (2009). Eine ausgeprägte Mutagenität von DDT und seiner Metaboliten konnte nach Sagunski & Perger (1994: 442) nicht festgestellt werden.

Die akute Toxizität ermittelt als LD₅₀ durch orale Gabe an Ratten beträgt für DDT 113 bis 800 mg kg⁻¹, für DDE 810 bis 880 mg kg⁻¹ und für DDD 400 bis 4 000 mg kg⁻¹ (ATSDR 2002: 72–74). Für DDT konnte eine Altersabhängigkeit mit geringerer Letalität bei höherem Alter der Tiere festgestellt werden. Beim Menschen konnten keine Mortalitätsunterschiede zwischen Exponierten und Kontrollgruppen festgestellt werden. Eine detaillierte Übersicht zu Untersuchungen subletaler und kanzerogener Effekte bei oraler Aufnahme findet sich bei ATSDR (2002: 74–126).

Primärer Endpunkt der chronischen Toxizität von DDT ist die Leber (Hepatotoxizität). Sagunski & Perger (1994: 442) geben für diesen Endpunkt ein NOAEL von 1,5 mg kg⁻¹ d⁻¹ DDT. Hierauf basierend hat die WHO 1984 einen ADI von 20 µg kg⁻¹ d⁻¹ festgelegt (Sagunski & Perger 1994: 440).

DDT und seine Metaboliten werden in erster Linie oral aufgenommen, die dermale Aufnahme spielt eine geringere Rolle. Bei oraler Aufnahme – vor allem im Beisein von fetthaltiger Nahrung – wird eine nahezu vollständige Resorption beobachtet (Sagunski & Perger 1994: 440). Zum DDT-Metabolismus im menschlichen Körper siehe ebenda.

Gesetze – Richtlinien – Verordnungen Nutzungsbezogene Prüfwerte für den Pfad Boden-Mensch werden von der BBodSchV festgelegt. Sie betragen für die Nutzung Kinderspielfläche 40 mg kg⁻¹ TS, Wohngebiet 80 mg kg⁻¹ TS sowie Park- und Freizeitfläche 200 mg kg⁻¹ TS (siehe auch Tabelle 2.3, S. 50). Für die Nutzung Industrie- und Gewerbefläche gibt es in der BBodSchV gegenwärtig keine Regelungen, ebensowenig zum Pfad Boden-Pflanze.

In der Bundesrepublik Deutschland wurden 1972 Herstellung, Einfuhr, Ausfuhr, Inverkehrbringung, Erwerb und Anwendung von DDT durch das DDT-Gesetz – Gesetz über den Verkehr mit DDT verboten (DDTG 1972), welches 1994 aufgehoben wurde. Dessen inhaltlichen Normen sind allerdings in andere Rechtsverordnungen wie das Chemikaliengesetz, die Chemikalienverbotsverordnung sowie das Pflanzenschutzmittelgesetz überführt worden, so dass weiterhin ein nahezu generelles Verbot besteht. In der DDR wurde DDT bis in die 90er Jahre produziert und – allerdings in abnehmendem Umfang – auch verwendet (Heinisch et al. 1993).

EU-weite Grenzwerte für DDT in Lebensmitteln als Summenparameter aus *p,p'*-DDT, *o,p'*-DDT, *p,p'*-DDE und *p,p'*-DDE legt die VO (EG) 396/2005 bzw. VO (EG) 149/2008 fest. Dieser RHG beträgt in Abhängigkeit vom jeweiligen Lebensmittel zwischen 0,01 und 1 mg kg⁻¹ TS. Für die Lebensmittelgruppen Früchte, Gemüse, Hülsenfrüchte, Ölsaaten und Getreide liegt der RHG bei 0,05 mg kg⁻¹ TS.

A.1.8 Hexachlorcyclohexan-Isomere

HCH wird bzw. wurde primär zur Zubereitung von Insektiziden hergestellt, wobei von den acht bei der Synthetisierung entstehenden Isomeren nur das γ -HCH insektizide Eigenschaften hat. Das γ -HCH, bekannter unter seinem Handelsnamen Lindan, gehört wie DDT zur Gruppe der chlororganischen Pestizide (Blaß 2004). Lindan wurde erstmals 1912 durch den Chemiker Van de Linden dargestellt und beschrieben, seine Vermarktung erfolgte ab 1941 durch die Firma Imperial Chemical Industries (ICI) (Alloway & Ayres 1996: 237). Bei der technischen Herstellung von Lindan entstehen zum überwiegenden Anteil von mehr als 80 % auch andere Isomere, die nicht insektizid sind. Lindan und seinen Isomeren ist eine hohe Lipophilie und hohe Persistenz gemein, mit allen daraus resultierenden Folgen für Mensch und Umwelt. Lindan gelangte in erster Linie durch seine planmäßige Anwendung in Land- und Forstwirtschaft in die Umwelt, die anderen Isomere des HCH vor allem bei der frühen Anwendung von technischem HCH sowie bei der Lindan-Produktion und Deponierung der Abprodukte in Form von nicht insektiziden Isomeren.

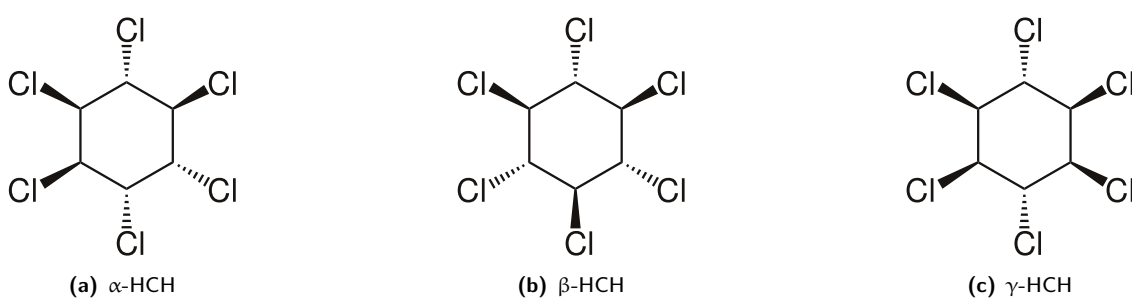


Abbildung A.2: Strukturformeln von α -HCH, β -HCH, γ -HCH.

Verbindungen und physikochemische Eigenschaften Die Hexachlorcyclohexane sind eine Gruppe von monozyklischen chlorierten Kohlenwasserstoffen, die aus acht durch Stereoisomerie bedingten Vertretern besteht. Die Benennung der einzelnen Isomere erfolgt durch griechische Kleinbuchstaben basierend auf der Bindungsgeometrie der Chloratome am Cyclohexanring, wobei entweder eine Stellung des Chlors axial (a), d. h. senkrecht oder äquatorial (e), d. h. waagrecht zur Ebene des Rings möglich ist (siehe Tabelle A.5, S. 250). Bekanntester Vertreter ist das γ -Isomer, das als Insektizid mit der Bezeichnung Lindan weit verbreitet war und teilweise noch ist. Lindan enthält üblicherweise mehr als 99 % γ -HCH (ATSDR 2005a: 173).

Trotz gleicher Summenformel unterscheiden sich die einzelnen Isomere teilweise deutlich in ihren physikochemischen Eigenschaften, wie die vergleichende Übersicht in Tabelle A.1.8 (S. 253) zeigt. Bei den Kenngrößen ist zu beachten, dass eine beträchtliche Schwankungsbreite existiert, siehe hierzu etwa die Zusammenstellung bei Mackay et al. (2006a), die LOGKOW[®]-Datenbank sowie die Untersuchungen von Xiao et al. (2004) und Shen (2008).

Tabelle A.5: Konfigurationen der HCH-Isomere sowie deren Schmelzpunkt (Smp.) nach Hartmann-Schreier (2005).

HCH	Konfiguration	Konformation	Smp. °C
α	$\alpha\alpha\beta\alpha\beta\beta$	<i>aaeeee</i>	160
β	$\alpha\beta\alpha\beta\alpha\beta$	<i>eeeeee</i>	309
χ	$\alpha\alpha\beta\alpha\alpha\beta$	<i>aaaeae</i>	113
δ	$\alpha\alpha\alpha\beta\alpha\beta$	<i>aeaeae</i>	139
ϵ	$\alpha\alpha\alpha\beta\beta\beta$	<i>aeaeae</i>	219
ζ	$\alpha\alpha\alpha\alpha\alpha\alpha$	<i>aeaeae</i>	
η	$\alpha\alpha\alpha\alpha\beta\beta$	<i>aaeaeae</i>	90
θ	$\alpha\alpha\alpha\alpha\alpha\beta$	<i>aeaeae</i>	125

a axial, e äquatorial

Herstellung, Vorkommen und Verwendung Zur Gewinnung von Lindan wird Benzol unter Einwirkung von UV-Licht chloriert, wobei so genanntes technisches HCH entsteht. Dieses Isomerengemisch enthält im Schnitt 65 bis 70 % α -HCH, 7 bis 20 % β -HCH, 14 bis 15 % γ -HCH, 6 bis 10 % δ -HCH, 1 bis 2 % ϵ -HCH und bis zu 5 % Heptachlor- und Octachlorcyclohexan (Fiedler et al. 1993: 5; Hartmann-Schreier 2005).

Alle HCH-Isomere sind Xenobiotika, die nicht natürlich in der Umwelt vorkommen. Durch ihren weit verbreiteten und Jahrzehnte dauernden Einsatz sowie ihre Flüchtigkeit, Persistenz und Bioakkumulationsfähigkeit sind sie mittlerweile weltweit in Wasser, Boden, Luft und Biota nachweisbar.

Umweltkonzentrationen und -verhalten Hartmann-Schreier (2005) weisen auf den photolytischen Abbau von Lindan zu CO_2 hin. Die Halbwertszeiten im Boden betragen für γ -HCH nach Hartmann-Schreier (2005) 6 bis 12 Monate bzw. über ein Jahr nach Sagunski & Perger (1994: 447), die für β -HCH $t_{1/2}$ von 8 bis 10 Jahren angeben.

Unter aeroben Bedingungen erfolgt nur ein relativ langsamer Abbau des γ -HCH zu γ -Pentachlorcyclohexen, welches dann ebenfalls langsam weiter dechloriert wird. In Nassböden (Reisfelder) sowie Fluss- und Seesedimente wurde dagegen eine beschleunigte Dechlorierung beobachtet. Dies gilt in erster Linie für das γ -Isomer, die anderen Isomere hingegen – v. a. β -HCH und δ -Hexachlorcyclohexan (δ -HCH) aber auch α -HCH – sind deutlich geringer abbaubar (Haider 1996: 82). Dies erklärt u. a. deren relative Anreicherung in Gewässern und Böden. Für Lindan wird dieser Abbau in Form einer reduktiven Dechlorierung durch obligate als auch fakultative anaerobe Mikroorganismen wie *Clostridium rectum*, *C. pasteurianum* oder *C. butyricum* beschrieben (Haider 1996: 82 f.; Zinder 2003: 1332). Hierbei wird das γ -HCH zu 1,2,4-Trichlorbenzol reduziert und dieses dann weiter aerob abgebaut (Haider 1996: 82).

Toxikologie Mit den anderen Vertretern der chlororganischen Pestizide gemein ist dem Lindan die primär neurotoxische Wirkung bei den Zielorganismen (Blaß 2004). Lindan beeinflusst die Erregungsleitung der Nervenzellen indem es dauerhaft Aktionspotenziale auslöst und eine Rückkehr in den Zustand des Ruhepotenzials verhindert, was zu Dauer- bzw. Übererregung und damit verbundenen unkontrollierten Muskelkontraktionen führt. Hierdurch versagt die Funktion der Atem- als auch der Herzmuskulatur und der Tod des betroffenen Organismus ist die Folge. Ausführliche Darstellungen zur Toxizität der

verschiedenen HCH-Isomere geben die Stoffmonographien von Fiedler et al. (1993) sowie ATSDR (2005a).

Gesetze – Richtlinien – Verordnungen Für die Summe der HCH-Isomere legt die BBodSchV nutzungsbezogene Prüfwerte für die Pfade Boden-Mensch fest, die für die Nutzung Kinderspielfläche $5 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TS}$, für Wohngebiet $10 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TS}$, für Park- und Freizeitanlagen $25 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TS}$ sowie für Industrie- und Gewerbeflächen $400 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TS}$ betragen (siehe auch Tabelle 2.3, S. 50). Für den Pfad Boden-Pflanze gibt es in der BBodSchV gegenwärtig keine Regelungen.

Die VO (EG) 396/2005 (2005) bzw. VO (EG) 149/2008 (2008) legt EU-weite Grenzwerte für Lindan als γ -HCH in Nahrungsmitteln fest, die lebensmittelspezifisch zwischen $0,01$ und $1 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TS}$ betragen. Weitere RHGs existieren für α -HCH, β -HCH sowie Σ -HCH exklusive γ -HCH. Für pflanzliche Erzeugnisse liegen RHGs nur für Σ -HCH sowie γ -HCH vor. Die Werte liegen für γ -HCH durchgehend bei $0,01 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TS}$, für Σ -HCH betragen sie bezogen auf die Lebensmittelgruppen Früchte, Gemüse und Hülsenfrüchte ebenfalls $0,01 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TS}$, bei Ölsaaten und Getreide $0,02 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TS}$.

Durch die Entscheidung zur Nichtaufnahme von Lindan (ES 2000/801/EG) in den Anhang I der EU-Pflanzenschutzmittelrichtlinie RL 91/414/EWG mit der Liste der zur Verwendung in Pflanzenschutzmitteln zulässigen Wirkstoffe ist Lindan seit 2000 in Deutschland nicht mehr zu Zwecken des Pflanzenschutzes zugelassen. Bis zum Ende der DDR existierten dort so gut wie keine Anwendungsbegrenzungen (Heinisch et al. 1993: 278). Zu Lindan als prioritärem Stoff der EU-WRRL RL 2000/60/EG siehe Hillenbrand et al. (2006c).

Tabelle A.6: Physikochemische Parameter von DDT, DDE und DDD (ATSDR 2002: 216–219).

Eigenschaft	<i>o,p'</i> -DDT	<i>o,p'</i> -DDE	<i>o,p'</i> -DDD	<i>p,p'</i> -DDT	<i>p,p'</i> -DDE	<i>p,p'</i> -DDD
Handelsname(n)	Genitox, Anofex, Detoxan, Neocid, Gesarol, Pentachlorin, Dicophane, Chlorophenothaneb	–	DDD, Rothane, Dilene, TDE	–	–	Lysodren
Summenformel	C ₁₄ H ₉ Cl ₅	C ₁₄ H ₈ Cl ₄	C ₁₄ H ₁₀ Cl ₄	C ₁₄ H ₉ Cl ₅	C ₁₄ H ₈ Cl ₄	C ₁₄ H ₁₀ Cl ₄
CAS-Nr.	50-29-3	72-55-9	72-54-8	789-02-6	3424-82-6	53-19-0
Molekulargewicht	354,49	318,03	320,05	354,49	318,03	320,05
Farbe	farblose Kristalle, weißes Pulver	weiß	farblose Kristalle, weißes Pulver	weißes kristallines Pulver	–	–
Aggregatzustand	fest	fest, kristallin	fest	fest	–	fest
Schmelzpunkt	109°C	89°C	109–110°C	74°C	–	76–78°C
Siedepunkt	Zersetzung	336°C	350°C	–	–	–
Dichte	0,98–0,99 g cm ⁻³	–	1,385 g cm ⁻³	0,98–0,99 g cm ⁻³	–	–
Löslichkeit Wasser	0,025 mg l ⁻¹ (25°C)	0,12 mg l ⁻¹ (25°C)	0,09 mg l ⁻¹ (25°C)	0,085 mg l ⁻¹ (25°C)	0,14 mg l ⁻¹ (25°C)	0,1 mg l ⁻¹ (25°C)
Löslichkeit org. Lösungsmittel	wenig löslich in Ethanol, hohe Löslichkeit in Ethyl-Äther und Aceton	Löslich in Fetten und organischen Lösungsmitteln	–	–	–	Löslich in Äthanol, Isoooktan, Kohlenstofftetrachlorid
Log K _{ow}	6,91	6,51	6,02	6,79	6,00	5,87
Log K _{oc}	5,18	4,70	5,18	5,35	5,19	5,19
Dampfdruck	1,6 · 10 ⁻⁷ Torr (20°C)	6,0 · 10 ⁻⁶ Torr (25°C)	1,35 · 10 ⁻⁶ Torr (25°C)	1,1 · 10 ⁻⁷ Torr (20°C)	6,2 · 10 ⁻⁵ Torr (25°C)	1,94 · 10 ⁻⁶ Torr (30°C)
Henry Konstante	8,3 · 10 ⁻⁶ Pa m ³ mol ⁻¹	2,1 · 10 ⁻⁵ Pa m ³ mol ⁻¹	4 · 10 ⁻⁶ Pa m ³ mol ⁻¹	5,9 · 10 ⁻⁷ Pa m ³ mol ⁻¹	1,8 · 10 ⁻⁵ Pa m ³ mol ⁻¹	8,17 · 10 ⁻⁶ Pa m ³ mol ⁻¹

Tabelle A.7: Physikochemische Parameter von α -HCH, β -HCH, γ -HCH und δ -HCH (ATSDR 2005a: 174–176).

Eigenschaft	α -HCH	β -HCH	γ -HCH	δ -HCH
Summenformel	$C_6H_6Cl_6$	$C_6H_6Cl_6$	$C_6H_6Cl_6$	$C_6H_6Cl_6$
CAS-Nr.	319-84-6	319-85-7	319-86-8	58-89-9
Molekulargewicht	290,83	290,83	290,83	290,83
Farbe	bräunlich bis weiß	–	weiß	–
Aggregatzustand	fest, kristallin	fest, kristallin	fest, kristallin	feine Plättchen
Schmelzpunkt	159–160°C	314–315°C	112,5°C	141–142°C
Siedepunkt	288°C (760 mmHg)	60°C (0,5 mmHg)	60°C (0,36 mmHg)	323,4°C (760 mmHg)
Dichte	1,87 (20°C) $g\ cm^{-3}$	1,89 $g\ cm^{-3}$ (19°C)	1,89 $g\ cm^{-3}$ (19°C)	–
Löslichkeit Wasser	10 ppm	5 ppm	17 ppm	10 ppm
Löslichkeit org. Lösungsmittel	–	–	–	–
Log K_{ow}	3,8	3,78	3,72	4,14
Log K_{oc}	3,57	3,57	3,57	3,8
Dampfdruck	$4,5 \cdot 10^{-5}$ mmHg (25°C)	$3,6 \cdot 10^{-7}$ mmHg (20°C)	$4,2 \cdot 10^{-5}$ mmHg (20°C)	$3,5 \cdot 10^{-5}$ mmHg (25°C)
Henry Konstante	$6,9 \cdot 10^{-6}$ Pa $m^3\ mol^{-1}$	$4,5 \cdot 10^{-7}$ Pa $m^3\ mol^{-1}$	$3,5 \cdot 10^{-6}$ Pa $m^3\ mol^{-1}$	$2,1 \cdot 10^{-7}$ Pa $m^3\ mol^{-1}$

B Expositionspfade: Medien und Prozesse

Tabelle B.1: Pfade und Prozesse [in Klammern] der Exposition des Rezeptors Mensch.

Pfad	Konkrete Expositionssituation
Sediment – [gelöster Transport] – Boden(wasser) – [Aufnahme] – Pflanze – [Verarbeitung] – pflanzliche Nahrungsmittel – [Ingestion] – Mensch	Schadstoffaufnahme durch die Pflanze aus dem Wurzelraum. Verzehr pflanzlicher Nahrungsmittel aus eigenem Anbau.
Sediment – [Volatilisierung] – Außenluft – [Aufnahme] – Pflanze – [Verarbeitung] – pflanzliche Nahrungsmittel – [Ingestion] – Mensch	Schadstoffaufnahme durch die Pflanze aus der Außenluft. Verzehr pflanzlicher Nahrungsmittel aus eigenem Anbau.
Sediment – [partikulärer Transport] – Außenluft – [Deposition] – Pflanze – [Verarbeitung] – pflanzliche Nahrungsmittel – [Ingestion] – Mensch	Nasse und trockene Deposition aus der Außenluft. Verzehr pflanzlicher Nahrungsmittel aus eigenem Anbau.
Sediment – [Anhaftung] – Pflanze – [Verarbeitung] – pflanzliche Nahrungsmittel – [Ingestion] – Mensch	Anhaftung von nicht abwaschbaren Sedimentpartikeln an Pflanzenteilen. Verzehr pflanzlicher Nahrungsmittel aus eigenem Anbau.
Sediment – [gelöster Transport] – Boden(wasser) – [Aufnahme] – Pflanze – [Verarbeitung] – pflanzliche Futtermittel – [Ingestion] – Tier – [Verarbeitung] – tierische Lebensmittel – [Ingestion] – Mensch	Schadstoffaufnahme durch die Pflanze aus dem Wurzelraum mit anschließender Verfütterung. Verzehr tierischer Nahrungsmittel aus eigener Zucht.
Sediment – [Volatilisierung] – Außenluft – [Aufnahme] – Pflanze – [Verarbeitung] – pflanzliche Futtermittel – [Ingestion] – Tier – [Verarbeitung] – tierische Lebensmittel – [Ingestion] – Mensch	Schadstoffaufnahme durch die Pflanze aus der Außenluft mit anschließender Verfütterung. Verzehr tierischer Nahrungsmittel aus eigener Zucht.
Sediment – [partikulärer Transport] – Außenluft – [Deposition] – Pflanze – [Verarbeitung] – pflanzliche Futtermittel – [Ingestion] – Tier – [Verarbeitung] – tierische Lebensmittel – [Ingestion] – Mensch	Nasse und trockene Deposition aus der Außenluft mit anschließender Verfütterung. Verzehr tierischer Nahrungsmittel aus eigener Zucht.
Sediment – [Anhaftung] – Pflanze – [Verarbeitung] – pflanzliches Futtermittel – [Ingestion] – Tier – [Verarbeitung] – tierische Lebensmittel – [Ingestion] – Mensch	Anhaftung von nicht abwaschbaren Sedimentpartikeln an Pflanzenteilen mit anschließender Verfütterung. Verzehr tierischer Nahrungsmittel aus eigener Zucht.
Trinkwasser – [Ingestion] – Tier – [Verarbeitung] – tierische Nahrung – [Ingestion] – Mensch	Tränken mit Trinkwasser aus öffentlichen Netzen. Verzehr tierischer Nahrungsmittel aus eigener Zucht.
Sediment – [gelöster Transport] – Boden(wasser) – [Transport] – Grundwasser als Trinkwasser – [Ingestion] – Tier – [Verarbeitung] – tierische Nahrung – [Ingestion] – Mensch	Tränken mit Trinkwasser aus Hausbrunnen. Verzehr tierischer Nahrungsmittel aus eigener Zucht.

Fortsetzung auf der nächsten Seite

Tabelle B.1: Fortsetzung: Pfade und Prozesse [in Klammern] der Exposition des Rezeptors Mensch.

Pfad	Konkrete Expositionssituation
Oberflächenwasser – [Ingestion] – Tier – [Verarbeitung] – tierische Nahrung – [Ingestion] – Mensch	Stehende und fließende Gewässer als Tränken. Verzehr tierischer Nahrungsmittel aus eigener Zucht.
Sediment – [Volatilisierung] – Außenluft – [Inhalation] – Tier – [Verarbeitung] – tierische Nahrung – [Ingestion] – Mensch	Einatmen von Außenluft mit gasförmigen Schadstoffen durch Tiere. Verzehr tierischer Nahrungsmittel aus eigener Zucht.
Sediment – [partikulärer Transport] – Außenluft – [Inhalation] – Tier – [Verarbeitung] – tierische Nahrung – [Ingestion] – Mensch	Einatmen von Außenluft mit partikulären Schadstoffen durch Tiere. Verzehr tierischer Nahrungsmittel aus eigener Zucht.
Oberflächenwasser – [Biotkonzentration] – aquatisches Tier – [Verarbeitung] – tierische Nahrung – [Ingestion] – Mensch	Schadstoffaufnahme durch Fische. Verzehr von Fisch aus belasteten Gewässern.
Oberflächenwasser – [Ingestion] – Mensch	Verschlucken von Wasser beim Baden in stehenden und fließenden Gewässern.
Sediment – [Ingestion] – Mensch	Beabsichtigtes und unbeabsichtigtes Verschlucken von Sediment durch Hand-zu-Mund-Kontakte bei Kindern.
Sediment – [Volatilisierung] – Außenluft – [Inhalation] – Mensch	Einatmen gasförmig belasteter Außenluft.
Sediment – [partikulärer Transport] – Außenluft – [Inhalation] – Mensch	Einatmen partikulär belasteter Außenluft.
Oberflächenwasser – [Volatilisierung] – Außenluft – [Inhalation] – Mensch	Einatmen belasteter Außenluft an der Gewässeroberfläche beim Schwimmen.
Sediment – [dermale Resorption] – Mensch	Schadstoffaufnahme aus Sedimentanhaftungen auf der Haut verursacht durch direkten Bodenkontakt, z. B. beim Spielen.
Oberflächenwasser – [dermale Resorption] – Mensch	Schadstoffaufnahme durch die Haut beim Baden in stehenden und fließenden Gewässern.
Trinkwasser – [Ingestion] – Mensch	Verzehr von Trinkwasser aus öffentlichen Netzen.
Sediment – [gelöster Transport] – Boden(wasser) – [Transport] – Grundwasser als Trinkwasser – [Ingestion] – Mensch	Verzehr von Trinkwasser aus Hausbrunnen.
Sediment – [partikulärer Transport] – Außenluft – [partikulärer Transport] – Innenluft – [Deposition] – Hausstaub – [Ingestion] – Mensch	Unbeabsichtigtes Verschlucken von Staubanhaftungen durch Hand-zu-Mund-Kontakte bei Kindern.

Fortsetzung auf der nächsten Seite

Tabelle B.1: Fortsetzung: Pfade und Prozesse [in Klammern] der Exposition des Rezeptors Mensch.

Pfad	Konkrete Expositionssituation
Sediment – [Volatilisierung] – Außenluft – [gasförmiger Transport] – Innenluft – [Inhalation] – Mensch	Einatmen gasförmig belasteter Innenluft.
Sediment – [partikulärer Transport] – Außenluft – [partikulärer Transport] – Innenluft – [Inhalation] – Mensch	Einatmen partikulär belasteter Innenluft.
Trinkwasser – [Volatilisierung] – Innenluft – [Inhalation] – Mensch	Einatmen von Innenluft mit gasförmigen Schadstoffen aus dem Trinkwasser aus öffentlichen Netzen.
Sediment – [gelöster Transport] – Boden(wasser) – [Transport] – Grundwasser als Trinkwasser – [Volatilisierung] – Innenluft – [Inhalation] – Mensch	Einatmen von Innenluft mit gasförmigen Schadstoffen aus dem Trinkwasser aus Hausbrunnen.
Hausstaub – [dermale Resorption] – Mensch	Schadstoffaufnahme über die Haut durch anhaftenden Hausstaub.
Trinkwasser – [dermale Resorption] – Mensch	Schadstoffaufnahme über die Haut durch Trinkwasser aus öffentlichen Netzen.
Sediment – [gelöster Transport] – Boden(wasser) – [Transport] – Grundwasser als Trinkwasser – [dermale Resorption] – Mensch	Schadstoffaufnahme über die Haut durch Trinkwasser aus Hausbrunnen.

C Maßnahmen zur Risikosteuerung

Tabelle C.1: Katalog von Maßnahmen zur Reduzierung von hochwasserbedingten Schadstoffrisiken zusammengestellt aus Elsäßer et al. (2004), Flachowsky (2006), GfRS (2006), LfUG (2006) und LUA-NRW (2006).

Bezeichnung der Maßnahme	Wirkung	SPRC
Bau von Rückhaltebecken	Schadstoffrückhalt im Einzugsgebiet	S ₁
Verlegung von Deichbauwerken	Verhinderung der Überströmung belasteter Flächen und damit verbundenem Austrag	S ₁
Ausbaggern von Rückhaltebecken	Verhinderung der Mobilisierung belasteter Sedimentdepots aus Rückhaltebecken	S ₁
Ausbaggern des Flußbettes	Verhinderung der Mobilisierung belasteter Sedimentdepots im Gewässer	S ₁
Erosionsschutzmaßnahmen allg.	Verhinderung des Austrages belasteter Sedimente aus der Fläche	S ₁
Uferbefestigung mit Steinpackungen	Verhinderung lateraler Ufererosion und damit verbundener Mobilisierung belasteter Sedimente	S ₁
Erhöhung von Deichbauwerken	Verhinderung der Überströmung belasteter Flächen und damit verbundenem Austrag	S ₁
Bodenüberdeckung	Verhinderung des Kontakts bei Nutzungserhalt	S ₂
Zusatz von Ionenaustauschern als Sorbent	Verringerung der Mobilität/Verfügbarkeit	S ₂
Zusatz und Vermehrung von Mikroorganismen	Erhöhung des mikrobiellen Abbaues	S ₂
Phytoextraktion	Verringerung der Bodenkonzentration	S ₂
Zusatz von Humus als Sorbent	Verringerung der Mobilität/Verfügbarkeit	S ₂
Zusatz von Ton als Sorbent	Verringerung der Mobilität/Verfügbarkeit	S ₂
Bodenversiegelung	Verhinderung des Kontakts	S ₂
Zusatz von Fe/Mn-Oxiden als Komplexbildner	Verringerung der Mobilität/Verfügbarkeit	S ₂
Bodenaustausch	Entfernung der Schadstoffe	S ₂
Mahd und Ernte nur zu bestimmten Tageszeiten	Trockenes Mähgut	P ₂
Anwelkdauer erhöhen (Trockensubstanz-Gehalt)	Schmutz fällt bei Wendevorgängen ab	P ₂
Reduzierte Anzahl an Wendevorgängen beim Anwelken und zusätzlich Verwendung von Siliermitteln	Bei feuchtem Boden weniger Verschmutzung, bei feuchtem Erntegut Gärung durch Siliermittel steuern	P ₂
An Stelle von Bodentrocknung jetzt Heubelüftung	Verkürzung der Feldphase durch Einfuhr mit höherem Feuchtegehalt des Futters	P ₂
Futtertransport ohne Staubeentwicklung	Reduzierte Staubebelastung bei Nutzung verschmutzter Wege oder falls durch Transporte Wege verschmutzt werden	P ₂

Fortsetzung auf der nächsten Seite

Tabelle C.1: Fortsetzung: Katalog von Maßnahmen zur Risikoreduzierung.

Bezeichnung der Maßnahme	Wirkung	SPRC
Reinigung der Reifen von anhaftendem Erdreich oder Mindeststrecke auf befestigtem Weg	Möglichst Selbstreinigung der Reifen nach Befahren feuchter Flächen	P ₂
Anlage von Behelfssilos (nicht auf belasteter Fläche)	Kein zusätzlicher Schmutzeintrag	P ₂
Futtereinlagerung ohne Silodurchfahrt	Kein Schmutz aus den Reifenprofilen ins Silo	P ₂
Reifendruck anpassen (Luftdruckregelsystem)	Weniger Unebenheiten verursachen, geringere Schmutzaufnahme der Reifen	P ₂
Abschleppen der Fläche	Verhinderung von Unebenheiten	P ₂
Direkte Ernte ohne Bodenkontakt und Trocknung zu Grünmehlpellets	Keine Schmutzaufnahme	P ₂
Hoffläche befestigen	Selbstreinigung der Reifen, weniger Schmutzeintrag ins Silo	P ₂
Bereifung anpassen	Weniger Unebenheiten, Vermeiden von Narbenverletzungen, geringere Schmutzaufnahme der Reifen	P ₂
Neuansaat	Schaffung einer dichten Grasnarbe	P ₂
Ein- oder mehrmalige Nachsaat	Schaffung einer dichten Grasnarbe	P ₂
Übersaat	Schließung von Lücken in der Grasnarbe	P ₂
Unkrautbekämpfung	Verringerung des Anteiles stärker anreichernder Wiesenkräuter	P ₂
Unkrautbekämpfung	Verbesserung des Narbenschlusses	P ₂
Walzen der Fläche	Verhinderung von Unebenheiten und Auflockerungen des Bodens	P ₂
Futterentnahme mittels Heu-Reinigungsgerät	Trennung Futter und Schmutz (bei Heu)	P ₂
Nutzungstiefe auf mindestens 5 cm anheben	Verhinderung von Grasnarbenverletzungen und damit geringere Futterschmutzung	P ₂
Verlegung von Deichbauwerken	Verhinderung des Eintrages auf unbelastete Flächen	P ₂
Erhöhung von Deichbauwerken	Verhinderung des Eintrages auf unbelastete Flächen	P ₂
Beregnung als Schutz vor Abwehungen	Verringerung der partikulären Luftbelastung	P ₂
Bodenbedeckung durch dichte Pflanzendecke	Verminderung des direkten Kontakts	P ₂
Wühlmausbekämpfung	Verhinderung des Aufwühlens der Erde und Schaffung einer dichten Grasnarbe	P ₂
Hinauszögern der Erntetermine bei nassen Bodenverhältnissen, bis wieder trockenere Bedingungen herrschen	Verhinderung von Schmutzanhaftungen	P ₂
Anbau in Mulchfolien oder unter Folientunneln	Reduzierung/Vermeidung von Verspritzungen	P ₂
Verbessern der Bodenstruktur durch ackerbauliche Maßnahmen	Verringerung der Erodierbarkeit und damit der Verspritzung	P ₂
Anpassung der Beregnungstechnik/-steuerung	Reduzierung der Verspritzung	P ₂
Anbau von kopfbildenden Arten/Sorten anstelle von offenblättrigen Arten/Sorten	Verhinderung der Schmutzansammlung durch Verspritzung	P ₂
Beweidung nur bei Schönwettertagen	Weniger Narbenverletzungen und Futterschmutzung	P ₂

Fortsetzung auf der nächsten Seite

Tabelle C.1: Fortsetzung: Katalog von Maßnahmen zur Risikoreduzierung.

Bezeichnung der Maßnahme	Wirkung	SPRC
Mulchsaaten/-pflanzungen (Stroh bzw. sonstige Erntereste der Vorfrucht)	Reduzierung/Vermeidung der Verspritzung	P ₂
Futter berechnen	Futter waschen	P ₂
Anbau von Feldgemüse mit bodenfernwachsenden Ernteprodukten	Verhinderung der Schmutzansammlung durch Verspritzung	P ₂
Tiefenumbruch mit Pflug	Verlagerung des belasteten Materials in tiefere Bodenbereiche. Verringerung der Stoffkonzentration durch Mischung mit unbelastetem Material	P ₂
Überdecken des Bodens	Verhinderung des Kontakts zu belastetem Bodenmaterial	P ₂
Abschieben des Bodens (0–20/40 cm)	Entfernung des belasteten Bodenmaterials	P ₂
Anbau von Winterweizen- und Sommergerstesorten mit geringem Anreicherungsvermögen	Verringerung der Schadstoffanreicherung im Weizenkorn	P ₂
Erhöhung des pH-Wertes	Verringerung des Schwermetalltransfers in die Pflanze	P ₂
Phosphordüngung am Beginn der Vegetationsperiode	Verringerung des Schwermetalltransfers in die Pflanze	P ₂
Anbau von Arten/Sorten mit geringerer spezifischer Oberfläche	Verhinderung der Schmutzansammlung durch Verspritzung	P ₂
Befestigter Unterstand	Keine Narbenverletzungen	P ₂
Verzicht auf Weide (v. a. auf Moorböden)	Weniger Weidetage auf belasteter Fläche	P ₂
Anbau von Arten/Sorten, die zum Verzehr auf jeden Fall geschält werden	Verringerung des Verschmutzungsanteils	P ₂
Waschen der Feldfrüchte (z. B. bei Rüben)	Direkte Entfernung von Schmutz	P ₂
Andere Tierart bzw. Rasse	Geringere Verbisstiefe, weniger Schmutzaufnahme	P ₂
Reduzierte Viehbesatzdichte	Geringerer Verbiss, weniger Schmutzaufnahme	P ₂
Ortswechsel der Weideeinrichtungen (Tore, Tränkestelle, Futterplatz)	Keine Narbenverletzungen durch Schonung der Grasnarbe	P ₂
Übersaat	Schließen von Lücken in der Grasnarbe	P ₂
Feines und sehr ebenes Saatbett	Weniger Bodenunebenheiten	P ₂
Silomais- statt Kleegrasanbau	Silomais ca. 4 % Fremdanteil (Trockensubstanz), Klee gras ca. 10 % Fremdanteil (Trockensubstanz)	P ₂
Verzicht auf Zwischenfruchtanbau	Weniger Erntevorgänge, weniger Futter von belasteten Flächen	P ₂
Nutzungstiefe verändern	Weniger Narbenverletzungen, geringere Futterschmutzung	P ₂
Silomais höhere Stoppel	Weniger Stängel mit anhaftender Verschmutzung	P ₂
Direkte Ernte ohne Bodenkontakt und Trocknung zu Grünpellets	Keine Schmutzaufnahme	P ₂
Verwendung standfester Sorten bei leicht lagernden Feldfrüchten	Wenn Pflanzen nicht lagern, dann verringert sich der Schmutzkontakt deutlich	P ₂

Fortsetzung auf der nächsten Seite

Tabelle C.1: Fortsetzung: Katalog von Maßnahmen zur Risikoreduzierung.

Bezeichnung der Maßnahme	Wirkung	SPRC
Wechsel des Weidesystems: Umtriebs- statt Standweide oder Mähstandweide statt Portions- oder Umtriebsweide	Weniger Weidetage auf belasteter Fläche Verteilung der Trittbelastung auf größere Fläche reduziert die Schäden	P ₂
Umwandlung von Ackerland in naturschutzgerecht bewirtschaftetes Grünland	Entfernung des sensiblen Rezeptors Ackerbau	R ₂
Anbau mäßig bis gering akkumulierender Gemüsearten	Verringerung der Schwermetallakkumulation in der Pflanze	R ₂
Vermarktung von Futterpflanzen als energetischer Rohstoff	Wegfall von Grenzwerten und Erhalt der Nutzbarkeit	R ₂
Vermarktung von Nahrungspflanzen als Futterpflanzen	Änderung der Grenzwerte und Erhalt der Nutzbarkeit	R ₂
Anbau von Roggen oder Gerste statt Brotweizen	Verringerung der Schwermetallakkumulation in der Pflanze	R ₂
Umwandlung von Grünland in Ackerland	Entfernung des sensiblen Rezeptors Grünland	R ₂
Stilllegung mit anschließendem Anbau nachwachsender Rohstoffe	Entfernung des sensiblen Rezeptors Landwirtschaft	R ₂
Umwandlung in Forst (Erstaufforstung)	Entfernung des sensiblen Rezeptors Landwirtschaft	R ₂
Verbot kleingärtnerischer Nutzung	Unterbindung des Eigenverzehr	R ₂
Anweisungen zur küchentechnischen Auf- und Zubereitung	Verringerung der Schadstoffbelastung durch Verschmutzung	R ₂
Stilllegung landwirtschaftlicher Nutzflächen zur Biotopentwicklung	Entfernung des sensiblen Rezeptors Landwirtschaft	R ₂
Verzehrempfehlungen und -einschränkungen	Verringerung der Schadstoffaufnahme durch Eigenverzehr	R ₂

Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen des Forschungsprojektes SARISK während meiner Tätigkeit als wissenschaftlicher Mitarbeiter am Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung (IÖR). In diesem Zusammenhang danke ich insbesondere dem BMBF für die Finanzierung des Projektes und der für mich damit verbundenen Anstellung, die die Möglichkeit zur Bearbeitung des Themas bei gleichzeitigem Lebensunterhalt ermöglichte.

Persönlich danke ich an erster Stelle Herrn Prof. Dr. Jochen Schanze, der den Ausschlag für die Bearbeitung des Themas gab und sehr engagiert und mit viel Geduld die Arbeit betreute. Herrn Prof. Dr. Gerd Wessolek gilt mein Dank für die Bereitschaft zur Übernahme der Rolle des zweiten Gutachters sowie die im Vorfeld erfolgte kritische und anregende Durchsicht des Manuskriptes. Den Mitstreitern des SARISK-Projektes danke ich für die konstruktive Zusammenarbeit während der Projektlaufzeit und die Zurverfügungstellung von Daten. Meinen Kollegen des „Hochwasserzimmers“ am IÖR – Jochen Luther, Rico Vogel und Tobias Krüger – sage ich danke für die zahlreichen Diskussionen und Anregungen sowie das angenehme zwischenmenschliche Zimmerklima.

Dem IÖR danke ich für die Unterstützung des Promotionsvorhabens durch die hausinterne Doktorandenförderung im Rahmen derer u. a die Vorstellung von Zwischenergebnissen auf der EUROSIL in Wien ermöglicht wurde. Weiterhin gaben die regelmäßigen Doktorandentage und Doktorandenkolloquien des IÖR Möglichkeiten für fachübergreifende Diskussionen und den Austausch mit anderen Doktoranden. Dem Direktor des IÖR Herrn Prof. Dr. Dr. h. c. Bernhard Müller und dem Doktorandenbeauftragten Herrn Dr. Gerd Lintz danke ich in diesem Zusammenhang für die Anregungen im Zuge der Begleitgremien.

Großer Dank gilt auch meinem privaten Umfeld, insbesondere meiner Frau Anja und meiner Tochter Julika, die mich mit viel Geduld und Verständnis auf dem Weg zur Fertigstellung der Arbeit begleitet haben. Meinen Eltern danke ich für die Hilfe und Begleitung und die vielen Dinge, ohne die ich nicht dort wäre, wo ich jetzt bin.

Erklärung

Hiermit versichere ich, dass ich die vorliegende Arbeit ohne unzulässige Hilfe Dritter und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Hilfsmittel angefertigt habe; die aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommenen Gedanken sind als diese kenntlich gemacht worden. Bei der Auswahl und Auswertung des Materials sowie bei der Herstellung des Manuskriptes habe ich Unterstützungsleistungen von folgenden Personen erhalten: Prof. Dr. Jochen Schanze, Prof. Dr. Gerd Wessolek.

Weitere Personen waren an der geistigen Herstellung der vorliegenden Arbeit nicht beteiligt. Insbesondere habe ich nicht die Hilfe eines oder mehrerer Promotionsberater(s) in Anspruch genommen. Dritte haben von mir weder unmittelbar noch mittelbar geldwerte Leistungen für Arbeiten erhalten, die im Zusammenhang mit dem Inhalt der vorgelegten Dissertation stehen.

Die Arbeit wurde bisher weder im Inland noch im Ausland in gleicher oder ähnlicher Form einer anderen Prüfungsbehörde zum Zwecke der Promotion vorgelegt.

Ich bestätige, dass ich die Promotionsordnung der Fakultät Umweltwissenschaften der TU Dresden anerkenne.



Axel Sauer