

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungsbericht 200 22 233
UBA-FB 000328



Schwermetalleinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands

von

Stephan Fuchs
Ulrike Scherer

Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe
(TH)

Thomas Hillenbrand
Frank Marscheider-Weidemann

Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung,
Karlsruhe

Horst Behrendt
Dieter Opitz

Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Diese TEXTE-Veröffentlichung kann bezogen werden bei

Vorauszahlung von 10,00 €

durch Post- bzw. Banküberweisung,
Verrechnungsscheck oder Zahlkarte auf das

Konto Nummer 4327 65 - 104 bei der
Postbank Berlin (BLZ 10010010)
Fa. Werbung und Vertrieb,
Ahornstraße 1-2,
10787 Berlin

Parallel zur Überweisung richten Sie bitte
eine schriftliche Bestellung mit Nennung
der **Texte-Nummer** sowie des **Namens**
und der **Anschrift des Bestellers** an die
Firma Werbung und Vertrieb.

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr
für die Richtigkeit, die Genauigkeit und
Vollständigkeit der Angaben sowie für
die Beachtung privater Rechte Dritter.
Die in dem Bericht geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 33 00 22
14191 Berlin
Tel.: 030/8903-0
Telex: 183 756
Telefax: 030/8903 2285
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>

Redaktion: Fachgebiet II 3.2
Dr. Heike Herata

Berlin, Dezember 2002

Berichts-Kennblatt

1. Berichtsnummer UBA-FB	2.	3. Wasserwirtschaft
4. Titel des Berichts Quantifizierung der Schwermetalleinträge aus Deutschland zur Umsetzung der Beschlüsse der Internationalen Nordseeschutzkonferenz		
5. Autor(en), Name(n), Vorname(n) Dr. Fuchs, Stephan; Scherer, Ulrike; Hillenbrand, Thomas; Dr. Marscheider-Weidemann, Frank; Dr. Behrendt, Horst; Opitz, Dieter	8. Abschlussdatum 31. Januar 2002	9. Veröffentlichungsdatum
6. Durchführende Institutionen (Name, Anschrift) Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe Forschungszentrum Umwelt, Adenauerring 20, 76128 Karlsruhe Unter Mitarbeit von: Fraunhofer Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung, Karlsruhe Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin	10. UFOPLAN-Nr. 200 22 233	11. Seitenzahl 166
7. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt, Postfach 33 00 22, D-14191 Berlin	12. Literaturangaben 163	13. Tabellen und Diagramme 40
	14. Abbildungen 45	
15. Zusätzliche Angaben		
16. Kurzfassung In dem vorliegenden Vorhaben wurden für Deutschland die Emissionen der Schwermetalle Arsen, Cadmium, Chrom, Kupfer, Quecksilber, Nickel, Blei und Zink sowie für das Pflanzenschutzmittel Lindan in die Gewässer abgeschätzt. Die Emissionen wurden für die punktuellen und diffusen Eintragspfade quantifiziert und nach den großen Flussgebieten Donau, Rhein, Ems, Weser, Elbe, Oder und die Küstengebiete von Nordsee und Ostsee aufgeschlüsselt. Bezugszeitraum sind die Jahre 1983-1987, 1993-1997 und 1999/2000. Für die Quantifizierung der Emissionen wurden die unterschiedlichsten Einzel- bzw. aggregierten Daten genutzt wie Grundlagendaten der Bundesanstalten, Überwachungsdaten der Länder, internationale Berichte, Umweltberichte von Unternehmen, Berichte von Industrieverbänden sowie eine umfangreiche Literaturrecherche durchgeführt. Die Qualität der verfügbaren Daten war sehr unterschiedlich, daher mussten sie grundsätzlich auf Plausibilität und Kompatibilität überprüft werden. Für die Abschätzung der diffusen Emissionen wurde das für Nährstoffe im Auftrag des Umweltbundesamtes entwickelte Modell MONERIS zur Berechnung der Schwermetall- und Lindanemissionen angepasst. Für Deutschland wurde ein starker Rückgang der Schwermetallemissionen für 1985-2000 festgestellt. Die erreichten Emissionsminderungen schwanken für die betrachteten Metalle zwischen 36 und 85 %. Einen entscheidenden Anteil an dieser Umweltentlastung haben Maßnahmen im Bereich der Industrie, insbesondere der seit 1990 vollzogene Industrierückbau in den Neuen Ländern. Im Bezugsjahr 2000 spielen industrielle Emissionen nur noch eine untergeordnete Rolle, infolgedessen der Hauptteil der punktförmigen Emissionen aus kommunalen Kläranlagen stammt. Im Jahr 2000 dominieren Emissionen aus diffusen Quellen mit 70 bis 93 %. Als wichtigste Eintragspfade wurden Kanalisationen (Cadmium, Kupfer, Quecksilber, Blei, Zink), die Erosion (Blei, Chrom) und der Grundwasserzufluss (Arsen, Nickel) identifiziert. Der Vergleich der berechneten und um die gewässerseitigen Retention verminderten Emissionen mit an Gütepegeln ermittelten Gewässerfrachten zeigt eine gute Übereinstimmung mit einer Abweichung kleiner 50 % für alle Metalle. Auch die Lindanemissionen in die Oberflächengewässer konnten von 1985-2000 um 67 % reduziert werden. Hauptursache hierfür ist die starke Einschränkung der Applikation seit der Mitte der 80er Jahre und das Anwendungsverbot 1999. Trotz dieser Maßnahmen ist festzustellen, dass Lindan aufgrund seiner Persistenz nach wie vor in der Umwelt zu finden ist und auch im Jahr 2000 in die Oberflächengewässer eingetragen wird.		
17. Schlagwörter Schwermetalle, Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Quecksilber, Nickel, Blei, Zink, Lindan, Diffuse Emissionen, Drainagen, Erosion, Grundwasser, Abschwemmung, Deposition, Kommunale Kläranlagen, Industrielle Einleiter, Flussgebiete		
18. Preis	19.	20.

Report Cover Sheet

1. Report UBA-FB	2.	3. Water Resources Management
4. Report Title Emissions of heavy metals and lindane into German river basins		
5. Autor(s), Surname(s), First Name(s) Dr. Fuchs, Stephan; Scherer, Ulrike; Hillenbrand, Thomas; Dr. Marscheider-Weidemann, Frank; Dr. Behrendt, Horst; Opitz, Dieter	8. Report Date 31. Januar 2002	
	9. Publication Date	
6. Institutions involved (Name, Address) Institute for Aquatic Environmental Engineering, University Karlsruhe Forschungszentrum Umwelt, Adenauerring 20, 76128 Karlsruhe In cooperation with: Fraunhofer Institute for Systems and Innovationresearch, Karlsruhe Institute for Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Berlin	10. UFOPLAN-Ref. No. 200 22 233	
	11. No. of Pages 166	
	12. No. of References 163	
7. Sponsoring Agency (Name, Address) Federal Environmental Agency, PO Box 33 00 22, 14191 Berlin	13. No. of Tables, Diagrams 40	
	14. No. of Figures 45	
15. Supplementary Notes		
16. Abstract According to international agreements, encouraging all partners to diminish the emission of priority pollutants into North- and Baltic Sea significantly within a time period of 1985 to 2000, the aim of this project was to quantify the changes in the emission situation for both heavy metals and lindane within the mentioned period To reach this aim the total emissions of heavy metals (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) and the pesticide lindane (γ-HCH) into German river systems were quantified for the periods of 1983-1985, 1993-1995 and 1999/2000. For the quantification of the emissions via point sources a nation-wide survey on heavy metal data of municipal wastewater treatment plants and industrial direct discharges was carried out. The input via diffuse pathways was calculated using an adapted version of the model MONERIS. This model accounts for the significant transport processes, and it includes a Geographical Information System (GIS) that provides digital maps as well as extensive statistical information. For a comparison of the calculated heavy metal emission with the measured heavy metal load at monitoring stations the losses of heavy metals due to retention processes within the river systems have to be considered. Therefore heavy metal retention was calculated according to the retention function given by Vink/Behrendt (2002). For the large river basins a good correspondence could be found between estimated and measured heavy metal loads in rivers. The total emission into the German river basins decreased for each metal during the period of 1985 to 2000. The reduction varies between 36 and 85 % mainly caused by the decline of emissions via point sources. Today's emissions of heavy metals into river basins of Germany are dominated by the input via diffuse pathways. The most important diffuse pathways are paved urban areas (Cd, Cu, Hg, Pb, Zn), erosion (Pb, Cr) and groundwater (As, Ni). Since the application of the pesticide lindane is illegal today a reduction of lindane input of 67 % was achieved for Germany within the period of 1985-1999/2000. Nevertheless there are significant emissions of lindane via diffuse pathways into German river systems due to the persistence of lindane in the environment.		
17. Keywords Heavy metals, Arsenic, Cadmium, Chromium, Copper; Mercury, Lead, Nickel, Zink, lindane, diffuse emissions, tile drainage, erosion, groundwater, surface runoff, atmospheric deposition, MWWTP, industrial direct discharges, river basins		
18. Price	19.	20.

Zusammenfassung	1
TEIL I EINLEITUNG	4
1 Veranlassung und Zielsetzung des Vorhabens	4
TEIL II MATERIAL UND METHODEN	8
2 Berechnungsansätze für die Emissionsmethode	8
2.1 Punktuelle Eintragspfade	10
2.1.1 Kommunale Kläranlagen	10
2.1.2 Industrielle Direkteinleiter	11
2.1.3 Bergbaualllasten	12
2.2 Diffuse Eintragspfade	12
2.2.1 Atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche	13
2.2.2 Hofabläufe und Abdrift	13
2.2.3 Abschwemmung von unbefestigten Flächen	14
2.2.4 Erosion	14
2.2.5 Drainagen	15
2.2.6 Grundwasser	16
2.2.7 Urbane Gebiete: Kanalisationen und nicht angeschlossene Einwohner	16
2.2.7.1 Regenwasserkanäle	16
2.2.7.2 Mischkanalisationsüberläufe	17
2.2.7.3 Kanalisationen, die nicht an eine Kläranlage angeschlossen sind	18
2.2.7.4 Nicht angeschlossene Haushalte	18
2.2.8 Schifffahrt	19
3 Schwermetalle	20
3.1 Schwermetallemissionen aus Punktquellen	20
3.1.1 Kommunale Kläranlagen	20
3.1.2 Industrielle Direkteinleiter	29
3.1.3 Bergbaualllasten	30
3.2 Schwermetallemissionen aus diffusen Quellen	33
3.2.1 Atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche	33
3.2.2 Hofabläufe und Abdrift	36
3.2.3 Abschwemmung von unbefestigten Flächen	40
3.2.4 Erosion	42
3.2.5 Drainagen	49
3.2.6 Grundwasser	50
3.2.7 Urbane Gebiete: Kanalisationen und nicht angeschlossene Einwohner	53
3.2.7.1 Regenwasserkanäle	58
3.2.7.2 Mischkanalisationsüberläufe	59
3.2.7.3 Kanalisationen, die nicht an eine Kläranlage angeschlossen sind	61

II

3.2.7.4	Nicht angeschlossene Haushalte	62
3.2.8	Schifffahrt	62
4	Lindan (γ-HCH).....	63
4.1	Eigenschaften und Anwendung von Lindan	63
4.1.1	Verhalten von Lindan in der Umwelt.....	63
4.1.2	Anwendungsbereiche und Produktion	64
4.1.3	Anwendungsmengen.....	65
4.2	Lindanemissionen in die Oberflächengewässer.....	69
4.2.1	Lindanemissionen aus Punktquellen	70
4.2.1.1	Kommunale Kläranlagen.....	70
4.2.1.2	Industrielle Direkteinleiter	70
4.2.2	Lindanemissionen aus diffusen Quellen	71
4.2.2.1	Atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche	71
4.2.2.2	Hofabläufe und Abdrift.....	72
4.2.2.3	Abschwemmung von unbefestigten Flächen.....	73
4.2.2.4	Erosion	73
4.2.2.5	Drainagen	75
4.2.2.6	Grundwasser.....	75
4.2.2.7	Urbane Gebiete: Kanalisationen und nicht angeschlossene Einwohner	76
5	Immission und Retention.....	77
5.1	Berechnung der Frachten im Fluss	77
5.2	Retention im Flusssystem.....	79
5.3	Immissionsanalyse zur Abschätzung der punktuellen und diffusen Frachtanteile	80
TEIL III	ERGEBNISSE.....	83
6	Schwermetallemissionen in den Flussgebieten Deutschlands.....	83
6.1	Gesamtbetrachtung der Emissionen	83
6.2	Schwermetallemissionen aus Punktquellen	102
6.2.1	Schwermetallemissionen aus kommunalen Kläranlagen	102
6.2.2	Schwermetallemissionen industrieller Direkteinleiter	106
6.2.3	Schwermetallemissionen durch Bergbaualtlasten	110
6.3	Schwermetallemissionen aus diffusen Quellen	111
6.3.1	Schwermetallemissionen durch atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche	111
6.3.2	Schwermetallemissionen aus Hofabläufen und Abdrift.....	115
6.3.3	Schwermetallemissionen durch Abschwemmung von unbefestigten Flächen.....	116
6.3.4	Schwermetallemissionen durch Erosion	117
6.3.5	Schwermetallemissionen durch Drainagen	119
6.3.6	Schwermetallemissionen über den Grundwasserzufluss.....	119
6.3.7	Diffuse Schwermetallemissionen aus urbanen Gebieten	120
6.3.8	Schwermetallemissionen durch Schifffahrt	125

III

6.4	Vergleich der berechneten Schwermetallemissionen mit Gewässerfrachten an Gütepegeln.....	126
7	Lindanemissionen in den Flussgebieten Deutschlands.....	131
7.1	Gesamtbetrachtung der Lindanemissionen.....	131
7.2	Vergleich der berechneten Lindanemissionen mit Gewässerfrachten an Gütepegeln ...	134
TEIL IV LITERATUR UND ANHANG		139
8	Literatur.....	139
9	Anhang	154
Danksagung.....		166

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1	Emissionen aus Punkt- und diffusen Quellen in den Flussgebiete Deutschlands in t/a.	3
Abbildung 1-1	Darstellung der großen Flussgebiete in Deutschland nach der Einteilung des Umweltbundesamtes.	7
Abbildung 2-1	Quellen und Eintragspfade für Stoffe in Fließgewässer.	8
Abbildung 2-2	Flussgebiete im Modell MONERIS (Behrendt et al., 1999).	9
Abbildung 3-1	Größenklassenverteilung von Kläranlagen in Deutschland (StaBu, 1998b) im Vergleich zu den in der Recherche berücksichtigten Anlagen.	21
Abbildung 3-2	Schematische Darstellung der Vorgehensweise zur Ermittlung der Schwermetalleinträge aus kommunalen Kläranlagen für das Bezugsjahr 1985.	25
Abbildung 3-3	Depositionsraten für die Metalle Cd, Hg und Pb für die Jahre 1996 und 1999 in einem 50x50 km Raster (MSC-East, 2001).	35
Abbildung 3-4	Spezifischer Sedimenteintrag in den Flussgebieten Deutschlands aus MONERIS (Bezugsjahr 1995).	42
Abbildung 3-5	Korrelation der Anreicherungsfaktoren und dem spezifischen Sedimenteintrag für 16 mittelgroße deutsche Flussgebiete in doppelt-logarithmischem Maßstab.	48
Abbildung 3-6	Spezifische Drainspende für die Flussgebiete Deutschlands aus MONERIS (Bezugsjahr 1995).	49
Abbildung 3-7	Quellen und Eintragspfade für Schwermetalle aus urbanen Gebieten (verändert nach Stotz/Knoche, 1999a).	53
Abbildung 3-8	Anteil von Trenn- und Mischsystem in den Bundesländern (StaBu, 1998b).	55
Abbildung 3-9	Verfahren zur Elimination von Ausreißern am Beispiel eines Rankings der Cd-Konzentrationen im Trennsystem.	56
Abbildung 3-10	Konzentrationen im Niederschlagsabfluss von befestigten Flächen für 1980-2000.	57

Abbildung 4-1	Lindanabsatzmengen in der ehemaligen DDR von 1980-1989 (Schmidt, 1993).....	67
Abbildung 4-2	Qualitative Darstellung des Lindanabsatzes in Deutschland von 1990-2000 (nach Angaben der BBA, 2001, unveröffentlicht).....	68
Abbildung 4-3	Herkunftsbereiche und Eintragspfade für Lindan.	69
Abbildung 4-4	Lindandepositionsraten für die Jahre 1985, 1990, 1995 (MSC-East, 2001).	71
Abbildung 4-5	Lindandeposition der Messstation Zingst (wet-only) (UBA, 2000, 2001).....	72
Abbildung 4-6	Lindangehalte im Oberboden für die Jahre 1985, 1990 und 1995 (MSC-East, 2001).	74
Abbildung 5-1	Zusammenhang zwischen Emission und Immission.	77
Abbildung 5-2	Schematische Darstellung zur Vorgehensweise bei der Abschätzung von L_0 und C_D am Beispiel von Lindan bei Schnackenburg für die Jahre 1996/1997 (Darstellung nach Behrendt et al., 1999).....	82
Abbildung 6-1	Gesamtbetrachtung der Cadmiumemissionen.....	87
Abbildung 6-2	Gesamtbetrachtung der Chromemissionen.	89
Abbildung 6-3	Gesamtbetrachtung der Kupferemissionen.	91
Abbildung 6-4	Gesamtbetrachtung der Quecksilberemissionen.	93
Abbildung 6-5	Gesamtbetrachtung der Nickelemissionen.....	95
Abbildung 6-6	Gesamtbetrachtung der Bleiemissionen.....	97
Abbildung 6-7	Gesamtbetrachtung der Zinkemissionen.	99
Abbildung 6-8	Gesamtbetrachtung der Arsenemissionen.....	101
Abbildung 6-9a-g	Spezifische Schwermetalleinträge pro angeschlossenen Einwohner aus kommunalen Kläranlagen in g/(E·a).	103

Abbildung 6-10	Rückgang der eingeleiteten Abwasserfrachten industrieller Direkteinleiter im Zeitraum 1985-2000 für Gesamtdeutschland sowie getrennt für Alte und Neue Bundesländer.....	108
Abbildung 6-11	Veränderung des Anteils industrieller Direkteinleitungen an den Gesamtemissionen in den Jahren 1985-2000.	108
Abbildung 6-12	Vergleich der Reduktionsraten der Emissionen in Deutschland im Zeitraum 1985-2000 mit und ohne Berücksichtigung der industriellen Direkteinleiter in den NBL.....	109
Abbildung 6-13	Prozentuale Darstellung der Entwicklung der industriellen Abwassermengen im Zeitraum 1991-1998 (Auswertung der Statistiken des Statistischen Bundesamtes).	110
Abbildung 6-14a-h	Flächenspezifische Schwermetallemission durch direkte atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche in $\text{g}/(\text{km}^2 \text{ Einzugsgebietsfläche} \cdot \text{a})$	113
Abbildung 6-15	Verteilung der Schwermetallemissionen durch Erosion.	118
Abbildung 6-16a-h	Spezifische Emissionen aus urbanen Gebieten in $\text{g}/(\text{km}^2 \text{ Einzugsgebietsfläche} \cdot \text{a})$	121
Abbildung 6-17a-f	Vergleich zwischen berechneten Frachten mit Gewässerfrachten an Gütepegeln.....	127
Abbildung 6-18	Abhängigkeit der prozentualen Abweichung von berechneten Frachten und Gewässerfrachten an Gütepegeln von der Einzugsgebietsgröße am Beispiel Cu.	129
Abbildung 7-1	Gesamtbetrachtung der Lindanemissionen.	133
Abbildung 7-2	Vergleich zwischen berechneten Lindanemissionen und Gewässerfrachten an Gütepegeln (Bezugsjahr 1995 und 2000).	135
Abbildung 7-3	Zusammenhang zwischen Abfluss und Lindanfracht in der Elbe (Schnackenburg) von 1985 bis 1999 (IKSE, 2000).	136
Abbildung 7-4	Vergleich der nach der Immissions- und Emissionsmethode ermittelten Frachtanteile aus punktförmigen und diffusen Quellen für die Elbe bei Schnackenburg und Magdeburg.....	137

Abbildung 7-5	Zusammenhang zwischen Lindanfracht und Abfluss für Schnackenburg (1996-2000) und Magdeburg (1996-1998)....	137
---------------	--	-----

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1-1	Im Rahmen internationaler Schutzabkommen vereinbarte Reduktionsziele für Schwermetalle und Lindan (nach UBA, 1999a).	4
Tabelle 3-1	Anzahl der Messwerte zu Schwermetallkonzentrationen im Kläranlagenablauf für die Bezugsjahre 1985, 1995 und 2000.	20
Tabelle 3-2	Mittelwerte zu Schwermetallkonzentrationen für die Alten (ABL) und Neuen Bundesländer (NBL) im Bezugsjahr 1995 sowie für Deutschland im Bezugsjahr 2000 in µg/l.	22
Tabelle 3-3	Mittlere Schwermetallkonzentrationen in kommunalen Kläranlagenabläufen auf Ebene der großen Flussgebiete in µg/l.	23
Tabelle 3-4	Vergleich der an kommunale Kläranlagen angeschlossenen Einwohner und Einwohnergleichwerte (EGW) für 1985 und 1995 (aus MONERIS).	24
Tabelle 3-5	Wirkungsgrade für die Abscheidung von Schwermetallen in Kläranlagen in % bezogen auf die Zulauffracht zur Anlage.	26
Tabelle 3-6	EW-spezifische Eingangswerte für das Modell MONERIS im Zulauf von kommunalen Kläranlagen in mg/(EW·d) (zurückgerechnet aus den Emissionen im Jahr 1995).	27
Tabelle 3-7	Veränderung der Schwermetallgehalte im Klärschlamm zwischen 1983-1987 und 1993-1997.	28
Tabelle 3-8	Übersicht über historische Bergbaustandorte in Deutschland.	32
Tabelle 3-9	Atmosphärische Depositionsraten für die Alten Bundesländer (ABL) im Bezugsjahr 1985 in g/(ha·a).	33
Tabelle 3-10	Atmosphärische Deposition für das Gebiet der Neuen Bundesländer im Bezugsjahr 1985 in g/(ha·a).	34

VIII

Tabelle 3-11	Mittlere Schwermetalldepositionsraten für Deutschland berechnet aus den Messwerten des Umweltbundesamtes in g/(ha·a).	36
Tabelle 3-12	Schwermetallgehalte in Wirtschaftsdüngern in mg/kg TS (Bannick et al., 2001; Boysen, 1992).	37
Tabelle 3-13	Schwermetallgehalte in Mineraldüngern aus Literaturangaben in mg/kg TS.	37
Tabelle 3-14	Schwermetallgehalte in mineralischen P-Düngern aus Rohphosphaten verschiedener Herkunft in mg/kg TS für das Jahr 1985 getrennt für die Alten (ABL) und Neuen Bundesländer (NBL).	38
Tabelle 3-15	Verhältnis von Gesamtdüngermenge und Nährstoffgehalt sowie Aufwendungsmengen von Mineraldüngern.	39
Tabelle 3-16	Schwermetallkonzentrationen im Niederschlag in µg/l.	40
Tabelle 3-17	Schwermetallkonzentrationen in landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämmen von 1985-2000 in mg/kg TS.	41
Tabelle 3-18	Klärschlammaufkommen und Anteil der landwirtschaftlichen Verwertung von 1985-2000.	42
Tabelle 3-19	Schwermetallgehalte im Ackeroberboden der Bundesländer im Bezugsjahr 1995 in mg/kg (LABO, 1998).	43
Tabelle 3-20	Schwermetallbilanz für Ackerflächen in der Bundesrepublik Deutschland in g/(ha·a). Jahresmittelwerte für die Zeiträume 1985-1995 und 1995-2000.	45
Tabelle 3-21	Jährliche mittlere Schwermetallakkumulation für Ackeroberböden in µg/kg und in % für die Zeiträume 1985-1995 und 1995-2000.	46
Tabelle 3-22	Geogene Schwermetallgehalte in den häufigsten Gesteinen Deutschlands in mg/kg (Hindel/Fleige, 1991, GK 1000 der BGR).	46
Tabelle 3-23	Mittlere Anreicherungsfaktoren für Schwermetalle.	47
Tabelle 3-24	Gemessene Schwermetallkonzentrationen im Dränagewasser in µg/l aus der Literatur.	49

Tabelle 3-25	Gemessene Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser (Bielert et al., 1999).	50
Tabelle 3-26	Anzahl der Messwerte, Anteil größer Bestimmungsgrenze und Median der Schwermetallkonzentrationen in Grundwässern (Grundwasserdatenbank des Umweltbundesamtes).	51
Tabelle 3-27	Median aller Proben des Alten Geochemischen Atlas (AGA, Fauth et al., 1985) und Median aller Proben sowie geogener Hintergrund des Neuen Geochemischen Atlas (NGA, Birke et al., 2001) in $\mu\text{g/l}$	53
Tabelle 3-28	Anschlussgrad an Kanalnetz und öffentliche Abwasserbeseitigungsanlagen (Statistisches Bundesamt, 1983, 1987, 1998b, Statistisches Jahrbuch der DDR, 1986).	54
Tabelle 3-29	Oberflächenpotenziale von versiegelten urbanen Flächen für die Bezugsjahre 1985, 1995 und 2000 in $\text{g}/(\text{ha}\cdot\text{a})$	58
Tabelle 3-30	Einwohnerspezifische Schwermetallabgabe (gesamt und gelöst) in $\text{g}/(\text{E}\cdot\text{a})$	60
Tabelle 3-31	Schwermetallkonzentrationen in gewerblichem Abwasser in $\mu\text{g/l}$	61
Tabelle 4-1	Lindankonzentrationen im Niederschlag in ng/l	73
Tabelle 4-2	Lindangehalte in Gewässerschwebstoffen und im Oberboden sowie berechnete Anreicherungsfaktoren (ER).	74
Tabelle 4-3	Emissionsfaktoren für die Berechnung der diffusen Lindaneinträge aus urbanen Gebieten.	76
Tabelle 5-1	Verwendete Faktoren a und b für das Retentionsmodell für Schwermetalle.	80
Tabelle 6-1	Vergleich der mittleren Wirkungsgrade für Schwermetalle bei der Abwasserreinigung zwischen 1985 und 1995.	103
Tabelle 6-2	Vergleich der Ergebnisse des Jahres 2000 für das Rheineinzugsgebiet mit der IKSr-Bestandsaufnahme 2000 in kg/a	107

Tabelle 6-3	Vergleich der Ergebnisse des Jahres 2000 für das Elbeeinzugsgebiet mit der IKSE-Bestandsaufnahme 2000 (ohne Bergbau) in kg/a.....	107
Tabelle 6-4	Schwermetalleinträge durch die erfassten Bergbaualtlasten und Vergleich mit den Einträgen industrieller Direkteinleiter im Jahr 2000 in kg/a.	111

Zusammenfassung

Mit Abschluss dieses Vorhabens liegt erstmals für Deutschland und für die Jahre 1985, 1995 und 2000 eine Quantifizierung der Emissionen von Schwermetallen und Lindan in die Oberflächengewässer vor. Analog zu den Nährstoffen und unter Nutzung der im Modellsystem MONERIS integrierten statistischen und geografischen Grunddaten wurden die Stoffeinträge differenziert nach Quellen und Eintragspfaden berechnet und pfadspezifisch dokumentiert. Hierzu waren umfangreiche Recherchen und Modellanpassungen erforderlich, um stoffspezifische Transport- und Retentionsprozesse realitätsnah abbilden zu können. Alle Berechnungsansätze sowie die eingegangenen Grundlagendaten sind vollständig dokumentiert, so dass ein offenes, neuen Erkenntnissen jederzeit zugängliches Gesamtmodell zur Verfügung steht.

Erwartungsgemäß wird für Deutschland ein starker Rückgang der Schwermetalleinträge festgestellt. In Abhängigkeit vom betrachteten Metall liegen die erreichten Emissionsminderungen zwischen 36 und 85 %. Einen entscheidenden Anteil an dieser Umweltentlastung haben Maßnahmen im Bereich der Industrie, die im Rahmen der sich verschärfenden Wassergesetze durchgeführt wurden, aber vor allem der seit 1990 vollzogene massive Industrierückbau in den Neuen Ländern. Im Jahr 2000 spielen industrielle Direkteinträge nur noch eine untergeordnete Rolle. Die Bedeutung der kommunalen Kläranlagen ist nach wie vor hoch. Dennoch ist festzustellen, dass diffuse Einträge im Jahr 2000 den Hauptteil der Gewässerbelastung verursachen. Die wichtigsten Eintragspfade sind Kanalisationen, die Erosion und der Grundwasserzufluss. Mischwasserentlastungen und Niederschlagsabflüsse aus Trennsystemen verursachen beispielsweise zwischen 10 und 40 % der Gesamtemissionen. Besonders hohe Anteile werden bei den Metallen Zink, Blei und Kupfer erreicht. Da in den Mischsystemen ein nicht unbedeutender Anteil des Niederschlagsabflusses zur Kläranlage weitergeleitet wird, ergibt sich bezogen auf Schwermetalle eine geringere Gewässerbelastung als beim Trennsystem. Durch Erosion werden insbesondere die Metalle Chrom und Blei in die Gewässer eingetragen. Bei Arsen und Nickel überwiegen die grundwasserbedingten Emissionen. Signifikante Belastungsunterschiede bestehen zwischen den einzelnen Flussgebieten aufgrund der Landnutzung aber auch klimatischer Faktoren. Im Rheingebiet werden im Jahr 2000 beispielsweise die höchsten spezifischen Belastungen festgestellt. Es besteht ein direkter Zusammenhang mit der dort überdurchschnittlichen Intensität der Urbanisierung. Der Vergleich der berechneten und um die gewässerseitige Retention verminderten Einträge mit den aus Pegeldaten ermittelten Gewässerfrachten zeigt insgesamt eine gute Übereinstimmung. Beste Ergebnisse werden für Metalle mit guter Datenbasis auf der Emissions- und Immissionsseite (z.B. Kupfer, Zink und Nickel) und für große Einzugsgebietseinheiten erreicht. Bei Kupfer, Zink und Nickel lag die Gesamtabweichung für Deutschland bei < 30 %,

für alle weiteren Metalle bei $< 50 \%$. In kleineren Teileinzugsgebieten können regionale und lokale Besonderheiten dazu führen, dass die Einträge deutlich über oder unter den Gewässerfrachten liegen.

Auch die Lindanemissionen konnten von 1985 bis 2000 deutlich reduziert werden. In ursächlichem Zusammenhang damit ist zu sehen, dass die Lindananwendung in Deutschland seit der Mitte der 80er Jahre zunächst stark eingeschränkt und 1999 verboten wurde. Trotz des Produktions- und Anwendungsverbots ist Lindan aufgrund seiner Persistenz nach wie vor in der Atmosphäre, im Boden und im Wasser zu finden und wird auch im Bezugsjahr 2000 in die Oberflächengewässer eingetragen. Einen wesentlichen Anteil haben urbane Einträge. Abbildung 1 zeigt die Bedeutung der Eintragspfade für Schwermetalle und Lindan in den Bezugsjahren 1985, 1995 und 2000 sowie die in die Gewässer eingetragenen Frachten.

Die erzielten Ergebnisse belegen, dass die verwendeten Modellansätze und die zu Grunde liegende Datenbasis eine plausible Abschätzung der Einträge aus punktförmigen und diffusen Quellen in den großen Flussgebieten Deutschlands erlauben. Hiermit liegt ein Instrumentarium vor, das die Identifikation der wichtigsten Quellen und Belastungsschwerpunkte ermöglicht und die Basis für weitere Analysen zur Formulierung zielführender, belastungsmindernder Maßnahmen bildet.

Weitere Verbesserungsmöglichkeiten liegen weniger im Bereich der Berechnungsansätze als vielmehr in der Verfügbarkeit adäquater Grundlagendaten. Sowohl für die Schwermetalle als auch für Lindan ist festzustellen, dass in nahezu allen Umweltkompartimenten valide Messdaten nur begrenzt verfügbar sind. Im Bereich der kommunalen Kläranlagen, der Gewässergüte- und Grundwasserüberwachung, wo in der Vergangenheit viel gemessen wurde, leidet die Qualität der Messwerte unter den häufig unplausiblen Bestimmungsgrenzen. Dies führt dazu, dass ein Großteil der mit hohem Aufwand erzeugten und archivierten Daten nicht zu Quantifizierungszwecken herangezogen werden können. Eine verbesserte Analysetechnik und Datenhaltung kann zukünftig helfen dieses Problem zu lösen. Eine höhere räumliche Auflösung der Quantifizierungsergebnisse kann erreicht werden, wenn regional differenzierte Eingangsdaten vorliegen. Für die atmosphärische Deposition sind mit den Simulationsergebnissen von EMEP und für den Grundwasserzufluss mit dem Neuen Geochemischen Atlas erste erfolgversprechende Ansätze vorhanden. Insbesondere für die kanalisationsbedingten Einträge sind jedoch beim gegenwärtigen Stand der Kenntnisse keine Möglichkeiten einer Regionalisierung der Basisdaten für ganz Deutschland gegeben. Dies erscheint angesichts der Bedeutung dieses Eintragspfades jedoch dringend erforderlich. Zudem hat sich im Rahmen dieses Projektes gezeigt, dass Emissionen aus historischen Bergbauaktivitäten nicht vernachlässigbare Frachtanteile verursachen. Bisher können nur punktförmige Einträge teilweise erfasst werden. Zusätzlich ist aus diesen Gebieten mit erhöhten diffusen Einträgen zu rechnen, für die bisher keinerlei Informationen vorliegen.

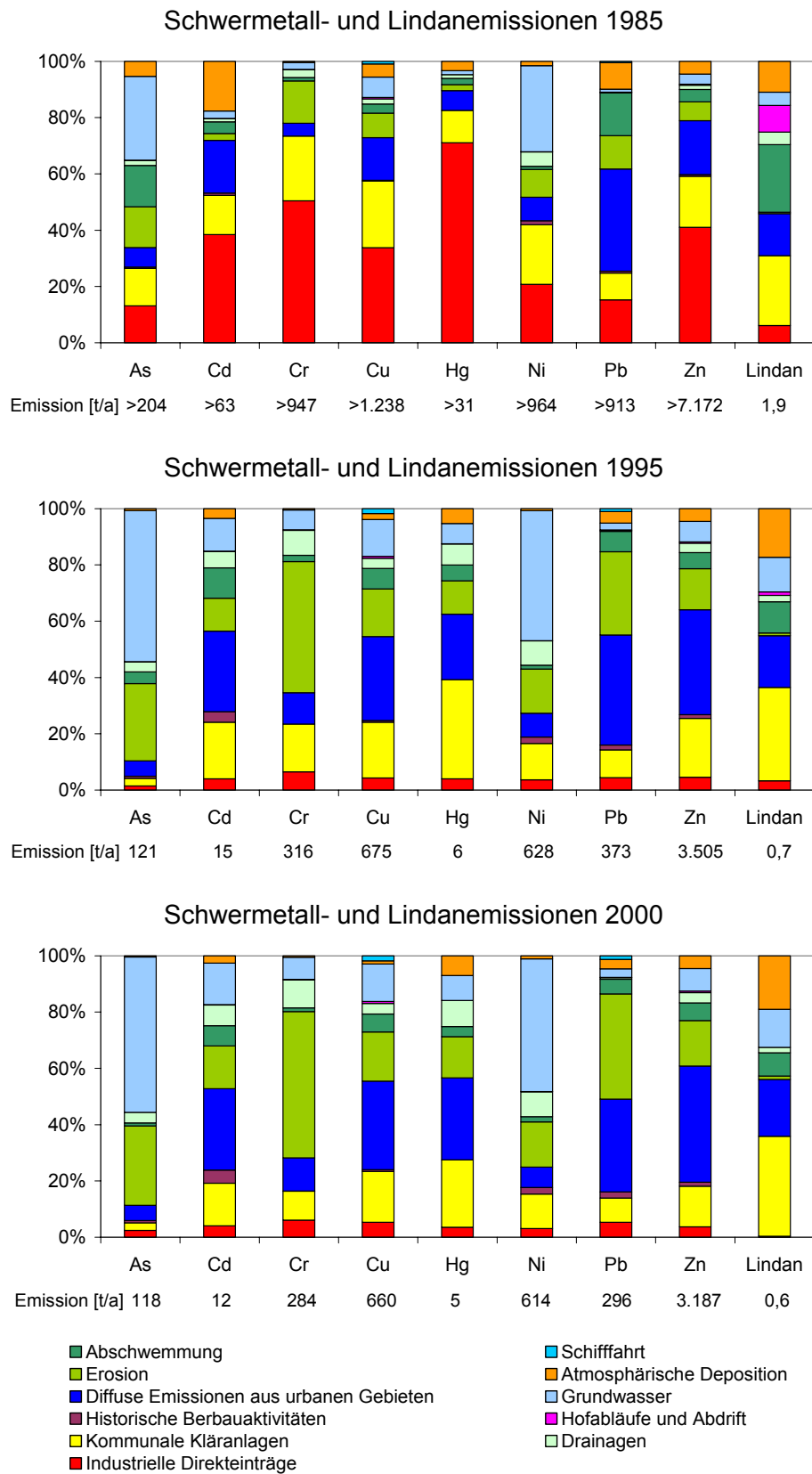


Abbildung 1 Emissionen aus Punkt- und diffusen Quellen in den Flussgebieten Deutschlands in t/a.

TEIL I EINLEITUNG

1 Veranlassung und Zielsetzung des Vorhabens

Der Eintrag von Schwermetallen und Pflanzenschutzmitteln in die Oberflächengewässer stellt eine schwerwiegende Beeinträchtigung aquatischer Lebensräume dar. Eine Reduzierung der Schadstoffeinträge in die Binnengewässer und Meere ist deshalb eine umweltpolitische Notwendigkeit. Mit dem Ziel der Verringerung des Eintrags von Schadstoffen hat die Bundesrepublik Deutschland im Rahmen internationaler Meeresschutz- und Flussgebietsabkommen Mengenreduktionsziele für prioritäre gefährliche Stoffe vereinbart. Im Wesentlichen sind die Internationale Nordseeschutzkonferenz (INK), die OSPAR-Kommission zum Schutz der Nordsee und des Nordostatlantiks (OSPAR) und das Helsinki-Übereinkommen zum Schutz der Ostsee (HELCOM) sowie die internationalen Flussgebietskommissionen zum Schutz des Rheins (IKSR), der Elbe (IKSE), der Donau (IKSD) und der Oder (IKSO) zu nennen. Aus den Abkommen ergibt sich eine Reihe von Berichtspflichten, die eine Quantifizierung der Schadstofffrachten und die Umsetzung der Reduktionsziele betreffen. Für die Metalle Arsen (As), Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Nickel (Ni), Blei (Pb) und Zink (Zn) sowie das Pflanzenschutzmittel Lindan (γ -HCH) gelten die in Tabelle 1-1 aufgeführten Reduktionsziele

Tabelle 1-1 Im Rahmen internationaler Schutzabkommen vereinbarte Reduktionsziele für Schwermetalle und Lindan (nach UBA, 1999a).

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	γ -HCH
Nordsee ¹⁾	50%	70%	50%	50%	70%	50%	70%	50%	50%
Ostsee ²⁾	50%	50%	50%	50%	50%	50%	50%	50%	50%
Rhein ³⁾	50%	70%	50%	50%	70%	50%	70%	50%	50%

¹⁾ Nordsee (4. INK) Reduzierung der Einträge bis 2000 bezogen auf 1985; ²⁾ Ostsee (HELCOM) Reduzierung der Einträge bis 1995 bezogen auf 1987; ³⁾ Rhein (IKSR) Reduzierung der Einträge bis 1995 bezogen auf 1985.

Auf Ebene der Europäischen Union trat im Jahre 2000 die neue EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in Kraft (EG, 2000). Durch die Richtlinie soll eine ständige Reduzierung der Verschmutzung und ein "guter ökologischer Zustand" der Gewässer erreicht werden. Die Mitgliedstaaten sind verpflichtet, Daten über anthropogene Belastungen zu erheben und signifikante Belastungen der Gewässer durch punktuelle und diffuse Quellen auszuweisen. Bisher wurden 11 prioritär gefährliche Stoffe, darunter Cadmium (Cd), Quecksilber (Hg) und Lindan (γ -HCH), identifiziert, die durch EU-weite Maßnahmen kontrolliert werden, um eine Emission in die Umwelt mittelfristig zu verhindern. Blei (Pb) zählt zu einer Liste von 14

weiteren Stoffen, deren Aufnahme in die Liste der prioritär gefährlichen Stoffe diskutiert wird.

Für Schwermetalle wurden zudem Qualitätsziele von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) zum Schutz oberirdischer Binnengewässer erstellt. Es handelt sich um Konzentrationsangaben im Wasser, Schwebstoff und Sediment, bei deren Einhaltung nach dem heutigen Stand wissenschaftlicher Erkenntnisse eine Gefährdung der betrachteten Schutzgüter nicht zu besorgen ist. Die Einhaltung der Zielvorgaben wird vom Umweltbundesamt seit 1990 regelmäßig überprüft. Eine Zielvorgabe gilt in einem Jahr als eingehalten, wenn das 90 % Perzentil der gemessenen Schwermetallkonzentration in der Gesamtwasserprobe die Zielvorgabe des Schutzgutes nicht überschreitet. Für Pflanzenschutzmittel wurden nur für das Schutzgut "Trinkwasserversorgung" Zielvorgaben abgeleitet (LAWA, 1998).

Die Schwermetallbelastung der meisten Fließgewässer in Deutschland ist in den letzten Jahren deutlich zurückgegangen. Zur Reduzierung der Emissionen hat vor allem die konsequente Anwendung des "Standes der Technik" bei der Abwasserreinigung und -vermeidung beigetragen. Dennoch ergeben sich aktuell Überschreitungen der LAWA-Zielvorgaben für Cd aber auch für Cu, Ni, Zn, Hg und Pb (LAWA, 1998). Aufgrund dieser Tatsache rücken Einträge aus diffusen Quellen zunehmend in den Mittelpunkt des Interesses.

Die Abschätzung der Stoffeinträge aus den relevanten punktuellen und diffusen Eintragspfaden auf der Ebene großer Flussgebiete dient insbesondere der Identifikation von Hauptbelastungsquellen. Ausgehend von den in großräumig angelegten Arbeiten ausgewiesenen Belastungsschwerpunkten können weitere Analysen zur Formulierung zielführender, belastungsmindernder Maßnahmen durchgeführt werden.

Emissionsschätzungen für Schwermetalle in großen Flussgebieten wurden von Behrendt (1993) und der IKSr (1999) für den Rhein sowie von Vink/Behrendt (2002) für Rhein und Elbe veröffentlicht. Vom Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung (Karlsruhe) wurden in Zusammenarbeit mit dem Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe im Auftrag des Umweltbundesamtes die Schwermetalleinträge für den Zeitraum 1995-1997 für alle großen deutschen Flussgebiete nach einer einheitlichen Methode quantifiziert (Böhm et al., 2001). Der Schwerpunkt dieses Forschungsvorhabens lag auf der Erfassung der punktuellen Einträge aus Industrie und kommunalen Kläranlagen. Zudem wurde eine erste Abschätzung der diffusen Einträge vorgenommen.

Die diffusen Emissionen von Pflanzenschutzmitteln in die Oberflächengewässer wurden erstmals von Huber (1998) für ganz Deutschland zusammengestellt. Das Insektizid Lindan wurde jedoch nicht berücksichtigt, da Lindan im Bilanzierungszeitraum 1993/1994 nur noch sehr selten verwendet wurde.

Anlässlich der Berichtspflicht für die 5. Internationale Nordseeschutzkonferenz (INK) im Jahr 2002 wurde das Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe in Zusammenarbeit mit dem Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung, Karlsruhe und dem Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin vom Umweltbundesamt beauftragt, die Veränderung der Schwermetall- und Lindaneinträge von 1985 bis 2000 zu erheben.

Aufgabe des Vorhabens war es, für die Schwermetalle Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Quecksilber (Hg), Nickel (Ni), Blei (Pb) und Zink (Zn) die punktuellen und diffusen Emissionen für die Jahre 1985, 1995 und 2000 nach einer einheitlichen Methode für die großen Flussgebiete Deutschlands zu quantifizieren. Das bereits abgeschlossene Forschungsvorhaben (Böhm et al., 2001) diente hierbei als methodisches Grundgerüst.

Für Arsen (As) wurden bisher nur die industriellen Direkteinträge ausgewiesen (Böhm et al., 2001). Im Rahmen dieses Vorhabens wurde versucht, die Einträge aus kommunalen Kläranlagen und diffusen Quellen zu ergänzen. Dabei zeigte sich, dass das Halbmetall As nicht standardmäßig mit Schwermetallen erfasst wird, weshalb die Datenbasis insbesondere im kommunalen Bereich im Vergleich zu den anderen Metallen deutlich kleiner ist.

Zusätzlich sollte eine Quantifizierung der punktförmigen und diffusen Einträge des Pflanzenschutzmittels Lindan methodisch erarbeitet und eine Abschätzung der Emissionen für die Bezugsjahre 1985, 1995 und 2000 vorgenommen werden.

Auf der Grundlage der Ergebnisse war zu bewerten, ob die international getroffenen Vereinbarungen zur 50 /70 %-igen Reduzierung der Schwermetall- und Lindaneinträge von deutscher Seite erfüllt worden sind (vgl. Tabelle 1-1).

Zur Plausibilisierung der Emissionsschätzungen wurden an Flusspegeln ermittelte Frachten herangezogen.

Die Darstellung der im Rahmen dieses Forschungsvorhabens betrachteten sehr unterschiedlichen Stoffgruppen wurde in dem vorliegenden Bericht wie folgt gegliedert:

In Kapitel 2 wird die Emissionsmethode und das zugehörige Formelwerk beschrieben. Die der Emissionsschätzung zu Grunde liegenden Daten sowie deren Veränderung von 1985 bis 2000 werden aufgrund der verschiedenen Herkunftsbereiche und Eigenschaften getrennt für Schwermetalle und Lindan in den Kapiteln 3 und 4 dargestellt. Anschließend folgt in Kapitel 5 eine Beschreibung der Immissions- und Retentionsansätze.

Die Ergebnisse werden ebenfalls getrennt für Schwermetalle und Lindan in Kapitel 6 und 7 vorgestellt. Die Darstellung der Emissionen erfolgte nach Herkunftsberei-

chen für die großen Flussgebiete Donau, Rhein, Ems, Weser, Elbe, Oder sowie die Küstengebiete von Nordsee und Ostsee (Abbildung 1-1). Die Emissionen in den deutschen Anteil des Einzugsgebietes der Maas wurden dem Rhein zugeschlagen.

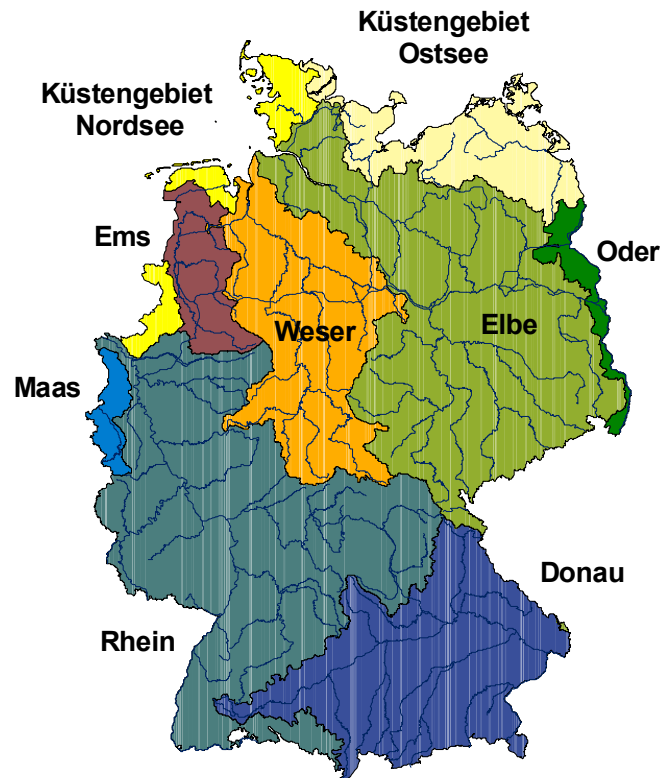


Abbildung 1-1 Darstellung der großen Flussgebiete in Deutschland nach der Einteilung des Umweltbundesamtes.

TEIL II MATERIAL UND METHODEN

2 Berechnungsansätze für die Emissionsmethode

Zur Quantifizierung der Emissionen wurde zwischen punktuellen und diffusen Eintragspfaden unterschieden. Punktquellen sind durch diskrete, eindeutig lokalisierbare und quasi kontinuierliche Einleitungen, wie z.B. die Abläufe von kommunalen Kläranlagen und Industriebetrieben, definiert. Die Emissionen aus diffusen Quellen setzen sich aus mehreren Eintragspfaden zusammen, die über die verschiedenen Abflusskomponenten realisiert werden (vgl. Abbildung 2-1). Eine Unterscheidung in Abflusskomponenten ist notwendig, da sich sowohl Stoffkonzentrationen als auch die zu Grunde liegenden Prozesse zumeist stark voneinander unterscheiden (Behrendt et al., 1999). Neben anthropogen verursachten Quellen, die i.d.R. die Hauptbelastung darstellen, können diffuse Schwermetalleinträge auch aus natürlichen geogenen Quellen resultieren (Novotny/Olem, 1994). Die berücksichtigten Stoffquellen und Eintragspfade sowie deren Verknüpfung sind schematisch in Abbildung 2-1 dargestellt.

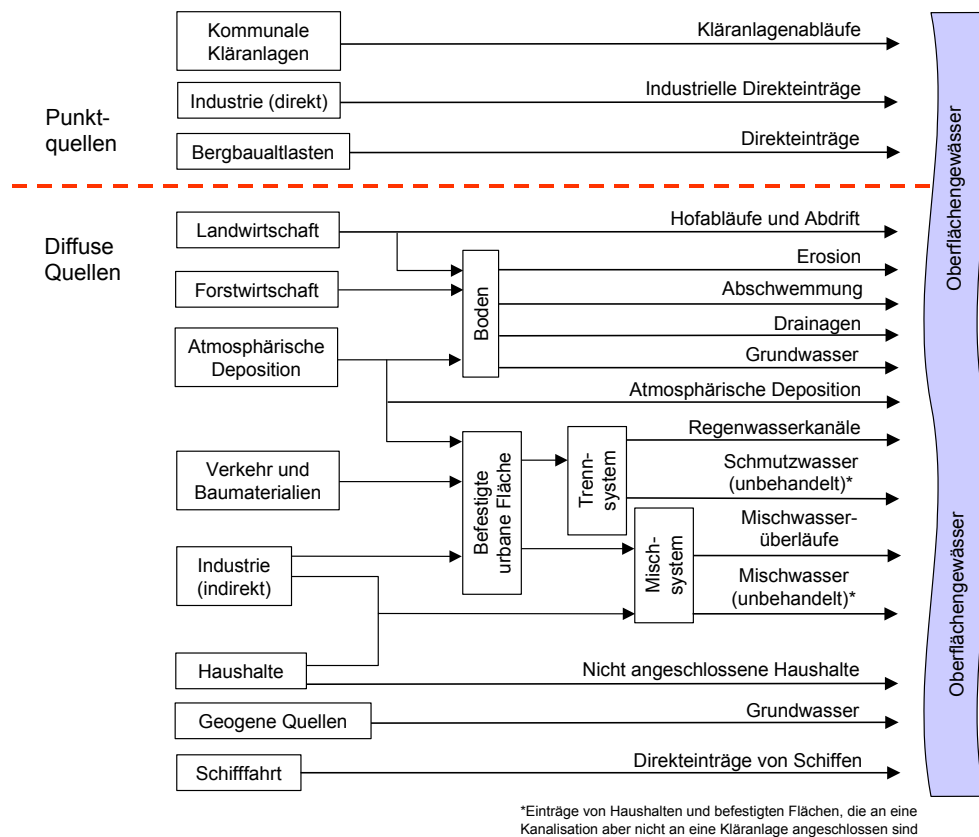


Abbildung 2-1 Quellen und Eintragspfade für Stoffe in Fließgewässer.

Im Rahmen der Bilanzierung der Nährstoffeinträge in die Flussgebiete Deutschlands wurde das Modell MONERIS (**MO**delling **Nutrient Emissions in R**iver **S**ystems) am Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB, Berlin) entwickelt (Behrendt et al., 1999). Das Modell basiert auf einem Geografischen Informationssystem, in das sowohl digitale Karten als auch umfangreiche physio-graphische und statistische Informationen integriert wurden. Die Berechnungsgrundlage von MONERIS bilden ca. 300 Flussgebiete von durchschnittlich 1000 km² Einzugsgebietsfläche (vgl. Abbildung 2-2). Um auf die gleichen Grundlagendaten, die zur Bilanzierung der Nährstoffeinträge herangezogen wurden zurückzugreifen, wurde MONERIS im Rahmen dieses Vorhabens für Schwermetalle und Lindan angepasst.

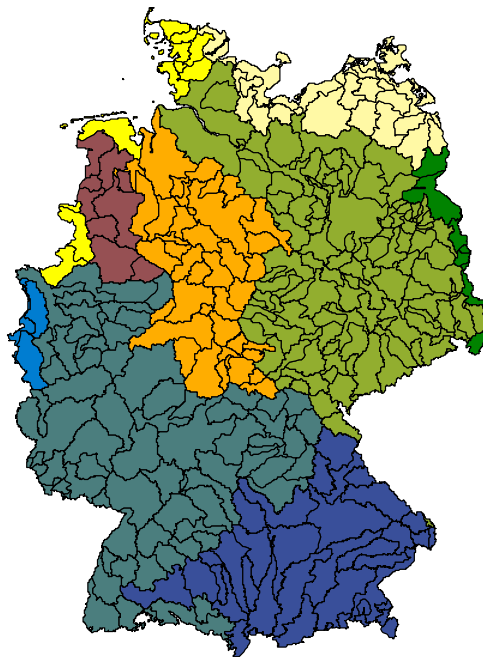


Abbildung 2-2 Flussgebiete im Modell MONERIS (Behrendt et al., 1999).

MONERIS ermöglicht die pfadspezifische Berechnung der Emissionen aus kommunalen Kläranlagen sowie für alle nährstoffrelevanten diffusen Eintragspfade. Aufgrund des derzeitigen Wissensstandes, der zur Verfügung stehenden Datenbasis und der Größe der zu untersuchenden Gebiete ist eine detaillierte dynamische Prozessmodellierung für große Flussgebiete nicht möglich. In MONERIS wurden deshalb vorhandene Ansätze zur großräumigen Modellierung von Stoffeinträgen verwendet und modifiziert sowie neue, auf ganz Deutschland anwendbare Modelle abgeleitet. Für die Kalibrierung der im Modell berechneten Wassermengen aus den verschiedenen Eintragspfaden wurden Pegeldata herangezogen (Behrendt et al., 1999).

Zur Anpassung des Modells waren insbesondere alle stoffspezifischen Grundlagendaten sowie Transport- und Rückhaltefaktoren für Schwermetalle und Lindan für die Bezugsjahre 1985, 1995 und 2000 zu erheben bzw. abzuleiten. Zudem waren weitere Eintragspfade zu berücksichtigen.

Neben den Stoffkonzentrationen haben meteorologische und hydrologische Faktoren einen starken Einfluss auf die Höhe der Emissionen. Für alle Bezugsjahre wurden deshalb mehrjährige Zeiträume ausgewertet, da nur auf Basis einer Betrachtung mittlerer Verhältnisse zeitliche Trends abgeleitet werden können. Infolge der Periodizität von meteorologischen und hydrologischen Größen bietet sich ein Zeitraum von 5 Jahren an, weshalb für die Bezugsjahre 1985 und 1995 jeweils Daten für die Perioden 1983-1987 sowie 1993-1997 erhoben wurden. Hingegen konnten für 2000 bisher nur Daten von 1999/2000 berücksichtigt werden.

Für die meisten Eintragspfade war die Bilanzierung für beide Stoffgruppen und alle Bezugsjahre mit der gleichen Methode möglich. Die verschiedenen Herkunftsbereiche von Schwermetallen und Lindan sowie die deutlich geringere Datenmenge für die Mitte der 80er Jahre, erforderte jedoch z.T. auch unterschiedliche Vorgehensweisen.

2.1 Punktuelle Eintragspfade

Zu den punktuellen Eintragspfaden zählen:

- *kommunale Kläranlagen,*
- *industrielle Direkteinträge und*
- *Direkteinträge durch historische Bergbauaktivitäten.*

Da für diese Eintragspfade umfangreiche Überwachungsdaten vorliegen, wurde eine Datenrecherche in ganz Deutschland bei den zuständigen Behörden der Länder durchgeführt.

2.1.1 Kommunale Kläranlagen

Die Einträge aus kommunalen Kläranlagen wurden nach zwei verschiedenen Vorgehensweisen quantifiziert. Die favorisierte Methode war die Frachtberechnung auf Basis von gemessenen Stoffkonzentrationen im Kläranlagenablauf durch Multiplikation der Stoffkonzentration mit der gesamten behandelten Abwassermenge (Böhm et al., 2001):

$$E_{KA} = C_{KA} \cdot Q_{KA} \quad \text{Gleichung 2-1}$$

E_{KA} = Stoffeinträge von kommunalen Kläranlagen [kg/a]

C_{KA} = Stoffkonzentration im Kläranlagenablauf [$\mu\text{g/l}$]
 Q_{KA} = Gesamte behandelte Abwassermenge [$\text{Mio. m}^3/\text{a}$]

Lagen keine Messwerte im Ablauf kommunaler Kläranlagen vor, erfolgte die Berechnung mit dem Kläranlagenmodul des Modells MONERIS. Hierzu war die Stofffracht im Kläranlagenzulauf zu erheben, die nachfolgend anhand der Reinigungsleistung des Klärverfahrens in eine Ablauffracht umgerechnet wurde:

$$E_{KA} = F_{ZU} \cdot (1 - W_{KA}) \quad \text{Gleichung 2-2}$$

E_{KA} = Stoffeinträge von kommunalen Kläranlagen [kg/a]
 F_{ZU} = Stofffracht im Zulauf der Kläranlage [kg/a]
 W_{KA} = Wirkungsgrad des Klärverfahrens

2.1.2 Industrielle Direkteinleiter

Hinsichtlich der methodischen Vorgehensweise und der auftretenden Schwierigkeiten bei der Berechnung der Schwermetall- und Lindanemissionen von industriellen Direkteinleitern sind folgende grundsätzliche Punkte zu berücksichtigen:

- Von den Bundesländern wurden Daten in unterschiedlichster Form zur Verfügung gestellt: Teilweise wurden eingeleitete Abwasserfrachten übermittelt, teilweise jedoch auch einzelne Konzentrationsmessungen in Verbindung mit Angaben zu gemessenen bzw. genehmigten Abwassermengen.
- Bei den übermittelten Konzentrationsangaben lagen vereinzelt Werte unter der Bestimmungsgrenze. In diesen Fällen wurde mit der Hälfte der Bestimmungsgrenze gerechnet. Lagen jedoch für einen Einleiter alle Messwerte bzgl. eines Parameters unter der Bestimmungsgrenze, wurde angenommen, dass die Konzentration gleich 0 ist.
- Da die tatsächliche Belastung für das jeweilige Jahr erfasst werden sollte, wurden erhöhte Frachten aufgrund von Störfällen mit aufgenommen.
- Die Basis für Frachtberechnungen waren die gemessenen Konzentrationen und Abwassermengen aus der Überwachung. In Einzelfällen standen diese nicht zur Verfügung, so dass zur Ergänzung auch Genehmigungswerte herangezogen werden mussten.
- Aufgrund der Berücksichtigung unterschiedlicher Datenquellen lagen für einzelne Einleiter mehrere, zum Teil voneinander abweichende Angaben vor (z.B. Daten aus der behördlichen Überwachung und Daten aus Umwelterklärungen/Eigenüberwachung). Grundsätzlich wurde dabei den Überwachungsdaten eine höhere Priorität zugeordnet. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass diesen

Überwachungsdaten i.d.R. eine sehr geringe Zahl an Messwerten zu Grunde liegt (häufig werden auch bei Großeinleitern nur 1 bis 5 Proben pro Jahr analysiert) und es deshalb zwangsläufig zu Ungenauigkeiten und hohen Schwankungen zwischen verschiedenen Jahren kommen kann. Aufgrund der höheren Messwertdichte wurden deshalb in begründeten Fällen auch die Eigenkontrollwerte einbezogen.

2.1.3 Bergbaualllasten

Bei der Bearbeitung des Forschungsvorhabens hat sich gezeigt, dass Einleitungen durch ehemalige Metallerzgewinnungen nicht vernachlässigt werden dürfen. Deshalb wurden bei den relevanten Bundesländern Daten zu Emissionen aus diesem Bereich abgefragt. Teilweise lagen bei den Wasserwirtschaftsverwaltungen Informationen entsprechend den Daten für industrielle Direkteinleiter vor mit den dort genannten methodischen Einschränkungen. In der Mehrzahl der Fälle waren jedoch Angaben zu den eingeleiteten Schwermetallfrachten nicht verfügbar.

2.2 Diffuse Eintragspfade

Das Modellsystem MONERIS ermöglicht die Bilanzierung von 6 diffusen Eintragspfaden:

- *Direkte atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche,*
- *Abschwemmung von unbefestigten Flächen,*
- *Erosion,*
- *Drainagen,*
- *Grundwasser und*
- *diffuse Emissionen aus urbanen Gebieten (Kanalisationen und nicht angeschlossene Einwohner).*

Alle stoffunabhängigen Eingangsdaten wie Landnutzung, Volumenströme und statistische Informationen (z.B. Anzahl der Einwohner) wurden unmittelbar aus MONERIS übernommen.

Die Emissionen aus den Eintragspfaden

- *Hofabläufe und Abdrift und*
- *Schifffahrt*

wurden nach dem Verfahrensvorschlag der IKS (1999) quantifiziert.

2.2.1 Atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche

Die durch atmosphärische Deposition direkt in die Oberflächengewässer eingetragene Fracht wurde auf Basis der Wasserfläche in einem Flussgebiet und der Depositionsrate des betrachteten Stoffes berechnet. Hierzu waren die Depositionsraten für Schwermetalle und Lindan zu ermitteln (→ Kapitel 3.2.1 und 4.2.2.1).

$$E_D = \frac{A_{GEW} \cdot D}{1.000} \quad \text{Gleichung 2-3}$$

E_D = Einträge durch atmosphärische Deposition [kg/a]

A_{GEW} = Gesamtfläche der Oberflächengewässer [ha]

D = Depositionsrate des betrachteten Stoffes [g/(ha·a)]

2.2.2 Hofabläufe und Abdrift

Mit diesem Eintragspfad werden alle Stoffeinträge erfasst, die infolge der Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Betriebe direkt von den Hofflächen in die Oberflächengewässer gelangen. Aufgrund der unterschiedlichen stoffspezifischen Herkunftsbereiche muss zwischen Schwermetallen und Lindan unterschieden werden. Die zu berücksichtigenden Eingangsdaten und Emissionsfaktoren sind in den Kapiteln 3.2.2 und 4.2.2.2 erläutert.

Schwermetalle:

$$E_{HA} = A_D \cdot C_D \cdot a \quad \text{Gleichung 2-4}$$

E_{HA} = Einträge von Hofabläufen und Abdrift [kg/a]

A_D = Düngemittelaufwand [kg/a]

C_D = Schwermetallgehalt im Düngemittel (separat nach Wirtschafts- und Mineraldünger) [mg/kgTS]

a = Anteil der aufgewendeten Düngemittel, der direkt in die Oberflächengewässer gelangt

Lindan:

$$E_{HA} = A_{Pf} \cdot a \quad \text{Gleichung 2-5}$$

E_{HA} = Einträge von Hofabläufen und Abdrift [kg/a]

A_{Pf} = Aufwendungsmenge des Pflanzenschutzmittels (Lindan) [kg/a]

a = Anteil der aufgewendeten Pflanzenschutzmittelmengen, die direkt in die Oberflächengewässer gelangt

2.2.3 Abschwemmung von unbefestigten Flächen

Beim Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen wird zwischen der als **Abschwemmung** realisierten gelösten Stofffracht und den durch **Erosion** verursachten partikulär transportierten Stoffeinträgen unterschieden. Die infolge von Starkregenereignissen von unbefestigten Flächen, wie Acker-, Grünland- und Gebirgsflächen, überwiegend gelöst in die Oberflächengewässer gelangende Stofffracht ist Gegenstand dieses Eintragspfades. Stoffeinträge durch Erosion werden separat in Kapitel 2.2.4 betrachtet.

Die Fracht im Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen ergibt sich aus der Menge und der Stoffkonzentration des abfließenden Niederschlags. Der Anteil des Oberflächenabflusses am Gesamtabfluss wurde in MONERIS auf Basis eines vereinfachten Ansatzes nach Liebscher/Keller (1979) ermittelt. Die maßgeblichen Stoffkonzentrationen im abfließenden Niederschlag sind in den Kapiteln 3.2.3 und 4.2.2.3 zusammengestellt.

Zusätzlich muss die Stofffracht berücksichtigt werden, die durch Abschwemmung von Düngemitteln (Schwermetalle) oder Pflanzenschutzmitteln (Lindan) in die Oberflächengewässer gelangt. Die zusätzliche Fracht E_{AD} berechnet sich entsprechend der bereits in Kapitel 2.2.2 dargelegten Vorgehensweise.

$$E_{OA} = \frac{Q_{OA} \cdot C_{OA}}{1.000.000} + E_{AD} \quad \text{Gleichung 2-6}$$

E_{OA} = Stoffeinträge durch Abschwemmung von unbefestigten Flächen [kg/a]

Q_{OA} = Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen [m³/a]

C_{OA} = Stoffkonzentration im Niederschlag [µg/l]

Schwermetalle:

E_{AD} = Schwermetallfracht durch Abschwemmung von Wirtschafts-, Mineraldünger und Klärschlamm von landwirtschaftlichen Flächen [kg/a] (Berechnung nach Gleichung 2-4)

Lindan:

E_{AD} = abgeschwemmte Lindanfracht von Acker- und Waldflächen [kg/a] (Berechnung nach Gleichung 2-5)

2.2.4 Erosion

Stoffeinträge durch Erosion werden durch den Stoffgehalt im Oberboden, den Sedimenteintrag in die Oberflächengewässer und einen transportbedingten Anreicherungsfaktor (Enrichment ratio, ER) bestimmt.

$$E_{ER} = C_B \cdot SED \cdot ER \cdot 1.000$$

Gleichung 2-7

E_{ER} = Einträge durch Erosion [kg/a]
 C_B = Stoffgehalt im Oberboden [mg/kg]
 SED = Sedimenteintrag [t/a]
 ER = Anreicherungsverhältnis

Aufgrund des bevorzugten Transportes von feinen Bodenpartikeln kommt es während des Erosionsprozesses zu einer Anreicherung feiner Kornklassen im abgetragenen Sediment. Da Schadstoffe aufgrund der höheren spezifischen Oberfläche vermehrt an feine Kornklassen gebunden sind, reichern sich diese durch den Erosionsprozess ebenfalls an. Die Anreicherung eines Stoffes im Erosionsgut wird durch das Anreicherungsverhältnis ER im Vergleich zum Ausgangsgehalt des Stoffes im Ackeroberboden beschrieben:

$$ER = \frac{C_{SED}}{C_B}$$

Gleichung 2-8

C_{SED} = Stoffgehalt in erodierten Sedimenten [mg/kg]
 C_B = Stoffgehalt im Ackeroberboden [mg/kg]

Für Schwermetalle und Lindan waren die Oberbodengehalte, deren zeitliche Veränderung sowie die transportbedingten Anreicherungs-faktoren zu ermitteln bzw. abzuleiten (→ Kapitel 3.2.4 und 4.2.2.4).

2.2.5 Drainagen

Die Quantifizierung des Eintrags mit dem Drainagewasser erfolgte anhand der Größe der drainierten Fläche, der Drainspende und der Stoffkonzentration im Drainagewasser:

$$E_{DR} = \frac{Q_{DR} \cdot A_{DR} \cdot C_{DR}}{1.000.000}$$

Gleichung 2-9

E_{DR} = Einträge aus Drainagen [kg/a]
 Q_{DR} = Drainspende [$m^3/(m^2 \cdot a)$]
 A_{DR} = Größe der drainierten Fläche [m^2]
 C_{DR} = Stoffkonzentration im Drainagewasser [$\mu g/l$]

Für Schwermetalle und Lindan liegen kaum Daten zu Konzentrationen im Drainagewasser vor, weshalb Sickerwasserkonzentrationen verwendet wurden. Für Lindan

wurden zusätzlich die Anwendungsmengen berücksichtigt (→ Kapitel 3.2.5 und 4.2.2.5).

2.2.6 Grundwasser

Für die Berechnung der Stoffeinträge durch Grundwasserzufluss waren entsprechende Stoffkonzentrationen zu erheben (→ Kapitel 3.2.6 und 4.2.2.6). Die Stofffracht berechnet sich anschließend mit nachfolgender Gleichung:

$$E_{GW} = \frac{Q_{GW} \cdot C_{GW}}{1.000.000} \quad \text{Gleichung 2-10}$$

E_{GW} = Stoffeintrag über das Grundwasser [kg/a]

Q_{GW} = Grundwasserzufluss [m^3/a]

C_{GW} = Stoffkonzentration im Grundwasserzufluss [$\mu g/l$]

Der Grundwasserzufluss wird in MONERIS als Differenz zwischen dem gemessenen Abfluss und den Abflusskomponenten Drainageabfluss, Oberflächenabfluss von versiegelten und nicht versiegelten Flächen und atmosphärischem Zufluss ermittelt.

2.2.7 Urbane Gebiete: Kanalisationen und nicht angeschlossene Einwohner

Die diffusen Einträge aus urbanen Gebieten werden als Summe der Einträge aus Regenwasserkanälen des Trennsystems, Mischwasserentlastungen sowie Haushalten, die nicht an eine Kläranlage angeschlossen sind (mit und ohne Anschluss an die Kanalisation) quantifiziert. In Kapitel 3.2.7 und 4.2.2.7 werden die stoffspezifischen Emissionsfaktoren für Schwermetalle und Lindan abgeleitet.

2.2.7.1 Regenwasserkanäle

Beim Trennverfahren wird der Schmutzwasserabfluss getrennt vom Regenwasser in die Kläranlage abgeführt. Das Regenwasser wird in der Regel direkt in die Oberflächengewässer geleitet. Die Bilanzierung der Schwermetalleinträge aus Regenwasserkanälen erfolgt auf Basis von stoffspezifischen Oberflächenpotenzialen und der an die Trennkanalisation angeschlossenen versiegelten urbanen Fläche:

$$E_{UT} = AS_{URB} \cdot A_{URBVT} \cdot 100 \quad \text{Gleichung 2-11}$$

E_{UT} = Stoffeinträge aus Regenwasserkanälen der Trennkanalisation [kg/a]

AS_{URB} = stoffspezifisches Oberflächenpotenzial von versiegelten Oberflächen [kg/(ha·a)]

A_{URBVT} = an die Trennkanalisation angeschlossene versiegelte urbane Fläche [km²]

2.2.7.2 Mischkanalisationsüberläufe

In der Mischkanalisation werden die Abwässer aus Haushalten und von industriellen Indirekteinleitern zusammen mit Niederschlagsabflüssen in einem Kanal erfasst und der Kläranlage zugeführt. Bei Starkregenereignissen ist das System nur zum Teil in der Lage die Wassermengen zwischenspeichern, um sie nach dem Ereignis der Kläranlage zuzuleiten. Die nicht behandel- bzw. speicherbaren Wassermengen werden über **Mischwasserüberläufe** in die Gewässer entlastet.

Das Ausmaß der frachtbezogenen Gewässerbelastung aus Mischsystemen ist abhängig von der jährlichen Überlaufdauer. Dieser Parameter wird durch den Ausbaugrad, d.h. das verfügbare Speichervolumen, und durch die Betriebsweise des Systems gesteuert. Die dabei zu berücksichtigenden Zusammenhänge sind komplex und weisen eine hohe räumliche und zeitliche Variabilität auf. Als Hilfsmittel zur Abschätzung der über diesen Pfad emittierten Stofffrachten kann die Entlastungsrate nach Meißner (1991) herangezogen werden:

$$RE = \frac{4000 + 25 \cdot q_R}{V_S + \frac{0,551 + q_R}{36,8 + 13,5 \cdot q_R}} - 6 + \frac{N_J - 800}{40} \quad \text{Gleichung 2-12}$$

RE = Entlastungsrate des Mischsystems [%]

q_R = Regenabflussspende [l/(ha·s)]

V_S = Speichervolumen [m³/ha]

N_J = Jahresniederschlag [l/(m²·a)]

Der so berechenbare Anteil des entlasteten Mischwassers enthält neben der von den versiegelten Flächen abgespülten Fracht auch einen Schmutzwasseranteil. Behrendt et al. (1999) schätzen den schmutzwasserbürtigen Anteil für Nährstoffe in Abhängigkeit von der Anzahl der effektiven Starkregentage im Jahr ab. Für Schwermetalle und Lindan wurde eine davon abweichende Berechnungsmethode gewählt und die tatsächlich wirksame Entlastungsdauer zu Grunde gelegt. Diese wird von Brombach/Wöhrle (1997) als Median für Durchlaufbecken mit 230 h im Jahr angegeben. Die gesamten über Mischkanalisationsüberläufe eingetragenen Stofffrachten wurden mit folgender Gleichung quantifiziert:

$$E_{UM} = (AG_E \cdot E_{KA} + C_{GEW} \cdot Q_{GEWM}) \cdot TE + (AS \cdot A_{URBVM} \cdot 100) \cdot \frac{RE}{100} \quad \text{Gleichung 2-13}$$

E_{UM} = Stoffeinträge durch Mischwasserentlastungen [kg/a]

AG_E = einwohnerspezifische Stoffabgabe [mg/(E·h)]

E_{KA} = an Kläranlagen angeschlossene Einwohner

C_{GEW} = Stoffkonzentration im gewerblichen Abwasser [µg/l]

Q_{GEWM} = Abfluss von Gewerbegebieten mit Mischkanalisationsanschluss [l/h]

TE = Entladungsdauer pro Jahr [h]

AS = stoffspezifisches Oberflächenpotenzial von der versiegelten Oberfläche [g/(ha·a)]

A_{URBVM} = an ein Mischsystem angeschlossene versiegelte urbane Fläche [km²]

2.2.7.3 Kanalisationen, die nicht an eine Kläranlage angeschlossen sind

In diesem Pfad werden Stoffeinträge von urbanen Flächen sowie Haushalten und Gewerbebetrieben berücksichtigt, die zwar an eine Kanalisation aber nicht an eine Kläranlage angeschlossen sind:

$$E_{UK} = E_{UAK} + E_{EWK} \cdot AG_{EG} \cdot 365 + E_{GEWK} \quad \text{Gleichung 2-14}$$

E_{UK} = Stoffeinträge von nur an die Kanalisation angeschlossenen urbanen Flächen und Einwohnern [kg/a]

E_{UAK} = Stoffeinträge von nur an die Kanalisation angeschlossenen versiegelten Flächen [kg/a]

E_{EWK} = Anzahl der Einwohner die nur an die Kanalisation angeschlossen sind

AG_{EG} = einwohnerspezifische Stoffabgabe, gelöster Anteil [kg/E·d]

E_{GEWK} = Stoffeinträge von nur an die Kanalisation angeschlossenen Gewerbebetrieben [kg/a]

Die Berechnung der Einträge von gewerblichen Betrieben entspricht der für die Mischsysteme beschriebenen Vorgehensweise. Bei diesem Pfad muss jedoch zusätzlich die Dauer der gewerblichen Abflussspende berücksichtigt werden. Diese wurde nach Mohaupt et al. (1998) mit 10 Stunden am Tag angenommen.

2.2.7.4 Nicht angeschlossene Haushalte

Für Haushalte, die weder an eine Kanalisation noch an eine Kläranlage angeschlossen sind, wird davon ausgegangen, dass bei Sickergruben nur die gelösten Bestandteile des Abwassers in den Boden und nach sehr unterschiedlicher Bodenpassage ins Gewässer gelangen. Einträge von gewerblichen Betrieben sind bei diesem Eintragspfad nicht zu erwarten und wurden nicht berücksichtigt:

$$E_{UN} = (E_{AUN} + E_{EWN} \cdot AG_{EG} \cdot 365) \cdot a \quad \text{Gleichung 2-15}$$

E_{UN} = Stoffeinträge von nicht an die Kanalisation angeschlossenen urbanen Flächen und Haushalten [kg/a]

E_{AUN} = Stoffeinträge von nicht an die Kanalisation angeschlossenen urbanen Flächen [kg/a]

AG_{EG} = einwohnerspezifische Schwermetallabgabe, gelöster Anteil [kg/E·d]

E_{EWN} = Anzahl von nicht an die Kanalisation angeschlossenen Einwohnern mit Sickergrube

a = Frachtanteil, der durch die Untergrundpassage in die Oberflächengewässer gelangt

2.2.8 Schifffahrt

Direkteinträge, die infolge der Schifffahrt in die Oberflächengewässer gelangen, sind nur für Schwermetalle relevant. Die Abschätzung der Frachten erfolgte über die Anzahl der Fahrzeuge der Berufsschifffahrt bzw. Sportboote und die eingetragene Schwermetallfracht pro Fahrzeug:

$$E_{SCHIFF} = A_{SCHIFF} \cdot F_{SCHIFF} \quad \text{Gleichung 2-16}$$

E_{SCHIFF} = Schwermetalleinträge durch Schifffahrt [kg/a]

A_{SCHIFF} = Anzahl der Fahrzeuge der Berufsschifffahrt bzw. Sportboote im Einzugsgebiet

F_{SCHIFF} = Schwermetalleintrag je Fahrzeug [kg/a]

3 Schwermetalle

Im folgenden Kapitel wird die Datengrundlage für die Quantifizierung der Schwermetallemissionen aus punktuellen und diffusen Quellen in die Oberflächengewässer dargestellt.

3.1 Schwermetallemissionen aus Punktquellen

3.1.1 Kommunale Kläranlagen

Die bevorzugte Methode zur Quantifizierung der Schwermetallemissionen aus kommunalen Kläranlagen basiert auf der Multiplikation von Schwermetallkonzentrationen im Kläranlagenablauf mit der behandelten Abwassermenge (→ Gleichung 2-1). Für den Bilanzzeitraum 1993-1997 wurden bereits im Jahre 1999 Schwermetallablaufkonzentrationen bei den zuständigen Behörden erhoben (Böhm et al., 2001). Anfang 2001 wurde die Recherche für 1983-1987 und 1999/2000 wiederholt und die für das Bezugsjahr 1995 erzielten Ergebnisse den Landesbehörden zur Prüfung vorgelegt. In Tabelle 3-1 ist die Anzahl der Messwerte für die Bilanzzeiträume 1983-1987, 1993-1997 und 1999/2000 zusammengefasst.

Tabelle 3-1 Anzahl der Messwerte zu Schwermetallkonzentrationen im Kläranlagenablauf für die Bezugsjahre 1985, 1995 und 2000.

	Jahr	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Anzahl der Messwerte	1985	-	70	-	-	70	-	-	-
	1995	144	9.241	9.402	10.260	7.886	11.596	7.990	5.304
	2000	-	6.089	7.056	8.038	6.123	7.544	6.559	2.272

Wie aus Tabelle 3-1 hervorgeht, wurden für die Mitte der 80er Jahre nur sehr wenige bzw. keine Daten gemeldet. Die Bilanzierung der Einträge für das Bezugsjahr 1985 erfolgte deshalb nach Gleichung 2-2. Da As nicht im Abwasserabgabengesetz (Anlage 1 zu § 3AbwAG) aufgeführt ist, wird es im Ablauf von kommunalen Kläranlagen i.d.R nicht analysiert. Es konnte deshalb nur eine grobe Abschätzung der As-Emissionen aus Kläranlagen vorgenommen werden.

Schwermetallemissionen von kommunalen Kläranlagen für 1995 und 2000

Umfang und Güte der recherchierten Datensätze zu Schwermetallkonzentrationen im Ablauf kommunaler Kläranlagen variieren für die einzelnen Bundesländer z.T. erheblich. Die Anzahl der Messwerte, der Anteil der Messwerte, die größer Bestimmungsgrenze waren und die Konzentrationsmittelwerte sind für die Bundesländer in Anhang 1 zusammengestellt. Aufgrund des kürzeren Zeitraums standen 1999/2000 insgesamt weniger Daten zur Verfügung als für 1993-1997 (vgl. Tabelle 3-1).

Die prozentuale Verteilung der Anlagen nach Ausbaugrößenklassen, für die Schwermetallkonzentrationen gemeldet wurden, ist Abbildung 3-1 zu entnehmen. In die Auswertung wurden Baden-Württemberg, Bayern, Mecklenburg-Vorpommern, Rheinland-Pfalz, Schleswig-Holstein und Thüringen einbezogen, da nur für diese Länder entsprechende Informationen vorlagen. Zum Vergleich wurde die Verteilung der Einwohnerwerte auf die Größenklassen nach den Angaben des Statistischen Bundesamtes (StaBu, 1998b) in Abbildung 3-1 ergänzt.

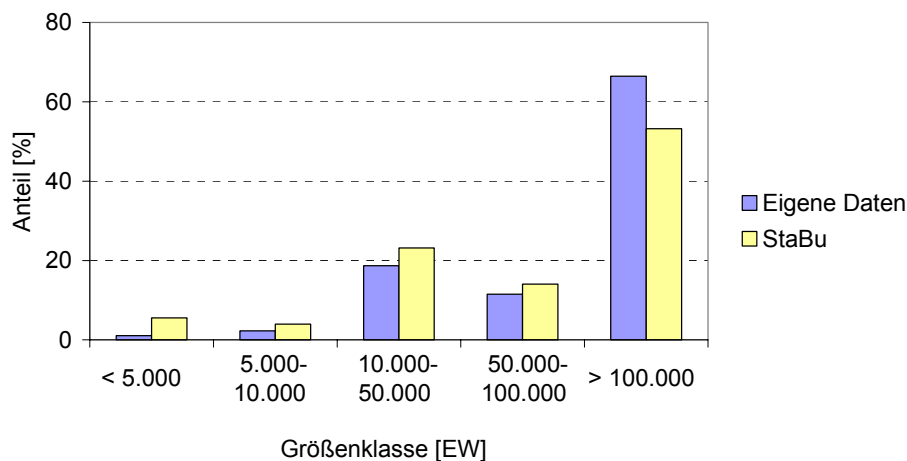


Abbildung 3-1 Größenklassenverteilung von Kläranlagen in Deutschland (StaBu, 1998b) im Vergleich zu den in der Recherche berücksichtigten Anlagen.

Abbildung 3-1 ist zu entnehmen, dass vermehrt größere Anlagen auf Schwermetalle untersucht werden. Für kleine Anlagen, insbesondere < 5.000 EW, liegen kaum Messwerte zu Schwermetallkonzentrationen im Ablauf vor. Weitere Auswertungen zur Abhängigkeit der Schwermetallablaufkonzentrationen von der Größenklasse oder dem Industrieanteil haben jedoch gezeigt, dass keine Korrelation zwischen Schwermetallablaufkonzentration und diesen Parametern besteht (s. Böhm et al., 2001). Es wurde deshalb angenommen, dass die Abweichung der Häufigkeitsvertei-

lung keine bedeutende Fehlerquelle darstellt und die gemeldeten Daten repräsentativ für Deutschland sind.

Bei der Frachtberechnung verursacht insbesondere die große Schwankungsbreite der angegebenen Bestimmungsgrenzen (BG) erhebliche Unsicherheiten, da Messwerte kleiner BG mit der halben Konzentration der BG in die Quantifizierung eingehen. Es war deshalb erforderlich, die Datenqualität der verwendeten Ablaufkonzentrationen sicherzustellen. Auf Basis von tatsächlich gemessenen Werten (alle Messwerte größer BG) wurden "analytisch sinnvolle" Bestimmungsgrenzen abgeleitet und "analytisch nicht gerechtfertigte" Bestimmungsgrenzen bei der Bilanzierung ausgeschlossen. Die Vorgehensweise ist ausführlich in Böhm et al. (2001) beschrieben.

Als zusätzliches Qualitätskriterium wurde festgelegt, dass ein Datensatz eines Bundeslandes nur für Metalle verwendet wird, für die mindestens 10 % der Messwerte größer Bestimmungsgrenze sind. Liegen weniger als 10 % der Messwerte über der Bestimmungsgrenze, so hängt der resultierende Mittelwert fast ausschließlich von der Höhe der jeweiligen Bestimmungsgrenzen ab. Für Datensätze eines Metalls, die dieses Kriterium nicht erfüllt haben, wurde ein Mittelwert aus Datensätzen von Bundesländern berechnet, die ausreichend Messwerte größer Bestimmungsgrenze aufwiesen. Dabei wurde eine Gewichtung anhand der Einwohnerwertanteile der Bundesländer vorgenommen. Im Bilanzzeitraum 1993-1997 zeigten sich deutliche Unterschiede in den Ablaufkonzentrationen der Alten und Neuen Bundesländer, was auf den damals noch geringeren Stand der Abwassertechnik in den Neuen Ländern zurückzuführen ist. Deshalb wurden die Alten und Neuen Bundesländer bei der Mittelwertberechnung getrennt behandelt. In Tabelle 3-2 sind die mittleren Ablaufkonzentrationen aufgelistet.

Tabelle 3-2 Mittelwerte zu Schwermetallkonzentrationen für die Alten (ABL) und Neuen Bundesländer (NBL) im Bezugsjahr 1995 sowie für Deutschland im Bezugsjahr 2000 in µg/l.

Gebiet	Jahr	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
ABL	1995	0,25	5,09	13,2	0,19	7,86	3,29	70,5
NBL	1995	0,76	8,78	15,5	0,37	13,1	7,64	93,7
Deutschland	2000	0,18	2,99	12,4	0,12	7,82	2,64	46,7

Auf Basis der Ablaufkonzentrationen der Bundesländer wurden mittlere Ablaufkonzentrationen für die Flussgebiete berechnet. Hierbei erfolgte ebenfalls eine Gewichtung anhand der Einwohnerwerte. Die resultierenden Konzentrationen sind Tabelle 3-3 zu entnehmen.

Tabelle 3-3 Mittlere Schwermetallkonzentrationen in kommunalen Kläranlagenabläufen auf Ebene der großen Flussgebiete in µg/l.

Flussgebiet	Jahr	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Donau	1995	0,17	4,53	13,4	0,16	6,36	4,69	94,9
	2000	0,12	3,14	12,0	0,10	4,38	2,31	63,0
Rhein	1995	0,28	5,17	14,0	0,20	7,68	3,34	73,2
	2000	0,19	3,20	12,6	0,12	8,24	2,70	49,4
Ems	1995	0,24	5,47	11,1	0,19	7,33	3,06	70,6
	2000	0,18	2,99	14,0	0,12	10,63	3,03	43,2
Weser	1995	0,23	5,26	10,1	0,23	6,01	2,42	61,7
	2000	0,21	3,12	11,6	0,13	8,03	3,34	35,5
Elbe	1995	0,55	8,13	14,4	0,29	14,68	5,33	76,7
	2000	0,22	2,66	12,3	0,13	8,62	2,48	41,3
Oder	1995	0,74	6,66	14,2	0,16	11,58	5,71	71,1
	2000	0,18	2,99	12,4	0,12	7,82	2,64	46,7
Nordsee Küste	1995	0,19	4,38	12,8	0,16	6,10	2,63	55,8
	2000	0,15	2,36	13,4	0,09	8,72	2,50	35,1
Ostsee Küste	1995	0,52	2,66	17,2	0,15	7,83	6,95	32,5
	2000	0,06	0,63	11,7	0,03	4,65	0,55	24,3

Die Berechnung der Fracht erfolgte anschließend anhand der gesamten in den Flussgebieten behandelten Abwassermenge (StaBu, 1998, 2001a). Größere Unsicherheiten ergeben sich für Metalle, bei denen einige Datensätze das "10 %-Kriterium" nicht erreicht haben. Im Bezugsjahr 1995 war nur Hg betroffen, für 2000 wiesen jedoch auch Cd, Cr und Pb sehr viele Messwerte kleiner Bestimmungsgrenze auf (vgl. Anhang 1).

Schwermetallemissionen von kommunalen Kläranlagen für 1985

Für das Bezugsjahr 1985 wurden die Schwermetalleinträge aus kommunalen Kläranlagen mit dem Kläranlagenmodul des Modells MONERIS quantifiziert (→ Gleichung 2-2). Die Datenbasis von MONERIS beruht auf einer Zusammenstellung der statistischen Daten zu Kläranlagen in Deutschland und ihrer Standorte, wobei die Erfassung separat für die Jahre 1985 und 1995 erfolgte. In Tabelle 3-4 ist ein Vergleich der an kommunale Kläranlagen angeschlossenen Einwohner und Einwohnergleichwerte (EGW) zwischen 1985 und 1995 dargestellt.

Tabelle 3-4 Vergleich der an kommunale Kläranlagen angeschlossenen Einwohner und Einwohnerequivalente (EGW) für 1985 und 1995 (aus MONERIS).

Jahr	Einwohner [1000]			Einwohnerequivalente [1000]		
	1985	1995	Änderung	1985	1995	Änderung
Donau	6.734	8.096	+ 20 %	5.767	5.653	- 2,0 %
Rhein	32.005	35.023	+ 9,4 %	22.674	21.797	- 3,9 %
Ems	1.906	2.405	+ 26 %	2.023	2.129	+ 5,2 %
Weser	7.076	8.217	+ 16 %	5.013	4.723	- 5,8 %
Elbe	13.199	14.241	+ 7,9 %	9.719	6.377	- 34 %
Oder	481	477	- 1 %	710	205	- 71 %
Nordseeküste	1.074	1.233	+ 15 %	1.283	1.352	+ 5,4 %
Ostseeküste	1.965	2.153	+ 9,6 %	1.816	1.278	- 30 %
Deutschland	64.442	71.846	+ 11,5 %	49.005	43.515	- 11 %

Für die Abschätzung der Frachten im Zulauf der Kläranlagen werden die einwohnerspezifische Fracht in häuslichem Schmutzwasser, die spezifische Fracht in gewerblichem Abwasser sowie die Schwermetallkonzentration im Niederschlagsabfluss und im Fremdwasser benötigt (Behrendt et al., 1999). In Verbindung mit den Wirkungsgraden der in den Anlagen eingesetzten Verfahren kann nachfolgend die emittierte Schwermetallfracht berechnet werden.

In der Literatur liegen Angaben zu Schwermetallen in häuslichem Schmutzwasser und im Niederschlagsabfluss vor. Eine Verallgemeinerung der Beiträge von Industrie und Gewerbe ist unmöglich, da die Einträge in einem weiten Bereich schwanken und sehr stark von der lokalen Situation geprägt werden. Darüber hinaus fehlen, mehr noch als bei häuslichem Schmutzwasser und Niederschlagsabflüssen, adäquate Grundlagendaten.

Es wurde deshalb zunächst versucht, aus den für das Jahr 1995 auf Basis der Schwermetallablaufkonzentrationen ermittelten Frachten kommunaler Kläranlagen (Kapitel 6.2.1) den Eingangswert für Industrie und Gewerbe als Differenz zwischen der Fracht aus Haushalten und Niederschlagsabfluss und der Gesamtfracht für die Flussgebiete abzuleiten. Dabei zeigte sich jedoch, dass auch der einwohnerbürtige Anteil, der gemeinhin als wenig variabel angenommen wird, für die einzelnen Flussgebiete unterschiedlich gewählt werden muss, um eine sinnvolle Verteilung der Frachten aus den maßgeblichen Quellen zu erreichen. Hierzu wären eine Reihe von Annahmen zu treffen, für die es keine Literaturbelege gibt.

Aufgrund der geschilderten Problematik bei der Anpassung der einzelnen Eingangsparameter für das Modell wurde die Zulauffracht im Jahr 1985 nach der in Abbildung 3-2 dargestellten Vorgehensweise ermittelt.

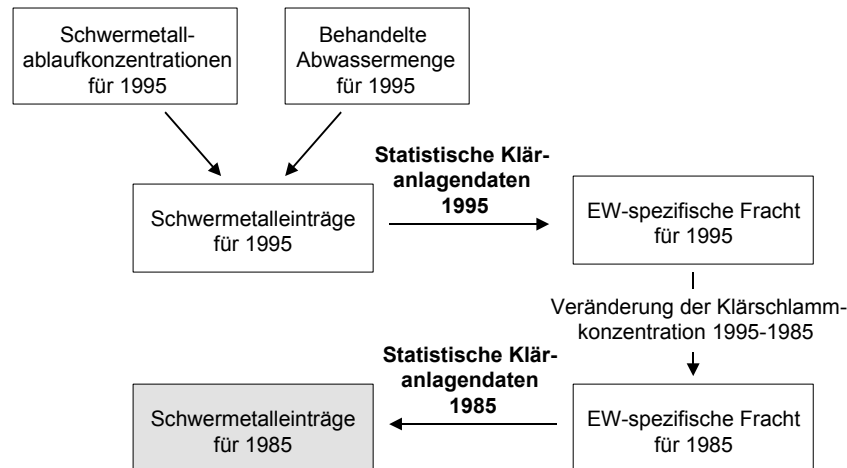


Abbildung 3-2 Schematische Darstellung der Vorgehensweise zur Ermittlung der Schwermetalleinträge aus kommunalen Kläranlagen für das Bezugsjahr 1985.

In einem ersten Schritt wurde unter Nutzung des Modells für jedes Flussgebiet aus den Ergebnissen zur emittierten Schwermetallfracht für das Jahr 1995 (Kapitel 6.2.1) und den Wirkungsgraden der verschiedenen Verfahrenstechniken ein „EW-spezifischer“-Eingangswert rückgerechnet.

Die mittleren Abscheideraten wurden auf Basis von verschiedenen Literaturangaben sowie durch eigene Auswertungen von Schwermetalldaten im Kläranlagenablauf und den zugehörigen Klärschlämmen, die im Rahmen der Datenrecherche für die Bezugsjahre 1995 und 2000 erhoben wurden, ermittelt. Die benötigten Informationen zur Ableitung von Wirkungsgraden standen für Schleswig-Holstein, Baden-Württemberg und den Umlandverband Frankfurt (1996) zur Verfügung. Die Ausgangsdaten sowie die zu Grunde gelegten durchschnittlichen Wirkungsgrade für die wichtigsten Reinigungsverfahren sind Tabelle 3-5 zu entnehmen.

Tabelle 3-5 Wirkungsgrade für die Abscheidung von Schwermetallen in Kläranlagen in % bezogen auf die Zulauffracht zur Anlage.

Literaturangabe	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Mechanische Stufe							
Mittelwert	55	46	44	59	21	65	48
Firk (1986)	50	36	39	57	26	57	41
Oliver/Cosgrove (1974)	60	55	33	60	15	66	54
Schäfer/Hoffmann (1999)	-	-	61	-	-	73	-
Mechanische Stufe + Belebungsstufe							
Mittelwert	60	67	72	75	43	84	73
Schweiz (1983) ⁵⁾	30-50	50-90	50-90	-	30-50	50-90	50-90
Firk (1986)	81	59	65	70	42	78	66
Oliver/Cosgrove (1974)	80	79	73	> 85	16	93	77
Jenkins/Russel (1994)	67	91	93	76	59	84	88
Klopp (1987)	-	83	80	-	61	90	83
Bode/Klopp (1997)	50	56	66	-	51	-	78
Koppe/Stozek (1998)	-	50	-	90	40	90	-
Zessner(1999)	42	53	58	55	38	84	47
Mechanische Stufe + Belebungsstufe mit P-Elimination							
Mittelwert	73	85	88	79 ¹⁾	63	88	79
Umlandverband Frankfurt ²⁾	-	81	88	-	57	-	79
Zessner (1999)	54	82	81	(> 48)	70	84	54
Schäfer/Hoffmann (1999)	-	-	94	-	-	91	-
Schleswig-Holstein ³⁾	89	94	91	97	64	92	95
Baden-Württemberg ⁴⁾	76	82	85	61	60	83	89

¹⁾Werte in Klammern wurden bei der Mittelwertberechnung nicht berücksichtigt; ²⁾Mittlere Abscheideraten ermittelt für 23 Kläranlagen des Umlandverbandes Frankfurt (Umlandverband Frankfurt, 1996); ³⁾Mittlere Abscheideraten ermittelt aus Schwermetallkonzentrationen im Kläranlagenablauf und im Klärschlamm nach Angaben des Landes Schleswig-Holstein für 1999/2000; ⁴⁾Mittlere Abscheideraten ermittelt aus Schwermetallkonzentrationen im Kläranlagenablauf und im Klärschlamm nach Angaben verschiedener Landkreise in Baden-Württemberg; ⁵⁾ Bundesamt für Umweltschutz der Schweiz (1983) zit. in ATV (1984).

Tabelle 3-6 zeigt die auf Basis der Jahresfrachten für 1995 zurückgerechneten EW-spezifischen Zulauffrachten, die die Frachtanteile aus Haushalten, Gewerbe, Niederschlagsabfluss und Fremdwasser einschließen.

Tabelle 3-6 EW-spezifische Eingangswerte für das Modell MONERIS im Zulauf von kommunalen Kläranlagen in mg/(EW·d) (zurückgerechnet aus den Emissionen im Jahr 1995).

Flussgebiet	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Donau	0,13	5,1	17,9	0,16	3,4	7,8	92
Rhein	0,25	7,1	23,1	0,23	4,9	6,6	86
Ems	0,12	4,4	10,7	0,13	2,6	3,4	47
Weser	0,13	4,7	10,6	0,18	2,5	3,1	46
Elbe	0,27	5,8	11,8	0,19	5,1	5,4	47
Oder	0,23	2,1	4,6	0,06	2,3	2,8	23
Küstengebiete	0,14	1,9	10,3	0,07	1,8	3,9	20

Die Frachtverminderung von 1985 nach 1995 infolge der Verbesserungen in der Verfahrenstechnik (z.B. vermehrter Einsatz biologischer Verfahren und P-Fällung) sowie durch strukturelle Veränderungen im Einzugsgebiet (Einwohner + Einwohnergleichwerte) wird durch die im Modell MONERIS enthaltenen statistischen Angaben erfasst. Um zusätzlich die Veränderungen der Zulauffracht durch Maßnahmen im Einzugsgebiet von kommunalen Kläranlagen (z.B. Indirekteinleiterkontrolle, Verringerung der atmosphärischen Deposition etc.) von 1985-1995 quantifizieren zu können, wurden Schwermetallkonzentrationen im Klärschlamm für die Bilanzzeiträume 1983-1987 und 1993-1997 ausgewertet.

In der Literatur liegen überwiegend Daten zu Schwermetallgehalten in landwirtschaftlich verwertetem Klärschlamm vor. Die Gesamtfrachten für Schwermetalle im Klärschlamm werden somit unterschätzt, da stärker mit Schwermetallen belastete Klärschlämme nicht in der Landwirtschaft verwertet werden. Die mittlere relative Veränderung der Schwermetallgehalte kann jedoch auch aus den Daten von landwirtschaftlich verwerteten Schlämmen abgeleitet werden. Die Betrachtung erfolgte getrennt für Alte und Neue Bundesländer.

Für die Alten Bundesländer wurden vom Bundesministerium für Umwelt (BMU) Schwermetallgehalte in landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämmen für die 80er und 90er Jahre zusammengestellt. Seit 1991 werden diese auch für die Neuen Bundesländer erfasst. Für die Mitte der 80er Jahre liegen jedoch keine mittleren Schwermetallgehalte in landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämmen aus der ehemaligen DDR vor, die zum Vergleich herangezogen werden können. Von Hornig/Lehmann (1994) wurde eine flächendeckende Zusammenstellung der Klärschlammkonzentrationen im Bezirk Dresden von 1987 bis 1993 veröffentlicht. Unter der Annahme, dass zwischen 1987 und 1993 die größte Veränderung bei den Emissionen von Indirekteinleitern stattgefunden hat, kann dieses Zeitfenster als repräsentativ für die Zeitspanne 1985 bis 1995 angesehen werden. Die Veränderung

der Schwermetallgehalte im Klärschlamm wurde deshalb für die Neuen Bundesländer auf Basis der Daten von Dresden ermittelt. Schwermetallgehalte im Klärschlamm sowie die prozentuale Veränderung sind in Tabelle 3-7 dargestellt.

Tabelle 3-7 Veränderung der Schwermetallgehalte im Klärschlamm zwischen 1983-1987 und 1993-1997.

Gebiet	Bezugsjahr	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Alte Bundes-Länder	1985 [mg/kgTS] ¹⁾	3,3	71	346	2,3	41	152	1263
	1995 [mg/kgTS] ²⁾	1,8	50	276	1,6	29	83	908
	Veränderung [%]	-45%	-30%	-20%	-30%	-29 %	-45%	-28%
Neue Bundes-Länder	1985 [mg/kgTS] ³⁾	16,9	467	301	-	128	262	2565
	1995 [mg/kgTS] ³⁾	3,9	69	346	-	39	164	1773
	Veränderung [%]	-77%	-85%	+14%	-30%	-70%	-37%	-31%

¹⁾ Mittelwert von 1982 (BMU) und 1986-1990 (BMU, 1992); ²⁾ BMU (1996); ³⁾ Hornig/Lehmann (1994)

Auf Basis der berechneten Reduktion der Schwermetallgehalte im Klärschlamm von 1985-1995 (vgl. Tabelle 3-7) wurden die EW-spezifischen Zulauffrachten des Jahres 1995 aus Tabelle 3-6 in Eingangswerte für das Jahr 1985 umgerechnet. Dieser Vorgehensweise liegt die Annahme zugrunde, dass die Schwermetallverminderung im Klärschlamm als integrierende Größe die Veränderungen in der Zulauffracht zu kommunalen Kläranlagen beschreibt. Aus den EW-spezifischen Eingangswerten für das Jahr 1985 können nachfolgend unter Verwendung des Kläranlagenmoduls von MONERIS die emittierten Schwermetallfrachten quantifiziert werden.

Abschätzung der As-Einleitungen aus kommunalen Kläranlagen

Für As wurden lediglich von Schleswig-Holstein Ablaufkonzentrationen aus einem Sonderüberwachungsprogramm im Jahr 1995 von 18 Kläranlagen gemeldet. Aus den Messwerten wurde eine mittlere Konzentration von 0,33 µg/l berechnet. Diese Konzentration wurde für die Bezugjahre 1995 und 2000 für alle Flussgebiete verwendet, um eine grobe Abschätzung der Einträge aus kommunalen Kläranlagen vorzunehmen. Die As-Einträge für das Bezugsjahr 1985 wurden nach der gleichen Methode abgeschätzt, da praktisch keine Daten zu As im Klärschlamm und nur eine Literaturstelle zum Abscheidegrad bei der Abwasserreinigung vorhanden waren. Firk (1986) hat Mitte der 80er Jahre As im Ablauf von drei nordrhein-westfälischen Kläranlagen beprobt. Die Konzentrationen schwankten im Mittel zwischen 2-4 µg/l. Es wurden 3 µg/l als mittlere Ablaufkonzentration verwendet. Eine Unterscheidung in Neue und Alte Bundesländer war nicht möglich.

3.1.2 Industrielle Direkteinleiter

In Deutschland sind die einzelnen Bundesländer für den Vollzug der wasserrechtlichen Vorschriften zuständig. Die Einzeldaten aus der Genehmigung und Überwachung sowohl von industriellen als auch kommunalen Direkteinleitern liegen im Allgemeinen auf unterer bzw. mittlerer Verwaltungsebene vor. Eine zusammenfassende und abgestimmte Aufarbeitung dieser Daten bis auf Bundesebene erfolgte bislang nicht. Für die Erfüllung der anstehenden Berichtspflichten wurden die Daten fallweise zusammengetragen und ausgewertet. Entsprechend wurden auch im Rahmen dieses Vorhabens die von den Bundesländern zur Verfügung gestellten Daten genutzt. Daneben wurde jedoch auch soweit notwendig und sinnvoll auf andere Datenquellen zurückgegriffen. Folgende Datenquellen sind in die Erhebungen eingeflossen:

- Daten der Wasserwirtschafts- bzw. Umweltverwaltungen der Bundesländer (insbesondere für die Jahre 1995 und 2000),
- Berichte von Flussgebietskommissionen (z.B. IKSR, IKSE) sowie zu internationalen Berichtspflichten (z.B. Daten der Alten Bundesländer für 1985),
- Umwelterklärungen bzw. Umweltberichte von Unternehmen (ergänzend bzw. als Vergleichsdaten),
- sonstige Datenquellen wie z.B. Ergebnisse aus Forschungsvorhaben (insbesondere zur Bestandsaufnahme der Abwassersituation in der damaligen DDR), Daten des Statistischen Bundesamtes, Veröffentlichungen von Verbänden, etc..

Die Qualität der verfügbaren Daten war sehr unterschiedlich. Besondere Bedeutung hatte deshalb eine genaue Kontrolle auf Plausibilität und Kompatibilität. Zur Klärung auftretender Differenzen zwischen Daten aus unterschiedlichen Quellen waren teilweise mehrere Iterationsschritte erforderlich. In der Vergangenheit verwendete Daten mussten z.T. korrigiert werden. Dies führt ggf. auch zu Abweichungen im Vergleich zu bereits publizierten Daten.

Die Daten für das Jahr 1995 (Zeitraum 1993-1997) beruhen im wesentlichen auf den Arbeiten zum Bericht „Emissionsinventar Wasser für die Bundesrepublik Deutschland“ (Böhm et al., 2000). Wichtigste Änderung dazu ist die Abtrennung der aus dem Bereich Bergbau-Altlasten stammenden Emissionen (Kapitel 3.1.3), die in der damaligen Erhebung zu den industriellen Direkteinleitungen gezählt wurden. Außerdem gab es in geringem Umfang noch ergänzende Nachmeldungen und Korrekturen der ursprünglich vorgelegten Daten.

Für das Jahr 2000 wurden alle Bundesländer hinsichtlich der neuesten verfügbaren Daten angefragt. Dabei konnten nur für die Donau von Bayern keine aktuellen Zahlen zur Verfügung gestellt werden.

Für das Jahr 1985 standen für die Alten Bundesländer Daten zu den industriellen Direkteinleitungen zur Verfügung. Diese Daten wurden zur Berichterstattung für die Internationale Nordseeschutzkonferenz erhoben. Die Datensituation für die damalige DDR ist dagegen deutlich ungünstiger, eine entsprechende Auswertung stand nicht zur Verfügung. Zur Abschätzung dieser Frachten wurde auf folgende Arbeiten zurückgegriffen:

- Brodtman/Karras (1991b) erarbeiteten eine Übersicht zu den industriellen Punktquellen in der DDR zusammen mit den verantwortlichen Behörden. Für die meisten der relevanten Industrien konnten sie Daten zu den Abwassermengen und zu eingeleiteten Abwasserfrachten erheben, wobei ein besonderer Schwerpunkt auf die eingeleiteten Schwermetallfrachten gelegt wurde. Die Daten stammen im Allgemeinen aus den Jahren 1989 und 1990. Insgesamt konnten Daten zu etwa 800 Einleitern erfasst werden. Die Zahl aller industriellen Direkteinleiter wurde auf ungefähr 5.000 geschätzt, in den 800 erfassten Betrieben waren jedoch die wichtigsten Einleiter enthalten.
- Die Internationale Kommission zum Schutz der Elbe erstellte für das Jahr 1989 eine Übersicht der punktförmigen Einträge im Elbeinzugsgebiet (IKSE, 1992). Aufgelistet wurden fast 100 industrielle Punktquellen. Bezüglich der eingeleiteten Abwasserfrachten wurden schwerpunktmäßig Schwermetalldaten aufgeführt.

Anhand dieser Daten wurden die Frachten der industriellen Direkteinleiter in der DDR für 1985 abgeschätzt. Dabei wurde davon ausgegangen, dass sich die Situation der industriellen Direkteinleiter in der DDR in dem Zeitraum von 1985 zu 1989/1990 nicht wesentlich geändert hatte. Insgesamt gilt, dass die ermittelten Frachten für 1985 aufgrund der bestehenden Lücken und Unsicherheiten bei der Erhebung einen unteren Wert darstellen, d.h. die tatsächliche eingeleitete Fracht war eher noch größer.

3.1.3 Bergbaualllasten

Bergbauliche Tätigkeiten sind verbunden mit erheblichen Eingriffen in die Natur, sowohl während der Zeit, in der Bergbau aktiv betrieben wird, als auch über lange Zeiträume hinweg nach der Einstellung der Bergbauaktivitäten. Beispielsweise können durch abfließende Wässer aus gefluteten Gruben oder Haldensickerwässer Oberflächengewässer erheblich belastet werden. Hier entstehen insbesondere bei ehemaligen Standorten zur Metallerzgewinnung Schwermetallfrachten, die zumindest lokal deutlichen Einfluss auf die Gewässerqualität nehmen. Im Rahmen der bislang durchgeführten Projekte zur Bilanzierung der Einträge in die deutschen Gewässer konnte dieser Eintragspfad jedoch nicht detailliert berücksichtigt werden.

Während Emissionen aus laufenden Bergbauaktivitäten in den Daten zu den industriellen Direkteinleitern enthalten sind, war es nicht möglich, die Einträge durch Bergbau-Altlasten so weit aufzubereiten, dass die Daten in ihrer Qualität mit den Daten der industriellen Direkteinleiter verglichen werden können. Dies hat vor allem zwei Gründe:

- In den betroffenen Bundesländern Baden-Württemberg, Bayern, Hessen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen wurden zwar Untersuchungen zu Schwermetallbelastungen durchgeführt, aber in der Regel nur bezüglich der Schadstoffkonzentrationen in Böden (z. B. Haldenproblematik). Es wurden zwar Sedimente (Wippermann, 2000; Steffen, 1993) oder Oberflächengewässerkonzentrationen untersucht (LfU, 1997; NLWK, 2000) und auf die Bergbauproblematik hingewiesen, daraus aber nur sehr selten Abschätzungen von Eintragsmengen in Oberflächengewässer abgeleitet (Christoffels et al., 1996).
- Während aktuell betriebene Bergwerke der Bergaufsicht unterliegen, geht die Aufsicht nach Ende der bergbaulichen Nutzung vom Bergamt an die Umweltbehörden (Wasser- und Bodenbehörden) über, so dass die Verantwortlichkeit teilweise unklar ist. Bei der durchgeführten Anfrage in den Bundesländern verwiesen die Bergämter mehrmals auf die Wasserbehörden, jedoch nur in zwei Fällen verfügten die Wasserbehörden in ihren Datenbanken über Angaben zu Emissionen aus stillgelegten Bergwerken.

Ein zusätzliches Problem sind die im Allgemeinen sehr niedrigen Konzentrationen in den abgeleiteten Wässern, durch die aufgrund der großen Wassermengen dennoch relevante Frachten verursacht werden.

Der Kalibergbau und der Kohlebergbau, die aufgrund der Versalzung der Gewässer und des Ausflockens von Eisen Umweltrelevanz aufweisen, sind keine Quellen für prioritäre Schwermetalle.

Die beste Übersicht über die deutschen Bergbau-Altlasten gibt ein österreichischer Bericht, der für das Umweltschutzamt der Salzburger Landesregierung 1994 erstellt wurde (Spiekermann, 1994). Durch die damalige Recherche sollten Handlungsmöglichkeiten für die Flächen im Land Salzburg beschrieben werden. Dieser Bericht ist Grundlage der in Tabelle 3-8 dargestellten Übersicht, die jedoch keinen Anspruch auf Vollständigkeit erhebt.

Es ist zu beachten, dass sich die Bergbaugebiete zum Teil über mehrere Quadratkilometer erstrecken und nur dann von einer direkten Einleitung in Oberflächengewässer zu sprechen ist, wenn beispielsweise ein Mundstollen existiert. Ansonsten muss von einer diffusen Einleitung ausgegangen werden. Zum Teil wurden die betroffenen Gebiete noch künstlich vergrößert, etwa wenn Haldenmaterial als preiswerter Baustoff genutzt wurde: ein bekanntes Beispiel ist die Stadt Bodenmais,

wo der Rathausplatz mit Haldenmaterial aus dem Silberbergbau gepflastert wurde und jetzt durch Verwitterung Schwermetalle freigesetzt werden (Bergamt München, 2001).

Ein neueres, abbauwürdiges Metall ist seit den vierziger Jahren das Uran, mit größeren Vorkommen im Erzgebirge. Diese Region war zeitweise eine der größten Uranproduktionsstätten der Welt. Altlasten dieser Aktivitäten finden sich in Sachsen, Thüringen und Sachsen-Anhalt.

Tabelle 3-8 Übersicht über historische Bergbaustandorte in Deutschland.

Bundesland	Gebiete (Bergbau auf)	Daten zu Schwermetalleinleitungen
Baden-Württemberg	Wiesloch (Pb/Zn)	Ja
	Südschwarzwald (Pb/Zn)	Nein
	Mittlerer Schwarzwald (Ag/Co)	Nein
Bayern	Fränkische Alb (Fe)	Nein
	Oberpfalz (Fe, Ag)	Nein
Hessen	Westerwald (Cu, Pb, Zn)	Nein
	Taunus (Cu, Pb, Zn)	Nein
	Odenwald (Cu, Pb, Zn)	Nein
Niedersachsen	Harz (Cu, Ag, Pb)	Nein
Nordrhein-Westfalen	Mechernich (Pb, Zn)	Ja
	Stolberg (Pb, Zn)	Nein
	Maulbach (Pb, Zn)	Nein
	Marsberg (Cu)	Nein
	Wintrop (Sb)	Nein
	Siegerland (Co, Ni)	Nein
	Müsen (Hg)	Nein
Reinland-Pfalz	Nordpfälzer Bergland (Cu, Hg)	Nein
	Hunsrück (Cu, Hg)	Nein
Sachsen	Ehrenfriedersdorf (Sn)	ja (mehrere Einleitstellen)
	Helmsdorf, Schlema, Pöhla (U)	ja (mehrere Einleitstellen)
Sachsen-Anhalt	Mansfelder Land (Cu)	Ja
Thüringen	Ronneburg, Culmitsch (U)	Ja

3.2 Schwermetallemissionen aus diffusen Quellen

3.2.1 Atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche

Für die Quantifizierung der direkten atmosphärischen Deposition auf die Gewässeroberfläche (→ Gleichung 2-3) standen Depositionsdaten von sehr unterschiedlicher Qualität zur Verfügung. Um die bestmögliche räumliche Auflösung für jedes Bezugsjahr und Metall zu erreichen, wurden unterschiedliche Datenquellen berücksichtigt.

Die Depositionsdaten für 1985 wurden aufgrund der verschiedenen Emissionssituation in den Alten Bundesländern und der ehemaligen DDR getrennt erhoben. In Tabelle 3-9 sind Schwermetalldepositionsraten aus der Literatur für die Mitte der 80er Jahre in den Alten Bundesländern zusammengestellt. Aus den Literaturangaben wurden Mittelwerte für das Bezugsjahr 1985 berechnet. Da für Hg keine Messwerte in der Literatur angegeben sind, wurde eine auf Basis von Modellrechnungen ermittelte Hg-Depositionsrates für das Jahr 1985 zu Grunde gelegt (TNO, 1991). Diese wird mit 0,6-1,8 g/(ha·a) für das Einzugsgebiet des Rheins angegeben.

Tabelle 3-9 Atmosphärische Depositionsraten für die Alten Bundesländer (ABL) im Bezugsjahr 1985 in g/(ha·a).

Gebiet	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Mittelwerte für ABL 1985	10,3	3,4	6,0	68	1,2 ¹⁰⁾	12,3	131	385
Nordrhein-Westf. 1984-86 ¹⁾	10,3	3,1	7,1			9,3	111	
Niedersachsen 1986 ²⁾		2,3		84			156	
Hessen 1984-86 ³⁾		4,6		75			181	443
Harz 1987-89 ⁴⁾	10,2	2,6	6,6	37		7,7	168	193
Schwarzwald 1985 ⁵⁾		4,3		23			128	
Norddeutschland 1983-85 ⁶⁾		2,0	3,2	24		7,1	115	199
Schleswig-Holstein 1986-87 ⁷⁾		2,1		62			47	335
Rheinland-Pfalz 1984-86 ⁸⁾		3,9		80			87	602
Versch. Standorte 1982-86 ⁹⁾		6,0	7,0	160		25,0	190	540

¹⁾ Schulte et al. (1996), Schulte/Gehrmann (1996); ²⁾ Dämmgen (1996): Mittelwerte berechnet aus 4 Messstellen in Niedersachsen; ³⁾ HLfU (1991): Mittelwerte berechnet aus 3 Messstellen in Hessen; ⁴⁾ Siewers/Roostai (1990); ⁵⁾ Zöttl (1985); ⁶⁾ Schultz (1987); ⁷⁾ Peters (1990); ⁸⁾ Block (1989); ⁹⁾ verschiedene Messstandorte in den Alten Bundesländern (Brechtel, 1989); ¹⁰⁾ Mittelwert für das Rheingebiet (TNO, 1991).

Daten zur atmosphärischen Deposition in der ehemaligen DDR wurden für Cd, Cu, Pb und Zn für den Zeitraum 1984 bis 1989 von Möller/Lux (1992) für 7 Messstellen veröffentlicht. Den beiden hochbelasteten Probenahmestellen Bitterfeld und Leipzig

standen 5 ländliche Messstellen gegenüber, die auf einem deutlich niedrigeren Niveau liegen. In den Ballungsräumen wurde aufgrund der hohen Staubdeposition der überwiegende Anteil der atmosphärischen Schwermetalle trocken abgelagert. Bereits in geringer Entfernung von den Emittentenzentren geht die Deposition jedoch auf das Niveau in ländlichen Gebieten zurück (Moeller/Lux, 1992). Um einen repräsentativen Mittelwert für das gesamte Gebiet der ehemaligen DDR zu erhalten, wurden die beiden Probenahmestellen Bitterfeld und Leipzig nicht berücksichtigt. Die mittleren Depositionsraten sind in Tabelle 3-10 aufgelistet.

Tabelle 3-10 Atmosphärische Deposition für das Gebiet der Neuen Bundesländer im Bezugsjahr 1985 in g/(ha·a).

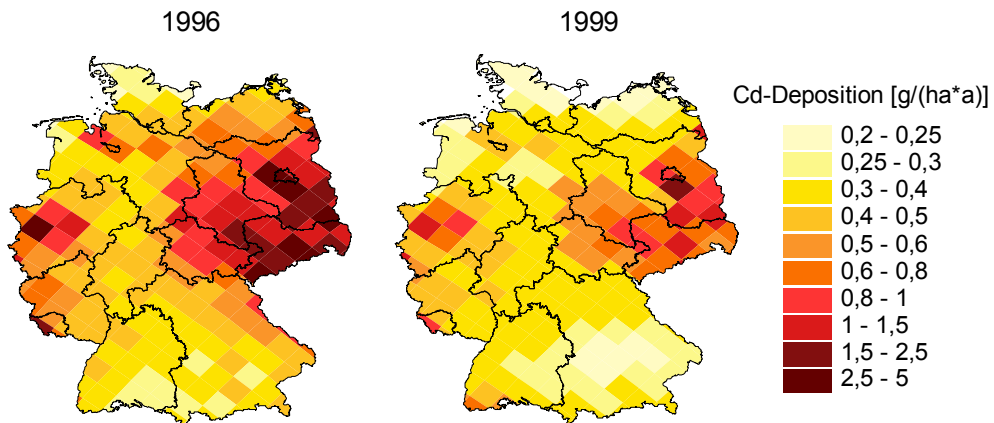
Gebiet	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Neue Bundesländer 1985	32 ²⁾	41 ¹⁾	7,9 ³⁾	131 ¹⁾	2,2 ²⁾	41,5 ³⁾	153 ¹⁾	730 ¹⁾

¹⁾ Moeller/Lux (1992); ²⁾ Skoda/Santroch (1994) zit. in Vink et al. (1998); ³⁾ Abschätzung der Deposition anhand der Reduktion der atmosphärischen Emission von 1985-1995 (UBA, 2000).

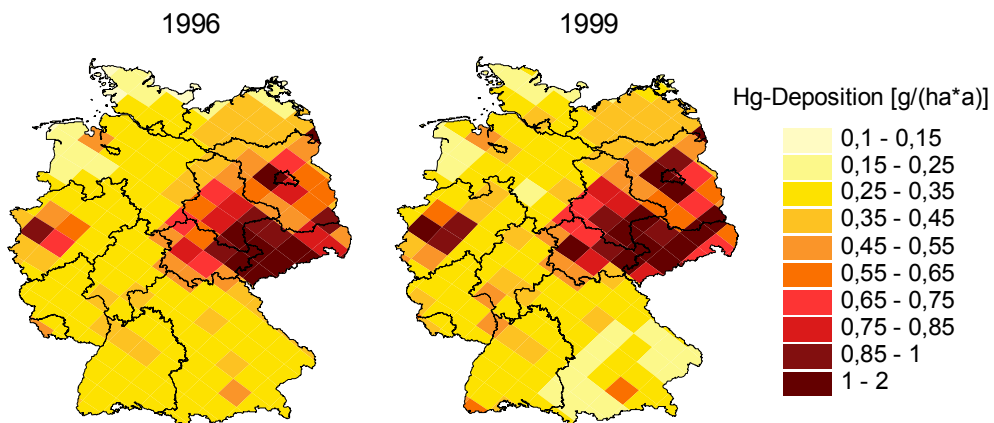
Für die anderen Metalle lagen bei Moeller/Lux (1992) keine Messwerte aus der ehemaligen DDR vor. Die Deposition für As und Hg wurde anhand von Daten der Tschechischen Republik für den Zeitraum 1988-1990 ergänzt (Skoda/Santroch, 1994 zit. in Vink et al., 1997). Für Cr und Ni wurde die Deposition aufgrund der Reduktion der Emissionen in die Luft abgeschätzt. Diese wird für 1985-1995 mit 69 % für Cr und 82 % für Ni in den Neuen Bundesländern angegeben (UBA, 2000). Die Deposition im Bezugsjahr 1985 wurde entsprechend der Emissionsminderung aus der bekannten Deposition für das Bezugsjahr 1995 (vgl. Tabelle 3-11) zurückgerechnet. Bei dieser Vorgehensweise ist zu berücksichtigen, dass die Änderung der atmosphärischen Deposition nicht nur auf die Verminderung der luftseitigen Emissionen zurückgeführt werden kann, da Schwermetalle zum Teil aus natürlichen Quellen stammen und zudem ein grenzüberschreitender Transport von Schadstoffen stattfindet.

In den letzten 15-20 Jahren lässt sich ein deutlicher Rückgang der atmosphärischen Schwermetallbelastung in Europa feststellen (Nordic Council of Ministers, 1987, 1994). Seit 1996 wird im Rahmen des "Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long range transmission of air pollutants in Europe (EMEP)" vom Meteorological Synthesizing Center East (MSC-East, Moskau) die atmosphärische Deposition für Cd, Hg und Pb in einem 50 x 50 km Raster für Europa modelliert (Abbildung 3-3). Aus den vom MSC-East bereitgestellten Daten wurden in Arc/Info Grids erstellt, die anschließend mit der Flussgebietskarte von MONERIS verschnitten wurden. Somit war für diese Metalle eine räumlich differenzierte Berechnung der Schwermetalleinträge infolge der direkten atmosphärischen Deposition auf die Gewässeroberfläche für die Bezugsjahre 1995 und 2000 möglich.

Atmosphärische Deposition für Cadmium



Atmosphärische Deposition für Quecksilber



Atmosphärische Deposition für Blei

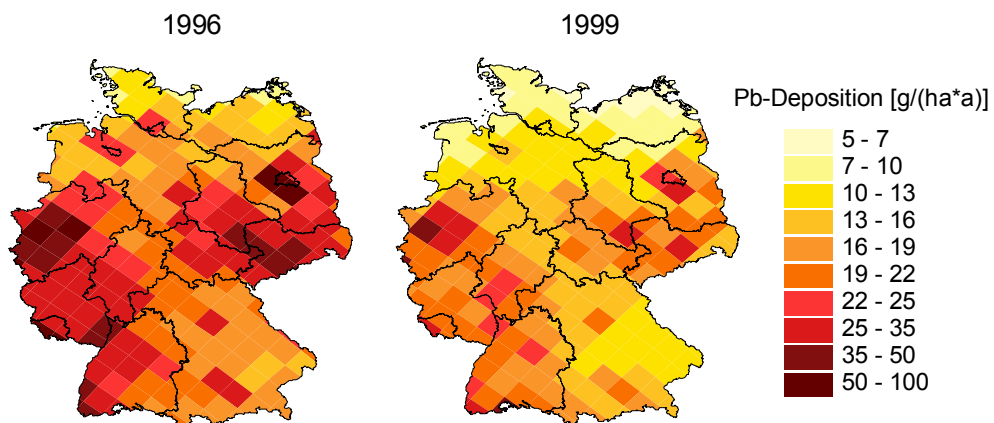


Abbildung 3-3 Depositionsraten für die Metalle Cd, Hg und Pb für die Jahre 1996 und 1999 in einem 50x50 km Raster (MSC-East, 2001).

Vom Umweltbundesamt (UBA, 2001) wird die atmosphärische Deposition (bulk deposition) für Schwermetalle an 2 Messstellen in Deutschland (Waldhof, Niedersachsen und Deuselbach, Rheinland-Pfalz) beobachtet. Datenreihen liegen für Cd, Cu und Pb seit 1989 und für die anderen Metalle seit 1994/1995 vor. Aus den Jahresdepositionsraten beider Messstellen wurde jeweils ein Mittelwert für Deutschland gebildet. Anschließend wurde für das Bezugsjahr 1995 eine mittlere Depositionsrates aus den Jahren 1994-1996 berechnet. Für das Bezugsjahr 2000 wurden die Depositionsrates für 1999 zugrundegelegt. Die mittleren Depositionsrates sind in Tabelle 3-11 dargestellt.

Tabelle 3-11 Mittlere Schwermetalldepositionsrates für Deutschland berechnet aus den Messwerten des Umweltbundesamtes in g/(ha·a).

Bezugsjahr	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1995	1,30	(1,25) ²⁾	2,44	23,4	(0,1 ¹⁾) ²⁾	7,5	(26,2) ²⁾	253
2000	0,81	(0,83) ²⁾	2,33	12,0	(0,08 ¹⁾) ²⁾	10,4	(16,3) ²⁾	230

¹⁾ nur nasse Deposition (UBA); ²⁾ Werte in Klammern wurden nicht für die Berechnung der atmosphärischen Deposition verwendet, da für Cd, Pb und Hg Daten des MSC-East vorhanden waren.

3.2.2 Hofabläufe und Abdrift

Die bedeutendste Quelle für Schwermetalleinträge von landwirtschaftlichen Betrieben (→ Gleichung 2-4) ist die Anwendung von Düngemitteln. Es wird zwischen Wirtschaftsdüngern (organische Dünger) und Mineraldüngern unterschieden. Der prozentuale Anteil der aufgewendeten Düngemittel, der durch Hofabläufe und Abdrift in die Gewässer gelangt, wird von der IKS (1999) mit 0,2 % für Wirtschaftsdünger und mit 0,01 % für Mineraldünger angegeben.

Die Schwermetallkonzentrationen in Wirtschaftsdüngern wurden den Angaben der Länderarbeitsgemeinschaft Boden (Bannick et al., 2001) und Boysen (1992) entnommen (Tabelle 3-12). Besonders Schweinegülle weisen sehr hohe Cu- und Zn-Gehalte auf, deren Ursache in mit Cu und Zn angereichertem Mineralfutter zu sehen ist (Boysen, 1992, Crößmann, 1999). Eine weitere Quelle stellt die meist verzinkte Stalleinrichtung dar (Wilcke/Döhler, 1995).

Das Statistische Bundesamt (1986a, 1996a, 1999a) und das Statistische Jahrbuch der DDR (1986) geben den Viehbesatz (Rinder, Schweine, Geflügel) für die Bundesländer an. Der Wirtschaftsdüngeranfall je Vieh lässt sich aus dem gesamten Wirtschaftsdüngeraufkommen in Deutschland (Eurich-Menden, 1997) berechnen. Es fallen jährlich 533 kgTS Gülle und 1028 kgTS Festmist pro Rind, 66 kgTS Gülle und 70 kgTS Festmist pro Schwein und 6 kgTS Geflügelkot an.

Tabelle 3-12 Schwermetallgehalte in Wirtschaftsdüngern in mg/kg TS (Bannick et al., 2001; Boysen, 1992).

Wirtschaftsdünger	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Rindergülle	0,5 ¹⁾	0,28	7,3	44,5	0,06	5,9	7,7	270
Rinder, Festmist	k.A.	0,29	12,9	39,0	0,03	5,2	5,8	190
Schweinegülle	2,0 ¹⁾	0,40	9,4	309,0	0,02	10,3	6,2	858
Schweine, Festmist	k.A.	0,33	10,3	450,0	0,04	9,5	5,1	1068
Geflügelkot	k.A.	0,25	4,4	52,6	0,02	8,1	7,2	336

¹⁾ Werte aus Boysen (1992) umgerechnet auf Trockensubstanzgehalt

Die für die Berechnung der Einträge aus Mineraldüngern zu Grunde gelegten Schwermetallgehalte sind in Tabelle 3-13 zusammengestellt.

Tabelle 3-13 Schwermetallgehalte in Mineraldüngern aus Literaturangaben in mg/kg TS.

Mineraldünger	As ²⁾	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
N-Dünger Mittelwert	k.A.	0,12	4,7	4,5	0,01	5,5	10,1	12,9
Kalkammonsalpeter ¹⁾	k.A.	0,25	8,7	4,0	0,02	3,8	21,4	38,3
AHL ¹⁾	k.A.	0,03	1,3	6,3	k.A.	0,3	0,2	2,3
Harnstoff ¹⁾	k.A.	0,13	0,5	0,5	<0,01 ²⁾	0,7	0,6	1,9
Andere N-Dünger ³⁾	k.A.	0,07	8,4	7,1	0,02 ⁴⁾	17,3	18,0	9,0
Superphosphat ^{1),5)}	3,7	18,80	201,0	22,3	0,04	32,6	15,3	362,5
Thomasphosphat ³⁾	3,2	0,30	1743,0	39,0	0,03	31,0	8,8	73,3
Div. Rohphosphate ¹⁾	3,6	7,80	168,0	15,6	0,07 ²⁾	15,6	1,3	199,0
K-Dünger Mittelwert	k.A.	0,07	6,5	3,0	0,01	3,7	1,2	7,6
Kalirohsalz ³⁾	k.A.	0,03	10,7	2,4	<0,01 ²⁾	5,4	0,6	1,6
Kaliumchlorid ¹⁾	k.A.	0,08	3,5	2,9	0,02	1,5	0,5	3,7
Kaliumsulfat ¹⁾	k.A.	0,11	5,2	3,6	0,02 ⁴⁾	4,1	2,5	17,4
NP-Dünger ¹⁾	3,1	9,15	91,4	21,5	0,02	18,0	5,5	151,0
PK-Dünger ¹⁾	2,7	7,98	191,0	19,3	0,08	19,9	14,4	152,0
NKP-Dünger ¹⁾	4,6	3,78	45,8	11,3	0,06	10,9	14,8	116,0
Ca-Dünger Mittelwert	k.A.	0,19	20,8	7,8	0,02	4,0	4,6	36,5
Kohlensaurer Kalk ¹⁾	k.A.	0,30	7,5	8,2	0,04	6,1	5,9	41,2
Branntkalk ¹⁾	k.A.	0,10	19,2	11,1	0,02 ⁴⁾	6,0	2,8	15,8
Hüttenkalk ¹⁾	k.A.	0,10	50,6	4,2	0,02 ⁴⁾	2,8	7,0	8,8
Andere Kalkdünger ²⁾	k.A.	0,50	6,0	20,0	0,02 ⁴⁾	1,0	2,5	80,0

¹⁾ Bannick et al. (2001); ²⁾ Boysen (1992); ³⁾ Wilcke/Döhler (1995); ⁴⁾ Stotz/Knoche (1999b); ⁵⁾ einschließlich Tripelsuperphosphat.

Insbesondere Phosphatdünger und phosphathaltige Mehrnährstoffdünger weisen relevante Cd-, Cr- und Zn-Gehalte auf. Thomasphosphat, das bei der Verhüttung von Eisenerzen entsteht, enthält die höchsten Konzentrationen an Cr (Boysen, 1992). Die Schwermetallgehalte in den anderen Phosphatdüngern schwanken in Abhängigkeit von der Herkunft der verwendeten Rohphosphate, wobei die Cd- und Zn-Gehalte in der Regel korreliert sind (Boysen, 1992). Aktuell werden nur Rohphosphate zur Herstellung von P-Düngern verwendet, deren Gehalte deutlich unter 40 mg/kg TS liegen. Hingegen galt in der Verpflichtungserklärung der deutschen Düngemittelindustrie von 1984 noch eine höhere Vorgabe von 90 mg/kg TS (LABO, 2000; Müller, 1999). In der ehemaligen DDR kamen bis zum Jahre 1989 P-Dünger zum Einsatz, die aus wenig mit Cd belastetem Kolaapatit (1-2 mg Cd/kgTS) hergestellt wurden (Podlesak et al., 1991). Für das Bezugsjahr 1985 wurden deshalb abweichende Schwermetallgehalte in P-Düngern, differenziert nach Alten und Neuen Bundesländern, verwendet (Tabelle 3-14).

Tabelle 3-14 Schwermetallgehalte in mineralischen P-Düngern aus Rohphosphaten verschiedener Herkunft in mg/kg TS für das Jahr 1985 getrennt für die Alten (ABL) und Neuen Bundesländer (NBL).

P-Dünger 1985		As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
ABL	Superphosphat ^{1),2)}	1,4	20-38	215	20	33	2	470
	Div. Rohphosphate ²⁾	6	15	100	16	15	3	250
NBL	Superphosphat		1,4 ³⁾					< 2 ⁴⁾
	Alkalisinterphosphat		0,8 ³⁾					< 2 ⁴⁾
	Sonstige P-Dünger		0,2 ³⁾					< 2 ⁴⁾

¹⁾ einschließlich Tripelsuperphosphat; ²⁾ Boysen (1992); ³⁾ Podlesak et al. (1991); ⁴⁾ Wilcke/Döhler (1995)

Die Nährstoffaufwandmengen in Mineraldüngern wurden den Angaben des Statistischen Bundesamtes (StaBu 1986b, 1998a, 2000) sowie dem Statistischen Jahrbuch der DDR (1986) entnommen. Im Statistischen Jahrbuch der DDR (1986) waren nur die gesamten aufgewendeten Nährstoffmengen für N-, P-, K- und Kalk-Dünger für die damaligen Kreise angegeben. Eine Differenzierung in verschiedene Düngersorten war nur für P-Dünger auf Basis der Angaben von Podlesak et al. (1991) möglich. Für die N-, K- und Kalk-Dünger wurde jeweils ein mittlerer Schwermetallgehalt berechnet (Tabelle 3-13).

Die Umrechnung der Nährstoffmenge auf die gesamte Düngermenge erfolgte auf Basis der Angaben der LABO (2000) und Boysen (1992). In Tabelle 3-15 sind die resultierenden Aufwandsmengen für Mineraldünger aufgelistet. Die vergleichsweise hohen N-, P-, und K-Aufwandsmengen in der ehemaligen DDR im Jahr 1985 enthalten zusätzlich die Mehrelementdünger. Ein Vergleich der Gesamtaufwand-

mengen für Deutschland zeigt eine deutliche Reduktion der Mineraldüngermengen von 1985 bis 1995 und 2000 (vgl. Tabelle 3-15).

Tabelle 3-15 Verhältnis von Gesamtdüngermenge und Nährstoffgehalt sowie Aufwendungsmengen von Mineraldüngern.

Düngerart	Verhältnis Dünger/ Nährstoff	Aufwendungsmengen [t]			
		1985 ABL	1985 NBL	1995	2000
N-Dünger gesamt	(3,4)	3.536.716	2.715.300	5.319.723	6.231.332
Kalkammonsalpeter	3,7	3.389.030	k.A.	3.706.734	3.914.356
AHL	3,6	k.A.	k.A.	930.391	984.186
Harnstoff	2,2	101.407	k.A.	410.346	509.210
Andere N-Dünger	4,0	46.279	k.A.	272.252	823.580
P-Dünger gesamt	-	674.701	1.080.139	164.079	195.547
Superphosphat	3,2	149.283 ¹⁾	861.571 ^{2),3)}	109.875 ²⁾	152.435 ²⁾
Thomasphosphat	6,7	373.163	89.345 ³⁾	14.284	0
Andere P-Dünger	3,7	152.255	129.223 ³⁾	39.938	43.112
K-Dünger gesamt	(3,1)	1.154.753	1.670.900	990.808	815.927
Kalirohsalz	8,3	344.732	k.A.	188.144	112.971
Kaliumchlorid	2,5	746.235	k.A.	730.833	623.928
Kaliumsulfat	3,3	63.786	k.A.	71.831	79.028
Mehrelementdünger	-	3.514.329	k.A.	2.126.547	1.681.492
NP-Dünger	2,5	513.118	k.A.	428.303	561.318
PK-Dünger	2,9	931.924	k.A.	566.828	536.660
NKP-Dünger	2,2	2.069.287	k.A.	1.131.416	1.120.174
Kalkdünger gesamt	(2,0)	2.456.296	2.518.000	3.953.482	5.072.946
Kohlensaurer Kalk	2,1	1.160.159	k.A.	2.773.592	3.907.880
Brannkalk	1,2	333.937	k.A.	148.681	154.006
Hüttenkalk	2,3	649.083	k.A.	318.591	352.928
Andere Kalkdünger	1,8	313.117	k.A.	712.618	658.132
Gesamte Mineraldüngermenge		19.344.181		12.416.320	13.043.347

¹⁾ einschließlich Tripelsuperphosphat; ²⁾ einschließlich Alkalisinterphosphat; ³⁾ nach Podlesak et al. (1990)

Alle Informationen wurden auf Ebene der Bundesländer erhoben. Für das Gebiet der ehemaligen DDR im Jahr 1985 wurden die damaligen Kreise zu den heutigen Bundesländern zusammengefasst. Die Umrechnung der für die Bundesländer angegebenen Informationen auf die Flussgebiete erfolgte anhand der prozentualen Flächenanteile der Bundesländer an den Einzugsgebieten.

3.2.3 Abschwemmung von unbefestigten Flächen

Bei der Quantifizierung der **gelösten** Schwermetallemissionen durch Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen (→ Gleichung 2-6) wurde zwischen der Fracht aus dem abfließenden Niederschlag und der durch die Abschwemmung von Düngemitteln realisierten Fracht unterschieden.

Schwermetallfracht im abfließenden Niederschlag

Messwerte von gelösten Schwermetallen im Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen liegen in der Literatur nicht vor. Unter der Annahme, dass sich zwischen Oberboden und Abflusswasser annähernd ein Sorptions- / Desorptionsgleichgewicht einstellt, kann dieses mit Adsorptionsisothermen beschrieben werden. Die erforderlichen Parameter müssen jedoch anhand von Laborversuchen ermittelt werden und sind stark vom pH-Wert sowie den jeweiligen Boden- und Stoffeigenschaften abhängig (Scheffer/Schachtschabel, 1992). Die Laborkennwerte konnten im Rahmen dieses Projektes nicht für alle Metalle und Bodenarten in Deutschland recherchiert werden. Ersatzweise wurden Schwermetallkonzentrationen im Niederschlag zu Grunde gelegt. Wenn man berücksichtigt, dass sich aufgrund der kurzen Kontaktzeit während des Abflussereignisses kein vollständiges Gleichgewicht einstellt – in Stofftransportmodellen (z.B. GLEAMS) wird beispielsweise die Verwendung der halben Gleichgewichtskonzentration empfohlen (Haider, 1996) – so kann angenommen werden, dass die tatsächlichen Konzentrationen durch diese Vorgehensweise annähernd erfasst werden. Die verwendeten mittleren Konzentrationen im Niederschlagswasser sind Tabelle 3-16 zu entnehmen.

Tabelle 3-16 Schwermetallkonzentrationen im Niederschlag in µg/l.

Quelle	Jahr	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Schultz, 1987	1985	3,09 ¹⁾	0,25	0,40	2,70	0,064 ²⁾	0,86	13,0	26,0
UBA, 1994-96 ¹⁾	1995	0,39	0,12	0,39	3,30	0,025	0,65	2,1	13,6
UBA, 1999 ¹⁾	2000	0,12	0,06	0,14	2,75	0,013	0,85	1,2	13,5

¹⁾ UBA (2001); ²⁾ Konzentration zurückgerechnet aus Verhältnis der atmosphärischen Deposition von 1985/1995

Schwermetallfracht durch Abschwemmung von Düngemitteln

Für landwirtschaftlich genutzte Flächen ist zusätzlich zur Fracht aus dem abfließenden Niederschlag die Abschwemmung von in Düngemitteln enthaltenen Schwermetallen zu erfassen. Hierzu wurde das Aufkommen von Mineral- und Wirtschaftsdüngern und deren Schwermetallgehalte aus Kapitel 3.2.2 übernommen. Allerdings

muss für diesen Eintragspfad auch die Düngung mit Klärschlamm berücksichtigt werden.

In Tabelle 3-17 sind die vom Bundesministerium für Umwelt (BMU, 1992, 1997, 1999) angegebenen Schwermetallkonzentrationen in landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämmen dargestellt. Für die ehemalige DDR lagen für das Jahr 1985 keine durchschnittlichen Werte vor. Es wurde deshalb ein Mittelwert aus verschiedenen Angaben gebildet (vgl. Tabelle 3-17). Für As konnte keine Differenzierung für die Neuen und Alten Bundesländer und auch keine zeitliche Entwicklung der Gehalte angegeben werden. Da die Klärschlammverordnung (AbfKlärV, 1992) keine Grenzwerte für As enthält sind kaum Messwerte vorhanden.

Tabelle 3-17 Schwermetallkonzentrationen in landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämmen von 1985-2000 in mg/kg TS.

Gebiet	Jahr	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
ABL ¹⁾	1985	8,8 ⁵⁾	3,3	71,0	346	2,3	41	152	1263
NBL ²⁾		8,8 ⁵⁾	6,4	185,0	186	3,6	57	134	1805
ABL ³⁾	1995	8,8 ⁵⁾	1,8	49,7	276	1,6	29	83	908
NBL ³⁾		8,8 ⁵⁾	1,8	64,7	192	1,9	31	82	1045
BRD ⁴⁾	2000	8,8 ⁵⁾	1,4	46,0	274	1,0	23	63	809

¹⁾ Mittelwert BMU (1982) und Berichtszeitraum 1986-1990 (BMU, 1990); ²⁾ Mittelwert aus: Regierungsbezirk Dresden 1987, Sachsen-Anhalt 1985, Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg 1991/92 (BMU, 1996); ³⁾ Berichtszeitraum 1991-1994 (BMU, 1996); ⁴⁾ Berichtszeitraum 1995-1997 (BMU, 1999); ⁵⁾ Koppe/Stozek (1999)

Die in der Landwirtschaft verwerteten Klärschlammmengen wurden für die Bundesländer aus Angaben des Statistischen Bundesamtes (Stabu, 1983, 1987, 1998b, 2001a) und dem Bundesministerium für Umwelt (BMU, 2000) zusammengestellt. Für die ehemalige DDR lagen für das Jahr 1985 keine statistischen Daten zum Klärschlammanfall und -verbleib vor. Von Brodtmann/Karras (1991a) wurde der Klärschlammanfall in den Neuen Bundesländern für das Jahr 1990 erhoben. Es kann angenommen werden, dass dies in etwa dem Klärschlammanfall für das Jahr 1985 entspricht. Der Anteil der landwirtschaftlichen Verwertung in der ehemaligen DDR wird von Brodtmann/Karras (1991a) mit 65 % angegeben. Die Menge der landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämme von 1985-2000 ist in Tabelle 3-18 aufgelistet.

Der in die Oberflächengewässer gelangende Anteil an Mineral- und Wirtschaftsdüngern infolge der Abschwemmung beträgt nach Angaben der IKS (1999) 0,3 %. Für Klärschlamm wurden ebenfalls 0,3 % angenommen.

Tabelle 3-18 Klärschlammaufkommen und Anteil der landwirtschaftlichen Verwertung von 1985-2000.

Gebiet, Jahr der Erhebung	Bezugs-jahr	Klärschlamm-anfall [t TS/a]	Landwirtschaftliche Verwertung	
			[t TS/a]	[%]
ABL, 1983/87 ¹⁾	1985	2.116.800	848.861	35 %
NBL, 1990 ²⁾		206.240	134.100	65 %
Summe		2.323.040	982.961	42 %
ABL, 1995 ³⁾	1995	2.275.800	855.400	38 %
NBL, 1995 ³⁾		366.400	95.300	26 %
Summe		2.642.200	950.700	36 %
BRD, 1997/98	2000	2.514.500 ⁴⁾	909.547 ⁵⁾	36 %

¹⁾ StaBu (1983,1987); ²⁾ Brodtmann/Karras (1991b); ³⁾ StaBu (1998b); ⁴⁾ StaBu (2001a); ⁵⁾ BMU (1999)

3.2.4 Erosion

Der Sedimenteintrag in die Gewässer stellt eine wichtige Grundlage für die Quantifizierung der Stoffeinträge durch Erosion dar (→ Gleichung 2-7). Für MONERIS wurde ein für alle Flussgebiete Deutschlands anwendbares Modell zur Berechnung der Sedimenteinträge entwickelt (Behrendt et al.,1999). Die spezifischen Sedimentfrachten aus MONERIS sind in Abbildung 3-4 dargestellt.

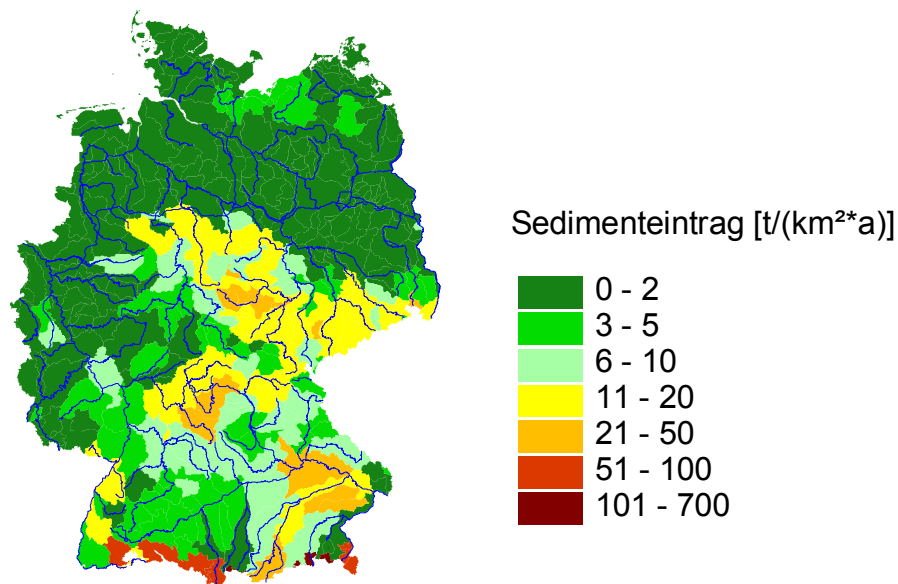


Abbildung 3-4 Spezifischer Sedimenteintrag in den Flussgebieten Deutschlands aus MONERIS (Bezugsjahr 1995).

Schwermetallgehalte im Oberboden

Für Ackerobertböden wurden von der Länderarbeitsgemeinschaft Boden (LABO, 1998) Hintergrundwerte für Schwermetalle auf Ebene der Bundesländer zusammengestellt, die für das Bezugsjahr 1995 zugrundegelegt wurden. Der Hintergrundwert beschreibt den Stoffgehalt eines Bodens, der sich aus dem geogenen Grundgehalt und der ubiquitären Stoffverteilung als Folge diffuser Einträge in den Boden zusammensetzt. Da für Hg und As nicht für alle Länder Schwermetallgehalte von der LABO angegeben waren, wurden die fehlenden Angaben durch Werte der Nachbarländer mit ähnlichen geologischen Verhältnissen ergänzt. Hohe Schwermetallgehalte im Ackerobertboden weisen insbesondere die süd- und mitteldeutschen Festgesteinsregionen auf (Tabelle 3-19).

Tabelle 3-19 Schwermetallgehalte im Ackerobertboden der Bundesländer im Bezugsjahr 1995 in mg/kg (LABO, 1998).

Bundesland	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Baden-Württemberg	12,0	0,20	36,0	19,0	0,10	27,0	27	60
Bayern	11,0	0,23	49,0	17,0	0,08	26,0	35	73
Berlin	k.A.	0,15	2,2	10,0	k.A.	0,8	22	16
Brandenburg	4,0	0,10	4,0	4,5	<0,05	2,0	12	16
Bremen	2,9	0,10	13,0	8,0	0,05	3,0	50	31
Hamburg ¹⁾	k.A.	0,12	12,0	8,2	0,04	8,9	14	34
Hessen	6,3	0,24	34,0	15,0	0,07	25,0	25	62
Mecklenburg-Vorpommern	k.A.	0,13	23,0	13,0	k.A.	13,0	17	45
Niedersachsen	k.A.	0,25	22,0	13,0	0,08	14,0	26	60
Nordrhein-Westfalen	k.A.	0,42	25,0	12,0	k.A.	12,0	30	67
Rheinland-Pfalz	8,5	0,29	31,0	17,0	0,13	24,0	24	63
Saarland	k.A.	0,29	26,0	14,0	0,06	21,0	29	77
Sachsen	11,0	0,42	37,0	16,0	0,10	14,0	53	71
Sachsen-Anhalt	k.A.	0,15	22,0	13,0	0,09	17,0	27	57
Schleswig-Holstein	k.A.	0,12	12,0	8,2	0,04	8,9	14	34
Thüringen	8,0	0,23	45,0	22,0	0,09	29,0	32	76

¹⁾ entspricht den Schwermetallgehalten von Schleswig-Holstein

Infolge der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung und der atmosphärischen Deposition kommt es zu einer Anreicherung der Schwermetallgehalte im Ackerobertboden (Wilcke/Döhler, 1995; Crößmann, 1999; Müller, 1999; Bannick et al., 2001). Um die Schwermetallgehalte für die Bezugsjahre 1985 und 2000 abzuleiten, wurden Schwermetallbilanzen für die Zeiträume 1985-1995 und 1995-2000 erstellt.

Auf der Seite der **bewirtschaftungsbedingten Einträge** wurde die Düngung mit Mineral- und Wirtschaftsdünger sowie Klärschlamm berücksichtigt. Die aufgewendeten Düngermengen wurden aus Kapitel 3.2.2 und 3.2.3 entnommen und anschließend auf den spezifischen Eintrag pro ha landwirtschaftliche Nutzfläche umgerechnet. Während für Mineral- und Wirtschaftsdünger die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche zu Grunde gelegt wurde, sind die spezifischen Frachten für Klärschlamm nach 1992 ausschließlich auf die ackerbaulich genutzte Fläche bezogen, da Klärschlamm seit der Novellierung der Klärschlammverordnung nicht mehr auf Grünland ausgebracht werden darf (AbfKlärV, 1992). Die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche wird von Wilcke/Döhler mit 16.950.100 ha angegeben, der Anteil der Ackerfläche an der landwirtschaftlichen Nutzfläche beträgt 66 % (StaBu, 1997).

Für die Abschätzung der durchschnittlichen **atmosphärischen Einträge** wurden Zeitreihen aus den Literaturangaben und den Messwerte des UBA (2001) (Kapitel 3.2.1) von 1985-1999 erstellt und anschließend die mittlere Depositionsrates für 1985-1995 und 1995-2000 berechnet.

Die wichtigsten **Austragspfade** für Schwermetalle aus dem Boden sind der Entzug durch Ernte, die Auswaschung mit dem Sickerwasser und die Abschwemmung durch Oberflächenabfluss. Die Schwermetallentzüge durch Erntegut wurden von der Länderarbeitsgemeinschaft Boden (Bannick et al., 2001) zusammengestellt. Für die Abschätzung der Austräge mit dem Sickerwasser wurden die von Bielert et al. (1999) gemessenen Schwermetallkonzentrationen im Bodensickerwasser (Kapitel 3.2.5) unter Berücksichtigung einer mittleren jährlichen Nettosickerwasserspende von 200 l/m² zu Grunde gelegt (Bannick et al., 2001).

Die Schwermetallfracht durch den Abfluss von Niederschlagswasser und die Abschwemmung von Düngemitteln muss abgezogen werden, da diese Frachtanteile nicht zu einer Anreicherung der Schwermetallgehalte im Oberboden beitragen. Austräge infolge Erosion wurden entsprechend der Empfehlung der Länderarbeitsgemeinschaft Boden (Bannick et al., 2001) nicht berücksichtigt. Wird beim Pflügen geringer belasteter Unterboden eingemischt, kann dies zu einer Verminderung der Bodengehalte führen. Der Nettoaustrag durch Erosion ergäbe sich dann aus der Differenz zwischen den möglicherweise höheren Schwermetallgehalten des von der Erosion betroffenen Oberbodens und den niedrigeren Gehalten des in den Pflughorizont eingetragenen Unterbodens (Wilcke/Döhler, 1995). Da von der Länderarbeitsgemeinschaft Boden (LABO, 1998) jedoch nur Daten zu Schwermetallgehalten im Oberboden und nicht die zugehörigen Werte unterhalb des Pflughorizontes vorliegen, konnte diese Differenz nicht beziffert werden.

Tabelle 3-20 Schwermetallbilanz für Ackerflächen in der Bundesrepublik Deutschland in g/(ha·a). Jahresmittelwerte für die Zeiträume 1985-1995 und 1995-2000.

Schwermetallflüsse [g/(ha·a)]	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Atm. Deposition 1985-1995 ¹⁾	5,37	2,18	4,28	49,7	0,91	9,26	53,8	277
Atm. Deposition 1995-2000 ¹⁾	0,94	1,19	2,23	20,0	0,48	8,97	18,1	226
Mineraldünger 1985-1995 ²⁾	1,02	1,51	71,1	9,08	0,03	8,52	10,1	48,3
Mineraldünger 1995-2000 ²⁾	0,54	1,14	21,1	6,56	0,02	5,28	8,72	42,2
Wirtschaftsdünger 1985-1995 ²⁾	1,34	0,58	21,2	166	0,08	12,0	12,6	621
Wirtschaftsdünger 1995-2000 ²⁾	1,11	0,49	17,6	137	0,06	9,98	10,5	516
Klärschlamm 1985-1995 ³⁾	0,48	0,19	4,75	20,4	0,14	2,49	8,01	77,8
Klärschlamm 1995-2000 ³⁾	0,58	0,13	3,99	22,5	0,10	2,12	5,90	70,8
Einträge gesamt 1985-1995	8,21	4,47	101	245	1,16	32,3	84,5	1023
Einträge gesamt 1995-2000	3,17	2,95	44,9	186	0,67	26,4	43,2	855
Entzüge durch Ernte ⁴⁾	k.A.	0,67	5,27	33,9	k.A.	10,3	5,92	173
Austrag durch Sickerwasser ⁵⁾	1,44	0,28	9,20	8,00	0,14	17,8	0,56	38,0
Abschwemmung 1985-1995 ⁶⁾	0,58	0,07	0,43	1,68	0,01	0,34	2,59	9,13
Abschwemmung 1995-2000 ⁶⁾	0,14	0,05	0,29	1,82	0,01	0,31	0,91	7,37
Austräge gesamt 1985-1995	2,02	1,02	14,9	43,6	0,15	28,4	9,07	220
Austräge gesamt 1995-2000	1,61	1,00	14,8	43,7	0,15	28,4	7,39	218
Akkumulation 1985-1995	6,19	3,45	86,4	201	1,00	3,83	75,4	803
Akkumulation 1995-2000	1,56	1,94	30,2	142	0,52	0	35,8	636

¹⁾ aus Kapitel 3.2.1; ²⁾ aus Kapitel 3.2.2; ³⁾ aus Kapitel 3.2.3; ⁴⁾ Bannick et al. (2001); ⁵⁾ Bielert et al. (1999); Bannick et al. (2001); ⁶⁾ Abschwemmung von Schwermetallen mit dem Oberflächenabfluss bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche (Kapitel 3.2.3)

Die jährliche Akkumulation der Schwermetalle für die Zeiträume 1985-1995 und 1995-2000 ist Tabelle 3-20 und Tabelle 3-21 zu entnehmen. Für die Umrechnung in µg/kg wurden als Bezugsgröße die ersten 30 cm des Ackerbodens gewählt (entspricht in der Regel dem Ap-Horizont) sowie eine Bodendichte von 1,3 g/cm³ angenommen (Bannick et al., 2001).

Bezogen auf den mittleren Oberbodengehalt von 1995 (Mittelwert aus Tabelle 3-19) zeigen die Metalle Cd mit 4,1 %, Cu mit 4,0 %, Zn mit 3,9 % und Hg mit 3,8 % die höchste Akkumulation für den Zeitraum 1985-1995. Für die anderen Metalle war die Akkumulation deutlich geringer und schwankte zwischen 0,06 und 0,9 %. Für den Bilanzzeitraum 1995-2000 nahm die Akkumulation aufgrund der geringeren Einträge aus Atmosphäre und Düngemitteln für alle Metalle ab (Tabelle 3-21). Die Schwermetallgehalte im Oberboden wurden für 1985 und 2000 um die in Tabelle 3-21 angegebene Akkumulation vermindert bzw. erhöht.

Tabelle 3-21 Jährliche mittlere Schwermetallakkumulation für Ackeroberböden in $\mu\text{g/kg}$ und in % für die Zeiträume 1985-1995 und 1995-2000.

Schwermetallakkumulation		As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1985-1995	$[\mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{a})]$	1,59	0,88	22,20	51,60	0,26	0,98	19,30	206
	$[\%/\text{a}]$	0,02	0,41	0,09	0,40	0,38	0,006	0,07	0,39
1995-2000	$[\mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{a})]$	0,40	0,50	7,74	36,50	0,13	0	9,18	163
	$[\%/\text{a}]$	0,01	0,23	0,03	0,28	0,20	0	0,03	0,31

Neben der Erosion von Ackerflächen, die mit 73 % den Großteil der Sedimenteinträge in die Gewässer ausmacht, findet auch auf natürlichen unbewachsenen Flächen Erosion statt. Um die Schwermetalleinträge von diesen Flächen abzuschätzen, wurde ein mittlerer geogener Schwermetallgehalt für Deutschland ermittelt. Schwermetallgehalte in den häufigsten Gesteinen Deutschlands wurden von Hindel/Fleige (1991) bestimmt. Mit Hilfe der digitalen geologischen Karte (GK 1000, BGR, 2001) wurden die Anteile dieser Gesteinsformationen ermittelt und aus den Angaben nach Hindel/Fleige (1991) ein gewichteter Mittelwert berechnet (Tabelle 3-22). Dieser liegt für die Metalle Cr und Ni über dem mittleren Gehalt im Ackeroberboden, was jedoch plausibel ist, da nicht auf allen Gesteinen gleichermaßen eine landwirtschaftliche Bewirtschaftung erfolgt. Insbesondere in Festgesteinsregionen höherer Mittelgebirgslagen, die häufig auch erhöhte Schwermetallgehalte aufweisen, findet kaum eine ackerbauliche Nutzung statt.

Tabelle 3-22 Geogene Schwermetallgehalte in den häufigsten Gesteinen Deutschlands in mg/kg (Hindel/Fleige, 1991, GK 1000 der BGR).

Gestein	Anteil in %	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Sand und Kies	39,7 %	1,3	<0,3	1,5	1,5	0,005	5	10	11
Lehm	10,5 %	3,4	<0,3	20	9	0,024	15	20	36
Ton	11,7 %	8,9	<0,3	103	22	0,044	60	39	98
Torf	3,9 %	6,0	0,4	k.A.	10	0,056	12	17	29
Sandstein	8,8 %	4,7	<0,3	17	8	0,019	14	20	30
Kalkstein	10,8 %	3,6	<0,3	5	9	0,018	16	38	35
Schiefer	8,6 %	8,9	<0,3	65	28	0,015	39	35	124
Basalt	1,2 %	2,6	<0,3	317	50	0,027	207	31	103
Kristallin	4,6 %	1,8	<0,3	2	4	0,019	8	25	31
Gew. Mittel	100 %	3,84	0,16	26,4	9,41	0,018	20,3	21,8	40,6

Anreicherungsverhältnis (Enrichment ratio ER)

Der transportbedingte Anreicherungsprozess wirkt um so selektiver, je geringer der Bodenabtrag ist (Auerswald, 1989). Behrendt et al. (1999) bestimmten das Anreicherungsverhältnis für Phosphor anhand von Schwebstoffkonzentrationen bei hohen Abflüssen kleiner Einzugsgebiete der Donau, da für diese angenommen werden kann, dass der Anteil an autochtonem Material und punktuellen Quellen vernachlässigbar ist. Die Variation der Anreicherungsfaktoren lässt sich auf Basis des spezifischen Sedimenteintrags beschreiben. Für Schwermetalle wurde die gleiche Vorgehensweise gewählt. Allerdings ist die verfügbare Datengrundlage wesentlich schlechter als für Nährstoffe, da für kleine Flussgebiete in der Regel keine Schwermetallmesswerte im Schwebstoff vorliegen. Zudem ist die Anzahl der Messungen pro Jahr deutlich geringer, weshalb eine Auswertung der Daten in Abhängigkeit von den Abflussverhältnissen nicht möglich war.

Das Anreicherungsverhältnis wurde für 16 mittelgroße Einzugsgebiete aus verschiedenen Regionen in Deutschland bestimmt (→ Gleichung 2-8). Um den Einfluss von Extremwerten in Schwebstoffen, die durch punktförmige Einträge verursacht sein können, zu mindern, wurde der Median der Schwermetallgehalte in Schwebstoffen verwendet (UBA, 1999c). Die mittleren Schwermetallgehalte im Oberboden der Einzugsgebiete wurden unter Berücksichtigung der geologischen Verhältnisse ermittelt (Digitale Geologische Übersichtskarte von Deutschland, BGR, 2001 und LABO, 1998).

Die berechneten Anreicherungsverhältnisse wurden anschließend in doppelt-logarithmischem Maßstab gegen den spezifischen Sedimenteintrag der Fließgewässer (aus MONERIS) aufgetragen (Abbildung 3-5). Der jeweilige Verlauf der Kurven erklärt sich aus dem unterschiedlichen Gehalt der einzelnen Schwermetalle in den Korngrößenfraktionen des Oberbodens. Für jedes Metall wurde die Regressionsgleichung ermittelt und auf deren Basis die Anreicherungsfaktoren für die Einzugsgebiete berechnet. Die im Mittel für Deutschland resultierenden Anreicherungsfaktoren sind Tabelle 3-23 zu entnehmen.

Tabelle 3-23 Mittlere Anreicherungsfaktoren für Schwermetalle.

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Mittlere ER	1,6	3,0	1,6	3,0	3,9	1,7	1,5	3,3

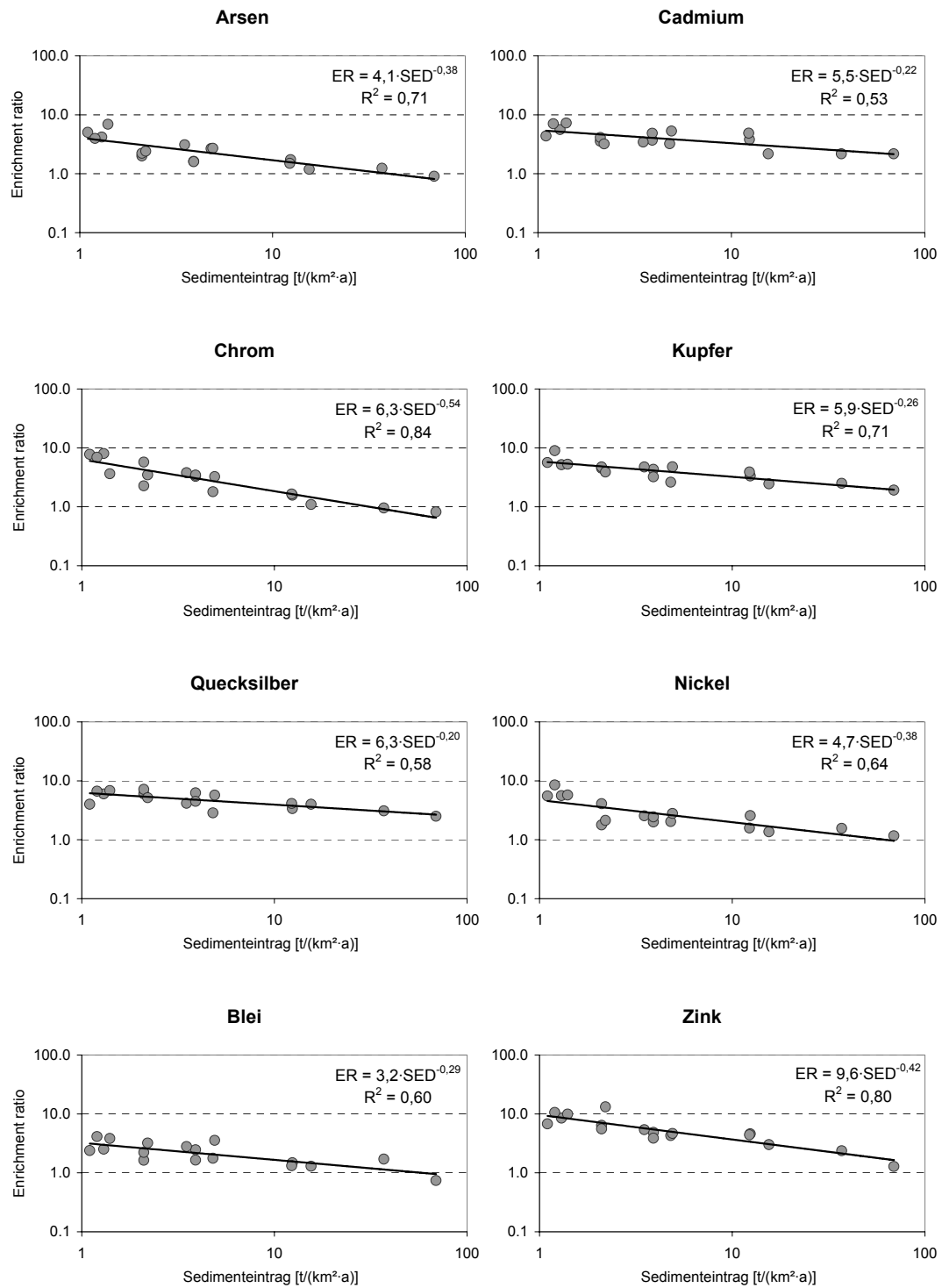


Abbildung 3-5 Korrelation der Anreicherungs-faktoren und dem spezifischen Sedimenteintrag für 16 mittelgroße deutsche Flussgebiete in doppelt-logarithmischem Maßstab.

3.2.5 Drainagen

Die Berechnung der Einträge aus Drainagen erfolgt nach Gleichung 2-9. In Abbildung 3-6 ist die spezifische Drainspende in mm (Abflussmenge aus Drainagen bezogen auf die jeweilige Einzugsgebietsfläche) dargestellt. Insbesondere die Küstengebiete sowie Teileinzugsgebiete der Ems und der Elbe weisen hohe spezifische Drainspenden auf.

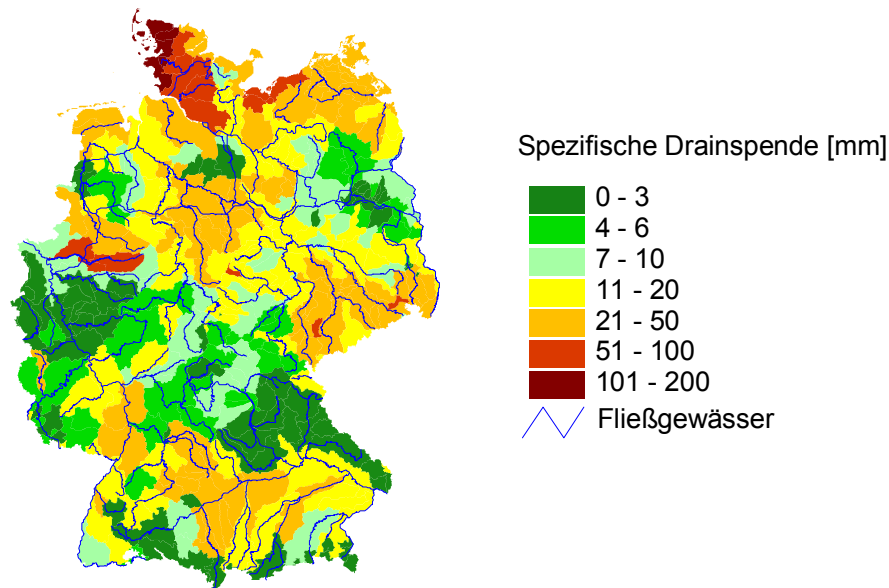


Abbildung 3-6 Spezifische Drainspende für die Flussgebiete Deutschlands aus MONERIS (Bezugsjahr 1995).

In der Literatur liegen nur sehr wenige Messwerte zu Schwermetallkonzentrationen im Drainagewasser vor. In Tabelle 3-24 sind Ergebnisse von zwei Untersuchungen dargestellt (Teichgräber, 1988, Hahn et al., 1992). Da nicht alle Metalle berücksichtigt wurden und es sich um Untersuchungen mit starkem Einzelcharakter handelt, schienen diese nicht geeignet, um die Schwermetallfracht aus Drainagen abzuschätzen.

Tabelle 3-24 Gemessene Schwermetallkonzentrationen im Dränagewasser in µg/l aus der Literatur.

Literaturangabe	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Hahn et al. (1992)	-	<0,02	-	<3,0	-	-	<1,9	-
Teichgräber (1988)	-	0,5	13	2,0	n.n.	n.n.	4,0	200

n.n. = nicht nachgewiesen

Alternativ können Konzentrationen im Sickerwasser von landwirtschaftlichen Böden herangezogen werden. Im Rahmen eines UBA-Forschungsvorhabens wurden in Lysimeterversuchen insgesamt 340 Sickerwasserproben aus 16 Ackerböden von verschiedenen Standorten in Deutschland analysiert (Bielert et al., 1999). Ein Vergleich der Medianwerte der Sickerwasserkonzentrationen der verschiedenen Böden ergab keinen einheitlichen Trend. Weder die Klassifikation nach der Bodenart, noch nach dem Bodentyp zeigte ein spezifisches Verhalten, das über den natürlichen Schwankungsbereich hinausging (Bielert et al., 1999). Insofern musste auf eine Klassifizierung der Sickerwässer in Abhängigkeit von Bodenart oder -typ verzichtet werden. Für die Bilanzierung der Einträge aus Dränagen wurden die Medianwerte aller 340 Sickerwasserproben verwendet (Tabelle 3-25).

Tabelle 3-25 Gemessene Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser (Bielert et al., 1999).

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Konzentration [$\mu\text{g/l}$]	0,72	0,14	4,60	4,00	<0,14 ¹⁾	8,90	0,28	19

¹⁾ für Angaben kleiner Bestimmungsgrenze wurde die halbe Bestimmungsgrenze verwendet.

Für die Einträge aus Drainagen wurde für den Zeitraum 1985-2000 lediglich die Änderung der Drainspende in Abhängigkeit von der Niederschlagssituation berücksichtigt. Die Schwermetallkonzentrationen wurden nicht variiert, da angenommen werden kann, dass sich Veränderungen der Schwermetallbelastung nur langfristig auf das Bodensickerwasser unterhalb der Wurzelzone auswirken.

3.2.6 Grundwasser

Dieser Eintragspfad dient zur Bestimmung der mit dem Basisabfluss transportierten Schwermetallfracht ($\rightarrow$ Gleichung 2-10). In einem ersten Ansatz wurde die Verwendung von Schwermetallkonzentrationen im Grundwasser geprüft. Schwermetallkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser werden maßgeblich von der Geologie des Aquifers, dem Wasserchemismus (Wasserhärte, pH-Wert, Ionenstärke) und dem Sauerstoffgehalt bestimmt. Porengrundwasserleiter weisen in der Regel höhere Schwermetallkonzentrationen auf, da ein intensiverer Kontakt zwischen Wasser und Aquifermaterial stattfindet (NLfB, 2000). Es ist jedoch zu beachten, dass nur oxische Grundwässer die Wasserqualität des in die Oberflächengewässer zuströmenden Grundwassers widerspiegeln, da beim Austritt von anoxischen Grundwässern chemische Veränderungen eintreten. Dies betrifft insbesondere das nordostdeutsche Tiefland (Behrendt et al., 2000).

In der Grundwasserdatenbank des Umweltbundesamtes werden Daten von 786 Messstellen in Deutschland mit dem Ziel verwaltet, Aussagen zur mittleren

Grundwasserbeschaffenheit und zu möglichen langfristigen Änderungen treffen zu können. Zum Zeitpunkt der Datenübergabe lagen jedoch für Bayern und Nordrhein-Westfalen keine und für Schleswig-Holstein nur sehr wenige Messwerte für Schwermetalle vor. Zudem sind die Daten nicht durch einen einheitlichen Messzeitraum gekennzeichnet und es wurden nicht an allen Grundwassermessstellen alle Schwermetalle der Trinkwasserverordnung ermittelt. Für Hg liegen beispielsweise keine Daten vor. In Tabelle 3-26 sind die Anzahl der Messwerte, der Anteil der Messwerte größer Bestimmungsgrenze und der Median der Grundwasserkonzentrationen aufgelistet. Für Werte kleiner Bestimmungsgrenze ging die halbe Bestimmungsgrenze in die Medianberechnung ein, was jedoch erhebliche Unsicherheiten bei der Frachtbilanzierung verursacht, da die angegebenen Bestimmungsgrenzen in einem weiten Bereich schwanken. Insbesondere die Metalle Cd, Cr und Pb weisen einen großen Anteil an Messwerten unterhalb der Bestimmungsgrenze auf.

Tabelle 3-26 Anzahl der Messwerte, Anteil größer Bestimmungsgrenze und Median der Schwermetallkonzentrationen in Grundwässern (Grundwasserdatenbank des Umweltbundesamtes).

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Anzahl der Messwerte	1708	1620	1645	1633	-	1631	1619	1666
Anteil größer BG [%]	41%	26%	25%	39%	-	43%	15%	48%
Median der Konz. [$\mu\text{g/l}$]	1,0	0,15	1,0	2,5	-	2,5	1,5	15

Schleyer/Kerndorff (1992) untersuchten die Grundwasserqualität auf Basis von 2800 Rohwasseranalysen von ca. 170 Wasserversorgungsunternehmen aus den Alten Bundesländern für das Jahr 1989. Für die Metalle Cd, Cr, Hg und Pb entsprechen die angegebenen Medianwerte aus Einzelproben jedoch der mittleren angegebenen Bestimmungsgrenze, so dass für diese Metalle nur eine ungefähre Aussage über die mittlere Konzentration getroffen werden kann. Zudem war keine Unterscheidung nach Grundwasserstockwerken möglich.

Im weiteren Verlauf des Projektes wurde von der Verwendung von Grundwasserkonzentrationen abgesehen, da, neben den beschriebenen Datenunsicherheiten, prinzipiell in Frage gestellt werden muss, ob Messwerte im Grundwasser geeignet sind, die Schwermetallfrachten mit dem Basisabfluss in den Oberflächengewässern zu erfassen. Es werden Messwerte benötigt, die sowohl über die spezifischen geogenen Gegebenheiten des unterirdischen Einzugsgebietes der Oberflächengewässer sowie über anthropogen bedingte Verunreinigungen, die über die Grundwasserpassage in die Oberflächengewässer gelangen (z.B. Landwirtschaft, Bergbau, regionale industrielle Emissionen), integrieren. Grundwassereinzugsgebiete können sich jedoch erheblich von den Einzugsgebieten der Oberflächengewässer unterscheiden. Zudem eignen sich nur oberflächennahe oxische Grundwässer für diese

Fragestellung, da sonst die Fällung von Schwermetallen beim Übertritt von anoxischem Grundwasser in Oberflächengewässer berücksichtigt werden muss. Außerdem kann eine Beeinflussung der Schwermetallmesswerte im Grundwasser durch das verwendete Brunnenmaterial nicht ausgeschlossen werden. Insbesondere die hohen Zn-Messwerte im Grundwasser (vgl. Tabelle 3-26) könnten von zinkhaltigen Brunnenmaterialien herrühren.

Aus diesen Gründen wurde auf die Messwerte des Geochemischen Atlas von Deutschland zurückgegriffen. Diese wurden überwiegend in Quellen von Fließgewässern 1. und 2. Ordnung bei Niedrigwasser (repräsentativ für den Basisabfluss) erhoben und beschreiben somit die Fracht, die tatsächlich durch Grundwasserzufluss in die Oberflächengewässer gelangt. Von der Bundesanstalt für Rohstoffe (BGR, Hannover) wurde 1985 der erste Geochemische Atlas herausgegeben (Fauth et al., 1985). Insgesamt wurden ca. 80.000 Messstellen in Fließgewässern in den Alten Bundesländern ausgewertet. Die Analysen fanden damals mit AAS (Atomadsorptionsspektroskopie) statt, weshalb die Bestimmungsgrenzen für Cd und Pb in dem Medium Quellwasser häufig zu hoch waren. As, Cr und Hg wurden nicht analysiert (Tabelle 3-26).

Derzeit wird von der BGR (Außenstelle Berlin) ein Neuer Geochemischer Atlas für Deutschland mit dem Bezugszeitraum 1999/2000 bearbeitet (Birke et al., 2001). Obwohl die Probenahmedichte mit 954 Messstellen deutlich geringer ist, wurde der Neue Geochemische Atlas bevorzugt, da das Gebiet der Neuen Bundesländer berücksichtigt wurde und für alle benötigten Metalle Messwerte vorliegen. Außerdem konnten durch die Verwendung der ICP-MS Methode die Bestimmungsgrenzen für Schwermetalle weiter gesenkt werden, so dass, Hg ausgenommen, keine Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze gemessen wurden. Von der BGR konnten bisher der Median aller Messwerte sowie der geochemische Untergrund (Modalwert der Verteilungsfunktion aller Messwerte) zur Verfügung gestellt werden (Tabelle 3-27). Für die Abschätzung der Schwermetalleinträge mit dem Basisabfluss wurde der Median aller Messwerte verwendet. Es kann angenommen werden, dass die großen Flussgebiete durch den Median hinreichend repräsentiert werden, da die Probenahmepunkte gleichmäßig in einer Rasterweite von 350-400 km² über Deutschland verteilt sind. Eine Regionalisierung der Daten kann erst nach Fertigstellung des Neuen Geochemischen Atlas erfolgen. Diese ist in Zukunft jedoch anzustreben, da insbesondere für kleinere Einzugsgebiete die regionale geogene Schwermetallbelastung stark schwanken kann.

Die Daten des Neuen Geochemischen Atlas wurden für alle drei Bilanzierungszeiträume zu Grunde gelegt, da die Unterschiede zwischen dem Alten und Neuen Geochemischen Atlas nicht der tatsächlichen Veränderung der Wasserbeschaffenheit zugeschrieben werden können. Eine zeitliche Veränderung der Schwermetallkonzentrationen im Grundwasser über den betrachteten Zeitraum wäre u.U. infolge von Versauerungserscheinungen möglich.

Tabelle 3-27 Median aller Proben des Alten Geochemischen Atlas (AGA, Fauth et al., 1985) und Median aller Proben sowie geogener Hintergrund des Neuen Geochemischen Atlas (NGA, Birke et al., 2001) in µg/l.

Geochemischer Atlas	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
AGA: Median aller Proben	-	0,3	-	1,5	-	2,0	1,0	9,0
NGA: Median aller Proben	0,76	0,02	0,26	1,03	<0,01 ¹⁾	3,39	0,11	3,0
NGA: Geogener Untergrund	0,37	0,008	0,19	0,68	<0,005	2,13	<0,02	0,47

¹⁾ für Angaben kleiner Bestimmungsgrenze wurde die halbe Bestimmungsgrenze verwendet.

3.2.7 Urbane Gebiete: Kanalisationen und nicht angeschlossene Einwohner

Die Herkunftsbereiche und Eintragspfade von Schwermetallen aus diffusen Quellen der Siedlungsentwässerung sind schematisch in Abbildung 3-7 dargestellt.

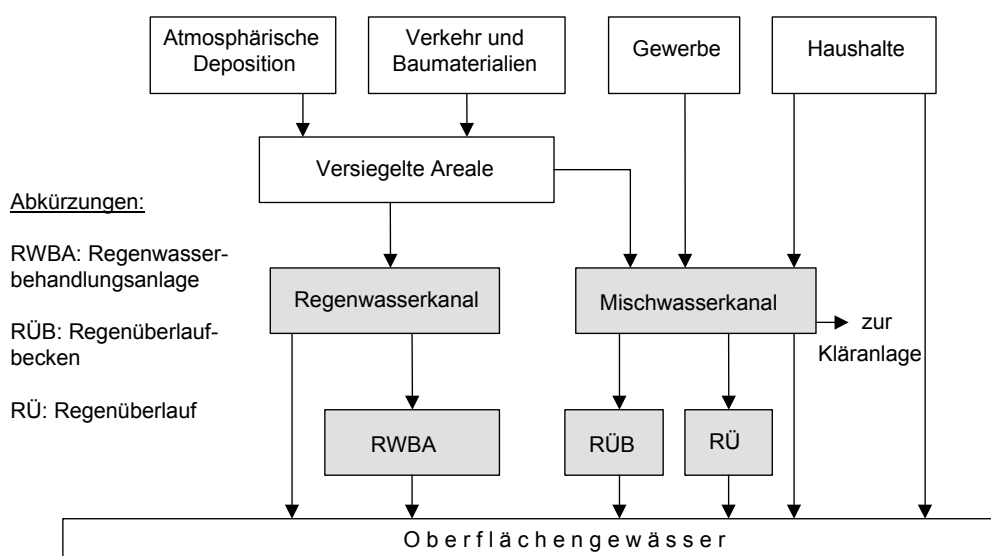


Abbildung 3-7 Quellen und Eintragspfade für Schwermetalle aus urbanen Gebieten (verändert nach Stotz/Knoche, 1999a).

Die relative Bedeutung der in Abbildung 3-7 dargestellten Haupteintragspfade (Mischsystem, Trennsystem und Direkteinleitungen aus Haushalten) lässt sich anhand der Verbreitung der Entwässerungssysteme und dem Anschlussgrad an Kanalisationen und Kläranlagen ableiten. Die Anschlussgrade für die Bezugsjahre

1985 und 1995 können Tabelle 3-28 entnommen werden. Für die Alten Bundesländer wurde ein Mittelwert für das Bezugsjahr 1985 aus den Angaben von 1983 und 1987 gebildet (StaBu, 1983, 1987). Im Statistischen Jahrbuch der DDR (1986) waren keine Angaben auf Bezirksebene vorhanden. Da zum Zeitpunkt der Berechnungen keine aktualisierten statistischen Daten für das Bezugsjahr 2000 vorlagen, wurde der Datensatz von 1995 auch für 2000 zu Grunde gelegt.

Tabelle 3-28 Anschlussgrad an Kanalnetz und öffentliche Abwasserbeseitigungsanlagen (Statistisches Bundesamt, 1983, 1987, 1998b, Statistisches Jahrbuch der DDR, 1986).

Bundesland	Anschlussgrad an Kanalnetz [%]		Anschlussgrad an Kläranlage [%]		Bevölkerung ohne Anschluss [%]	
	1985	1995	1985	1995	1985	1995
Baden-Württemberg	97,6	98,2	95,3	97,6	2,4	1,8
Bayern	86,6	92,2	82,6	90,5	13,4	7,8
Berlin	97,8	98,0	97,8	98,0	2,2	2,0
Brandenburg	-	61,9	-	61,1	-	38,1
Bremen	99,5	100	99,5	100	0,5	0,0
Hamburg	94,8	96,7	94,3	96,7	5,2	3,3
Hessen	98,2	99,3	89,2	97,2	1,8	0,7
Mecklenburg-Vorp.	-	75,3	-	70,7	-	24,7
Niedersachsen	84,4	90,5	83,2	90,3	15,6	9,5
Nordrhein-Westfalen	91,8	95,5	91,0	95,3	8,2	4,5
Rheinland-Pfalz	93,3	97,5	83,0	94,1	6,7	2,5
Saarland	98,5	98,8	63,9	76,8	1,5	1,2
Sachsen	-	78,8	-	64,2	-	21,2
Sachsen-Anhalt	-	79,4	-	63,5	-	20,6
Schleswig-Holstein	83,7	90,5	82,1	89,9	16,3	9,5
Thüringen	-	89,4	-	53,6	-	10,6
Alte Bundesländer	91,6	95,2	87,8	94,0	8,4	4,8
Neue Bundesländer	70,8	77,3	55,3	62,5	29,2	22,7
Deutschland	-	90,2	-	85,7	-	9,8

Der prozentuale Anteil der Trenn- und Mischkanalisation in den Bundesländern ist in Abbildung 3-8 dargestellt.

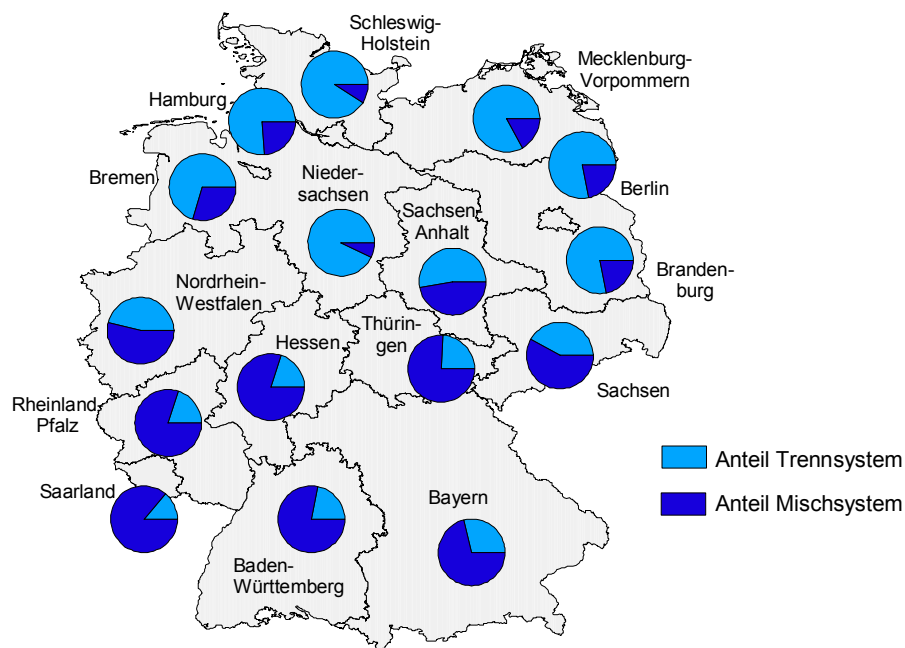


Abbildung 3-8 Anteil von Trenn- und Mischsystem in den Bundesländern (StaBu, 1998b).

Oberflächenpotenziale für Schwermetalle

Hauptquellen der Schwermetallbelastung des Niederschlagsabflusses aus urbanen Gebieten sind die atmosphärische Deposition, der Straßenverkehr (Abrieb von Reifen, Bremsen und Asphalt, Abgase), Verunreinigungen versiegelter Areale sowie die Korrosion metallischer Oberflächen. Erfahrungen aus der Urbanhydrologie haben gezeigt, dass die von befestigten Flächen abespülten jährlichen Schadstofffrachten in erster Linie von der Schmutzstoffdeposition auf der Oberfläche und weniger von der Niederschlagsabflussmenge bestimmt werden (Fuchs/Hahn, 1999). In der Literatur werden in der Regel jedoch nur die im Niederschlagsabfluss gemessenen Schadstoffkonzentrationen angegeben. Die Oberflächenpotenziale für Schwermetalle sowie deren zeitliche Entwicklung mussten deshalb aus Konzentrationsangaben abgeleitet werden.

Im Rahmen eines ATV-Forschungsvorhabens wurden unter anderem Schwermetallkonzentrationen in Regenwasserkanälen recherchiert (Brombach/Fuchs, 2002). Aus dem gesamten Datenmaterial wurden Messwerte für "Mitteleuropa" (Deutschland, Schweiz, Frankreich, Beneluxländer und Großbritannien) extrahiert.

Die Heterogenität der Probenahmestellen (Regenwasserkanäle von Wohngebieten, Straßenabflüsse, Dachabflüsse von Metalldächern etc.) und die Komplexität der

Einflussgrößen wie z.B. die Dauer von Trocken- und Niederschlagsperioden sowie das dynamische Verhalten der Schadstoffe während des Abschwemmungsprozesses führen zu einer großen Bandbreite der Ereigniskonzentrationen (Boller, 1997). Es sollten jedoch nur Daten verwendet werden, die in einem ähnlichen Wertespektrum liegen, da sonst die Schwankungsbreite infolge der genannten Gründe einen eventuellen zeitlichen Trend überlagern könnte. Zur Identifikation von "Ausreißern" wurde für alle Messwerte eines Metalls ein Ranking erstellt und die Werte am oberen und unteren Ende des Rankings, die eindeutig als Ausreißer erkennbar waren, eliminiert. Das Verfahren ist grafisch in Abbildung 3-9 am Beispiel Cd dargestellt.

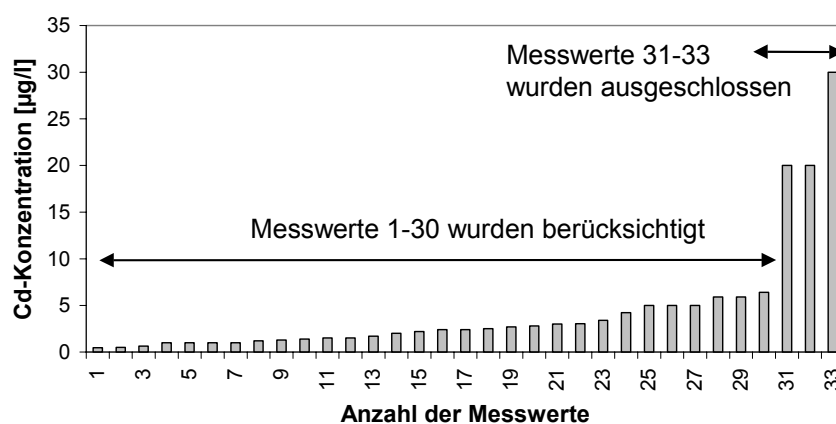


Abbildung 3-9 Verfahren zur Elimination von Ausreißern am Beispiel eines Rankings der Cd-Konzentrationen im Trennsystem.

Aus den übrigen Datensätzen wurden Mittelwerte für die Messjahre berechnet. Abbildung 3-10 zeigt die Konzentrationen im Niederschlagsabfluss für den Zeitraum 1980-2000.

Während die Konzentrationen für Cd, Pb und Ni einen deutlichen Abwärtstrend aufweisen, zeigen Cr, Cu und Zn keine eindeutige Korrelation der Messwerte über den betrachteten Zeitraum (Abbildung 3-10). Der Verlauf der Kurven wird zusammen mit den Ergebnissen zu diffusen Schwermetalleinträgen aus urbanen Gebieten in Kapitel 6.3.7 diskutiert.

Mit Hilfe des Modells MONERIS, das neben der reinen Frachtberechnung auch eine Abschätzung der Abflüsse aus Regenwasserkanälen ermöglicht, wurden aus den Konzentrationen Oberflächenpotenziale zurückgerechnet. Die maßgeblichen Konzentrationen wurden dazu aus den Korrelationsgeraden für die Bezugsjahre 1985, 1995 und 2000 in Abbildung 3-10 ermittelt.

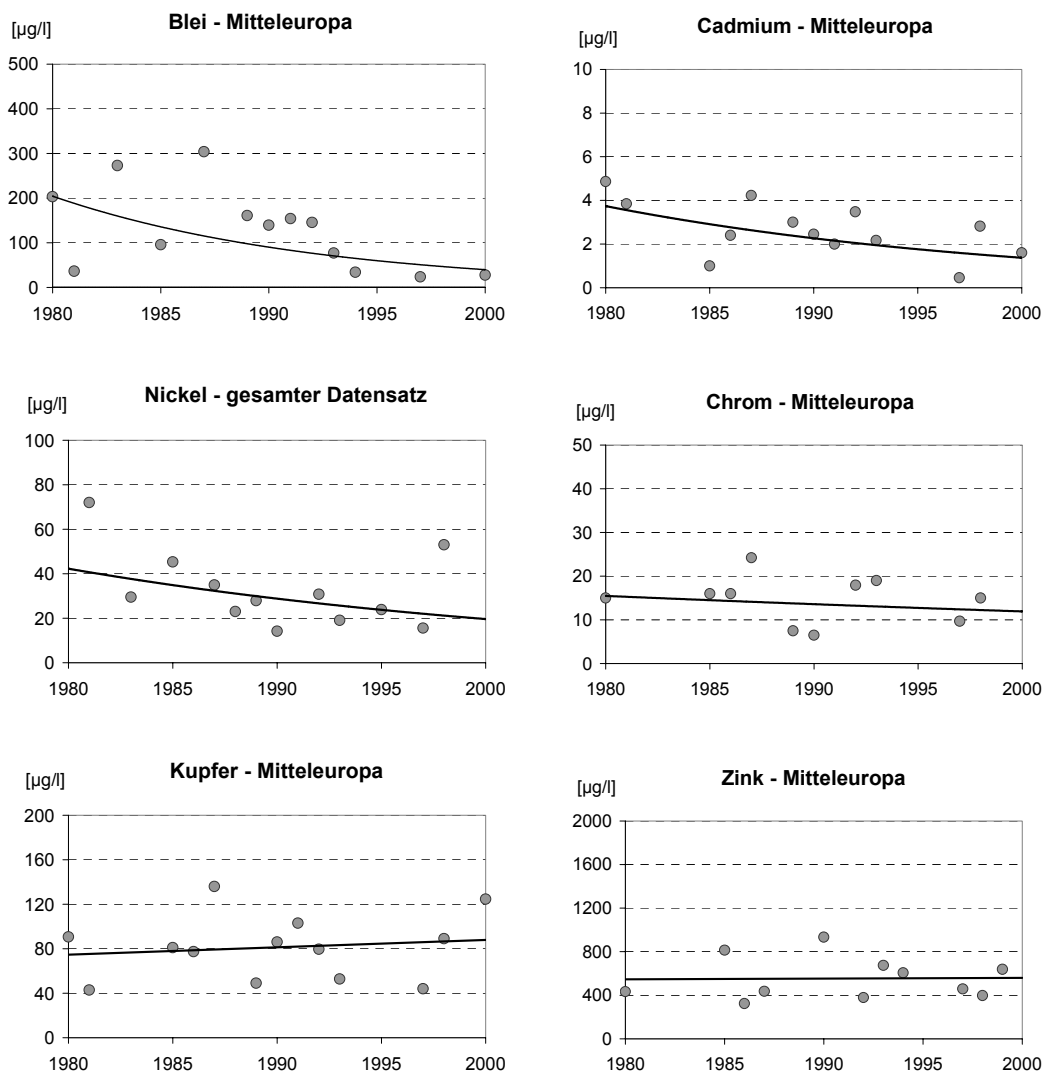


Abbildung 3-10 Konzentrationen im Niederschlagsabfluss von befestigten Flächen für 1980-2000.

Da für As und Hg nicht genug Messwerte vorhanden waren, um nach dem gleichen Verfahren Oberflächenpotenziale zu ermitteln, wurden diese direkt aus Literaturangaben und der atmosphärischen Deposition abgeleitet. Von Stotz/Knoche (1999a) wird für Hg ein Oberflächenpotenzial von $2 \text{ g}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ angegeben, das für das Bezugsjahr 1995 zu Grunde gelegt wurde. Buffleben et al. (2001) geben As-Konzentrationen im Niederschlagsabfluss für 1997/1998 an, die einem Oberflächenpotenzial von $9,4 \text{ g}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ entsprechen. Die Werte wurden nachfolgend aufgrund der Änderung der atmosphärischen Deposition auf die Bezugsjahre extrapoliert ($\rightarrow$ Kapitel 3.2.1).

Die ermittelten Oberflächenpotenziale für das Bezugsjahr 1985 können aufgrund der Messstandorte nur als repräsentativ für die Alten Bundesländer angesehen

werden. Für die ehemalige DDR lagen keine Messwerte im Niederschlagsabfluss von befestigten Flächen vor. Aufgrund der unterschiedlichen Emissionssituation wurden die Oberflächenpotenziale für die ehemalige DDR um die Differenz der Deposition zwischen den Alten Bundesländern und der DDR im Bezugsjahr 1985 (Kapitel 3.2.1) erhöht.

Zudem ist für die ehemalige DDR zu berücksichtigen, dass im Bezugsjahr 1985 im privaten Bereich sowie bei öffentlichen Neubauten kein Cu als Baustoff für Dächer und Regenrinnen verwendet wurde, weshalb Einträge durch Korrosion nur von Cu-Dächern historischer Bauten zu erwarten sind. Das Oberflächenpotenzial für Cu wurde deshalb um die Differenz der Einträge durch Korrosion in den Alten Bundesländern und der ehemaligen DDR reduziert¹. In Tabelle 3-29 sind die resultierenden Oberflächenpotenziale aufgelistet.

Tabelle 3-29 Oberflächenpotenziale von versiegelten urbanen Flächen für die Bezugsjahre 1985, 1995 und 2000 in g/(ha·a).

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Alte Bundesländer 1985	18,6	10,7	53	276	2,70	112	505	1950
Neue Bundesländer 1985	40,0	48,0	55	264	3,70	141	527	2295
Deutschland 1995	9,6	6,4	47	300	2,00	77	222	1972
Deutschland 2000	9,2	5,1	44	310	2,05	63	145	1985

3.2.7.1 Regenwasserkanäle

Insgesamt entfallen 46,5 % der Kanallänge in Deutschland auf das Trennsystem, wobei die nördlichen Bundesländer überwiegend zu ca. 80 % im Trennverfahren entwässert werden (Abbildung 3-8). Für das Trennsystem sind als Eintragspfade *Regenwasserkanalabläufe* und *Abläufe von Regenklärbecken* in die Vorfluter zu berücksichtigen (Abbildung 3-7). Das Speichervolumen von Regenklärbecken bei Trennsystemen betrug im Jahre 1987 637.000 m³ für die Alten Bundesländer und 1995 706.000 m³ im gesamten Bundesgebiet, was ca. 10 % der gesamten über Regenwasserkanäle in die Oberflächengewässer abgeschlagenen Wassermenge

¹ Für die Alten Bundesländer beträgt der aus der Korrosion resultierende Frachtanteil für das Jahr 1985 ca. 1/3 der Cu-Einträge aus Regenwasserkanälen, was einem Oberflächenpotenzial von ca. 100 g/(ha·a) entspricht. Davon stammt ungefähr die Hälfte aus der Dachentwässerung (Regenrinnen) und die andere Hälfte von Dächern (Wirtschaftsvereinigung Metalle, 2001 und Kapitel 6.3.7). Der Anteil historischer Bauten an allen Gebäuden mit Cu-Dächern wurde für die Alten Bundesländer auf ca. 50 % geschätzt. Auf Basis dieser Informationen ergibt sich für die ehemalige DDR ein Oberflächenpotenzial für Cu-Dächer von 25 g/(ha·a).

entspricht (StaBu, 1987, 1998b). Stotz/Knoche (1999a) bewerten im Rahmen einer Literaturrecherche die veröffentlichten Zitate für den Eintragspfad *Regenklärbecken* aufgrund des Einzelcharakters der Untersuchungen, die sich auf kurze Zeiträume und eine kleine Datenbasis beziehen, als wenig aussagekräftig und somit ungeeignet zur Frachtbilanzierung. Darüber hinaus kann angenommen werden, dass der Wirkungsgrad der Becken bezüglich des Schwermetallrückhaltes gering ist. Der Einfluss der Regenwasserbehandlung auf die Schwermetalleinträge aus Regenwasserkanälen wurde deshalb nicht berücksichtigt. Die Bilanzierung der Schwermetalleinträge aus Regenwasserkanälen erfolgte nach Gleichung 2-11 mit den in Tabelle 3-29 angegebenen Oberflächenpotenzialen.

3.2.7.2 Mischkanalisationsüberläufe

Die nicht behandel- bzw. speicherbaren Wassermengen der Mischsysteme, die neben dem Regenwasser auch einen Schmutzwasseranteil enthalten, werden über *Regenüberläufe (RÜ)* oder *Regenüberlaufbecken (RÜB)* in die Gewässer entlastet (Abbildung 3-7).

Die flächenspezifischen Oberflächenpotenziale entsprechen den für die Trennkana-lisation ermittelten Werten (Tabelle 3-29). Für die Abschätzung der zusätzlichen Fracht aus dem Schmutzwasser von Haushalten und Gewerbebetrieben werden die einwohnerspezifische Schwermetallabgabe sowie die Schwermetallkonzentration in gewerblichem Abwasser benötigt (→ Gleichung 2-13).

Nolte (1986) schätzte für das Jahr 1985 für alle hessischen Kläranlagen Schwermetallfrachten im häuslichen Abwasser ab. Mit Hilfe der an die Kläranlagen angeschlossenen Wohnbevölkerung in Hessen (StaBu, 1983, 1987) wurden einwohnerspezifische Frachten rückgerechnet. Für die Bezugsjahre 1995 und 2000 wurden überwiegend einwohnerspezifische Frachten zu Grunde gelegt, die von Zessner (1999) auf Basis einer Literaturzusammenstellung ermittelt wurden.

Für die ehemalige DDR kann im Bezugsjahr 1985 davon ausgegangen werden, dass in den Haushalten kaum Kupferrohre für die Wasserversorgung verwendet wurden. Die einwohnerspezifische Cu-Abgabe wurde deshalb um die aus der Korrosion von Cu-Rohren stammende Fracht abgemindert².

² Zessner (1999) gibt den Anteil der aus dem Leitungswasser resultierenden Cu-Fracht in häuslichem Abwasser mit 19-58 % an (Mittelwert: 38,5 %). Von der ATV (1984) wird die Cu-Konzentration im Leitungswasser mit 20 µg/l angegeben. Der Median der Cu-Konzentration westdeutscher Trinkwasserressourcen liegt bei 3,6 µg/l (Schleyer/Kerndorf, 1992). Demnach sind 82 % des im Leitungswasser enthaltenen Cu auf Korrosion zurückzuführen. Die einwohnerspezifische Cu-Abgabe wurde auf Basis dieser Informationen um 32 % für das Gebiet der ehemaligen DDR im Jahre 1985 reduziert.

Jenkins/Russel (1994) geben als einwohnerspezifische As-Abgabe 0,16 g/(E·a) an, wovon 73 % aus Reinigungsmitteln stammen. Dieser Wert ist um die As-Fracht im Leitungswasser zu erhöhen. Nach Schleyer/Kerndorff (1992) ist der Median von As in westdeutschen Trinkwasserressourcen <0,5 µg/l. Unter Annahme eines Wasserverbrauchs von 130 l/(E·d) und der halben Bestimmungsgrenze ergibt sich eine zusätzliche Fracht von 0,012 g/(E·a). Die verwendeten einwohnerspezifischen Schwermetallabgaben sind in Tabelle 3-30 zusammengestellt.

Tabelle 3-30 Einwohnerspezifische Schwermetallabgabe (gesamt und gelöst) in g/(E·a).

Fracht [g/(E·a)]	Jahr	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Gesamtfracht ¹⁾	1985	0,17 ⁶⁾	0,08	1,5	4,2/2,5 ⁵⁾	0,06	1,4	2,3	27,6
Gelöste Fracht ⁴⁾		0,13 ⁶⁾	0,06	1,4	3,1/2,1 ⁵⁾	0,05	1,1	2,2	18,5
Gesamtfracht	1995	0,17 ⁶⁾	0,05 ²⁾	1,5 ¹⁾	4,0 ²⁾	0,018 ³⁾	1,4 ¹⁾	1,6 ²⁾	23,0 ²⁾
Gelöste Fracht ⁴⁾		0,13 ⁶⁾	0,04	1,4	2,9	0,015	1,1	1,5	15,4

¹⁾ Nolte (1986); ²⁾ Zessner (1999); ³⁾ The Netherlands (2000); ⁴⁾ gelöster Anteil berechnet nach Angaben von Zessner (1999); ⁵⁾ einwohnerspezifische Schwermetallabgabe für die ehemalige DDR 1985; ⁶⁾ Jenkins/Russel (1994)

Die Abschätzung einer mittleren Schwermetallkonzentration von Indirekteinleitern ist mit sehr großen Unsicherheiten verbunden, da der Beitrag von Industrie und Gewerbe ganz entscheidend von der lokalen Situation geprägt wird. Gewerbliches und industrielles Abwasser, das in öffentliche Abwasserbehandlungsanlagen eingeleitet wird, muss gemäß dem Wasserhaushaltsgesetz von 1986 nach dem Stand der Technik vorbehandelt werden. Für Schwermetalle sind nach Arbeitsblatt A 115 der ATV (ATV-DVWK, 2000) die in Tabelle 3-31 angegebenen Konzentrationen zu erreichen. Die dargestellten Werte entsprechen dem Stand von 1994. Die erste Fassung des Arbeitsblattes wurde 1970 erstellt und im Jahre 1983 und 1994 überarbeitet, wobei die empfohlenen Überwachungswerte entsprechend der technischen Entwicklung auf dem Gebiet der Vorbehandlung industrieller Abwässer stetig vermindert wurden. Es ist deshalb von einer drastischen Reduktion der Schwermetallkonzentrationen in gewerblichem Abwasser von der Mitte der 80er Jahre bis heute auszugehen.

Die Schwermetallkonzentrationen in gewerblichem Abwasser für das Bezugsjahr 1985 wurden auf Basis der Schwermetallfrachten von Indirekteinleitern aller hessischen Kläranlagen (Nolte, 1986) und der behandelten gewerblichen Abwassermenge in Hessen (StaBu, 1987) rückgerechnet. Ried (1990) stellte für verschiedene Branchen Schwermetallkonzentrationen im Abwasser zusammen. Die Schwankungsbreite ist ebenfalls Tabelle 3-31 zu entnehmen. Die aus den Angaben von Nolte (1986) ermittelten Konzentrationen liegen alle in dem von Ried (1990) angegebenen Bereich und können somit als plausibel angesehen werden. Eine

Differenzierung für die Alten und Neuen Bundesländer war aufgrund fehlender Daten nicht möglich. Für die Bezugsjahre 1995 und 2000 wurden die von Schäfer (1999) angegebenen Konzentrationen verwendet. Für As waren keine Angaben in der Literatur vorhanden.

Tabelle 3-31 Schwermetallkonzentrationen in gewerblichem Abwasser in µg/l.

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1985	50 ¹⁾	43	382	688	5,8	268	514	2046
1995/2000	5,0 ¹⁾	4,6	44	149	1,5	50	152	523
ATV A 115 (1994)	500	500	1000	1000	100	1000	1000	5000
Nolte (1986)	-	43	382	688	5,8	268	514	2046
Ried (1990)	-	3-134	60- 20.140	37- 7040	3-134	40-740	-	280- 3890
Schäfer (1999)	-	4,6	44	149	1,5	50	152	523

¹⁾ Werte für As wurden als prozentualer Anteil des Grenzwertes der ATV geschätzt. Dabei wurde angenommen, dass das Vorkommen von As in gewerblichem Abwasser ungefähr dem Vorkommen von Cd entspricht.

3.2.7.3 Kanalisationen, die nicht an eine Kläranlage angeschlossen sind

Wenn Kanalsysteme nicht an eine Kläranlage angeschlossen sind, so wird das gesamte Schmutz- und Regenwasser unbehandelt in die Oberflächengewässer entlastet.

Die urbanen Flächen können bezüglich des Stoffeintrages wie die an Regenwasserkä-näle des Trennsystems angeschlossenen Flächen betrachtet werden (Tabelle 3-29). Zusätzlich sind die Schwermetalleinträge von Haushalten sowie von Gewerbebetrieben zu berücksichtigen (→ Gleichung 3-14). Bei den Haushalten wird davon ausgegangen, dass der partikuläre Anteil der Schwermetallabgabe bei der Grobentschlammung oder in Faulgruben abgetrennt und in eine Kläranlage transportiert wird, wohingegen der gelöste Anteil vollständig der Kanalisation zugeführt wird. Im Falle der Schwermetalle liegt der überwiegende Anteil der einwohnerspezifischen Schwermetallabgabe in der gelösten Phase vor und stammt zum größten Teil aus Reinigungswässern (Koppe/Stozek, 1999, Zessner, 1999). Von Zessner (1999) wird der prozentuale Anteil der Schwermetalle aus Reinigungs- und Leitungswässern im häuslichen Abwasser mit 71 % für Cd, 98,5 % für Cr, 73,5 % für Cu, 86 % für Hg, 80 % für Ni, 95,5 % für Pb und 67 % für Zn angegeben. Auf Basis dieser Angaben wurde der gelöste Anteil der einwohnerspezifischen Schwermetallabgabe berechnet (Tabelle 3-30). Die Schwermetallkonzentrationen in gewerblichem Abwasser wurden aus Tabelle 3-31 übernommen.

3.2.7.4 Nicht angeschlossene Haushalte

Als Emissionsfaktoren für die Quantifizierung der Schwermetallfracht von Haushalten, die nicht an die Kanalisation angeschlossen sind, wurden die Oberflächenpotenziale aus Tabelle 3-29 und die gelöste einwohnerspezifische Schwermetallabgabe aus Tabelle 3-30 verwendet. Für alle Schwermetalle wurde ein Rückhalt im Boden von 95 % angenommen (→ Gleichung 2-15).

3.2.8 Schifffahrt

Direkte Schwermetalleinträge in die Oberflächengewässer durch die Schifffahrt sind nur für die Metalle Cu, Pb und Zn von Bedeutung (→ Gleichung 2-16).

Die Anzahl der Fahrzeuge der Berufsschifffahrt wurde den Angaben des Statistischen Bundesamtes (1985, 1999b) und dem Statistischen Jahrbuch der DDR (1986) entnommen. Vom Statistischen Bundesamt wird die Anzahl der Berufsschiffe nach Wasserstraßengebieten erfasst. Die Zuordnung der Schiffe erfolgt über deren Heimatort. Zusätzlich wird angegeben, ob die Schiffe eine Lizenz zur Befahrung des Rheins besitzen. Unter der Annahme, dass Schiffe mit einer Lizenz für den Rhein diesen nicht ausschließlich befahren, wurde nur die Hälfte der Rheinschiffe zum Einzugsgebiet des Rheins gezählt. Im Statistischen Jahrbuch der DDR (1986) war nur die gesamte Anzahl der Binnenschiffe angegeben. Die Schiffe wurden deshalb über den Flächenanteil der DDR an den Flussgebieten verteilt.

Blei gelangt durch die Verwendung von bleihaltigem Schraubenfett, das bei schätzungsweise 80 % der Fahrzeuge der Berufsschifffahrt zur Anwendung kommt, in die Gewässer. Der Eintrag pro Fahrzeug beträgt 1,5 kg/a. Zink wird von Elektroden zum Korrosionsschutz emittiert. Nach Auskunft der Schiffsindustrie (Dönneweg, 2000) werden Zinkelektroden nur bei 5 % der Binnenschiffe im Brack- und Salzwasser eingesetzt, weshalb Zn-Einträge nur für die Küstengebiete berücksichtigt wurden. Das Gewicht der Elektroden wird mit 100 kg und die Lebensdauer mit 2 Jahren angegeben (Mohaupt et al., 1998).

Die genaue Anzahl der Sportboote wird weder zentral vom Statistischen Bundesamt noch von den Schifffahrtsämtern registriert. Die Anzahl wurde deshalb entsprechend den Angaben der IKS in Abhängigkeit von der Wasserfläche (58,8 Boote/km²) geschätzt (Mohaupt et al., 1998). Die Veränderung der Anzahl der Sportboote von 1985-2000 konnte ebenfalls nicht recherchiert werden.

Für Sportboote werden Cu-haltige Antifoulingmittel gegen pflanzlichen und tierischen Bewuchs des unter Wasser befindlichen Teils des Bootes verwendet. Pro Boot werden ca. 25 g Cu/a emittiert (Mohaupt et al., 1998).

4 Lindan (γ -HCH)

Lindan ist ein universelles Schädlingsbekämpfungsmittel, das in Deutschland bis in die 90er Jahre eingesetzt wurde. Die Persistenz von Lindan ist von entscheidender Bedeutung für seine Umweltgefährlichkeit. Da es nur langsam abgebaut wird, kann es aufgrund der langen Verweilzeiten in den verschiedenen Umweltkompartimenten über lange Strecken transportiert werden. So ist Lindan auch in weit von den eigentlichen Anwendungsgebieten entfernten Regionen wie z.B. der Arktis nachzuweisen (AMAP, 2000).

Lindan gelangt ausschließlich durch anthropogene Aktivitäten in die Umwelt. Die Kenntnis der Hauptanwendungsgebiete sowie der in Umlauf gebrachten Mengen ist eine wichtige Voraussetzung für die Eintragsbilanzierung. Im ersten Abschnitt dieses Kapitels wird deshalb ein Überblick zu den erforderlichen Hintergrundinformationen gegeben.

4.1 Eigenschaften und Anwendung von Lindan

4.1.1 Verhalten von Lindan in der Umwelt

Die Herstellung von Lindan erfolgt durch Reaktion von Chlor mit Benzen unter Einwirkung von UV-Strahlung. Hierbei entsteht ein Gemisch von 8 bis 9 stereoisomeren Hexachlorcyclohexan (HCH)-Verbindungen. Lindan (γ -HCH) ist das einzige Isomer mit insektizider Wirkung und hat im technischen Gemisch einen Anteil von 15-20 % (Heinisch, 1992).

Die HCH-Isomere unterscheiden sich in ihren physikalisch-chemischen Eigenschaften und somit in ihrer Persistenz, ihrem Trend zur Ausbreitung sowie ihrem Bio- und Geoakkumulationsvermögen. Lindan (γ -HCH) ist sehr flüchtig, wobei in der Atmosphäre der in der Gasphase befindliche Anteil gegenüber dem partikulär an Aerosolen gebundenen überwiegt (LfU, 1993). Anorganische Sedimente besitzen aufgrund des niedrigen Sorptionskoeffizienten nur eine geringe Sorptionskapazität für Lindan. In der organischen Substanz wird es jedoch stark angereichert. Die Mobilität ist in humusreichen Böden somit gering, sie nimmt in humusarmen, sandigen Böden jedoch zu (WHO, 1991). In Gewässern liegt Lindan überwiegend in gelöster Form vor. In der Elbe wurde ein Ks-Wert (Verteilungskoeffizient zwischen Wasser- und Schwebstoffphase) von 460 für Lindan ermittelt (Amt für Umweltschutz Hamburg, 1991).

Die in der Literatur angegebenen Halbwertszeiten schwanken in einem weiten Bereich. In Böden variiert die Halbwertszeit in Abhängigkeit von Bodentyp und Klimaregionen und beträgt in Mitteleuropa zwischen 40-70 Tagen (WHO, 1991). Bintein/Devillers (1996) berichten von einer Halbwertszeit in der Luft von ca. 2 Jahren. In reinem Wasser ist Lindan hydrolysebeständig und bei pH 7 bis pH 3 sowie 25 °C weitestgehend stabil. Die Halbwertszeit im Wasser kann deshalb mehrere Monate bis Jahre betragen (Gunkel, 1994). Als Abbauprodukte von Lindan entstehen vor allem chlorierte Benzole und chlorierte Phenole. In Böden und Pflanzen sind durch Mikroorganismen und UV-Bestrahlung weitere Abbauprodukte möglich, wobei auch α - und β -HCH entstehen können (Hoffmann et al., 1980).

Als außerordentlich unspezifisches Schädlingsbekämpfungsmittel trifft Lindan nicht nur bestimmte Schaderreger, sondern zieht auch das gesamte biologische Umfeld in Mitleidenschaft. In besonderer Weise werden Ameisen, Bienen, Fische und Vögel geschädigt. Aufgrund seines lipophilen Charakters wird Lindan gut im Fettgewebe resorbiert und findet sich daher in Nahrungsmitteln, besonders in Fleisch- und Milchprodukten, sowie in der Muttermilch wieder. Auch auf Pflanzen und Mikroorganismen kann Lindan wachstums- und funktionshemmend wirken (Hoffmann et al., 1980).

4.1.2 Anwendungsbereiche und Produktion

Hauptanwendungsgebiete von Lindan waren der Mais- und Zuckerrübenanbau sowie die Saatgutbehandlung. Weiterhin wurde es in der Forstwirtschaft sowie im Holz- und Bauschutz und in der Schädlingsbekämpfung ganz allgemein eingesetzt.

Lindan wurde seit 1949 großtechnisch hergestellt (WHO, 1991). Seit Ende der 80er Jahre kam die Produktion in den Alten Bundesländern zum Erliegen (Detzel et al., 1998). In der ehemaligen DDR wurde bereits seit 1982 kein Lindan mehr produziert (Heinisch, 1992). Die bei der Herstellung anfallenden Ballastisomere wurden fast ausschließlich auf Deponien verbracht und verursachen heute als Altlasten erhebliche Umweltprobleme (Hoffmann et al., 1980; Heinisch, 1992; Davis, 1998).

Seit Inkrafttreten des Pflanzenschutzmittelgesetzes 1986, das vorschreibt die "Anwendung chemischer Pflanzenschutzmittel auf das notwendige Maß zu beschränken", wurde Lindan zunehmend durch neuere Substanzen ersetzt. (Zschaller/Schmidt, 1999; Schmidt, 1999). Seit 1992 besteht ein Anwendungsverbot im Bereich von Getreidelagerung und Getreideerzeugnissen. Pflanzen- und Holzschutzmittel, die den Wirkstoff Lindan enthalten, waren jedoch noch zugelassen (Kussatz et al., 1999).

Infolge eines Berichts der Österreichischen Regierung stimmte der Ausschuss für Pflanzenschutz der EU im Jahre 2000 für ein Verbot von Lindan (Harvey, 2000). In

Deutschland wurde bereits im Jahre 1999 kein Lindan mehr abgesetzt (BBA, 2001). Betrachtet man jedoch die weltweite Produktion, so lag der jährliche Durchschnitt 1990-1995 noch bei 3222 t. Allein in Westeuropa wurden dabei im Jahresmittel ca. 2055 t hergestellt (Detzel et al., 1998).

4.1.3 Anwendungsmengen

Von der Biologischen Bundesanstalt (Außenstelle Kleinmanchow) wurde der Lindanabsatz im Geltungsbereich des Pflanzenschutzmittelgesetzes (entspricht dem Inlandabsatz) für die Alten Bundesländer von 1987-1990 und anschließend für das gesamte Bundesgebiet zur Verfügung gestellt (BBA, 2001). Allerdings sind die Daten noch nicht von der BBA veröffentlicht und können deshalb im Rahmen dieses Berichtes nur in qualitativer Form wiedergegeben werden. Die jährlichen Absatzmengen in der ehemaligen DDR wurden von Schmidt (1994) im Schadstoffatlas Osteuropa publiziert.

Differenzierte Informationen zu regionalen Anwendungsmengen von Lindan sowie genaue quantitative Angaben für die Hauptanwendungsbereiche *Landwirtschaft*, *Forstwirtschaft* und *Holzschutz* sind nur teilweise vorhanden und mussten daher häufig geschätzt werden. In welchen Mengen lindanhaltige Hygienepräparate in Haushalten oder auf Campingplätzen und Freibädern zum Einsatz kamen, ist nicht bekannt. Die in diesen Bereichen zusätzlich angewendeten Mengen konnten deshalb nicht berücksichtigt werden.

Anwendung von Lindan in den Alten Bundesländern vor 1990

Für die Alten Bundesländer wurde erst seit 1987 infolge des Pflanzenschutzmittelgesetzes die Inlandsabgabe von Lindan erfasst (BBA, 2001). Für den Bilanzzeitraum 1983-1987 liegt somit nur für das letzte Jahr eine genaue Mengenangabe vor. Für 1981 wird die in den Alten Bundesländern verwendete Lindanmenge auf 250 t geschätzt (Detzel et al., 1998), was deutlich höher ist als die für 1987 bekannte Zahl. Es wurde deshalb angenommen, dass im Mittel für den Bilanzzeitraum 1983-1987 mehr Lindan zur Anwendung kam als 1987.

Die TNO (1991) empfiehlt die gesamte Lindanmenge für die frühen 80er Jahre auf Basis einer spezifischen Aufwandsmengen von 2 kg Lindan je km² landwirtschaftliche Nutzfläche und 0,2 g Lindan je Einwohner abzuschätzen. Dies ergibt eine jährliche Gesamtmenge von 162 t für die Alten Bundesländer. Aufgrund der Annahme, dass diese Zahl repräsentativ für die frühen 80er Jahre ist und der für das Jahr 1987 bekannten Absatzmenge, wurde die im Bilanzzeitraum 1983-1987 durchschnittlich zur Anwendung gekommene Lindanmenge auf rund 150 t/a

geschätzt. Das entspricht einer spezifischen Aufwandsmenge von $0,6 \text{ kg/km}^2$ bezogen auf die Fläche der Alten Bundesländer.

Nach Angaben der WHO (1991) werden weltweit ca. 80 % der insgesamt produzierten Lindanmengen in der Landwirtschaft verbraucht. In Deutschland wurden 70-80 % des in der Landwirtschaft verwendeten Lindans im Bereich des Pflanzenschutzes, insbesondere im Mais- und Zuckerrübenanbau, sowie 15-20 % in der Saatgutbehandlung eingesetzt (WHO, 1991). Die in der Landwirtschaft applizierte Lindanmenge wurde aufgrund dieser Angaben und den für die anderen Hauptanwendungsbereiche angenommenen Mengen auf 110 t/a geschätzt. Der in der Saatgutbehandlung eingesetzte Anteil wurde mit 17,5 % festgelegt.

Die jährliche Pflanzenschutzmittelanwendung im Forst beschränkte sich für die Mitte der 80er Jahre auf schätzungsweise 1,5 % der Waldfläche (Wulf, 1986). Dabei erfolgte die Bekämpfung von Borkenkäfern bis zur Mitte der 80er Jahre überwiegend mit lindanhaltigen Mitteln (Wulf, 1985, Wulf et al., 1993). Angaben zur spezifischen Applikationsmenge liegen nicht vor. In der ehemaligen DDR wurden ca. $0,5 \text{ kg/ha}$ Lindan zur Bekämpfung eines starken Nonnenbefalls eingesetzt (Heinisch, 1992). Legt man diese Zahl zu Grunde, so resultieren bei 1,5 % der Waldfläche der Alten Bundesländer insgesamt 56 t. Dieses Ergebnis ist mit Sicherheit als absolute Obergrenze anzusehen. Die im Forst verwendete Lindanmenge wurde deshalb auf 20 t/a geschätzt.

1994 waren in Deutschland schätzungsweise 30 t Lindan in Holzschutzmitteln enthalten (Detzel et al., 1998). In der Literatur wird nicht angegeben, inwiefern sich die in Holzschutzmitteln enthaltene Lindanmenge seit 1985 verändert hat. Da keine gesetzlichen Beschränkungen für die Anwendung in diesem Bereich erlassen wurden, kann davon ausgegangen werden, dass 1985 eine ähnliche Menge wie 1994 zur Anwendung kam. Diese wurde mit 20 t/a für die Alten Bundesländer angenommen.

Anwendung von Lindan in der ehemaligen DDR vor 1990

Lindan hatte in der DDR eine große Bedeutung als Aktivsubstanz einer Vielzahl von Pflanzenschutzmitteln in der Land- und Forstwirtschaft, dem Gartenbau, für Veterinär- und Stallhygiene sowie in Bereichen des Materialschutzes und wurde häufig in Kombination mit DDT appliziert. Nachdem DDT seit 1971 stufenweise in fast allen Anwendungsgebieten durch andere Pestizide abgelöst wurde, nahm die Bedeutung von Lindan zunächst zu, war aber dann im Laufe der 80er Jahre einem rückläufigen Trend unterworfen (Heinisch, 1992). Die in der DDR abgesetzten Lindanmengen sind in Abbildung 4-1 dargestellt. Insgesamt wurde der Lindanverbrauch von 200 t im Jahr 1980 auf 76 t im Jahr 1989 verringert (Schmidt, 1993). Für den Bilanzzeitraum 1983-1987 wurde die gesamte Lindanmenge mit 110 t/a

berechnet. Bezogen auf die Fläche der ehemaligen DDR entspricht das einer spezifischen Aufwandsmenge von 1 kg/km^2 .

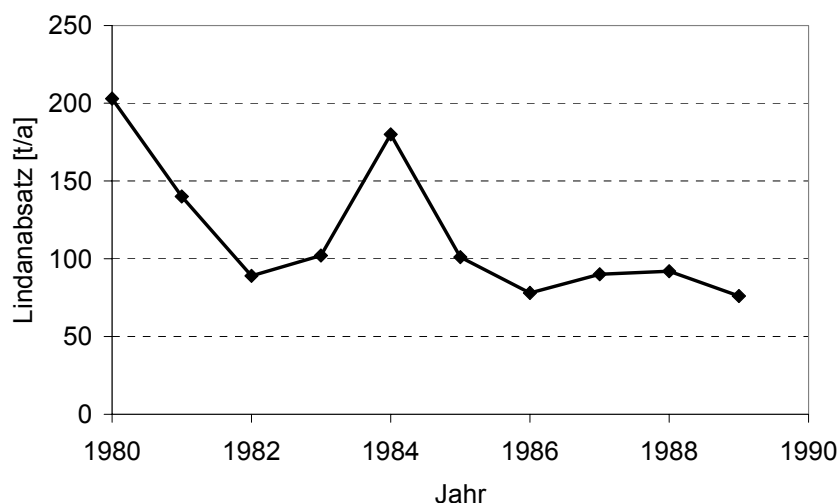


Abbildung 4-1 Lindanabsatzmengen in der ehemaligen DDR von 1980-1989 (Schmidt, 1993).

Mitte der 80er Jahre führte ein außergewöhnlich starkes Auftreten des Forstschaderregers Nonne zu einer Ausnahmegenehmigung für die Anwendung von DDT-Präparaten (vgl. Abbildung 4-1). Kombinationsprodukte von DDT und Lindan wurden vom Flugzeug aus auf nahezu 60.000 ha im Jahr 1983 und 250.000 ha im Jahr 1984 ausgebracht (Schmidt, 1993, Pressestelle „der Wald“, 1993). Anhand der Auslieferungsmengen der beiden wichtigsten DDT/Lindan-Präparate "Aerosuper" und "Spritzaktiv" konnte die Lindanmenge abgeschätzt werden, die in der Forstwirtschaft zum Einsatz kam. Sie betrug 1983 28 t und 1984 116 t. Für den Zeitraum 1983-1987 wurden im Mittel 30 t/a appliziert (Heinisch, 1992).

Einen mengenmäßigen Unsicherheitsfaktor stellen lindanhaltige Materialschutzmittel dar. Bis 1988 waren z.B. in dem Holzschutzmittel „Hylotox“ jährlich schätzungsweise 7,5 t Lindan enthalten (Heinisch, 1992). Die gesamte im Materialschutz verwendete Lindanmenge wurde für das Jahr 1985 mit ca. 10 t angenommen.

Über die genauen Aufwendungsmengen von Lindan im landwirtschaftlichen Pflanzenschutz liegen keine Angaben für das Bezugsjahr 1985 vor. Für 1989 wird im Pflanzenschutzmittelverzeichnis der DDR angegeben, dass insgesamt 25 t Lindan an die Landwirtschaft ausgeliefert wurden (Heinisch, 1992). Diese Angabe erschien für das Jahr 1985 jedoch als zu niedrig. Die an die Landwirtschaft abgegebene Lindanmenge wurde deshalb als Differenz der gesamten Menge (110 t) und den in der Forstwirtschaft (30 t) und im Materialschutz (10 t) verwendeten Mengen auf 70 t/a geschätzt.

Anwendung von Lindan in Deutschland nach 1990:

Die Entwicklung des Inlandabsatzes in Deutschland zwischen 1990 und 2000 ist in Abbildung 4-2 auf Basis der Angaben der BBA (2001, unveröffentlicht) dargestellt.

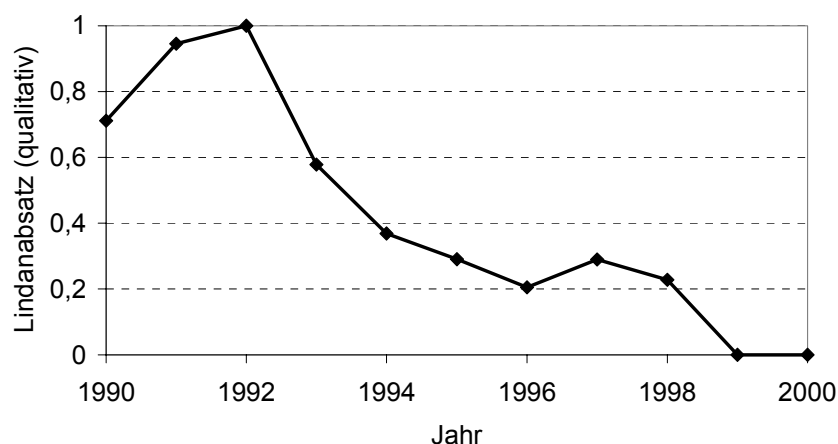


Abbildung 4-2 Entwicklung des Lindanabsatzes (normiert) in Deutschland von 1990-2000 (nach Angaben der BBA, 2001, unveröffentlicht).

Für die Mitte der 90er Jahre ist nur die Lindanemission aus Holzschutzmitteln bekannt. Die Anwendungsmenge kann aus Daten zum deutschen Holzschutzmittelverbrauch und zum durchschnittlichen Lindangehalt geschätzt werden. Bei einem durchschnittlichen Lindangehalt von 0,15 % für lösemittelhaltige Holzschutzmittel und einer Absatzmenge von 200.000 t/a erhält man eine Gesamtmenge von 30 t/a. Lindan sollte Anfang 1997 durch einen anderen Wirkstoff ersetzt werden (Detzel et al., 1998).

Nach einem vom Bundestag 1993 verabschiedeten Gesetz konnten in den Neuen Bundesländern noch bis Ende 1994 Restbestände an zum Teil nicht mehr zugelassenen Pestiziden verwendet werden. Für Präparate, die Lindan enthielten, galt im Rahmen dieses Gesetzes, dass diese zwar nicht mehr verkauft, aber außerhalb von Wasser- und Heilquellenschutzgebieten uneingeschränkt angewendet werden durften (Ökologische Briefe, 1993).

Im Bereich des forstwirtschaftlichen Pflanzenschutzes wurde in den Alten Bundesländern das letzte lindanhaltige Mittel zur Prävention gegen Holzbrüter bis Ende 1993 und in den Neuen Bundesländern bis 1994 verwendet. Im Ackerbau war noch bis Ende 1997 ein lindanhaltiges Mittel zugelassen, zu den genauen Einsatzmengen liegen jedoch keine Informationen vor (Detzel et al., 1998). Die Applikationsmengen in der Land- und Forstwirtschaft im Bezugsjahr 1995 wurden deshalb als Differenz der mittleren Lindanabsatzmenge von 1993-1997 (Abbildung 4-2) und der bekannten, in Holzschutzmitteln enthaltenen Lindanmenge geschätzt. Die

resultierende Differenz wurde wie folgt aufgeteilt: Für die Forstwirtschaft wurde angenommen, dass in den Alten Bundesländern nur noch im Jahre 1993 und in den Neuen Bundesländern bis 1994 lindanhaltige Mittel zum Einsatz kamen. Eine Verwendung in der Landwirtschaft wurde bis 1997 angenommen. Verglichen mit der in Holzschutzmitteln enthaltenen Lindanmenge ist die Applikation im Pflanzenschutz in der Mitte der 90er Jahre nur noch von untergeordneter Bedeutung.

4.2 Lindanemissionen in die Oberflächengewässer

In den folgenden Abschnitten werden die Emissionsfaktoren zur Abschätzung der Lindaneinträge aus punktuellen und diffusen Quellen in die Oberflächengewässer dargestellt. Die berücksichtigten Zusammenhänge zwischen den Herkunftsbereichen und Eintragspfaden sind Abbildung 4-3 zu entnehmen.

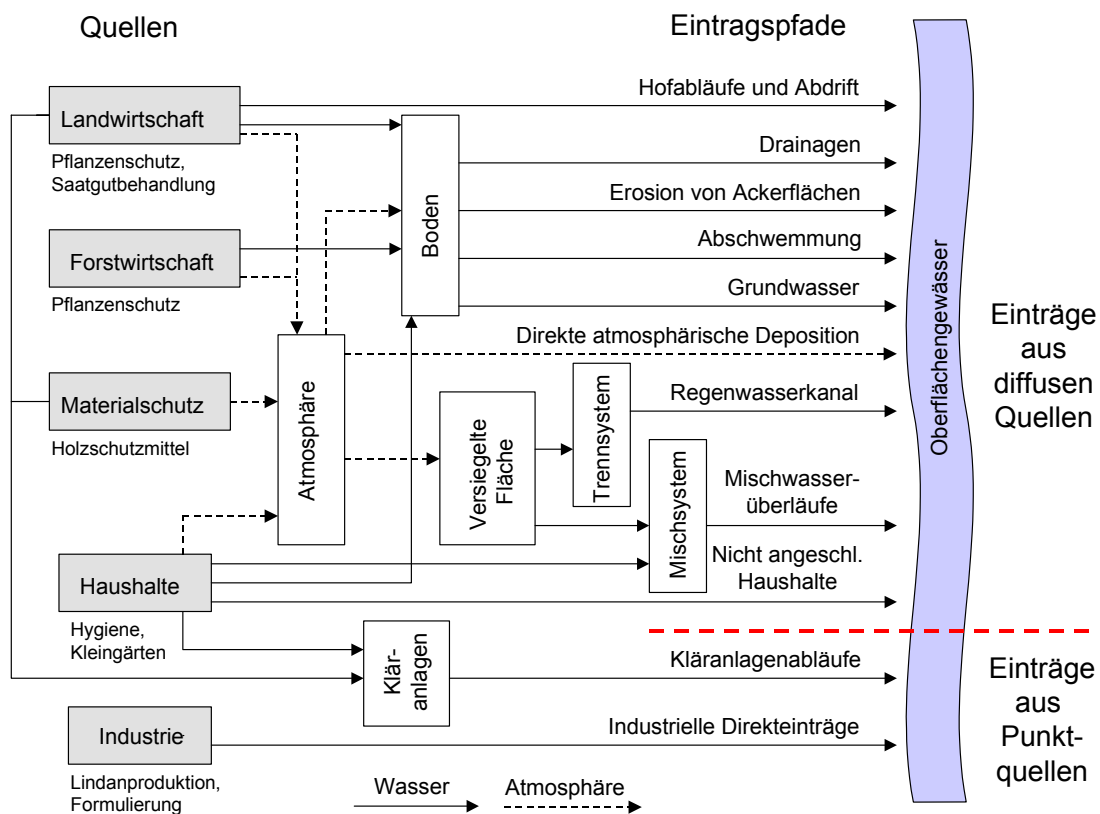


Abbildung 4-3 Herkunftsbereiche und Eintragspfade für Lindan.

4.2.1 Lindanemissionen aus Punktquellen

4.2.1.1 Kommunale Kläranlagen

Die Bedeutung der kommunalen Kläranlagenabläufe für den Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in die Oberflächengewässer wurde von Seel et al. (1994) und Fischer (1996) hervorgehoben. In die Kläranlagen gelangen die Stoffe infolge der Reinigung von Spritzgeräten, durch die Restentsorgung von Pflanzenschutzmitteln, durch Tropfverluste und über den Niederschlagsabfluss (Seel et al., 1994). Für Lindan dürften zudem Einträge aus Haushalten infolge der Anwendung des Mittels im Hygienebereich und durch menschliche Ausscheidungen eine Rolle spielen.

Die Abschätzung der Lindaneinträge von kommunalen Kläranlagen wurde für 1993-1997 und 1999/2000 nach Gleichung 2-1 vorgenommen. Lindankonzentrationen im Kläranlagenablauf werden von Hansen/Dizer (1998) mit einer Spannbreite von 19-28 ng/l angegeben. Zudem lagen Messwerte von 2 Kläranlagen aus Schleswig-Holstein vor (Fischer, 2001). Die mittleren Konzentrationen wurden für diese Anlagen mit < 10 und 29,2 ng/l berechnet und liegen somit in der gleichen Größenordnung wie die Angaben von Hansen/Dizer (1998). Für beide Bezugsjahre wurde deshalb der Mittelwert von 23,5 ng/l aus den Werten von Hansen/Dizer zu Grunde gelegt.

Für den Bilanzzeitraum 1983-1987 lagen keine Ablaufkonzentrationen vor, weshalb der Lindaneintrag in die Oberflächengewässer nach Gleichung 2-2 mit dem Modell MONERIS berechnet wurde. Die Lindanfracht von Haushalten wurde anhand der angeschlossenen Einwohner und einer spezifischen Lindanabgabe von 12 mg/(E·a) (The Netherlands, 2000) bestimmt. Der Eintrag von Niederschlagswasser bei Mischsystemen wurde durch Multiplikation der behandelten Niederschlagsmenge und einer Konzentration von 24 ng/l Lindan (Kapitel 4.2.2.3) berechnet. Die Elimination in Kläranlagen wurde auf der Basis von Klärschlammkonzentrationen mit 10 % für mechanische bzw. 50 % für biologische Verfahren angenommen.

4.2.1.2 Industrielle Direkteinleiter

Die Daten für Lindan wurden für die Jahre 1995 und 2000 durch eine bundesweite Recherche zusammen mit den Schwermetalleinträgen von Direkteinleitern bei den zuständigen Behörden erhoben (vgl. Kapitel 3.1.2). Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass Lindan nur noch in sehr geringen Mengen durch industrielle Direkteinleiter emittiert wird und die Konzentrationen im allgemeinen unter der Nachweisgrenze liegen. Die Abschätzung der Lindanemissionen in der ehemaligen DDR für 1985 war besonders schwierig. Lindan wurde zu diesem Zeitpunkt in der DDR nicht mehr produziert, allerdings wurden teilweise noch lindanhaltige

Endprodukte formuliert. Für insgesamt 4 Betriebe liegen Daten zu Lindanbelastungen im Abwasser vor, anhand von zusätzlichen Angaben zu den Abwassermengen konnten damit die Lindanfrachten für das Jahr 1985 abgeschätzt werden (Heinisch, 1992; IKSE, 1992).

4.2.2 Lindanemissionen aus diffusen Quellen

4.2.2.1 Atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche

Zur Quantifizierung der Einträge durch atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche (→ Gleichung 2-3) standen Modellergebnisse des Meteorological Synthesizing Center (MSC-East, Moskau) zur Verfügung. Die Daten wurden in einem Raster von 150 x 150 km für die Bezugsjahre 1985 und 1995 bereit gestellt. Zum Zeitpunkt des Projektendes waren die Berechnungen für 1999 und 2000 noch nicht abgeschlossen (MSC-East, persönliche Mitteilung), so dass keine Daten für das Bezugsjahr 2000 vorlagen. In Abbildung 4-4 ist die atmosphärische Deposition für 1985, 1990 und 1995 dargestellt. Von 1985 bis 1990 nimmt die Deposition sichtbar ab. Trotz der Verminderung der Lindanemissionen in Deutschland seit 1990 (Kapitel 4.1.3) steigt die Depositionsrate von 1990-1995 in Süd- und Mitteldeutschland wieder an und erreicht im Westen sogar Werte auf einem höheren Niveau als 1985. Die den Modellberechnungen des MSC-East zu Grunde liegenden Lindanemissionen basieren auf Expertenschätzungen (MSC-East, 2001). Für Frankreich wird angegeben, dass sich die Emissionen in die Atmosphäre von 1990 bis 1996 verdoppelt haben. Somit kann ein grenzüberschreitender atmosphärischer Transport als Ursache für den Anstieg der Belastung in Deutschland angenommen werden.

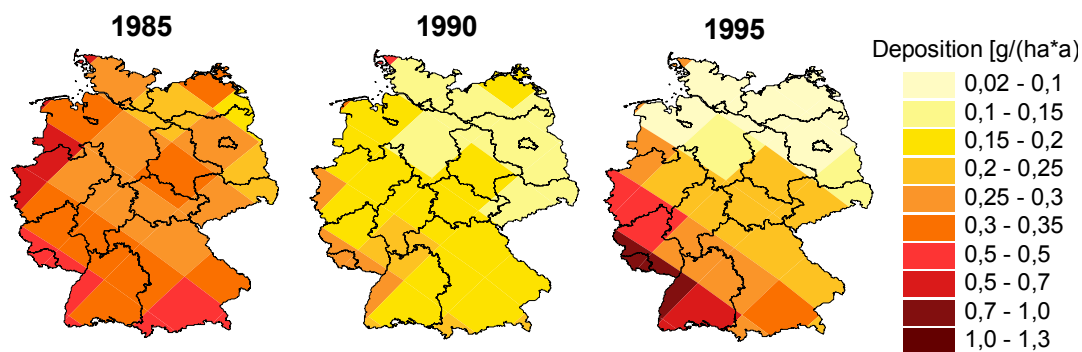


Abbildung 4-4 Lindandepositionsraten für die Jahre 1985, 1990, 1995 (MSC-East, 2001).

Um die Höhe der atmosphärischen Deposition im Bezugsjahr 2000 abzuschätzen, wurden zusätzlich Messwerte des Umweltbundesamtes ausgewertet (UBA, 2000, 2001). Seit 1994 wird die nasse Deposition (wet-only) an der Messstation Zingst erfasst (Abbildung 4-5). Wie Abbildung 4-5 zu entnehmen ist, weisen die Messwerte in dem betrachteten Zeitraum eine hohe Schwankungsbreite auf und lassen keinen Trend erkennen. Eine Ursache hierfür kann in den schwankenden Niederschlagshöhen gesehen werden (UBA, 2000). Da sich aus den Messdaten keine zeitliche Veränderung ableiten lässt, wurde für das Bezugsjahr 2000 die gleiche atmosphärische Deposition wie für das Bezugsjahr 1995 zu Grunde gelegt (Abbildung 4-4). Wie sich die Lindandeposition in Deutschland von 1995-2000 tatsächlich entwickelt hat, kann letztendlich erst abgeschätzt werden, wenn die Simulationsergebnisse für 1999/2000 des MSC-East vorliegen.

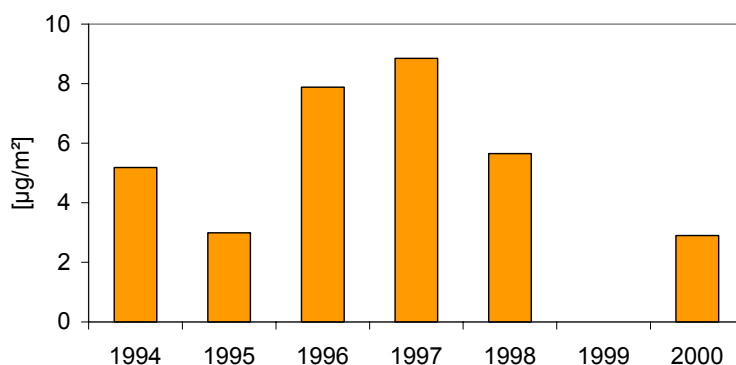


Abbildung 4-5 Lindandeposition der Messstation Zingst (wet-only) (UBA, 2000, 2001).

4.2.2.2 Hofabläufe und Abdrift

Die Einträge aus Hofabläufen und Abdrift ($\rightarrow$ Gleichung 2-5) wurden auf Basis der gesamten landwirtschaftlich verwendeten Lindanmenge berechnet. Diese wurde für die Alten und Neuen Bundesländer in Kapitel 4.1.3 ermittelt. Zur regionalen Verteilung der Aufwandsmengen sind keine Informationen verfügbar, weshalb die Lindanmengen jeweils für die Alten und Neuen Bundesländer anhand der ackerbaulich genutzten Fläche auf die Flussgebiete verteilt wurden. Für das Bezugsjahr 2000 wurden keine Emissionen mehr berechnet (vgl. Kapitel 4.1.3). Der Anteil, des aus Hofabläufen und Abdrift in die Oberflächengewässer gelangenden Lindans, wurde mit 0,1 % angenommen. (IKSR, 1999).

4.2.2.3 Abschwemmung von unbefestigten Flächen

Die in Folge der Lindananwendung auf Acker- und Waldflächen in die Oberflächengewässer abgeschwemmte Fracht wurde auf Basis der im Pflanzenschutz applizierten Lindanmenge quantifiziert. Hierzu wurden die in der Forstwirtschaft und im landwirtschaftlichen Pflanzenschutz eingesetzten Mengen verwendet (Kapitel 4.1.3). Die Berechnung erfolgte nach der bereits in Kapitel 4.2.2.2 beschriebenen Methode. Die in der Forstwirtschaft aufgewendete Lindanmenge wurde entsprechend der Vorgehensweise für die Landwirtschaft getrennt für die Alten und Neuen Bundesländer in Abhängigkeit von der Waldfläche auf die Flussgebiete verteilt. Die IKS (1999) gibt den durch Abschwemmung von unbefestigten Flächen in die Oberflächengewässer eingetragenen Lindananteil mit 0,1 % an.

Zusätzlich muss die durch den abfließenden Niederschlag realisierte Lindanfracht berücksichtigt werden (→ Gleichung 2-6). Aufgrund der saisonalen Applikation weisen Konzentrationen im Niederschlag einen ausgeprägten Jahresgang auf (Dubus et al., 2000), weshalb nur Jahresmittelwerte verwendet werden dürfen. Für die Bezugsjahre 1995 und 2000 standen Messwerte der Station Zingst zur Verfügung (UBA, 2000, 2001). Für das Bezugsjahr 1985 wurde die mittlere Niederschlagskonzentrationen aus den Angaben des MSC-East zur nassen Deposition berechnet (MSC-East, 2001). Die mittleren Lindankonzentrationen im Niederschlag sind Tabelle 4-1 zu entnehmen.

Tabelle 4-1 Lindankonzentrationen im Niederschlag in ng/l.

Quelle	Bezugsjahr	Lindan [ng/l]
Mittelwert berechnet aus nasser Deposition (MSC-East)	1985	24
Messwert Station Zingst, wet-only (UBA)	1995	5,0
Messwert Station Zingst, wet-only (UBA)	2000	4,2

4.2.2.4 Erosion

Für die Berechnung der Einträge durch Erosion (→ Gleichung 2-7) konnte auf Daten zum Lindangehalt im Oberboden des MSC-East in einem 150 x 150 km-Raster von 1985 bis 1998 zurückgegriffen werden (Abbildung 4-6). Da sich der Lindangehalt im Boden (im Vergleich zur atmosphärischen Deposition) langsamer verändert, wurden für das Bezugsjahr 2000 die Oberbodengehalte von 1998 zu Grunde gelegt. Die Ursache für die hohen Werte in Sachsen-Anhalt (Abbildung 4-6) ist in der Lindanproduktion bei Bitterfeld-Wolfen bis 1982 zu sehen.

Auch das Umweltbundesamt berichtet für die 90er Jahre über nach wie vor hohe HCH-Konzentrationen in Böden dieser Region (UBA, 1999b).

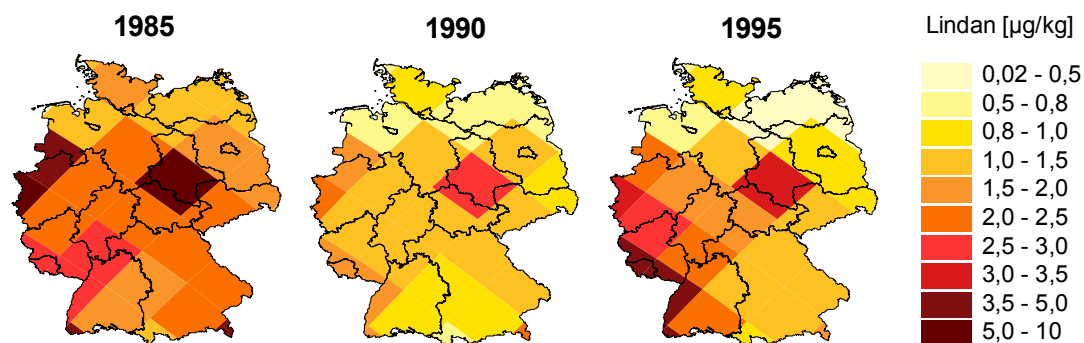


Abbildung 4-6 Lindangehalte im Oberboden für die Jahre 1985, 1990 und 1995 (MSC-East, 2001).

Der transportbedingte Anreicherungsfaktor (ER) wurde auf Basis von Lindangehalten in Schwebstoffen von Fließgewässern (UBA, 1999c; HLUg, 2001) und im Oberboden ermittelt (→ Gleichung 2-8). Lindan wird nur selten in Gewässerschwebstoffen bestimmt, da der überwiegende Teil in gelöster Form vorliegt (vgl. Kapitel 4.1.1). Zudem werden zahlreiche Werte kleiner der Bestimmungsgrenze gemessen. In Tabelle 4-2 sind die Anreicherungsfaktoren für 8 mittlere bis große Flussgebiete zusammengestellt. Aufgrund der wenigen Daten wurden die Anreicherungsfaktoren zu einem Mittelwert von 2 zusammengefasst. Dieser Mittelwert wurde in allen Flussgebieten eingesetzt.

Tabelle 4-2 Lindangehalte in Gewässerschwebstoffen und im Oberboden sowie berechnete Anreicherungsfaktoren (ER).

Gewässer	Median in Schwebstoffen [µg/kg]	Median im Oberboden [µg/kg]	ER [-]
Elbe/Schnakenburg	2,6	0,68	3,8
Elbe/Magdeburg	3	2,29	1,3
Saale/Groß-Rosenburg	2,5	2,29	1,1
Schwarze Elster	4,3	2,29	1,9
Mulde/Dessau	12,6	2,29	5,5
Nidda/Frankfurt-Nied	<2,5	1,89	<1,3
Fulda/Wahnhausen	<1,2	1,89	<0,6
Rhein/Koblenz	1,1	3,03	0,33

4.2.2.5 Drainagen

In der Literatur finden sich keine Messwerte zu Lindankonzentrationen im Drainagewasser. Die Quantifizierung der Einträge erfolgte deshalb auf Basis der im landwirtschaftlichen Pflanzenschutz verwendeten Lindanmenge entsprechend der in Kapitel 4.2.2.2 beschriebenen Vorgehensweise und der Sickerwasserkonzentration.

Nach Angaben der IKS (1999) gelangen 1,1 % des applizierten Lindans (Kapitel 4.1.3) durch Drainagen in die Oberflächengewässer. Dieser Wert weicht stark von anderen Literaturangaben ab. So berechnete Huber (1998), dass nur 0,005 % der gesamten in Deutschland applizierten Pflanzenschutzmittelmengen durch Drainagen in die Oberflächengewässer eingetragen werden. Lindan wurde in dieser Studie nicht berücksichtigt (vgl. Kapitel 1). Es kann jedoch angenommen werden, dass aufgrund der hohen Persistenz von Lindan, ein höherer Prozentsatz durch Drainagen emittiert wird, als dies für moderne Wirkstoffe der Fall ist. Der Anteil wurde deshalb auf der Basis von Simulationsergebnissen nach Bintein/Devillers (1996) abgeschätzt. Die Autoren geben an, dass 0,35 % des applizierten Lindans durch Versickerung in den Unterboden gelangen. Der Anteil der drainierten landwirtschaftlichen Nutzfläche wurde von Behrendt et al. (1999) mit 11,6 % ermittelt. Aus diesen Angaben folgt, dass ca. 0,04 % des applizierten Lindans durch Drainagen in die Oberflächengewässer eingetragen werden.

Aufgrund seiner Persistenz ist Lindan auch noch im Sickerwasser landwirtschaftlich genutzter Böden enthalten, die früher mit Lindan behandelt wurden. Die Abschätzung dieses Frachanteils erfolgte mit dem Modell MONERIS (→ Gleichung 2-9). Für den Bilanzzeitraum 1983-1987 wurde eine Sickerwasserkonzentration von 4,55 ng/l nach Schleyer/Hammer (1992) angenommen. Für 1993-1997 und 1999/2000 wurde aufgrund der stark reduzierten Anwendungsmenge ein geringerer Wert von 2 ng/l (Walther, 1999) verwendet.

4.2.2.6 Grundwasser

In der Literatur wird über zahlreiche Funde von Lindan im Grundwasser berichtet (z.B. Hurle et al., 1987; Simmleit, 1988; Nordmeyer/Pestemer, 1989; Skark/Zullei-Seibert, 1996; DVWK, 1998). Sind HCH-Isomere erst einmal in das Grundwasser gelangt, scheint ein Abbau sehr fraglich. In den oft an organischer Substanz armen Grundwasserleitern können HCH-Isomere dann ohne großen Konzentrationsverlust über weite Strecken transportiert werden (LfU, 1993).

Zur Berechnung der Einträge mit dem Basisabfluss (→ Gleichung 2-10) wurden Messwerte aus der Grundwasserdatenbank des Umweltbundesamtes zur Verfügung gestellt. In der Datenbank waren 511 Messwerte aus den Jahren 1991-1999 enthalten, wovon 11,5 % kleiner Bestimmungsgrenze waren. Die Schwankungsbrei-

te der angegebenen Bestimmungsgrenzen betrug 1-100 ng/l. Da Messwerte kleiner Bestimmungsgrenze mit der Konzentration der halben Bestimmungsgrenze in die Berechnung eingehen, wurden alle Bestimmungsgrenzen, die größer 5 ng/l waren, eliminiert, da sie analytisch nicht gerechtfertigt sind. Der Median des verbleibenden Datenkollektivs von 264 Werten (22,34 % größer Bestimmungsgrenze) betrug 1 ng/l. Diese Konzentration wurde für alle 3 Bilanzzeiträume verwendet, da angenommen werden kann, dass sich die Lindankonzentration im Grundwasser nur sehr langsam verändert.

4.2.2.7 Urbane Gebiete: Kanalisationen und nicht angeschlossene Einwohner

Die Vorgehensweise zur Berechnung der Lindaneinträge aus *Regenwasserkanälen, Mischwasserüberläufen, Kanalisationen die nicht an eine Kläranlage angeschlossen sind* und *Einwohnern, ohne Anschluss an das Kanalsystem* ist Kapitel 2.2.7 zu entnehmen.

Die atmosphärische Deposition stellt für Lindan die Hauptquelle für eine Verunreinigung der befestigten urbanen Fläche dar. Das Oberflächenpotenzial wurde deshalb entsprechend der mittleren atmosphärischen Deposition gewählt (vgl. Kapitel 4.2.2.1).

Einwohnerspezifische Frachten für Lindan wurden im Rahmen der Berichtspflicht für die Internationale Nordseeschutzkonferenz durch eine von den Niederlanden in Auftrag gegebene Literaturrecherche erhoben (The Netherlands, 2000). In gewerblichem Schmutzwasser wurde eine Verunreinigung mit Lindan ausgeschlossen, da die Produktion und Formulierung nicht in kleinen gewerblichen Betrieben erfolgte. Die Eingangsdaten für die Berechnung der diffusen Lindaneinträge aus urbanen Gebieten sind in Tabelle 4-3 aufgelistet. Der Anteil Lindan, der aus Haushalten, die nicht an die Kanalisation angeschlossen sind, in die Oberflächengewässer gelangt, wurde auf 20 % geschätzt.

Tabelle 4-3 Emissionsfaktoren für die Berechnung der diffusen Lindaneinträge aus urbanen Gebieten.

	Quelle	1985	1995	2000
Oberflächenpotenzial [g/(ha·a)]	MSC-East, 2001	0,33	0,19	0,19
Einwohnerspez. Fracht [mg/(E·a)]	The Netherlands, 2000	12	1,5	1,5

5 Immission und Retention

Die Berechnung der Frachten im Fluss dient der Überprüfung der Ergebnisse aus der Emissionsschätzung. Im folgenden Kapitel wird die Methodik und Datengrundlage für die Berechnung der Immission und der Stoffrückhalte in den Flusssystemen beschrieben. Die Zusammenhänge sind schematisch in Abbildung 5-1 dargestellt.

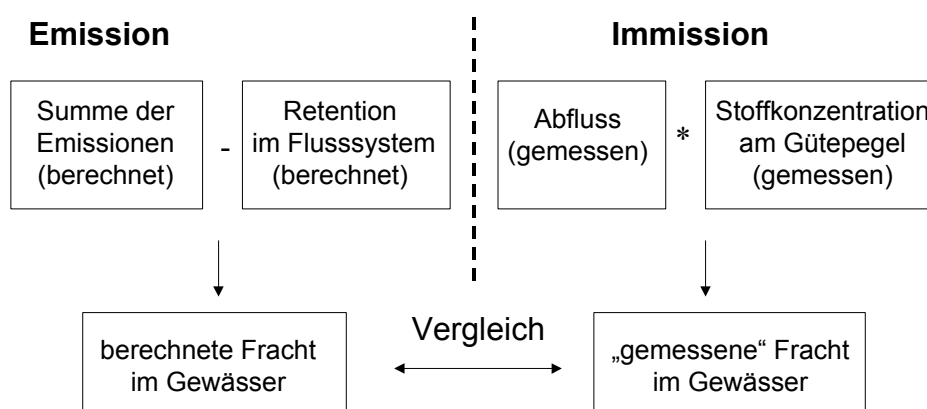


Abbildung 5-1 Zusammenhang zwischen Emission und Immission.

Da die Frachten in den Flüssen mit einem ausländischen Einzugsgebietsanteil (Rhein, Elbe und Oder) zusätzlich die Emissionen aus dem Ausland enthalten, mussten diese ebenfalls berechnet werden. Für die diffusen Einträge konnte das Modell MONERIS genutzt werden, das die benötigten Grundlagendaten auch für die ausländischen Einzugsgebietsanteile enthält. Hierzu wurden die für Deutschland verwendeten Emissionsfaktoren auf die Schweiz, Frankreich, Tschechien und Polen übertragen. Im Rahmen dieses Projektes war keine Recherche zu spezifischen Emissionsfaktoren für die ausländischen Einzugsgebietsanteile möglich. Die Einträge aus Punktquellen von Frankreich und der Schweiz wurden für das Rheineinzugsgebiet von der IKS (1999) übernommen. Für die Elbe wurden die punktuellen Einträge von Vink (2002) zusammengestellt. Angaben zu Punktemissionen für die Oder aus Polen lagen nicht vor.

5.1 Berechnung der Frachten im Fluss

Die Vorgehensweise für die Berechnung der Schwermetall- und Lindanfrachten wurde nach der gleichen Methodik wie für Nährstoffe durchgeführt (Behrendt et al.,

1999). Bei Berechnung der Frachten im Fluss muss zwischen den durch Einzel- und den durch Mischproben bestimmten Konzentrationen unterschieden werden. Die Berechnung der Frachten aus Einzelproben wurde nach der von der OSPAR (1996) favorisierten Methode mit Gleichung 5-1 vorgenommen:

$$L_J = \frac{Q_{igl}}{Q_{mess}} \cdot \left(\frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n C_t \cdot Q_t \cdot U_f \right) \quad \text{Gleichung 5-1}$$

L_J = jährliche Fracht [kg/a]

Q_{igl} = mittlerer jährlicher Abfluss täglicher Durchflussmessungen [m^3/s]

Q_{mess} = mittlerer jährlicher Abfluss für die Tage der Gütemessungen [m^3/s]

n = Anzahl der Messwerte pro Jahr

C_t = Konzentration zum Messzeitpunkt t [$\mu g/l$]

Q_t = Abfluss zum Messzeitpunkt [m^3/s]

U_f = Umrechnungsfaktor vom Durchflusspegel zum Gütepegel

Wenn Messwerte von wöchentlichen oder 14-täglichen Mischproben vorhanden waren, so wurde die jährliche Stofffracht mit folgender Gleichung berechnet:

$$L_J = \left(\frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n C_{misch} \cdot Q_{misch} \cdot U_f \right) \quad \text{Gleichung 5-2}$$

C_{misch} = Konzentration der Mischprobe [$\mu g/l$]

Q_{misch} = Abfluss des Messzeitraumes [m^3/s]

Für die Berechnung der Frachten in den Oberflächengewässern wurden Gewässergütemesswerte für die Zeiträume 1983-1987 und 1993-2000 bei den zuständigen Behörden der Bundesländer durch das Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB, Berlin) abgefragt. Für die Frachtberechnung wurde bei Messwerten, die kleiner der Bestimmungsgrenze waren jeweils die halbe Bestimmungsgrenze eingesetzt. Aus den jährlichen berechneten Frachten wurde anschließend ein Mittelwert für die Bilanzzeiträume 1983-1987, 1993-1997 und 1998-2000 gebildet, da die Stofffrachten im Fluss in Abhängigkeit von den Abflussverhältnissen starken Schwankungen unterworfen sind und die Emissionsschätzungen auf mittlere Verhältnisse in einem 5-Jahreszeitraum bezogen sind. Für die Mitte der 80er Jahre und das Bezugsjahr 2000 wurden nur sehr wenige Messwerte von den Länderbehörden zur Verfügung gestellt, so dass ein Vergleich zwischen den berechneten Einträgen und den Gewässerfrachten nur für die Mitte der 90er Jahre sinnvoll war.

5.2 Retention im Flusssystem

Bei einem Vergleich von berechneten Stoffemissionen mit den an Gütepegeln ermittelten Gewässerfrachten ergeben sich zum Teil erhebliche Unterschiede, die nicht allein auf methodische Fehler wie eine Unterschätzung der Emissionen oder Überschätzung der Frachten im Fluss zurückgeführt werden können (Behrendt/Opitz, 1999).

Behrendt/Opitz (1999) analysierten die Beziehung zwischen der Summe aller Emissionen und gemessenen Frachten in einem Flussgebiet für Nährstoffe. Ausgangspunkt der Modellvorstellungen ist die Massenbilanz in einem Flussgebiet über einen Zeitraum von mehreren Jahren. Diese ergibt sich aus der Bilanz der Summe aller Emissionen aus punktuellen und diffusen Quellen und der Summe aller Retentions- und Verlustprozesse im Fluss:

$$L = E - R = \sum EP + \sum ED - \sum R \quad \text{Gleichung 5-3}$$

L = Fracht im Fluss [kg/a]

E = gesamte Emission [kg/a]

EP = Summe der punktuellen Emissionen [kg/a]

ED = Summe der diffusen Emissionen [kg/a]

R = Retention [kg/a]

Unter Berücksichtigung der frachtgewichteten Retention gilt der folgende Zusammenhang:

$$L = \frac{1}{1 + R_L} \cdot E \quad \text{Gleichung 5-4}$$

R_L = frachtgewichtete Retention [-]

Für die Beschreibung der Zusammenhänge zwischen Retention und möglichen Steuergrößen wurden von Behrendt/Opitz Nährstoffdaten von 89 europäischen Flussgebieten analysiert. Es zeigte sich, dass für Nährstoffe sowohl Zusammenhänge zwischen der Retention und der spezifischen Abflussspende als auch der hydraulischen Belastung in den Flussgebieten bestehen. Die Retention für Schwermetalle kann überwiegend auf Sedimentationsprozesse zurückgeführt werden und wird deshalb am Besten durch die Abhängigkeit von der spezifischen Abflussspende beschrieben. Zur Beschreibung dieser Abhängigkeit wurde von Behrendt/Opitz (1999) eine Potenzfunktion gewählt:

$$R_L = a \cdot q^b$$

Gleichung 5-5

q = spezifische Abflusspende [$\text{l}/(\text{km}^2 \cdot \text{s})$]

a, b = empirische Faktoren

Wenn die Größe der Retention eines Stoffes bekannt ist, so lassen sich aus den Stoffemissionen nach Gleichung 5-4 die im Fluss transportierten Frachten berechnen. Diese können dann mit den an Gütepegeln ermittelten Gewässerfrachten verglichen werden (vgl. Abbildung 5-1).

Für die Abhängigkeit vom spezifischen Abfluss wurden die Faktoren a und b von Behrendt et al. (1999) für Phosphor mit $a = 26,6$ und $b = -1,71$ auf Basis der Daten der 89 europäischen Flussgebiete angepasst. Vink/Behrendt (2002) bestimmten a und b für die Metalle Cd, Cu, Hg, Pb und Zn durch das gleiche Verfahren wie für Nährstoffe auf Basis von Daten des Rheins und der Elbe. Diese Faktoren wurden für die genannten Metalle übernommen. Für Cr und Ni mussten die Faktoren anhand der eigenen Daten abgeleitet werden. Dabei wurde der Faktor b als konstant entsprechend dem Wert für Phosphor angenommen. In Tabelle 5-1 sind die verwendeten Faktoren a und b zur Berechnung der Retention aufgelistet.

Tabelle 5-1 Verwendete Faktoren a und b für das Retentionsmodell für Schwermetalle.

Faktor	P	Cd ¹⁾	Cr ²⁾	Cu ¹⁾	Hg ¹⁾	Ni ²⁾	Pb ¹⁾	Zn ¹⁾
A	26,60	31,53	93,49	16,91	0,90	9,19	7,32	12,31
B	-1,71	-2,19	-1,71	-1,72	-0,12	-1,71	-0,83	-1,81

¹⁾ a und b nach Vink/Behrendt (2001); ²⁾ Ableitung von a und b aus eigenen Daten.

5.3 Immissionsanalyse zur Abschätzung der punktuellen und diffusen Frachtanteile

Da die Datengrundlage für Lindan unsicherer ist als für Schwermetalle sollte für diesen Stoff zusätzlich überprüft werden, ob die auf der Emissionsseite geschätzten Frachtanteile aus punktuellen und diffusen Quellen sich durch eine Analyse der Zusammenhänge von gemessenen Lindankonzentrationen im Gewässer und den Abflussverhältnissen verifizieren lassen. Hierzu wurde die von Behrendt et al.

(1999) für Nährstoffe entwickelte Methode zur Separierung der punktuellen und diffusen Frachtanteile im Gewässer angewendet.

Grundlage für die Separierung ist die von Novotny/Olem (1994) und Novotny (1988) gegebene Definition von punktuellen und diffusen Stoffeintragsquellen. Diese wird von Behrendt et al. (1999) wie folgt zusammengefasst:

- *„Der Eintrag aus Punktquellen ist hinsichtlich Menge und Beschaffenheit nahezu gleichbleibend. Die Größe des Eintrages ist nur gering oder nicht von meteorologischen Faktoren abhängig. Der Ort des Eintrages in das Gewässer ist in der Regel eindeutig identifizierbar.“*
- *„Der Eintrag aus diffusen Quellen weist zumeist eine sehr hohe Variabilität auf, die in der Stofffracht mehrere Größenordnungen überstreichen kann. Die Größe des Eintrages steht in einem engen Zusammenhang zu meteorologischen Faktoren wie dem Niederschlag. Der Ort des Stoffeintrages ist nicht eindeutig identifizierbar.“*

Eine Separierung der punktuellen und diffusen Frachtanteile im Gewässer ist demnach auf Basis einer Betrachtung der anthropogenen und natürlichen Abflusskomponenten möglich. Voraussetzung für die Anwendung der Methode ist eine möglichst große Anzahl von Messwerten über mehrere Jahre, um möglichst viele hydrologische Konstellationen zu erfassen. Die Emissionssituation sollte sich über den betrachteten Zeitraum zudem nicht drastisch ändern.

Mit der Immissionsmethode wird versucht, aus der beobachteten Gesamtfracht an einer Messstelle und den verschiedenen Durchflussabhängigkeiten einen Wert für den punktuellen Frachtanteil zu ermitteln. Hierzu muss die Wassermenge aus Punktquellen für die betrachtete Messstelle bekannt sein. Der diffuse Frachtanteil ergibt sich anschließend aus der Differenz der Gesamtfracht und der Fracht aus Punktquellen.

Für den einfachsten Fall, der Verdünnung einer konstanten Fracht (Punktquelle), gilt:

$$L_P = L_0 + C_D \cdot Q_P \quad \text{Gleichung 5-6}$$

L_P = Fracht aus Punktquellen [kg/a]

L_0 = hypothetische Fracht bei einem Abfluss von 0 [kg/a]

C_D = mittlere Konzentration der diffusen Einträge [$\mu\text{g/l}$]

Q_P = Abfluss aus Punktquellen [m^3/s]

Die Parameter L_0 und C_D werden aus der linearen Regression zwischen Konzentration (bzw. Fracht in g/s) und Durchfluss bestimmt (vgl. Abbildung 5-1).

Wenn durch den Abflussanstieg keine Verdünnung der Konzentration hervorgerufen wird, so führt Gleichung 5-6 zu keinem Ergebnis, da die Regression zwischen Konzentration bzw. Fracht und Durchfluss steiler verläuft und somit negative Werte für den Parameter L_0 liefert. Daraus folgt, dass die Regressionsbeziehung in der linearen Form innerhalb des beobachteten Durchflussbereiches nicht bis zu einem Durchfluss von 0 gelten kann. Aufgrund des geringen Wasseranteils aus den Punktquellen sind deren Stoffeinträge soweit verdünnt, dass sie sich nicht mehr in der Durchflussabhängigkeit von Konzentration und Stofffracht auswirken. Für den Fall $L_0 < 0$ kann man jedoch den Durchflusspunkt ableiten, bei dem die Fracht nur noch von Punktquellen stammt. Während im Fall $L_0 > 0$ die Fracht aus Punktquellen dem Schnittpunkt der Regressionsgeraden bei Q_P entspricht (vgl. Abbildung 5-2), liegt der Schnittpunkt für den Fall $L_0 < 0$ bei $Q_P + Q_{\min}$. $Q_{\min}$ entspricht dem Durchfluss, bei dem die Fracht 0 betragen würde und wird aus dem Schnittpunkt der Regressionsgeraden mit der x-Achse ermittelt.

$$L_P = L_0 + C_D \cdot (Q_P + Q_{\min})$$

Gleichung 5-7

$Q_{\min}$ = minimaler Durchfluss [m^3/s]

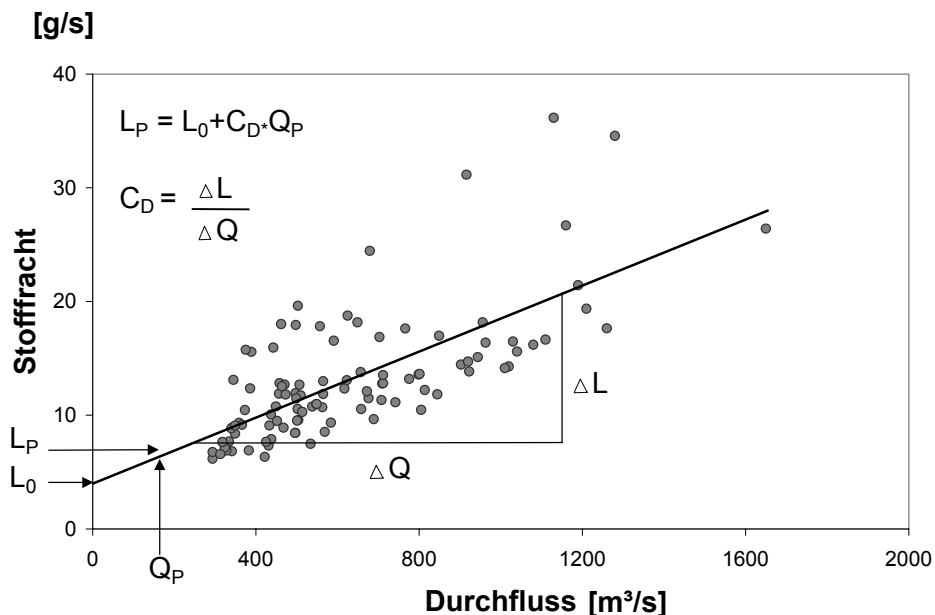


Abbildung 5-2 Schematische Darstellung zur Vorgehensweise bei der Abschätzung von L_0 und C_D am Beispiel von Lindan bei Schnackenburg für die Jahre 1996/1997 (Darstellung nach Behrendt et al., 1999).

TEIL III ERGEBNISSE

6 Schwermetallemissionen in den Flussgebieten Deutschlands

6.1 Gesamtbetrachtung der Emissionen

Die Abbildungen 6-1 bis -8 geben einen Überblick zu den Schwermetallemissionen in den großen Flussgebieten Deutschlands und deren Änderung seit der Mitte der 80er Jahre. Neben den flächenspezifischen Gesamteinträgen ist die Bedeutung der Eintragspfade und eine tabellarische Übersicht der punktförmigen, diffusen und gesamten Emissionen dargestellt. Die Einzelergebnisse für alle Flussgebiete und Eintragspfade sind Anhang 2a bis h zu entnehmen.

Für das Bezugsjahr 1985 lagen nicht für alle Flussgebiete Daten zu *industriellen Direkteinträgen* vor. Es war daher erforderlich, fehlende Emissionswerte in der grafischen Ergebnisdarstellung sinnvoll zu ergänzen. Dies betrifft die Donau, die Oder, das Küstengebiet der Ostsee und für As auch den Rhein und die Ems. Für das Flussgebiet der Donau wurden die industriellen Emissionen im Jahr 1985 aus den Frachten für 1995 und der mittleren Reduktion industrieller Einleitungen in den Alten Bundesländern von 1985 bis 1995 abgeschätzt. Entsprechend wurde für die Oder und das Küstengebiet der Ostsee die Minderung im Elbeeinzugsgebiet als Bezugsgröße gewählt. Für Hg betragen die industriellen Direkteinträge in die Elbe aufgrund einzelner Industriestandorte (Chloralkalielektrolyse) 95 % der Gesamteinträge, so dass es nicht gerechtfertigt wäre, diese Situation auf das Odereinzugsgebiet zu übertragen. Ebenso führt die Ableitung der industriellen Zn-Emissionen für die Oder auf Basis der Reduktion im Elbeeinzugsgebiet zu einem unrealistischen Ergebnis, da der Hauptteil der industriellen Zn-Emissionen in die Oder durch einen großen Einleiter (Stahlindustrie Eisenhüttenstadt) emittiert wird. Für Hg und Zn wurde deshalb für die Neuen Bundesländer die für die Alten Bundesländer ermittelte Reduktionsrate zu Grunde gelegt. Im Falle von As konnte diese Methodik nicht angewendet werden, da für dieses Metall kaum Daten zu industriellen Einleitungen für 1985 vorlagen. In diesem Fall wurde für die grafische Darstellung angenommen, dass die Emissionen aus der Industrie für 1985 in der gleichen Größe wie die aus kommunalen Kläranlagen liegen. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass auch die Emissionsabschätzung aus Kläranlagen für As vergleichsweise unsicher ist (vgl. Kapitel 3.1.1). In den grafischen Darstellungen weist ein Fragezeichen ("?) auf ergänzte Frachtanteile aus der Industrie hin. In den Übersichtstabellen wurde auf eine Ergänzung der geschätzten Frachtanteile aufgrund ihrer großen Unsicherheit verzichtet. Die Emissionen bzw. die von 1985 bis 2000 erreichte Emissionsminde-

rung sind daher als Untergrenze aufzufassen und mit einem "größer"-Zeichen (">") versehen.

Die tatsächlich erreichten Emissionsminderungen seit der Mitte der 80er Jahre bis zum Jahr 2000 können nur für das Gesamteinzugsgebiet der Nordsee (Rhein, Ems, Weser, Elbe und Nordseeküste) berechnet werden. Da die darunter subsummierten Teileinzugsgebiete jedoch 76 % der Gesamtfläche Deutschlands ausmachen, können die Ergebnisse durchaus als repräsentativ angesehen werden. Dennoch ist festzuhalten, dass sich die im Folgenden zusammengefassten, quantitativen Aussagen stets auf das Einzugsgebiet der Nordsee beziehen.

Im Bezugsjahr 1985 wird der Großteil der Einträge durch Punktquellen verursacht. Für Cd, Cr, Cu, Hg und Zn schwankten die Anteile der punktförmigen Eintragspfade zwischen 56 % (Cd) und 86 % (Hg). Lediglich für die Metalle As, Pb und Ni resultiert bereits 1985 mehr als die Hälfte der Emissionen aus diffusen Quellen. Haupteintragspfade für Pb sind *Kanalisationen und nicht angeschlossene Einwohner*. Für As und Ni stammt der größte Anteil aus dem *Grundwasserzufluss*. Hohe flächenspezifische Belastungen wurden im Bezugsjahr 1985 für die industriell stark genutzten Einzugsgebiete von Rhein, Elbe und Oder ermittelt. Die höchsten spezifischen Hg-Belastungen treten beispielsweise in der Elbe aufgrund industrieller Direkteinträge aus der ehemaligen DDR auf. Im Vergleich zum Rheingebiet ist die Gesamtbelastung im Einzugsgebiet der Elbe mit 240 g Hg/km² um den Faktor 8 größer. Für Cd überschreiten die flächenspezifischen Belastungen in den östlichen Flussgebieten Elbe und Oder die des Rheins um etwa das 3-fache. Neben punktförmigen Einträgen liefern auch diffuse Quellen wie *Kanalisationen* und die *atmosphärische Deposition* einen signifikanten Beitrag zur Cd-Fracht in diesen Flussgebieten. Für Cr weisen Rhein, Elbe und Oder eine ähnlich hohe spezifische Gesamtbelastung auf, wobei der Hauptteil der Fracht durch industrielle Direkteinträge verursacht wird. Auch für Cu und Zn sind die Belastungen ähnlich, allerdings resultiert für den Rhein ein Großteil der punktförmigen Cu- und Zn-Emissionen aus kommunalen Kläranlagen.

Von 1985 bis 2000 wurden die Einträge aus Punktquellen erheblich gesenkt. Hauptsächlich aufgrund der Reduzierung der industriellen Direkteinträge (vgl. Kapitel 6.2) ergeben sich Minderungsraten von 74 % für Ni bis 95 % für Hg. Diese drastischen Veränderungen im Bereich der Punktquellen senken die Gesamtbelastung der Gewässer und lassen gleichzeitig die Bedeutung der diffusen Eintragspfade steigen. Im Jahr 2000 werden die Gewässerbelastungen durch diffuse Einträge dominiert. Sie liefern Anteile zwischen 70 % (Hg) und 93 % (As). Als maßgebliche Eintragspfade wurden *Kanalisationen und nicht angeschlossene Einwohner*, die *Erosion* und der *Grundwasserzufluss* identifiziert.

Die berechnete Verminderung der diffusen Emissionen seit der Mitte der 80er Jahre schwankt zwischen 5 % für Cu und 72 % für Cd. Generell lässt sich feststellen, dass die Hauptursache für eine Reduktion der diffusen Einträge in der Veränderung der

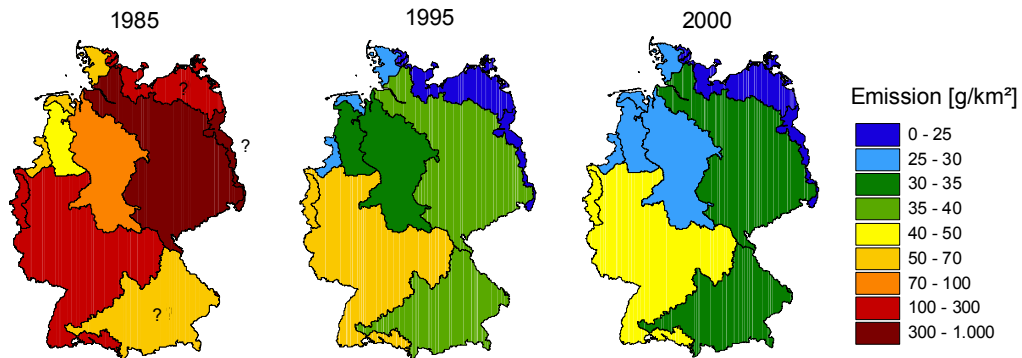
atmosphärischen Emissionen zu sehen ist. Neben der Verminderung der direkten Einträge auf die Gewässeroberfläche, die jedoch nur einen kleinen Anteil an der Gesamtemission ausmachen, beeinflusst die atmosphärische Deposition unmittelbar auch die Einträge durch *Oberflächenabfluss*, insbesondere von *befestigten urbanen Flächen*. Für andere bedeutende diffuse Eintragspfade wie *Erosion* und *Grundwasser* wurden keine deutlichen Veränderungen der die Gewässereinträge bestimmenden Grunddaten seit der Mitte der 80er Jahre festgestellt bzw. angenommen.

Für die Bezugsjahre 1995 und 2000 wurden die höchsten flächenspezifischen Belastungen in Deutschland für das Einzugsgebiet des Rheins ermittelt. Der Grund hierfür ist in der hohen Bevölkerungsdichte (ca. die Hälfte der Bevölkerung von Deutschland lebt im Rheingebiet, das jedoch nur 30 % der Fläche umfasst) und dem damit verbundenen hohen Grad an Urbanisierung und Industrialisierung zu sehen. So wird für Cd, Cu, Hg, Pb und Zn der Hauptteil der Fracht im Rheingebiet aus urbanen Quellen wie *kommunale Kläranlagen*, *Kanalisationen* und der *Industrie* emittiert. Für die ostdeutschen Flussgebiete Elbe und Oder wurden aufgrund des Industrierückbaus in den Neuen Bundesländern seit der deutschen Wiedervereinigung 1990 keine höheren Belastungen mehr berechnet.

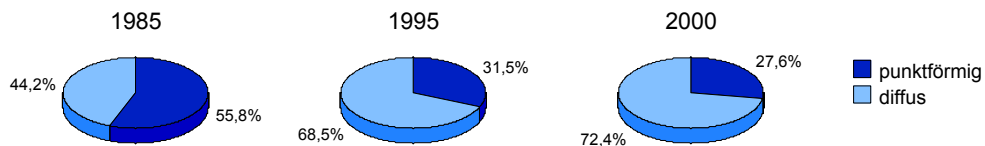
Bezüglich der Verminderung der Gesamteinträge in die Nordsee wurden im Rahmen der 3. Internationalen Nordseeschutz-Konferenz (Den Haag, 1990) Reduktionsziele von je 70 % für die Metalle Cd, Hg und Pb vereinbart. Für As, Cr, Cu, Ni und Zn wurden Belastungsminderungen von jeweils 50 % vereinbart. Diese Reduktionsziele bezogen sich auf den Zeitraum 1985 bis 1995. Da diese Ziele bis zum Jahr 1995 nur teilweise erreicht waren, hat die 4. Internationale Nordseeschutz-Konferenz (Esbjerg, 1995) sie bis zum Jahre 2000 fortgeschrieben. Die höchste Reduzierung der Emissionen in die Oberflächengewässer wurde mit 87 % für Hg hauptsächlich infolge des Industrierückbaus im Elbeeinzugsgebiet ermittelt. Für Cd wurde eine Reduktion der Gesamtemissionen von 83 % berechnet, die neben der Verringerung der *industriellen Direkteinträge* auch auf die reduzierten diffusen Emissionen aus *Kanalisationen* und der *atmosphärischen Deposition* insbesondere in den Neuen Bundesländern beruht. Aufgrund der Substitution von Pb als Zusatzstoff in Kraftstoffen seit 1986 wurde eine Verringerung der Emissionen aus diffusen Quellen in die Nordsee um 63 % erreicht. Bezogen auf die gesamten Pb-Emissionen wurde das 70 % Reduktionsziel mit insgesamt 68 % für Pb jedoch knapp verfehlt. Für Cr, Cu und Zn wurden 75 %, 51 % und 60 % hauptsächlich durch die Verminderung der Emissionen aus Punktquellen erreicht. Für Ni und As stammt der Hauptteil der Emission aus diffusen Quellen. Obwohl die Verminderung der punktförmigen Emissionen für Ni 74 % beträgt, wurden die Gesamteinträge in die Nordsee aufgrund der hohen diffusen Belastung nur um 41 % gesenkt. Für As kann die tatsächliche Reduzierung der Emissionen nicht angegeben werden, da für 1985 fast keine Angaben zu industriellen Direkteinleitern vorhanden sind. Für die Summe der Emissionen aus diffusen Quellen und kommunalen Kläranlagen wurde eine Verminderung 39 % ermittelt.

Cadmium

Flächenspezifische Gesamtemissionen



Durchschnittlicher Anteil der punktförmigen und diffusen Quellen



Cadmiumemissionen in kg/a und Änderung von 1985 bis 2000

Flussgebiet	Punktförmige Quellen			Diffuse Quellen			Gesamte Emissionen		
	1985*	2000	Änderung*	1985	2000	Änderung	1985	2000	Änderung
Donau	>476	148	>-69%	3.007	1.588	-47%	>3.483	1.735	>-50%
Rhein	5.963	1.449	-76%	6.054	2.980	-51%	12.017	4.429	-63%
Ems	160	73	-54%	459	281	-39%	619	354	-43%
Weser	1.666	220	-87%	2.270	1.099	-52%	3.936	1.319	-67%
Elbe	22.647	819	-96%	14.915	2.160	-86%	37.562	2.979	-92%
Oder	>222	30	>-86%	792	73	-91%	>1.014	104	>-90%
Nordseeküste	105	26	-76%	458	264	-42%	563	289	-49%
Ostseeküste	>302	10	>-97%	3.832	402	-89%	>4.134	412	>-90%
Schwarzes Meer	>476	148	>-69%	3.007	1.588	-47%	>3.483	1.735	>-50%
Nordsee gesamt	30.541	2.587	-92%	24.156	6.784	-72%	54.697	9.370	-83%
Ostsee gesamt	>524	40	>-92%	4.623	476	-90%	>5.147	516	>-90%
Deutschland	>31.541	2.774	>-91%	31.786	8.847	-72%	>63.327	11.622	>-82%

*Angaben mit einem ">"-Zeichen enthalten keine industriellen Direkteinträge für das Jahr 1985.

Anteil der Eintragspfade an den Cadmiumemissionen

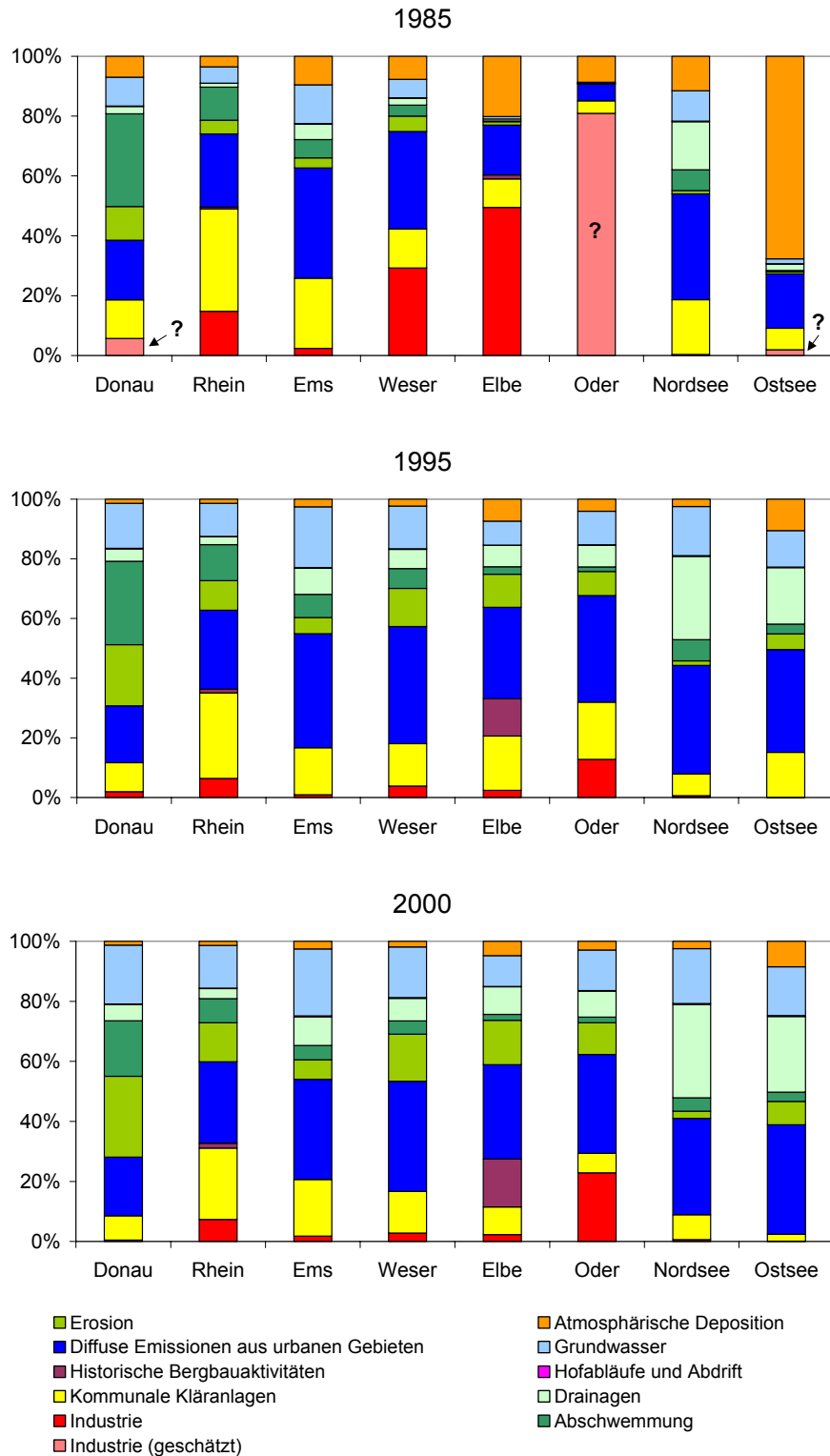
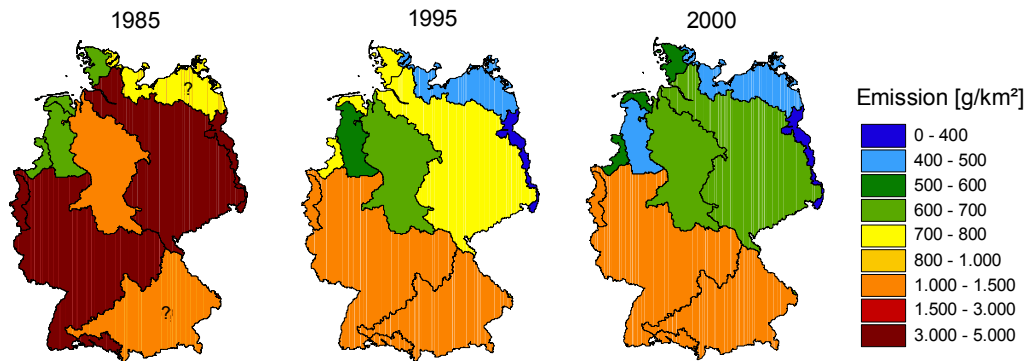


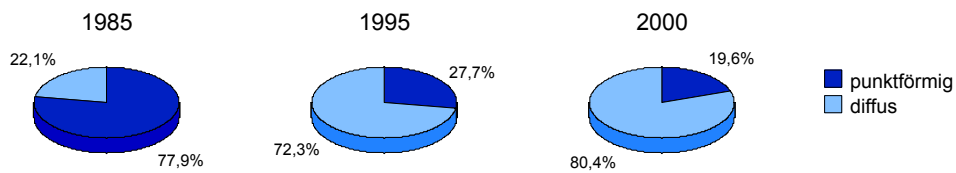
Abbildung 6-1 Gesamtbetrachtung der Cadmiumemissionen.

Chrom

Flächenspezifische Gesamtemissionen



Durchschnittlicher Anteil der punktförmigen und diffusen Quellen



Chromemissionen in kg/a und Änderung von 1985 bis 2000

Flussgebiet	Punktförmige Quellen			Diffuse Quellen			Gesamte Emissionen		
	1985	2000	Änderung	1985	2000	Änderung	1985	2000	Änderung
Donau	>13.004	4.789	>-63%	56.611	55.793	-1%	>69.615	60.581	>-13%
Rhein	296.881	30.720	-90%	85.082	77.725	-9%	381.963	108.446	-72%
Ems	3.606	1.186	-67%	5.269	4.946	-6%	8.875	6.132	-31%
Weser	29.914	3.435	-89%	28.206	25.781	-9%	58.120	29.216	-50%
Elbe	321.195	5.138	-98%	60.655	55.736	-8%	381.850	60.874	-84%
Oder	21.191	201	-99%	1.948	1.754	-10%	23.139	1.955	-92%
Nordseeküste	1.657	901	-46%	5.622	5.065	-10%	7.279	5.967	-18%
Ostseeküste	>5.698	126	>-98%	10.744	10.193	-5%	>16.442	10.319	>-37%
Schwarzes Meer	>13.004	4.789	>-63%	56.611	55.793	-1%	>69.615	60.581	>-13%
Nordsee gesamt	653.253	41.381	-94%	184.833	169.253	-8%	838.086	210.634	-75%
Ostsee gesamt	>26.889	327	>-99%	12.691	11.947	-6%	>39.580	12.275	>-69%
Deutschland	>693.146	46.497	>-93%	254.136	236.993	-7%	>947.282	283.490	>-70%

*Angaben mit einem ">"-Zeichen enthalten keine industriellen Direkteinträge für das Jahr 1985.

Anteil der Eintragspfade an den Chromemissionen

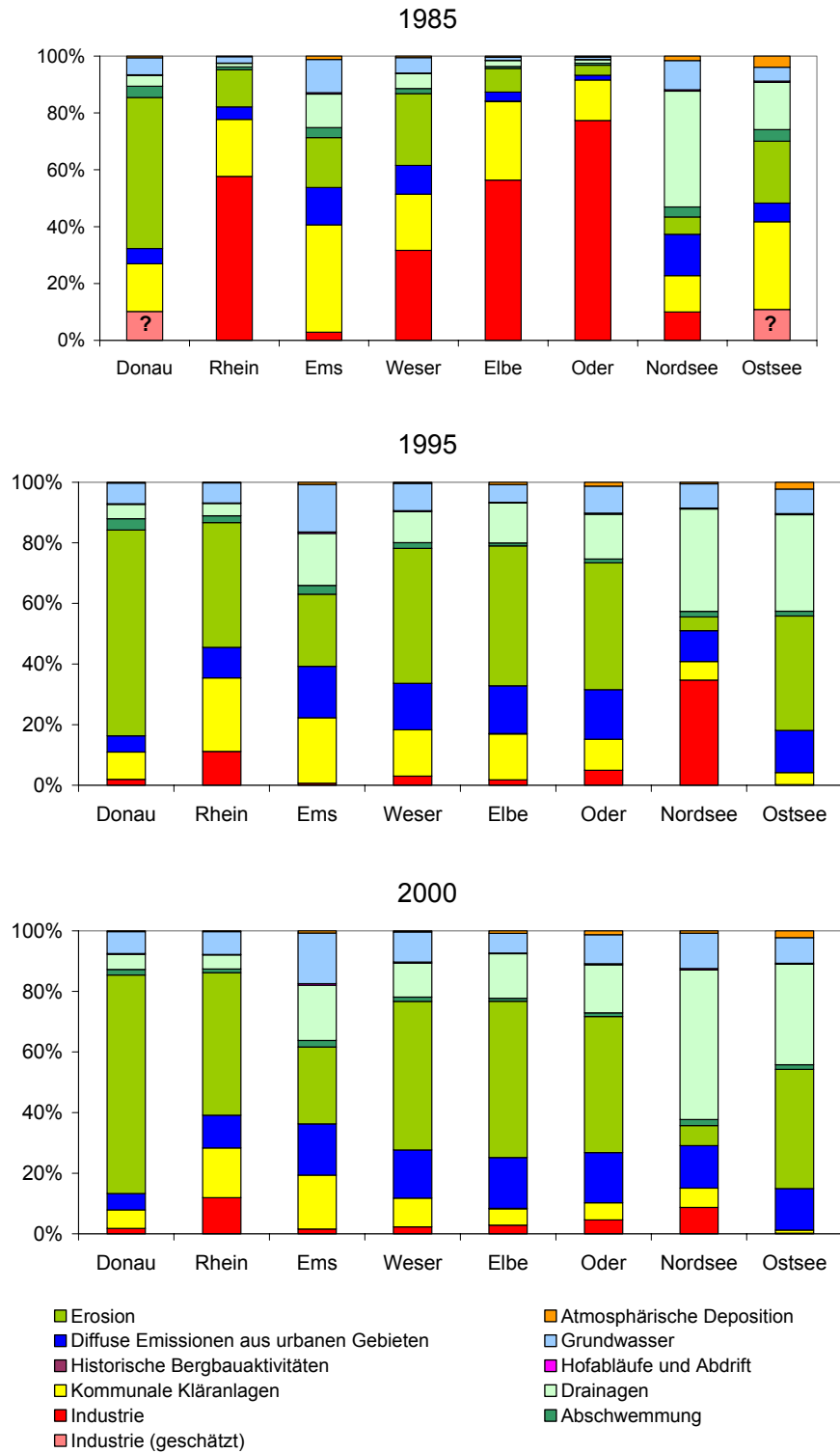
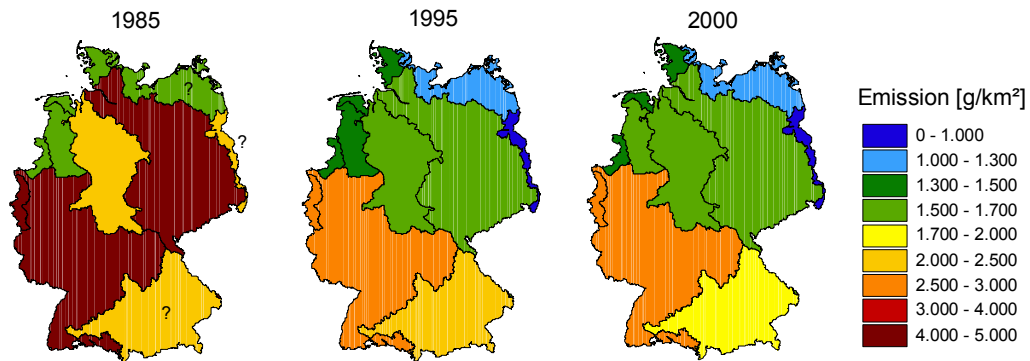


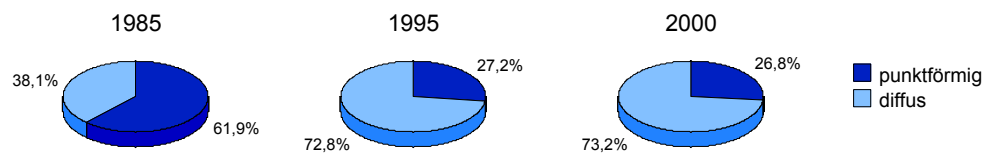
Abbildung 6-2 Gesamtbetrachtung der Chromemissionen.

Kupfer

Flächenspezifische Gesamtemissionen



Durchschnittlicher Anteil der punktförmigen und diffusen Quellen



Kupferemissionen in kg/a und Änderung von 1985 bis 2000

Flussgebiet	Punktförmige Quellen			Diffuse Quellen			Gesamte Emissionen		
	1985	2000	Änderung	1985	2000	Änderung	1985	2000	Änderung
Donau	>35.298	15.429	>-56%	89.753	90.866	1%	>125.051	106.295	>-15%
Rhein	275.375	96.660	-65%	183.036	173.212	-5%	458.411	269.872	-41%
Ems	6.399	5.337	-17%	14.629	15.229	4%	21.028	20.566	-2%
Weser	33.022	10.701	-68%	62.750	62.484	0%	95.772	73.185	-24%
Elbe	344.135	25.543	-93%	134.369	120.298	-10%	478.504	145.842	-70%
Oder	>942	603	>-36%	5.332	4.388	-18%	>6.274	4.991	>-20%
Nordseeküste	4.674	2.181	-53%	13.773	13.037	-5%	18.447	15.218	-18%
Ostseeküste	>6.276	2.040	>-67%	28.536	22.291	-22%	>34.812	24.331	>-30%
Schwarzes Meer	>35.298	15.429	>-56%	89.753	90.866	1%	>125.051	106.295	>-15%
Nordsee gesamt	663.605	140.421	-79%	408.558	384.262	-6%	1.072.163	524.683	-51%
Ostsee gesamt	>7.218	2.643	>-63%	33.868	26.679	-21%	>41.086	29.322	>-29%
Deutschland	>706.121	158.494	>-78%	532.179	501.806	-6%	>1.238.300	660.300	>-47%

*Angaben mit einem ">"-Zeichen enthalten keine industriellen Direkteinträge für das Jahr 1985.

Anteil der Eintragspfade an den Kupferemissionen

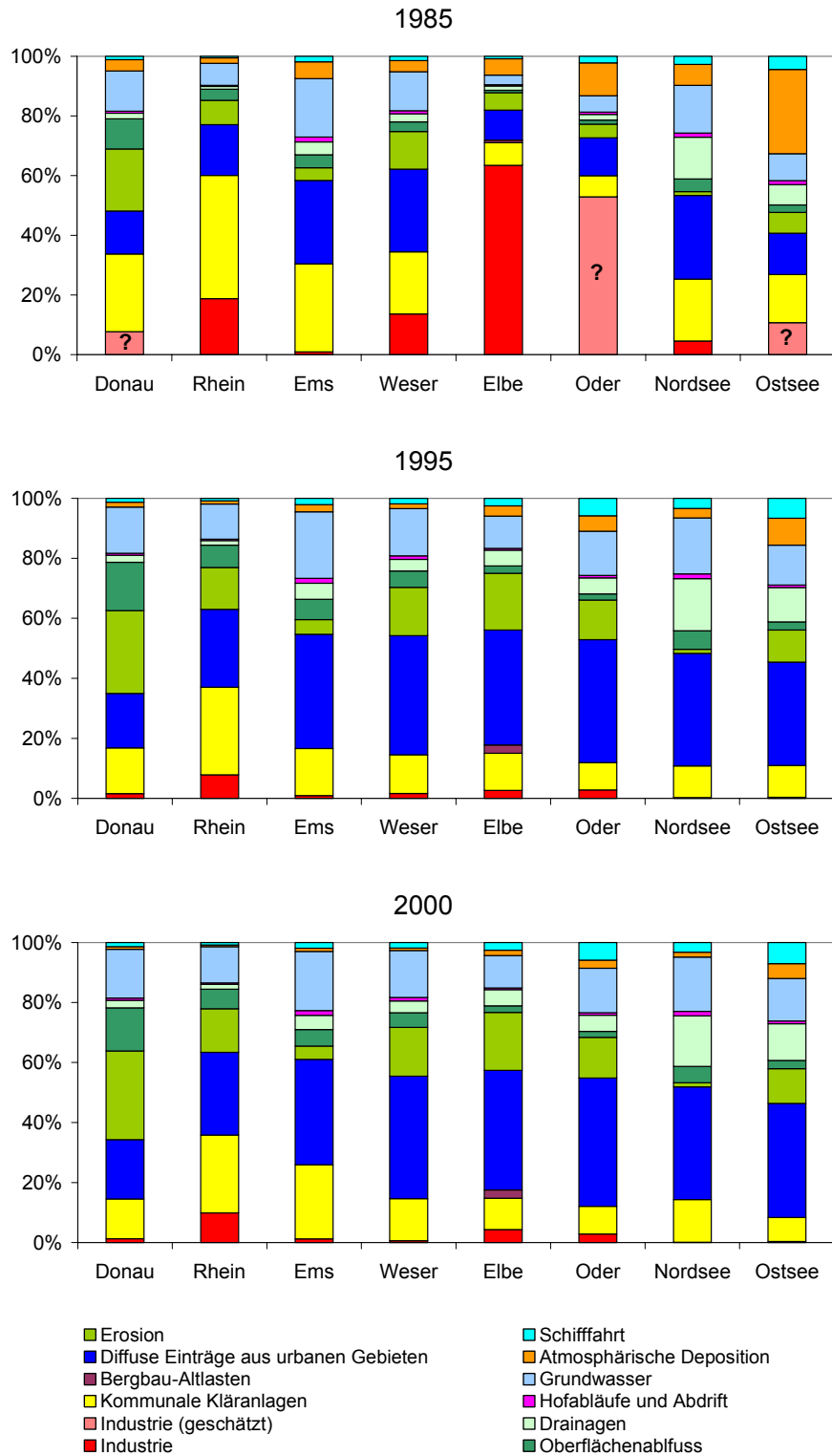
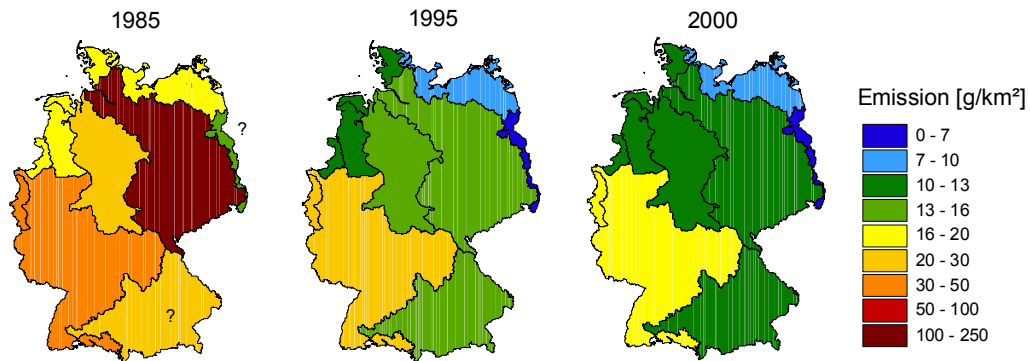


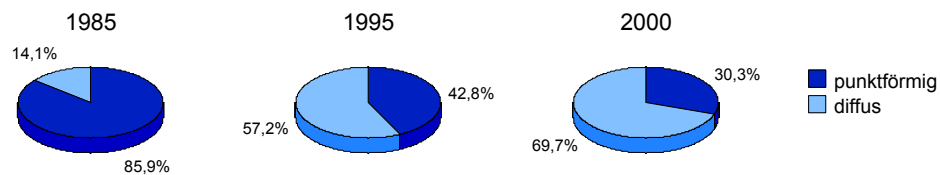
Abbildung 6-3 Gesamtbetrachtung der Kupferemissionen.

Quecksilber

Flächenspezifische Gesamtemissionen



Durchschnittlicher Anteil der punktförmigen und diffusen Quellen



Quecksilberemissionen in kg/a und Änderung von 1985 bis 2000

Flussgebiet	Punktförmige Quellen			Diffuse Quellen			Gesamte Emissionen		
	1985	2000	Änderung	1985	2000	Änderung	1985	2000	Änderung
Donau	>314	125	>-60%	855	526	-39%	>1.169	650	>-44%
Rhein	2.695	762	-72%	1.743	1.068	-39%	4.438	1.830	-59%
Ems	80	47	-41%	129	102	-21%	209	149	-29%
Weser	505	134	-73%	562	413	-27%	1.067	547	-49%
Elbe	21.605	185	-99%	1.510	946	-37%	23.115	1.132	-95%
Oder	>16	6	>-64%	62	29	-53%	>78	35	>-55%
Nordseeküste	37	17	-55%	144	106	-26%	181	123	-32%
Ostseeküste	51	5	-89%	336	184	-45%	387	190	-51%
Schwarzes Meer	>314	125	>-60%	855	526	-39%	>1.169	650	>-44%
Nordsee gesamt	24.922	1.145	-95%	4.088	2.636	-36%	29.010	3.780	-87%
Ostsee gesamt	>67	11	>-83%	398	213	-46%	>465	225	>-52%
Deutschland	>25.303	1.281	>-95%	5.342	3.375	-37%	>30.645	4.656	>-85%

*Angaben mit einem ">"-Zeichen enthalten keine industriellen Direkteinträge für das Jahr 1985.

Anteil der Eintragspfade an den Quecksilberemissionen

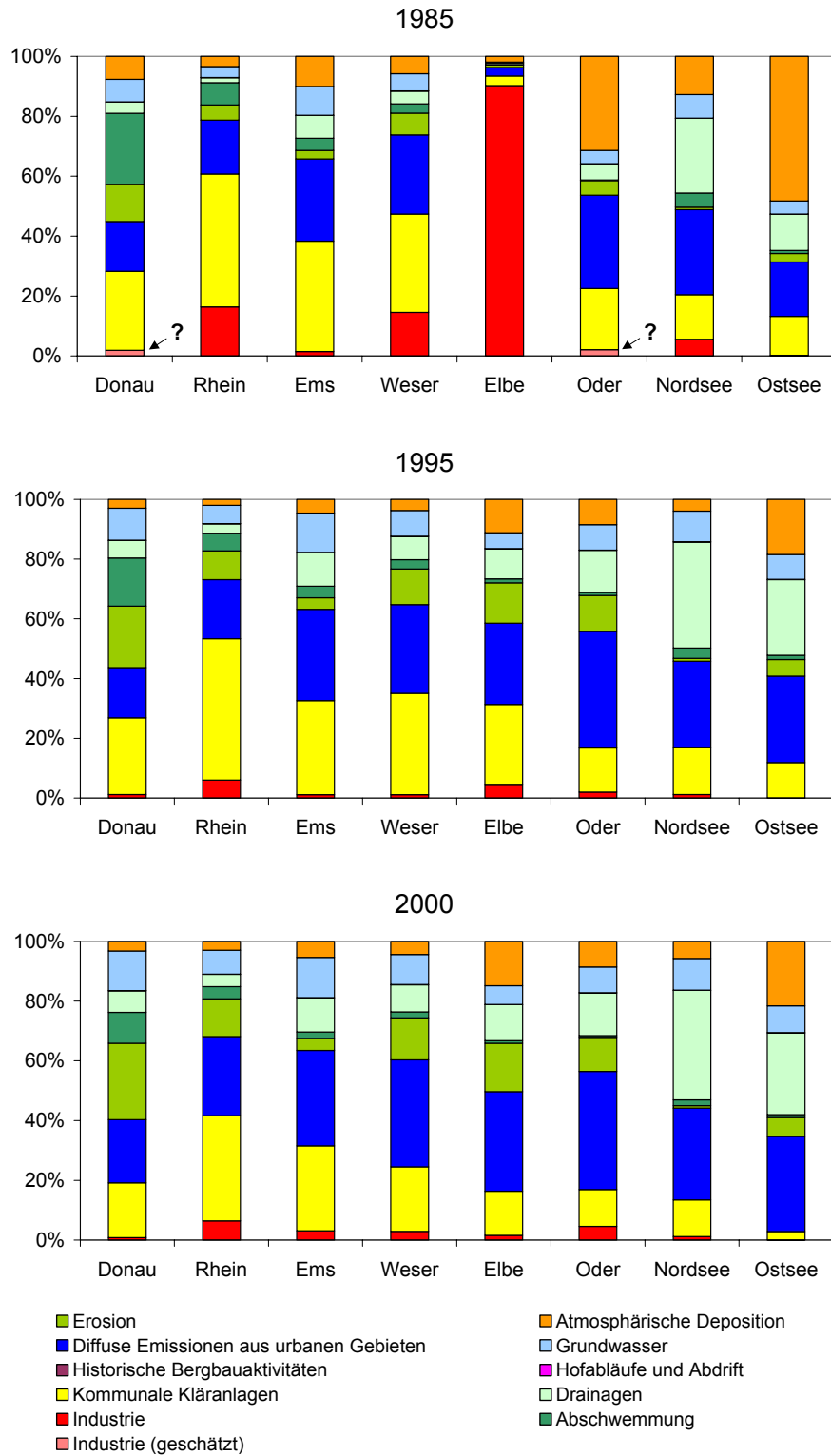
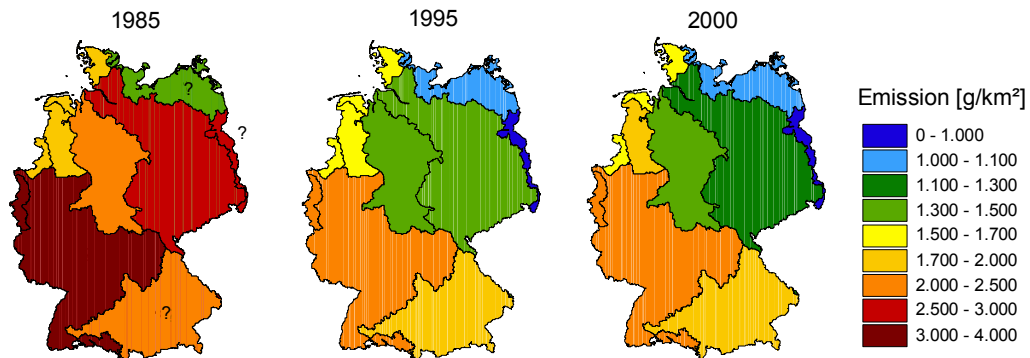


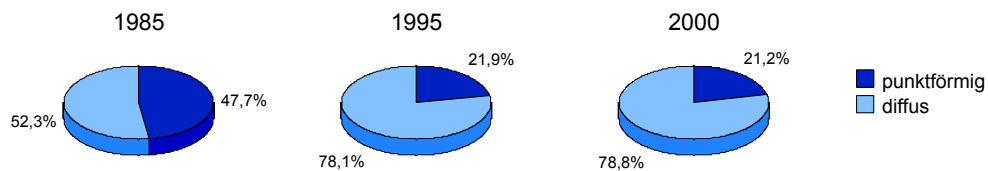
Abbildung 6-4 Gesamtbetrachtung der Quecksilberemissionen.

Nickel

Flächenspezifische Gesamtemissionen



Durchschnittlicher Anteil der punktförmigen und diffusen Quellen



Nickelemissionen in kg/a und Änderung von 1985 bis 2000

Flussgebiet	Punktförmige Quellen			Diffuse Quellen			Gesamte Emissionen		
	1985	2000	Änderung	1985	2000	Änderung	1985	2000	Änderung
Donau	>14.534	5.938	>-59%	105.943	101.606	-4%	>120.477	107.544	>-11%
Rhein	182.110	73.689	-60%	194.199	174.707	-10%	376.309	248.396	-34%
Ems	4.025	3.952	-2%	19.108	18.177	-5%	23.133	22.129	-4%
Weser	35.829	7.822	-78%	69.496	61.190	-12%	105.325	69.012	-34%
Elbe	159.963	14.282	-91%	120.301	105.745	-12%	280.264	120.027	-57%
Oder	>2.659	582	>-78%	4.845	4.165	-14%	>7.504	4.746	>-37%
Nordseeküste	2.043	1.454	-29%	18.131	16.501	-9%	20.174	17.955	-11%
Ostseeküste	>4.903	813	>-83%	25.800	23.248	-10%	>30.703	24.061	>-22%
Schwarzes Meer	>14.534	5.938	>-59%	105.943	101.606	-4%	>120.477	107.544	>-11%
Nordsee gesamt	383.970	101.199	-74%	421.235	376.320	-11%	805.205	477.519	-41%
Ostsee gesamt	>7.562	1.395	>-82%	30.645	27.412	-11%	>38.207	28.807	>-25%
Deutschland	>406.066	108.532	>-73%	557.822	505.339	-9%	>963.888	613.871	>-36%

*Angaben mit einem ">"-Zeichen enthalten keine industriellen Direkteinträge für das Jahr 1985.

Anteil der Eintragspfade an den Nickelemissionen

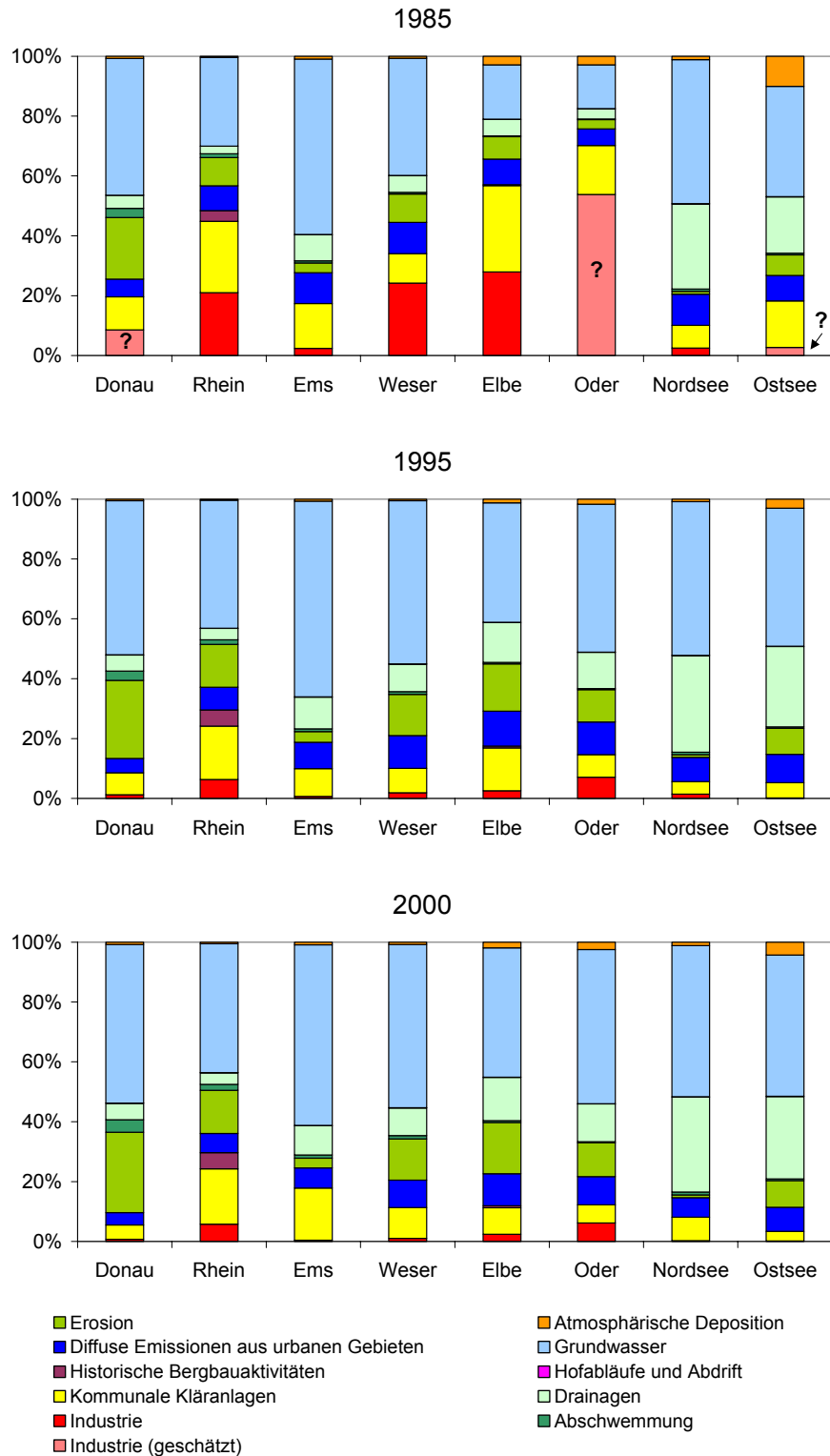
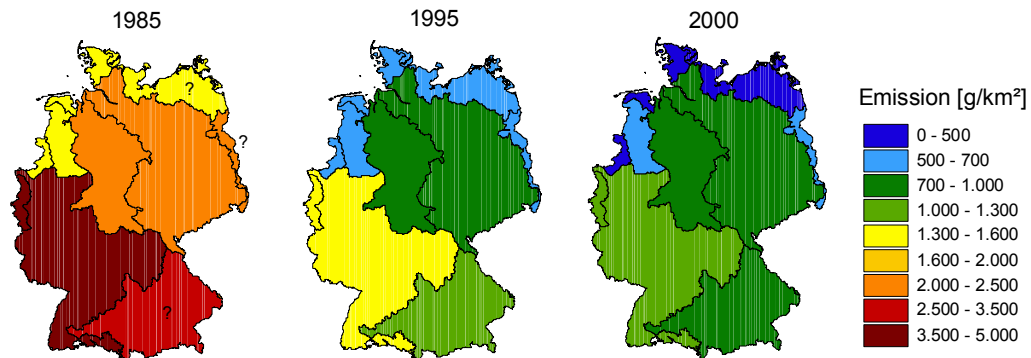


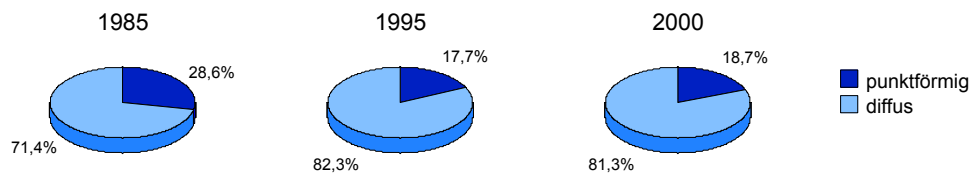
Abbildung 6-5 Gesamt Betrachtung der Nickelemissionen.

Blei

Flächenspezifische Gesamtemissionen



Durchschnittlicher Anteil der punktförmigen und diffusen Quellen



Bleiemissionen in kg/a und Änderung von 1985 bis 2000

Flussgebiet	Punktförmige Quellen			Diffuse Quellen			Gesamte Emissionen		
	1985	2000	Änderung	1985	2000	Änderung	1985	2000	Änderung
Donau	>13.038	3.332	>-74%	133.796	51.202	-62%	>146.834	54.534	>-63%
Rhein	126.970	26.693	-79%	258.367	85.311	-67%	385.337	112.004	-71%
Ems	2.049	1.181	-42%	16.409	5.703	-65%	18.458	6.884	-63%
Weser	28.956	4.323	-85%	73.144	28.519	-61%	102.100	32.842	-68%
Elbe	48.993	10.504	-79%	158.132	63.937	-60%	207.125	74.441	-64%
Oder	>649	1.087	>67%	5.885	1.917	-67%	>6.534	3.004	>-54%
Nordseeküste	1.280	452	-65%	14.242	3.882	-73%	15.522	4.334	-72%
Ostseeküste	>2.391	136	>-94%	28.472	8.153	-71%	>30.863	8.288	>-73%
Schwarzes Meer	>13.038	3.332	>-74%	133.796	51.202	-62%	>146.834	54.534	>-63%
Nordsee gesamt	208.248	43.153	-79%	520.295	187.351	-64%	728.543	230.504	-68%
Ostsee gesamt	>3.040	1.223	>-60%	34.357	10.069	-71%	>37.397	11.292	>-70%
Deutschland	>224.326	47.708	>-79%	688.448	248.622	-64%	>912.774	296.330	>-68%

*Angaben mit einem ">"-Zeichen enthalten keine industriellen Direkteinträge für das Jahr 1985.

Anteil der Eintragspfade an den Bleimissionen

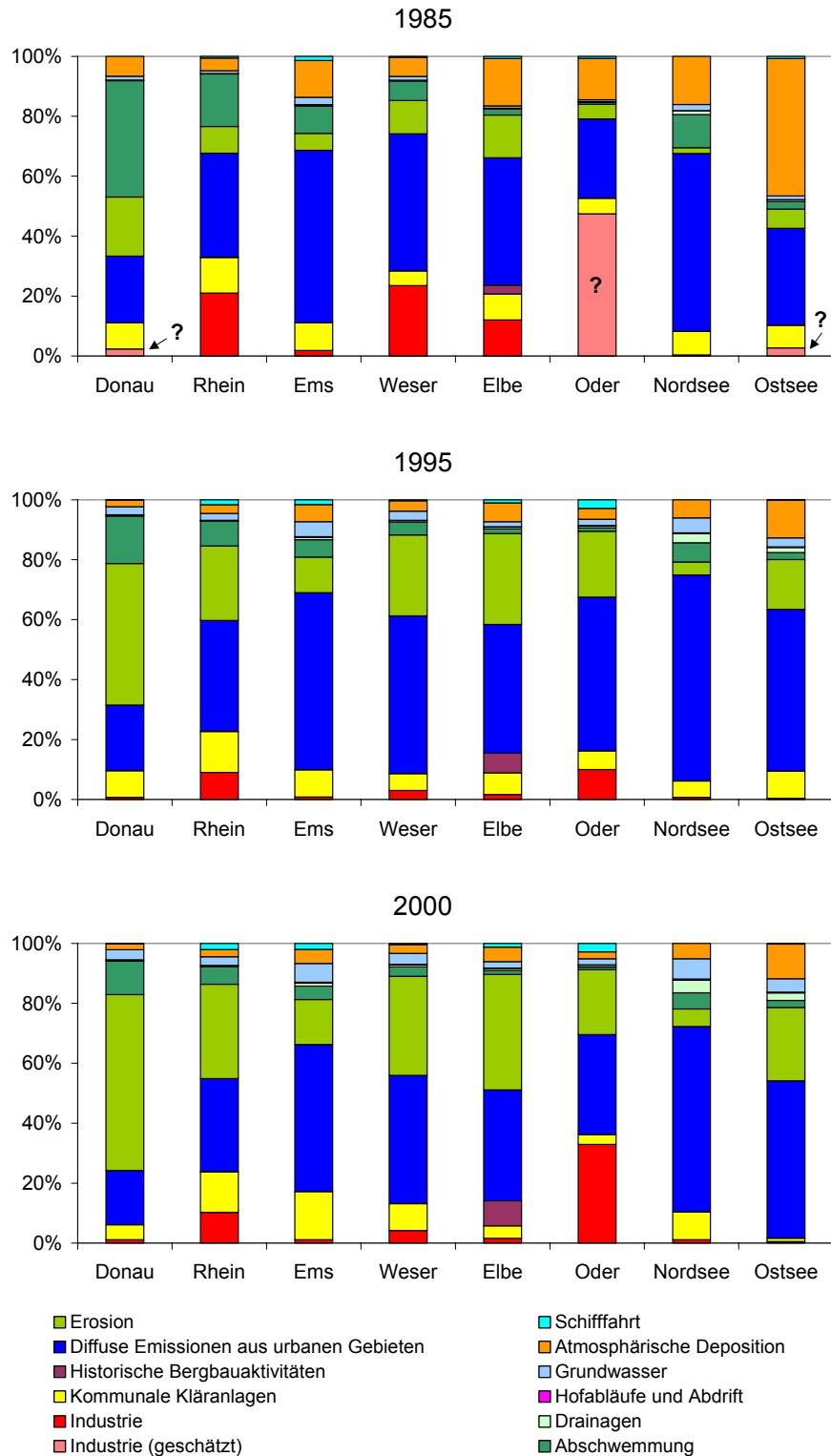
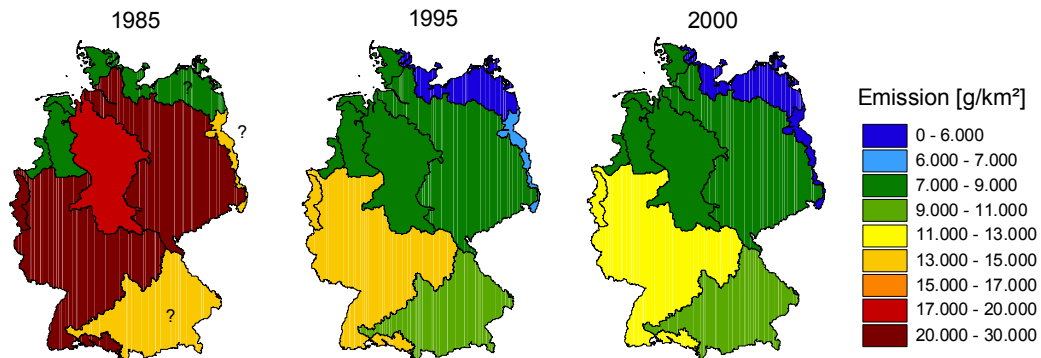


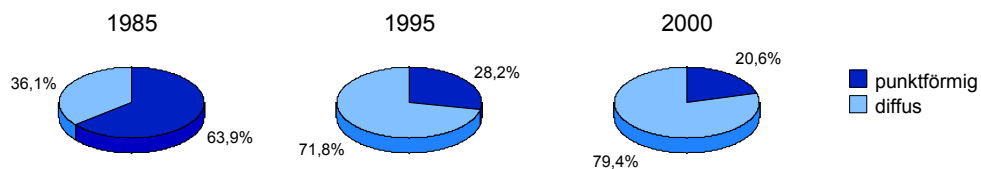
Abbildung 6-6 Gesamtbetrachtung der Bleimissionen.

Zink

Flächenspezifische Gesamtemissionen



Durchschnittlicher Anteil der punktförmigen und diffusen Quellen



Zinkemissionen in kg/a und Änderung von 1985 bis 2000

Flussgebiet	Punktförmige Quellen			Diffuse Quellen			Gesamte Emissionen		
	1985	2000	Änderung	1985	2000	Änderung	1985	2000	Änderung
Donau	>193.541	91.437	>-53%	482.260	430.817	-11%	>675.801	522.254	>-23%
Rhein	1.293.939	375.561	-71%	1.024.033	878.058	-14%	2.317.972	1.253.619	-46%
Ems	31.088	16.296	-48%	77.115	79.273	3%	108.203	95.569	-12%
Weser	572.413	40.744	-93%	338.780	325.182	-4%	911.193	365.926	-60%
Elbe	2.113.312	69.300	-97%	761.963	636.413	-16%	2.875.275	705.713	-75%
Oder	>7.219	10.889	>51%	29.845	23.221	-22%	>37.064	34.109	>-8%
Nordseeküste	9.413	14.034	49%	72.121	67.370	-7%	81.534	81.404	0%
Ostseeküste	>16.124	4.397	>-73%	148.712	124.039	-17%	>164.836	128.436	>-22%
Schwarzes Meer	>193.541	91.437	>-53%	482.260	430.817	-11%	>675.801	522.254	>-23%
Nordsee gesamt	4.020.165	515.935	-87%	2.274.013	1.986.296	-13%	6.294.178	2.502.231	-60%
Ostsee gesamt	>23.343	15.286	>-35%	178.556	147.260	-18%	>201.899	162.546	>-19%
Deutschland	>4.237.049	622.658	>-85%	2.934.829	2.564.373	-13%	>7.171.878	3.187.031	>-56%

*Angaben mit einem ">"-Zeichen enthalten keine industriellen Direkteinträge für das Jahr 1985.

Anteil der Eintragspfade an den Zinkemissionen

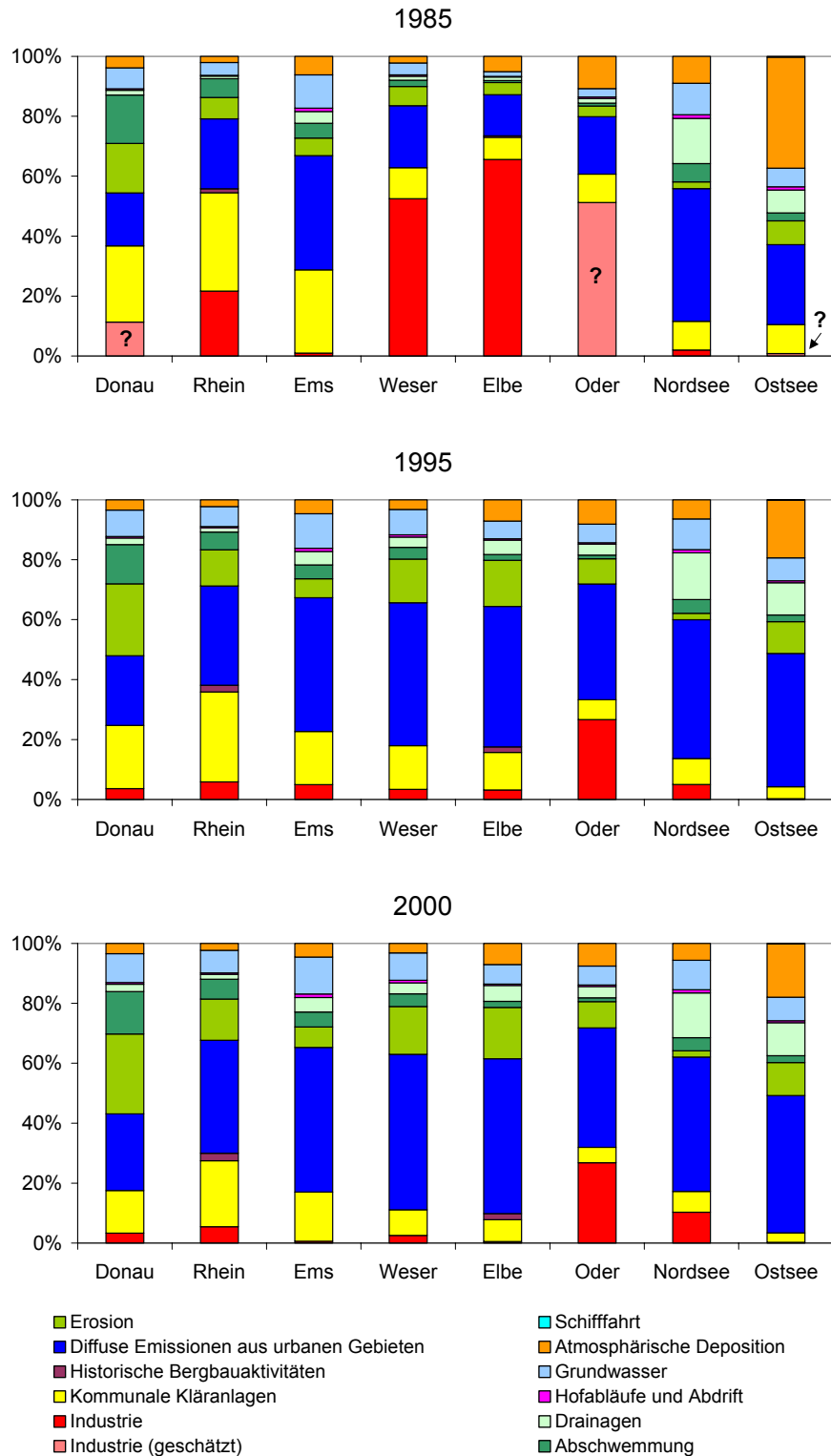
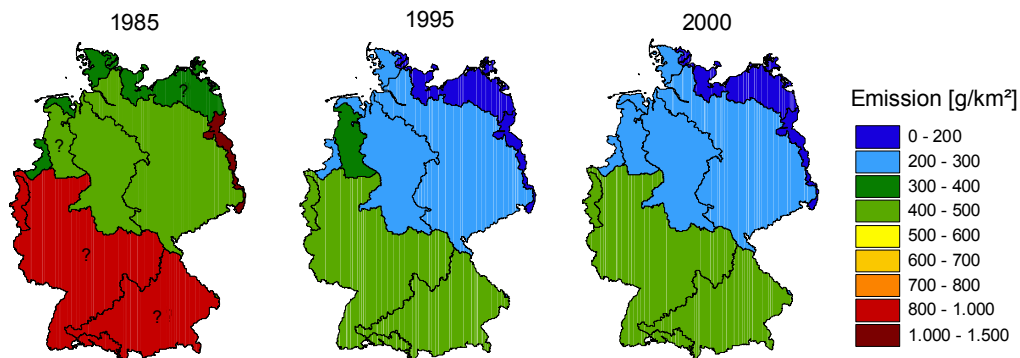


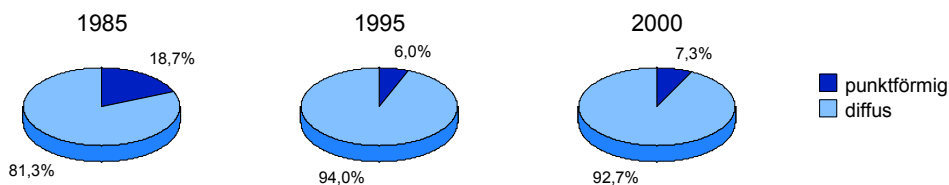
Abbildung 6-7 Gesamtbetrachtung der Zinkemissionen.

Arsen

Flächenspezifische Gesamtemissionen



Anteil der punktförmigen und diffusen Quellen an den Gesamteinträgen



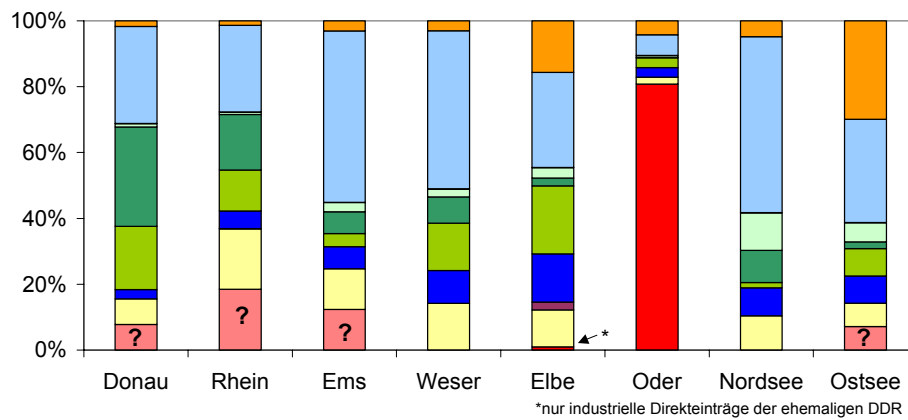
Arsenemissionen in kg/a und Änderung von 1985 bis 2000

Flussgebiet	Punktförmige Quellen			Diffuse Quellen			Gesamte Emissionen		
	1985	2000	Änderung	1985	2000	Änderung	1985	2000	Änderung
Donau	>3.560	413	>-88%	38.666	23.951	-38%	>42.226	24.364	>-42%
Rhein	>17.549	4.606	>-74%	59.986	39.681	-34%	>77.534	44.287	>-43%
Ems	>720	119	>-83%	4.398	3.650	-17%	>5.117	3.769	>-26%
Weser	2.734	309	-89%	16.542	12.618	-24%	19.276	12.927	-33%
Elbe	5.757	1.378	-76%	33.795	23.076	-32%	39.552	24.454	-38%
Oder	7.060	23	-100%	1.457	936	-36%	8.517	959	-89%
Nordseeküste	424	61	-86%	3.647	2.753	-25%	4.071	2.813	-31%
Ostseeküste	>590	56	>-91%	7.112	4.129	-42%	>7.702	4.185	>-46%
Schwarzes Meer	>3.560	413	>-88%	38.666	23.951	-38%	>42.226	24.364	>-42%
Nordsee gesamt	>27.184	6.472	>-76%	118.367	81.778	-31%	>145.551	88.250	>-39%
Ostsee gesamt	>7.650	79	>-99%	8.569	5.065	-41%	>16.219	5.144	>-68%
Deutschland	>38.394	6.964	>-82%	165.602	110.793	-33%	>203.996	117.758	>-42%

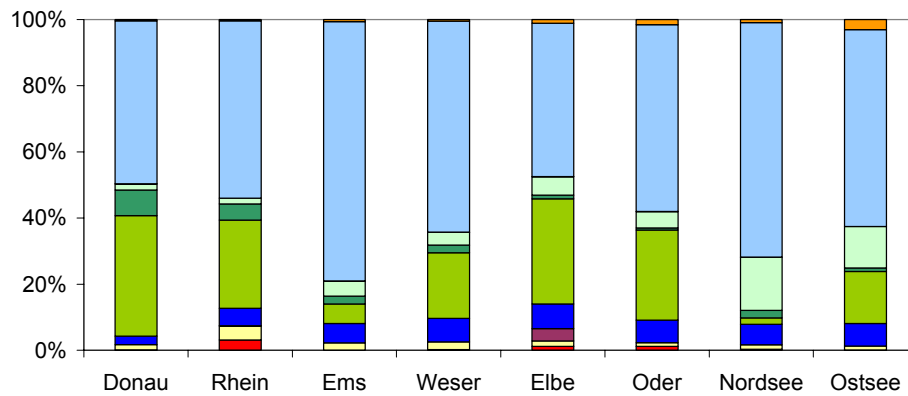
*Angaben mit einem ">"-Zeichen enthalten keine industriellen Direkteinträge für das Jahr 1985.

Anteil der Eintragspfade an den Arsenemissionen

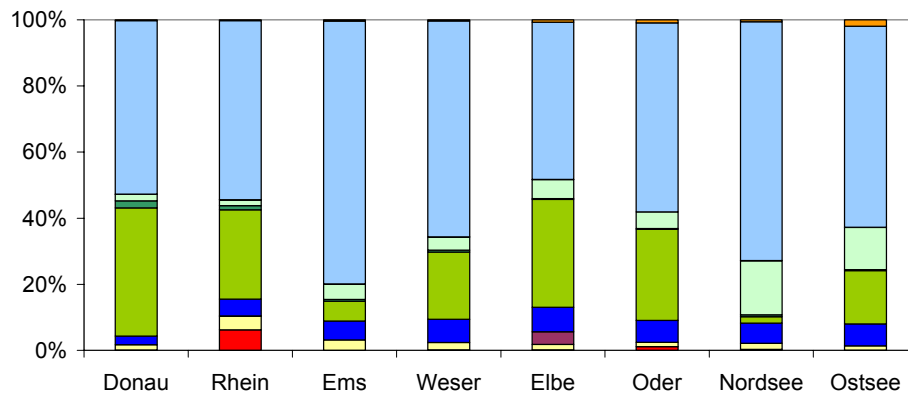
1985



1995



2000



- Erosion
- Diffuse Emissionen aus urbanen Gebieten
- Historische Bergbauaktivitäten
- Kommunale Kläranlagen (geschätzt)
- Industrie
- Industrie (geschätzt)
- Atmosphärische Deposition
- Grundwasser
- Hofabläufe und Abdrift
- Drainagen
- Abschwemmung

Abbildung 6-8 Gesamtbetrachtung der Arsenemissionen.

6.2 Schwermetallemissionen aus Punktquellen

6.2.1 Schwermetallemissionen aus kommunalen Kläranlagen

Emissionen aus kommunalen Kläranlagen tragen zwischen 10 % (Pb) und 24 % (Cr) im Jahr 1985 bzw. zwischen 10 % (Pb) und 26 % (Hg) im Jahr 2000 zur Gesamtbelastung der Gewässer bei. Vergleicht man den Anteil der Kläranlagen an der Summe der punktförmigen Einträge, so ist für das Jahr 1985 festzustellen, dass sie mit 13 % (Hg) bis 48 % (Ni) nicht der entscheidende Eintragspfad sind. Dies ändert sich in den Folgejahren deutlich. Infolge der sehr erfolgreichen Bemühungen der Industrie zur Minderung von Direkteinträgen stieg die relative Bedeutung der Emissionen aus kommunalen Kläranlagen bereits in den 90er Jahren erheblich. Im Bezugsjahr 2000 stammt der Hauptteil der punktförmig in die Gewässer gelangenden Schwermetallfracht mit 52 % (Pb) bis 86 % (Hg) aus den Abläufen kommunaler Kläranlagen.

In Abbildung 6-9a bis g sind die einwohnerspezifischen Schwermetallemissionen kommunaler Kläranlagen, für die Bezugsjahre 1985, 1995 und 2000 dargestellt. Die in den Grafiken ergänzten Prozentangaben zeigen die von 1985 bis 2000 erreichte Verringerung der Emissionen. Für alle Schwermetalle ergibt sich eine deutliche Reduktion der Emissionen von 60 % (Cu) bis 87 % (Cr), die insbesondere im Zeitraum von 1985 bis 1995 erreicht wurde. Maßnahmen im Bereich der Indirekteinleiter gemäß Wasserhaushaltsgesetz von 1986, die Verminderung der Schwermetallkonzentrationen in häuslichen Abwässern sowie die in diesem Zeitraum stark abnehmende atmosphärische Deposition sind ebenso wie der Ausbau kommunaler Kläranlagen als Ursachen anzuführen. Durch die weitergehende Nährstoffelimination in kommunalen Kläranlagen wurde beispielsweise auch der durchschnittliche Wirkungsgrad für Schwermetalle verbessert. Insbesondere biologische Verfahren und die Phosphatfällung führen zu höheren Abscheidegraden für Schwermetalle (vgl. Tabelle 3-5 in Kapitel 3.1.1). Die im Mittel in Deutschland erreichten Wirkungsgrade sind in Tabelle 6-1 aufgelistet. Vergleicht man diese Mittelwerte mit den in Tabelle 3-5 zusammengestellten Wirkungsgraden verschiedener Abwasserreinigungsverfahren, so wird deutlich, dass für Deutschland in der Mitte der 90er Jahre flächendeckend das Reinigungsniveau von biologischen Anlagen erreicht war.

Tabelle 6-1 Vergleich der mittleren Wirkungsgrade für Schwermetalle bei der Abwasserreinigung zwischen 1985 und 1995.

Bezugsjahr	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1985	0,59	0,60	0,63	0,70	0,36	0,78	0,65
1995	0,62	0,67	0,71	0,73	0,44	0,81	0,70

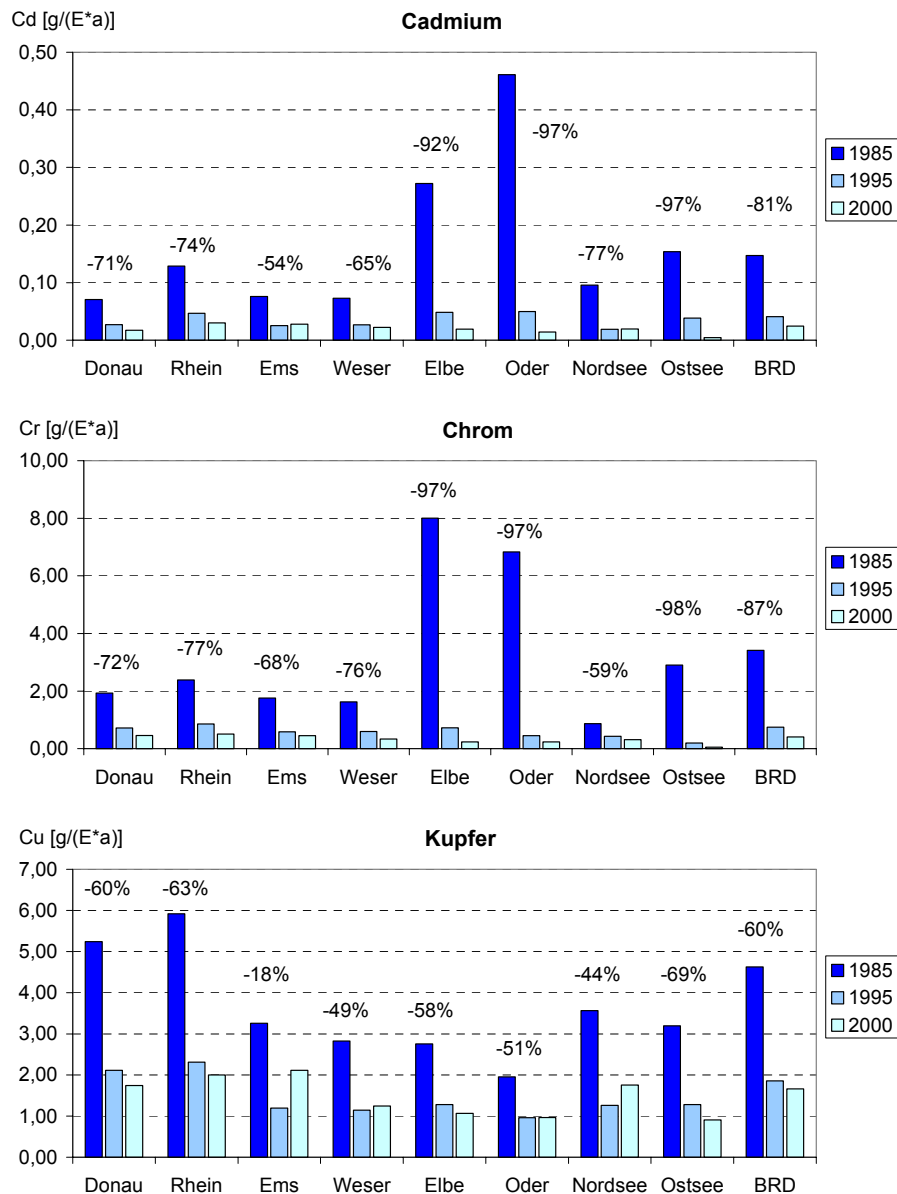


Abbildung 6-9a-c Spezifische Schwermetalleinträge pro angeschlossenem Einwohner aus kommunalen Kläranlagen in g/(E·a).

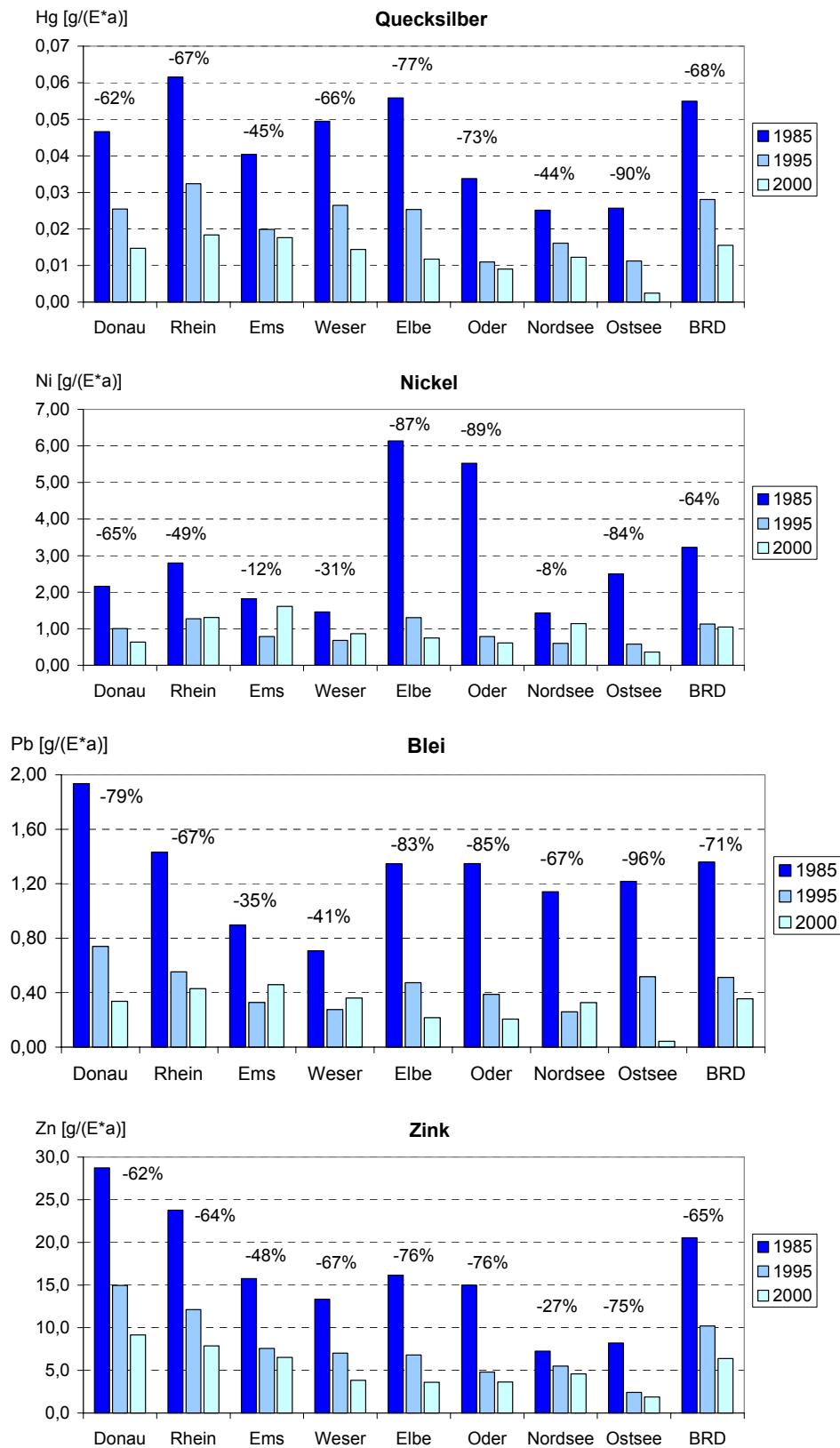


Abbildung 6-9d-g spezifische Schwermetallemissionen pro angeschlossenen Einwohner aus kommunalen Kläranlagen in g/(E*a).

Höchste Frachtreduktionen ergaben sich für die Metalle Cd, Cr und Ni in den Flussgebieten der Elbe und Oder sowie dem Küstengebiet der Ostsee. Diese Erfolge sind jedoch nicht auf die Umsetzung der zuvor genannten wasserwirtschaftlichen oder umweltentlastenden Maßnahmen, sondern vielmehr auf den Zusammenbruch der industriellen Produktion nach der deutschen Wiedervereinigung im Jahr 1990 zurückzuführen. Die wichtigste Quelle für Schwermetalle in kommunalem Abwasser sind industrielle Indirekteinleitungen (Zessner, 1999, Hornig/Lehmann, 1994). Infolge des Rückbaus zahlreicher Industrie- und Gewerbebetriebe in den Neuen Bundesländern wurde die in kommunalen Kläranlagen zu behandelnde Fracht von Indirekteinleitern erheblich gesenkt. Am Beispiel der Oder kann dieses Phänomen verdeutlicht werden. Im Jahr 1995 waren im Einzugsgebiet der Oder nur noch 29 % der 1985 vorhandenen Einwohnergleichwerte an kommunale Kläranlagen angeschlossen (vgl. Tabelle 3-4 in Kapitel 3.1.1). Im Einzugsgebiet der Ems ist ein umgekehrter Effekt zu beobachten: Im Vergleich mit anderen Stromgebieten zeichnet sich die Ems durch eine sehr geringe prozentuale Verminderung der Einträge aus kommunalen Kläranlagen aus. Dies ist auf die überdurchschnittliche Zunahme der an Kläranlagen angeschlossenen Bevölkerung um 26 % von 1985 bis 1995 zurückzuführen. Im bundesdeutschen Durchschnitt wurden im gleichen Zeitraum hingegen nur 11,5 % mehr Einwohner an kommunale Kläranlagen angeschlossen.

Das Einzugsgebiet des Rheins liefert 1995 und 2000 mehr als die Hälfte der aus kommunalen Kläranlagen in Deutschland emittierten Frachten. Dies hat mehrere Ursachen: Im Rheineinzugsgebiet lebt etwa die Hälfte der in Deutschland an Kläranlagen angeschlossenen Bevölkerung. Zudem treten die im Bundesdurchschnitt höchsten Abwassermengen pro Kopf von ca. 450 l/(E·d) (StaBu, 1998b) auf, da überwiegend im Mischsystem entwässert wird. Nur das Einzugsgebiet der Donau weist eine ähnlich hohe einwohnerspezifische Wassermenge mit 430 l/(E·d) auf. In allen anderen Stromgebieten liegt die Abwassermenge bei nur etwa 300 l/(E·d). Das Mischsystem führt weiterhin dazu, dass Cu, Pb und Zn, die ihre Quellen im Oberflächenabfluss von versiegelten urbanen Flächen (Zessner, 1999; Gutekunst, 1988) haben, verstärkt zur Kläranlage geführt werden. Im Trennsystem werden die aus Oberflächenabflüssen resultierenden Frachten direkt in die Gewässer eingeleitet. Die Verbreitung von Misch- und Trennsystem in Deutschland lässt sich daher u.a. an den einwohnerspezifischen Cu- und Zn- Frachten erkennen. Für Pb ist die gleiche Beobachtung nicht möglich, da zahlreiche Messwerte im Ablauf kommunaler Kläranlagen unter der Bestimmungsgrenze liegen. Insbesondere für das Bezugsjahr 2000 konnten einige Datensätze von Bundesländern aufgrund der zu geringen Anzahl der Messwerte über der Bestimmungsgrenze nicht zur Quantifizierung von Ablauffrachten herangezogen werden.

Hinsichtlich der Genauigkeit der quantifizierten Frachten aus kommunalen Kläranlagen ist festzuhalten, dass die Bilanzierung für die Bezugsjahre 1995 und 2000, infolge der zu Grunde liegenden Messwerte in Kläranlagenabläufen, eine höhere

Verlässlichkeit als die für 1985 vorgenommene Abschätzung, für die eine Reihe von Annahmen zu treffen waren, besitzt.

Die Qualität der für 1995 und 2000 gemeldeten Ablaufkonzentrationen war für die Metalle und Bundesländer jedoch sehr unterschiedlich (vgl. Kapitel 3.1.1). So kann den Frachtberechnungen für Cu und Zn höchste Zuverlässigkeit zugesprochen werden, da alle Daten der Bundesländer zur Frachtbilanzierung herangezogen werden konnten. Für die anderen Schwermetalle insbesondere im Bezugsjahr 2000, mussten dagegen viele Datensätze von der Bilanzierung ausgeschlossen werden, da offensichtlich nicht mit ausreichend empfindlichen Laborverfahren gearbeitet wurde und unplausible Bestimmungsgrenzen gemeldet wurden. Ein Grund hierfür mag sein, dass häufig nur die Einhaltung der Schwellenwerte nach Abwasserabgabengesetz (Anlage 1 zu §3 AbwAG), die i.d.R. weit über den tatsächlichen Konzentrationen im Kläranlagenablauf liegen, überprüft und registriert wird.

6.2.2 Schwermetallemissionen industrieller Direkteinleiter

Aufgrund der methodischen Vorgehensweise bei der Datenerhebung mit Plausibilitäts- und Kompatibilitätsprüfungen über die verschiedenen Datenquellen besitzen die Daten zu den Emissionen der industriellen Direkteinleiter insbesondere für die Jahre 1995 und 2000 eine vergleichsweise hohe Qualität. Die Daten für das Jahr 1985 sind dagegen mit einer höheren Unsicherheit behaftet, da für das Gebiet der damaligen DDR nur Erhebungen aus den Jahren 1989/1990 verwendet werden konnten. Zur Überprüfung der Daten werden im Folgenden die Ergebnisse für das Rhein- und Elbeeinzugsgebiet mit den Erhebungen der Flussgebietskommissionen verglichen.

Vergleich mit der Bestandsaufnahme der IKSR

Für das Jahr 2000 wurde auch seitens der IKSR eine Bestandsaufnahme der Einleitungen im Rheineinzugsgebiet erstellt (IKSR, 2001). Der Vergleich beider Erhebungen in Tabelle 6-2 zeigt bei allen Parametern eine sehr gute Übereinstimmung. Die aufgetretenen, sehr geringen Unterschiede sind darin begründet, dass kleinere Unterschiede bei der Abgrenzung des Rheineinzugsgebietes bestehen (Berücksichtigung des Maas- und Ijssel-Gebietes) und dass bei der eigenen Erhebung auf eine möglichst vollständige Erfassung auch kleinerer Direkteinleiter geachtet wurde.

Tabelle 6-2 Vergleich der Ergebnisse des Jahres 2000 für das Rheineinzugsgebiet mit der IKSR-Bestandsaufnahme 2000 in kg/a.

Quelle	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Diese Erhebung	2.752	325	12.906	26.648	118	14.318	11.489	68.726
IKSR	2.742	307	12.831	27.205	112	14.410	11.408	67.645

Vergleich mit der Bestandsaufnahme der IKSE

Für das Elbegebiet wurde von der IKSE eine Bestandsaufnahme der industriellen Direkteinleitungen ebenfalls für das Jahr 2000 erarbeitet (IKSE, 2001). Dabei wurden allerdings die Einleitungen aus Bergbaultlasten, die bei den eigenen Berechnungen separat ausgewiesen werden, mit erfasst. Für den Vergleich wurde dieser Anteil herausgerechnet. Nicht erfasst wurden bei der IKSE Einleiter, deren Abwasserfrachten unterhalb bestimmter Erfassungsgrenzen lagen (für Hg, Cd: 10 kg/a; für Cr, Ni: 50 kg/a; für Cu, As, Pb: 100 kg/a; für Zn: 250 kg/a). Im Vergleich zur eigenen Erhebung ist diese Bestandsaufnahme deshalb unvollständiger. In Tabelle 6-3 sind die Ergebnisse der Erhebungen miteinander verglichen. Die Daten zeigen bei einzelnen Parametern eine gute Übereinstimmung. Bei den Parametern Zn, Pb, As und Cr ergab die IKSE-Erfassung deutlich geringere Abwasserfrachten.

Tabelle 6-3 Vergleich der Ergebnisse des Jahres 2000 für das Elbeeinzugsgebiet mit der IKSE-Bestandsaufnahme 2000 (ohne Bergbau) in kg/a.

Quelle	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Diese Erhebung	33	68	1.735	6.291	18	2.825	1.205	3.823
IKSE	23	62	1.240	6.060	15	2.410	860	2.312

Die Ergebnisse für die industriellen Direkteinleiter zeigen insgesamt einen sehr starken Rückgang der Abwasserfrachten in dem betrachteten Zeitraum von 1985 bis 2000. Der Rückgang lag zwischen 88 % bei Pb und 99 % bei Hg. Abbildung 6-10 zeigt, dass der Rückgang in den Neuen Bundesländern (96 % bei Zn bis 99,9 % bei Hg) noch stärker war als in den Alten Bundesländern (79 % bei Zn bis 94 % bei Cr).

Der Rückgang der Emissionen der industriellen Direkteinleiter war deutlich stärker als bei den anderen Eintragungspfaden (kommunale Kläranlagen, diffuse Einträge). Entsprechend stark ist der Anteil dieses Eintragungspfads an den gesamten Einleitungen zurückgegangen. In Abbildung 6-11 ist die Veränderung dieses Anteils über den Zeitraum von 1985 bis 2000 dargestellt: Während dieser Eintragungspfad 1985

insbesondere für Hg, Cr und Zn die größte Bedeutung hatte, liegt der Anteil inzwischen bei allen Schwermetallen unter 10 %.

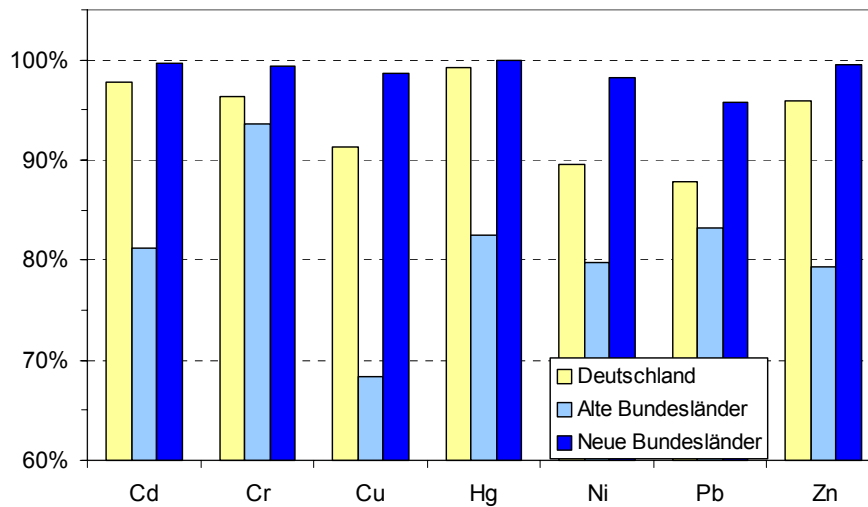


Abbildung 6-10 Rückgang der eingeleiteten Abwasserfrachten industrieller Direkteinleiter im Zeitraum 1985-2000 für Gesamtdeutschland sowie getrennt für Alte und Neue Bundesländer.

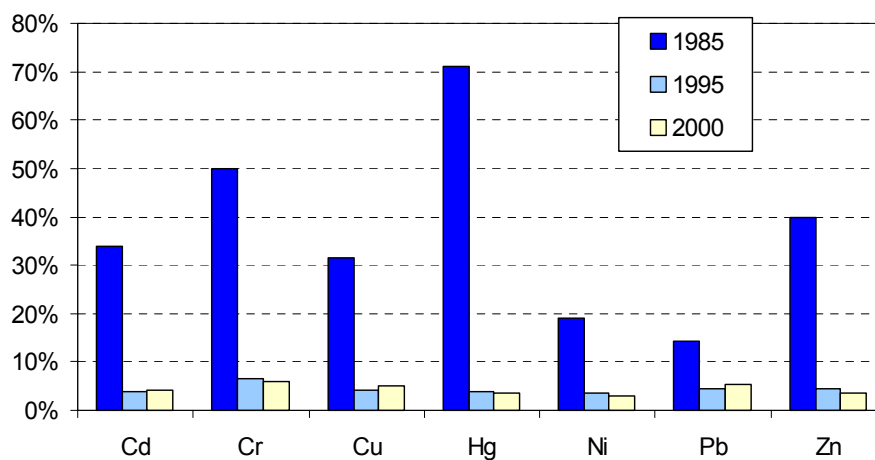


Abbildung 6-11 Veränderung des Anteils industrieller Direkteinleitungen an den Gesamtemissionen in den Jahren 1985-2000.

Wie stark sich der Einfluss des in den NBL erzielten Rückgangs der Abwasserbelastung bei der Industrie auf die Gesamtreduktionsrate auswirkt, zeigt Abbildung 6-12. Hier ist der ermittelten Reduktionsrate für die Gesamtemissionen des Zeitraums 1985 bis 2000 die Reduktionsrate gegenübergestellt, die sich ohne Berücksichtigung der Emissionen von industriellen Direkteinleitern in den Neuen

Bundesländern ergeben würde. Die Ergebnisse zeigen, dass der Einfluss bei Hg, Cu, Zn und Cd besonders deutlich ist.

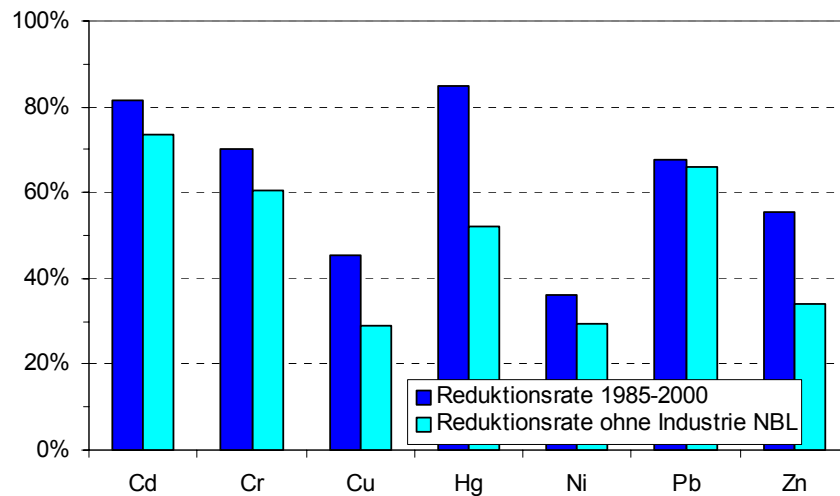


Abbildung 6-12 Vergleich der Reduktionsraten der Emissionen in Deutschland im Zeitraum 1985-2000 mit und ohne Berücksichtigung der industriellen Direkteinleiter in den NBL.

Die wichtigsten Ursachen für den starken Rückgang der eingeleiteten Abwasserfrachten durch industrielle Direkteinleiter sind:

- verbesserte Abwasserbehandlung in den Betrieben (Umsetzung und Weiterentwicklung der Anforderungen nach § 7a WHG bzw. Anreizfunktion der Abwasserabgabe nach dem AbwAG);
- die starken wirtschaftlichen Veränderungen in den NBL nach der Wiedervereinigung, die u.a. zur Schließung zahlreicher umweltbeeinträchtigender Betriebe führten;
- Anschluss von Direkteinleitern an die öffentliche Kanalisation, so dass deren Abwasserfrachten einer zusätzlichen Abwasserreinigung in kommunalen Kläranlagen unterliegen und nicht mehr bei den direkteingeleiteten Abwasserfrachten miterfasst werden;
- insgesamt ein erheblicher Strukturwandel hin zu weniger abwasserintensiven Branchen und
- die Verringerung des Wasserverbrauchs in der Industrie (abwasserarme/-freie Produktionsverfahren, Wasserkreislaufführung), durch die eine effizientere Abwasserbehandlung ermöglicht wurde.

Zur Verdeutlichung des Einflusses insbesondere der letzten drei Punkte ist in Abbildung 6-13 eine Auswertung der Daten des Statistischen Bundesamtes zur Abwassersituation in der Industrie dargestellt (StaBu, 2001b). In dieser Abbildung ist der Rückgang der behandelten Abwassermenge zu sehen, der für den betrachteten Zeitraum von 1991 bis 1998 bei über 40 % lag (die unbehandelte Abwassermenge, i.d.R. Kühlwasser, spielt hier keine Rolle). Dieser Rückgang wurde vor allem durch die Verringerung der direkt eingeleiteten Abwassermengen um 64 % erreicht, die indirekt eingeleitete Abwassermenge veränderte sich – u.a. bedingt durch die Verschiebung von Direkteinleitungen zu Indirekteinleitungen – nur in wesentlich geringerem Umfang (Verringerung um 17 %)³.

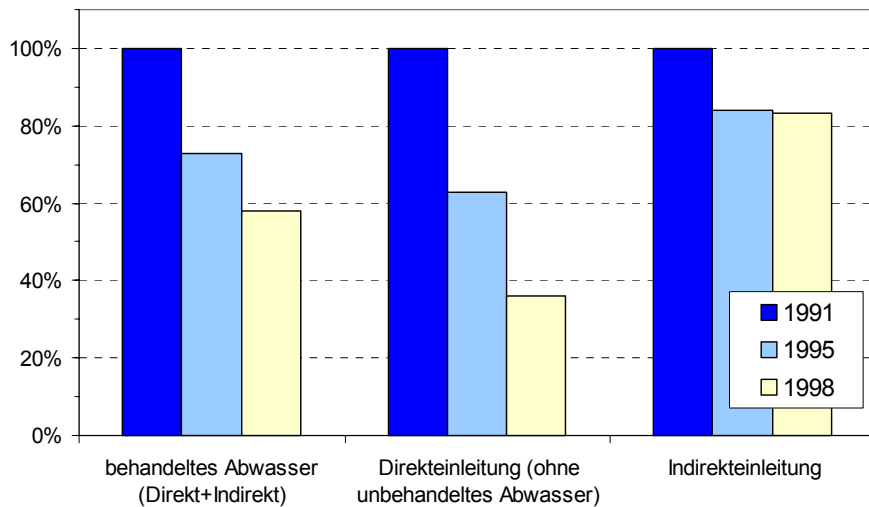


Abbildung 6-13 Prozentuale Darstellung der Entwicklung der industriellen Abwassermengen im Zeitraum 1991-1998 (Auswertung der Statistiken des Statistischen Bundesamtes).

6.2.3 Schwermetallemissionen durch Bergbaultlasten

Aus den in Kapitel 3.1.3 beschriebenen Gründen decken die ermittelten Emissionen aus dem Bereich historische Bergbauaktivitäten nur einen kleinen Teil der potentiellen Emissionsquellen ab. Eine genauere Differenzierung für die einzelnen Bezugsjahre ist nicht möglich. Da jedoch die Emissionen bei bereits länger still gelegten Bergwerken über einen langen Zeitraum hinweg weitgehend konstant bleiben,

³ Da bei direkt eingeleitetem Abwasser nach der amtlichen Statistik keine Differenzierung zwischen behandeltem und unbehandeltem Abwasser möglich ist, wurde hier die insgesamt unbehandelt bzw. unbenutzt abgeleitete (Ab-) Wassermenge abgezogen, da diese i.d.R. direkt eingeleitet wird.

können die aktuell ermittelten Werte auch für die zurückliegenden Jahre verwendet werden. Es ist ein Forschungsvorhaben geplant, um die bei den verschiedenen Länderbehörden vorliegenden Informationen zu bündeln und soweit möglich, Eintragsmengen zu berechnen.

Der Vergleich in Tabelle 6-4 mit den Einträgen industrieller Direkteinleiter zeigt jedoch, dass die ermittelten Frachten bei As, Cd, Ni, Pb und Zn in vergleichbaren Größenordnungen liegen.

Tabelle 6-4 Schwermetalleinträge durch die erfassten Bergbaualllasten und Vergleich mit den Einträgen industrieller Direkteinleiter im Jahr 2000 in kg/a.

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Einträge von Bergbaualllasten	973	549	107	4.027	-	14.272	6.371	45.891
Industrielle Direkteinträge	2.851	469	17.128	35.200	165	19.092	15.822	117.542

6.3 Schwermetallemissionen aus diffusen Quellen

6.3.1 Schwermetallemissionen durch atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche

Die direkte atmosphärische Deposition trägt zwischen 0,4 % (Cr) und 15 % (Cd) im Jahr 1985 bzw. zwischen 0,5 % (Cr) und 6,9 % (Hg) im Jahr 2000 zur Schwermetallbelastung der Oberflächengewässer bei (vgl. Abbildung 6-1 bis -8). In Abbildung 6-14a-h sind die flächenspezifischen Schwermetallemissionen durch atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche sowie deren Verminderung von 1985 bis 2000 dargestellt. Als Bezugsgröße zur Berechnung der spezifischen Einträge wurde jeweils die Gesamtfläche der betrachteten Einzugsgebiete gewählt. Aufgrund des großen Anteils an Wasserflächen weist das Küstengebiet der Ostsee, verglichen mit den anderen Stromgebieten, die höchsten spezifischen Einträge auf (Abbildung 6-14a-h). Die Verminderung der direkten atmosphärischen Deposition wurde von 1985 bis 2000 für Deutschland mit 56 % (Zn) bis 97 % (Cd) berechnet. Die größte Reduktion wurde für alle Metalle im Osten Deutschlands erzielt. Hier wurden nach der deutschen Wiedervereinigung im Jahr 1990 zahlreiche veraltete Feuerungs- und Industrieanlagen stillgelegt bzw. kurzfristig auf den aktuellen Stand der Technik nachgerüstet.

Neben anthropogenen Emissionen tragen jedoch auch natürliche Quellen zum Schwermetallgehalt in der Atmosphäre bei. Komplexe Transportprozesse sowie meteorologische Faktoren bestimmen die Depositionsrates in Deutschland, die nicht nur auf landesinterne Emissionen in die Atmosphäre zurückzuführen ist. Alle Änderungen in der atmosphärischen Deposition (Zunahmen und Abnahmen) sowie die von 1985 bis 2000 festgestellte Verringerung sind daher nicht nur das Ergebnis verminderter Emissionen in die Atmosphäre aus Deutschland. Dennoch haben die in den vergangenen Jahren vollzogenen Veränderungen von Produktion und Konsum in erheblichem Umfang zur Umweltentlastung beigetragen.

Die Cd-Emissionen sind beispielsweise vor allem auf die Buntmetallproduktion, die Verbrennung fossiler Brennstoffe und Müll sowie die Eisen- und Stahlerzeugung zurückzuführen (Siewers/Herpin, 1998). In der ehemaligen DDR wurde in den 80er Jahren eine um den Faktor 12 höhere atmosphärische Deposition als in den Alten Bundesländern gemessen (Möller/Lux, 1992). 1995 und 2000 weisen nur noch das Ruhrgebiet, Berlin und die Neuen Bundesländer mit Ausnahme von Mecklenburg-Vorpommern erhöhte Cd-Depositionsrates auf (vgl. Abbildung 3-3 in Kapitel 3.2.1.). Der Beitrag der internen Emissionen in die Atmosphäre zur Cd-Depositionsrates in Deutschland wird von Ilyin et al. (2001) mit einem Drittel für das Jahr 1999 angegeben.

Der Hauptteil der Pb-Emissionen resultiert in den 80er Jahren mit ca. 90 % aus der Verwendung von verbleitem Benzin. Weitere Quellen sind die Eisen- und Stahlinindustrie sowie die Verbrennung von stark schwefelhaltiger Kohle (Siewers/Herpin, 1998). In der ehemaligen DDR wurden 1985 geringfügig höhere Depositionsrates für Pb als in den Alten Bundesländern gemessen (vgl. Kapitel 3.2.1). Trotz des im Vergleich zu den Alten Bundesländern geringeren Verkehrsaufkommen waren die Emissionen aus dem Verkehr höher, da der Kraftstoff in der ehemaligen DDR einen höheren Pb-Anteil enthielt (Siewers/Herpin, 1998). Infolge der Einführung von Pb-freien Kraftstoffen seit 1986 wurden die direkten atmosphärischen Einträge in die Oberflächengewässer von 1985 bis 2000 um 89 % reduziert. Erhöhte Pb-Depositionsrates wurden 1995 noch in den urban-industriellen Akkumulationsräumen Baden-Württembergs, dem Ruhrgebiet und in Sachsen festgestellt (vgl. Abbildung 3-3 in Kapitel 3.2.1). Der Anteil der Emissionen aus Deutschland in die Atmosphäre an der Depositionsrates beträgt für das Jahr 1999 41 %. Weitere 18 % stammen aus Frankreich, Italien und Belgien (Ilyin et al., 2001).

Da für Hg nur sehr wenige Daten zur atmosphärischen Deposition für 1985 vorlagen, kann die berechnete Reduktion der direkten Einträge in die Oberflächengewässer von 67 % nur als ungefähre Angabe betrachtet werden. 1995 und 2000 weisen das Ruhrgebiet, Berlin, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen erhöhte Hg-Depositionsrates auf (vgl. Abbildung 3-3 in Kapitel 3.2.1). Der Anteil der Emissionsquellen aus Deutschland an der Hg-Deposition beträgt 50 % (Ilyin et al., 2001).

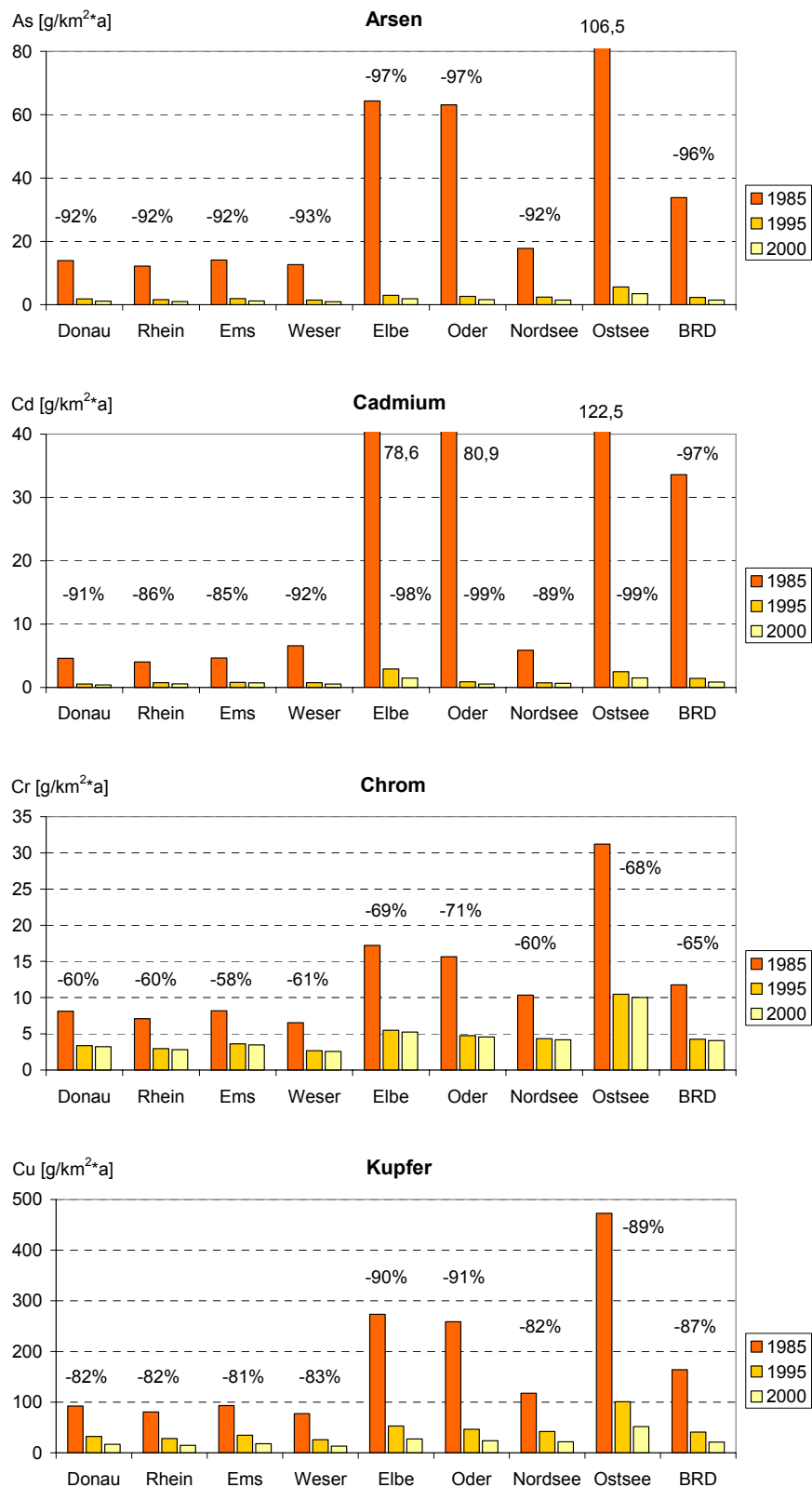


Abbildung 6-14a-d Flächenspezifische Schwermetallemission durch direkte atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche in g/(km² Einzugsgebietsfläche*a).

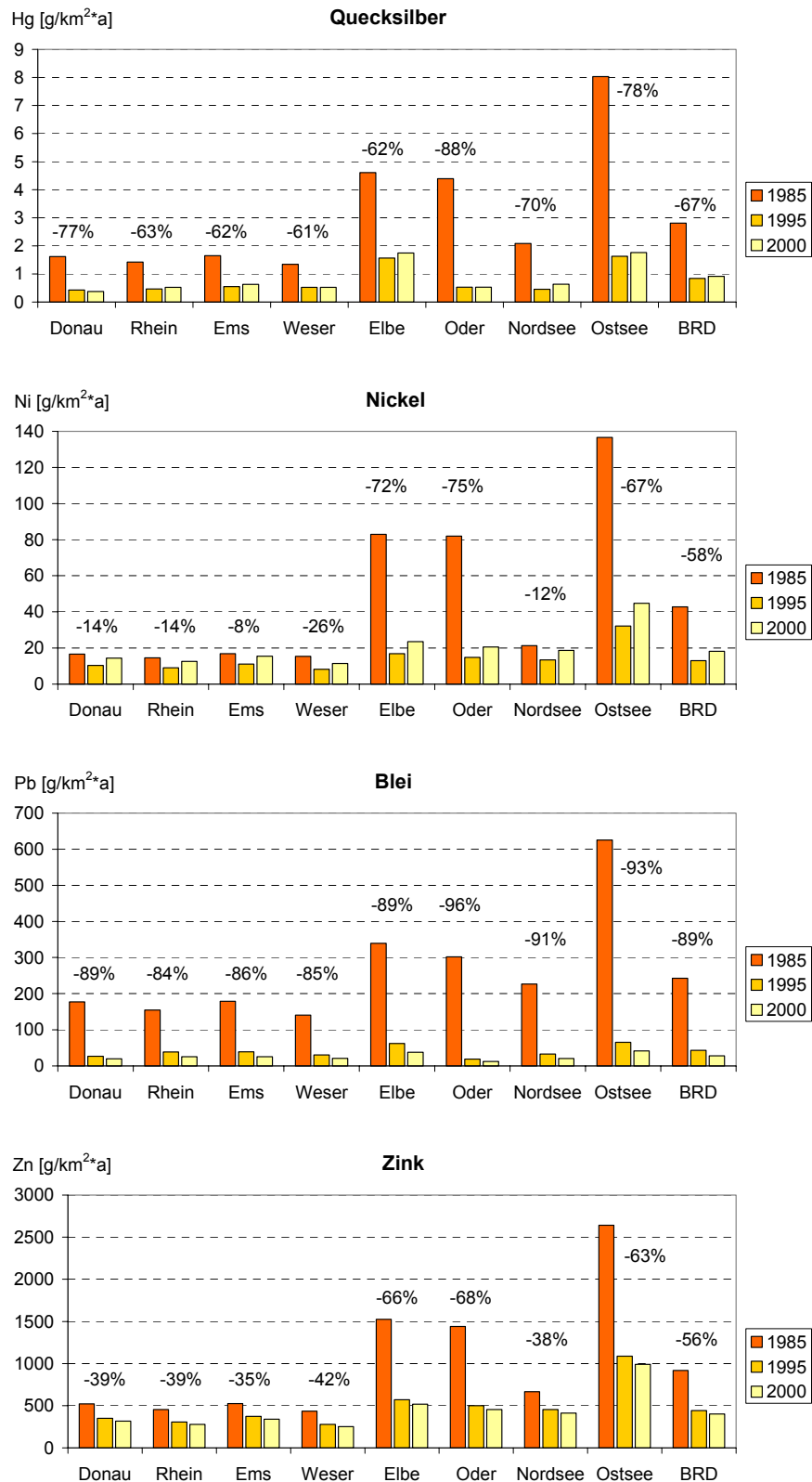


Abbildung 6-14e-h Flächenspezifische Schwermetallemission durch direkte atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche in g/(km² Einzugsgebietsfläche*a).

Für As, Cr, Cu, Ni und Zn lagen keine Depositionsdaten vor, die für die 90er Jahre eine differenzierte Betrachtung auf Ebene der Stromgebiete zuließ. Somit konnte nur eine räumliche Unterscheidung zwischen den Alten und Neuen Bundesländern im Bezugsjahr 1985 erfolgen (vgl. Kapitel 3.2.1). Zur Verminderung der As-Einträge um 96 % trug maßgeblich die Einführung von effektiveren Staubfiltern in Kohlekraftwerken bei (Jockel, 1993). Hauptquelle für die Emission in die Atmosphäre von Cr ist die Eisen- und Stahlindustrie. Cu und Zn werden bei der Herstellung und Veredelung von Cu- und Zn-Produkten, der Buntmetallindustrie sowie der Kohleverbrennung emittiert (Siewers/Herpin, 1998). Die größte Abnahme wurde für diese Metalle im gesamten Bereich Ostdeutschlands infolge des Industrierückbaus seit 1990 ermittelt.

Die atmosphärische Deposition von Nickel weist für die Alten Bundesländer trotz einer Verminderung der Ni-Emissionen in die Atmosphäre um 52 % von 1985-1995 (UBA, 2000) im Gesamtzeitraum von 1985 bis 2000 nur eine geringfügige Reduktion auf (vgl. Abbildung 6-14f). Das belegen in Nordrhein-Westfalen gemessene Zeitreihen von Schulte/Gehrmann (1996) für den Zeitraum 1984-1993 und die Zeitreihe des UBA von 1994-1999 (UBA, 2001). Schulte/Gehrmann (1996) führen den vergleichsweise geringen Rückgang der atmosphärischen Deposition auf den seit 1985 um 18 % gestiegenen Verbrauch von Ni (Metallstatistik, 1995, 2000) zurück, wodurch die in den 80er Jahren eingeleiteten Luftreinhaltemaßnahmen überlagert werden könnten. Eine anthropogene Hauptquelle ist neben der Metallverhüttung die Verbrennung fossiler Kraftstoffe (insbesondere Diesel und Benzin-Öl-Gemische). Die in den östlichen Flussgebieten zu erkennende starke Minderung der Nickeleinträge ist teilweise in der Substitution der in der ehemaligen DDR verbreiteten 2-Taktmotoren (UBA, 2000) zu sehen.

6.3.2 Schwermetallemissionen aus Hofabläufen und Abdrift

Für Schwermetallemissionen aus Hofabläufen und Abdrift wurde für den Zeitraum 1985 bis 2000 eine Verminderung zwischen 28 % (Pb) und 40 % (Cr) ermittelt. Bei den Mineraldüngern wirkt sich insbesondere die reduzierte Anwendung von P- (und K)-Düngern auf ca. die Hälfte aus. Die starke Abnahme der Cr-Einträge ist auf die geringer werdende Bedeutung von Thomasphosphat zurückzuführen. Während der Anteil an Thomasphosphat an der gesamten P-Düngermenge 1985 noch ca. 50 % in den Alten Bundesländern betrug, wird heute kein Thomasphosphat mehr ausgebracht (vgl. Tabelle 3-15 in Kapitel 3.2.2). P-Dünger aus natürlichen Phosphatlagerstätten sind, je nach Herkunft der Rohphosphate, stark mit Cd und Zn belastet. Durch die Bevorzugung cadmiumarmer Rohphosphate konnte für die Alten Bundesländer eine Reduktion der Cd-Einträge erreicht werden (LABO, 2000). In der ehemaligen DDR wurde vor 1990 nur sehr gering mit Cd und Zn belasteter Kolaapatit verwendet. Seit den 90er Jahren liegen die Cd-Gehalte jedoch auf dem gleichen Niveau wie die in den Alten Bundesländern produzierten P-Dünger

(Podlesak et al., 1991). Die Einträge aus Wirtschaftsdüngern wurden entsprechend der Verringerung des Tierbestandes an Schweinen und Rindern um ca. 30 % von 1985 bis 2000 gesenkt.

Die höchsten flächenspezifischen Einträge weisen das Flussgebiet der Ems und das Küstengebiet der Nordsee aufgrund der großen Anzahl landwirtschaftlicher Produktionsstätten auf (landwirtschaftliche Nutzfläche 80 % bzw. 77 %). Bezogen auf die gesamten Schwermetallemissionen spielen Einträge aus Hofabläufen jedoch nur eine sehr untergeordnete Rolle. Der Anteil der überwiegend aus Wirtschaftsdüngern stammenden Einträge von Cu und Zn beträgt beispielsweise nur ca. 1 % der Gesamtemission. Für die anderen Metalle liegt der Anteil unter 0,2 %.

6.3.3 Schwermetallemissionen durch Abschwemmung von unbefestigten Flächen

Schwermetalleinträge durch Abschwemmung von unbefestigten Flächen wie Acker- und Grünland sowie von Gebirgsflächen und Flächen mit natürlicher Vegetation sind hauptsächlich in den Flussgebieten Donau und Rhein von Bedeutung (Abbildung 6-1 bis -8). Dies ist auf den hohen spezifischen Oberflächenabfluss im Alpenvorland und die im oberen Rheingebiet höheren Jahresniederschläge zurückzuführen.

Der Hauptteil der Fracht stammt für die meisten Metalle mit mindestens 90 % aus dem abfließenden Niederschlag. Nur für Cr werden 49 % der aus dem Oberflächenabfluss resultierenden Fracht durch die Abschwemmung von Düngemitteln verursacht. Dies liegt nicht nur an den z.T. sehr hohen Cr-Gehalten in P-Mineraldüngern (Thomasphosphat), sondern auch an der geringen Bedeutung der atmosphärischen Deposition für Cr im Vergleich zu Einträgen aus anderen Herkunftsbereichen (vgl. Abbildung 6-1). Für die überwiegend aus Wirtschaftsdüngern stammenden Metalle Cu und Zn weist die Abschwemmung mit einem Anteil von 20 bzw. 15 % an der Emission durch Oberflächenabfluss ebenfalls einen nennenswerten Anteil auf.

In der Mitte der 90er Jahre war die oberflächlich abfließende Wassermenge aufgrund der meteorologischen Verhältnisse um 16 % höher als in der Mitte der 80er Jahre. Für Cu und Ni hat sich die Konzentration im Niederschlag von 1985 bis 2000 kaum verändert, weshalb für diese Metalle ein Anstieg der Fracht um 5 bzw. 7 % berechnet wurde (vgl. Tabelle 3-16 in Kapitel 3.2.3). Für die anderen Metalle beträgt die Reduktion infolge der stark verminderten Konzentrationen im Niederschlag (vgl. Kapitel 6.3.1) und der geringeren Düngung (vgl. Kapitel 6.3.2) zwischen 38 % (Zn) und 89 % (Pb).

6.3.4 Schwermetallemissionen durch Erosion

Der Beitrag der Erosion an der gesamten Schwermetallemission schwankt zwischen 2 % (Cd, Hg) und 12 % (Cr) im Jahr 1985 und zwischen 13 % (Cd, Hg) und 47 % (Cr) im Jahr 2000. Wie aus Abbildung 6-2 ersichtlich, ist die Erosion für Cr in den 90er Jahren für die meisten Flussgebiete der bedeutendste Eintragspfad. Auch bei Pb, As und Cu gelangen erhebliche Emissionen durch Erosion in die Oberflächengewässer. Die regionale Verteilung der erosionsbedingten Schwermetalleinträge ist den Karten in Abbildung 6-15 für das Bezugsjahr 1995 zu entnehmen.

Schwerpunkte der Emissionen über den Erosionspfad liegen aufgrund hoher Sedimenteinträge und Schwermetallgehalte im Oberboden in der unteren Donau (Inn, Isar, Vils), im Oberrhein, im Main (oberer Main, Tauber, Fränkische Saale), im Oberlauf der Elbe (Mulde, Saale, Unstrut) und der mittleren Weser. Insbesondere das Alpenvorland, die östliche Donau, der Main und die Unstrut weisen hohe flächenspezifische Sedimenteinträge auf. Diese Gebiete sind aufgrund ihrer mittleren Höhenlagen und des großen Anteils an Ackerland besonders erosionsgefährdet. Geringe spezifische Sedimenteinträge werden in den Flussgebieten der unteren Ems und Weser, der Küstenregion der Nordsee, dem mittleren nordostdeutschen Tiefland (Schwarze Elster, Spree, Havel) und dem Niederrhein berechnet (vgl. Abbildung 3-4 in Kapitel 3.2.4).

Hohe geogen bedingte Schwermetallgehalte im Boden finden sich besonders in den Festgesteinsbereichen von Baden-Württemberg, Bayern, Sachsen und Thüringen. Die sauren Magmatite und Metamorphite sowie Tonschieferfolgen des Erzgebirges weisen die höchsten As-, Cd- und Pb-Gehalte auf. Hohe Cr-, Cu- und Ni-Gehalte finden sich im Muschelkalk, Keuper und den Tonschieferfolgen in Thüringen. Als wichtige Quelle von Cr und Ni sind zudem die tertiären Basalte in Hessen zu nennen. Die tertiären und quartären überwiegend sandigen Sedimente Norddeutschlands weisen hingegen vergleichsweise niedrige Schwermetallgehalte auf.

Für alle Schwermetalle wurde eine Zunahme der Einträge durch Erosion von 1985 bis 2000 berechnet. Eine signifikante Erhöhung der Einträge wurde im betrachteten Zeitraum für Cd mit 6 %, Cu und Zn mit 5 % sowie Hg mit 4 % festgestellt. Für As, Cr und Pb wurde eine Zunahme von 2 % ermittelt. Die Ursache hierfür ist in der Akkumulation von Schwermetallen im Oberboden aufgrund der atmosphärischen Deposition und der Düngung mit Mineral- und Wirtschaftsdünger sowie Klärschlamm zu sehen. Während die Anreicherung von Cd im Oberboden überwiegend auf die atmosphärische Deposition und die Anwendung von Mineraldüngern zurückzuführen ist, werden Cu und Zn zum Großteil mit Wirtschaftsdüngern eingebracht. Die Hauptquellen für Hg sind die atmosphärische Deposition und die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung. Ni weist über den betrachteten Zeitraum mit nur 1 % die geringste Anreicherung im Oberboden auf.

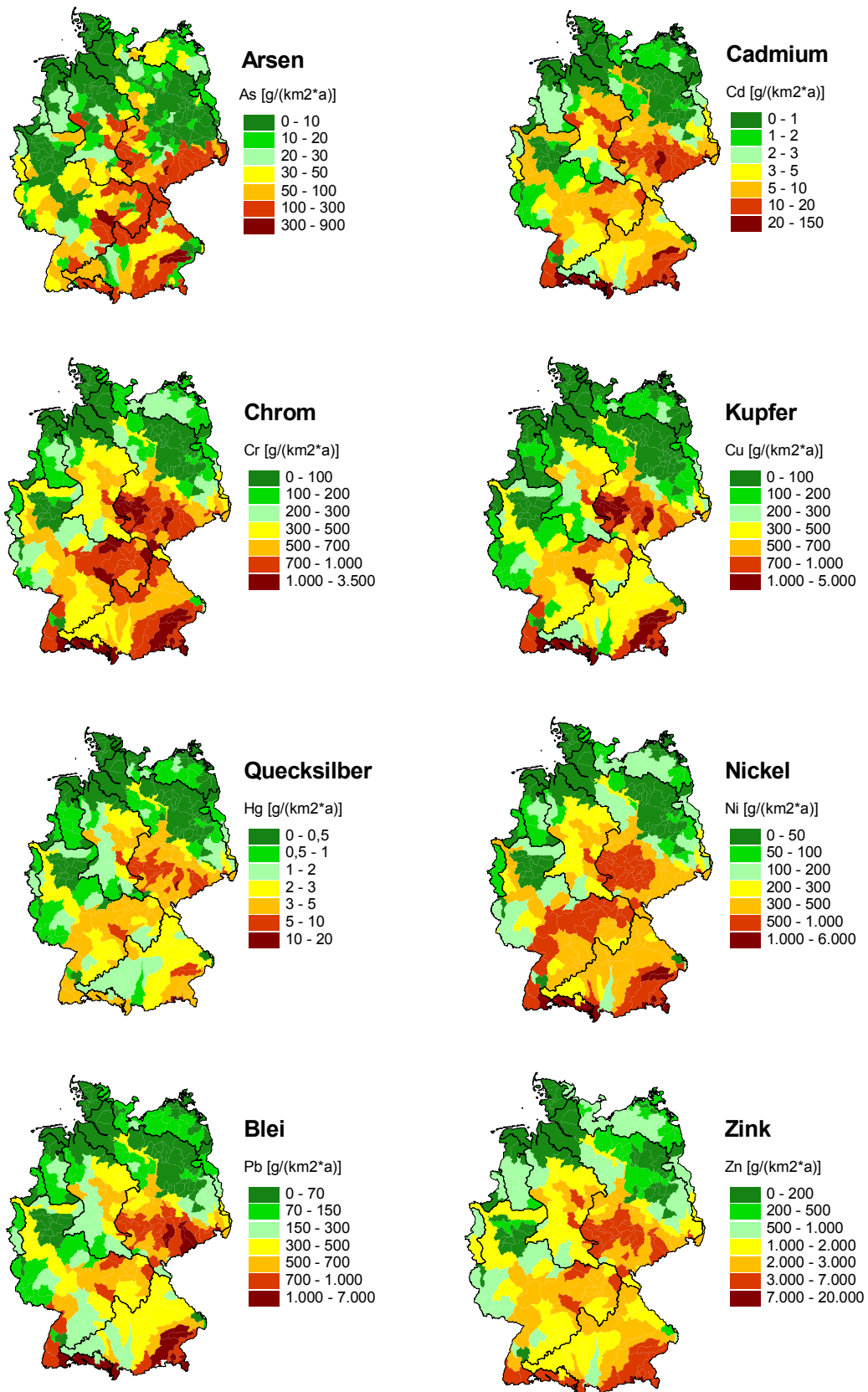


Abbildung 6-15 Verteilung der Schwermetallemissionen durch Erosion.

Mit Inkrafttreten des Bundesbodenschutzgesetzes (BBodSchV) ist eine ausgeglichene Bilanz für die Schwermetallein- und austräge in landwirtschaftlichen Böden anzustreben (Bannick et al., 2001). Im Rahmen der hier durchgeführten Bilanzrechnungen zeigte sich, dass sich die jährliche Akkumulation im Oberboden von 1985 bis 2000 für alle Metalle verringert hat, eine ausgeglichene Bilanz wurde allerdings nur für Ni von 1995 bis 2000 festgestellt.

6.3.5 Schwermetallemissionen durch Drainagen

Die Schwermetallemissionen aus Drainagen wurden anhand von mittleren für die Flussgebiete einheitlichen Sickerwasserkonzentrationen quantifiziert (Kapitel 3.2.5). Unterschiedliche flächenspezifische Belastungen ergeben sich demzufolge ausschließlich aufgrund der verschiedenen Drainspenden entsprechend Abbildung 3-6 (Kapitel 3.2.5). Das Küstengebiet der Nordsee weist die höchsten spezifischen Schwermetalleinträge aus Drainagen auf.

Bezogen auf die gesamten Schwermetallemissionen beträgt der Anteil aus Drainagen im Jahr 1985 zwischen 0,2 % (Pb) und 5 % (Ni) bzw. im Jahr 2000 zwischen 0,6 % (Pb) und 10 % (Cr).

Prinzipiell sinkt die Löslichkeit bei Schwermetallen bei gleichen adsorbierten Gehalten im allgemeinen in der Reihe (Scheffer/Schachtschabel, 1992):

$$\text{Cd} \geq \text{Zn} \geq \text{Ni} > \text{Cu} > \text{Cr} = \text{As} \geq \text{Pb} \geq \text{Hg}$$

Die niedrigen Pb-Frachten aus Drainagen sind demnach auf die geringe Löslichkeit von Pb im Boden zurückzuführen. Die Frachten für Hg erscheinen hingegen relativ hoch. Es könnte sein, dass diese überschätzt wurden, da alle Messwerte für Hg im Sickerwasser unter der Bestimmungsgrenze lagen (Bielert et al., 1999) und deshalb die halbe Bestimmungsgrenze zur Bilanzierung verwendet wurde.

Für alle Bezugszeiträume wurden die gleiche Drainflächengröße (Behrendt et al., 1999) und die gleichen Schwermetallkonzentrationen im Drainablauf zu Grunde gelegt. Die Änderung der Emissionen aus Drainagen von 1985 bis 2000 sind demzufolge nur auf Unterschiede in der Höhe der Drainspende begründet. Im Mittel für Deutschland war diese in den 90er Jahren um 7 % höher als in den 80er Jahren.

6.3.6 Schwermetallemissionen über den Grundwasserzufluss

Die wichtigste Quelle für Ni- und As-Emissionen in die Oberflächengewässer ist der Grundwasserzufluss. Der Anteil beträgt für Ni im Jahr 2000 46 % und für As

56 % der Gesamteinträge. Bei den anderen Metallen gelangen zwischen 3 % (Pb) und 14 % (Cd) der Einträge über das Grundwasser in die Oberflächenwässer.

Der Schwermetalleintrag durch Grundwasserzufluss wurde auf der Basis von Medianwerten des Neuen Geochemischen Atlas von Deutschland berechnet (Birke et al., 2001). Ein Teil der Schwermetallfracht im Grundwasser stammt aus geogenen Quellen. Der geogen bedingte Anteil kann auf Basis der mittleren geochemischen Untergrundwerte, die ebenfalls im Rahmen des Neuen Geochemischen Atlas von Deutschland bestimmt wurden, berechnet werden. Für Deutschland beträgt der geogen bedingte Anteil im Mittel zwischen 15 % für Zn und 73 % für Cr.

Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens konnte keine Regionalisierung der Schwermetallkonzentrationen im Grundwasserzufluss erfolgen, da der Neue Geochemische Atlas erst im Jahre 2003 fertiggestellt wird und erst dann räumlich differenzierte Daten vorliegen.

6.3.7 Diffuse Schwermetallemissionen aus urbanen Gebieten

Schwermetalleinträge aus *Kanalisationen und von nicht angeschlossenen Einwohnern* liefern für die Metalle Cd, Cu, Hg, Pb und Zn einen beträchtlichen Anteil der gesamten in die Flussgebiete eingetragenen Frachten. Für Pb waren bereits 1985 diffuse Emissionen aus urbanen Gebieten mit einem Anteil von 40 % der wichtigste Eintragspfad. Im Jahr 1995 beträgt der Anteil an der Gesamtemission zwischen 24 % (Hg) und 42 % (Pb) bzw. im Jahr 2000 zwischen 30 % (Hg, Cd) und 44 % (Zn). Lediglich für As, Cr und Ni spielen diffuse Einträge aus urbanen Gebieten nur eine untergeordnete Rolle (vgl. Abbildungen 6-1 bis -8).

In Abbildung 6-16a-h sind die spezifischen Einträge aus Siedlungsgebieten bezogen auf die Einzugsgebietsfläche der Flusssysteme dargestellt. Dabei wurde zwischen den Einträgen aus *Regenwasserkanälen, Mischwasserüberläufen, Kanalisationen, die nicht an eine Kläranlage angeschlossen sind* und *Haushalten ohne Anschluss an die Kanalisation* unterschieden. Die flächenspezifischen Frachten sind jeweils für die Bezugsjahre 1985, 1995 und 2000 abgebildet.

Der größte Anteil der Einträge stammt aus Regenwasserkanälen und Mischwasserüberläufen. Gemäß der Verbreitung der Entwässerungssysteme (vgl. hierzu Abbildung 3-8 in Kapitel 3.2.7) wird der größte Frachtanteil im Süden Deutschlands über Mischwasserentlastungen, im Norden über Trennkanalisationseinleitungen realisiert.

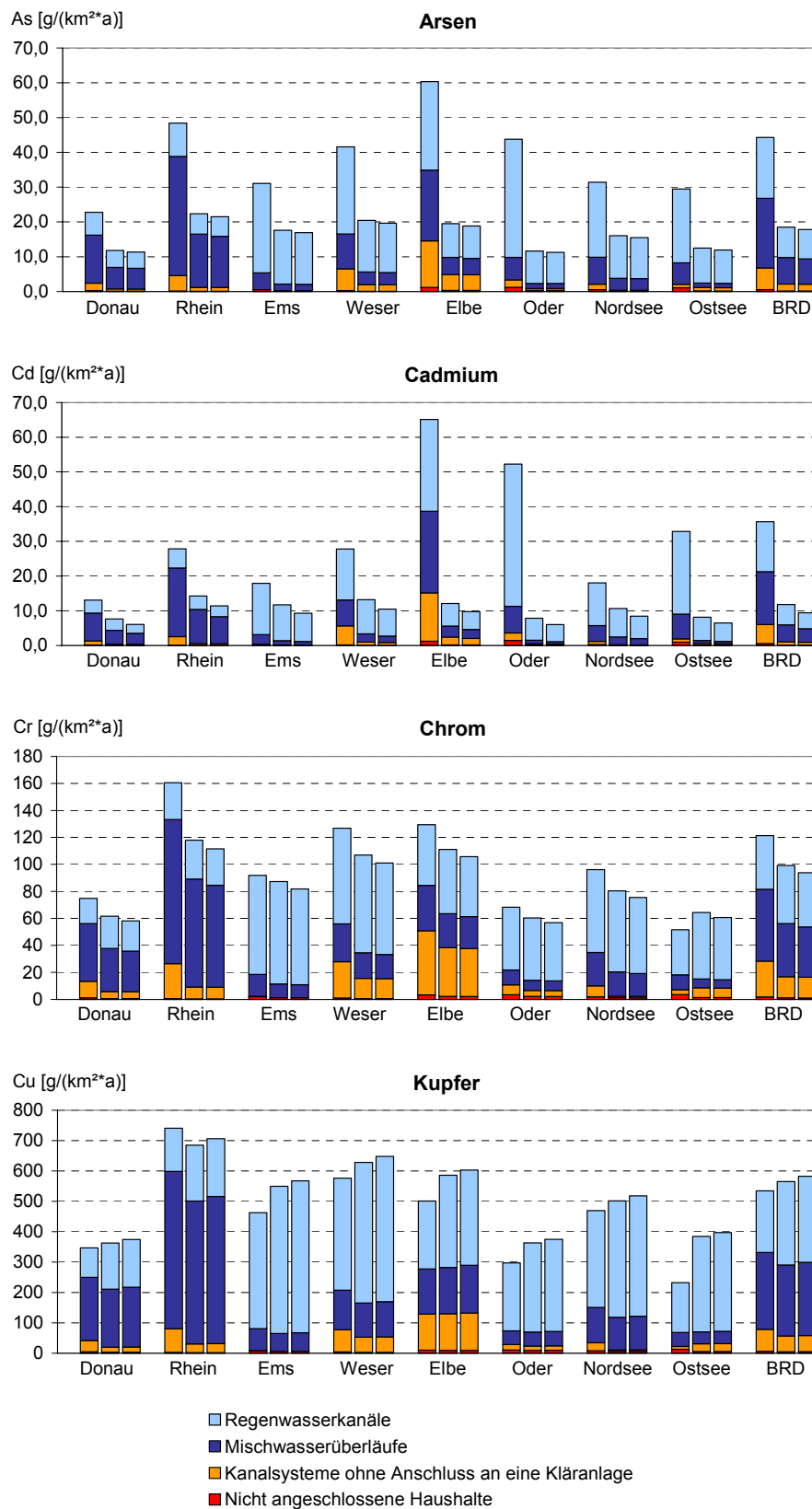


Abbildung 6-16a-d Spezifische Emissionen aus urbanen Gebieten in g/(km² Einzugsgebietsfläche*a).

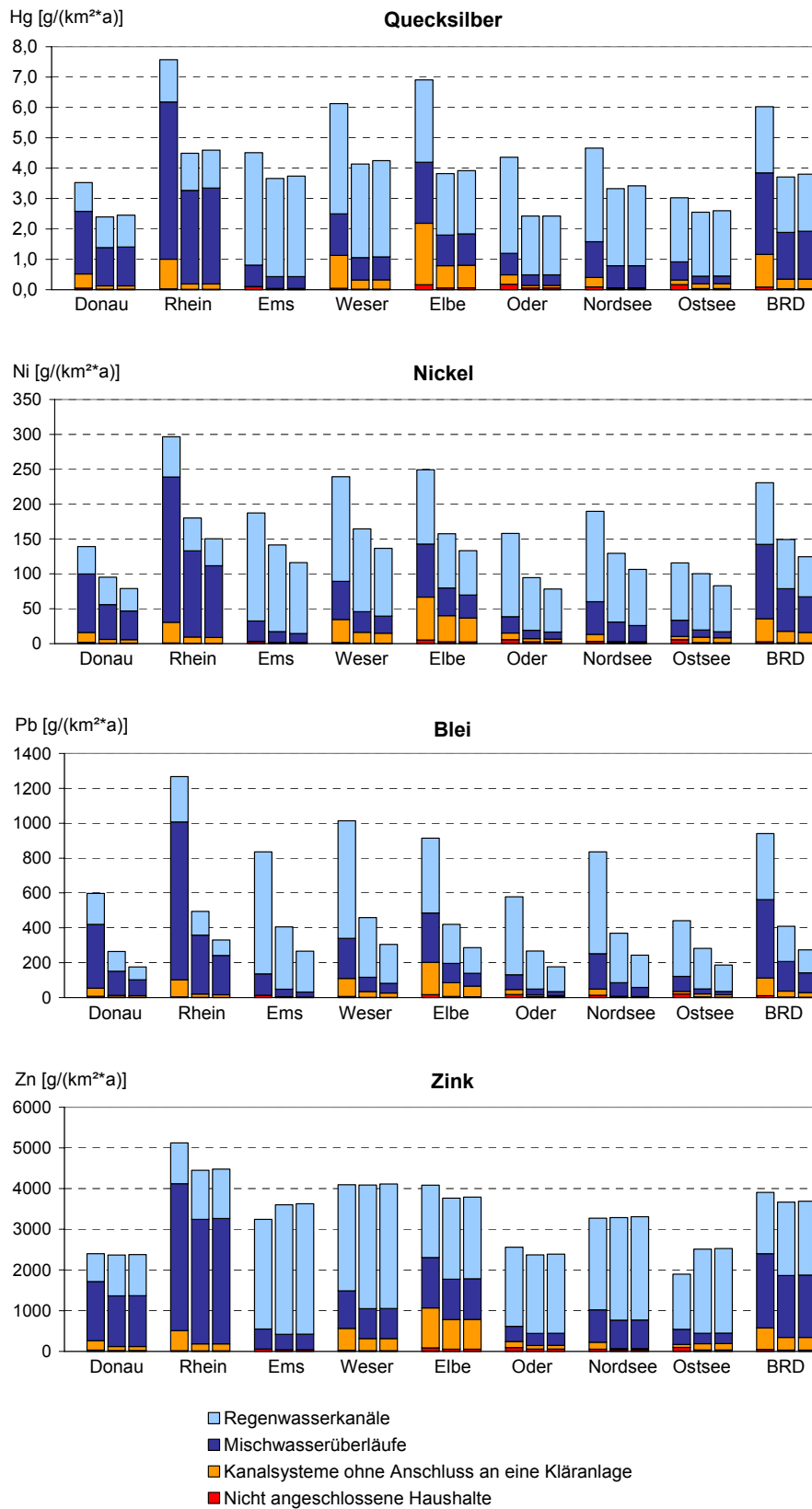


Abbildung 6-16e-h Spezifische Emissionen aus urbanen Gebieten in g/(km² Einzugsgebietsfläche*a).

Einträge von *Kanalisationen, die nicht an eine Kläranlage angeschlossen sind*, spielen 1985 noch für Donau, Rhein, Weser, Elbe, Oder und das Küstengebiet der Ostsee eine Rolle. Während 1985 in den Alten Bundesländern noch 3,8 % der Bevölkerung nur an eine Kanalisation aber nicht an eine Kläranlage angeschlossen waren, betrug der Anteil 1995 nur noch 1,2 %. In den Neuen Bundesländern waren auch 1995 noch 14,8 % der Bevölkerung nur an eine Kanalisation angeschlossen, weshalb dieser Eintragspfad in Elbe und Oder auch in der Mitte der 90er Jahre noch von Bedeutung ist (Tabelle 3-28 in Kapitel 3.2.7).

Obwohl der Anteil der Einwohner ohne Anschluss an eine Kanalisation 1995 in den Alten Bundesländern 4,8 % bzw. in den Neuen Bundesländern noch 22,7 % beträgt, sind Schwermetallemissionen aus diesem Eintragspfad für Oberflächengewässer von untergeordneter Bedeutung, da angenommen wurde, dass während der Bodenpassage ein Großteil der Schwermetalle zurückgehalten wird.

Die Höhe der flächenspezifischen Einträge aus urbanen Gebieten wird maßgeblich durch den Anteil der versiegelten Fläche in den Flussgebieten bestimmt. Für Rhein, Ems, Weser und Elbe wurden aufgrund des hohen Anteils der versiegelten Fläche von 3 % (Weser) bis 5 % (Rhein) die höchsten spezifischen Emissionen aus urbanen Gebieten berechnet.

Die Veränderung der diffusen Einträge aus urbanen Gebieten beträgt für den betrachteten Zeitraum 1985-2000 für Deutschland zwischen -74 % (Cd) und +9 % (Cu).

Für Cd gelten Verbrennungsprozesse, industrielle Emissionen und der Verkehr (Abnutzung von Reifen und Bremsen) als wichtigste Verschmutzungsquellen für befestigte Oberflächen (Duncan, 1999). Aufgrund der drastischen Verringerung der atmosphärischen Deposition wurde in den östlichen Flussgebieten die höchste Reduktion der diffusen Einträge aus urbanen Gebieten von 80 % (Ostseeküste) bis 89 % (Oder) ermittelt. Für die anderen Flussgebiete beträgt die Reduktion 53 % (Nordsee) bis 62 % (Weser). Hauptgrund für die Reduzierung der Pb-Konzentrationen im Niederschlagsabfluss von befestigten Flächen um 71 % ist der Einsatz von Pb-freien Kraftstoffen seit 1986. Die diffusen Emissionen von As, Cr, Hg und Ni aus urbanen Gebieten haben sich von 1985-2000 zwischen 23 % (Cr) und 60 % (As) verringert. Die Abnahme der Konzentrationen im Niederschlagsabfluss ist für diese Metalle weitestgehend auf die bereits in Kapitel 6.3.1 beschriebene Reduktion der atmosphärischen Deposition zurückzuführen.

Für Cu und Zn wurde in Kapitel 3.2.7 keine Verringerung der Konzentrationen im Niederschlagsabfluss von befestigten Flächen festgestellt. Die Gründe hierfür sind in den Quellen der beiden Metalle in Siedlungsgebieten zu sehen. Aufgrund der Verwendung von Cu und Zn als Baustoff für Dächer und Regenrinnen stellt die Korrosion eine bedeutende Verschmutzungsquelle dar. Von der Wirtschaftsvereinigung Metalle (2001) wird die insgesamt durch Korrosion abgeschwemmte Fracht

im Jahr 2000 mit 90 t für Cu und 780 t für Zn angegeben. Bei einem Trennsystemanteil von 46,5 % (StaBu, 1998b) gelangen von dieser Fracht etwa 42 t Cu und 363 t Zn über Regenwasserkanäle direkt in die Oberflächengewässer. Bezogen auf die Gesamtfracht aus Regenwasserkanälen von 101 t Cu und 647 t Zn beträgt der nur aus der Oberflächenkorrosion stammende Anteil im Bezugsjahr 2000 41 % für Cu und 56 % für Zn.

Die Kupferfläche im Gebäudebestand, die der Bewitterung ausgesetzt ist, wird von der Wirtschaftsvereinigung Metalle (2001) für 1985 mit 23,8 Mio m² für die Alten Bundesländer und für 2000 mit 64,1 Mio m² für die gesamte BRD angegeben. Im Bezugsjahr 1985 muss infolge der damals höheren atmosphärischen SO₂- und NO_x-Konzentration eine größere Korrosionsrate als im Jahr 2000⁴ angenommen werden (Landner/Lindström, 1999), allerdings ist aufgrund des gleichzeitigen Zuwachses der exponierten Cu-Flächen um das 2,7-fache nicht mit einer Verminderung der Einträge durch Korrosion von 1985 bis 2000 zu rechnen. Für Zn liegen keine Angaben über die Zunahme der exponierten Flächen von 1985-2000 vor. Von der Wirtschaftsvereinigung Metalle (2001) wird das durchschnittliche Marktvolumen für Bauzink für die letzten 30 Jahre mit 69.000 t/a angegeben, so dass auch für Zn ein erheblicher Flächenzuwachs stattfindet.

Eine weitere bedeutende Quelle für Cu und Zn in Niederschlagsabflüssen von befestigten Flächen stellt die Freisetzung im Straßenverkehr durch den Verschleiß von Bremsbelägen und den Abrieb von Reifen dar. Seit der Substitution von asbesthaltigen Bremsbelägen zu Beginn der 80er Jahre bestehen Bremsbeläge zu 25-50 % ihres Gewichts aus Messing (70 % Cu, 30 % Zn). Bei einer angenommenen Haltbarkeit der Beläge von 40.000 km werden ca. 1-2 mg Cu pro gefahrenem km freigesetzt (Landner/Lindström, 1999). Infolge des ansteigenden Verkehrsaufkommens in Deutschland (1990-1999 um 12 %, UBA, 2000) ist auch aus dem Herkunftsbereich "Verkehr" mit einer stetigen Erhöhung der in die Kanalisationssysteme gelangenden Cu- und Zn-Frachten zu rechnen.

Infolge der beschriebenen Gründe hat sich der diffuse Eintrag von Cu aus urbanen Gebieten im Mittel für Deutschland um 9 % von 1985-2000 erhöht. Insbesondere in den Neuen Bundesländern findet für Cu zudem ein Anstieg durch die entlasteten Schmutzwasseranteile von *Mischwasserüberläufen und Kanalisationen, die nicht an eine Kläranlage angeschlossen sind* infolge der zunehmenden Verwendung von Cu-Rohren für die Trinkwasserversorgung in Haushalten statt (vgl. Abbildung 6-16d).

Für Zn hat sich die Emission aus urbanen Gebieten insgesamt um 6 % verringert, obwohl ein Anstieg des Oberflächenpotenzials der versiegelten Flächen festgestellt wurde. Dies ist hauptsächlich auf den Rückgang von *Kanalisationen, die nicht an*

⁴ Die Korrosionsrate wird von der Wirtschaftsvereinigung Metalle (2001) für Cu im Jahr 2000 mit 1,3 g/(m²Pa) angegeben. Für 1985 ist die genaue Korrosionsrate nicht bekannt.

eine Kläranlage angeschlossen sind, sowie eine verminderte Schmutzwasserfracht aus Haushalten und Gewerbebetrieben zurückzuführen.

Die Anteile der Schmutzwasserfracht von Haushalten und Gewerbebetrieben an der Gesamtfracht im Entlastungsabfluss von *Mischwasserüberläufen* beträgt für Deutschland im Jahr 1985 zwischen 2,4 % (Pb) und 14 % (Cr) und im Jahr 2000 zwischen 4,9 % (Zn) und 13 % (Cr). Der Vergleich mit dem vor der Entlastung einzuhaltenden Mindestmischungsverhältnis von 1:7 zwischen Schmutzwasser und Regenwasser (ATV-DVWK, 2000, A 128) zeigt, dass der berechnete Schmutzwasseranteil in einer plausiblen Größenordnung liegt. Der Anteil der gewerblich bedingten Schwermetallfracht an der gesamten entlasteten Schmutzwasserfracht (Haushalte und Gewerbe) beträgt im Jahr 1985 noch zwischen 19 % (Zn) und 64 % (Cd). Im Jahr 2000 stammen hingegen nur noch zwischen 6,2 % (Zn) und 22 % (Cd, Pb) der Einträge aus gewerblichem Abwasser.

In den letzten Jahren lässt sich ein Trend zum Trennsystem feststellen. Während die Kanallänge beim Mischsystem in Deutschland von 1991-1998 nur um 13 % zunahm, ist für das Trennsystem ein Anstieg der Kanallänge von insgesamt 39 % zu verzeichnen. Dies ist bezogen auf anthropogene Schadstoffe nicht zwangsläufig mit einer Gewässerentlastung verbunden. Während im Mischsystem ein Teil der von befestigten Oberflächen stammenden Schmutzfracht zur Kläranlage gelangt, wo ein effektiver Rückhalt stattfindet, wird diese Schmutzfracht im Trennsystem in der Regel ohne zielgerichtete Behandlung in die Gewässer eingeleitet. Eine weitere Verbreitung der Trennsysteme ohne adäquate Regenwasserbehandlung ist daher mit einer Mehrbelastung der Gewässer verbunden.

6.3.8 Schwermetallemissionen durch Schifffahrt

Schwermetalleinträge durch Schifffahrt waren nur für die Metalle Cu, Pb und Zn zu berücksichtigen. Cu wird durch die Sportschifffahrt emittiert. Da keine genauen Angaben zur Anzahl der Sportboote in den Einzugsgebieten vorliegen, konnte für Cu keine Veränderung der Emissionssituation berechnet werden. Pb und Zn gelangen überwiegend durch Fahrzeuge der Berufsschifffahrt in die Fließgewässer. Für das Jahr 2000 wurde eine geringere Anzahl der Fahrzeuge in der Berufsschifffahrt durch das Statistische Bundesamt, insbesondere für die Neuen Bundesländer, registriert. Folglich wurde für Pb eine Minderung um 17 % und für Zn um 91 % seit 1985 berechnet. Die drastische Reduktion der Zn-Einträge ist darauf zurück zu führen, dass angenommen wurde, dass Zn-Elektroden zum Korrosionsschutz nur in brackischen Binnengewässern und somit nur im Küstengebiet der Ostsee zum Einsatz kommen (vgl. Kapitel 3.2.8). Die reduzierte Anzahl der Fahrzeuge der Berufsschifffahrt in den Neuen Bundesländern macht sich deshalb für das Küstengebiet der Ostsee besonders bemerkbar.

6.4 Vergleich der berechneten Schwermetallemissionen mit Gewässerfrachten an Gütepegeln

Unter Berücksichtigung der flussinternen Schwermetallrückhalte ist es möglich, die berechneten Emissionen mit den aus Güte- und Durchflussmesswerten ermittelten Flussfrachten zu vergleichen (Kapitel 5.2). Trotz der sowohl auf der Emissions- als auch der Immissionsseite gegebenen Mess- und Berechnungsfehler können durch diesen Vergleich größere Abweichungen erkannt und das Ergebnis der Emissionsberechnung auf Plausibilität geprüft werden.

In den Abbildungen 6-17a-f ist der sich aus dem Vergleich ergebende Zusammenhang zwischen berechneter Fracht (Emission – Retention) und Gewässerfracht (aus Pegeldaten ermittelt) dargestellt. Neben eigenen Auswertungen konnten für die Metalle Cd, Cu, Pb und Zn nach der gleichen Methodik berechnete Gewässerfrachten von Vink/Behrendt (2002) herangezogen werden. In den Grafiken ist die 50 %-Abweichung von der 1:1-Linie als punktierte Linie ergänzt. Für Hg und As lagen kaum Daten zu Flussfrachten vor.

Die mittlere Gesamtabweichung liegt für Cd bei 38,7 %, für Cr bei 42,1 % und für Pb bei 41 %. Die Konzentrationen dieser Metalle in den Flüssen liegen sehr häufig unter der Bestimmungsgrenze, was zu großen Unsicherheiten bei der Frachtberechnung führt. Hingegen wurde für Cu mit 19,7 %, Ni mit 17,4 % und Zn mit 28,2 % eine vergleichsweise geringe Abweichung festgestellt, da für diese Metalle selten Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze gemessen werden. Eine weitere Ursache für eine fehlerhafte Abschätzung der Frachten im Fluss kann in der Höhe der maßgeblichen Abflüsse liegen. Teilweise unterscheiden sich die Größen der Einzugsgebiete für Güte- und Abflusspegel deutlich.

Generell lässt sich feststellen, dass die Abweichungen zwischen berechneter und „gemessener“ Fracht mit kleiner werdenden Einzugsgebieten stark zunehmen. Die Quantifizierung der Schwermetallemissionen musste aufgrund der vorhandenen Datengrundlagen sowie der abzudeckenden Maßstabsebene der großen Flussgebiete Deutschlands z.T. anhand von mittleren Emissionsfaktoren erfolgen. Bei dieser Vorgehensweise können Besonderheiten kleinerer Flussgebietseinheiten, wie z.B. eine erhöhte geogene Belastung aber auch regionale und lokale Schwerpunktsbelastungen aufgrund industrieller oder landwirtschaftlicher Nutzung nicht erfasst werden. Auch Meteorologische, naturraum- oder nutzungsbedingte Spezifika können mit der verwendeten bzw. verfügbaren Datengrundlage und Methodik nicht adäquat erfasst werden. Insbesondere in Gebieten, in denen ehemals Metallerze gewonnen wurden, konnten nicht alle aus den historischen Bergbauaktivitäten resultierenden Belastungen quantifiziert werden (vgl. Kapitel 3.1.3 und 6.2.3).

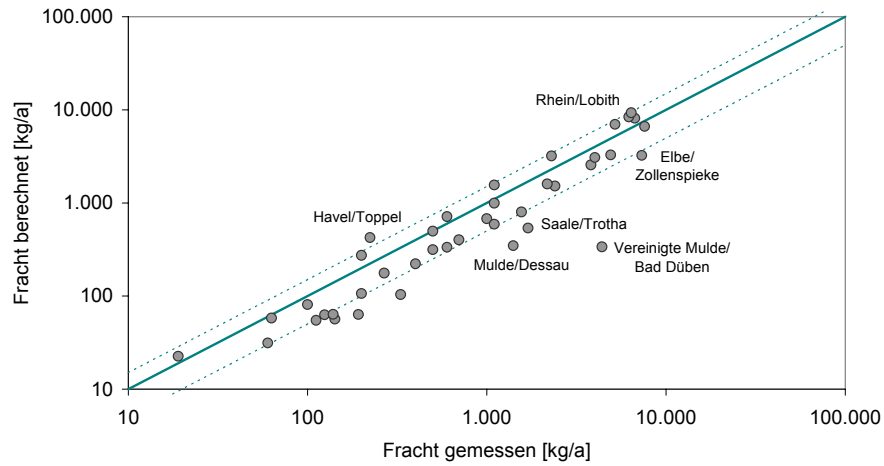
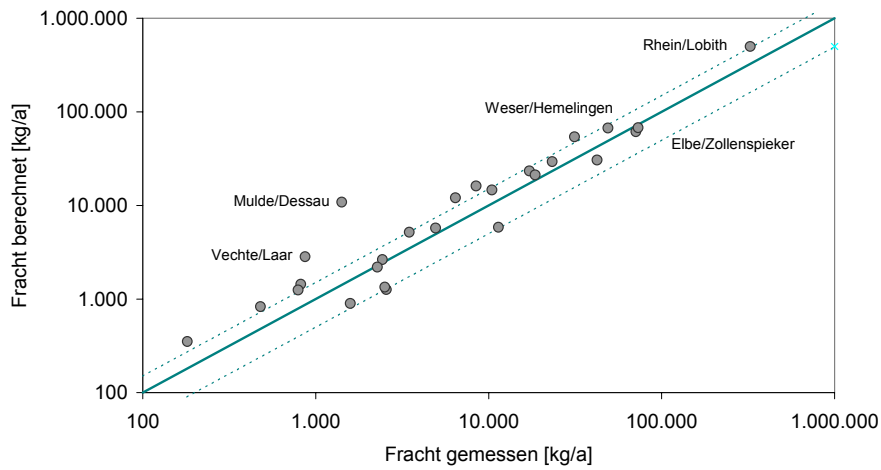
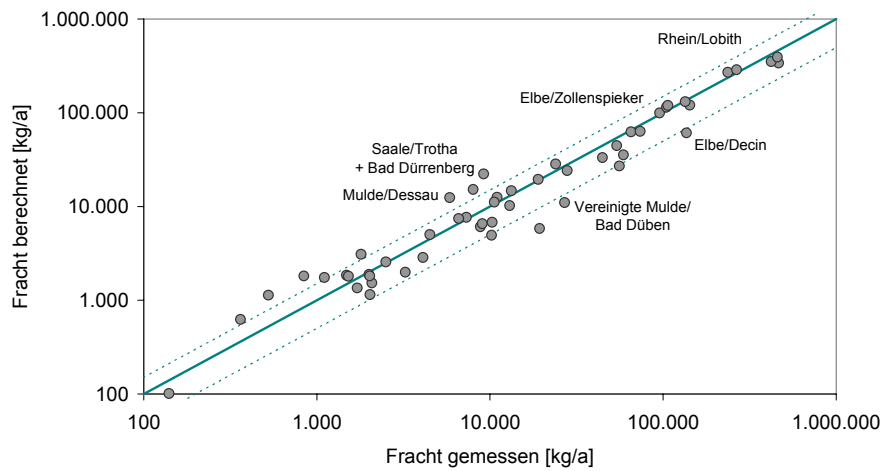
Cadmium**Chrom****Kupfer**

Abbildung 6-17a-c Vergleich zwischen berechneten Frachten mit Gewässerfrachten an Gütepegeln.

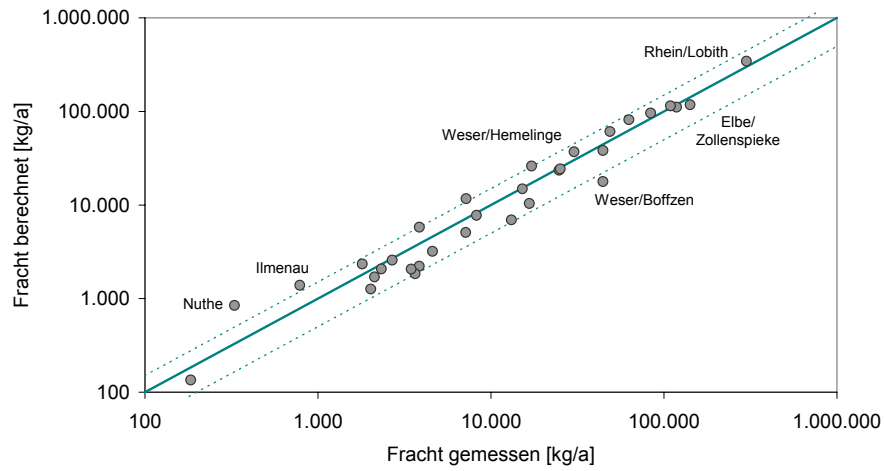
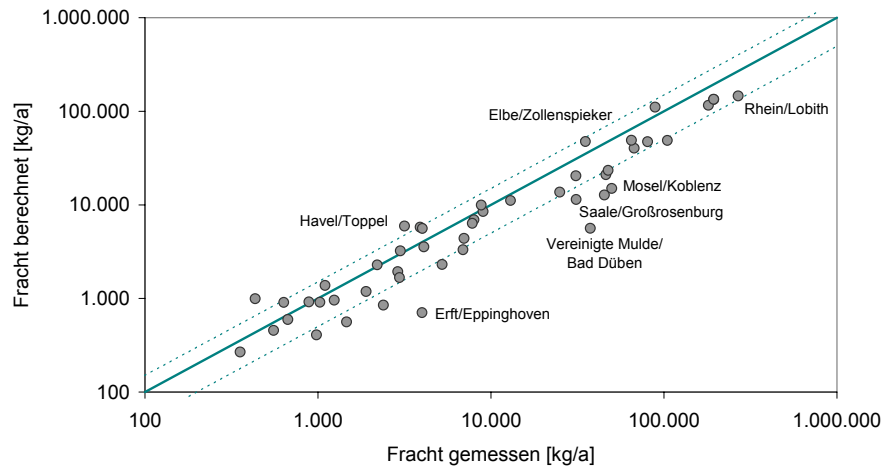
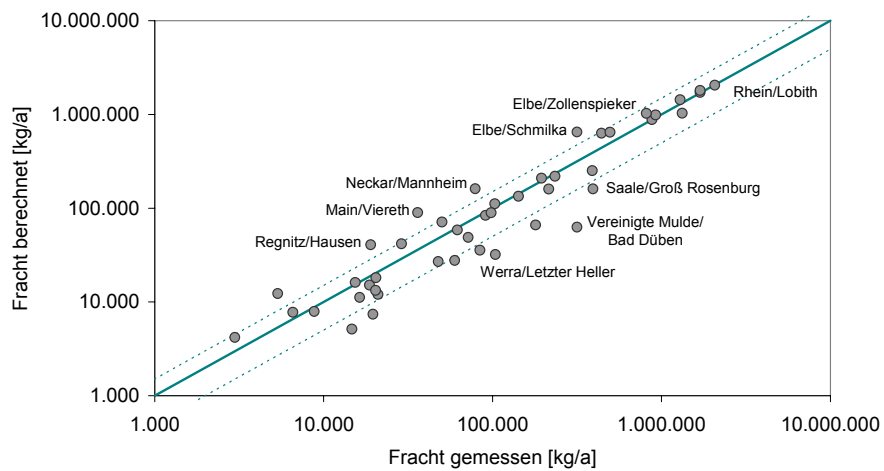
Nickel**Blei****Zink**

Abbildung 6-17d-f Vergleich zwischen berechneten Frachten mit Gewässerfrachten an Gütepegeln.

Größere Unterschiede wurden z.B. im Flussgebiet der Elbe für die Einzugsgebiete von Vereinigter Mulde und Saale festgestellt, die aufgrund von Erzgebirge und Thüringer Schiefergebirge hohe geogene Schwermetallkonzentrationen aufweisen. Im Flussgebiet des Rheins wurden die Pb-Einträge in der Erft stark unterschätzt. In die Erft werden Stollenwässer eines ehemaligen Bleibergwerks (Burgfeyer Stollen) eingeleitet, was zu einer erheblichen Belastung der Sedimente führt (Christoffels, 1989).

Der Zusammenhang zwischen Einzugsgebietsgröße und prozentualer Abweichung ist am Beispiel Cu in Abbildung 6-18 dargestellt. Für große Flussgebiete konnte in der Regel eine gute Übereinstimmung zwischen berechneten Frachten und Gewässerfrachten an Gütepegeln erzielt werden. Lediglich für die Elbe zeigt sich an der deutsch/tschechischen Grenze bei Decin eine größere Abweichung von über 50 %. Für Cu wurde bei Decin eine Fracht von 137 t von Vink/Behrendt (2002) ermittelt. An der stromabwärts liegenden Messstelle Schmilka beträgt die Cu-Fracht jedoch nur 65 t, was sehr gut mit den berechneten Frachten übereinstimmte. Vink/Behrendt (2002) führen diese Differenz darauf zurück, dass die beiden Messstellen auf verschiedenen Seiten des Elbufers liegen. Behrendt et al. (1999) beobachteten an den beiden Messstellen ein ähnliches Phänomen für Nährstoffe.

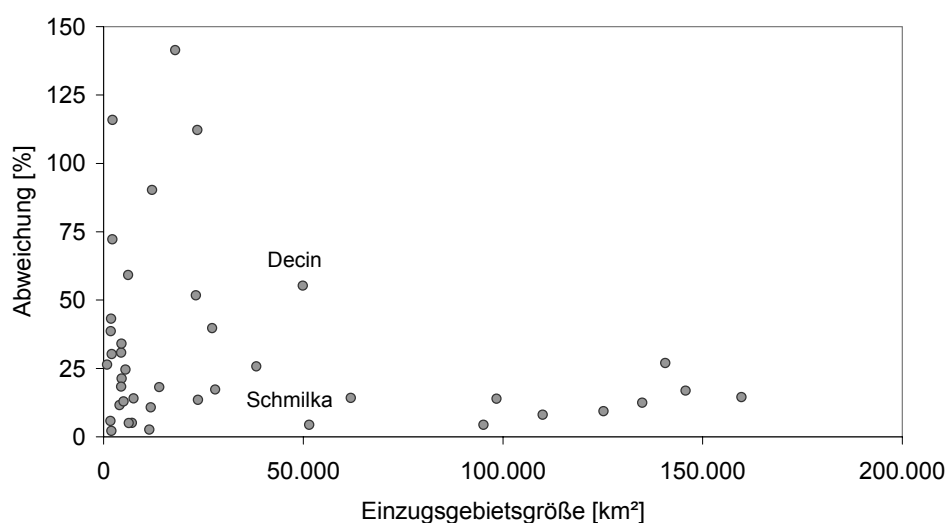


Abbildung 6-18 Abhängigkeit der prozentualen Abweichung von berechneten Frachten und Gewässerfrachten an Gütepegeln von der Einzugsgebietsgröße am Beispiel Cu.

Bei einigen Flussgebieten zeigt sich, dass die Einträge deutlich größer als die Gewässerfrachten sind. Eine Analyse dieser Flussgebiete ergibt, dass es sich dabei vorwiegend um Gebiete handelt, bei denen die Gütemessstelle direkt hinter einem See oder einer Talsperre liegt. Die gewässerseitige Retention in diesen Flussgebieten wird mit der verwendeten Rückhaltebeziehung, die sich aus Fließgewässern

ableitet, unterschätzt. Im Bitterfelder Stausee wird beispielsweise 80-90 % der Sedimentfracht (Müller et al., 1995, zit. in Vink/Behrendt, 2002) zurückgehalten, weshalb die in der Mulde bei Dessau transportierte Schwermetallfracht nur noch gering ist. Die Überschätzung der Einträge in die Mulde macht sich für Cr am deutlichsten bemerkbar, da für dieses Metall die Erosion der wichtigste Eintragspfad ist.

Trotz der nahezu für jedes Flussgebiet zu berücksichtigenden Besonderheiten und der zur Bestimmung der Emissionen und Flussfrachten zur Verfügung stehenden, in einigen Fällen unbefriedigenden Datengrundlage führt der Emissions-/Immissionsvergleich zu einem erfreulichen Ergebnis. Die für die großen Flussgebiete Deutschlands berechneten Frachten zeigen für die Metalle Cd, Cr, Hg und Pb eine Abweichung von kleiner 50 %, für Cu, Ni und Zn ergibt sich sogar ein Fehler kleiner 30 %.

Eine weitere Verbesserung dieses Ergebnisses kann nur erreicht werden, wenn sowohl auf der Emissions- als auch auf der Gewässerseite zuverlässige Messungen mit höherer räumlicher Auflösung für alle Metalle durchgeführt werden. Im Rahmen dieses Vorhabens konnten beispielsweise lediglich die Gewässerfrachten für Cu, Zn und Ni an Gütepegeln zuverlässig quantifiziert werden.

7 Lindanemissionen in den Flussgebieten Deutschlands

7.1 Gesamtbetrachtung der Lindanemissionen

Abbildung 7-1 gibt einen Überblick zu den Lindanemissionen in den Flussgebieten und deren Veränderung von 1985 bis 2000. Dargestellt sind die spezifischen Gesamteinträge bezogen auf die Einzugsgebietsfläche, der Anteil der punktförmigen und diffusen Quellen sowie die Bedeutung der betrachteten Eintragspfade. Eine detaillierte Aufstellung der Emissionen ist Anhang 2i zu entnehmen.

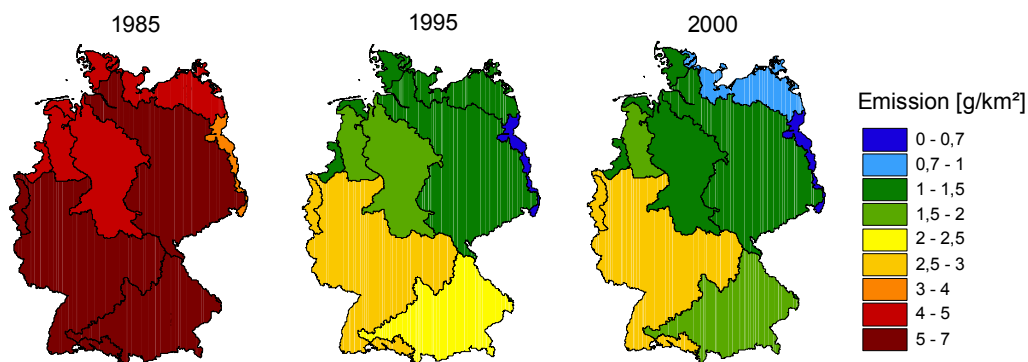
Von 1985 bis 2000 wurde für Deutschland im Mittel eine Verminderung der Lindanemissionen von 67 % berechnet. In ursächlichem Zusammenhang damit ist zu sehen, dass die Anwendung von Lindan seit der Mitte der 80er Jahre zunächst stark eingeschränkt wurde und seit 1999 in Deutschland verboten ist. Dennoch ist Lindan aufgrund seiner Persistenz nach wie vor in der Atmosphäre, im Boden und im Wasser zu finden und wird deshalb auch im Bezugsjahr 2000 in die Oberflächengewässer eingetragen.

Aufgrund der hohen Flüchtigkeit und Persistenz spielt die Verbreitung über die Atmosphäre eine große Rolle. Das in der Atmosphäre enthaltene Lindan gelangt durch *direkte atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche, Abschwemmung von unbefestigten Flächen* sowie durch *Kanalisationen und Abläufe kommunaler Kläranlagen* in die Fließgewässer.

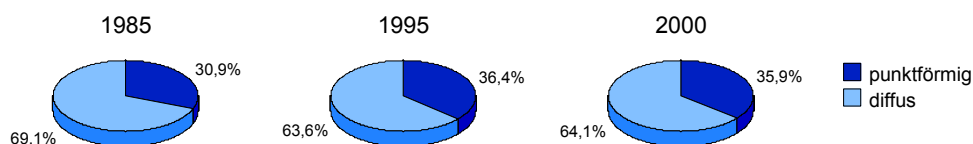
Als wichtigster Eintragspfad wurden kommunale Kläranlagen identifiziert. Der Anteil an der Gesamtfracht macht im Mittel für Deutschland 25 % im Bezugsjahr 1985 und 36 % im Bezugsjahr 2000 aus. Seit 1985 wurde eine Verminderung der Einträge aus kommunalen Kläranlagen von 52 % infolge der stark reduzierten Anwendung von Lindan und den geringeren Konzentrationen im Niederschlagsabfluss von befestigten Flächen ermittelt. Signifikante Einleitungen aus der Industrie wurden für die Elbe noch bis 1994 infolge der Lindanformulierung bei Bitterfeld-Wolfen festgestellt. Der Anteil der punktförmigen Quellen beträgt ca. ein Drittel der Gesamtemissionen.

Lindan

Flächenspezifische Gesamtemissionen



Durchschnittlicher Anteil der punktförmigen und diffusen Quellen

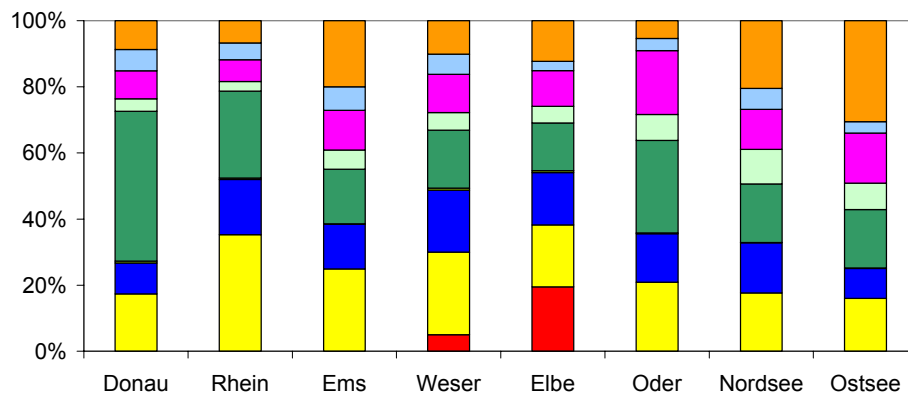


Lindanemissionen in kg/a und Änderung von 1985 bis 2000

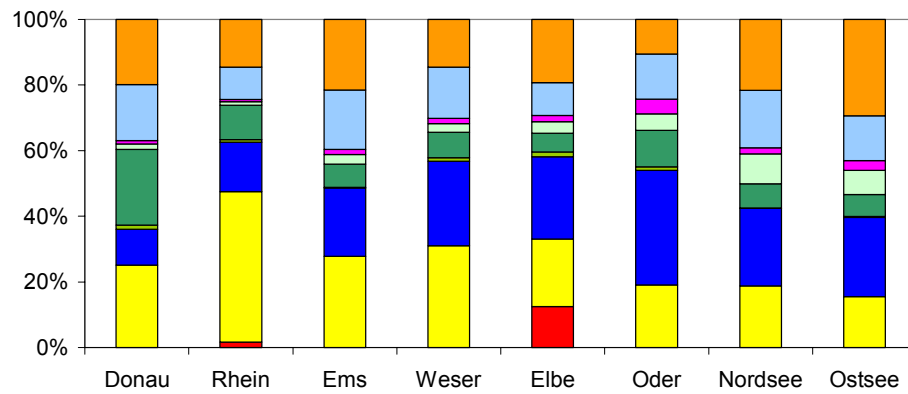
Flussgebiet	Punktförmige Quellen			Diffuse Quellen			Gesamte Emissionen		
	1985	2000	Änderung	1985	2000	Änderung	1985	2000	Änderung
Donau	51	28	-46%	243	81	-66%	294	109	-63%
Rhein	227	132	-42%	416	146	-65%	643	277	-57%
Ems	14	9	-39%	42	15	-65%	56	23	-59%
Weser	60	21	-65%	140	45	-68%	200	66	-67%
Elbe	208	30	-86%	336	88	-74%	544	118	-78%
Oder	4	1	-78%	15	3	-83%	19	3	-82%
Nordseeküste	8	4	-53%	37	12	-69%	45	15	-66%
Ostseeküste	16	4	-75%	84	18	-78%	100	22	-78%
Schwarzes Meer	51	28	-46%	243	81	-66%	294	109	-63%
Nordsee gesamt	517	195	-62%	972	305	-69%	1.489	500	-66%
Ostsee gesamt	20	5	-76%	99	21	-79%	119	26	-78%
Deutschland	588	228	-61%	1.313	407	-69%	1.901	634	-67%

Anteil der Eintragspfade an den Lindanemissionen

1985



1995



2000

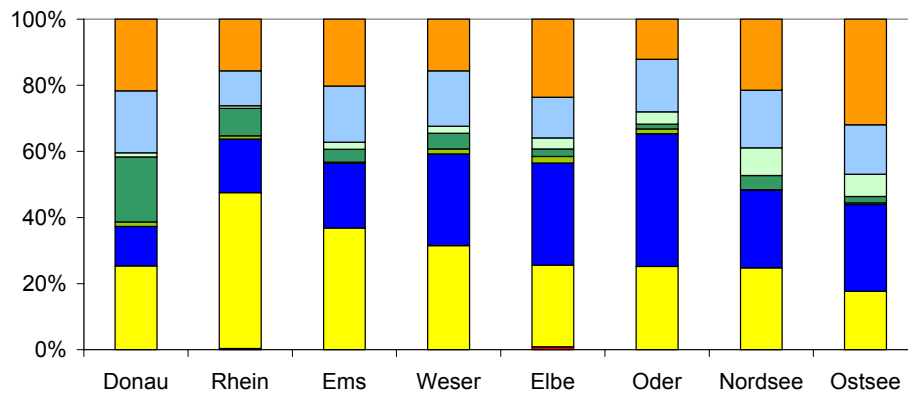


Abbildung 7-1 Gesamtbetrachtung der Lindanemissionen.

Der wichtigste diffuse Eintragspfad im Bezugsjahr 1985 mit einem Anteil an der Gesamtemission von 24 % ist die *Abschwemmung von unbefestigten Flächen*. In den Alten Bundesländern stammt etwa die Hälfte der Emission aus dem Niederschlag und die andere Hälfte aus der Abschwemmung von appliziertem Lindan. Für die Einzugsgebiete von Donau und Rhein überwiegt der Frachtanteil aus dem Niederschlag, aufgrund des bereits in Kapitel 6.3.4 beschriebenen höheren spezifischen Abflusses. Hingegen resultiert in den ostdeutschen Flussgebieten Elbe, Oder und Ostseeküste aufgrund der höheren Applikationsmenge in der ehemaligen DDR (vgl. Kapitel 4.1.3) der größte Frachtanteil aus der Abschwemmung von Lindan. Weitere bedeutende diffuse Eintragspfade im Bezugsjahr 1985 sind *Kanalisationen und nicht angeschlossene Einwohner* mit einem Anteil von 15 %, die *atmosphärische Deposition* mit 11 % sowie *Hofabläufe und Abdrift* mit 10 % an den Gesamtemissionen.

Obwohl 1985 für den Osten Deutschlands von einer höheren spezifischen Lindanapplikation als in den Alten Bundesländern ausgegangen wurde, treten keine höheren Lindanemissionen in die Oberflächengewässer auf. Die spezifischen Einträge infolge der Lindanapplikation über *Hofabläufe und Abdrift*, *Abschwemmung* und *Drainagen* sind für die ostdeutschen Flussgebiete zwar höher als für die anderen Stromgebiete, bezogen auf die Gesamtemission machen diese Einträge im Mittel jedoch nur 25 % aus.

Im Bezugsjahr 1995 und 2000 stellen *diffuse Emissionen aus urbanen Gebieten* mit 18 % bzw. 20 % und die *direkte atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche* mit 17 % bzw. 19 % die bedeutendsten diffusen Eintragspfade dar. Für den Eintrag mit dem *Grundwasser* wurde keine Veränderung der Emissionsfaktoren von 1985 bis 2000 angenommen (vgl. Kapitel 4.2.2.6). Infolge der verringerten Gesamtemissionen stieg der Anteil der Einträge aus dem *Grundwasserpfad* und macht im Jahr 2000 13,5 % aus. Die *Erosion* verursacht aufgrund der geringen Sorptionsneigung von Lindan (vgl. Kapitel 4.1.1) nur ca. 1 % der gesamten Lindanemissionen in Deutschland.

7.2 Vergleich der berechneten Lindanemissionen mit Gewässerfrachten an Gütepegeln

Für Lindan standen nur sehr wenige Daten zu Konzentrationen in den Flüssen zur Verfügung. Lediglich für die Elbe wurden ab 1996 an mehreren Pegeln Daten erfasst. Für den Rhein konnte nur die von der IKSr veröffentlichte Fracht von 250 kg Lindan bei Bimmen/Lobith für das Bezugsjahr 1995 zum Vergleich herangezogen werden (IKSR, 1997). In Abbildung 7-2 ist der Zusammenhang zwischen den berechneten Lindanemissionen und den Flussfrachten dargestellt. Die Gründe für die Abweichung können, wie bereits für Schwermetalle in Kapitel 6.4

erläutert, sowohl auf der Emissions- als auch auf der Immissionsseite liegen. Auch für Lindan wurden sehr viele Konzentrationen an Gewässergütepegeln kleiner der Bestimmungsgrenze gemessen. Zudem wurde keine Retention berücksichtigt, da angenommen wurde, dass aufgrund des überwiegenden Transports in der gelösten Phase und des nur sehr langsamen Abbaus von Lindan nur ein geringer Rückhalt im Flusssystem stattfindet. Die Ursachen für eine fehlerhafte Emissionsschätzung sind überwiegend durch die Tatsache begründet, dass für Lindan, mehr noch als bei den Schwermetallen, eine Reihe von Annahmen zu treffen waren, da Daten zu den Anwendungsmengen sowie zu deren räumlichen Verteilung fehlen. Entsprechend gilt für Lindan auch der bereits für Schwermetalle festgestellte Zusammenhang, dass die Abweichung der berechneten Emissionen von den Gewässerfrachten an Gütepegeln in kleineren Einzugsgebieten zunimmt, wie die Beispiele von Vechte und Neisse in Abbildung 7-2 illustrieren. Für die großen Flussgebiete kann jedoch festgehalten werden, dass die Lindanemissionen mit einer Abweichung von weniger als 50 % ermittelt werden konnten.

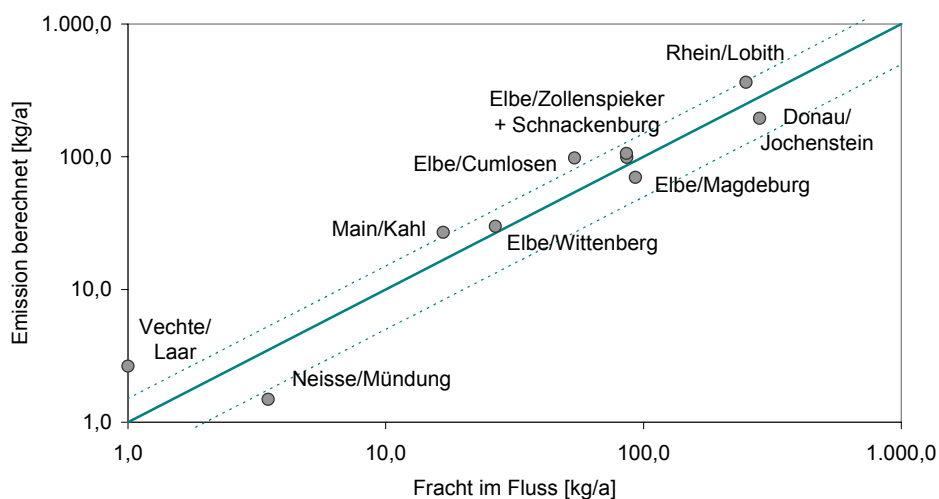


Abbildung 7-2 Vergleich zwischen berechneten Lindanemissionen und Gewässerfrachten an Gütepegeln (Bezugsjahr 1995 und 2000).

Von der IKSE (2000) liegen Daten zur transportierten Lindanfracht und zum Abfluss in der Elbe für die Gütemessstelle Schnackenburg von 1985 bis 1999 vor (Abbildung 7-3). Die Lindanfracht zeigt eine starke Abhängigkeit vom Abfluss und weist dementsprechend auch eine hohe Schwankungsbreite auf. Betrachtet man für beide Kurven die linearen Trendlinien, so ergibt sich für die Lindanfracht ein deutlich abnehmender Trend. Die berechneten Verminderungen der Emissionen seit 1985 können somit als plausibel angesehen werden.

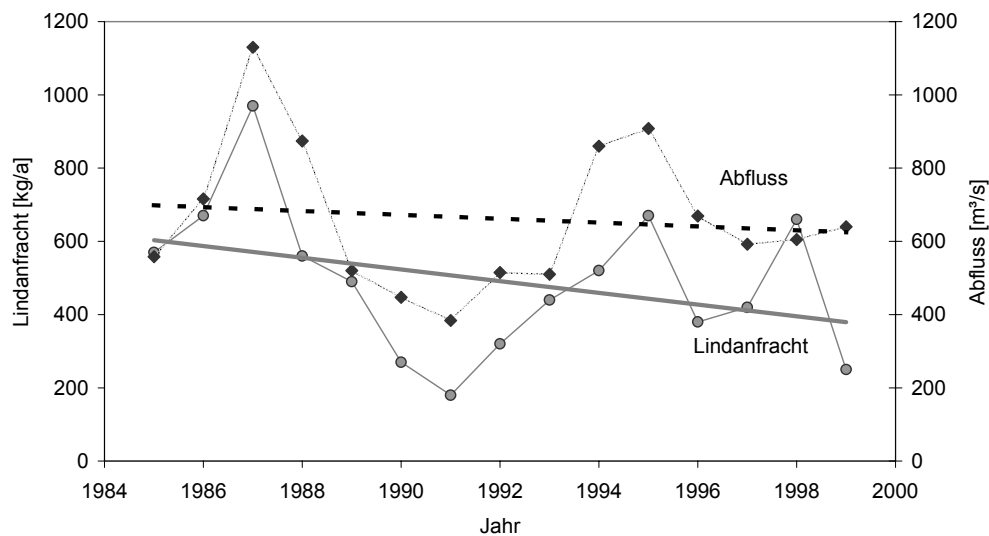


Abbildung 7-3 Zusammenhang zwischen Abfluss und Lindanfracht in der Elbe (Schnackenburg) von 1985 bis 1999 (IKSE, 2000).

Die starke Abhängigkeit der Fracht vom Abfluss lässt bereits vermuten, dass ein Großteil der Lindaneinträge aus diffusen Quellen stammt. Die Abschätzung der punktförmigen und diffusen Frachtanteile wurde zusätzlich anhand der "Immissionsmethode" geprüft (Kapitel 5.3). Dies war allerdings nur für die Gütemessstellen Schnackenburg (1983-1987 und 1996-2000) und Magdeburg (1996-1998) möglich, da nur für diese Messstellen ausreichend Messwerte über mehrere Jahre in der benötigten Qualität (möglichst alle Messwerte größer Bestimmungsgrenze) zur Verfügung standen. Die industriellen Direkteinträge aus Bitterfeld-Wolfen wurden für die Mitte der 90er Jahre nicht mehr berücksichtigt, da diese nur bis zum Jahre 1994 gemeldet wurden. Abbildung 7-4 zeigt den Vergleich zwischen Immissions- und Emissionsmethode für Schnackenburg und Magdeburg.

Für das Bezugsjahr 1985 zeigt sich eine sehr gute Übereinstimmung der nach beiden Methoden abgeschätzten punktförmigen und diffusen Frachtanteile für Schnackenburg. Für die Mitte der 90er Jahre wurde jedoch nach der Immissionsmethode ein größerer Anteil aus punktförmigen Quellen berechnet. Allerdings weisen die Daten eine sehr hohe Streuung auf (Korrelationskoeffizient $R^2 = 0,38$). Dies zeigt auch der in Abbildung 7-5 dargestellte Zusammenhang zwischen Abfluss und Lindanfracht bei Schnackenburg. Für den Gütepegel Magdeburg stimmte die Emissionsschätzung für 1996-1998 sehr gut mit der Immissionsschätzung überein. Für Magdeburg ergibt sich auch ein deutlicher Frachtanstieg mit zunehmendem Abfluss (Abbildung 7-5). Aus dem Vergleich mit der Immissionsmethode kann geschlossen werden, dass die punktförmigen und diffusen Frachtanteile mit der Emissionsmethode insgesamt befriedigend quantifiziert wurden.

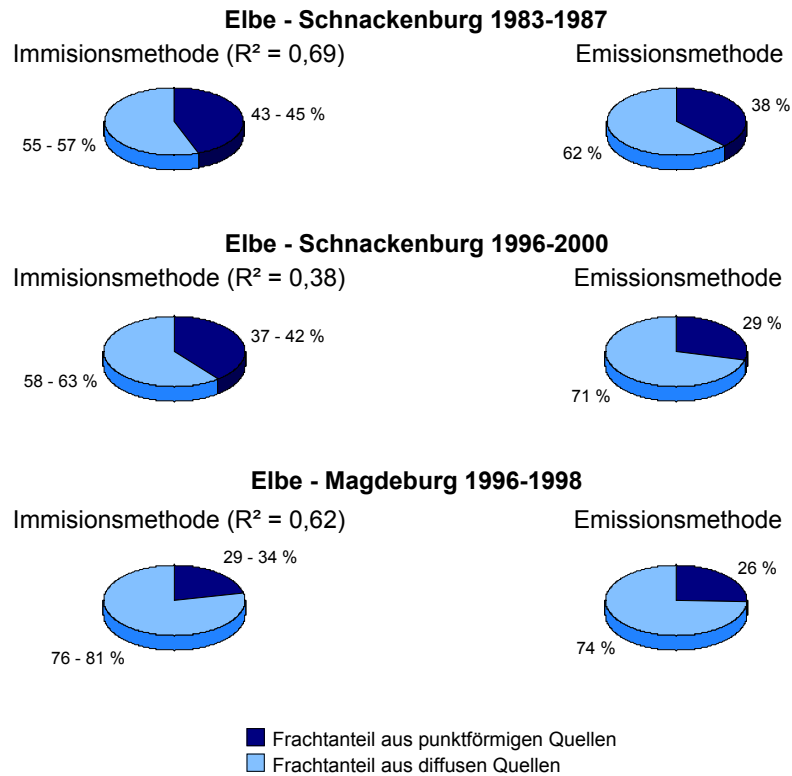


Abbildung 7-4 Vergleich der nach der Immisions- und Emissionsmethode ermittelten Frachtanteile aus punktförmigen und diffusen Quellen für die Elbe bei Schnackenburg und Magdeburg.

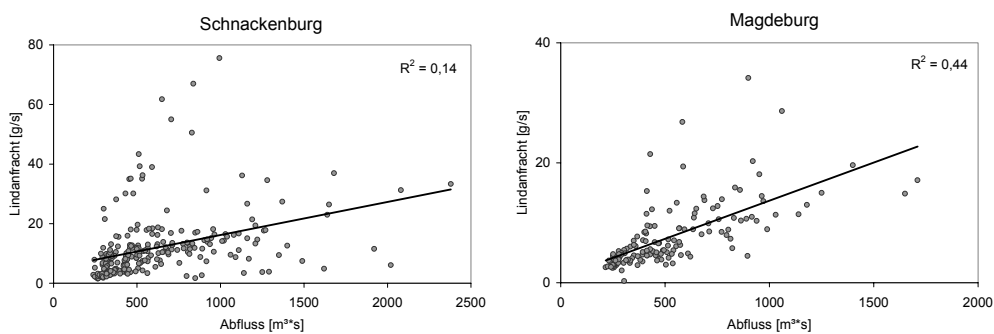


Abbildung 7-5 Zusammenhang zwischen Lindanfracht und Abfluss für Schnackenburg (1996-2000) und Magdeburg (1996-1998).

TEIL IV LITERATUR UND ANHANG

8 Literatur

AbfKlärV (1992): Klärschlammverordnung vom 15. April 1992. BGBl. I S. 912.

AMAP, Arctic Monitoring and Assessment Programme (2000): Workshop on persistent organic pollutants in the Arctic: Human health and environmental concerns. Proceedings of the workshop Rovaniemi, 18-20 January 2000. AM-AP Report 2000: 1. <http://www.amap.no>.

Amt für Umweltschutz in Hamburg (1991): Wirkstoffe von Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmitteln (PBSM) in der Elbe, in Nebengewässern und in Kleingewässern des Elbeinzugsgebietes. Freie Hansestadt Hamburg, Amt für Umweltschutz.

ATV, Abwassertechnische Vereinigung (1984): Schwermetalle im kommunalen Abwasser. Informationsschrift der Abwassertechnischen Vereinigung. 2. Auflage.

ATV-DVWK, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2000): ATV-DVWK-Regelwerk auf CD.

Auerswald, K. (1989): Prognose des P-Eintrags durch Bodenerosion in die Oberflächengewässer der BRD. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 59/II.

Bannick, C.G.; Eichmann, C.; Friedrich, J.; Odau, R.; Roth, M. (2001): Grundsätze und Maßnahmen für eine vorsorgeorientierte Begrenzung von Schadstoffeinträgen in landbaulich genutzten Böden. UBA-Texte 59/01, Berlin.

BBA, Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (2001): Inlandabsatz von Lindan in Deutschland seit 1987. Persönliche Mitteilung der BBA, Außenstelle Kleinmanchow.

Behrendt, H. (1993): Point and diffuse loads of selected pollutants in the river Rhine and its main tributaries. Research report RR-1-93, IIASA, Laxenburg, Austria.

- Behrendt, H.; Fait, M.; Gelbrecht, J.; Huber, P.; Kornmilch, M.; Uebe, R. (2000): Geogen bedingte Grundbelastung der Fließgewässer Spree und Schwarze Elster und ihrer Einzugsgebiete. Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin.
- Behrendt, H.; Huber, P.; Opitz, D.; Schmoll, O.; Scholz, G.; Uebe, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. UBA-Texte 75/99, Berlin.
- Behrendt, H.; Opitz, D. (1999): Retention of nutrients in river systems: Dependence on specific runoff and hydraulic load. *Hydrobiologica*, 410, S. 111-122.
- Bergamt München (2001): Persönliche Mitteilung an das Fraunhofer Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung (Karlsruhe).
- BGR, Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe (2001): Digitale Geologische Karte von Deutschland – GK 1000. Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe, Hannover.
- Bielert, U.; Heinrichs, H.; Becker, K.-W. (1999): Validierung von Boden-Eluatgehalten zur Prognose von Inhaltstoffen des Boden-Sickerwassers für das untergesetzliche Regelwerk/BbodSchV. UBA-Texte 86/99, Berlin.
- Bintin, S.; Devillers, J. (1996): Evaluating the environmental fate of lindane in France. *Chemosphere*, 32, S. 2427-2440.
- Birke, M.; Rauch, U.; Siewers, U.; Kantor, W.; Wehner, H. (2001): Geochemischer Atlas (Stand BGR, 2001). Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Außenstelle Berlin, in Bearbeitung.
- Block, J. (1989): Belastung von Waldökosystemen in Rheinland-Pfalz durch den Eintrag von Luftverunreinigungen. In: Brechtel, H.-M. (Hrsg): Immissionsbelastung des Waldes und seiner Böden – Gefahr für die Gewässer? Mitteilungen des DVWK, 17, S. 53-64.
- BMU, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1992): Informationen des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Bericht gemäß Artikel 17 der EG-Richtlinie 86/278/EWG über Klärschlammverwertung in der Bundesrepublik Deutschland. Berichtszeitraum 1986-1990.

- BMU, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1996): Informationen des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit Bericht gemäß Artikel 17 der EG-Richtlinie 86/278/EWG über Klärschlammverwertung in der Bundesrepublik Deutschland. Berichtszeitraum 1991-1994.
- BMU, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1999): Klärschlammverwendung in der Landwirtschaft im Zeitraum 1994-1997 - Mitteilung der Regierung an die EU-Kommission. In: Umwelt, 3/1999, S. 126-130.
- Bode, H.; Klopp, R. (1997): Entwicklung der Auswirkungen von indirekt einleitenden metalloberflächenveredelnden Betriebe auf die kommunale Abwasserbehandlung. GWA, 158, Beitrag Nr. 23. Zit. in: Zessner (1999).
- Böhm, E.; Hillenbrand, T.; Marscheider-Weidemann, F.; Schempp, C. (2000): Emissionsinventar Wasser für die Bundesrepublik Deutschland. UBA-Texte 53/00, Berlin.
- Böhm, E.; Hillenbrand, T.; Marscheider-Weidemann, F.; Schempp, C.; Fuchs, S.; Scherer, U. (2001): Bilanzierung des Eintrags prioritärer Schwermetalle in Gewässer. Abschlussbericht zum UBA-Vorhaben Nr. 298 22 243, UBA-Texte, 29/01, Berlin.
- Boller, M. (1997): Tracking heavy metals reveals sustainability deficits of urban drainage systems. Wat. Sci. Tech., 35, S. 77-87.
- Boysen, P. (1992): Schwermetalle und andere Schadstoffe in Düngemitteln – Literatursauswertung und Analysen. Forschungsbericht 107 01 016/01 im Auftrag des Umweltbundesamtes.
- Brechtel, H.-M. (1989): Stoffeinträge in Waldökosysteme - Niederschlagsdeposition im Freiland und in Waldbeständen. In: Brechtel, H.-M. (Hrsg): Immissionsbelastung des Waldes und seiner Böden – Gefahr für die Gewässer? Mitteilungen des DVWK, 17, S. 27-52.
- Brodthman, L.; Karras, J. (1991a): Möglichkeiten zur Sanierung der Abwasserverhältnisse bei den kommunalen und industriellen Direkteinleitern in die Oberflächengewässer der Neuen Bundesländer – kommunale Abwässer. Umweltbundesamt, Texte 31/91 und 32/91.

- Brodthman, L.; Karras, J. (1991b): Möglichkeiten zur Sanierung der Abwasserverhältnisse bei den kommunalen und industriellen Direkteinleitern in die Oberflächengewässer der Neuen Bundesländer – industrielle Direkteinleitungen. Umweltbundesamt, Texte 29/91 und 30/91.
- Brombach, HJ.; Fuchs, S. (2002): Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen von Trocken- und Regenwetterabflüssen in Misch- und Trennsystemen. Abschlussbericht des ATV-DVWK-Forschungsvorhaben 1-01.
- Brombach, HJ.; Wöhrle, Ch. (1997): Gemessene Entlastungsaktivität von Regenüberlaufbecken. Korrespondenz Abwasser, 44, S. 44-66.
- Buffleben, M.S.; Zayeed, K.; Kimbrough, D.; Stenstrom, M.K.; Suffet, I.H. (2001): Evaluation of urban non-point runoff of hazardous metals that enters Santa Monica Bay, California. Veröffentlichungen der IWA-Konferenz „Diffuse Source Pollution“ im Juni 2001 in Milwaukee, USA auf CD.
- Christoffels, E. (1989): Gewässersedimentbericht. Erftverband, Bergheim.
- Christoffels, E.; Schindler, T. (1996): Geogene Belastung der Erft mit Schwermetallen. Forum Städte-Hygiene, 47, Nr. 1-2, S. 26-29.
- Crößmann, G. (1999): Mengenfluss und Bilanz von Kupfer und Zink in der Landwirtschaft. In: Schriftenreihe des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Reihe A: Angewandte Wissenschaft, Band 483, S. 52-66.
- Dämmgen, U. (1996): Untersuchungen zum chemischen Klima in Südostniedersachsen. Arbeiten des Teilprojektes A 10 „Stoffflüsse in der bodennahen Atmosphäre“ des SFB 179 „Wasser- und Stoffdynamik in Agrarökosystemen“. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 170.
- Davis, M. (1998): The lindane legacy. Pesticides News, 41, S. 6-7.
- Den Haag (1990): Ministerial Declaration. Memorandum of Understanding on Small Cetaceans. Ministry of Transport and Public Works. Public Relations and Documentation. The Hague. The Netherlands.
- Detzel, A.; Patyk, A.; Fehrenbach, H.; Franke, H.; Gingrich, J.; Lell, M.; Voglt, R. (1998): Ermittlung von Emissionen und Minderungsmaßnahmen für persistente organische Schadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland. UBA-Texte 74/98, Berlin.

- Dönneweg (2000): Fax Mitteilung von Dönneweg GmbH & Co an das Fraunhofer Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung in Karlsruhe.
- Dubus, I.G.; Hollis, J.M.; Brown, C.D. (2000): Pesticides in rainfall in Europe. *Environmental Pollution*, 110, S.331-344.
- Duncan, H.P. (1999): Urban stormwater quality: a statistical overview. Cooperative Research Center for Catchment Hydrology, Report 99/3.
- DVWK, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (1998): Pflanzenschutzmittelwirkstoffe in Grundwasserlandschaften Rheinland-Pfalz. DVWK-Ausschuss 4.9 „Gewässereinhaltsstoffe“. *Wasser & Boden*, 50 (9), S. 39-41.
- EG, Europäische Gemeinschaft (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 Gemeinschaften 22.12.2000.
- Esbjerg (1995): Ministerial Declaration. 4th International Conference on the Protection of the North Sea. Esbjerg, Denmark, 8-9 June 1995.
- Eurich-Menden, B; Wegener, H.-R.; Hackenberg, S. (1997): Organische Reststoffe – Mengen-, Nährstoff- und Schwermetallaufkommen in der Bundesrepublik Deutschland (BRD). *Agrobiol.Res.*, 50(1), S. 45-53.
- Fauth, H.; Hindel, R.; Siewers, U.; Zinner, I. (1985): Geochemischer Atlas Bundesrepublik Deutschland. - Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Firk, W. (1986): Schwermetalle im Abwasser und anfallenden Schlämmen. 19. Essener Tagung Februar, 1986 in Aachen. *Gewässerschutz, Wasser, Abwasser* 85, S. 467-482.
- Fischer, W. (2001): Datenlieferung zu Schwermetallen und Lindan im Ablauf kommunaler Kläranlagen aus einem Sonderüberwachungsprogramm des Landes Schleswig-Holstein. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein.
- Fischer, P. (1996): Quantifizierung der Eintragspfade für Pflanzenschutzmittel in Fließgewässer. Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie 12, Justus-Liebig-Universität, Gießen.

- Fuchs, S.; Hahn, H.H. (Hrsg.) (1999): Schadstoffe im Regenabfluss IV. Abschlusspräsentation des BMBF-Verbundprojektes NIEDERSCHLAG. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft 96. Oldenbourg, München
- Gunkel, G. (Hrsg.) (1994): Bioindikation in Aquatischen Ökosystemen. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Gutekunst, B. (1988): Sielhautuntersuchungen zur Einkreisung schwermetallhaltiger Einleitungen. Schriftenreihe des ISWW, 49, Universität Karlsruhe.
- Hahn, H.H.; Beudert, G.; Düreth, S. (1992): Die Verbreitung von Schwermetallen und organischen Schadstoffen im Untersuchungsgebiet. In: Plate, E. (Hrsg.): Weiherbachprojekt. Mitteilungen des Instituts für Hydrologie und Wasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, 41, S. 283-332.
- Haider, J. (1996): Interne Mitteilung, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen.
- Hansen, P.-D.; Dizer, H. (1998): Vorkommen und Wirkung endokrin wirksamer Stoffe in kommunalen Klärwerksabläufen. Jahrestagung der Gesellschaft Deutscher Chemiker im Mai 1998 in Lübeck. Kurzreferate und Teilnehmerverzeichnis. S. 90-95.
- Harvey, J. (2000): Lindane ban across European Union. Pesitcides News, 49, S. 6-7.
- Heinisch, E. (Hrsg.) (1992): Umweltbelastung in Ostdeutschland. Fallbeispiele Chlorierte Kohlenwasserstoffe. Wissenschaftliche Buchgesellschaft Darmstadt.
- Hindel, R.; Fleige, H. (1991): Schwermetalle in Böden der Bundesrepublik Deutschland – geogene und anthropogene Anteile. UBA-Texte 91/20.
- HlfU, Hessische Landesanstalt für Umwelt (1991): Waldbelastung durch Immissionen. 6. Bericht. Inhaltstoffe in der Gesamtdosition. Erstellt von Hanewald, K.; Brandenburg, C., Hessische Landesanstalt für Umwelt, Wiesbaden.
- HLUG, Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2001): Hessischer Gewässergüterbericht auf CD.
- Hoffmann, M.; Munder, S.; Rappold, G.; Sand, H.v.d. (1980): Chlorierte Kohlenwasserstoffe als Schädlingsbekämpfungsmittel. Modellfall Lindan. Institut für Energie- und Umweltforschung, Heidelberg.

- Hornig, U.; Lehmann, K. (1994): Entwicklung der Schwermetallkonzentration der Klärschlämme im Regierungsbezirk Dresden. Korrespondenz Abwasser, 41, S. 1318-1319.
- Huber, A. (1998): Belastung der Oberflächengewässer mit Pflanzenschutzmitteln in Deutschland – Modellierung der diffusen Einträge. Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie, 25, Justus-Liebig-Universität, Gießen.
- Hurle, K.; Giebl, H.; Kirchhoff, J. (1987): Über das Vorkommen einiger ausgewählter Pflanzenschutzmittel im Grundwasser. Schriftenreihe des Vereins Wasser-, Boden- und Lufthygiene, 68, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, S. 169-190.
- IKSE, Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (1992): Inventar wichtiger Abwassereinleiter im Einzugsgebiet der Elbe im Jahre 1989. IKSE, Magdeburg.
- IKSE, Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (2001): Bestandsaufnahme der industriellen Direkteinleitungen und der industriellen Indirekteinleitungen vorrangig zu reduzierender Stoffe im Einzugsgebiet der Elbe 2000. IKSE, Magdeburg.
- IKSE, Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (2000): Datenlieferung zu Schwermetall- und Lindanfrachten in der Elbe bei Schnackenburg von 1985-1999.
- IKSR, Internationale Kommission zum Schutze des Rheins (1997): Frachtabschätzung prioritärer Stoffe für die internationale Messstation Bimmen/Lobith. Aktionsprogramm „Rhein“, IKSR, Nr. 87, Echternach.
- IKSR, Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (1999): Rhein, Bestandsaufnahme der Einträge prioritärer Stoffe 1996. Koblenz.
- IKSR, Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (2001): Bestandsaufnahme zur Einleitung rheinrelevanter Stoffe im Deutsche Rheineinzugsgebiet – Stand 2000. DKSR, Koblenz.
- Ilyin, I.; Ryaboshapko, A.; Afinogenova, O.; Berg, T.; Hjellbrekke, A.-G. (2001): Evaluation of transboundary transport of heavy metals in 1999. Trend analysis. EMEP Report 3/2001.
- Jenkins, D.; Russell, L.L. (1994): Heavy metals contribution of household washing products to municipal wastewater. Water Environment Research, 66, S. 805-813.

- Jockel, W. (1993): Schwermetallemissionen in die Atmosphäre. Entsorgungspraxis, 11, S. 719-721.
- Klopp, R. (1987): Gewässerschutz durch Indirekteinleitung gewerblicher Abwässer. Wasser, Luft, Betrieb, 9/87, S. 26-34. Zit. in: Zessner (1999).
- Koppe, P.; Stozek, A. (1999): Kommunales Abwasser - Seine Inhaltsstoffe nach Herkunft, Zusammensetzung und Reaktionen im Reinigungsprozess einschließlich Klärschlämme. 4. Auflage, Vulkan-Verlag, Essen.
- Krause, C.; Schulz, C. (2000): Umwelt Survey: Exposition des Menschen im Umweltbereich. In: Lange-Aschenfeldt, H.; Chorus, I.; Mücke, H.-G. (Hrsg.): Umwelthygiene – Standortbestimmung und Wege in die Zukunft. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene 106, S. 26-41.
- Kussatz, C.; Schudoma, D.; Throl, Ch.; Kirchhoff, N.; Rauert, C. (1999): Zielvorgaben für Pflanzenschutzmittelwirkstoffe zum Schutz oberirdischer Gewässer. UBA-Texte, 76/99.
- LABO, Länderarbeitsgemeinschaft Boden (1998): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden.- In: Rosenkranz, D. et al. (Hrsg.): Handbuch des Bodenschutzes, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- LABO, Länderarbeitsgemeinschaft Boden (2000): Cadmiumanreicherung in Böden - Einheitliche Bewertung von Düngemitteln. Bericht der UMK-AMK-LABO-Arbeitsgemeinschaft für die 26. ACK der UMK am 11./12.10.2000.
- Landner, L.; Lindeström, L. (1999): Copper in society and in the environment. Swedish Environmental Research Group (MFG), 2. Auflage.
- LAWA, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1998): Ableitung und Erprobung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink. Kulturbuchverlag, Berlin.
- LfU, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1993): Stoffbericht Hexachlorcyclohexan (HCH). Karlsruhe.
- LfU, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1997): Ermittlung atmosphärischer Stoffeinträge in den Boden. Fachgespräch am 27. November 1996 in Karlsruhe. Handbuch Boden 5. Karlsruhe.
- Liebscher, H.J.; Keller, R. (1979): Abfluss. In: Keller, R. (Hrsg.). Hydrologischer Atlas der Bundesrepublik Deutschland (Textband). Bonn.

- Meißner, E. (1991): Abschätzung der mittleren Jahresschmutzwasserfrachten aus Mischwassereinleitungen. In: Wasser-Abwasser-Abfall 7, Kassel.
- Metallstatistik (1995): Metallstatistik 1984-1989. Metallgesellschaft AG, Frankfurt a.M. und World Bureau of Metal Statistics, Ware, England. 82. Jahrgang.
- Metallstatistik (2000): Metallstatistik 1989-1999. UBS Warburg und World Bureau of Metal Statistics, Ware, England. 87. Jahrgang.
- Moeller, D.; Lux, H. (1992): Deposition Atmosphärischer Spurenstoffe in der ehemaligen DDR bis 1990. Methoden und Ergebnisse. Schriftenreihe der Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN, Band 18.
- Mohaupt, V.; Sieber, U.; Roovaart, J. van de; Verstappen, C.G.; Langenfeld, F.; Braun, M. (1998): Diffuse sources of heavy metals in the German Rhine catchment. 3rd International IAWQ-Conference on Diffuse Pollution, 31.8-4.9.1998, Edinburgh.
- MSC-East, Meteorological Synthesizing Center – East (2001): Datenlieferung zur atmosphärischen Deposition für Cd, Hg, Pb und Lindan sowie Oberbodenkonzentrationen von Lindan. Moskau.
- Müller, Ch. (1999): Stoffbestand des Bodens – Einträge, Austräge auf landwirtschaftlichen Flächen am Beispiel der Schwermetalle (Ergebnisse aus dem Bayerischen BDF-Programm). In: Marktreidwitzer Bodenschutztag, Oktober, 1999. Tagungsband 1, S. 253-257.
- NLfB, Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (2000): Digitaler Atlas Hintergrundwerte. CD des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung, Hannover.
- NLWK, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz (2000): Gewässergüte 1986 – 2000 in Südniedersachsen. Betriebsstelle Süd, Braunschweig.
- Nolte, R.F. (1986): Herkunft und Stoffbilanz der sieben Schwermetalle aller 562 hessischen Kläranlagen, GWA 85, Aachen.
- Nordic Council of Ministers (1987): Survey of atmospheric heavy metal deposition in the Nordic countries in 1985 – monitored by moss analyses. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Nordic Council of Ministers (1994): Atmospheric heavy metal deposition in Europe. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.

- Nordmeyer, H.; Pestemer, W. (1989): Verhalten von Pflanzenschutzmitteln in Porengrundwasserleitern. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 41 (12), S. 193-198.
- Novotny, V. (1988): Diffuse (nonpoint) pollution – a political, instrumental and fiscal problem. J. Water Pollution Control Federation, (60) 8. Zit. in Behrendt et al. (1999).
- Novotny, V.; Olem, H. (1994): Water Quality. Wiley & Sons, New York.
- Ökologische Briefe (1993): Billige Entsorgung der DDR-Pestizide ins Grundwasser. Hintergrund/Analyse, Ökologische Briefe, 17, S.13-14.
- Oliver, B.; Cosgrove, E. (1974): The efficiency of heavy metal removal by a conventional activated sludge treatment plant. Water Research, 8, S. 869-874.
- OSPAR, Oslo-Paris-Commission (1996): Principles of the comprehensive study of riverine inputs and direct discharges (RID).
- Peters, M. (1990): Nutzungseinfluss auf die Stoffdynamik schleswig-holsteinischer Böden – Wasser-, Luft-, Nähr- und Schadstoffdynamik. Schriftenreihe Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Universität Kiel.
- Podlesak, W.; Machelett, B.; Grün, M.; Garz, J. (1990): Über den Cadmиеintrag aus mineralischen Phosphatdüngern in die Böden Ostdeutschlands. VDLUFA-Schriftenreihe 32. Kongressband zum VDLUFA-Kongress vom 17.-22.9.1990, Berlin, S.861-866.
- Pressestelle „der Wald“ (1993): DDT/Lindan-Einsatz 1983/84. Der Wald, 43, Berlin, S. 237.
- Ried, M. (1990): Schwermetallelimination aus Klärschlamm – kritische Beurteilung der Möglichkeiten eines Säureverfahrens. Berichte der Wassergütwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, 92, Technische Universität München.
- Schäfer, M. (1999): Regionalisierte Stoffstrombilanzen in städtischen Einzugsgebieten – Möglichkeiten, Probleme und Schlussfolgerungen. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, 97.
- Schäfer, M.; Hahn, H.H.; Xanthopoulos, C. (1997): Entlastungstätigkeit und Schmutzstoffrückhalt von Regenüberlaufbecken im Einzugsgebiet der Alb – am Beispiel ausgewählter Mikroschadstoffe. In: Schmitt, T.G. (Hrsg.): Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 2, Kanalisation. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft 66, Universität Karlsruhe.

- Scheffer, F.; Schachtschabel, P. (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. Enke, Stuttgart.
- Schleyer, R.; Hammer, J. (1992): Luftgetragene Immissionsbelastungen – Konsequenzen für die Grundwasserqualität. WAP, 4, S. 202-207.
- Schleyer, R.; Kerndorff, H. (1992): Die Grundwasserqualität westdeutscher Trinkwasserressourcen. VCH, Weinheim.
- Schmidt, H.-H. (1993): Anwendung und einige Nebenwirkungen von Organochlor-Insektiziden, Akariziden und – Rodentiziden in der ehemaligen DDR. In Heinisch, E.; Kettrup, A.; Wenzel-Klein, S. (Hrsg.) (1993): Schadstoffatlas Osteuropa. Ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg, S.8-11.
- Schmidt, H.-H. (1999): Ergebnisse der Wirkstoffmeldungen für Pflanzenschutzmittel nach § 19 des Pflanzenschutzgesetzes für die Jahre 1996 und 1997 im Vergleich zum Jahre 1995. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 51, S. 137-145.
- Schulte, A.; Balazs, A.; Block, J.; Gehrman, J. (1996): Entwicklung der Schwermetalldeposition in Westdeutschland. 1. Blei und Cadmium. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 159, S. 377-383.
- Schulte, A.; Gehrman, J. (1996): Entwicklung der Schwermetalldeposition in Westdeutschland. 2. Arsen, Chrom, Kobalt und Nickel. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 159, S. 385-389.
- Schultz, R. (1987): Vergleichende Betrachtung des Schwermetallhaushalts verschiedener Waldökosysteme Norddeutschlands. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben der Universität Göttingen, Reihe A, Band 32.
- Seel, P.; Knepper, T.P.; Gabriel, S.; Weber, A.; Haberer, K. (1994): Einträge von Pflanzenschutzmitteln in ein Fließgewässer – Versuch einer Bilanzierung. Vom Wasser, 83, S. 357-372.
- Siewers, U.; Herpin, U. (1998): Schwermetalleinträge in Deutschland. Moos-Monitoring 1995/1996. Geologisches Jahrbuch Sonderhefte Reihe D, Heft SD 2, Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe, Hannover.
- Siewers, U.; Roostai, A.H. (1990): Verbundforschung Fallstudie Harz: Schadstoffbelastung, Reaktion der Ökosphäre und Wasserqualität. Teilvorhaben 2: Schwermetallbilanz aus Immission und geogenem Anteil im Einzugsgebiet der Sösetalsperre/Harz. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover.

- Simmleit, N. (1988): Variation of inorganic and organic composition of bulk precipitation, percolation water and groundwater in small, rural Karst catchments. *Catena*, 15. S. 198-204.
- Skark, Ch.; Zullei-Seibert, N. (1996): Erhebung über das Auftreten von Pflanzenschutzmitteln in Trink- und Grundwässern. *Dortmunder Beiträge zur Wasserforschung*, 49.
- Skoda, J.; Santroch, J. (1994): Total atmospheric deposition by selected parameters – final report of 1991-1993. CHMU, Praha. Zit. in Vink et al. (1998).
- Spiekermann (1994): Bergbau-Altlasten in der Bundesrepublik Deutschland. Fachabteilung 13/1: Umweltschutz des Amtes der Salzburger Landesregierung, Salzburg.
- StaBu, Statistisches Bundesamt (1983): Fachserie 19, Reihe 2.1 - Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung. Verlag Kohlhammer, Stuttgart.
- StaBu, Statistisches Bundesamt (1985): Bestand an Binnenschiffen am 31. Dezember 1985. Tabelle Bi.FL. 30. Persönliche Faxmitteilung des Statistischen Bundesamtes.
- StaBu, Statistisches Bundesamt (1986a): Auszug aus Fachserie 3, Reihe 4.1: Viehbestand.
- StaBu, Statistisches Bundesamt (1986b): Fachserie 4, Reihe 8.2 - Düngemittelversorgung Wirtschaftsjahr 1985/1986.
- StaBu, Statistisches Bundesamt (1987): Fachserie 19, Reihe 2.1 - Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung. Verlag Metzler-Poeschel, Stuttgart.
- StaBu, Statistisches Bundesamt (1996a): Auszug aus Statistisches Bundesamt: Fachserie 3, Reihe 4.1: Viehbestand.
- StaBu, Statistisches Bundesamt (1997): Bodennutzung 1997 in der Bundesrepublik Deutschland.
- StaBu, Statistisches Bundesamt (1998a): Fachserie 4, Reihe 8.2 – Düngemittelversorgung. Wirtschaftsjahr 1997/1998.
- StaBu, Statistisches Bundesamt (1998b): Umwelt, Fachserie 19, Reihe 2.1 - Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung 1995. Metzler-Poeschel, Stuttgart

- StaBu, Statistisches Bundesamt (1999a): Fachserie 3, Reihe 4.1: Viehbestand.
- StaBu, Statistisches Bundesamt (1999b): Bestand an Binnenschiffen am 31. Dezember 1999. Tabelle Bi.Fl. 08. Persönliche Faxmitteilung des Statistischen Bundesamtes.
- StaBu, Statistisches Bundesamt (2000): Fachserie 4, Reihe 8.2 – Düngemittelversorgung Wirtschaftsjahr 1999/2000.
- StaBu, Statistisches Bundesamt (2001a): Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung 1998 – ausgewählte vorläufige Ergebnisse, Teil I und II. Statistisches Bundesamt, Zweigstelle Bonn.
- StaBu, Statistisches Bundesamt (2001b): Fachserie 19, Reihe 2.2. Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung in der Industrie und in der Landwirtschaft. Verlag Metzler-Poeschel, Stuttgart.
- Statistisches Jahrbuch der DDR (1986): Herausgegeben von der Zentralverwaltung für Statistik der Deutschen Demokratischen Republik, 31. Jahrgang. Staatsverlag der DDR, Berlin.
- Steffen, D. (1993): Die Belastung der niedersächsischen Fließgewässer mit Schwermetallen und organischen Problemstoffen – Sedimentuntersuchungen im Zeitraum von 1986-1992. NLO, Hildesheim.
- Stotz, G.; Knoche, G. (1999a): Herkunft und Auswirkung von Cu, Zn, Pb, Cd und Hg aus diffusen Quellen auf die Oberflächengewässer. UBA-Forschungsvorhaben Nr. 297 24 519.
- Stotz, G.; Knoche, G. (1999b): Herkunft und Auswirkung von Cu, Zn, Pb, Cd und Hg aus diffusen Quellen auf die Oberflächengewässer. Access Literaturdatenbank auf CD zum UBA-Forschungsvorhaben 297 24 519. Stand: November 1999.
- Teichgräber, B. (1988): Bestandsaufnahme einiger anorganischer Spurenstoffe in einem Ackerbaugebiet. Wasser und Boden, 1/1988, S. 26-30.
- The Netherlands (2000): Discharges of OSPAR priority substances from households. Information presented by the Netherlands, 26-5-2000.
- TNO (1991): Calculation of the atmospheric deposition of 29 contaminants to the Rhine catchment area. TNO-Report R 91/219.

- UBA, Umweltbundesamt (1999a): Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele im Gewässerschutz – Sachstand und Ausblick. UBA-Texte 91/99.
- UBA, Umweltbundesamt (1999b): Forschungsergebnisse im Zusammenhang mit der Umweltprobenbank des Bundes. Umwelt 3/99, S. 103-105.
- UBA, Umweltbundesamt (1999c): Wasserqualität der deutschen Flüsse. Ökibase Umweltatlas. <http://www.umweltbundesamt.de/hid/index.htm>.
- UBA, Umweltbundesamt (2000): Daten zur Umwelt 2000. Berlin.
- UBA, Umweltbundesamt (2001): Datenlieferung zur atmosphärische Deposition von Schwermetallen und Lindan. Außenstelle des Umweltbundesamtes in Langen.
- Umlandverband Frankfurt (1996): Kläranlagenbericht. Region Rhein am Main.
- Vink, R. (2002): Heavy metal fluxes in the Elbe and Rhine river basins: Analysis and Modelling. Dissertation an der Universität Amsterdam, Niederlande. In Bearbeitung.
- Vink, R., Behrendt, H. (2002). Emissions, immissions and retention processes of heavy metals in the Rhine and Elbe drainage areas and their tributaries. Hydrological Processes. In press.
- Vink, R.; Behrendt, H.; Salomons, W. (1998): Point and diffuse source analysis of heavy metals in the Elbe Drainage Area. GKSS Forschungsbericht, Geesthacht.
- Walther, W. (1999): Diffuser Stoffeintrag in Böden und Gewässer. Teubner Verlag, Stuttgart.
- WHO (1991): Lindane. Environmental Health Criteria 124. World Health Organization, Geneva.
- Wilcke, W.; Döhler, H. (1995): Schwermetalle in der Landwirtschaft. KTBL-Arbeitspapier, 217, 98 S.
- Wippermann, T. (Hrsg.): Bergbau und Umwelt. Springer, Heidelberg 2000.
- Wirtschaftsvereinigung Metalle (2001): Einsatz von Kupfer und Zink bei Dächern, Dachrinnen und Fallrohren. Sachstandsbericht von hwp im Auftrag der Wirtschaftsvereinigung Metalle, Düsseldorf.

- Wulf, A. (1985): Zur Umweltverträglichkeit von Borkenkäferbekämpfungsmitteln. Allgemeine Forstzeitschrift, 40 (12), S. 265-266.
- Wulf, A. (1986): Wie steht es um den integrierten Pflanzenschutz im Forst? 45. Deutsche Pflanzenschutztagung Oktober 1986, Kiel. Mitteilungen der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, 232, S. 288.
- Wulf, A.; Siebers, J.; Kehr, R. (1993): Zur Belastung von Fichtenholz und –rinde mit Cypermethrin und Lindan nach praxisüblicher Borkenkäferbekämpfung. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 45 (8), S. 172-175.
- Zessner, M. (1999): Bedeutung und Steuerung von Nährstoff- und Schwermetallflüssen des Abwassers. Wiener Mitteilungen Wasser Abwasser Gewässer, 157, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU Wien.
- Zöttl, H.W. (1985): Heavy metal levels and cycling in forest ecosystems. Experientia, 41, S. 1104-1113.
- Zschaler, H.; Schmidt, H.-H. (1999): Veränderungen bei Anwendung und Absatz von Pflanzenschutzmitteln seit Inkrafttreten des Pflanzenschutzmittelgesetzes vom 15. September 1986. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 51, S. 253-261.

9 Anhang

Anhang 1

In Anhang 1 ist eine Übersicht zu den gemeldeten Daten der Bundesländer zu Schwermetallablaufkonzentrationen von kommunalen Kläranlagen für die Jahre 1993-1997 und 1999/2000 dargestellt. Für jedes Bundesland ist die Anzahl der Messwerte, der prozentuale Anteil größer der Bestimmungsgrenze und die berechnete mittlere Schwermetallkonzentration angegeben. Angaben in Klammern wurden nicht zur Bilanzierung der Schwermetalleinträge von kommunalen Kläranlagen herangezogen (vgl. Kapitel 3.1.1).

Für das Bezugsjahr 2000 wurden von Brandenburg und Sachsen keine Daten gemeldet.

Anmerkungen:

¹⁾bisheriger Mittelwert für das Bezugsjahr 1995 (Böhm et al., 2001) wurde korrigiert

²⁾Bei der Anzahl der Werte handelt es sich um Mittelwerte, die aus mehreren Einzelwerten berechnet wurden.

³⁾Die angegebene Bestimmungsgrenze ist analytisch nicht gerechtfertigt. Der Datensatz wurde deshalb nicht zur Bilanzierung herangezogen.

Bundesland	Jahr	Art	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Baden-Württemberg	1993-1997	Anzahl der Werte	1404	1369	1395	1298	1403	1315	45
		Anteil > BG [%]	23%	39%	75%	19%	53%	33%	91%
		Mittl. Konz. [µg/l]	0,39	4,27	12,3	0,17	6,48	3,04	73,0
	1999/2000	Anzahl der Werte	383	393	415	381	412	369	9
		Anteil > BG [%]	17%	28%	74%	20%	48%	30%	89%
		Mittl. Konz. [µg/l]	0,18	2,38	10,64	0,11	5,13	2,47	49,44
Bayern	1993-1996	Anzahl der Werte	1563	1813	1851	1358	1826	1762	514
		Anteil > BG [%]	64%	85%	99%	61%	94%	83%	99%
		Mittl. Konz. [µg/l]	0,14	4,57	13,59	0,16	6,34	4,93	98,01
	1997	Anzahl der Werte	373	409	413	346	408	395	98
		Anteil > BG [%]	60%	91%	99%	45%	93%	71%	100%
		Mittl. Konz. [µg/l]	0,11	3,25	12,18	0,1	4,27	2,29	64,96
Berlin	1993-1997	Anzahl der Werte	364	938	948	771	929	947	951
		Anteil > BG [%]	28%	14%	68%	1,6%	77%	4%	41%
		Mittl. Konz. [µg/l]	0,25	2,58	9,66	(0,11)	10,21	(2,87)	31,58
	1999/2000	Anzahl der Werte	12 ²⁾	12 ²⁾	12 ²⁾	12 ²⁾	12 ²⁾	12 ²⁾	12 ²⁾
		Anteil > BG [%]	0%	8%	92%	0%	67%	0%	0%
		Mittl. Konz. [µg/l]	(<0,5)	(2,4)	9,85	(<0,2)	7,0	(<5)	(<50)
Brandenburg	1993-1997	Anzahl der Werte	151	161	171	95	171	172	172
		Anteil > BG [%]	60%	55%	74%	85%	83%	65%	79%
		Mittl. Konz. [µg/l]	0,78	6,66	14,2	0,10	12,4	4,44	63,3
Bremen	1993-1997	Anzahl der Werte	47	47	47	47	47	47	47
		Anteil > BG [%]	30%	85%	100%	2,1%	98%	45%	98%
		Mittl. Konz. [µg/l]	0,21	3,69	15,26	(0,11)	9,99	1,06	37,4
	1999/2000	Anzahl der Werte	11	11	11	3	11	11	8
		Anteil > BG [%]	0%	0%	82%	0%	100%	0%	75%
		Mittl. Konz. [µg/l]	(<0,2)	(<2)	2,94	(<0,2)	5,87	(<2)	32,13
Hamburg	1995	Anzahl der Werte	22	13	19	16	19	14	24
		Anteil > BG [%]	96%	87%	90%	89%	100%	88%	100%
		Mittl. Konz. [µg/l]	0,61	16,19	14,35	0,13	54,04	2,53	39,33
	1999/2000	Anzahl der Werte	5	2	8	10	13	8	17
		Anteil > BG [%]	45%	100%	47%	63%	76%	50%	100%
		Mittl. Konz. [µg/l]	0,64	(11,9)	9,92	0,07	16,49	1,46	34,69
Hessen	1995	Anzahl der Werte	8 ²⁾	8 ²⁾	27 ²⁾	15 ²⁾	4 ²⁾	21 ²⁾	62
		Anteil > BG [%]	-	-	-	-	-	-	100%
		Mittl. Konz. [µg/l]	0,24¹⁾	6,33¹⁾	13,02¹⁾	0,33¹⁾	5,29¹⁾	1,94¹⁾	44,65
	1999/2000	Anzahl der Werte	6 ²⁾	55 ²⁾	134 ²⁾	4 ²⁾	84 ²⁾	60 ²⁾	31 ²⁾
		Anteil > BG [%]	67%	-	-	50%	-	-	-
		Mittl. Konz. [µg/l]	0,32	4,37	10,22	0,14	5,36	3,97	40,1
Mecklenburg-Vorpommern	1993-1997	Anzahl der Werte	436	447	447	363	447	443	359
		Anteil > BG [%]	76%	79%	94%	58%	90%	91%	97%
		Mittl. Konz. [µg/l]	1,15	4,05	12,4	0,23	11,5	14,5	52,0
	1999/2000	Anzahl der Werte	186	186	186	186	186	186	186
		Anteil > BG [%]	19%	82%	100%	18%	99%	66%	100%
		Mittl. Konz. [µg/l]	0,06	0,58	9,81	0,03	3,54	0,3	26,31

Bundesland	Jahr	Art	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Niedersachsen	1993-1997	Anzahl der Werte	139	140	133	37	154	138	119
		Anteil > BG [%]	27%	4%	94%	89%	55%	49%	78%
		Mittl. Konz. [µg/l]	0,22	(2,56)	6,52	0,57	3,61	2,37	64,2
	1999/2000	Anzahl der Werte	65	92	76	65	76	63	18
		Anteil > BG [%]	6%	5%	11%	1,5%	8%	95%	88%
		Mittl. Konz. [µg/l]	(<0,5)	(<30)	(<30)	(<0,5)	(<40)	3,54	28,89
Nordrhein-Westfalen	1995	Anzahl der Werte	2295	2068	2037	2265	2394	421	497
		Anteil > BG [%]	2,4%	20,7%	51%	0,5%	30%	26%	62%
		Mittl. Konz. [µg/l]	(0,24) ¹⁾	5,76¹⁾	14,72¹⁾	(0,15) ¹⁾	10,2¹⁾	3,59	80¹⁾
	1999/2000	Anzahl der Werte	4223	4280	4265	4134	4290	4201	884
		Anteil > BG [%]	3,3%	0,7%	14,5%	0,3%	13,4%	7,4%	68,1%
		Mittl. Konz. [µg/l]	(0,22)	(11,81)	15,2	(0,14)	12,79	(2,68)	54,16
Rheinland-Pfalz	1993-1997	Anzahl der Werte	284	776	904	160	771	927	1
		Anteil > BG [%]	3,2%	77%	83%	3,1%	83%	64%	100%
		Mittl. Konz. [µg/l]	(0,3)	3,73	18,5	(0,1)	4,75	2,80	(50,00)
	1999/2000	Anzahl der Werte	28	19	28	14	16	28	5
		Anteil > BG [%]	0%	26%	11%	7%	31%	4%	40%
		Mittl. Konz. [µg/l]	(<0,5)	4,92	11,32	(0,12)	6,21	(2,16)	21,0
Saarland	1993-1997	Anzahl der Werte	1266	447	350	343	2247	350	2255
		Anteil > BG [%]	16%	82%	11%	7%	36%	10%	100%
		Mittl. Konz. [µg/l]	0,76	8,93	6,79¹⁾	-	7,31	3,16¹⁾	54,4
	1999/2000	Anzahl der Werte	42	427	424	429	427	42	425
		Anteil > BG [%]	0%	2%	44%	0,8%	14%	2%	99%
		Mittl. Konz. [µg/l]	(<0,5)	(<3/<5)	5,29	(<0,2)	5,1	(<5)	48,6
Sachsen	1993-1997	Anzahl der Werte	46	40	38	14	36	46	2
		Anteil > BG [%]	33%	65%	63%	43%	47%	63%	100%
		Mittl. Konz. [µg/l]	0,61	6,67	14,4	0,34	9,2	9,40	(93,5)
Sachsen-Anhalt	1993-1997	Anzahl der Werte	394	314	831	328	314	398	105
		Anteil > BG [%]	23%	68%	69%	20%	55%	61%	98%
		Mittl. Konz. [µg/l]	0,97	20,0	20,1	0,44	19,5	8,25	164,5
	1999	Anzahl der Werte	(16) ³⁾	(19) ³⁾	33	18	11	(19)	8
		Anteil > BG [%]	(19%)	(0%)	52%	0%	36%	(0%)	100%
		Mittl. Konz. [µg/l]	(2,0) ³⁾	(<20)	14,6	(<0,2)	12,8	(<10) ³⁾	41,5
Schleswig-Holstein	1993-1997	Anzahl der Werte	576	582	599	574	576	581	151
		Anteil > BG [%]	50%	67%	99%	50%	91%	55%	100%
		Mittl. Konz. [µg/l]	0,08¹⁾	1,6¹⁾	20,6¹⁾	0,1¹⁾	5,2¹⁾	1,9¹⁾	18,4¹⁾
	1999/2000	Anzahl der Werte	245	269	269	268	269	269	180
		Anteil > BG [%]	20%	42%	100%	64%	87%	23%	100%
		Mittl. Konz. [µg/l]	0,05	0,6	12,9	0,03	5,3	0,66	22,2
Thüringen	1995	Anzahl der Werte	172	165	218	65	220	217	-
		Anteil > BG [%]	10%	55%	67%	98%	62%	38%	-
		Mittl. Konz. [µg/l]	0,4	5,98	16,9	0,98	14,34	3,7	-
	1999/2000	Anzahl der Werte	328	275	446	105	461	282	-
		Anteil > BG [%]	11%	44%	69%	46%	56%	55%	
		Mittl. Konz. [µg/l]	0,34	1,69	13,96	0,52	5,69	3,47	

Anhang 2a Cadmiumemissionen in die Flussgebiete Deutschlands.

Fluss- gebiet	Bezugs- jahr	Industrie	Klär- anlagen	Berg- bau- altlasten	Atmos- phärische Deposition	Hofabläufe und Abdrift	Ab- schwem- mung	Erosion	Drainagen	Regen- wasser- kanäle	Misch- wasser- überläufe	Kanäle ohne Kläranlage	Haushalte ohne Anschluss	Grund- wasser	Punkt- quellen gesamt	Diffuse Quellen gesamt	Emission gesamt
		[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]
Donau	1985		476		258,7	4,6	1143	418	90	211	450	66	9	356	476	3007	3483
	1995	44,2	218		30,0	3,6	627	461	94	183	225	17	4	340	262	1984	2247
	2000	7,8	140		22,0	3,5	321	467	94	144	179	15	3	340	148	1588	1735
Anderung	1985-2000		-71%		-91%	-25%	-72%	12%	4%	-32%	-60%	-78%	-68%	-5%	-69%	-47%	-50%
Rhein	1985	1775,0	4117	71	423,6	6,7	1335	547	148	582	2086	258	10	658	5963	6054	12017
	1995	365,0	1635	71	80,0	5,3	687	567	151	413	1033	55	4	632	2071	3627	5698
	2000	324,5	1053	71	59,0	5,1	354	577	151	326	825	47	3	632	1449	2980	4429
Anderung	1985-2000	-82%	-74%	0%	-86%	-25%	-73%	5%	2%	-44%	-60%	-82%	-66%	-4%	-76%	-51%	-63%
Ems	1985	15,0	145		59,1	1,2	38	21	32	188	36	0	4	80	160	459	619
	1995	3,5	61		10,0	1,0	30	21	34	131	16	0	2	79	65	324	389
	2000	6,4	67		9,0	1,0	17	23	34	104	13	0	1	79	73	281	354
Anderung	1985-2000	-57%	-54%		-85%	-18%	-55%	12%	7%	-45%	-64%	0%	-64%	-1%	-54%	-39%	-43%
Weser	1985	1150,0	516		302,8	3,7	145	203	91	677	343	253	8	244	1666	2270	3936
	1995	60,2	219		35,0	3,0	103	198	100	455	109	42	3	222	279	1269	1548
	2000	36,8	183		25,0	2,9	58	207	100	359	87	36	2	222	220	1099	1319
Anderung	1985-2000	-97%	-65%		-92%	-20%	-60%	2%	10%	-47%	-75%	-86%	-74%	-9%	-87%	-52%	-67%
Elbe	1985	18577,7	3591	478	7567,1	6,6	100	426	245	2547	2267	1339	117	301	22647	14915	37562
	1995	91,2	692	478	279,0	3,7	95	423	273	623	310	212	17	306	1261	2541	3802
	2000	68,1	273	478	142,0	3,7	59	440	273	492	247	183	14	306	819	2160	2979
Anderung	1985-2000	-100%	-92%	0%	-98%	-43%	-40%	3%	12%	-81%	-89%	-86%	-88%	2%	-96%	-86%	-92%
Oder	1985	222	460,5		460,5	0,4	2,3	9	9	233	44	12	8	14	222	792	1014
	1995	15,9	24		5,0	0,2	1,9	10	9	36	6	2	1	14	40	85	124
	2000	23,7	7		3,0	0,2	1,9	11	9	28	4	1	1	14	30	73	104
Anderung	1985-2000		-97%		-99%	-47%	-15%	26%	3%	-88%	-91%	-89%	-90%	-1%	-86%	-91%	-90%
Nordsee Küste	1985	2,0	103		64,8	1,1	39	6	90	136	50	10	3	57	105	458	563
	1995	2,1	24		8,0	0,9	23	5	90	90	25	1	1	53	26	297	323
	2000	1,8	24		7,0	0,9	13	7	90	71	20	1	1	53	26	264	289
Anderung	1985-2000	-10%	-77%		-89%	-21%	-67%	9%	0%	-48%	-60%	-92%	-65%	-7%	-76%	-42%	-49%
Ostsee Küste	1985		302		2853,3	1,9	21	28	93	555	166	22	22	69	302	3832	4134
	1995	0,3	83		58,0	1,1	18	29	104	156	20	11	3	67	83	466	550
	2000	0,3	9		35,0	1,1	13	32	104	123	16	9	2	67	10	402	412
Anderung	1985-2000		-97%		-99%	-42%	-39%	14%	11%	-78%	-90%	-58%	-90%	-2%	-97%	-89%	-90%
Schwarzes Meer gesamt	1985		476		258,7	4,6	1143	418	90	211	450	66	9	356	476	3007	3483
	1995	44	218		30,0	3,6	627	461	94	183	225	17	4	340	262	1984	2247
	2000	8	140		22,0	3,5	321	467	94	144	179	15	3	340	148	1588	1735
Anderung	1985-2000		-71%		-91%	-25%	-72%	12%	4%	-32%	-60%	-78%	-68%	-5%	-69%	-47%	-50%
Nordsee gesamt	1985	21520	8472	549	8417,4	19,2	1657	1203	607	4130	4782	1860	141	1339	30541	24156	54697
	1995	522	2631	549	412,0	13,9	937	1214	648	1712	1493	309	26	1292	3702	8057	11760
	2000	438	1600	549	242,0	13,5	502	1254	648	1352	1192	267	22	1292	2587	6784	9370
Anderung	1985-2000	-98%	-81%	0%	-97%	-30%	-70%	4%	7%	-67%	-75%	-86%	-85%	-4%	-92%	-72%	-83%
Ostsee gesamt	1985	524			3313,8	2,2	23	37	102	788	210	35	30	83	524	4623	5147
	1995	16	107		63,0	1,3	20	39	113	192	26	13	4	81	123	551	674
	2000	24	16		38,0	1,3	15	43	113	151	20	11	3	81	40	476	516
Anderung	1985-2000		-97%		-99%	-43%	-37%	17%	11%	-81%	-90%	-69%	-90%	-2%	-92%	-90%	-90%
Deutsch- land gesamt	1985	21520	9472	549	11989,9	26,1	2824	1657	799	5129	5442	1961	180	1778	31541	31786	63327
	1995	582	2956	549	505,0	18,7	1584	1714	855	2087	1744	339	33	1713	4088	10593	14680
	2000	469	1756	549	302,0	18,3	837	1764	855	1647	1391	293	27	1713	2774	8847	11622
Anderung	1985-2000	-98%	-81%	0%	-97%	-30%	-70%	6%	7%	-68%	-74%	-85%	-85%	-4%	-91%	-72%	-82%

Anhang 2b Chromemissionen in die Flussgebiete Deutschlands.

Fluss- gebiet	Bezugs- jahr	Industrie [kg/a]	Klär- anlagen [kg/a]	Berg- bau- altlasten [kg/a]	Atmos- phärische Deposition [kg/a]	Hofabläufe und Abdrift [kg/a]	Ab- schwem- mung [kg/a]	Erosion [kg/a]	Drainagen [kg/a]	Regen- wasser- kanäle [kg/a]	Misch- wasser- überläufe [kg/a]	Kanäle ohne Kläranlage [kg/a]	Haushalte ohne Anschluss [kg/a]	Grund- wasser [kg/a]	Punkt- quellen gesamt [kg/a]	Diffuse Quellen gesamt [kg/a]	Emission gesamt [kg/a]
Donau	1985		13004		457	179	3013	41174	2962	1046	2406	691	64	4619	13004	56611	69615
	1995	1252	5782		189	127	2378	43665	3071	1343	1798	284	36	4376	7034	57267	64301
	2000	1090	3699		181	122	1078	43697	3071	1258	1697	279	34	4376	4789	55793	60581
Änderung	1985-2000		-72%		-60%	-32%	-64%	6%	4%	20%	-29%	-60%	-47%	-5%	-63%	-1%	-13%
Rhein	1985	220400	76481		748	251	3761	49960	4872	2880	11266	2720	70	8554	296881	85082	381963
	1995	13794	29998		311	184	2803	50906	4970	3033	8445	922	42	8211	43792	79827	123619
	2000	12907	17813		297	173	1355	50954	4970	2839	7981	905	40	8211	30720	77725	108446
Änderung	1985-2000	-94%	-77%		-60%	-31%	-64%	2%	2%	-1%	-29%	-67%	-43%	-4%	-90%	-9%	-72%
Ems	1985	253	3353		104	42	314	1557	1046	932	207	2	26	1039	3606	5269	8875
	1995	44	1410		46	33	192	1550	1120	964	129	0	16	1024	1454	5075	6528
	2000	98	1088		44	32	132	1553	1120	903	122	0	16	1024	1186	4946	6132
Änderung	1985-2000	-61%	-68%		-58%	-23%	-58%	0%	7%	-3%	-41%	0%	-38%	-1%	-67%	-6%	-31%
Weser	1985	18400	11514		301	132	1052	14712	2999	3264	1295	1238	47	3166	29914	28206	58120
	1995	962	4916		123	101	615	14288	3287	3341	874	690	27	2889	5878	26235	32113
	2000	668	2767		118	98	423	14309	3287	3128	825	678	26	2889	3435	25781	29216
Änderung	1985-2000	-96%	-76%		-61%	-26%	-60%	-3%	10%	-4%	-36%	-45%	-45%	-9%	-89%	-9%	-50%
Elbe	1985	215401	105687	107	1658	289	2637	31657	8043	4330	3238	4569	328	3906	321195	60655	381850
	1995	1225	10287	107	529	128	665	31372	8983	4575	2423	3478	215	3978	11619	56347	67966
	2000	1735	3296	107	506	125	540	31416	8983	4283	2282	3413	209	3978	5138	55736	60874
Änderung	1985-2000	-99%	-97%	0%	-69%	-57%	-80%	-1%	12%	-1%	-30%	-25%	-36%	2%	-98%	-8%	-84%
Oder	1985	17901	3290		89	17	161,9	824	284	265	63	41	20	183	21191	1948	23139
	1995	103	215		27	7	26,4	876	310	262	43	25	13	187	318	1776	2094
	2000	90	111		26	7	24,0	878	310	245	41	25	12	187	201	1754	1955
Änderung	1985-2000	-100%	-97%		-71%	-61%	-85%	7%	9%	-8%	-35%	-39%	-40%	2%	-99%	-10%	-92%
Nordsee Küste	1985	724	933		114	38	258	439	2969	676	274	89	21	744	1657	5622	7279
	1995	3027	533		48	31	156	397	2947	663	198	13	13	695	3560	5161	8721
	2000	520	381		46	30	117	397	2947	621	187	13	12	695	901	5065	5967
Änderung	1985-2000	-28%	-59%		-60%	-21%	-54%	-10%	-1%	-8%	-32%	-85%	-43%	-7%	-46%	-10%	-18%
Ostsee Küste	1985		5698		727	82	746	4029	3067	779	257	83	83	891	5698	10744	16442
	1995	20	426		244	37	169	4054	3421	1146	154	168	31	870	446	10293	10740
	2000	20	106		233	36	159	4062	3421	1073	145	164	30	870	126	10193	10319
Änderung	1985-2000		-98%		-68%	-56%	-79%	1%	12%	38%	-44%	98%	-64%	-2%	-98%	-5%	-37%
Schwarzes Meer gesamt	1985		13004		457	179	3013	41174	2962	1046	2406	691	64	4619	13004	56611	69615
	1995	1252	5782		189	127	2378	43665	3071	1343	1798	284	36	4376	7034	57267	64301
	2000	1090	3699		181	122	1078	43697	3071	1258	1697	279	34	4376	4789	55793	60581
Änderung	1985-2000		-72%		-60%	-32%	-64%	6%	4%	20%	-29%	-60%	-47%	-5%	-63%	-1%	-13%
Nordsee gesamt	1985	455178	197968	107	2925	753	8021	98325	19929	12082	16280	8618	492	17409	653253	184833	838086
	1995	19052	47144	107	1057	477	4432	98513	21307	12576	12069	5103	313	16797	66303	172644	238946
	2000	15928	25346	107	1011	458	2568	98629	21307	11774	11397	5009	303	16797	41381	169253	210634
Änderung	1985-2000	-97%	-87%	0%	-65%	-39%	-68%	0%	7%	-3%	-30%	-42%	-38%	-4%	-94%	-8%	-75%
Ostsee gesamt	1985	17901	8988		816	99	908	4853	3351	1044	320	124	103	1074	26889	12691	39580
	1995	123	642		271	44	195	4930	3731	1408	197	193	44	1057	765	12070	12834
	2000	110	217		259	43	183	4940	3731	1318	186	189	42	1057	327	11947	12275
Änderung	1985-2000	-99%	-98%		-68%	-57%	-80%	2%	11%	26%	-42%	52%	-59%	-2%	-99%	-6%	-69%
Deutsch- land gesamt	1985	473079	219960	107	4198	1030	11942	144352	26242	14172	19006	9433	659	23102	693146	254136	947282
	1995	20427	53567	107	1517	647	7005	147108	28109	15327	14064	5580	393	22230	74101	241980	316082
	2000	17128	29262	107	1451	623	3828	147266	28109	14350	13280	5477	379	22230	46497	236993	283490
Änderung	1985-2000	-96%	-87%	0%	-65%	-40%	-68%	2%	7%	1%	-30%	-42%	-42%	-4%	-93%	-7%	-70%

Anhang 2c Kupferemissionen in die Flussgebiete Deutschlands.

Fluss- gebiet	Bezugs- jahr	Industrie [kg/a]	Klär- anlagen [kg/a]	Berg- bau- altlasten [kg/a]	Atmos- phärische Deposition [kg/a]	Hofabläufe und Abdrift [kg/a]	Ab- schwem- mung [kg/a]	Erosion [kg/a]	Drainagen [kg/a]	Regen- wasser- kanäle [kg/a]	Misch- wasser- überläufe [kg/a]	Kanäle ohne Kläranlage [kg/a]	Haushalte ohne Anschluss [kg/a]	Grund- wasser [kg/a]	Schiff- fahrt [kg/a]	Punkt- quellen gesamt [kg/a]	Diffuse Quellen gesamt [kg/a]	Emission gesamt [kg/a]
Donau	1985		35298		5174	880	13638	28221	2576	5446	11706	2087	255	18293	1477	35298	89753	125051
	1995	1772	17135		1815	732	18104	31096	2671	8574	10720	936	174	17322	1477	18907	93621	112528
	2000	1314	14115		931	738	15316	31360	2671	8860	11058	953	179	17322	1477	15429	90866	106295
Änderung	1985-2000		-60%		-82%	-16%	12%	11%	4%	63%	-6%	-54%	-30%	-5%	0%	-56%	1%	-15%
Rhein	1985	86000	189375		8473	1627	16941	37491	4236	15000	54672	8182	279	33886	2250	275375	183036	458411
	1995	21859	81014		2982	1366	20572	38837	4321	19357	49620	3024	203	32528	2250	102873	175060	277933
	2000	26649	70011		1529	1376	17552	39201	4321	20002	51167	3078	209	32528	2250	96660	173212	269872
Änderung	1985-2000	-69%	-63%		-82%	-15%	4%	5%	2%	33%	-6%	-62%	-25%	-4%	0%	-65%	-5%	-41%
Ems	1985	190	6209		1181	344	917	886	910	4854	920	5	105	4118	389	6399	14629	21028
	1995	166	2876		440	308	1237	902	974	6155	748	0	80	4058	389	3042	15291	18333
	2000	249	5088		226	320	1133	915	974	6360	771	0	83	4058	389	5337	15229	20566
Änderung	1985-2000	31%	-18%		-81%	-7%	23%	3%	7%	31%	-16%	0%	-21%	-1%	0%	-17%	4%	-2%
Weser	1985	13050	19972		3557	1023	3087	12039	2608	16985	6009	3380	184	12540	1338	33022	62750	95772
	1995	1190	9411		1183	867	3948	11762	2858	21326	5200	2292	126	11443	1338	10601	62342	72943
	2000	454	10247		607	895	3576	11904	2858	22037	5363	2334	129	11443	1338	10701	62484	73185
Änderung	1985-2000	-97%	-49%		-83%	-12%	16%	-1%	10%	30%	-11%	-31%	-30%	-9%	0%	-68%	0%	-24%
Elbe	1985	303742	36366	4027	26320	1899	3943	27768	6994	21542	14291	11457	960	15473	3722	344135	134369	478504
	1995	3928	18225	4027	5077	859	3576	27861	7811	29204	14693	11636	862	15759	3722	26180	121060	147239
	2000	6291	15225	4027	2604	878	3280	28168	7811	30178	15163	11852	883	15759	3722	25543	120298	145842
Änderung	1985-2000	-98%	-58%	0%	-90%	-54%	-17%	1%	12%	40%	6%	3%	-8%	2%	0%	-93%	-10%	-70%
Oder	1985	942	460		1471	108	191,1	606	247	1274	257	103	59	724	292	942	5332	6274
	1995	141	460		263	40	103,2	667	269	1671	262	83	52	742	292	601	4444	5045
	2000	143	460		135	40	99,0	676	269	1727	270	85	53	742	292	603	4388	4991
Änderung	1985-2000		-51%		-91%	-63%	-48%	12%	9%	36%	5%	-17%	-10%	2%	0%	-36%	-18%	-20%
Nordsee Küste	1985	844	3830		1296	263	782	229	2582	3518	1283	290	88	2946	497	4674	13773	18447
	1995	35	1555		463	228	908	205	2563	4232	1184	49	67	2754	497	1590	13151	14740
	2000	17	2164		237	233	830	209	2563	4373	1222	50	69	2754	497	2181	13037	15218
Änderung	1985-2000	-98%	-44%		-82%	-11%	6%	-9%	-1%	24%	-5%	-83%	-22%	-7%	0%	-53%	-5%	-18%
Ostsee Küste	1985		6276		11007	512	982	2713	2667	3815	1072	225	293	3528	1722	6276	28536	34812
	1995	84	2758		2344	212	708	2772	2975	7317	923	590	129	3448	1722	2842	23140	25982
	2000	84	1956		1202	215	669	2813	2975	7561	952	602	132	3448	1722	2040	22291	24331
Änderung	1985-2000		-69%		-89%	-58%	-32%	4%	12%	98%	-11%	168%	-55%	-2%	0%	-67%	-22%	-30%
Schwarzes Meer gesamt	1985		35298		5174	880	13638	28221	2576	5446	11706	2087	255	18293	1477	35298	89753	125051
	1995	1772	17135		1815	732	18104	31096	2671	8574	10720	936	174	17322	1477	18907	93621	112528
	2000	1314	14115		931	738	15316	31360	2671	8860	11058	953	179	17322	1477	15429	90866	106295
Änderung	1985-2000		-60%		-82%	-16%	12%	11%	4%	63%	-6%	-54%	-30%	-5%	0%	-56%	1%	-15%
Nordsee gesamt	1985	403826	255752	4027	40827	5155	25670	78413	17330	61899	77175	23314	1616	68963	8196	663605	408558	1072163
	1995	27178	113080	4027	10145	3628	30240	79567	18527	80274	71445	17001	1338	66542	8196	144285	386903	531188
	2000	33660	102734	4027	5203	3702	26371	80397	18527	82950	73686	17314	1373	66542	8196	140421	384262	524683
Änderung	1985-2000	-92%	-60%	0%	-87%	-28%	3%	3%	7%	34%	-5%	-26%	-15%	-4%	0%	-79%	-6%	-51%
Ostsee gesamt	1985		7218		12478	620	1173	3319	2914	5089	1329	328	352	4252	2014	7218	33868	41086
	1995	225	3217		2607	252	811	3439	3244	8988	1185	673	181	4190	2014	3442	27584	31027
	2000	227	2416		1337	255	768	3489	3244	9288	1222	687	185	4190	2014	2643	26679	29322
Änderung	1985-2000		-67%		-89%	-59%	-35%	5%	11%	83%	-8%	109%	-47%	-1%	0%	-63%	-21%	-29%
Deutsch- land gesamt	1985	403826	298268	4027	58479	6655	40481	109953	22820	72434	90210	25729	2223	91508	11687	706121	532179	1238300
	1995	29175	133433	4027	14567	4612	49155	114102	24442	97836	83350	18610	1693	88054	11687	166635	508108	674744
	2000	35201	119266	4027	7471	4696	42455	115246	24442	101098	85966	18954	1737	88054	11687	158494	501806	660300
Änderung	1985-2000	-91%	-60%	0%	-87%	-29%	5%	5%	7%	40%	-5%	-26%	-22%	-4%	0%	-78%	-6%	-47%

Anhang 2d Quecksilberemissionen in die Flussgebiete Deutschlands.

Fluss- gebiet	Bezugs- jahr	Industrie [kg/a]	Klär- anlagen [kg/a]	Berg- bau- altlasten [kg/a]	Atmos- phärische Deposition [kg/a]	Hofabläufe und Abdrift [kg/a]	Ab- schwem- mung [kg/a]	Erosion [kg/a]	Drainagen [kg/a]	Regen- wasser- kanäle [kg/a]	Misch- wasser- überläufe [kg/a]	Kanäle ohne Kläranlage [kg/a]	Haushalte ohne Anschluss [kg/a]	Grund- wasser [kg/a]	Punkt- quellen gesamt [kg/a]	Diffuse Quellen gesamt [kg/a]	Emission gesamt [kg/a]
Donau	1985		314		91	0,5	283,3	147	45	53	116	26,1	2,9	90	314	855	1169
	1995	9,5	206		24	0,4	129,1	165	47	57	71	5,7	1,1	86	215	586	802
	2000	5,3	119		21	0,4	67,6	166	47	59	72	5,7	1,1	86	125	526	650
Anderung	1985-2000		-62%		-77%	-21%	-76%	13%	4%	11%	-38%	-78%	-62%	-4%	-60%	-39%	-44%
Rhein	1985	725,0	1970		150	0,8	330,4	224	74	147	546	102,8	3,1	165	2695	1743	4438
	1995	143,6	1134		49	0,6	140,5	231	76	129	325	18,3	1,3	146	1277	1116	2394
	2000	117,5	645		55	0,6	73,7	232	76	132	333	18,5	1,3	146	762	1068	1830
Anderung	1985-2000	-84%	-67%		-63%	-22%	-78%	3%	3%	-10%	-39%	-82%	-58%	-11%	-72%	-39%	-59%
Ems	1985	3,0	77		21	0,1	8,6	6	16	47	9	0,1	1,2	20	80	129	209
	1995	1,7	48		7	0,1	5,9	6	17	41	5	0,0	0,5	20	50	102	152
	2000	4,6	42		8	0,1	3,2	6	17	42	5	0,0	0,5	20	47	102	149
Anderung	1985-2000	53%	-45%		-62%	-14%	-63%	3%	7%	-11%	-44%	0%	-58%	0%	-41%	-21%	-29%
Weser	1985	155,0	350		62	0,4	32,9	78	46	167	63	50,1	2,1	61	505	562	1067
	1995	7,1	217		24	0,3	20,1	76	50	142	34	13,9	0,8	55	224	416	641
	2000	15,8	118		24	0,3	10,9	77	50	146	35	14,1	0,8	55	134	413	547
Anderung	1985-2000	-90%	-66%		-61%	-17%	-67%	-2%	10%	-13%	-44%	-72%	-62%	-10%	-73%	-27%	-49%
Elbe	1985	20867,6	737		444	0,8	21,1	182	122	261	193	195,1	15,8	75	21605	1510	23115
	1995	62,2	361		151	0,4	17,7	182	137	195	97	70,6	5,4	71	423	927	1350
	2000	18,3	167		168	0,4	9,7	183	137	200	100	71,7	5,5	71	185	946	1132
Anderung	1985-2000	-100%	-77%		-62%	-46%	-54%	1%	12%	-23%	-48%	-63%	-65%	-6%	-99%	-37%	-95%
Oder	1985	16	5		25	0,0	0,1	4	4	18	4	1,8	1,0	4	16	62	78
	1995	0,7	5		3	0,0	0,4	4	5	11	2	0,5	0,3	3	6	29	35
	2000	1,6	4		3	0,0	0,2	4	5	11	2	0,5	0,3	3	6	29	35
Anderung	1985-2000		-73%		-88%	-49%	46%	3%	16%	-39%	-50%	-72%	-70%	-14%	-64%	-53%	-55%
Nordsee Küste	1985	10,0	27		23	0,1	8,4	2	45	34	13	3,4	1,0	14	37	144	181
	1995	1,5	20		5	0,1	4,3	1	45	28	8	0,3	0,4	13	21	105	127
	2000	1,4	15		7	0,1	2,4	1	45	29	8	0,3	0,4	13	17	106	123
Anderung	1985-2000	-86%	-44%		-70%	-14%	-72%	-33%	0%	-15%	-38%	-91%	-60%	-9%	-55%	-26%	-32%
Ostsee Küste	1985	0,7	50		187	0,2	3,8	11	47	49	14	3,5	3,9	17	51	336	387
	1995	0,1	24		38	0,1	3,1	11	52	49	6	3,6	0,8	17	24	181	205
	2000	0,1	5		41	0,1	1,8	12	52	50	6	3,7	0,8	17	5	184	190
Anderung	1985-2000	-86%	-90%		-78%	-44%	-53%	8%	11%	2%	-57%	6%	-79%	-1%	-89%	-45%	-51%
Schwarzes Meer gesamt	1985		314		91	0,5	283,3	147	45	53	116	26,1	2,9	90	314	855	1169
	1995	10	206		24	0,4	129,1	165	47	57	71	5,7	1,1	86	215	586	802
	2000	5	119		21	0,4	67,6	166	47	59	72	5,7	1,1	86	125	526	650
Anderung	1985-2000		-62%		-77%	-21%	-76%	13%	4%	11%	-38%	-78%	-62%	-4%	-60%	-39%	-44%
Nordsee gesamt	1985	21761	3161		700	2,2	401,4	492	303	656	824	351,5	23,2	335	24922	4088	29010
	1995	216	1779		236	1,6	188,5	496	325	535	469	103,1	8,4	305	1995	2668	4663
	2000	158	987		262	1,6	99,8	499	325	549	481	104,6	8,5	305	1145	2636	3780
Anderung	1985-2000	-99%	-69%		-63%	-29%	-75%	1%	7%	-16%	-42%	-70%	-63%	-9%	-95%	-36%	-87%
Ostsee gesamt	1985	1	67		212	0,3	3,9	15	51	67	18	5,3	4,9	21	67	398	465
	1995	1	29		41	0,2	3,4	16	57	60	8	4,1	1,1	20	30	210	241
	2000	2	10		44	0,1	2,0	16	57	61	8	4,2	1,1	20	11	213	225
Anderung	1985-2000	143%	-86%		-79%	-45%	-50%	7%	12%	-9%	-56%	-21%	-78%	-3%	-83%	-46%	-52%
Deutsch- land gesamt	1985	21761	3542		1003	3,0	688,6	654	399	776	958	382,9	31,0	446	25303	5342	30645
	1995	226	2015		301	2,2	321,0	677	429	652	548	112,9	10,6	411	2241	3465	5706
	2000	165	1116		327	2,2	169,4	681	429	669	561	114,5	10,7	411	1281	3375	4656
Anderung	1985-2000	-99%	-68%		-67%	-29%	-75%	4%	7%	-14%	-41%	-70%	-65%	-8%	-95%	-37%	-85%

Anhang 2e Nিকেলেmissionen in die Flussgebiete Deutschlands.

Fluss- gebiet	Bezugs- jahr	Industrie [kg/a]	Klär- anlagen [kg/a]	Berg- bau- altlasten [kg/a]	Atmos- phärische Deposition [kg/a]	Hofabläufe und Abdrift [kg/a]	Ab- schwem- mung [kg/a]	Erosion [kg/a]	Drainagen [kg/a]	Regen- wasser- kanäle [kg/a]	Misch- wasser- überläufe [kg/a]	Kanäle ohne Kläranlage [kg/a]	Haushalte ohne Anschluss [kg/a]	Grund- wasser [kg/a]	Punkt- quellen gesamt [kg/a]	Diffuse Quellen gesamt [kg/a]	Emission gesamt [kg/a]
Donau	1985		14534		936	81	4052	27117	5731	2210	4713	797	101	60205	14534	105943	120477
	1995	1353	8110		579	65	3460	28868	5942	2201	2803	292	48	57003	9463	101261	110725
	2000	783	5155		807	64	4483	28868	5942	1801	2330	268	41	57003	5938	101606	107544
Anderung	1985-2000		-65%		-14%	-21%	11%	6%	4%	-19%	-51%	-66%	-59%	-5%	-59%	-4%	-11%
Rhein	1985	79000	89610	13500	1533	121	4790	35509	9425	6087	21972	3123	110	111529	182110	194199	376309
	1995	15928	44564	13500	952	99	3819	35856	9615	4968	13027	945	56	107059	73992	176396	250388
	2000	14318	45871	13500	1325	96	4914	35856	9615	4065	10861	869	48	107059	73689	174707	248396
Anderung	1985-2000	-82%	-49%	0%	-14%	-21%	3%	1%	2%	-33%	-51%	-72%	-56%	-4%	-60%	-10%	-34%
Ems	1985	556	3469		214	22	165	748	2024	1970	369	2	41	13553	4025	19108	23133
	1995	135	1891		141	19	186	735	2166	1580	197	0	22	13355	2026	18401	20427
	2000	83	3869		196	19	229	735	2166	1293	165	0	19	13355	3952	18177	22129
Anderung	1985-2000	-85%	12%		-8%	-12%	39%	-2%	7%	-34%	-55%	0%	-54%	-1%	-2%	-5%	-4%
Weser	1985	25500	10329		708	68	612	10007	5802	6909	2517	1524	75	41274	35829	69496	105325
	1995	1302	5624		378	58	619	9520	6359	5474	1361	713	35	37663	6926	62179	69105
	2000	712	7110		526	57	769	9520	6359	4479	1132	654	30	37663	7822	61190	69012
Anderung	1985-2000	-97%	-31%		-26%	-15%	26%	-5%	10%	-35%	-55%	-57%	-60%	-9%	-78%	-12%	-34%
Elbe	1985	78213	80978	772	7991	134	705	20962	15561	10265	7341	5922	494	50926	159963	120301	280264
	1995	3343	18569	772	1621	70	588	20608	17380	7496	3825	3609	251	51867	22684	107315	129999
	2000	2824	10686	772	2257	69	734	20608	17380	6133	3168	3307	222	51867	14282	105745	120027
Anderung	1985-2000	-96%	-87%	0%	-72%	-49%	4%	-2%	12%	-40%	-57%	-44%	-55%	2%	-91%	-12%	-57%
Oder	1985	2659			466	8	31,3	508	550	680	134	54	31	2383	2659	4845	7504
	1995	350	374		84	4	16,4	537	599	429	68	26	15	2444	724	4222	4946
	2000	291	291		117	4	19,4	537	599	351	57	24	13	2444	582	4165	4746
Anderung	1985-2000		-89%		-75%	-54%	-38%	6%	9%	-48%	-57%	-56%	-58%	3%	-78%	-14%	-37%
Nordsee Küste	1985	505	1538		235	19	158	187	5745	1428	517	112	35	9695	2043	18131	20174
	1995	248	741		148	17	141	165	5702	1086	310	15	18	9064	989	16666	17655
	2000	46	1408		206	17	174	165	5702	889	257	13	15	9064	1454	16501	17955
Anderung	1985-2000	-91%	-8%		-12%	-13%	10%	-12%	-1%	-38%	-50%	-88%	-57%	-7%	-29%	-9%	-11%
Ostsee Küste	1985	4903			3181	37	171	2170	5933	1910	545	108	131	11613	4903	25800	30703
	1995	34	1254		748	19	117	2142	6619	1878	241	180	37	11348	1288	23329	24618
	2000	34	779		1042	19	145	2142	6619	1537	200	163	32	11348	813	23248	24061
Anderung	1985-2000		-84%		-67%	-49%	-15%	-1%	12%	-20%	-63%	51%	-76%	-2%	-83%	-10%	-22%
Schwarzes Meer gesamt	1985		14534		936	81	4052	27117	5731	2210	4713	797	101	60205	14534	105943	120477
	1995	1353	8110		579	65	3460	28868	5942	2201	2803	292	48	57003	9463	101261	110725
	2000	783	5155		807	64	4483	28868	5942	1801	2330	268	41	57003	5938	101606	107544
Anderung	1985-2000		-65%		-14%	-21%	11%	6%	4%	-19%	-51%	-66%	-59%	-5%	-59%	-4%	-11%
Nordsee gesamt	1985	183774	185924	14272	10681	364	6430	67413	38557	26659	32716	10683	755	226977	383970	421235	805205
	1995	20956	71388	14272	3240	263	5352	66884	41222	20604	18720	5282	382	219008	106616	380958	487574
	2000	17983	68944	14272	4510	258	6820	66884	41222	16859	15583	4843	334	219008	101199	376320	477519
Anderung	1985-2000	-90%	-63%	0%	-58%	-29%	6%	-1%	7%	-37%	-52%	-55%	-56%	-4%	-74%	-11%	-41%
Ostsee gesamt	1985	7562			3647	45	203	2678	6483	2590	679	162	162	13996	7562	30645	38207
	1995	384	1628		832	23	134	2679	7218	2307	309	206	52	13792	2012	27551	29564
	2000	325	1070		1159	23	165	2679	7218	1888	257	187	45	13792	1395	27412	28807
Anderung	1985-2000		-86%		-68%	-50%	-19%	0%	11%	-27%	-62%	15%	-72%	-1%	-82%	-11%	-25%
Deutsch- land gesamt	1985	183774	208020	14272	15264	489	10685	97208	50771	31459	38108	11642	1018	301178	406066	557822	963888
	1995	22693	81127	14272	4651	352	8946	98431	54382	25112	21832	5780	482	289803	118092	509770	627862
	2000	19091	75169	14272	6476	344	11467	98431	54382	20548	18170	5298	420	289803	108532	505339	613871
Anderung	1985-2000	-90%	-64%	0%	-58%	-30%	7%	1%	7%	-35%	-52%	-54%	-59%	-4%	-73%	-9%	-36%

Anhang 2f Bleimissionen in die Flussgebiete Deutschlands.

Fluss- gebiet	Bezugs- jahr	Industrie [kg/a]	Klär- anlagen [kg/a]	Berg- bau- altlasten [kg/a]	Atmos- phärische Deposition [kg/a]	Hofabläufe und Abdrift [kg/a]	Ab- schwem- mung [kg/a]	Erosion [kg/a]	Drainagen [kg/a]	Regen- wasser- kanäle [kg/a]	Misch- wasser- überläufe [kg/a]	Kanäle ohne Kläranlage [kg/a]	Haushalte ohne Anschluss [kg/a]	Grund- wasser [kg/a]	Schiff- fahrt [kg/a]	Punkt- quellen gesamt [kg/a]	Diffuse Quellen gesamt [kg/a]	Emission gesamt [kg/a]
Donau	1985		13038		9968	90	58348	29661	180	9964	20574	2633	404	1955	19	13038	133796	146834
	1995	504	5987		1499	73	10715	31961	187	6345	7765	604	123	1817	78	6491	61168	67659
	2000	609	2723		1096	71	6074	32015	187	4144	5161	474	85	1817	78	3332	51202	54534
Änderung	1985-2000		-79%		-89%	-21%	-90%	8%	4%	-58%	-75%	-82%	-79%	-7%	311%	-74%	-62%	-63%
Rhein	1985	81000	45824	146	16323	128	67712	34446	297	27445	95530	10278	440	3619	2149	126970	258367	385337
	1995	12724	19363	146	4063	106	11689	35168	302	14324	35722	1948	143	3222	2355	32233	109042	141275
	2000	11489	15058	146	2648	101	6660	35225	302	9356	23813	1530	99	3222	2355	26693	85311	112004
Änderung	1985-2000	-86%	-67%	0%	-84%	-21%	-90%	2%	2%	-66%	-75%	-85%	-78%	-11%	10%	-79%	-67%	-71%
Ems	1985	340	1709		2276	22	1686	1049	64	8882	1560	7	167	440	256	2049	16409	18458
	1995	73	789		498	20	508	1033	68	4555	543	0	57	433	140	862	7855	8717
	2000	78	1103		321	19	308	1034	68	2975	366	0	39	433	140	1181	5703	6884
Änderung	1985-2000	-77%	-35%		-86%	-13%	-82%	-1%	6%	-67%	-77%	0%	-77%	-2%	-45%	-42%	-65%	-63%
Weser	1985	23950	5006		6491	69	6641	11351	183	31098	10573	4771	296	1339	332	28956	73144	102100
	1995	1202	2266		1383	60	1724	10850	200	15782	3780	1483	88	1216	141	3468	36707	40175
	2000	1361	2962		951	58	1038	10866	200	10308	2521	1159	61	1216	141	4323	28519	32842
Änderung	1985-2000	-94%	-41%		-85%	-16%	-84%	-4%	9%	-67%	-76%	-76%	-79%	-9%	-58%	-85%	-61%	-68%
Elbe	1985	24989	17779	6225	32674	135	4231	29408	490	41392	27249	17820	1617	1653	1463	48993	158132	207125
	1995	1612	6741	6225	5972	76	1564	28633	547	21611	10735	7544	583	1566	938	14578	79769	94348
	2000	1205	3074	6225	3607	74	989	28674	547	14115	7119	5883	425	1566	938	10504	63937	74441
Änderung	1985-2000	-95%	-83%	0%	-89%	-45%	-77%	-2%	12%	-66%	-74%	-67%	-74%	-5%	-36%	-79%	-60%	-64%
Oder	1985	649			1718	8	85,1	613	17	2542	480	161	101	77	83	649	5885	6534
	1995	295	185		107	4	35,4	649	19	1237	192	54	35	61	85	480	2478	2958
	2000	989	98		69	4	25,0	651	19	808	128	42	25	61	85	1087	1917	3004
Änderung	1985-2000		-85%		-96%	-49%	-71%	6%	12%	-68%	-73%	-74%	-75%	-21%	2%	67%	-67%	-54%
Nordsee Küste	1985	54	1226		2498	20	1720	297	181	6437	2231	398	145	315		1280	14242	15522
	1995	44	320		359	18	379	255	179	3132	862	33	48	294		364	5559	5923
	2000	48	404		222	17	235	255	179	2046	575	25	33	294		452	3882	4334
Änderung	1985-2000	-11%	-67%		-91%	-14%	-86%	-14%	-1%	-68%	-74%	-94%	-77%	-7%		-65%	-73%	-72%
Ostsee Küste	1985	2391			14562	38	772	2043	187	7450	1995	338	483	377	227	2391	28472	30863
	1995	43	1113		1528	22	282	2022	208	5415	677	389	88	367	20	1156	11017	12173
	2000	43	93		960	21	195	2030	208	3537	453	298	63	367	20	136	8153	8288
Änderung	1985-2000		-96%		-93%	-44%	-75%	-1%	11%	-53%	-77%	-12%	-87%	-3%	-91%	-94%	-71%	-73%
Schwarzes Meer gesamt	1985		13038		9968	90	58348	29661	180	9964	20574	2633	404	1955	19	13038	133796	146834
	1995	504	5987		1499	73	10715	31961	187	6345	7765	604	123	1817	78	6491	61168	67659
	2000	609	2723		1096	71	6074	32015	187	4144	5161	474	85	1817	78	3332	51202	54534
Änderung	1985-2000		-79%		-89%	-21%	-90%	8%	4%	-58%	-75%	-82%	-79%	-7%	311%	-74%	-62%	-63%
Nordsee gesamt	1985	130333	71544	6371	60262	375	81990	76551	1215	115254	137143	33274	2665	7366	4200	208248	520295	728543
	1995	15655	29479	6371	12275	279	15865	75939	1296	59404	51642	11008	919	6731	3574	51505	238932	290437
	2000	14181	22601	6371	7749	270	9229	76054	1296	38800	34394	8597	657	6731	3574	43153	187351	230504
Änderung	1985-2000	-89%	-68%	0%	-87%	-28%	-89%	-1%	7%	-66%	-75%	-74%	-75%	-9%	-15%	-79%	-64%	-68%
Ostsee gesamt	1985	3040			16280	46	857	2656	204	9992	2475	499	584	454	310	3040	34357	37397
	1995	338	1297		1635	26	317	2671	227	6652	869	443	123	428	105	1635	13495	15131
	2000	1032	191		1029	25	220	2681	227	4345	581	340	88	428	105	1223	10069	11292
Änderung	1985-2000		-94%		-94%	-45%	-74%	1%	11%	-57%	-77%	-32%	-85%	-6%	-66%	-60%	-71%	-70%
Deutsch- land gesamt	1985	130333	87622	6371	86510	510	141196	108868	1599	135210	160192	36406	3653	9775	4529	224326	688448	912774
	1995	16497	36764	6371	15409	378	26897	110571	1710	72401	60276	12055	1165	8976	3757	59632	313595	373226
	2000	15822	25515	6371	9874	366	15523	110750	1710	47289	40136	9411	830	8976	3757	47708	248622	296320
Änderung	1985-2000	-88%	-71%	0%	-89%	-28%	-89%	2%	7%	-65%	-75%	-74%	-77%	-8%	-17%	-79%	-64%	-68%

Anhang 2g Zinkemissionen in die Flussgebiete Deutschlands.

Fluss- gebiet	Bezugs- jahr	Industrie [kg/a]	Klär- anlagen [kg/a]	Berg- bau- altlasten [kg/a]	Atmos- phärische Deposition [kg/a]	Hofabläufe und Abdrift [kg/a]	Ab- schwem- mung [kg/a]	Erosion [kg/a]	Drainagen [kg/a]	Regen- wasser- kanäle [kg/a]	Misch- wasser- überläufe [kg/a]	Kanäle ohne Kläranlage [kg/a]	Haushalte ohne Anschluss [kg/a]	Grund- wasser [kg/a]	Schiff- fahrt [kg/a]	Punkt- quellen gesamt [kg/a]	Diffuse Quellen gesamt [kg/a]	Emission gesamt [kg/a]
Donau	1985		193541		29294	3684	122821	126014	12234	38477	81540	13177	1740	53279		193541	482260	675801
	1995	20717	121036		19622	3043	74671	137662	12685	56360	69861	5586	1110	50446		141753	431046	572799
	2000	17235	74202		17838	3007	74092	138993	12685	56731	70300	5608	1117	50446		91437	430817	522254
Anderung	1985-2000		-62%		-39%	-18%	-40%	10%	4%	47%	-14%	-57%	-36%	-5%		-53%	-11%	-23%
Rhein	1985	501000	761330	31609	47972	6088	145884	164488	20121	105975	381268	51638	1901	98698		1293939	1024033	2317972
	1995	83263	424674	31609	32240	5079	83944	170929	20526	127241	322972	18034	1295	94742		539546	877002	1416548
	2000	68727	275225	31609	29309	4998	83155	172859	20526	128080	324983	18104	1302	94742		375561	878058	1253619
Anderung	1985-2000	-86%	-64%	0%	-39%	-18%	-43%	5%	2%	21%	-15%	-65%	-32%	-4%		-71%	-14%	-46%
Ems	1985	1036	30052		6689	1195	5318	6336	4322	34297	6214	34	715	11994		31088	77115	108203
	1995	5041	18215		4762	1075	4799	6436	4624	40458	4835	0	514	11819		23256	79322	102578
	2000	585	15711		4329	1092	4783	6520	4624	40724	4865	0	517	11819		16296	79273	95569
Anderung	1985-2000	-44%	-48%		-35%	-9%	-10%	3%	7%	19%	-22%	-100%	-28%	-1%		-48%	3%	-12%
Weser	1985	478000	94413		20094	3613	19209	58155	12386	120206	42592	24716	1284	36525		572413	338780	911193
	1995	13248	57712		12788	3101	15545	57608	13575	140186	33802	13702	799	33330		70960	324436	395396
	2000	9320	31424		11626	3136	15467	58365	13575	141110	34014	13756	803	33330		40744	325182	365926
Anderung	1985-2000	-98%	-67%		-42%	-13%	-19%	0%	10%	17%	-20%	-44%	-37%	-9%		-93%	-4%	-60%
Elbe	1985	1885524	213506	14282	146896	6834	19074	117510	33219	171529	118994	94670	8170	45067		2113312	761963	2875275
	1995	24325	96970	14282	54895	3386	14657	119022	37103	191968	95806	69641	5358	45900		135577	637736	773314
	2000	3822	51196	14282	49905	3382	14621	120544	37103	193234	96417	69922	5385	45900		69300	636413	705713
Anderung	1985-2000	-100%	-76%	0%	-66%	-51%	-23%	3%	12%	13%	-19%	-26%	-34%	2%		-97%	-16%	-75%
Oder	1985	7219	2296		8199	389	754,0	2661	1175	11071	2118	856	513	2109		7219	29845	37064
	1995	9333	2296		2842	167	440,9	2945	1279	10987	1697	497	322	2163		11629	23340	34968
	2000	9153	1736		2583	164	437,5	3003	1279	11060	1708	499	324	2163		10889	23221	34109
Anderung	1985-2000		-76%		-68%	-58%	-42%	13%	9%	0%	-19%	-42%	-37%	3%		51%	-22%	-8%
Nordsee Küste	1985	1622	7791		7340	974	5007	1839	12265	24856	8802	1850	609	8580		9413	72121	81534
	1995	3917	6781		5006	856	3616	1664	12173	27820	7702	299	434	8022		10698	67592	78290
	2000	8373	5661		4551	857	3591	1686	12173	28003	7750	300	437	8022		14034	67370	81404
Anderung	1985-2000	416%	-27%		-38%	-12%	-28%	-8%	-1%	13%	-12%	-84%	-28%	-7%		49%	-7%	0%
Ostsee Küste	1985		16124		61539	1862	4415	13298	12666	31545	8679	1740	2217	10277	473	16124	148712	164836
	1995	326	5208		25342	884	2981	13833	14130	48098	5982	3565	807	10042	43	5534	125707	131242
	2000	326	4071		23038	879	2989	14092	14130	48415	6020	3580	811	10042	43	4397	124039	128436
Anderung	1985-2000		-75%		-63%	-53%	-32%	6%	12%	53%	-31%	106%	-63%	-2%	-91%	-73%	-17%	-22%
Schwarzes Meer gesamt	1985		193541		29294	3684	122821	126014	12234	38477	81540	13177	1740	53279		193541	482260	675801
	1995	20717	121036		19622	3043	74671	137662	12685	56360	69861	5586	1110	50446		141753	431046	572799
	2000	17235	74202		17838	3007	74092	138993	12685	56731	70300	5608	1117	50446		91437	430817	522254
Anderung	1985-2000		-62%		-39%	-18%	-40%	10%	4%	47%	-14%	-57%	-36%	-5%		-53%	-11%	-23%
Nordsee gesamt	1985	2867182	1107092	45891	228991	18704	194492	348328	82313	456863	557870	172908	12679	200864		4020165	2274013	6294178
	1995	129794	604352	45891	109691	13497	122562	355659	88001	527673	465117	101676	8400	193813		780037	1986088	2766126
	2000	90827	379217	45891	99720	13465	121617	359974	88001	531151	468029	102082	8444	193813		515935	1986296	2502231
Anderung	1985-2000	-97%	-66%	0%	-56%	-28%	-37%	3%	7%	16%	-16%	-41%	-33%	-4%		-87%	-13%	-60%
Ostsee gesamt	1985		23343		69738	2251	5169	15959	13841	42616	10797	2596	2730	12386	473	23343	178556	201899
	1995	9659	7504		28184	1051	3422	16778	15409	59085	7679	4062	1129	12205	43	17163	149047	166210
	2000	9479	5807		25621	1043	3427	17095	15409	59475	7728	4079	1135	12205	43	15286	147260	162546
Anderung	1985-2000		-75%		-63%	-54%	-34%	7%	11%	40%	-28%	57%	-58%	-1%	-91%	-35%	-18%	-19%
Deutsch- land gesamt	1985	2867182	1323976	45891	328023	24639	322483	490301	108388	537956	650207	188681	17149	266529	473	4237049	2934829	7171878
	1995	160170	732893	45891	157497	17591	200654	510099	116095	643118	542657	111324	10639	256464	43	938954	2566181	3505135
	2000	117541	459226	45891	143179	17515	199136	516062	116095	647357	546057	111769	10696	256464	43	622658	2564373	3187031
Anderung	1985-2000	-96%	-65%	0%	-56%	-29%	-38%	5%	7%	20%	-16%	-41%	-38%	-4%	-91%	-85%	-13%	-56%

Anhang 2h Arsenemissionen in die Flussgebiete Deutschlands.

Fluss- gebiet	Bezugs- jahr	Industrie	Klär- anlagen	Berg- bau- altlasten	Atmos- phärische Deposition	Hofabläufe und Abdrift	Ab- schwem- mung	Erosion	Drainagen	Regen- wasser- kanäle	Misch- wasser- überläufe	Kanäle ohne Kläranlage	Haushalte ohne Anschluss	Grund- wasser	Punkt- quellen gesamt	Diffuse Quellen gesamt	Emission gesamt
		[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]
Donau	1985		3560		784,0	8,6	13826	8807	464	367	777	118	16	13498	3560	38666	42226
	1995	28,3	417		101,0	6,9	2009	9457	481	274	348	36	6	12783	445	25502	25947
	2000	28,3	385		63,0	6,8	521	9458	481	263	334	35	6	12783	413	23951	24364
Änderung	1985-2000		-89%		-92%	-21%	-96%	7%	4%	-28%	-57%	-70%	-63%	-5%	-88%	-38%	-42%
Rhein	1985		17516	33	1283,0	13,8	16018	11802	762	1011	3613	462	17	25004	17549	59986	77534
	1995	1385,4	1896	33	166,0	11,3	2180	11966	778	619	1616	115	7	24001	3315	41459	44774
	2000	2751,5	1821	33	103,0	11,1	551	11969	778	594	1554	113	7	24001	4606	39681	44287
Änderung	1985-2000		-90%	0%	-92%	-20%	-97%	1%	2%	-41%	-57%	-76%	-59%	-4%	-74%	-34%	-43%
Ems	1985		720		179,0	2,6	388	231	164	327	61	0	7	3038	720	4398	5117
	1995	0,0	84		24,0	2,3	90	227	175	197	24	0	3	2994	84	3737	3821
	2000	0,0	119		15,0	2,3	21	227	175	189	23	0	3	2994	119	3650	3769
Änderung	1985-2000		-83%		-92%	-11%	-94%	-2%	7%	-42%	-62%	0%	-57%	-1%	-83%	-17%	-26%
Weser	1985		2734		583,0	7,9	1540	2772	469	1155	463	287	12	9253	2734	16542	19276
	1995	26,0	306		66,0	6,6	307	2636	514	682	169	87	4	8444	332	12916	13248
	2000	19,1	290		41,0	6,6	70	2637	514	654	162	85	4	8444	309	12618	12927
Änderung	1985-2000		-89%		-93%	-16%	-95%	-5%	10%	-43%	-65%	-70%	-67%	-9%	-89%	-24%	-33%
Elbe	1985	387,2	4430	940	6193,0	15,3	955	8146	1259	2451	1958	1290	111	11417	5757	33795	39552
	1995	289,6	414	940	282,0	7,4	269	7979	1406	935	475	439	31	11628	1643	23451	25094
	2000	32,7	405	940	176,0	7,3	66	7981	1406	896	456	430	30	11628	1378	23076	24454
Änderung	1985-2000	-92%	-91%	0%	-97%	-52%	-93%	-2%	12%	-63%	-77%	-67%	-73%	2%	-76%	-32%	-38%
Oder	1985	6879,3	181		359,0	0,9	17,8	251	45	193	37	12	7	534	7060	1457	8517
	1995	11,5	11		15,0	0,4	5,8	265	48	53	8	3	2	548	22	948	970
	2000	10,9	12		9,0	0,4	1,8	265	48	51	8	3	2	548	23	936	959
Änderung	1985-2000	-100%	-93%		-97%	-59%	-90%	6%	7%	-74%	-78%	-75%	-71%	3%	-100%	-36%	-89%
Nordsee Küste	1985		424		196,0	2,2	399	65	465	237	86	17	6	2174	424	3647	4071
	1995	7,8	40		26,0	1,9	66	55	461	135	38	2	2	2032	48	2819	2866
	2000	7,8	53		16,0	1,9	16	55	461	130	37	2	2	2032	61	2753	2813
Änderung	1985-2000		-88%		-92%	-14%	-96%	-15%	-1%	-45%	-57%	-88%	-67%	-7%	-86%	-25%	-31%
Ostsee Küste	1985		590		2480,0	4,2	170	689	480	494	144	23	25	2603	590	7112	7702
	1995	1,2	52		130,0	2,0	46	675	535	234	30	22	5	2544	54	4223	4276
	2000	1,1	55		81,0	2,0	13	676	535	224	29	21	4	2544	56	4129	4185
Änderung	1985-2000		-91%		-97%	-54%	-92%	-2%	11%	-55%	-80%	-9%	-84%	-2%	-91%	-42%	-46%
Schwarzes Meer gesamt	1985	0,0	3560		784,0	8,6	13826	8807	464	367	777	118	16	13498	3560	38666	42226
	1995	28,3	417		101,0	6,9	2009	9457	481	274	348	36	6	12783	445	25502	25947
	2000	28,3	385		63,0	6,8	521	9458	481	263	334	35	6	12783	413	23951	24364
Änderung	1985-2000		-89%		-92%	-21%	-96%	7%	4%	-28%	-57%	-70%	-63%	-5%	-88%	-38%	-42%
Nordsee gesamt	1985	387	25823	973	8434,0	41,9	19300	23016	3119	5181	6181	2056	153	50886	27184	118367	145551
	1995	1709	2740	973	564,0	29,5	2913	22863	3334	2568	2322	643	47	49099	5422	84382	89804
	2000	2811	2688	973	351,0	29,2	724	22869	3334	2463	2232	630	46	49099	6472	81778	88250
Änderung	1985-2000	626%	-90%	0%	-96%	-30%	-96%	-1%	7%	-52%	-64%	-69%	-70%	-4%	-76%	-31%	-39%
Ostsee gesamt	1985	6879	771		2839,0	5,1	188	940	525	687	181	35	32	3137	7650	8569	16219
	1995	13	63		145,0	2,3	52	940	583	287	38	25	7	3092	76	5171	5247
	2000	12	67		90,0	2,3	15	941	583	275	37	24	6	3092	79	5065	5144
Änderung	1985-2000		-91%		-97%	-55%	-92%	0%	11%	-60%	-80%	-31%	-81%	-1%	-99%	-41%	-68%
Deutsch- land gesamt	1985	7267	30155	973	12057,0	55,6	33313	32763	4108	6235	7139	2209	201	67521	38394	165602	203996
	1995	1750	3220	973	810,0	38,7	4973	33260	4398	3129	2708	704	60	64974	5943	115055	120997
	2000	2851	3140	973	504,0	38,4	1260	33268	4398	3001	2603	689	58	64974	6964	110793	117758
Änderung	1985-2000	-61%	-90%	0%	-96%	-31%	-96%	2%	7%	-52%	-64%	-69%	-71%	-4%	-82%	-33%	-42%

Anhang 2i Lindanemissionen in die Flussgebiete Deutschlands.

Fluss- gebiet	Bezugs- jahr	Industrie [kg/a]	Klär- anlagen [kg/a]	Atmos- phärische Deposition [kg/a]	Hofabläufe und Abdrift [kg/a]	Ab- schwem- mung [kg/a]	Erosion [kg/a]	Drainagen [kg/a]	Regen- wasser- kanäle [kg/a]	Misch- wasser- überläufe [kg/a]	Kanäle ohne Kläranlage [kg/a]	Haushalte ohne Anschluss [kg/a]	Grund- wasser [kg/a]	Punkt- quellen gesamt [kg/a]	Diffuse Quellen gesamt [kg/a]	Emission gesamt [kg/a]
Donau	1985		51,0	25,5	24,8	133,0	1,8	11,2	6,5	14,4	4,8	1,8	19,0	51,0	242,8	293,8
	1995	0	30,0	23,7	1,3	27,6	1,4	1,9	5,4	6,6	0,5	0,4	20,4	30,0	89,3	119,2
	2000	0	27,7	23,7	0,0	21,4	1,5	1,4	5,4	6,6	0,5	0,4	20,4	27,7	81,4	109,1
Anderung	1985-2000	0%	-46%	-7%	-100%	-84%	-17%	-87%	-16%	-54%	-89%	-76%	8%	-46%	-66%	-63%
Rhein	1985	0	227,0	43,2	42,3	169,0	2,7	18,8	17,9	68,5	19,1	2,0	32,9	227,0	416,3	643,3
	1995	5	136,3	43,3	2,1	31,2	2,4	3,0	12,3	30,5	1,7	0,5	29,3	141,3	156,4	297,7
	2000	1	130,9	43,3	0,0	23,1	2,6	2,2	12,3	30,5	1,7	0,5	29,3	131,9	145,5	277,4
Anderung	1985-2000	100%	-42%	0%	-100%	-86%	-3%	-88%	-32%	-55%	-91%	-75%	-11%	-42%	-65%	-57%
Ems	1985	0	14,0	11,2	6,7	9,3	0,1	3,3	5,8	1,1	0,0	0,7	4,0	14,0	42,2	56,2
	1995	0	6,1	4,7	0,3	1,5	0,0	0,6	3,9	0,5	0,0	0,2	3,9	6,1	15,7	21,8
	2000	0	8,6	4,7	0,0	0,9	0,1	0,5	3,9	0,5	0,0	0,2	3,9	8,6	14,7	23,2
Anderung	1985-2000	0%	-39%	-58%	-100%	-90%	-14%	-85%	-33%	-59%	0%	-71%	-2%	-39%	-65%	-59%
Weser	1985	10	50,0	20,2	23,2	35,1	1,2	10,6	20,3	7,3	8,6	1,3	12,2	60,0	140,1	200,1
	1995	0	22,0	10,3	1,2	5,5	0,8	1,9	13,5	3,2	1,3	0,3	11,1	22,0	49,0	71,0
	2000	0	20,8	10,3	0,0	3,1	1,0	1,4	13,5	3,2	1,3	0,3	11,1	20,8	45,2	66,1
Anderung	1985-2000	-100%	-58%	-49%	-100%	-91%	-21%	-87%	-33%	-56%	-85%	-76%	-9%	-65%	-68%	-67%
Elbe	1985	106	102,0	66,8	58,7	78,4	3,2	27,4	26,4	18,0	31,6	9,9	15,3	208,0	335,7	543,7
	1995	18	29,7	27,8	2,8	8,3	2,0	5,1	18,5	9,1	6,7	2,1	14,5	47,7	96,8	144,5
	2000	1	29,1	27,8	0,0	2,7	2,3	3,9	18,5	9,1	6,7	2,1	14,5	30,1	87,6	117,7
Anderung	1985-2000	-99%	-71%	-58%	-100%	-97%	-26%	-86%	-30%	-49%	-79%	-79%	-5%	-86%	-74%	-78%
Oder	1985	4,0	1,0	3,7	5,3	0,1	1,5	1,5	1,6	0,3	0,3	0,6	0,7	4,0	15,1	19,1
	1995	0	0,8	0,4	0,2	0,4	0,0	0,2	1,1	0,2	0,1	0,1	0,6	0,8	3,2	4,0
	2000	0	0,9	0,4	0,0	0,1	0,1	0,1	1,1	0,2	0,1	0,1	0,6	0,9	2,6	3,5
Anderung	1985-2000		-78%	-59%	-100%	-99%	0%	-91%	-34%	-47%	-83%	-80%	-21%	-78%	-83%	-82%
Nordsee Küste	1985	0	8,0	9,3	5,5	8,0	0,0	4,8	4,2	1,5	0,6	0,6	2,9	8,0	37,3	45,3
	1995	0	2,9	3,3	0,3	1,1	0,0	1,4	2,7	0,7	0,0	0,2	2,7	2,9	12,4	15,2
	2000	0	3,8	3,3	0,0	0,7	0,0	1,3	2,7	0,7	0,0	0,2	2,7	3,8	11,5	15,3
Anderung	1985-2000	0%	-53%	-65%	-100%	-92%	-30%	-73%	-36%	-51%	-95%	-72%	-7%	-53%	-69%	-66%
Ostsee Küste	1985	16,0	30,5	15,1	17,6	0,1	8,0	4,7	4,7	1,3	0,6	2,4	3,4	16,0	83,7	99,7
	1995	0	3,8	7,1	0,7	1,6	0,1	1,8	4,6	0,6	0,3	0,3	3,3	3,8	20,5	24,2
	2000	0	3,9	7,1	0,0	0,4	0,1	1,5	4,6	0,6	0,3	0,3	3,3	3,9	18,3	22,3
Anderung	1985-2000		-75%	-77%	-100%	-98%	-21%	-81%	-1%	-57%	-43%	-87%	-3%	-75%	-78%	-78%
Schwarzes Meer gesamt	1985	0	51,0	25,5	24,8	133,0	1,8	11,2	6,5	14,4	4,8	1,8	19,0	51,0	242,8	293,8
	1995	0	30,0	23,7	1,3	27,6	1,4	1,9	5,4	6,6	0,5	0,4	20,4	30,0	89,3	119,2
	2000	0	27,7	23,7	0,0	21,4	1,5	1,4	5,4	6,6	0,5	0,4	20,4	27,7	81,4	109,1
Anderung	1985-2000	0%	-46%	-7%	-100%	-84%	-17%	-87%	-16%	-54%	-89%	-76%	8%	-46%	-66%	-63%
Nordsee gesamt	1985	116	401,0	150,7	136,4	299,9	7,2	64,8	74,6	96,4	59,9	14,5	67,2	517,0	971,6	1488,6
	1995	23	196,9	89,5	6,7	47,7	5,2	12,0	50,9	44,0	9,8	3,3	61,4	219,9	330,3	550,2
	2000	2	193,2	89,5	0,0	30,5	6,0	9,3	50,9	44,0	9,8	3,3	61,4	195,2	304,5	499,7
Anderung	1985-2000	-98%	-52%	-41%	-100%	-90%	-16%	-86%	-32%	-54%	-84%	-78%	-9%	-62%	-69%	-66%
Ostsee gesamt	1985	0,0	20,0	31,5	18,8	23,0	0,2	9,5	6,3	1,6	0,9	3,0	4,1	20,0	98,8	118,8
	1995	0,0	4,5	7,5	0,9	2,1	0,1	2,0	5,7	0,7	0,4	0,4	3,9	4,5	23,7	28,2
	2000	0,0	4,8	7,5	0,0	0,5	0,2	1,6	5,7	0,7	0,4	0,4	3,9	4,8	20,9	25,7
Anderung	1985-2000	0%	-76%	-76%	-100%	-98%	-16%	-83%	-10%	-55%	-57%	-86%	-6%	-76%	-79%	-78%
Deutsch- land gesamt	1985	116	472,0	207,8	180,0	455,9	9,2	85,5	87,4	112,4	65,6	19,3	90,3	588,0	1313,2	1901,2
	1995	23	231,4	120,7	8,8	77,3	6,8	15,9	62,0	51,3	10,7	4,1	85,7	254,4	443,2	697,6
	2000	2	225,7	120,7	0,0	52,4	7,6	12,3	62,0	51,3	10,7	4,1	85,7	227,7	406,8	634,5
Anderung	1985-2000	-98%	-52%	-42%	-100%	-88%	-17%	-86%	-29%	-54%	-84%	-79%	-5%	-61%	-69%	-67%

Danksagung

Dieses Forschungsvorhaben wurde vom Umweltbundesamt gefördert. Unser Dank gilt insbesondere Frau Dr. Herata und Herrn Mehlhorn, die das Vorhaben während des Bearbeitungszeitraumes mit großem Interesse und zahlreichen fachlichen Anregungen begleitet haben.

Für die freundliche Unterstützung und die Bereitstellung von Grundlagendaten für Schwermetalle und Lindan danken wir ganz besonders den Bundesanstalten, Ministerien, Landesämtern, Regierungspräsidien, Bürgermeisterämtern, den angesprochenen Unternehmen und Betreibern sowie dem Meteorological Synthesizing Center in Moskau ohne deren Mithilfe dieses Projekt nicht hätte realisiert werden können.