

Relative Bedeutung der verschiedenen Zink-Emissionen für die regionalen Zinkkonzentrationen in deutschen Oberflächengewässern

(FKZ 360 12 015)

Erstellung eines Gutachtens im Rahmen der Risikominderungsstrategie für Zink nach EG-AltstoffV und der Flussgebietsmanagementpläne nach der Wasserrahmenrichtlinie

Endbericht (26.06.2007)

Dr. Stephan Fuchs, Dipl.-Geoökol. Ramona Wander, Dipl.-Geol. Ulrike Scherer
Institut für Wasser und Gewässerentwicklung der Universität Karlsruhe (TH)

Verzeichnisse

Inhaltsverzeichnis

1	Einführung	1
2	Ausrichtung und Ziele der Studien.....	1
3	Berechnungsansätze zur Eintragsabschätzung von Fuchs et al. (2002) und Klasmeier et al. (2006).....	3
3.1	Punktförmige Pfade	4
3.2	Diffuse Pfade	5
3.2.1	Diffuse nicht-urbane Pfade.....	5
3.2.2	Diffuse urbane Pfade.....	6
3.3	Zusammenfassung der Unterschiede in den Berechnungsansätzen	8
4	Vergleich der Eingangsdaten und Ergebnisse von Fuchs et al. (2002) und Klasmeier et al. (2006).....	9
4.1	Vergleich der ermittelten Gesamtemissionen mit Frachten aus Immissionsmessungen in der Ruhr.....	12
4.2	Vergleich der Eingangsdaten und Ergebnisse.....	13
4.2.1	Punktförmige Pfade.....	14
4.2.2	Diffuse Pfade.....	15
5	Darstellung der Methode von IZA (2006).....	18
6	Bewertung der Ergebnisse nach Klasmeier et al. (2006) und IZA (2006)	20
6.1	Klasmeier et al. (2006).....	20
6.2	IZA (2006).....	22
7	Schlussfolgerungen	25
8	Literatur.....	28
9	Anhang	30

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Einzugsgebiet der Ruhr.....	2
Abbildung 2: Quellen und Eintragspfade für Stoffe in Fließgewässer	3
Abbildung 3: Quellen und Eintragspfade für Schwermetalle aus urbanen Gebieten	7
Abbildung 4: Relativer Anteil der Eintragspfade nach bundesweiter Bedeutung	9
Abbildung 5: Einträge in die Ruhr und deren Verteilung auf die verschiedenen Pfade.....	11
Abbildung 6: Vergleich von Frachtberechnungen aus Emissions- und Immissionsdaten verschiedener Studien	13
Abbildung 7: Relativer Anteil der Eintragspfade nach bundesweiter Bedeutung	21

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Berechnungsansätze zu den punktförmigen Pfaden.....	4
Tabelle 2: Berechnungsansätze zu den diffusen nicht-urbanen Pfaden	5
Tabelle 3: Berechnungsansätze zu den diffusen urbanen Pfaden.....	7
Tabelle 4: Pfadspezifische Zusammenstellung der Einträge in die Ruhr aus verschiedenen Studien	10

Abkürzungsverzeichnis

KA	Kläranlage	E _{GW}	Stoffeintrag über das Grundwasser
E _{KA}	Emissionen aus Kläranlagen	Q _{GW}	Grundwasserzufluss
C _{KA}	Konzentration im Ablauf von Kläranlagen	C _{GW}	Stoffkonzentration im Grundwasserzufluss
Q _{KA}	behandelte Abwassermenge in Kläranlagen	E _{UT}	Stoffeinträge aus Regenwasserkanälen der Trennkanalisation
F _{Zulauf}	Zulauffracht in Kläranlagen	A _{SURB}	stoffspezifisches Oberflächenpotenzial von versiegelten Oberflächen
E _D	Einträge durch atmosphärische Deposition	A _{URBVT}	an die Trennkanalisation angeschlossene versiegelte urbane Fläche
A _{GEW}	Gesamtfläche der Oberflächengewässer	E _{Zinkdach}	Stoffeinträge aus der Korrosion von Zinkdächern
D	Depositionsrate für Zink	A _{Zinkdach}	Fläche der Zinkdächer
E _{HA}	Einträge von Hofabläufen und Abdrift	a _{rZink}	Abschwemmrate von Zinkdächern
A _D	Düngemittelaufwand	PNEC	Predicted No Effect Concentration (Konzentration, bei der keine Wirkung auf die Umwelt festzustellen ist)
C _D	Schwermetallgehalt im Düngemittel	PEC	Predicted Environmental Concentration (vorhergesagte Konzentration in der Umwelt)
a	Anteil der aufgewendeten Düngemittel, der direkt in die Oberflächengewässer gelangt		
E _{ER}	Einträge durch Erosion		
C _B	Stoffgehalt im Oberboden		
SED	Sedimenteintrag		
ER	Anreicherungsfaktor		
E _{DR}	Einträge aus Drainagen		
Q _{DR}	Drainspende		
A _{DR}	Größe der drainierten Fläche		
C _{DR}	Stoffkonzentration im Drainagewasser		
E _{SCHIFF}	Schwermetalleinträge durch Schifffahrt		
A _{SCHIFF}	Anzahl der Fahrzeuge der Berufsschifffahrt bzw. Sportboote im Einzugsgebiet		
F _{SCHIFF}	Schwermetalleintrag je Fahrzeug		
E _{OA}	Stoffeinträge durch Abschwemmung von unbefestigten Flächen		
Q _{OA}	Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen		
C _{OA}	Stoffkonzentration im Niederschlag		
E _{AD}	Schwermetallfracht durch Abschwemmung von Wirtschafts-, Mineraldünger und Klärschlamm von landwirtschaftlichen Flächen		
E _{Acker}	Fracht durch Abschwemmung von Ackerflächen		
A _{Acker}	Ackerfläche im Ruhrgebiet		

1 Einführung

Diverse Studien, die Zinkeinträge in Oberflächengewässer und deren Auswirkungen auf die Lebewelt untersucht haben, kommen bezüglich der in die Gewässer eingetragenen Zinkfrachten zu unterschiedlichsten Ergebnissen. Zudem wird die Bedeutung der Belastungsquellen verschieden eingeschätzt.

Das Institut für Wasser und Gewässerentwicklung (IWG) der Universität Karlsruhe erhielt vom Umweltbundesamt den Auftrag, am Beispiel von drei Studien (Fuchs et al., 2002, Klasmeyer et al., 2006 und International Zinc Association IZA, 2006) die Ursachen für die wesentlichen Unterschiede in den Ergebnissen zu untersuchen.

Im Folgenden werden die Ausrichtungen und Ziele der drei Studien beleuchtet, die Berechnungsansätze und Eingangsdaten verglichen und die Ursachen relevanter Ergebnisabweichungen dargestellt, sowie eine Bewertung der Ergebnisse vorgenommen.

2 Ausrichtung und Ziele der Studien

Die zu vergleichenden Studien unterscheiden sich in ihrem Ansatz und der betrachteten Maßstabsebene grundlegend.

Fuchs et al. (2002) ermitteln die Gesamteinträge von Schwermetallen in die Oberflächengewässer Deutschlands. Hierbei werden die Einträge aus punktförmigen und diffusen Quellen emissionsorientiert auf der Basis von 15 Pfaden (Abbildung 2) quantifiziert. Unter Verwendung einer adaptierten Version des Modells MONERIS¹ werden die Emissionen für ca. 300 Flussgebiete mit einem durchschnittlichen Einzugsgebiet von 1.000 km² berechnet. Die Eingangsdatenbasis bilden Grundlagendaten der Bundesanstalten, Überwachungsdaten der Länder, internationale Berichte, Umweltberichte von Unternehmen und Berichte von Industrieverbänden sowie eine umfangreiche Literaturrecherche zu Stoffkonzentrationen in verschiedenen Abflusskomponenten.

Die Güte der Eintragsberechnungen wird anhand von Immissionsdaten der verfügbaren Gütepegel geprüft. Hierzu war eine stoffspezifische gewässerinterne Retention zu berücksichtigen. Der Vergleich zwischen den um die Retention verminderten Emissionen und den in Gewässern transportierten Frachten ergab im Mittel eine Abweichung von 30 % für Zink (Fuchs et al., 2002). Ziel der Arbeiten von Fuchs et al. (2002) ist die Abschätzung der mittleren Eintragsituation für alle Flussgebiete Deutschlands.

Für das vorliegende Gutachten wurden die Einträge in die Ruhr mit dem Ansatz nach Fuchs et al. (2002) neu berechnet. Hierzu wurden zusätzlich regionale Daten erhoben, so dass eine höhere räumliche Auflösung möglich war. Abweichend von Fuchs et al. (2002) sind die betrachteten Teileinzugsgebiete im Durchschnitt 100 km² groß (Abbildung 1).

¹ Modelling Nutrient Emissions in River Systems (Behrendt et al., 1999)

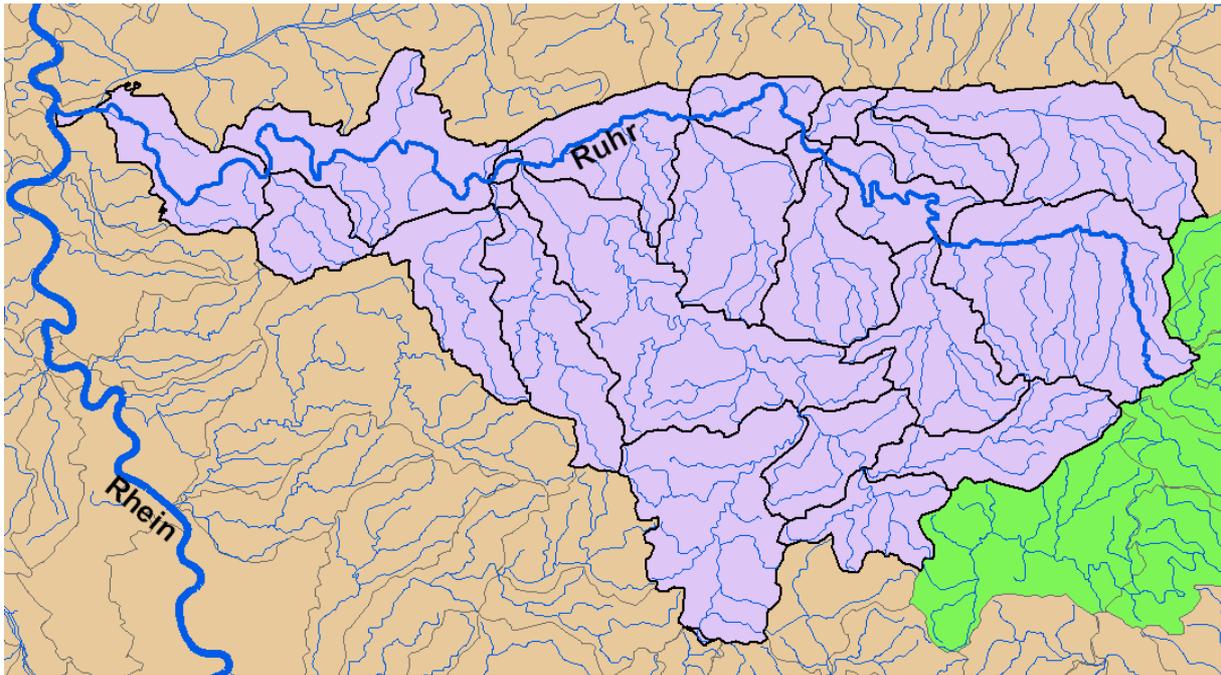


Abbildung 1: Einzugsgebiet der Ruhr

Das Ziel von **Klasmeier et al. (2006)** ist die Abbildung des Konzentrationsverlaufs von Zink in Gewässern mit dem Modell GREAT-ER im Einzugsgebiet der Ruhr. Hierzu wird eine quellenbezogene Analyse und Quantifizierung der Zinkeinträge durchgeführt. Berücksichtigte Punktquellen sind industrielle Direkteinleitungen, Einträge aus Bergbauaktivitäten sowie kommunalen Kläranlagen. Als diffuse Quellen werden die Landwirtschaft, geogene Einträge und Regenwasserkanäle berücksichtigt. Ähnlich wie bei Fuchs et al. (2002) wird eine Retention im Gewässer berechnet.

IZA (2006) führen auf Basis von Immissionsdaten eine Risikoabschätzung der bioverfügbaren Zinkkonzentration in Gewässern für ein so genanntes regionales Szenario durch. Die Autoren ermitteln keine Einträge in Gewässer. In dieser Studie wurden regionale Konzentrationen auf der Grundlage von Monitoringdaten berechnet. Die Basis hierfür bildet der von der Netherlands Organization for Applied Scientific Research TNO (2006) verwendete Datenpool. Allerdings wurden die Datensätze stark gefiltert. Von den verbliebenen Daten wurde das 90 %-Perzentil ermittelt und nach weiterer Bearbeitung zur Risikobewertung herangezogen.

Aus der allgemeinen Beschreibung der einzelnen Studien wird ersichtlich, dass sie nicht unmittelbar vergleichbar sind. Emissionsansätze (Fuchs et al., 2002 und Klasmeier et al., 2006) können reinen Immissionsansätzen mit dem Ziel einer Risikobewertung (z. B. IZA, 2006) nicht gegenübergestellt werden. Ein direkter Vergleich der verwendeten Berechnungsansätze und Eingangsdaten sowie der erzielten Ergebnisse ist nur zwischen den Studien von Fuchs et al. (2002) und Klasmeier et al. (2006) möglich (Kapitel 3 und 4).

3 Berechnungsansätze zur Eintragsabschätzung von Fuchs et al. (2002) und Klasmeier et al. (2006)

Der aktuelle Kenntnisstand geht davon aus, dass für die Zinkeinträge in Oberflächengewässer 15 Pfade relevant sind (Abbildung 2), die von Fuchs et al. (2002) ausführlich beschrieben werden. Diese Studie wird in dem vorliegenden Gutachten als „Referenzstudie“ herangezogen. Die verwendeten Berechnungsansätze werden im Folgenden den Ansätzen zur Emissionsabschätzung nach Klasmeier et al. (2006) gegenübergestellt.

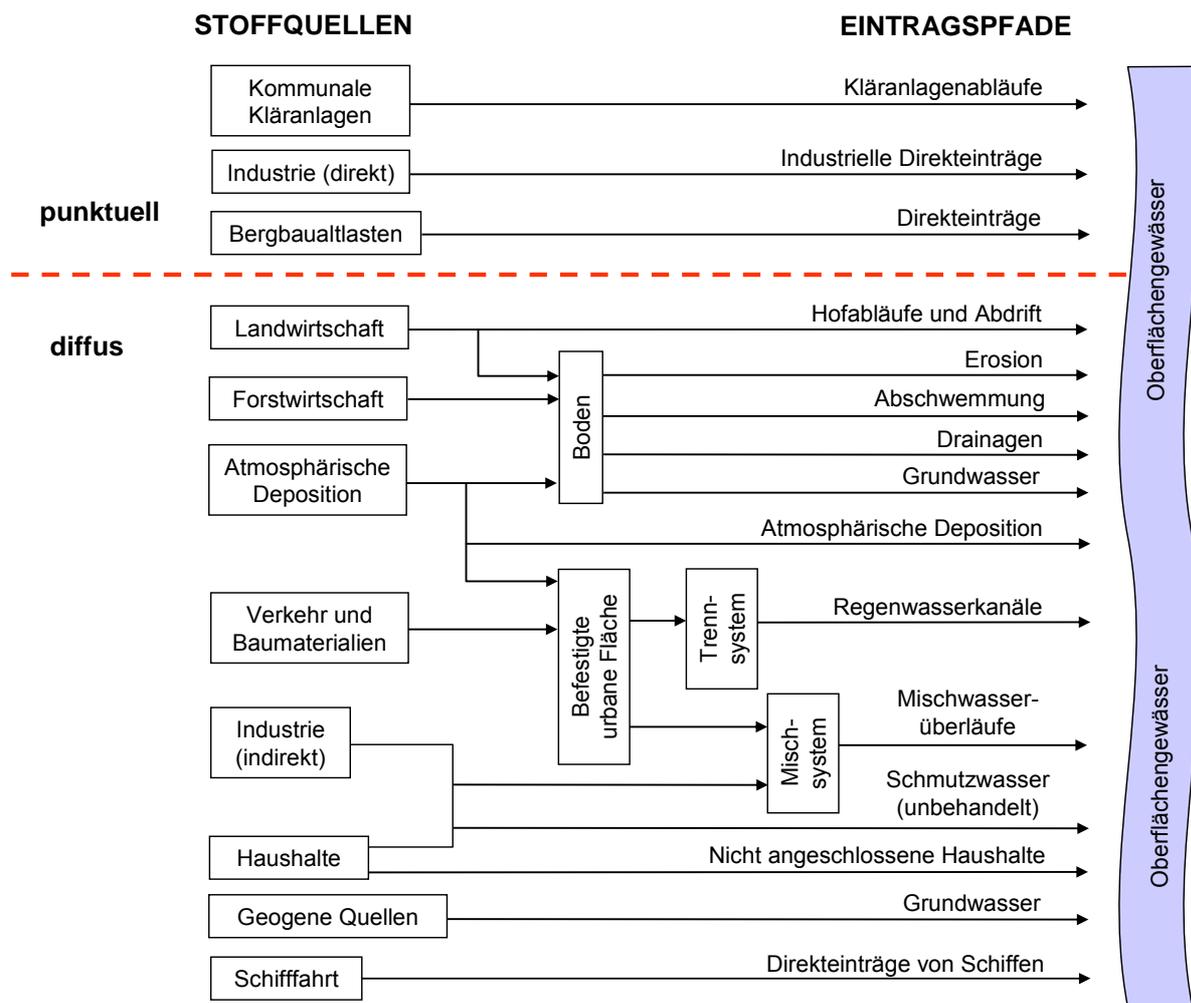


Abbildung 2: Quellen und Eintragspfade für Stoffe in Fließgewässer (Fuchs et al., 2002)

Übersichtshalber werden die fünfzehn Pfade in dem vorliegenden Gutachten in drei Blöcke eingeteilt:

- punktförmige Pfade (Abschnitt 3.1): Abläufe aus kommunalen Kläranlagen, industrielle Direkteinträge und Bergbauaktivitäten,

- diffuse nicht-urbane Pfade (Abschnitt 3.2.1): atmosphärische Deposition auf die Gewässer-oberfläche, Hofabläufe und Abdrift, Erosion, Drainagen, Direkteinträge von Schiffen, Abschwemmung von unbefestigten Flächen, geogene Einträge (Grundwasser),
- diffuse urbane Pfade (Abschnitt 3.2.2): Regenwasserkanäle, Mischwasserüberläufe, nicht an Kläranlagen angeschlossene Haushalte², nicht angeschlossene Haushalte³.

3.1 Punktförmige Pfade

Tabelle 1 gibt einen Überblick über die Berechnungsansätze der punktförmigen Pfade in den beiden Studien. Zur Quantifizierung der Einträge aus **kommunalen Kläranlagen** verwenden Fuchs et al. (2002) Ablaufkonzentrationen und Ablaufwassermengen.

Klasmeier et al. (2006) ermitteln die Gewässereinträge über diesen Pfad aus einer einwohnerspezifischen Zinkabgabe, einer spezifischen Schmutzstofffracht von Oberflächen (Abschnitt 3.2.2) und einen Zinkrückhalt in Kläranlagen.

Tabelle 1: Berechnungsansätze zu den punktförmigen Pfaden

Pfad	Fuchs et al. (2002)	Klasmeier et al. (2006)
kommunale Kläranlagen	$E_{KA} = c_{KA} \cdot Q_{KA}$	$E_{KA} = F_{Zulauf} \cdot (1 - \text{Wirkungsgrad}_{KA})$
industrielle Direkteinleiter	Erhebung der Frachten aus Emissionsregistern	
Bergbauaktivitäten	Erhebung von Daten zu Bergbauaktivitäten	

Bei der Ermittlung der Frachten von **industriellen Direkteinleitern** greifen sowohl Fuchs et al. (2002) als auch Klasmeier et al. (2006) auf Frachtangaben aus Emissionsregistern (z. B. Europäisches Schadstoffregister EPER und Landesumweltämter) zurück.

Die Frachten von **Bergbauaktivitäten** werden in beiden Studien ebenfalls aus Datenrecherchen (Staatliche Umweltämter) ermittelt.

Nach Einschätzung von Fuchs et al. (2002) werden die Frachten aus Bergbauaktivitäten in der Regel unterschätzt, da deutschlandweit nur wenige Daten verfügbar sind. In einem laufenden Vorhaben⁴ wird dieser Quelle besondere Aufmerksamkeit geschenkt.

² Haushalte sowie Flächen, die zwar an die Kanalisation aber nicht an eine Kläranlage angeschlossenen sind (unbehandeltes Schmutzwasser und unbehandeltes Regenwasser)

³ Haushalte sowie Flächen, die weder an die Kanalisation noch an eine Kläranlage angeschlossene sind

⁴ Modell-basierte Quantifizierung und Internet-basierte Visualisierung der Einträge prioritärer Stoffe in die Flussgebiete Deutschlands. Vorhaben im Auftrag des Umweltbundesamtes, FKZ 204 24 218, Laufzeit bis 12/2007. Der vorläufige Stand ist im Internet unter folgender Adresse einzusehen:
<http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/stoffhaushalt/schwermetalle-bergbau.htm>

3.2 Diffuse Pfade

3.2.1 Diffuse nicht-urbane Pfade

In Tabelle 2 sind die Berechnungsansätze für die diffusen nicht-urbanen Eintragspfade zusammengefasst. Klasmeier et al. (2006) haben in ihrer Studie lediglich Einträge aus der Abschwemmung von unbefestigten Flächen und dem Grundwasser berücksichtigt.

Tabelle 2: Berechnungsansätze zu den diffusen nicht-urbanen Pfaden

Pfad	Fuchs et al. (2002)	Klasmeier et al. (2006)
atmosphärische Deposition	$E_D = A_{GEW} \cdot D$	nicht berücksichtigt
Hofabläufe und Abdrift	$E_{HA} = A_D \cdot c_D \cdot a$	nicht berücksichtigt
Erosion	$E_{Er} = c_B \cdot SED \cdot ER$	nicht berücksichtigt
Drainagen	$E_{DR} = Q_{DR} \cdot A_{DR} \cdot c_{DR}$	nicht berücksichtigt
Schifffahrt	$E_{SCHIFF} = A_{SCHIFF} \cdot F_{SCHIFF}$	nicht berücksichtigt
Abschwemmung von unbefestigten Flächen	$E_{OA} = Q_{OA} \cdot c_{OA} + E_{AD}$	$E_{Acker} = A_{Acker} \cdot \text{flächenspez. Fracht}$
Grundwasser	$E_{GW} = Q_{GW} \cdot c_{GW}$	Abschätzung aus Konzentration und Abfluss im Gewässer für stark geogen belastete Gewässer

Fuchs et al. (2002) greifen zur Bestimmung der **atmosphärischen Deposition**, die direkt auf die Gewässeroberfläche gelangt, auf Messdaten des Umweltbundesamtes zurück.

Die Quantifizierung der **Hofabläufe und Abdrift** wird über den Düngemittelaufwand, den Schwermetallgehalt in den Düngemitteln sowie über einen abgeschätzten Anteil, der direkt in die Oberflächengewässer gelangt, ermittelt. Bezüglich der Zinkeinträge in Oberflächengewässer ist dieser Pfad in Deutschland und im Einzugsgebiet der Ruhr vergleichsweise unbedeutend (Abbildung 4).

Die **Erosion** beschreibt den partikelgebundenen Schadstofftransport in die Gewässer. Die Einträge aus der Erosion werden durch den Stoffgehalt im Oberboden, den Sedimenteintrag in die Oberflächengewässer und einen Anreicherungsfaktor beeinflusst.

Zur Quantifizierung der Fracht, die über die **Drainagen** in Oberflächengewässer eingeleitet wird, werden Sickerwasserkonzentrationen verwendet.

Die Frachten aus der **Schifffahrt** werden über die Anzahl der verkehrenden Schiffe und einen Emissionsfaktor pro Schiff errechnet. Dieser Pfad ist für Zinkeinträge weder im bundesdeutschen Durchschnitt noch im Einzugsgebiet der Ruhr von Bedeutung.

Fuchs et al. (2002) quantifizieren die **Abschwemmung von unbefestigten Flächen** über die Fracht im abfließenden Niederschlag ergänzt um die Schwermetallfracht durch Abschwemmung von Wirtschafts- und Mineraldüngern von landwirtschaftlichen Flächen.

Klasmeier et al. (2006) berücksichtigen nur die Abschwemmung von Ackerflächen. Unbefestigte Flächen anderer Nutzung gehen nicht in die Berechnung ein.

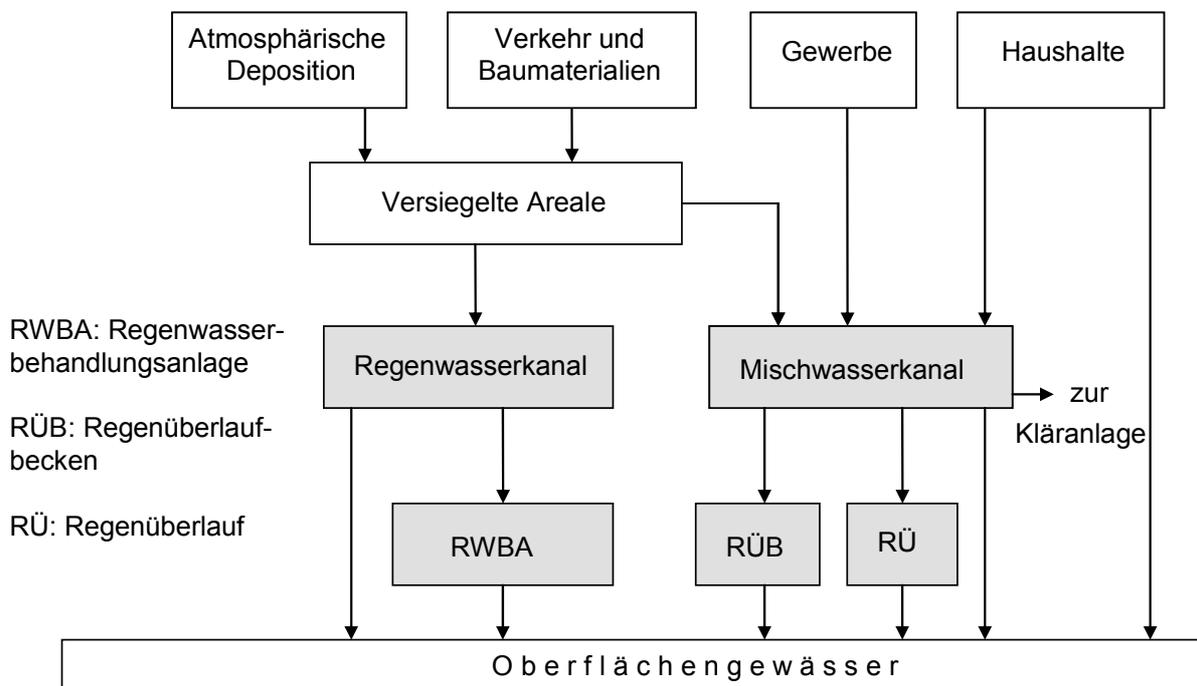
Nach der Vorgehensweise von Fuchs et al. (2002) werden Einträge aus dem **Grundwasser** über Zink-Konzentrationen in Quellen von Fließgewässern und den Basisabfluss bilanziert.

Klasmeier et al. (2006) schätzen die Emissionen aus dem Grundwasser über die Konzentration in stark geogen belasteten Flüssen und den mit GREAT-ER berechneten Abfluss ab.

3.2.2 Diffuse urbane Pfade

Bei diffusen Emissionen aus urbanen Gebieten sind vor allem menschliche Einflüsse entscheidend. Die Emissionen stammen überwiegend aus dem Kfz-Verkehr⁵, der Korrosion von Zinkoberflächen sowie der atmosphärischen Deposition auf die versiegelte urbane Oberfläche. Der Eintrag in die Gewässer erfolgt über folgende Pfade:

- Regenwasserkanäle,
- Mischwasserüberläufe,
- Kanalisationen, die nicht an Kläranlagen angeschlossen sind, und
- nicht angeschlossene Haushalte (Abbildung 3 und Tabelle 3).



⁵ Abrieb von Reifen, Bremsbelägen und Straßen

Abbildung 3: Quellen und Eintragspfade für Schwermetalle aus urbanen Gebieten (nach Stotz & Knoche, 1999, verändert nach Fuchs et al., 2002)

Zur Bestimmung der Einträge aus den **Regenwasserkanälen** im Trennsystem haben Fuchs et al. (2002) ein Oberflächenpotenzial⁶ ermittelt. Diese Schadstofffracht steht auf allen versiegelten Flächen zum Abtrag zur Verfügung und wird im langjährigen Mittel vollständig mobilisiert.

Klasmeier et al. (2006) wählen bei der Bestimmung der Fracht, die über Regenwasserkanäle in die Gewässer gelangt, eine quellenspezifische Vorgehensweise. Sie bilanzieren Einträge von Dach- und Straßenabläufen. Die Vorgehensweise wird in Tabelle 3 und Abschnitt 4.2.2.2 erläutert.

Die atmosphärische Deposition auf Dach- und Hofflächen sowie auf versiegelte Plätze wird bei Klasmeier et al. (2006) vernachlässigt. Auch Einträge aus der Korrosion von verzinkten Produkten⁷ werden nicht quantifiziert.

Tabelle 3: Berechnungsansätze zu den diffusen urbanen Pfaden

Pfad	Fuchs et al. (2002)	Klasmeier et al. (2006)
Regenwasserkanäle	$E_{UT} = AS_{URB} \cdot A_{URBVT}$	<p>Einträge von verzinkten Dachflächen</p> $E_{Zinkdach} = A_{Zinkdach} \cdot ar_{Zink}$ <p>Einträge von Straßenabläufen</p> <p>Verwehung: 1/3</p> <p>Mit dem Regenwasser wird der Rest (2/3) über den Straßenablauf abgespült.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Versickerung • direkte Einleitung in Gewässer, • Kanalisation (innerörtliche Straßen: 65 % des Abwassers gelangt in Kanalisation) <p>Oberflächenfracht: 2.700 g/(ha·a)</p> <p>Reinigungsleistung von Regenrückhaltebecken: 80 %</p>
Mischwasserüberläufe	<p>Entlastungsrate nach Meißner (1991) und Oberflächenpotenzial für die Oberflächenfracht</p> <p>Tatsächlich wirksame Entlastungsdauer: 230 h (Brombach & Wöhrl, 1997) für die Schmutzwasserfracht</p>	keine Entlastung von Schmutz- und Niederschlagswasser

Ist bei Niederschlagsereignissen die Kapazität einer Kläranlage erschöpft, so wird im Mischsystem das nicht behandelbare Mischwasser abgeschlagen und über **Mischwasserüberläufe**

⁶ eine flächenspezifische jährliche Schadstofffracht

⁷ z. B. Stadtmöblierung, Baugerüste, Geländer

fe direkt in die Gewässer eingeleitet. Mischwassereinleitungen setzen sich aus Schmutzwasser und der im Niederschlagsabfluss enthaltenen Schmutzstofffracht von Oberflächen zusammen.

Klasmeier et al. (2006) bilanzieren keine Einträge durch Mischwasserüberläufe.

Fuchs et al. (2002) berücksichtigen weiterhin Einträge aus **Kanalisationen, die nicht an Kläranlagen angeschlossen sind** und aus **Haushalten, die nicht an Kanalisationen angeschlossen sind**. Der Anschlussgrad an Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen beträgt 97 % (Statistisches Bundesamt, 2007). Diese beiden Eintragspfade können lokal von Bedeutung sein, aufgrund des hohen Anschlussgrades stellen sie jedoch eine Ausnahmesituation dar. Für Nordrhein-Westfalen sind sie nicht von hoher Relevanz.

3.3 Zusammenfassung der Unterschiede in den Berechnungsansätzen

Wie in den Abschnitten 3.1 und 3.2 dargestellt, unterscheiden sich die Berechnungsansätze nach Fuchs et al. (2002) und Klasmeier et al. (2006) deutlich. Zusammenfassend kann für die Eintragspfade Folgendes festgehalten werden:

- **Kommunale Kläranlagen:** Fuchs et al. (2002) bilanzieren die Einträge über Ablaufkonzentration und Ablaufmenge des behandelten Abwassers, wohingegen Klasmeier et al. (2006) zunächst die Zulauffrachten quellenspezifisch berechnen und über eine Reinigungsleistung von Kläranlagen die Einträge in Gewässer ermitteln.
- **Diffuse nicht-urbane Pfade** wie Erosion, Drainagen, atmosphärische Deposition werden bei Klasmeier et al. (2006) nicht berücksichtigt.
- **Diffuse urbane Pfade:**
 - Fuchs et al. (2002) gehen bei der Ermittlung der Einträge über Regenwasserkanäle von einem Oberflächenpotenzial aus, Klasmeier et al. (2006) bilanzieren eine Schadstofffracht von Dach- und Straßenflächen⁸.
 - Klasmeier et al. (2006) bilanzieren keine Einträge durch Mischwasserüberläufe.

Ein Vergleich der berechneten Einträge in die Ruhr sowie der Bedeutung der einzelnen Eintragspfade wird in Kapitel 4 vorgenommen.

⁸ Weder die atmosphärische Deposition auf nicht verzinkte Dachflächen noch die Einträge aus verzinkten Produkten fließen in die Kalkulation ein.

4 Vergleich der Eingangsdaten und Ergebnisse von Fuchs et al. (2002) und Klasmeier et al. (2006)

Auf Ebene der großen Flussgebiete Deutschlands ermittelten Fuchs et al. (2002) für das Jahr 2000 Zinkeinträge in die Oberflächengewässer von nahezu 3.200 t.

Als wichtigste Pfade stellen sich im bundesweiten Durchschnitt die diffusen Emissionen aus urbanen Gebieten mit knapp 40 % dar (Abbildung 4). Weitere wichtige Pfade sind die Einträge durch Erosion (16 %) sowie von kommunalen Kläranlagen (14 %). Über das Grundwasser gelangen 8 % der Zinkeinträge in die Gewässer.

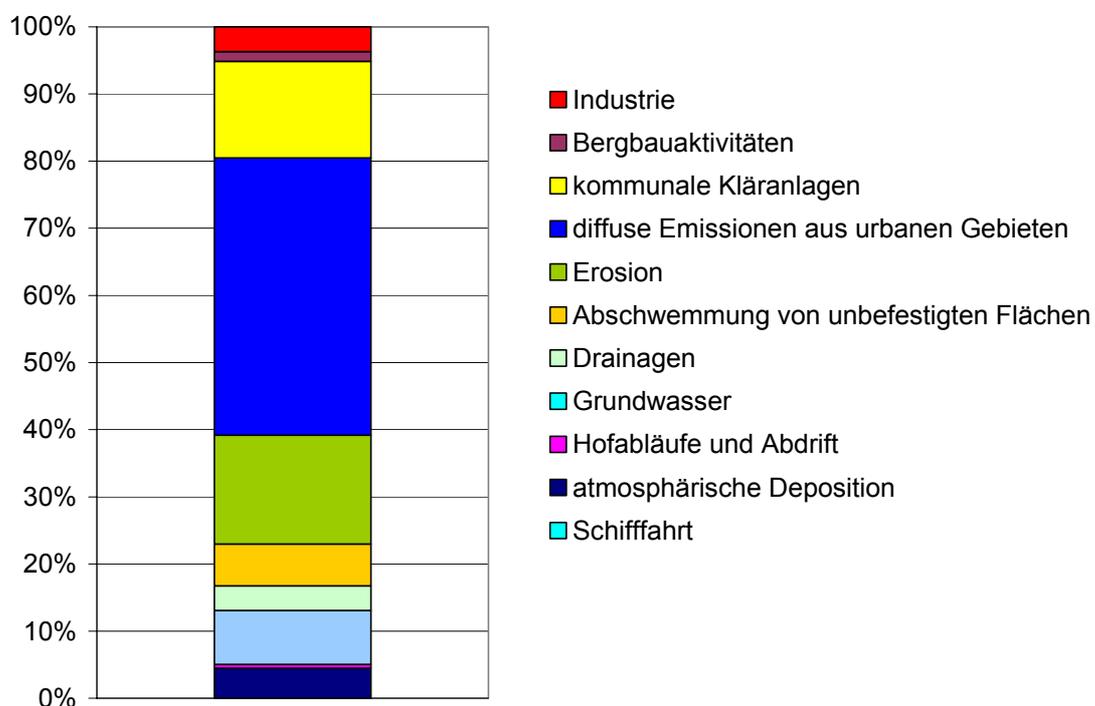


Abbildung 4: Relativer Anteil der Eintragungspfade nach bundesweiter Bedeutung (nach Fuchs et al., 2002)

Abweichend von diesen Angaben, können sich regional die Verhältnisse durchaus anders darstellen. Besonders in Gebieten mit hoher geogener Belastung können über das Grundwasser hohe Zinkemissionen in die Oberflächengewässer gelangen. Diese Situation wird durch Bergbauaktivitäten verstärkt. Beispielhaft wird für das Einzugsgebiet der Ruhr die regionale Eintragungssituation in einem von Bergbauaktivitäten geprägten Gebiet mit hoher geogener Hintergrundbelastung beleuchtet.

Wie bereits in Kapitel 2 erwähnt, wurden hierzu von den Gutachtern die Emissionen in die Ruhr unter Berücksichtigung der lokalen Gegebenheiten neu berechnet.

Neben den beiden zu vergleichenden Studien wird eine weitere, aus Sicht der Gutachter relevante Studie berücksichtigt. Es handelt sich hierbei um den Ergebnisbericht der Bestandsaufnahme zur Wasserrahmenrichtlinie für das Einzugsgebiet der Ruhr (Raschke & Menzel, 2004).

Eine vergleichende Darstellung der Einträge aus den Untersuchungen der Gutachter, Klasmeier et al. (2006) sowie Raschke & Menzel (2004) findet sich in Tabelle 4. Hieraus ist ersichtlich, dass sowohl die absolute Höhe der Einträge zwischen den Studien als auch die relative Bedeutung der einzelnen Pfade stark variiert. Die Ursachen für diese starken Abweichungen werden in Kapitel 4.2 dargelegt.

Tabelle 4: Pfadspezifische Zusammenstellung der Einträge in die Ruhr aus verschiedenen Studien

Pfade	Eigene Berechnungen nach Fuchs et al. (2002)		Klasmeier et al. (2006)		Raschke & Menzel (2004)	
	Zn [t/a]	Anteil [%]	Zn [t/a]	Anteil [%]	Zn [t/a]	Anteil [%]
Punktförmige Pfade						
Kommunale Kläranlagen	24,0	26,7	6,2	16,1	>13,8	12,3
Industrie (Direkteinträge)	1,3 ¹⁾	1,4	0,8	2,1	1,3	1,1
Bergbauaktivitäten	1,1 ¹⁾	1,2	2,8	7,3	1,1	1,0
Diffuse Pfade ²⁾						
Direkte atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche	1,1	1,2	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Erosion	3,9	4,3	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Drainagen	0,1	0,1	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Abschwemmung von unbefestigten Flächen	5,3	5,9	0,9	2,3	n.b.	n.b.
Grundwasser	25,6	28,5	23,6	61,5	n.b.	n.b.
Diffuse urbane Pfade	27,5	30,6	4,1 ³⁾	10,7 ³⁾	96,5	85,6
Gesamtemissionen [t]	89,9	100,0	38,5	100,0	>112,6	100,0

¹⁾ Einträge übernommen aus Raschke & Menzel (2004)

²⁾ Die Pfade Hofabläufe und Abdrift sowie Schifffahrt können vernachlässigt werden und sind deswegen nicht aufgeführt.

³⁾ nur Einträge aus Regenwasserkanälen

Abbildung 5 zeigt die relativen Anteile der in dem vorliegenden Gutachten ermittelten Pfade sowie die absoluten Zahlen der eingetragenen Frachten nach den Berechnungen der Gutachter für die Ruhr.

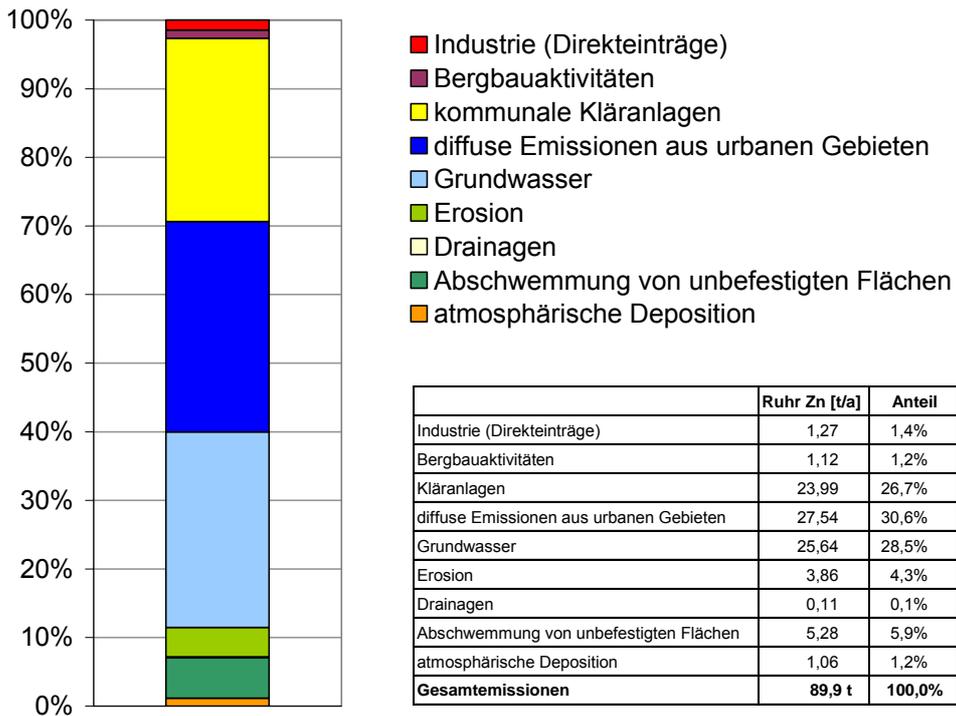


Abbildung 5: Einträge in die Ruhr und deren Verteilung auf die verschiedenen Pfade (eigene Berechnungen nach der Methode von Fuchs et al., 2002)

Die Gutachter ermitteln nach der Methode von Fuchs et al. (2002) Einträge von 90 t Zink pro Jahr in die Ruhr. Die diffusen urbanen Pfade (30,6 %) nehmen zusammen mit den Kläranlagen (26,7 %) als anthropogene Einträge den entscheidenden Part ein. Zudem werden Einträge über das Grundwasser als relevant identifiziert (28,5 %). Diese Verteilung weicht von der für das gesamte Bundesgebiet ermittelten Bedeutung einzelner Eintragspfade ab und reflektiert damit die spezifischen Eigenschaften des Ruhreinzugsgebietes. Einige statistische Zahlen verdeutlichen die Zusammenhänge: Die mittlere Einwohnerdichte Deutschlands kann mit 230 Einwohner pro km² angenommen werden, im Einzugsgebiet der Ruhr leben hingegen 512 Einwohner pro km². Hiermit ist zwangsläufig verbunden, dass die Abwassermenge und damit die Bedeutung der Kläranlagen größer sein muss. Im Gegensatz hierzu ist der Ausbaugrad der Mischwasserbehandlung (28 m³/ha) deutlich höher als im Bundesdurchschnitt (20,3 m³/ha), was zu einer relativen Minderung der eingetragenen Fracht über Mischwasserüberläufe führt. Die aus der bundesweiten Betrachtung abgeleitete Feststellung, dass urbane Gebiete mit hohen Anteilen an der Gesamtbelastung eines Gewässers beteiligt sind, ändert sich allerdings auch bei Berücksichtigung der Spezifika des Ruhreinzugsgebietes nicht.

Die Summe der Emissionen in die Ruhr beträgt nach Klasmeier et al. (2006) etwa 40 t, wobei geogene Einträge über das Grundwasser mit einem Anteil von ca. 62 % den größten Beitrag liefern. Auch Kläranlagen (16 %) und diffuse urbane Pfade (11 %) sind von Bedeutung.

Raschke & Menzel (2004) schätzen für kommunale Kläranlagen und diffuse urbane Pfade einen Gesamteintrag in die Ruhr von >113 t/a. Allein über die diffusen urbanen Pfade werden nach ihren Abschätzungen 97 t Zink in die Ruhr eingetragen. Diese Jahresfracht ist exorbitant hoch und erscheint unplausibel. Ursächlich hierfür sind im Vergleich zu den eigenen Berechnungen sehr hoch angesetzte Entlastungs- und Einleitmengen sowie ebenfalls sehr hoch angesetzte Misch- und Regenwasserkonzentrationen. Nach einer überschlägigen Rückrechnung beträgt die bei Raschke & Menzel (2004) über Misch- und Trennsysteme in die Ruhr eingeleitete Menge ca. 241 Mio m³/a.

Legt man jedoch Jahresniederschlagsmenge (1.100 mm) und eine abflusswirksame urbane Fläche im Ruhreinzugsgebiet von 238 km² zugrunde, ergibt sich ein Gesamtniederschlagsabfluss von nur 183,5 Mio m³/a. Bei einem Mischkanalisationsanteil von 70 % und einer Entlastungsrate von 40 % würde dies bedeuten, dass in der Summe (Misch- und Trennsystem) nur 106,4 Mio m³ in die Ruhr eingeleitet werden. Auch wenn diese Berechnung nur orientierenden Charakter haben kann und es nicht möglich war, alle Annahmen von Raschke & Menzel (2004) nachzuvollziehen, verdeutlicht sie, wie hoch die Wassermengen angesetzt wurden.

Bezüglich der Misch- und Regenwasserkonzentration gehen Raschke & Menzel (2004) von 387 bzw. 430 µg/L aus. Eigene Auswertungen jüngerer Messprogramme führen zu Konzentrationen, die bei 218 µg/L im Mischsystem und 294 µg/L im Trennsystem liegen.

4.1 Vergleich der ermittelten Gesamtemissionen mit Frachten aus Immissionsmessungen in der Ruhr

Die in die Gewässer emittierte Fracht findet sich nicht vollständig in der Wasserphase wieder. Als Schwermetallsenken in Flüssen fungieren vor allem die Sedimente der Gewässer. Nach Abzug der gewässerinternen Retention von der berechneten Emission sollte theoretisch die aus Güte- und Abflussmessungen ermittelte Flussfracht erhalten werden.

Im langjährigen Mittel beträgt der mittlere Abfluss bei Duisburg⁹ 76,8 m³/s (Ruhrverband, 2004). Der Median der Zink-Gütemesswerte für die Jahre 2000 bis 2004 beträgt nach Auskunft der LAWA (2006) an der gleichen Messstelle 31 µg/L. Kurz vor der Mündung in den Rhein ergibt sich eine rechnerische Jahresfracht von 75,1 t Zink (Abbildung 6). Da für Zink keine kontinuierlichen Gütemessungen erfolgen, wird die Gewässerfracht aus Immissionsmessungen in der Regel unterschätzt. Bei Hochwasserereignissen werden erhöhte Stofffrachten in Gewässer eingetragen und aus dem Sediment mobilisiert. Während solcher Ereignisse werden jedoch kaum Gütemessungen durchgeführt. Die Jahresfracht wäre daher mit ≥ 75 t/a anzugeben.

⁹ Ruhr-Kilometer 5,4

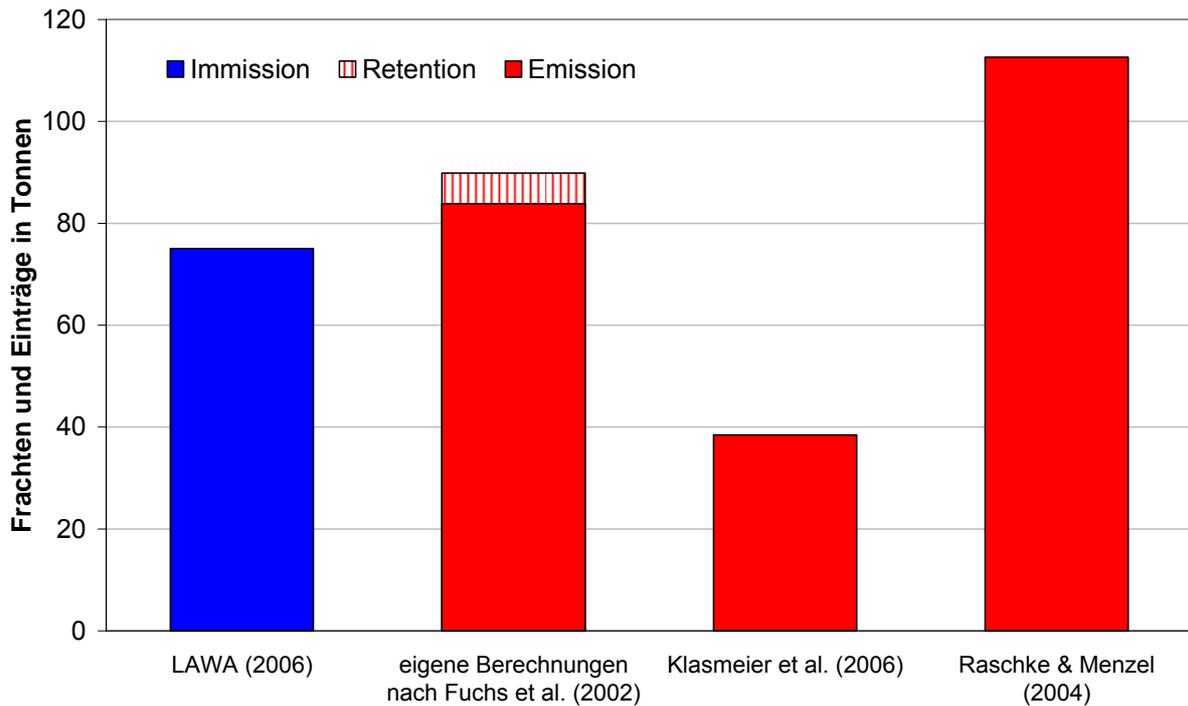


Abbildung 6: Vergleich von Frachtberechnungen aus Emissions- und Immissionsdaten verschiedener Studien

Vergleicht man die Gesamtemissionen aus Tabelle 4 mit den Immissionsfrachten in der Ruhr (Abbildung 6), so sind deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Studien erkennbar. Die eigenen Eintragsberechnungen sind vor einem Emissions-Immissions-Vergleich noch um die gewässerinterne Retention zu reduzieren. Bei Klasmeier et al. (2006) ist dieser Schritt schon bei der Emissionsberechnung vollzogen. Für Raschke & Menzel (2004) wird keine Retention berechnet, da die Autoren nur eine Teilmenge der gesamten Eintragsfracht ausweisen. Beim Emissions-Immissions-Vergleich ergeben sich die folgenden Abweichungen: Die Neuberechnung nach der Methode Fuchs et al. (2002) führt zu einer Überschätzung von 8,7 t oder 12 %. Die Eintragsabschätzungen von Klasmeier et al. (2006) unterschätzen die Flussfracht um 36,6 t oder um 49 %. Raschke & Menzel (2004) überschätzen die Gewässerfracht mit > 37,5 t/a oder um 50 % deutlich. Hierbei ist anzumerken, dass sie eine Reihe von Eintragspfaden nicht berücksichtigen.

Die oben genannten Zahlen verdeutlichen, dass mit der Neuberechnung der Emissionen nach der Methode von Fuchs et al. (2002) die realen Zinkfrachten in der Ruhr realitätsnah beschrieben werden.

4.2 Vergleich der Eingangsdaten und Ergebnisse

In den folgenden Abschnitten 4.2.1 und 4.2.2 werden die pfadspezifischen Eingangsdaten und Ergebnisse der eigenen Berechnungen nach der Methode von Fuchs et al. (2002) mit denen von Klasmeier et al. (2006) für das Einzugsgebiet der Ruhr verglichen.

Bei dem Vergleich ist zu beachten, dass der Studie von Klasmeier et al. (2006) eine quellen-spezifische Analyse der Eintragssituation zugrunde liegt, wohingegen Fuchs et al. (2002) Einträge aus verschiedenen Quellen zu Pfaden zusammenfassen und bilanzieren. Aus dieser unterschiedlichen Vorgehensweise kommt es bei manchen Quellen und Pfaden zu Überschneidungen. Trotz der Überschneidungen können die Frachten eindeutig Pfaden zugeordnet werden. Zum besseren Verständnis der Zusammenhänge zwischen Quellen und Pfaden ist Abbildung 2 hilfreich.

4.2.1 Punktförmige Pfade

4.2.1.1 Kommunale Kläranlagen

Zur Quantifizierung der Einträge aus kommunalen Kläranlagen haben die Gutachter Ablaufkonzentrationen und die behandelte Jahresabwassermenge verwendet. Bei einer mittleren Abwassermenge von 443 m³ im Einzugsgebiet der Ruhr (Raschke & Menzel, 2004) und einer für Nordrhein-Westfalen gemittelten Ablaufkonzentration von 54,16 µg/L (Fuchs et al., 2002) errechnen sich die Zinkemissionen zu 24 t.

Klasmeier et al. (2006) quantifizieren in ihrem Ansatz die Zulauffrachten der Kläranlagen. Die Einträge aus den Haushalten (im Misch- und Trennsystem) werden auf Basis einer spezifischen Einwohnerabgabe¹⁰ und der Einwohnerzahl¹¹ ermittelt. Die im Mischsystem entwässerten Dachflächen werden über die Korrosion von Zinkoberflächen berücksichtigt und die Einträge durch den Straßenverkehr anhand einer flächenspezifischen Schadstofffracht. Die Datengrundlage entspricht den Angaben in Abschnitt 4.2.2.2. Frachten von Indirekteinleitern werden nicht bilanziert.

Klasmeier et al. (2006) gehen davon aus, dass die Reinigungswirkung von Kläranlagen bezüglich Zink 84 % beträgt. Sie berufen sich dabei auf Ergebnisse von Hamel (2001). Die Einträge aus Kläranlagen in Oberflächengewässer belaufen sich demnach auf 6,2 t (Tabelle 4).

4.2.1.2 Industrielle Direkteinleiter

Die Gutachter ziehen zur Erstellung der Bilanzen von Direkteinleitern im Einzugsgebiet der Ruhr die Daten von Raschke & Menzel (2004) heran. Daraus ergeben sich 1,3 t Zink pro Jahr als Einträge in die Gewässer.

Klasmeier et al. (2006) berücksichtigen einen Einleiter nach dem Europäischen Schadstoffregister EPER und vierzig Emittenten laut dem Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (2004). In der Summe ergeben sich jährlich 0,8 t Zink (Tabelle 4).

¹⁰ 15,4 ± 2,2 g/(E·a)

¹¹ Nach Klasmeier et al. (2006) leben im Einzugsgebiet der Ruhr 2,3 Mio. Menschen. Hüffmeyer (2007) zufolge wurden die Bilanzierungen nach Daten des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalen erstellt. Demzufolge wohnen nur 1,9 Mio. Menschen im Einzugsgebiet der Ruhr.

4.2.1.3 Bergbauaktivitäten

Die Gutachter greifen auf Daten zu Bergbauaktivitäten von Raschke & Menzel (2004) zurück. Demnach betragen die Emissionen aus der Grube Meggen 1,1 t Zink für das Jahr 2002.

Klasmeier et al. (2006) berücksichtigen zwei Standorte¹², wobei nach Einschätzung der Autoren davon auszugehen ist, dass diese Einträge eine Untergrenze darstellen. Sie geben 2,8 t Zink pro Jahr an.

4.2.2 Diffuse Pfade

4.2.2.1 Diffuse nicht-urbane Pfade

Obwohl das Ruhrgebiet stark industrialisiert ist, sind die Einträge aus direkter atmosphärischer Deposition auf die Gewässeroberfläche aufgrund der relativ kleinen Gewässeroberfläche vernachlässigbar. Auch die Erosion spielt wegen des niedrigen Sedimenteintrags im Einzugsgebiet der Ruhr keine große Rolle. Des Weiteren sind Einträge aus Drainagen vernachlässigbar. Über die genannten diffusen nicht-urbanen Pfade werden weniger als 10 % der Einträge in das Einzugsgebiet der Ruhr eingebracht (Tabelle 4).

Von Klasmeier et al. (2006) werden die genannten diffusen nicht-urbanen Pfade nicht bilanziert.

Die beiden diffusen nicht-urbanen Pfade Abschwemmung und Grundwasser werden im Folgenden näher beleuchtet. Die Gutachter haben zur Bestimmung der **Abschwemmung von unbefestigten Flächen** die Fracht aus dem abfließenden Niederschlag¹³ von allen unbefestigten Flächen berechnet. Für die landwirtschaftlich genutzte Fläche muss zusätzlich der abgeschwemmte Anteil von Wirtschafts- und Mineräldüngern Berücksichtigung finden. Die Abschwemmung ist sehr stark von den regionalen Gegebenheiten abhängig. Für das Ruhrgebiet werden Einträge von 5,3 t Zink ermittelt.

Klasmeier et al. (2006) berechnen nur die Abschwemmung von Ackerflächen auf Basis einer mittleren Abschwemmrate von 7,32 g/(ha·a) nach Fuchs et al. (2002). Die Einträge aus diesem Pfad betragen 0,9 t Zink.

Wie aus Tabelle 4 ersichtlich stellen die Einträge über das **Grundwasser** einen bedeutenden Eintragspfad dar. Nach Angaben des Ruhrverbandes (2007) treten im Oberlauf der Ruhr (Neger, Elpe, Valme, Nierbach) sowie an einigen Nebenflüssen der Lenne (Hundem, Olpe und Silberbach) sehr hohe Konzentrationen auf. Klasmeier et al. (2006) gehen davon aus, dass diese Gewässer keine maßgeblichen anthropogenen Einwirkungen aufweisen und die beobachteten Konzentrationen ausschließlich auf geogene Quellen zurückzuführen sind. Sie

¹² die Gruben Friedlicher Nachbar und Meggen

¹³ Der Niederschlag wurde mit einer mittleren Konzentration von 13,5 µg/L (UBA, 2001) entsprechend Fuchs et al. (2002) berücksichtigt.

berechnen aus den Konzentrationen dieser Gewässer und dem zugehörigen Abfluss die geogene Eintragsfracht in die Ruhr mit 24 t Zink.

Die Einträge über das Grundwasser werden von den Gutachtern nach der Methode von Fuchs et al. (2002) auf Basis von Zinkkonzentrationen in Quellwässern (Ruhrverband, 2005) und dem Basisabfluss quantifiziert. Dabei lagen vom Ruhrverband (2005) auch Quellkonzentrationen für sehr kleine Teileinzugsgebiete vor, die durch die gewählte Gebietseinteilung der Gutachter (im Mittel 100 km², vgl. Abbildung 1) nicht berücksichtigt wurden. Damit Konzentrationen dieser kleinen Gebiete ebenfalls in die Berechnung einfließen, wurden flächengewichtete Mittelwerte für die berücksichtigten Teilgebiete berechnet (vgl. Anhang 4). Die oben genannten stark geogen belasteten Nebenflüsse im Unterlauf der Ruhr (Neger, Elpe, Valme, Palme, Nierbach) weisen an der Quelle noch keine erhöhte geogene Belastung auf (Ruhrverband, 2005). Diese tritt erst kurz vor der Mündung in die Ruhr auf. Es wurden Konzentration von bis zu 720 µg/l (Valme) gemessen (Ruhrverband, 2007). Um diese Frachten ebenfalls berücksichtigen zu können, wird der Vorgehensweise von Klasmeier et al. (2006) gefolgt und bei diesen stark geogen belasteten Gewässern eine Abschätzung der Zinkeinträge aus Konzentration und Abfluss im Gewässer erstellt. Die Gutachter errechnen Zinkeinträge von ca. 26 t aus geogenen Quellen.

4.2.2.2 Diffuse urbane Pfade

Fuchs et al. (2002) verwenden für den Pfad **Regenwasserkanäle** ein Oberflächenpotenzial. Dieses wurde aus gemittelten Konzentrationsangaben und geschätzten Abflüssen in Regenwasserkanälen in einer breit angelegten Studie (Brombach & Fuchs, 2002) recherchiert und beträgt für Zink 1.985 g/(ha·a). Die unterschiedliche Belastung der versiegelten Flächen wird nicht differenziert betrachtet, sondern geht als Summenwert in die Kalkulation ein. Weiterhin nehmen Fuchs et al. (2002) an, dass aufgrund der feinpartikulären Beschaffenheit der Schmutzstoffe von urbanen Flächen kein nennenswerter Rückhalt durch Sedimentation in Regenwasserbehandlungsanlagen stattfindet.

Klasmeier et al. (2006) berechnen die Einträge von versiegelten Flächen quellspezifisch. Dabei bleibt die atmosphärische Deposition auf nicht verzinkte Dachflächen sowie auf Straßen, Hofflächen und Plätze unberücksichtigt.

Gemäß den Angaben von Klasmeier et al. (2006) werden 30 % der Flächen im Einzugsgebiet der Ruhr durch die Trennkanalisation entwässert. Bei den Einträgen von Dächern berücksichtigen sie die Korrosion von verzinkten Dachflächen über den spezifischen Eintrag von 3 g/(m²·a) nach Hillenbrand et al. (2005). Da Zink aus der Korrosion von Dachflächen zu einem großen Teil in gelöster Form vorliegt, wird angenommen, dass kein Rückhalt in Regenbecken stattfindet.

Die Autoren greifen bei der Ermittlung der Frachten von Straßenflächen auf eine Schadstofffracht von 2.700 g Zn/(ha·a) nach Stotz & Knoche (1999) zurück. Es wird davon ausgegan-

gen, dass ein Drittel dieser Schadstofffracht verweht wird und zwei Drittel im Straßenabfluss zu finden sind. Der Straßenabfluss kann nachfolgend entweder versickern¹⁴ oder direkt in Oberflächengewässer bzw. in die Kanalisation¹⁵ eingeleitet werden (Tabelle 3). Laut Klasmeier (2007) liegen 80 % des Zinks, welches in Reifen und Bremsen verwendet wird, dauerhaft als Partikel (z. B. in kovalenter Bindung) vor, und gehen somit nicht in Lösung. Deswegen nehmen Klasmeier et al. (2006) an, dass der partikuläre Anteil der Schadstofffracht von Straßen vollständig in Regenbecken zurückgehalten wird.

Mischwasserüberläufe entlasten nach Brombach & Wöhrle (1997) im Mittel 230 Stunden im Jahr. Dabei werden etwa 3 % des im Mischsystem anfallenden Schmutzwassers aus Haushalten und Gewerbe ohne Behandlung in die Oberflächengewässer abgeschlagen. Hinzu kommt die Fracht aus dem entlasteten Regenwasser. Der berechnete Volumenanteil des im Mischsystem entlasteten Regenwassers beträgt nach der Gleichung von Meißner (1991) in Nordrhein-Westfalen 40 %.

Die Gutachter berechnen nach der Vorgehensweise von Fuchs et al. (2002) Einträge von 27,5 t Zink aus diffusen urbanen Pfaden. Klasmeier et al. (2006) berücksichtigen bei den diffusen urbanen Pfaden lediglich Einträge aus Regenwasserkanälen und geben Emissionen von 4,1 t Zink an (Tabelle 4).

Eine Bewertung der Berechnungsansätze und Ergebnisse von Klasmeier et al. (2006) wird in Kapitel 6.1 vorgenommen.

¹⁴ auf überörtlichen Straßen bis zu 80%

¹⁵ Das Abwasser von innerörtlichen Straßen gelangt zu 65 % in die Kanalisation.

5 Darstellung der Methode von IZA (2006)

In dieser Studie werden regionale Konzentrationswerte auf Grundlage von Monitoringdaten in Gewässern zur Risikoabschätzung der bioverfügbaren Zinkfraktion ermittelt. Hierzu wird auf den gleichen Datenpool zurückgegriffen wie die Netherlands Organization for Applied Scientific Research TNO (2006). Die Vorgehensweise zur Ermittlung der regionalen Konzentrationen enthält folgende Arbeitsschritte:

1. Die ursprünglich von der TNO verwendeten Datensätze werden entsprechend den folgenden Kriterien stark gefiltert:
 - a. Es werden nur Messwerte ab 1995 ausgewählt.
 - b. Falls Werte nur mit der Angabe „kleiner Bestimmungsgrenze“ versehen sind, so werden diese nur dann berücksichtigt, wenn die Bestimmungsgrenze kleiner als die Konzentration ist, bei der keine Wirkung auf die Umwelt festzustellen ist (PNEC¹⁶). Die Datensätze mit einer Angabe „kleiner Bestimmungsgrenze“ gehen mit der Hälfte der Bestimmungsgrenze in die Berechnungen ein.
 - c. Sind Konzentrationsangaben zu gelöstem Zink vorhanden, so werden diese bevorzugt verwendet.¹⁷
2. Elimination von Datensätzen, die
 - a. nicht mehr die aktuelle Emissionslage widerspiegeln (z. B. Messstellen in Gebieten mit Bergbaualllasten),
 - b. durch punktförmige industrielle Direkteinleitungen beeinflusst sind,
 - c. in Gebieten mit natürlich hohen Hintergrundwerten liegen.
3. Nach dem Ausschluss von Messwerten entsprechend der genannten Kriterien bleibt ein verringerter Datensatz übrig¹⁸. Von diesen Daten wird das 90 %-Perzentil ermittelt. Diese Konzentration wird „vorhergesagte Konzentration in der Umwelt“ (PEC¹⁹) genannt. Dabei ist festzustellen, dass die Konzentrationen für einige Flussgebietseinheiten nach Ausschluss von historisch belasteten Messstellen bis um den Faktor 1,7 geringer sind als jene aus dem ursprünglichen Datenpool der Risikobewertung der TNO (IZA, 2006).
4. Von den verbleibenden Daten wird eine natürliche Hintergrundkonzentration (3 – 12 µg/L) abgezogen.
5. Zur Berechnung der gelösten Zinkfracht wird die verbleibende Konzentration um den Faktor 2,7 reduziert, wenn nur Angaben zur Gesamtzink-Konzentration vorhanden sind.

¹⁶ Predicted No Effect Concentration PNEC (für Gesamtzink: 25 µg/L)

¹⁷ Ansonsten wurden die Gesamtkonzentrationen mit einem festen Wert für das Verhältnis von gelöstem zu partikulärem Zink in gelöste Konzentrationen umgerechnet (Punkt 5)

¹⁸ Etwa ein Viertel der ca. 120 Messstellen aus dem Ausgangsdatsatz wurde herausgefiltert.

6. Zusätzlich erfolgt eine Korrektur für den bioverfügbaren Konzentrationsanteil nach der Vorgehensweise der TNO (2006). Die Konzentration vermindert sich hierdurch abermals (um den Faktor 1,25 bis 2,5).
7. Schlussendlich wird das Verhältnis zwischen der bioverfügbaren Konzentration und jener Konzentration, bei welcher keine Wirkung auf die Umwelt zu erwarten ist (PNEC), gebildet²⁰. Ist das Verhältnis kleiner als eins, so gehen IZA (2006) davon aus, dass die Nutzung von Zinkprodukten und die daraus resultierenden diffusen Emissionen mit keinem Umweltrisiko verbunden sind.

Nach diesen Schritten bleibt lediglich der Anteil an der gelösten Zinkkonzentration im Gewässer übrig, der durch Einträge aus Siedlungsgebieten, der Landwirtschaft sowie durch die direkte atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche verursacht wird. Wie die Emissionsberechnungen für Deutschland zeigen, sind dies hauptsächlich Einleitungen aus kommunalen Kläranlagen und über diffuse urbane Pfade (Abbildung 4).

Um zu überprüfen, inwieweit es durch die Filterung der Datenbestände zu einer abweichenden Aussage zwischen Immissionssituation (nach IZA, 2006) einerseits und der Emissionsquantifizierung (nach Fuchs et al., 2002) andererseits führt, kann eine Frachtabschätzung für den Rhein herangezogen werden. Diese kann, um sie mit den eigenen Frachtberechnungen resp. der durch die LAWA festgestellten Gewässerfracht vergleichen zu können, jedoch nicht anhand der 90 % Perzentile, sondern nur anhand der 50 % Perzentile erfolgen. Auf Grundlage der Originaldaten (www.umweltbundesamt.de/hid/index.htm) wurden die 50 % Perzentile für den Gebietsauslass (Bimmen-Kleve) recherchiert und geprüft.

Bei Berücksichtigung der unter 1. und 2. genannten Filterkriterien resultiert für das Jahr 2001 ein arithmetischer Mittelwert der Mediankonzentration für Gesamtzink von 14,72 µg/L. Bei einem mittleren Abfluss für das Jahr 2001 von 2.923 m³/s (Deutsche Kommission zur Reinhaltung des Rheins, 2007) ergibt sich so eine Jahresfracht für den Pegel Kleve-Bimmen von knapp 1.400 t. Diese rechnerische Fracht, die nach den Filterkriterien von IZA (2006) im Wesentlichen aus Siedlungsgebieten und Landwirtschaft resultiert, wäre der rechnerischen Gesamtfracht²¹ von ca. 1.890 t am Pegel Kleve-Bimmen gegenüberzustellen. Diese Gegenüberstellung zeigt, dass die Siedlungsgebiete und die landwirtschaftliche Nutzung der Einzugsgebiete im „regionalen Szenario“ nach der Vorgehensweise von IZA über 70 % der Einträge in den Rhein verursachen.

¹⁹ Predicted Environmental Concentration PEC

²⁰ Laut TNO (2006) ist dabei folgender Punkt strittig: Ein PNEC_{add}-Wert von 7,8 µg/L kommt sowohl bei niedrigen als auch bei relativ hohen natürlichen Hintergrundkonzentrationen zur Anwendung. Werden z. B. niedrige Hintergrundkonzentrationen durch die zusätzliche Konzentration verdoppelt, so sind die Auswirkungen nicht die gleichen, wie wenn bei hohen Hintergrundkonzentrationen die gleiche zusätzliche Konzentration (die nun relativ gesehen weniger bedeutend ist) addiert wird. Dies scheint eine „konzeptionelle Unsicherheit“ dieser Vorgehensweise zu sein, „es ist jedoch sehr schwierig, eine Aussage über die Größenordnung der Unsicherheit zu machen“ (TNO, 2006).

²¹ Gemessene mittlere Zinkkonzentration am Pegel Bimmen-Kleve = 20,5 µg/l, gemessenen mittlerer Abfluss für das Jahr 2001 = 2923 m³/s

6 Bewertung der Ergebnisse nach Klasmeier et al. (2006) und IZA (2006)

Im Folgenden werden die Ergebnisse von Klasmeier et al. (2006) und IZA (2006) bewertet.

6.1 Klasmeier et al. (2006)

In der Studie von Klasmeier et al. (2006) werden die Einträge in die Gewässer quellenspezifisch bilanziert. Nach Ansicht der Gutachter führen die folgenden Punkte zu den in Kapitel 4 dargestellten Abweichungen:

1. Kommunale Kläranlagen

- a. Wirkungsgrad: Nach Recherchen der Gutachter gibt Hamel (2001) als mittleren Wirkungsgrad 63 % an, der maximale Reinigungsgrad beträgt 84 %. Wieso die maximale Reinigungsleistung in die Bilanzierung eingeht, konnte in einem Gespräch mit den Autoren Klasmeier und Hüffmeyer nicht abschließend geklärt werden. Fuchs et al. (2002) haben für Kläranlagen mit mechanischer Reinigung und Belebungsstufe eine mittlere Reinigungswirkung von 73 % recherchiert. Im Ruhrgütebericht 2003 (Ruhrverband, 2003) finden sich Retentionsraten von 64 bzw. 72 %.
- b. Generell ist festzuhalten, dass der Ansatz zur Bilanzierung der Emissionen aus Kläranlagen über Zulauffrachten in die Kläranlagen und einen bestimmten Reinigungsgrad des Abwassers (wie z. B. von Klasmeier et al., 2006 verwendet) mit großen Unsicherheiten bezüglich der Eingangsdaten versehen ist. Insbesondere können Einträge von Indirekteinleitern nicht zuverlässig geschätzt werden, da die Metallbelastung stark von der lokalen Situation abhängt und diese Daten in der Regel nicht verfügbar sind. Diese Belastungsquelle kann von Klasmeier et al. (2006) daher nicht berücksichtigt werden.

Fuchs et al. (2002) quantifizieren die Ablauffrachten von Kläranlagen über die Ablaufkonzentration und Ablaufmenge. Durch diesen auf Messdaten basierten Ansatz wird die Zahl der erforderlichen Annahmen deutlich reduziert und die gesamten Emissionen aus Kläranlagen erfasst.

2. Diffuse urbane Pfade

- a. Klasmeier et al. (2006) berücksichtigen keine Einträge aus der Deposition auf nicht verzinkte Dachflächen, Hoffflächen und Plätze. Nach Ansicht der Gutachter kann diese Größe im industrialisierten Ruhrgebiet einen nennenswerten Eintrag darstellen. Die Depositionsraten für Zink in urbanen Räumen Nordrhein-Westfalens betragen im Jahr 2005 teilweise über 4.000 g/(ha·a), im Mittel etwa 1.400 g/(ha·a) (LANUV, 2007). Nach Berechnungen von Hillenbrand et al. (2005) stellen die Emissionen durch Korrosion von verzinkten Produkten⁷ etwa ein Fünftel der Oberflächenfracht dar. Auch diese werden von Klasmeier et al. (2006) nicht berücksichtigt.

- b. Klasmeier et al. (2006) berücksichtigen bei den Einträgen aus diffusen urbanen Pfaden keine Mischwasserüberläufe. Sie begründen dies damit, dass Auswirkungen auf die Konzentration im Gewässer nur kurzfristig festzustellen sind. Dies ist zweifellos richtig, dennoch tragen Mischwasserüberläufe in signifikantem Umfang zur Gesamtfracht in Gewässern bei und können nach Auffassung der Gutachter nicht vernachlässigt werden.

3. Diffuse nicht-urbane Pfade

- a. Klasmeier et al. (2006) berücksichtigen für den Eintragspfad Abschwemmung von unbefestigten Flächen nur die Ackerflächen und kommen so zu einem Belastungsanteil von 2,3 %. Abschwemmungen sind aber von allen unbefestigten Flächen zu ermitteln.
- b. Weitere nicht-urbane diffuse Pfade werden von Klasmeier et al. (2006) nicht berücksichtigt. Gemäß der bundesweiten Abschätzungen verursachen sie aber ca. 25 % der Gesamteinträge (Abbildung 7). Auch wenn sie im Einzugsgebiet der Ruhr vernachlässigbar sind (vgl. Abschnitt 4.2.2.1), kann dies nicht auf andere Einzugsgebiete übertragen werden.

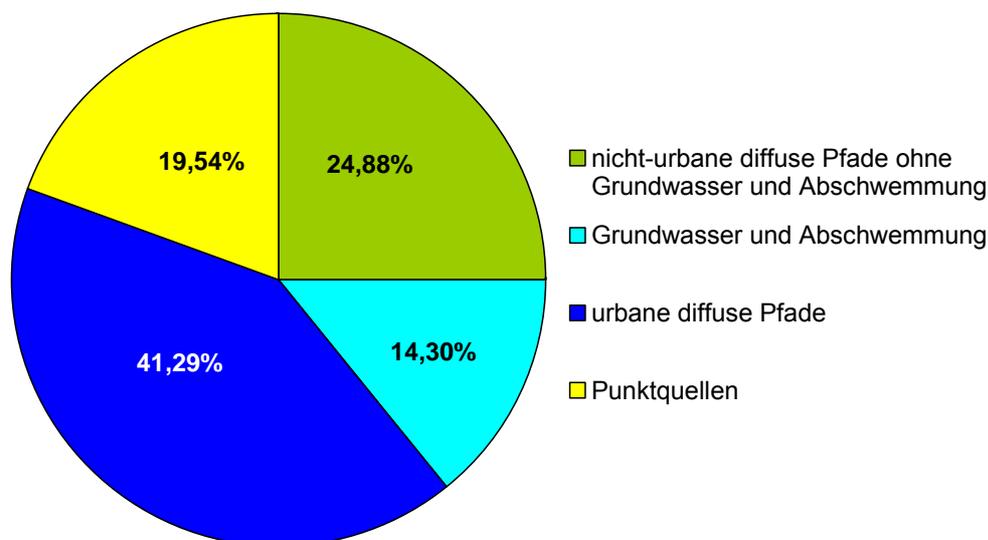


Abbildung 7: Relativer Anteil der Eintragspfade nach bundesweiter Bedeutung (nach Fuchs et al., 2002)

In der Summe ist festzuhalten, dass eine zentrale Feststellung aus der Studie nach Klasmeier et al. (2006), die Zinkbelastung in der Ruhr sei im Wesentlichen auf geogene Quellen zurückzuführen, in dieser Form nicht nachvollziehbar ist. Zweifellos spielen die geogen bedingten Belastungen in diesem Untersuchungsraum eine bedeutende Rolle. Eine vollständige Erfassung aller Eintragspfade offenbart jedoch, dass trotz der besonderen Bedingungen im Einzugsgebiet der Ruhr, Einleitungen aus kommunalen Kläranlagen bzw. über die Kanalisationssysteme dem grundwasserbürtigen Eintrag gleich bedeutend sind.

Die Verallgemeinerung des Ruhrbefundes verbietet sich aus Sicht der Gutachter grundsätzlich. Eine Quantifizierung der Stoffeinträge für das Einzugsgebiet des Neckars, die mit gleichen Ansätzen und unter Nutzung regionaler Eingangsdaten durchgeführt wurde, belegt diese Feststellung (Abbildung 8).

Das Einzugsgebiet des Neckars zeigt eine vergleichbare Nutzungsintensität aber grundsätzlich andere geogene Randbedingungen (keine ausgedehnte Vererzung, kein nennenswerter Bergbau). Die Belastungsschwerpunkte resultieren hier, wie auch im Bundesdurchschnitt, aus der Siedlungstätigkeit und den damit verbundenen Aktivitäten (Verkehr, Produktion, Konsum).

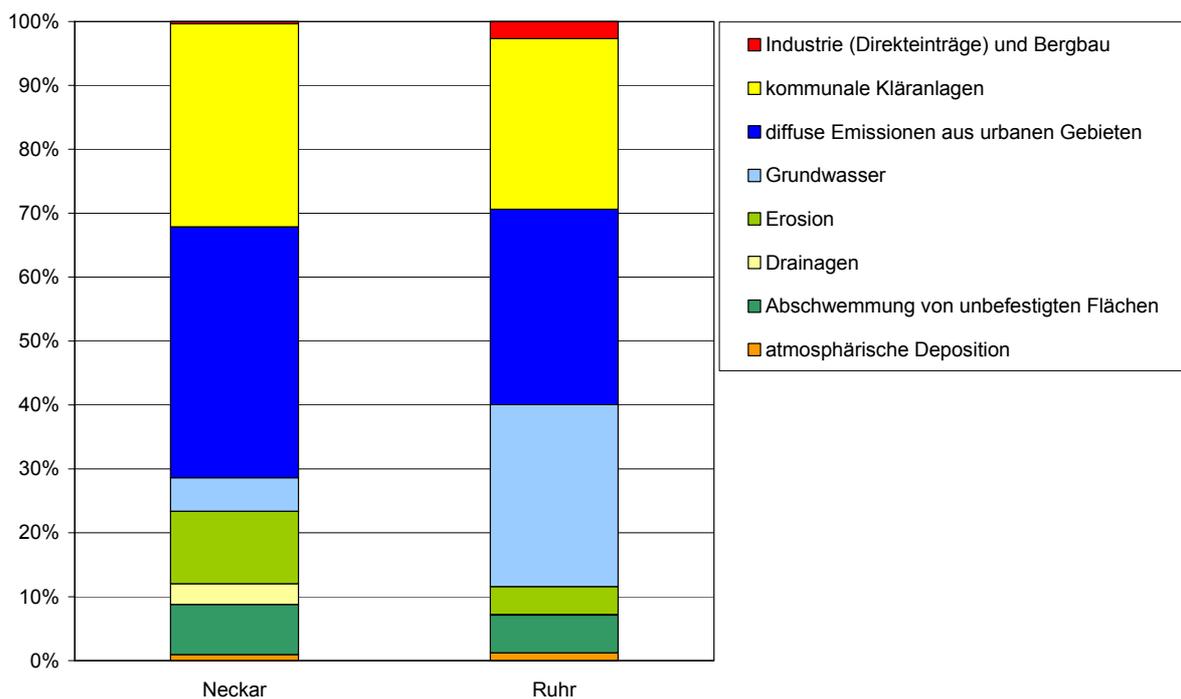


Abbildung 8: Vergleichende Darstellung der relativen Zinkeinträge im Einzugsgebiet des Neckars und der Ruhr

Letztlich ist festzuhalten, dass die Frage, ob ein einzelner Eintragspfad die Gesamtbelastung dominiert oder nicht, bei fachgerechter Vorgehensweise unmittelbar und ausschließlich mit der betrachteten Maßstabsebene in Zusammenhang steht.

6.2 IZA (2006)

Laut TNO (2006) enthalten die aktuellen Technischen Richtlinien der EU-Kommission zur Risikobewertung (EC, 2003) keine detaillierten Informationen zum Umgang mit essentiellen Elementen, die eine natürliche Hintergrundkonzentration in der Umwelt aufweisen. Deswegen übernehmen IZA (2006) den „Added Risk Approach“-Ansatz nach TNO (2006). Darin wird lediglich jene Konzentration zur Risikobewertung von Zink herangezogen, die zusätzlich zur natürlichen Hintergrundkonzentration in einem Gewässer vorliegt. Diese Konzentration wird

„zusätzliche Konzentration“ genannt. Bei dieser Vorgehensweise fließen nur anthropogene Emissionen in die Risikobewertung ein. Ein möglicher Beitrag von natürlichen Hintergrundkonzentrationen zu toxischen Effekten wird ignoriert (TNO, 2006).

Grundsätzlich kann man dieser Vorgehensweise folgen. Es stellt sich jedoch insbesondere für persistente Stoffe, die ihre Schadwirkung bei den heute erreichten Einleitkonzentrationen nicht aufgrund akuter Toxizität unmittelbar am Einleitort, sondern aufgrund von Akkumulation in großer räumlicher und zeitlicher Entfernung entfalten, die Frage nach der Sinnhaftigkeit der Methode. Im gleichen Zusammenhang sind die folgenden Arbeitsansätze zu hinterfragen:

1. Beiträge eines erhöhten natürlichen Hintergrundes werden ausgeschlossen, obwohl sie zweifellos zu einem regionalen Risiko beitragen.
2. Punktquellen schlagen sich in regionalen Szenarien nicht nieder, obwohl auch sie bei dem unterstellten Schadensmuster einen regionalen Risikobeitrag liefern.
3. Die Risikobewertung bezieht sich ausschließlich auf die gelöste, bioverfügbare Form des entsprechenden Schadstoffes. Richtig ist, dass primär die gelöste, bioverfügbare Form eine Schadwirkung entfaltet. Es ist aber aus Sicht der Gutachter gerade für Zink unklar, wann und wie dauerhaft Zink in der partikulären Phase verbleibt. Wechselnde Redoxbedingungen in den Sedimentationszonen der Fließgewässer können mit massiven Rücklösephänomenen verbunden sein. Des Weiteren gehen Hochwasserereignisse mit einer starken Erosion der Sedimente und somit der Suspension darin akkumulierter Stoffe einher.

Es ist aus Sicht der Gutachter nicht erkennbar, welcher Vorteil aus der Definition regionaler Szenarien resultiert, wenn oben festgestellte Randbedingungen wirken. Der Bezug auf ein entsprechende EU-Guidance Document ist in gegebenem Fall nicht hilfreich.

Ein entscheidender Teil der Arbeit von IZA (2006) widmet sich der Sicherung einer guten Eingangsdatenqualität. Hierbei sind neben dem Ausschluss von geogen oder durch Punktquellen belasteten Gütepegeln einige weitere Konventionen zu berücksichtigen:

1. Benutzung der halben Bestimmungsgrenze für weitere Berechnungen, wenn bestimmte Grenzen nicht überschritten werden, hier 0,025 mg/L (PNEC). Diese Vorgehensweise erscheint sachgerecht und wird in anderen Bilanzierungsvorhaben in gleicher Form angewandt.
2. Nutzung der 90 % Perzentile (90P) zur Risikobewertung. Auch diese Festlegung ist sachgerecht und mit hoher Bewertungssicherheit verbunden.
3. Mittelung der 90P-Werte entlang eines Fließweges bzw. für ein Flussgebiet als Eingangswert der weiteren Berechnungen zur Risikoabschätzung. Bei diesem Verfahrensschritt treten zwei Probleme auf:
 - a. Es ist den Gutachtern nicht möglich gewesen, die Mittelwertberechnung nachzuvollziehen, obwohl die Originaldatensätze zur Verfügung standen. Die Vorgehensweise ist wenig transparent.

- b. Es stellt sich die Frage, ob durch die Bildung eines arithmetischen Mittelwertes von allen verbleibenden Gütedaten die Belastungssituation einer Region / eines Flusses zutreffend wiedergegeben werden kann. Ein Beispiel aus dem Rhein mag dies verdeutlichen:

Am Gütepegel Kleve-Bimmen (Endpegel auf deutscher Seite) wird eine mittlere Gewässerkonzentration von 20,5 µg/L als Median errechnet. Nach Auffassung der Gutachter repräsentiert diese Konzentration am Gebietsauslass die Belastung des gesamten Einzugsgebietes und ist mit der Eintragsberechnung abgemindert um die gewässerinterne Retention zu vergleichen.

Folgt man der Vorgehensweise von IZA (2006) ergeben sich allerdings zwei andere Konzentrationswerte: die Mittelung aller Rheinpegel würde zu einer Konzentration von 7,94 µg/L für den Median führen, die Mittelung aller Gütepegel im Rheineinzugsgebiet zu einer mittleren medianen Konzentration von 12,7 µg/L. Ein analoger Effekt tritt für die 90P-Werte auf und führt nach Auffassung der Gutachter zu einer eklatanten Fehleinschätzung. Die Bildung eines arithmetischen Mittelwertes aller Gütedaten wird daher von den Gutachtern als nicht sachgerecht angesehen. Wird diese Verfahrensweise dennoch gewählt, so wäre es unerlässlich, dass die Einzelkonzentrationen anhand der Abflüsse an Pegeln gewichtet werden. Gegenwärtig geht beispielsweise die Zinkkonzentration der Rotach am Pegel Friedrichshafen (Einzugsgebiet: 130 km²) mit einem gleichen Gewicht in die Mittelwertbildung ein wie der Mittelwert der Konzentration im Hauptlauf des Rheins mit einem deutlich größeren Einzugsgebiet (190.000 km²).

Als Basis für eine Definition von Regionen, die dem regionalen Szenario zugrunde liegen, orientieren IZA (2006) sich an den Flussgebietseinheiten der Wasserrahmenrichtlinie. Die von IZA (2006) gewählte Vorgehensweise führt dazu, dass relativ kleine Flussgebietseinheiten wie die Maas (Anteil auf deutscher Seite: 4.000 km²) oder die Ems (Anteil auf deutscher Seite: 14.000 km²) ebenso wie Rhein oder Elbe eine Region bilden. Die Berücksichtigung aller Filterkriterien für ein regionales Szenario führt innerhalb der großen Flussgebietseinheiten dazu, dass relativ große Gebietseinheiten (wie z. B. die Ruhr mit 4.500 km² oder die Mulde mit 7.400 km²) keine Berücksichtigung finden. Zur Vergleichbarkeit innerhalb der einzelnen Gebiete, wäre zu überlegen, ob zur Einschätzung von Umweltrisiken die zugrunde gelegten Regionen nicht eine minimale und eine maximale Größe besitzen sollen.

Abschließend wird festgehalten, dass die Studie von IZA (2006) nach Auffassung der Gutachter keinen verbesserten Beitrag zur Risikoabschätzung von Zinkeinträgen liefert. Unabhängig von dieser Studie erscheint es darüber hinaus zweifelhaft, ob eine Risikobewertung auf Grundlage der verfügbaren Daten- und Erkenntnislage in der vorliegenden allgemeinen Form möglich und hilfreich ist.

7 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

In dem vorliegenden Gutachten wurden drei Studien begutachtet, die sich mit Zinkeinträgen in die Oberflächengewässer beziehungsweise deren Auswirkungen in Gewässern beschäftigt haben.

Es liegt in der Natur der Sache, dass mit verschiedenen Quantifizierungsansätzen und Eingangsdaten unterschiedliche Ergebnisse zu erwarten sind. Die drei Studien können nicht ohne weiteres einander gegenübergestellt werden. Die Studie von Fuchs et al. (2002) ist eine rein emissionsbasierte Arbeit, deren Ziel es ist, die Gesamtsumme der in die Gewässer eingetragenen Stofffrachten abzuschätzen. Der Fokus der Studie von Klasmeier et al. (2006) liegt im Gegensatz hierzu auf der räumlichen Abbildung von Gewässerkonzentrationen. Die Autoren schätzen zusätzlich die Emissionen in die Gewässer ab. Die von IZA (2006) vorgelegte Risikobewertung basiert ausschließlich auf der Analyse und Bewertung von bioverfügbaren Zinkkonzentrationen und schließt keine Eintragsabschätzung ein.

Neben der Zielsetzung unterscheiden sich die zu vergleichenden Studien auch in der Größe der untersuchten Einzugsgebiete: Klasmeier et al. (2006) analysieren die Zusammenhänge zwischen Gewässerkonzentration und Emission für das Ruhreinzugsgebiet. Fuchs et al. (2002) bilanzieren die Zinkeinträge für die großen Flussgebiete Deutschlands. Die Einschätzungen von IZA (2006) basieren auf Fließgewässerkonzentrationen von Zink für einige europäische Staaten.

Aus den oben genannten Gründen konnte lediglich ein Vergleich der Ansätze von Fuchs et al. (2002) und Klasmeier et al. (2006) durchgeführt werden. In dem vorliegenden Gutachten werden für den direkten Vergleich die Einträge in die Ruhr und in den Neckar nach der Methode von Fuchs et al. (2002) unter Berücksichtigung lokaler Gegebenheiten berechnet. Zur Klärung von Fragen fand ein Treffen mit den Autoren der Studie von Klasmeier et al. (2006) im Januar 2007 statt.

Klasmeier et al. (2006) kommen in ihrer Studie zu dem Ergebnis, dass geogene Einträge in die Ruhr mit einem Anteil von 62 % an der Gesamtemission von 40 t die bedeutendste Belastungsquelle darstellen. Sie quantifizieren eine Fracht von 24 t Zink aus diesem Eintragspfad. Die Gutachter kommen bezüglich der geogenen Einträge mit 26 t Zink zu einem ähnlichen Ergebnis für die Ruhr (vgl. Tabelle 4). Allerdings wurde seitens der Gutachter eine Gesamtemission von ca. 90 t ermittelt, was in der gleichen Größenordnung mit der für die Mündung der Ruhr abgeschätzten Gewässerfracht liegt (Abbildung 6). Somit machen geogene Einträge 29 % der Gesamtemissionen aus. Den Berechnungen der Gutachter zufolge wurden anthropogene Emissionen aus Siedlungsgebieten (Punktquellen und Kanalisationssysteme) mit einem Anteil von 59 % als Hauptbelastung identifiziert (Abbildung 5). Der pfadspezifische Vergleich mit der Studie von Klasmeier et al. (2006) hat gezeigt, dass die Autoren Einträge aus Siedlungsgebieten nach Einschätzung der Gutachter nicht adäquat berücksichtigen (Vernachlässigung der Mischwasserüberläufe, Indirekteinleiter und atmosphärischen Deposition auf versiegelten Flächen sowie Anwendung hoher Eliminationsgrade von Zink in

Kläranlagen und Regenwasserbehandlungsanlagen). Durch die Unterschätzung dieser Pfade nimmt die relative Bedeutung der geogenen Einträge bei der Studie von Klasmeier et al. (2006) deutlich zu.

Eine direkte Gegenüberstellung von Fuchs et al. (2002) und IZA (2006) ist nicht möglich, da letztere rein immissionsbasiert arbeiten. Nichtsdestotrotz konnte ein Vergleich der Gewässerfrachten am Gütepegel Kleve-Bimmen (letzter Rheinpegel in Deutschland) auf Basis von Medianen und unter Berücksichtigung aller Filterkriterien zur Bestimmung eines regionalen Szenarios nach IZA (2006) durchgeführt werden. Diese Berechnung zeigt, dass die nach Filterung verbleibende Gewässerfracht etwa 70 % der mittleren Gesamtfracht am Gütepegel Kleve-Bimmen ausmacht. Dem Denkansatz von IZA folgend wäre dies nahezu ausschließlich der Anteil aus Siedlungsgebieten und landwirtschaftlichen Nutzflächen.

An der Vorgehensweise von IZA (2006) ist kritisch anzumerken, dass zur Risikoabschätzung für das „regional Szenario“ als lokal bezeichnete Belastungen, wie hohe geogene Hintergrundwerte, industrielle Direkteinleitungen oder Bergbaualllasten ausgeschlossen wurden. Gerade im Fall von Zink sind die Gutachter der Auffassung, dass die Abschätzung eines Risikos sowie Maßnahmenempfehlungen immer unter Berücksichtigung von Gesamtfrachten resp. Gesamtkonzentrationen erfolgen sollte. Die Festlegung von „Regionen“, deren Risiko jeweils anhand von arithmetischen Mittelwerten der 90P-Werte abgeschätzt wird, erscheint ebenso nicht zielführend. Kritisch ist die extrem unterschiedliche Größe der einzelnen Regionen und die Mittelwertberechnung als solches.

Abschließend kann festgehalten werden, dass die kritische Durchsicht der Studien sowie die durchgeführten eigenen Berechnung, zeigen dass die Grundaussage zur Bedeutung der urbanen Quellen für die Zinkeinträge nicht grundsätzlich zu revidieren ist. Selbst im durch Vererzung und Bergbau geprägten Ruhreinzugsgebiet haben die Siedlungsgebiete einen Anteil von 57 % der Gesamteinträge. Im Einzugsgebiet des Neckars, einem Gebiet ohne erhöhte geogene Belastung aber intensiver Nutzung, ergibt sich ein Anteil von 71 % für Einträge aus Siedlungsgebieten und für den Rhein würde sich nach der Vorgehensweise von IZA (2006) ein Frachtanteil von ca. 45 %²² ergeben.

Ursächlich für andere Einschätzungen sind, dass:

- Klasmeier et al. (2006) wichtige Eintragspfade und Quellen nicht berücksichtigt haben (Mischwasserentlastung, Indirekteinleiter, atmosphärische Deposition auf die urbane Fläche sowie Einträge aus der Korrosion von Stadtmobiliar). Dies allein begründet den relativ hohen Anteil der grundwasserbürtigen Einträge (Tabelle 4).
- die Anwendung Filterkriterien von IZA die Datengrundlage des ursprünglichen Datenpools der TNO (2006) deutlich reduziert. Als Folge dieses Vorgangs finden einige Regio-

²² Es werden Einträge von landwirtschaftlichen Nutzflächen in Höhe von 25 % unterstellt. Nach Fuchs et al 2002 beträgt der siedlungsbedingte Eintrag in den Rhein 58 %

nen innerhalb der großen Flussgebietseinheiten keine Berücksichtigung in regionalen Szenarien.

- die Bildung eines Mittelwertes von Gütemessstellen innerhalb eines Flusseinzugsgebietes im Vergleich zum Endpegel systematisch zu geringeren Gewässerkonzentrationen führt. Dies gilt insbesondere wenn Werte kleiner Bestimmungsgrenze in die Berechnung einbezogen werden. Aus Sicht der Gutachter spiegelt die Konzentration am Gebietsauslass einer Region alle oberstrom stattfindenden Eintrags- und Retentionsprozesse wider.
- die Risikobewertung ausschließlich anhand der gelösten / bioverfügbaren Form des Zink durchgeführt wird.

8 Literatur

- Behrendt, H., Huber, P., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G., Uebe, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. UBA-Texte 75/99, Berlin
- Brombach, H.J. & Fuchs, S. (2002): Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen von Trocken- und Regenwetterabflüssen in Misch- und Trennsystemen. Abschlussbericht des ATV-DVWK-Forschungsvorhaben 1-01
- Brombach, H.J. & Wöhrle, Ch. (1997): Gemessene Entlastungsaktivität von Regenüberlaufbecken. Korrespondenz Abwasser, 44, S. 44-66.
- Deutsche Kommission zur Reinhaltung des Rheins, DK Rhein (2007): Langjährige Jahresmittelwerte. <http://www.dk-rhein.de> | Wasserqualität | Messergebnisse | Zahlentafeln | Messstation Kleve-Bimmen
- Europäisches Schadstoffemissionsregister EPER. Industrielle Emissionen. www.eper.de, zitiert nach Klasmeier et al. (2006)
- European Commission EC (2003): Technical Guidance Document in support of Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No. 1488/94 on risk assessment for existing substances and Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. IHCP/JRC, Ispra, Italy
- Fuchs, S., Scherer, U., Hillenbrand, Th., Marscheider-Weidemann, F., Behrendt, H., Opitz, D. (2002): Quantifizierung der Schwermetalleinträge aus Deutschland zur Umsetzung der Beschlüsse der Internationalen Nordseeschutzkonferenz. Forschungsvorhaben 200 22 233 im Auftrag des Umweltbundesamtes, Dessau
- Hamel, E. (2001): Untersuchungen zum Verhalten von Schwermetallen in kommunalen Kläranlagen unter besonderer Berücksichtigung der Metallanreicherung an Belebtschlämmen. Universität Oldenburg; Oldenburg
- Hillenbrand, T., Toussaint, D., Böhm, E., Fuchs, S., Scherer, U., Rudolphi, A., Hoffmann, M. (2005): Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden - Analyse der Emissionspfade und möglicher Emissionsminderungsmaßnahmen. Forschungsbericht 202 242 20/02; Umweltbundesamt, Dessau
- Hüffmeyer, N. (2007): Persönliche Mitteilung (25.01.2007)
- Hullmann, H., Kraft, U., Lichtnecker, H. (2001). Einsatz von Kupfer und Zink bei Dächern, Dachrinnen und Fallrohren – Sachstandsbericht. hwp – hullmann, willkomm & partner, GbR; Hannover
- International Zinc Association IZA (2006): Refinement of the Exposure Assessment and Risk Characterisation – Regional Aquatic Compartment (Annex 3.2.5)
- Kaste, A., Mentfewitz, G., Oberdörfer, M., Stock, H.-D. (2005): Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigungsanlagen in Nordrhein-Westfalen. Ministerium für Umwelt und Natur-

- schutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. 11. Auflage
- Klasmeier, J., Hüffmeyer, N., Matthies, M. (2006): Georeferenzierte Modellierung von Zink im Einzugsgebiet der Ruhr und Analyse der Emissionspfade. Institut für Umweltsystemforschung, Universität Osnabrück
- Klasmeier, J. (2007): Persönliche Mitteilung (25.01.2007)
- Meißner, E. (1991): Abschätzung der mittleren Jahresschmutzwasserfrachten aus Mischwasser-einleitungen. In: Wasser-Abwasser-Abfall 7, Kassel. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, S. 69 – 78
- LAWA, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2006): Datenlieferung Zinkkonzentrationen von der Messstelle Duisburg
- Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen LUA (2004): NIKLAS. Statistische Daten zu Kläranlagen, Direkteinleitungen usw., zitiert nach Klasmeier et al. (2006)
- LANUV, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (2007): Staubbiederschlag – Messergebnisse. <http://www.lanuv.nrw.de/luft/immissionen/staub/messergeb.htm>
- Netherlands Organization for Applied Scientific Research TNO (2006): Risk Assessment Zinc metal. CAS-No.: 7440-66-6, EINECS-No.: 231-175-3, PART 1 Environment. Rapporteur: Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment VROM
- Raschke, M. & Menzel, T. (2004): Ergebnisbericht Ruhr. Wasserrahmenrichtlinie in NRW – Bestandsaufnahme. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
- Ruhrverband (2003): Ruhrgütebericht 2003. Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr, Essen
- Ruhrverband (2004): Ruhrwassermenge 2004. Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr, Essen
- Ruhrverband (2005): Ruhrgütebericht 2005. Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr, Essen
- Ruhrverband (2007): Datenlieferung zu Konzentrationen von Zink und Abflüssen in Nebenflüssen der Ruhr
- Statistisches Bundesamt Deutschland (2007): <http://www.destatis.de/> Umwelt | Ergebnisse und Informationen | Wasserwirtschaft | Öffentliche Abwasserbeseitigung → http://www.statistikportal.de/Statistik-Portal/de_jb10_jahrtabu3.asp
- Stotz & Knoche (1999): Herkunft und Auswirkungen von Cu, Zn, Pb und Hg aus diffusen Quellen auf Oberflächengewässer. Teil A. UBA Forschungsvorhaben 295 24 519; Berlin
- UBA, Umweltbundesamt (2001): Datenlieferung zur atmosphärischen Deposition von Schwermetallen und Lindan. Außenstelle des Umweltbundesamtes in Langen, zitiert nach Fuchs et al. (2002)

9 Anhang

Anhang 1: Einheitlich verwendete Parameter im Einzugsgebiet der Ruhr und des Neckars

Eingangsdaten nach Pfaden	Ruhr	Neckar
Deposition auf Gewässeroberfläche		
spezifische Deposition auf Gewässeroberfläche [g/(ha·a)]	230	230
Gewässeroberfläche [km ²]	46	20
Kläranlagen		
Abwassermenge [Mio. m ³ /a]	443	836
Ablaufkonzentration [µg/L]	54,16	52,08
Erosion		
Sedimenteintrag [t]	9.652	56.075
Oberbodengehalt [mg/kg]	67,8	60
Abschwemmung von unbefestigten Flächen		
Niederschlagskonzentration [µg/L]	13,5	13,5
Abflussmenge [m ³ /a]	12,4	25,31
diffuse Einträge aus urbanen Gebieten		
einwohnerspezifische Zinkemissionen [g/(E·a)]	21,9	21,9
an Kanalisation und Kläranlagen angeschlossene Einwohner [%]	97	99
an Mischsystem angeschlossene Einwohner [%]	66	84
an Trennsystem angeschlossene Einwohner [%]	34	16
spezifisches Speichervolumen im Mischsystem [m ³ /ha]	28	28,3
Oberflächenpotenzial [g/(ha·a)]	1985	1985
spezifische Zinkemissionen pro Einwohner [mg/(E·a)]	60	60
Entlastungsrate im Mischsystem [%]	41	40

Anhang 2: Vergleichende Darstellung der Landnutzung und Bevölkerung im Einzugsgebiet der Ruhr und des Neckars

Parameter	Ruhr		Neckar	
	absolut	anteilig	absolut	anteilig
Gesamtfläche	4.489,87		13.925,93	
urbane Fläche [km²]	595,67	13,27%	1.419,67	10,19%
landwirtschaftlich genutzte Fläche [km²]	1.714,99	38,20%	7.325,66	52,60%
davon Ackerfläche [km²]	1.205,01	26,84%	6.169,27	44,30%
davon Grasland [km²]	509,98	11,36%	1.156,39	8,30%
Waldfläche [km²]	2.107,54	46,94%	4.979,92	35,76%
Wasseroberfläche [km²]	46,05	1,03%	19,96	0,14%
Einwohner	2.302.855		5.336.248	

Anhang 3: Verteilung der Landnutzung im Einzugsgebiet der Ruhr

Name des Flussgebietes	urbane Fläche [km²]	landwirtschaftliche Fläche [km²]	Ackerfläche [km²]	Grasland [km²]	Waldfläche [km²]	Wasseroberfläche [km²]
DENW_Ruhr von Quelle bis oh Wenne	22,4	177,1	120,8	56,3	288,1	3,3
DENW_Wenne von Quelle bis Mdg	6,1	121,2	85,7	35,5	90,9	0,6
DENW_Ruhr von uh Wenne bis oh Röhr	15,2	22,5	16,9	5,6	89,7	0,3
DENW_Rühr von Quelle bis Mdg	14,5	64,2	35,8	28,4	120,1	3,9
DENW_Ruhr von uh Röhr bis oh Möhne	6,4	2,9	1,2	1,6	6,6	0,0
DENW_Möhne von Quelle bis oh Heve	22,5	150,9	112,5	38,4	148,0	7,3
DENW_Heve von Quelle bis Mdg	0,5	8,4	6,5	1,9	89,8	2,9
DENW_Möhne von uh Heve bis Mdg	4,5	13,6	12,8	0,8	17,2	0,9
DENW_Ruhr von uh Mühne bis oh Hönne	11,7	63,6	52,6	11,1	24,2	0,2
DENW_Hönne von Quelle bis Mdg	35,9	97,7	68,9	28,8	122,3	0,7
DENW_Ruhr von uh Hönne bis oh Lenne	38,1	117,0	84,2	32,8	42,6	0,5
DENW_Lenne von Quelle bis oh Hundem	8,4	45,4	17,5	27,9	136,1	0,5
DENW_Hundem von Quelle bis Mdg	7,0	29,7	15,0	14,7	92,6	0,3
DENW_Lenne von uh Hundem bis oh Bigge	10,3	50,8	45,9	5,0	74,5	0,3
DERP_Bigge von Quelle bis Mdg	0,0	0,5	0,0	0,5	1,4	0,0
DENW_Bigge von Quelle bis Mdg	28,5	151,0	93,5	57,5	177,2	9,9
DENW_Lenne von uh Bigge bis Mdg	66,8	137,6	92,5	45,1	314,9	3,5
DENW_Ruhr von uh Lenne bis oh Volme	3,6	2,2	2,0	0,2	2,3	1,3
DENW_Volme von Quelle bis oh Ennepe	33,6	81,3	42,6	38,7	116,6	0,6
DENW_Ennepe von Quelle bis Mdg	34,3	88,8	69,5	19,3	63,3	1,2
DENW_Volme von uh Ennepe bis Mdg	6,6	0,7	0,7	0,0	0,7	0,1
DENW_Ruhr von uh Volme bis oh Deilbach	122,1	143,8	118,3	25,5	45,0	3,6
DENW_Deilbach von Quelle bis Mdg	14,7	72,7	46,8	25,8	23,2	0,3
DENW_Ruhr von uh Deilbach bis Mdg	82,2	71,6	62,8	8,8	20,6	3,7
Gesamtsumme	595,7	1.715,0	1.205,0	510,0	2.107,5	46,1

Anhang 4: Zinkkonzentrationen im Basisabfluss des Ruhreinzugsgebietes

Name des Flussgebietes	gewichtete Zinkkonzentrationen im Basisabfluss [$\mu\text{g/L}$]	Basisabfluss [m^3/s]
DENW_Ruhr von Quelle bis oh Wenne	**	6,34
DENW_Wenne von Quelle bis Mdg	0,50	2,83
DENW_Ruhr von uh Wenne bis oh Röhr	2,00	1,68
DENW_Rühr von Quelle bis Mdg	2,80	2,68
DENW_Ruhr von uh Röhr bis oh Möhne	2,00	0,21
DENW_Möhne von Quelle bis oh Heve	0,50	4,13
DENW_Heve von Quelle bis Mdg	62,00	1,30
DENW_Möhne von uh Heve bis Mdg	0,50	0,47
DENW_Ruhr von uh Möhne bis oh Hönne	2,00	1,35
DENW_Hönne von Quelle bis Mdg	11,00	3,58
DENW_Ruhr von uh Hönne bis oh Lenne	2,37	2,84
DENW_Lenne von Quelle bis oh Hundem	1,10	2,45
DENW_Hundem von Quelle bis Mdg	26,99	1,68
DENW_Lenne von uh Hundem bis oh Bigge	1,10	1,78
DERP_Bigge von Quelle bis Mdg	8,90	0,02
DENW_Bigge von Quelle bis Mdg	21,42	4,72
DENW_Lenne von uh Bigge bis Mdg	17,91	7,16
DENW_Ruhr von uh Lenne bis oh Volme	2,00	0,12
DENW_Volme von Quelle bis oh Ennepe	0,50	3,22
DENW_Ennepe von Quelle bis Mdg	2,30	2,60
DENW_Volme von uh Ennepe bis Mdg	0,50	0,11
DENW_Ruhr von uh Volme bis oh Deilbach	2,00	4,44
DENW_Deilbach von Quelle bis Mdg	5,22	0,40
DENW_Ruhr von uh Deilbach bis Mdg	2,00	0,45

** Die Fracht wurde über Konzentration und Abfluss im Gewässer ermittelt. Als Summe ergeben sich in diesem Teileinzugsgebiet 11,6 t Zink.

Anhang 5: Parameter der diffusen urbanen Pfade des Ruhreinzugsgebietes

Name des Flussgebietes	Einwohner	an Trennsystem ange-schlossene Flächen [km²]	an Mischsystem ange-schlossene Flächen [km²]	nicht ange-schlossene Flächen [km²]	entlastetes Volumen im Mischsystem [m³]
DENW_Ruhr von Quelle bis oh Wen-ne	64.359	2,62	5,10	0,19	843,03
DENW_Wenne von Quelle bis Mdg	21.340	0,79	1,53	0,06	267,53
DENW_Ruhr von uh Wenne bis oh Röhr	39.576	1,69	3,29	0,12	524,78
DENW_Rühr von Quelle bis Mdg	36.033	1,58	3,08	0,12	483,28
DENW_Ruhr von uh Röhr bis oh Möhne	6.320	0,43	0,85	0,03	101,10
DENW_Möhne von Quelle bis oh Heve	41.790	2,08	4,05	0,27	610,31
DENW_Heve von Quelle bis Mdg	19.846	0,13	0,26	0,02	82,12
DENW_Möhne von uh Heve bis Mdg	8.619	0,42	0,82	0,05	118,74
DENW_Ruhr von uh Möhne bis oh Höhne	42.751	1,52	2,96	0,17	529,43
DENW_Höhne von Quelle bis Mdg	105.383	4,19	8,16	0,47	1.365,53
DENW_Ruhr von uh Höhne bis oh Lenne	174.257	5,55	10,82	0,48	2.180,42
DENW_Lenne von Quelle bis oh Hundem	20.912	0,91	1,78	0,07	276,76
DENW_Hundem von Quelle bis Mdg	12.489	0,64	1,25	0,07	174,35
DENW_Lenne von uh Hundem bis oh Bigge	29.994	1,20	2,34	0,13	384,35
DERP_Bigge von Quelle bis Mdg	65	0,00	0,00	0,00	0,19
DENW_Bigge von Quelle bis Mdg	87.423	3,39	6,61	0,38	1.099,43
DENW_Lenne von uh Bigge bis Mdg	262.796	8,99	17,51	0,98	3.236,64
DENW_Ruhr von uh Lenne bis oh Volme	13.005	0,47	0,91	0,04	173,11
DENW_Volme von Quelle bis oh En-nepe	133.359	4,53	8,83	0,52	1.634,80
DENW_Ennepe von Quelle bis Mdg	118.781	4,21	8,20	0,85	1.465,58
DENW_Volme von uh Ennepe bis Mdg	10.081	0,57	1,10	0,03	157,88
DENW_Ruhr von uh Volme bis oh Deilbach	538.186	17,20	33,53	2,33	6.510,84
DENW_Deilbach von Quelle bis Mdg	139.645	2,96	5,78	0,37	1.424,49
DENW_Ruhr von uh Deilbach bis Mdg	375.847	12,22	23,82	0,32	4.423,72
Gesamtsumme	2.302.855,3	78,3	152,6	8,1	28.068,4