TEXTE
45/2010

Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS

Nährstoffe, Schwermetalle und Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

Umwelt Bundesamt

| TEXTE | 45/2010

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Förderkennzeichen 204 24 218 und 205 24 204
UBA-FB 001410

Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS

Nährstoffe, Schwermetalle und Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

von

Dr. Stephan Fuchs, Dr. Ulrike Scherer, Ramona Wander
Institut für Wasser und Gewässerentwicklung (Karlsruher Institut für Technologie), Karlsruhe

Dr. Horst Behrendt, Dr. Markus Venohr, Dieter Opitz
Leibnitz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin e.V., Berlin

Dr. Thomas Hillenbrand, Dr. Frank Marscheider-Weidemann, Thomas Götz
Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung, Karlsruhe

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

UMWELTBUNDESAMT

Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter
http://www.uba.de/uba-info-medien/4017.html
verfügbar. Hier finden Sie auch eine englische Version.

Die in der Studie geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

ISSN 1862-4804

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 14 06
06813 Dessau-Roßlau
Tel.: 0340/2103-0
Telefax: 0340/2103 2285
E-Mail: info@umweltbundesamt.de
Internet: http://www.umweltbundesamt.de
http://fuer-mensch-und-umwelt.de/

Redaktion: Fachgebiet II 2.2 Stoffhaushalt Gewässer
Dr. Joachim Heidemeier, Antje Ullrich

Dessau-Roßlau, September 2010

Berichts-Kennblatt

1. Berichtsnummer UBA-FB 001410	2.	3.

4. Titel des Berichts

Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS – Nährstoffe, Schwermetalle und Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

Projekttitel: Modell-basierte Quantifizierung und Internet-basierte Visualisierung der Stoffeinträge in die Fließgewässer Deutschlands – Nährstoffe, Schwermetalle und weitere prioritäre Stoffe

5. Autor(en), Name(n), Vorname(n)

Dr. Fuchs, Stephan; Dr. Scherer, Ulrike; Wander, Ramona; Dr. Behrendt, Horst; Dr. Venohr, Markus; Opitz, Dieter; Dr. Hillenbrand, Thomas; Dr. Marscheider-Weidemann, Frank; Götz, Thomas

6. Durchführende Institution (Name, Anschrift)

Institut für Wasser und Gewässerentwicklung (Karlsruher Institut für Technologie), 76128 Karlsruhe
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin e.V., Müggelseedamm 310, 12587 Berlin
Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung (Karlsruhe), Breslauer Straße 48, 76139 Karlsruhe

7. Fördernde Institution (Name, Anschrift)

Umweltbundesamt, Postfach 14 06, 06813 Dessau-Roßlau

8. Abschlussdatum
31.07.2010

9. Veröffentlichungsdatum

September 2010

10. UFOPLAN-Nr.

20424218 / 20524204

11. Seitenzahl

221

12. Literaturangaben
153

13. Tabellen und Diagramme
62

14. Abbildungen
91

15. Zusätzliche Angaben

16. Kurzfassung

Ziel der beiden Vorhaben war die methodische Weiterentwicklung des Modellsystems MONERIS zur Quantifizierung von Stoffemission aus punktuellen und diffusen Quellen in die Oberflächengewässer Deutschlands. Beide Vorhaben basieren auf einheitlichen Teileinzugsgebieten und Grundlagendaten sowie homogenen, den jeweiligen Stoffspezifika angepassten Berechnungsalgorithmen.

Das Untersuchungsgebiet gliedert sich in 3456 Modellgebiete (in Deutschland: 2759) mit einer mittleren Größe von 190 km² (in Deutschland: 135 km²). Auf Basis der detaillierten Gebietsgliederung wurden alle Eingangsdaten in einer räumlich und zeitlich möglichst hoch aufgelösten Form erfasst und aufbereitet.

Die Modellierung wurde in Einzeljahresschritten für den Zeitraum 1983-2005 durchgeführt. Zur Auswertung der zeitlichen Trends wurden die Daten anschließend zu den Perioden 1983-1987 („1985“), 1993-1997 („1995“), 1998-2002 („2000“) und 2003-2005 („2005“) aggregiert um den Einfluss der Hydrologie abzumindern.

Die Grundlagendaten und Modellergebnisse für alle Teilgebiete, Jahre und Stoffgruppen aus beiden Vorhaben wurden in einer Datenbank zusammengeführt. Zusätzlich wurde eine webbasierte Benutzeroberfläche entwickelt, mit der die Stoffemissionen für eine beliebige Gebietsaggregierung visualisiert werden können.

Mit Abschluss der beiden F+E-Vorhaben „Nährstoffe“ und „Prioritäre Stoffe“ liegt erstmals ein homogenes Instrumentarium vor, das die Identifikation der wichtigsten Quellen und Belastungsschwerpunkte für unterschiedliche relevante Stoffgruppen in größeren Flussgebieten ermöglicht und die Basis für weitere Analysen zur Formulierung zielführender, belastungsmindernder Maßnahmen bildet.

17. Schlagwörter

Nährstoffe, Stickstoff, Phosphor, Schwermetalle, Cadmium, Chrom, Kupfer, Quecksilber, Nickel, Blei, Zink, prioritäre Stoffe, PAK, Emissionen, Einträge, atmosphärische Deposition, Oberflächenabfluss, Erosion, Drainagen, Grundwasser, Kanalisationssysteme, urbane Systeme, Kläranlagen, industrielle Einleiter, Bergbau, Retention, Flussfrachten, Flussgebiete, Eintragspfade, punktförmige Quellen, diffuse Quellen, Modellierung

18. Preis	19.	20.

Report Cover Sheet

1. Report No. UBA-FB 001410	2.	3.

4. Report Title

Calculation of Emissions into Rivers in Germany using the MONERIS Model – Nutrients, heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons

Project title: Model-based Quantification and Internet-based Visualisation of Emissions into Rivers in Germany – Nutrients, heavy metals and further prioritary substances

5. Autor(s), Family Name(s), First Name(s)

Dr. Fuchs, Stephan; Dr. Scherer, Ulrike; Wander, Ramona; Dr. Behrendt, Horst; Dr. Venohr, Markus; Opitz, Dieter; Dr. Hillenbrand, Thomas; Dr. Marscheider-Weidemann, Frank; Götz, Thomas

6. Performing Organisation (Name, Address)

Institute for Water and River Basin Management (Karlsruhe Institut of Technology), 76128 Karlsruhe
Leibniz Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Müggelseedamm 310, 12587 Berlin
Fraunhofer Institute for Systems and Innovation Research (Karlsruhe), Breslauer Straße 48, 76139 Karlsruhe

7. Sponsoring Agency (Name, Address)

Umweltbundesamt, Postfach 14 06, 06813 Dessau-Roßlau

8. Report Date
31.07.2010

9. Publication Date
September 2010

10. UFOPLAN-Ref. No.
20424218 / 20524204

11. No. of Pages
221

12. No. of References
153

13. No. of Tables, Diagrams
62

14. No. of Figures
91

15. Supplementary Notes

16. Abstract

The aim of both projects was a methodological development of the MONERIS model to quantify emissions from point and diffuse sources into Germany's surface waters. Both projects are based on consistent sub-basins and the according basic data as well as homogenous calculation algorithms that are adapted to the specifications of each substance group.

The research encompasses Germany's large river basins as well as their catchment areas outside Germany and in total covers an area of 650,000 km². This was divided into 3456 analytical units (2759 of those in Germany), the average catchment areas being 190 km² (135 km² in Germany). All input data was collected and preprocessed with the highest spatial and temporal resolution possible based on the detailed topology.

The modelling was performed in individual annual steps for the period between 1983-2005. For the evaluation of the temporal trends the data was aggregated for the periods 1983-1987 („1985“), 1993-1997 („1995“), 1998-2002 („2000“) and 2003-2005 („2005“) to soften the impact of hydrological influences.

The basic data and model results for all sub-basins, years and substance groups of both projects were merged into one database. Additionally, a web-based graphical user interface was developed to visualise the emissions for any area aggregation can be visualised.

The completion of both projects delivered for the first time ever homogenous instruments that can identify the most important sources and contamination hotspots for different relevant substance groups in larger river basins which can then serve as a basis for further analyses to achieve efficient measures to reduce pollution.

17. Keywords

nutrients, nitrogen, phosphorus, heavy metals, cadmium, chromium, copper, mercury, nickel, lead, zinc, prioritary substances, PAH, emissions, atmospheric deposition, surface runoff, erosion, tile drainage, groundwater, urban sewer systems, waste water treatment plant, industrial dischargers, historic mining, retention, river loads river basins, emission pathways, point sources, diffuse sources, modelling

18. Price	19.	20.

Dieser Bericht ist Herrn Dr. Horst Behrendt gewidmet.

Dr. Behrendt hat am Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) in Berlin die Grundlagen für die Flussgebietsmodellierung entwickelt und im Modellsystem MONERIS (MOdelling Nutrient Emissions in RIver Systems) realisiert. Er hat uns und viele andere Wissenschaftler zu dieser Arbeit motiviert und uns mit seiner großen Erfahrung maßgeblich unterstützt.

Wir betrauern den viel zu frühen Tod von Dr. Horst Behrendt, der im Dezember 2008 unerwartet verstarb.

ZUSAMMENFASSUNG 1

1 EINLEITUNG 3

1.1 Ausgangpunkt und Zielsetzung 3

1.2 Aufbau des Berichtes 4

2 METHODIK 6

2.1 Hierarchische Gliederung der Modellgebiete 7

2.2 Abflussbaum und Abflussgleichung 8

2.3 Abflusskalibrierung 10

2.4 Berechnung der Gewässeroberfläche 11

2.5 Quantifizierung der Emissionen 13
2.5.1 Punktförmige Eintragspfade 13
2.5.1.1 Kommunale Kläranlagen 13
2.5.1.2 Industrielle Direkteinträge 13
2.5.1.3 Historische Bergbauaktivitäten 13
2.5.2 Diffuse Eintragspfade 14
2.5.2.1 Atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche 14
2.5.2.2 Erosion 14
2.5.2.3 Oberflächenabfluss 17
2.5.2.4 Dränagen 18
2.5.2.5 Grundwasserzufluss 18
2.5.2.6 Urbane Systeme 19

3 ALLGEMEINE EINGANGSDATEN 22

3.1 Modellgebiete 22

3.2 Abfluss- und Gütedaten 22

3.3 Räumliche Eingangsdaten 24
3.3.1 Landnutzung 24
3.3.2 Digitale Höhenmodelle 26
3.3.3 Niederschlagsdaten 26
3.3.4 Bodenkarten 26
3.3.5 Geologische Karten 26
3.3.6 Anteil der dränierten Ackerfläche 26
3.3.7 Bevölkerung 28
3.3.8 Anschlussgrad der Bevölkerung 28
3.3.9 Kanalsysteme 31
3.3.9.1 Verbreitung von Misch- und Trennsystem 31
3.3.9.2 Ausbaugrad der Mischwasserbehandlung 32

3.4 Punktförmige Eingangsdaten (kommunale Kläranlagen) 34

4 STOFFSPEZIFISCHE EINGANGSDATEN 37

4.1 Nährstoffe 37
4.1.1 Punktförmige Eintragspfade 37
4.1.1.1 Kommunale Kläranlagen 37
4.1.1.2 Industrielle Direkteinträge 39
4.1.2 Diffuse Eintragspfade 41
4.1.2.1 Atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche 41
4.1.2.2 Nährstoffüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche 41
4.1.2.3 Erosion 43
4.1.2.4 Oberflächenabfluss 43
4.1.2.5 Dränagen 43
4.1.2.6 Grundwasserzufluss 44
4.1.2.7 Urbane Systeme 47

4.2 Schwermetalle 47
4.2.1 Punktförmige Eintragspfade 47
4.2.1.1 Kommunale Kläranlagen 47
4.2.1.2 Industrielle Direkteinträge 50
4.2.1.3 Altbergbau 51
4.2.2 Diffuse Eintragspfade 53
4.2.2.1 Atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche 53
4.2.2.2 Erosion 55
4.2.2.3 Oberflächenabfluss 58
4.2.2.4 Dränagen 60
4.2.2.5 Grundwasserzufluss 60
4.2.2.6 Urbane Systeme 61

4.3 Polyzyklische aromatische Kohlewasserstoffe (PAK) 65
4.3.1 Punktförmige Eintragspfade 66
4.3.1.1 Kommunale Kläranlagen 66
4.3.1.2 Industrielle Direkteinträge 68
4.3.2 Diffuse Eintragspfade 69
4.3.2.1 PAK-Emissionen in die Luft 69
4.3.2.2 Atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche 75
4.3.2.3 Erosion 78
4.3.2.4 Oberflächenabfluss 80
4.3.2.5 Grundwasserzufluss 80
4.3.2.6 Dränagen 84
4.3.2.7 Urbane Systeme 84
4.3.2.8 Sonstige (Binnenschifffahrt / Einträge durch Produkte) 89

5 ERGEBNISSE 93

5.1 Kalibrierung und Validierung der Gebietsabflüsse 93

5.2 Nährstoffe 99
5.2.1 Einträge in die Oberflächengewässer 99
5.2.2 Vergleich der modellierten Stickstoffeinträge unter Berücksichtigung der atmosphärischen Deposition nach EMEP und nach GAUGER 110
5.2.3 Vergleich der modellierten und beobachteten Gewässerfrachten 116

5.2.4 Kumulative Retention in den Flusssystemen 123

5.3 Schwermetalle 126
5.3.1 Gesamtbetrachtung der Schwermetallemissionen aus Deutschland von 1985-2005..... 129
5.3.2 Regionale Bedeutung der Eintragspfade 132
5.3.3 Vergleich der modellierten und beobachteten Gewässerfrachten 147

5.4 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) 158
5.4.1 Eintragspfade..... 158
5.4.1.1 Überprüfung der Kläranlagenfrachten 159
5.4.2 Vergleich der modellierten und beobachteten Gewässerfrachten 161
5.4.3 Bedeutung von PAK im Gewässerschutz..... 162
5.4.4 Lösungsansätze..... 163

LITERATUR 167

ANHANG..... 178

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Karte der Flussgebietseinheiten und Koordinierungsräume im Untersuchungsgebiet..... 5
Abbildung 2: Berücksichtigte Stoffquellen und Eintragspfade 6
Abbildung 3: Hierarchische Gliederung der Modelleinheiten..... 8
Abbildung 4: GIS basierte Generierung des Abflussbaums 9
Abbildung 5: Aufspaltung (Splitting) eines Flusslaufs..... 9
Abbildung 6: Abflussbaumdefinition bei Grenzflüssen..... 10
Abbildung 7: Berechnung der Gewässeroberfläche (WSA) von Haupt- (MR) und Nebenläufen (TRIB) nach VENOHR ET AL. (2005) 12
Abbildung 8: Eingangsdaten zur Quantifizierung der Stoffemissionen durch Erosion 14
Abbildung 9: Eingangsdaten zur Quantifizierung der Stoffemissionen durch Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen..... 17
Abbildung 10: Eingangsdaten zur Quantifizierung der Stoffemissionen aus Dränagen..... 18
Abbildung 11: Eintragspfade aus urbanen Systemen (ohne Kläranlage)..... 19
Abbildung 12: Eingangsdaten zur Quantifizierung der Stoffemissionen aus urbanen Systemen 21
Abbildung 13: Karte der Flussgebietseinheiten und die Einteilung in Modellgebiete 23
Abbildung 14: Karte der Landnutzung (CORINE Land Cover 2000, EEA 2005)..... 25
Abbildung 15: Anteil der dränierten Ackerflächen..... 27
Abbildung 16: Bevölkerungsdichte im Jahr 2001 (European Environment Agency) 29
Abbildung 17: Anschlussgrad an die öffentlichen Kanalsysteme und Kläranlagen in Deutschland..... 30
Abbildung 18: Anteil Mischsystem und Ausbaugrad der Mischwasserbehandlung in Deutschland..... 33
Abbildung 19: Einleitstellen der kommunalen Kläranlagen ≥ 2.000 EW in Deutschland im Jahr 2005. 35
Abbildung 20: N und P Frachten aus Kläranlagen < 2.000 EW in die Oberflächengewässer..... 38
Abbildung 21: Zeitliche Entwicklung der Nährstoffemissionen aus kommunalen Kläranlagen in Deutschland von 1985 bis 2005 39
Abbildung 22: Stickstoff-Flächenbilanz-Überschuss der landwirtschafltichen Nutzfläche (LF) im Jahr 2003 für Kreise und kreisfreie Städte (BACH & SKITSCHAK, 2007) 42
Abbildung 23: Ermittlung der Stickstoffkonzentration im Grundwasser..... 44
Abbildung 24: Verweilzeit im oberen Grundwasseraquifer (KUNKEL ET AL., 2007)..... 45
Abbildung 25: Spektrum der angegebenen Bestimmungsgrenzen (BG) am Beispiel Blei..... 48
Abbildung 26: Erfasste Einleitstellen und Einträge von Altbergbaustandorten am Beispiel von Cadmium (Cd)..... 53
Abbildung 27: Depositionsrate für Cadmium, Quecksilber und Blei im Jahr 2004 (EMEP, 2007a) 54
Abbildung 28: Korrelation des Anreicherungsfaktors EnR für Chrom (Cr) zum spezifischen Sedimenteintrag (SED) für 16 mittelgroße Flussgebiete in Deutschland (FUCHS ET AL., 2002) 57
Abbildung 29: Mittlere Konzentrationen im Niederschlagsabfluss für Cadmium (Cd), Blei (Pb), Chrom (Cr) und Nickel (Ni) von 1980 bis 2005..... 62
Abbildung 30: Mittlere Konzentrationen im Niederschlagsabfluss für Kupfer (Cu) und Zink (Zn) von 1980 bis 2005 63
Abbildung 31: Anteile der Σ PAK (PAK_4) Emissionsquellen an der Gesamtemission, Bezugsjahr 2005 (PRTR, 2007) 70
Abbildung 32: Anteile der Benzo(a)pyren (B(a)P) Emissionsquellen an der Gesamtemission, Bezugsjahr 2005 (PRTR, 2007)..... 71
Abbildung 33: Relative Anteile PM_{10}-Fraktion Emissionsquellen an der Gesamtemission (PRTR, 2007) 73
Abbildung 34: Relative Anteile $PM_{2.5}$-Fraktion Emissionsquellen an der Gesamtemission (PRTR, 2007) 74
Abbildung 35: Entwicklung der Feinstaubemission aus Anlagen der 1. BImSchV (BMU, 2007) 75
Abbildung 36: Mittlere PAK-Depositionsraten in den Bundesländern in g/(ha a), Götz (2008)..... 78
Abbildung 37: PAK-Belastungen in verschiedenen urbanen Wasserströmen (verändert nach WELKER, 2004) 85
Abbildung 38: PAK-Konzentrationen in Strahlschutten von verschiedenen Beschichtungen auf Teerbasis 90
Abbildung 39: Vergleich der Zusammensetzung von Strahlschutt von Steinkohlenteerpechfarben und Steinkohlenteerpech 91
Abbildung 40: Lage der Abflussmessstellen für die Kalibrierung und Validierung 94

Abbildung 41: Vergleich von beobachteten und modellierten mittleren Abflüssen in den Jahren 1983 bis 2005 (long term) der für die Kalibrierung und Validierung berücksichtigten Stationen 97
Abbildung 42: Räumliche Verteilung der mittleren Gebietsabflüsse zwischen 1983 und 2005..... 98
Abbildung 43: Änderung der Abflüsse, Gesamtstickstoff- (TN) Einträge und Gesamtphosphor- (TP) Einträge im Untersuchungszeitraum..... 100
Abbildung 44: Änderung der Gesamtstickstoffeinträge (TN) in Deutschland und den ausländischen Teilen der Flusssysteme in den Jahren 1983-2005..... 101
Abbildung 45: Änderung der Gesamtphosphoreinträge (TP) in Deutschland und den ausländischen Teilen der Flusssysteme in den Jahren 1983-2005..... 101
Abbildung 46: Spezifische Gesamt-Stickstoffeinträge im Zeitraum von 1983-1987..... 104
Abbildung 47: Spezifische Gesamt-Phosphoreinträge im Zeitraum von 1983-1987..... 105
Abbildung 48: Spezifische Gesamt-Stickstoffeinträge im Zeitraum von 2003-2005..... 106
Abbildung 49: Spezifische Gesamt-Phosphoreinträge im Zeitraum von 2003-2005..... 107
Abbildung 50: Anteil der Quellen an den Gesamteinträgen in den deutschen Einzugsgebieten der Flusssysteme in den Perioden 1983 -1987 und 1993-1997..... 108
Abbildung 51: Anteil der Quellen an den Gesamteinträgen in den deutschen Einzugsgebieten der Flusssysteme in den Perioden 1998-2002 und 2003-2005..... 109
Abbildung 52: Vergleich der Gesamtdeposition nach GAUGER ET AL. (2007) mit der nach EMEP für das Jahr 1999..... 112
Abbildung 53: Vergleich der Gesamtdeposition nach EMEP mit der Deposition auf landwirtschaftlichen Nutzflächen nach GAUGER ET AL. (2007) für das Jahr 1999..... 113
Abbildung 54: Vergleich der von BACH & SKITSCHAK (2007) für das Jahr 1999 ermittelten N-Überschüsse unter Berücksichtigung der Deposition nach EMEP und nach GAUGER ET AL. (2007)..... 114
Abbildung 55: Vergleich der mit MONERIS für das Jahr 1999 berechneten Stickstoffeinträge unter Berücksichtigung der N-Überschüsse und der Deposition basierend auf Daten von EMEP und GAUGER ET AL. (2007)..... 115
Abbildung 56: Zur Validierung der modellierten Nährstoff-Gewässerfrachten verwendete Gütemessstellen..... 118
Abbildung 57: Vergleich beobachteter und modellierter Gewässerfrachten (TN, DIN, TP) im Bilanzierungszeitraum 1983-1987..... 119
Abbildung 58: Vergleich beobachteter und modellierter Gewässerfrachten (TN, DIN, TP) im Bilanzierungszeitraum 1993-1997..... 120
Abbildung 59: Vergleich beobachteter und modellierter Gewässerfrachten (TN, DIN, TP) im Bilanzierungszeitraum 1998-2002..... 121
Abbildung 60: Vergleich beobachteter und modellierter Gewässerfrachten (TN, DIN, TP) im Bilanzierungszeitraum 2003-2005..... 122
Abbildung 61: Mittlere (long term) kumulative TN-Retention vom Modellgebietsauslass bis zur Mündung ins Meer..... 124
Abbildung 62: Mittlere (long term) kumulative TP-Retention vom Modellgebietsauslass bis zur Mündung ins Meer..... 125
Abbildung 63: Relative Bedeutung der Eintragspfade an den Schwermetallemissionen in die Oberflächengewässer Deutschlands in den Bilanzzeiträumen 1983-1987 und 1993-1997 127
Abbildung 64: Relative Bedeutung der Eintragspfade an den Schwermetallemissionen in die Oberflächengewässer Deutschlands in den Bilanzzeiträumen 1998-2002 und 2003-2005 128
Abbildung 65: Vergleich der berechneten Emissionen aus Regenwasserkanälen für Kupfer, Blei und Zink mit der quellenspezifischen Emissionsbetrachtung nach HILLENBRAND ET AL. (2005) 130
Abbildung 66: Reduktion der punktförmigen und diffusen Schwermetallemissionen in die Oberflächengewässer Deutschlands für 1985, 1995, 2000 und 2005. 132
Abbildung 67: Flächenspezifische Cd-Emissionen in die Oberflächengewässer der Teilgebiete im Zeitraum 2003-2005..... 133
Abbildung 68: Relative Bedeutung der Eintragspfade an den Cadmiumemissionen in die Flussgebietseinheiten Deutschlands im Bilanzzeitraum 2003-2005..... 134
Abbildung 69: Flächenspezifische Cr-Emissionen in die Oberflächengewässer der Teilgebiete im Zeitraum 2003-2005..... 135

Abbildung 70: Relative Bedeutung der Eintragspfade an den Chromemissionen in die Flussgebietseinheiten Deutschlands im Bilanzzeitraum 2003-2005 136
Abbildung 71: Flächenspezifische Cu-Emissionen in die Oberflächengewässer der Teilgebiete im Zeitraum 2003-2005..... 137
Abbildung 72: Relative Bedeutung der Eintragspfade an den Kupferemissionen in die Flussgebietseinheiten Deutschlands im Bilanzzeitraum 2003-2005 138
Abbildung 73: Flächenspezifische Hg-Emissionen in die Oberflächengewässer der Teilgebiete im Zeitraum 2003-2005..... 139
Abbildung 74: Relative Bedeutung der Eintragspfade an den Quecksilberemissionen in die Flussgebietseinheiten Deutschlands im Bilanzzeitraum 2003-2005 140
Abbildung 75: Flächenspezifische Ni-Emissionen in die Oberflächengewässer der Teilgebiete im Zeitraum 2003-2005..... 141
Abbildung 76: Relative Bedeutung der Eintragspfade an den Nickelemissionen in die Flussgebietseinheiten Deutschlands im Bilanzzeitraum 2003-2005 142
Abbildung 77: Flächenspezifische Pb-Emissionen in die Oberflächengewässer der Teilgebiete im Zeitraum 2003-2005..... 143
Abbildung 78: Relative Bedeutung der Eintragspfade an den Bleiemissionen in die Flussgebietseinheiten Deutschlands im Bilanzzeitraum 2003-2005 144
Abbildung 79: Flächenspezifische Zn-Emissionen in die Oberflächengewässer der Teilgebiete im Zeitraum 2003-2005..... 145
Abbildung 80: Relative Bedeutung der Eintragspfade an den Zinkemissionen in die Flussgebietseinheiten Deutschlands im Bilanzzeitraum 2003-2005 146
Abbildung 81: Vergleich der Einträge und beobachteten Gewässerfrachten im Bilanzzeitraum 1998-2002 und 2003-2005 für Cadmium 151
Abbildung 82: Vergleich modellierter und beobachteter Gewässerfrachten im Bilanzzeitraum 1998-2002 und 2003-2005 für Chrom..... 152
Abbildung 83: Vergleich modellierter und beobachteter Gewässerfrachten im Bilanzzeitraum 1998-2002 und 2003-2005 für Kupfer..... 153
Abbildung 84: Vergleich der Einträge und beobachteten Gewässerfrachten im Bilanzzeitraum 1998-2002 und 2003-2005 für Quecksilber 154
Abbildung 85: Vergleich modellierter und beobachteter Gewässerfrachten im Bilanzzeitraum 1998-2002 und 2003-2005 für Nickel..... 155
Abbildung 86: Vergleich modellierter und beobachteter Gewässerfrachten im Bilanzzeitraum 1998-2002 und 2003-2005 für Blei..... 156
Abbildung 87: Vergleich modellierter und beobachteter Gewässerfrachten im Bilanzzeitraum 1998-2002 und 2003-2005 für Zink..... 157
Abbildung 88: Prozentuale Aufteilung der Σ PAK_{16}-Gewässereinträge in Deutschland und den einzelnen Flussgebieten auf die unterschiedlichen Eintragspfade in der Periode 2003-2005 158
Abbildung 89: Vergleich beobachteter und modellierter Gewässerfrachten (Σ EPA-PAK_{16}) im Bilanzzeitraum 2003 – 2005 162
Abbildung 90: Prognose der Entwicklung der Staubemissionen - Novelle der 1. BImSchV (BMU, 2007) 164
Abbildung 91: Einfluss PAK_{16} Emissionen des Hausbrandes auf Gewässereinträge 2025 166

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Skalierungsfaktoren für Karten unterschiedlicher Maßstäbe, unterteilt in Haupt-(MR) und Nebenlauf (TRIB) ... 12
Tabelle 2: Verwendete landnutzungsspezifische mittlere C-Faktoren ... 16
Tabelle 3: Anzahl, Ausbaugröße und behandelter Jahresabwassermenge der kommunalen Kläranlagen unterschiedlicher Größenklassen in Deutschland ... 36
Tabelle 4: Nährstoffemissionen von industriellen Direkteinleitern in die Oberflächengewässer Deutschlands ... 40
Tabelle 5: Gesamtphosphor- (TP)- und Gesamtstickstoffkonzentrationen (TN) im Oberflächenabfluss für verschiedene Landnutzungskategorien und Schnee (BEHRENDT ET AL., 1999) ... 43
Tabelle 6: TP-Konzentrationen im Dränwasser für verschiedene Böden (BEHRENDT ET AL., 1999) 44
Tabelle 7: Konzentrationen von löslichem reaktivem Phosphor (SRP) im Grundwasser für verschiedene Landnutzungen und Böden ... 46
Tabelle 8: Maximal zulässige Bestimmungsgrenzen für Schwermetalle im Kläranlagenablauf (BÖHM ET AL., 2001) ... 48
Tabelle 9: Mittlere Schwermetallkonzentrationen im Kläranlagenablauf für Deutschland ... 49
Tabelle 10: Schwermetallemissionen in kg/a aus kommunalen Kläranlagen in Deutschland ... 50
Tabelle 11: Schwermetallemissionen von industriellen Direkteinleitern in kg/a in die Flussgebiete Deutschlands im Jahr 2004 ... 50
Tabelle 12: Schwermetallemissionen in kg/a von industriellen Direkteinleitern in Deutschland ... 51
Tabelle 13: Erfasste Schwermetallemissionen in kg/a aus dem Altbergbau ... 52
Tabelle 14: Mittlere Depositionsrate für Schwermetalle in Deutschland ... 55
Tabelle 15: Mittlere Schwermetallgehalte in Ackeroberböden für das Referenzjahr 1995 (ermittelt nach LABO, 2003) ... 56
Tabelle 16: Mittlere jährliche Schwermetallakkumulation im Ackeroberboden für die Zeiträume 1983-1995 und 1995-2005 in µg/(kg·a) ... 56
Tabelle 17: Mittlerer geogener Schwermetallgehalt in Deutschland in mg/kg ... 58
Tabelle 18: Mittlere Schwermetallkonzentrationen im Niederschlag in Deutschland ... 59
Tabelle 19: Schwermetallfrachten in Mineraldüngern, Wirtschaftdüngern und Klärschlämmen auf die landwirtschaftlichen Nutzflächen Deutschlands ... 60
Tabelle 20: Mittlere Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser (BIELERT ET AL., 1999) ... 60
Tabelle 21: Mittlere Schwermetallkonzentrationen im Quellwasser (BIRKE ET AL., Stand 2007) ... 61
Tabelle 22: Schmutzstoffpotenziale für Schwermetalle auf versiegelten Flächen ... 64
Tabelle 23: Einwohnerspezifische Schwermetallabgabe ... 65
Tabelle 24: Gelöste Anteile der einwohnerspezifischen Schwermetallabgabe ... 65
Tabelle 25: Schwermetallkonzentrationen in gewerblichem Abwasser ... 65
Tabelle 26: Mittlere Stoffkonzentrationen in Kläranlagenabläufen Σ EPA-PAK_{16} ... 66
Tabelle 27: Σ EPA-PAK_{16}-Gehalte in Klärschlämmen ... 67
Tabelle 28: Einträge Borneff-PAK_6 über industrielle Direkteinleiter in die Gewässer ... 68
Tabelle 29: Einträge Borneff-PAK_6 über industrielle Indirekteinleiter in die Gewässer ... 69
Tabelle 30: Diffuse Emissionen Σ PAK (PAK_4) in t/a (PRTR, 2007) ... 70
Tabelle 31: Diffuse Benzo(a)pyren B(a)P-Emissionen in t/a (PRTR, 2007) ... 71
Tabelle 32: Benzo(a)pyren B(a)P und Σ PAK_4 [t] aus der UN ECE Berichterstattung 2008 (Stand 06/2008), Berichtsjahr 2006 ... 72
Tabelle 33: PM_{10} Emissionen in 1.000 t/a (PRTR, 2007) ... 73
Tabelle 34: $PM_{2.5}$ Emissionenin 1.000 t/a (PRTR, 2007) ... 74
Tabelle 35: Σ EPA-PAK_{16} Depositionsraten der Bundesländer (Bundesländer, Messnetzabfrage 2007; GÖTZ, 2008) ... 76
Tabelle 36: Mittlere Σ EPA-PAK_{16}-Depositionsraten für angrenzende Länder ... 77
Tabelle 37: Σ EPA-PAK_{16}-Hintergrundwerte im Oberboden von Ackerböden in Deutschland (LABO, 2003) ... 79
Tabelle 38: Σ EPA-PAK_{16}-Hintergrundwerte im Oberboden von Ackerböden für angrenzende Länder ... 79
Tabelle 39: Σ EPA-PAK_{16}-Konzentrationen im Niederschlagswasser ... 80
Tabelle 40: PAK-Hintergrundkonzentrationen (pg/L) im Grundwasser (SCHRAMM, 2008) ... 83
Tabelle 41: Σ EPA-PAK_{16}-Konzentrationen im Straßenabfluss ... 86
Tabelle 42: Benzo(a)pyren (B(a)P)-Emissionen aus Brems- und Reifenabrieb ... 87

Tabelle 43: Benzo(a)pyren (B(a)P) / Σ EPA-PAK_{16} Emissionen aus Abriebprodukten auf Verkehrsflächen ... 88
Tabelle 44: Prognose Benzo(a)pyren (B(a)P) / Σ EPA-PAK_{16} Emissionen 2012 (Reifenabrieb PAK-95 %) ... 89
Tabelle 45: Mittlere Überleitung des Abflusses aus den Hauptläufen in die Kanäle in Prozent des oberhalb ermittelten Abflusses ... 93
Tabelle 46: Übersicht über mittlere Abweichung, Bestimmtheitsmaß (r^2), Modelleffizienz (EF-Wert) zwischen beobachtetem und modelliertem Abfluss der für die Kalibrierung und Validierung berücksichtigten Stationen (Anzahl) in den Einzeljahren zwischen 1983 und 2005 und im langjährigen Mittel (long term) ... 96
Tabelle 47: Stickstoffeinträge in die deutschen Anteile der Flusssysteme für die Bilanzzeiträume 83-87, 93-97, 98-02 und 03-05 und deren Änderung ... 102
Tabelle 48: Phosphoreinträge in die deutschen Anteile der Flusssysteme für die Bilanzzeiträume 83-87, 93-97, 98-02 und 03-05 und deren prozentuale Änderung ... 102
Tabelle 49: Stickstoffeinträge in die deutschen Anteile der Flusssysteme für das langjährige Mittel (LT), langjährige Maximum (WY) und langjährige Minimum (DY) und deren prozentuale Änderungen gegenüber dem langjährigen Mittel (LT) ... 103
Tabelle 50: Phosphoreinträge in die deutschen Anteile der Flusssysteme für das langjährige Mittel (LT), langjährige Maximum (WY) und langjährige Minimum (DY) und deren prozentuale Änderungen gegenüber dem langjährigen Mittel (LT) ... 103
Tabelle 51: Änderung der TN-Einträge in den Flusssystemen unter Berücksichtigung der Depositionsdaten nach GAUGER ET AL. (2007) für das Jahr 1999 ... 111
Tabelle 52: Vergleich der beobachteten und modellierten TN-, DIN- und TP-Gewässerfrachten für die verschiedenen Untersuchungsperioden ... 116
Tabelle 53: Gesamte Schwermetallemission und Reduktion sowie punktförmige und diffuse Anteile in die Oberflächengewässer von Deutschland für 1983-1987, 1993-1997, 1998-2002 und 2003-2005 ... 126
Tabelle 54: Punktförmige und diffuse Cadmiumemissionen aus Deutschland in die Flussgebietseinheiten und Meere 1983-1987, 1993-1997, 1998-2002 und 2003-2005 ... 134
Tabelle 55: Punktförmige und diffuse Chromemissionen aus Deutschland in die Flussgebietseinheiten und Meere 1983-1987, 1993-1997, 1998-2002 und 2003-2005 ... 136
Tabelle 56: Punktförmige und diffuse Kupferemissionen aus Deutschland in die Flussgebietseinheiten und Meere 1983-1987, 1993-1997, 1998-2002 und 2003-2005 ... 138
Tabelle 57: Punktförmige und diffuse Quecksilberemissionen aus Deutschland in die Flussgebietseinheiten und Meere 1983-1987, 1993-1997, 1998-2002 und 2003-2005 ... 140
Tabelle 58: Punktförmige und diffuse Nickelemissionen aus Deutschland in die Flussgebietseinheiten und Meere 1983-1987, 1993-1997, 1998-2002 und 2003-2005 ... 142
Tabelle 59: Punktförmige und diffuse Bleiemissionen aus Deutschland in die Flussgebietseinheiten und Meere 1983-1987, 1993-1997, 1998-2002 und 2003-2005 ... 144
Tabelle 60: Punktförmige und diffuse Zinkemissionen aus Deutschland in die Flussgebietseinheiten und Meere 1983-1987, 1993-1997, 1998-2002 und 2003-2005 ... 146
Tabelle 61: Berechnete jährliche Σ EPA-PAK_{16}-Einträge in Gewässer nach Eintragspfaden ... 159
Tabelle 62: Szenarien: Entwicklung Σ EPA-PAK_{16}-Gewässereinträge für das Jahr 2025 ... 165

Abkürzungsverzeichnis

Bei Doppelbelegung der Symbole geht die Bedeutung klar aus dem Zusammenhang hervor.

ABAG	Allgemeine Bodenabtragsgleichung
AD	Atmosphärische Deposition
AU	Analytical Unit (Modellgebiet)
BA	mittlerer, langjähriger Bodenabtrag
BAW	Bundesanstalt für Wasserbau
BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde
BG	Bestimmungsgrenze
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
BIAS	systematische Abweichung
BImSchV	Bundes-Immisions-Schutzverordnung
BKG	Bundesamt für Kartographie und Geodäsie
BMU	Bundesministerium für Umwelt
BÜK	Bodenübersichtskarte
CCC	Chemical Coordinating Centre
Cd	Cadmium
CLC	Corine Land Cover
CO_2	Kohlendioxid
CORINE	Coordinated Information on the European Environment
Cr	Chrom
Cu	Kupfer
DD	Direkte Depositionsmessung
DDR	Deutsche Demokratische Republik
DIN	dissolved inorganic nitrogen (gelöster, anorganischer Stickstoff)
DIN	Deutsche Industrienorm
DON	dissolved organic nitrogen (gelöster, organischer Stickstoff)
DR	Drainagen
DY	dry year (trockenes Jahr)
E	Einwohner
E	Emission
EEA	European Environment Agency
EF	Modelleffizienz nach Nash-Suthcliffe
EMEP	Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe
EnR	Enrichment Ratio (Anreicherungsfaktor)
EPA	Environmental Protection Agency, USA
EPER	European Pollutant Emission Register
EP-TE	Epoxid-Teerersatzstoffe
ER	Erosion

EU	Europäische Union
EUROSTAT	Statistical Office of the European Communities
EW	Einwohnerwerte
EWA	European Water Agency
F+E	Forschung und Entwicklung
FNE	Flow Net Equation, Abflussgleichung
GIS	Geoinformationssystem
GK	Geologische Karte
GLOWA	Globaler Wandel des Wasserkreislaufs
GPCC	Global Precipitation Climatology Centre
GTOPO30	digitales Geländemodell des US-amerikanischen geologischen Dienstes
GW	Grundwasser
HELCOM	Helsinki-Kommission (Übereinkommen zum Schutz der Ostsee)
Hg	Quecksilber
ID	Kennziffer
IGB	Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin
IKSE	Internationale Kommission zum Schutz der Elbe
IKSO	Internationale Kommission zum Schutz der Oder
IKSR	Internationale Kommission zum Schutz des Rheins
IKZM	Integriertes Küstenzonenmanagement
INK	Internationale Nordseeschutzkonferenz
ISI	Institut für System- und Innovationsforschung, Karlsruhe
IWG	Institut für Wassergüte und Gewässerentwicklung, Karlsruhe
k	Korrekturfaktor
KA	Kläranlage
LABO	Länderarbeitsgemeinschaft Boden
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LfU	Landesamt für Umwelt, Baden-Württemberg
LT	long term (mittlere Langzeitbedingungen)
LUWG	Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht, Rheinland Pfalz
Mio	Million
MONERIS	Modeling Nutrient Emissions into River Systems
MR	Main River, Hauptfluss
MSC-East	Meteorological Synthesizing Center East, Moskau
N	Stickstoff
N	mittlere Gebietsniederschläge
NASA	National Aeronautics and Space Administration
NE	Not Estimated
Ni	Nickel
NO_x	Stickoxide

OA	Oberflächenabfluss
OSPAR	Oslo-Paris-Kommission (Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt der Nordsee und des Nordostatlantiks)
P	Phosphor
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei
PM2,5	particulate matter < 2,5µm (Feinstaub)
PM10	particulate matter < 10 µm (Feinstaub)
PRTR	Pollutant Release and Transfer Register
Q	Abflussbilanz
R^2	Bestimmtheitsmaß
RB	River Basin (Einzugsgebiet/Flusssystem)
RBD	River Basin District (Flussgebietseinheit)
RIVM	National Institute of Public Health and the Environment
RMSE	Wurzel aus dem mittleren quadratischen Fehler
RÜB	Regenüberlaufbecken
SB	Sub Basin (Untereinheit)
SDR	Sediment Delivery Ratio (Sedimenteintragsverhältnis)
SED	Sedimenteintrag
SO_2	Schwefeldioxid
SRP	löslicher reaktiver Phosphor
SRTM	Shuttle Radar Topography Mission
STKP	Steinkohlenteerpech
SU	Sub-unit (Teileinzugsgebiet)
SWAT	Soil and Water Assessment Tool
TE	Teerepoxide
TN	Gesamtstickstoff
TP	Gesamtphosphor
TRIB	Tributary (Nebenlauf)
TVO	Trinkwasserverordnung
UBA	Umweltbundesamt
UN-ECE-CLRTAP	Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverschmutzung
US	Urbane Systeme
V	mittlere Gebietsverdunstung
VG	Verwaltungsgrenzen
WA	Working Area (Koordinierungsraum/Bearbeitungsgebiet)
WFD	Water Framework Directive (Wasserrahmenrichtlinie)
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
WSA	Water Surface Area (Gewässeroberfläche)
WY	wet year (feuchtes Jahr)

Zn	Zink

Zusammenfassung

In dem vorliegenden Bericht werden die Ergebnisse zweier paralleler Forschungsvorhaben des Umweltbundesamtes dargestellt:

- FKZ 204 24 218: Modell-basierte Quantifizierung und Internet-basierte Visualisierung der Stoffeinträge in die Fließgewässer Deutschlands („Prioritäre Stoffe“)
- FKZ 205 24 204: Entwicklung eines szenariofähigen Managementtools für die Stoffeinträge in Oberflächengewässer im Rahmen der internationalen Berichtspflichten („Nährstoffe“)

Ziel der beiden Vorhaben war die methodische Weiterentwicklung des Modellsystems MONERIS zur Quantifizierung von Stoffemission aus punktuellen und diffusen Quellen in die Oberflächengewässer Deutschlands. Berücksichtigt wurden die Nährstoffe Stickstoff (TN) und Phosphor (TP), die Schwermetalle Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Quecksilber (Hg), Nickel (Ni), Blei (Pb) und Zink (Zn) sowie polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK). Beide Vorhaben basieren auf einheitlichen Teileinzugsgebieten und Grundlagendaten sowie homogenen, den jeweiligen Stoffspezifika angepassten Berechnungsalgorithmen.

Das Untersuchungsgebiet umfasst die großen Flussgebiete Deutschlands sowie deren ausländische Einzugsgebietsanteile und deckt insgesamt eine Fläche von 650.000 km² ab. Es wurde in 3.456 Modellgebiete (in Deutschland: 2.759) gegliedert, die eine mittlere Einzugsgebietsgröße von 190 km² (in Deutschland: 135 km²) aufweisen. Die Modellierung wurde in Einzeljahresschritten für den Zeitraum 1983-2005 durchgeführt. Zur Auswertung der zeitlichen Trends wurden die Daten anschließend zu den Perioden 1983-1987 („1985“), 1993-1997 („1995“), 1998-2002 („2000“) und 2003-2005 („2005“) aggregiert um den Einfluss der Hydrologie abzumindern.

Auf Basis der detaillierten Gebietsgliederung wurden alle Eingangsdaten in einer räumlich und zeitlich möglichst hoch aufgelösten Form erfasst und aufbereitet. Dies betrifft insbesondere die Punktquellen kommunale Kläranlagen, Bergbaualtlasten und industrielle Direkteinleiter, die Nutzung statistischer Mikrodaten zur Abwasserableitung und -behandlung, die Bevölkerungsdichte, die Aufenthaltszeiten des Grundwassers, die Berechnung des Bodenabtrags auf Basis eines detaillierten Höhenmodells nach einer einheitlichen Vorgehensweise für das Gesamtgebiet sowie Abfluss- und Gütedaten für die Abflusskalibrierung und Plausibilisierung der berechneten Stoffeinträge.

Die Grundlagendaten und Modellergebnisse für alle Teilgebiete, Jahre und Stoffgruppen aus beiden Vorhaben wurden in einer Datenbank zusammengeführt. Zusätzlich wurde eine webbasierte Benutzeroberfläche entwickelt, mit der die Stoffemissionen für eine beliebige Gebietsaggregierung visualisiert werden können.

Mit Abschluss der beiden F+E-Vorhaben „Nährstoffe“ und „Prioritäre Stoffe“ liegt erstmals ein homogenes Instrumentarium vor, das die Identifikation der wichtigsten Quellen und Belastungsschwerpunkte für unterschiedliche relevante Stoffgruppen in größeren Flussgebieten ermöglicht und die Basis für weitere Analysen zur Formulierung zielführender, belastungsmindernder Maßnahmen bildet. Neben der Weiterentwicklung der Modellansätze konnte im Rahmen der beiden Vorhaben insbesondere die Datenbasis deutlich verbessert und in einer hohen räumlichen und zeitlichen Auflösung bereitgestellt werden. Entsprechend der detail-

lierten Gebietsgliederung liegen auch die Ergebnisse der Emissionsberechnung auf Ebene der Teilgebiete vor. Allerdings konnten bei der Quantifizierung der Stoffemissionen aufgrund der abzudeckenden Maßstabsebene der großen Flussgebiete Deutschlands sowie der zum Teil lückenhaft vorhandenen Datengrundlagen nicht alle lokalen Besonderheiten kleinerer Flussgebiete adäquat erfasst werden. Zudem sind die Stoffemissionen aus kleinen Einzugsgebieten einer viel höheren zeitlichen Variabilität unterworfen, die anhand von Bilanzgleichungen auf Jahresbasis nicht adäquat erfasst werden kann. Entsprechend zeigt sich für kleinere Gebiete eine höhere Abweichung zwischen den berechneten Emissionen und den zum Vergleich herangezogenen bilanzierten Frachten an Gütepegeln. Die Modellergebnisse für kleine Einzugsgebiete sind deshalb nicht als absolute Größen zu verstehen und dienen vorwiegend der Visualisierung der regionalen Verteilung der Stoffemissionen. Diese Einschränkungen gelten umso mehr für Schwermetalle und PAK, da für diese Stoffe, im Gegensatz zu den Nährstoffen, nach wie vor nur begrenzt und nicht in der wünschenswerten Auflösung valide Messdaten zur Verfügung stehen. Schadstoffe werden gemessen, um die Einhaltung von Grenzwerten zu überwachen. Dabei werden teilweise Analyseverfahren mit zu hohen Bestimmungsgrenzen verwendet, weshalb diese Daten für die Emissions- und Immissionsberechnung unbrauchbar sind.

Zielorientierte und an aktuelle Fragestellungen angepasste Monitoringprogramme unter definierten und vergleichbaren Bedingungen, die eine Übertragbarkeit der Messergebnisse gewährleisten, sind sowohl für die Wirksamkeitskontrolle von Maßnahmenpaketen als auch für die Emissionsberechnung in mittleren bis kleinen Einzugsgebieten unerlässlich.

1 Einleitung

1.1 Ausgangpunkt und Zielsetzung

Ziel dieses Vorhabens war die methodische Weiterentwicklung der Quantifizierung von Schwermetallemissionen und ausgewählten prioritären Stoffen aus punktuellen und diffusen Quellen in die Oberflächengewässer Deutschlands. Hierbei sollte flussgebietsweise, methodisch einheitlich und entsprechend den internationalen Anforderungen aus der Bestandsaufnahme für die EU-Wasserrahmenrichtlinie sowie weiterer internationaler Meeres- und Flussgebietsabkommen (OSPAR, 1998, HELCOM, 1992, IKSR, 1999a) vorgegangen werden. Parallel zu diesem Vorhaben wurde ein weiteres UBA-Projekt „Entwicklung eines szenariofähigen Managementtools für die Stoffeinträge in Oberflächengewässer im Rahmen der internationalen Berichtspflichten“ (FKZ 205 24 204) realisiert, das sich mit den Nährstoffemissionen in die Oberflächengewässer befasst. Beide Vorhaben basieren auf den gleichen Modellgebieten und Grundlagendaten sowie homogenen, den jeweiligen Stoffspezifika angepassten Berechnungsalgorithmen. Deshalb sind die Methodik, Datengrundlage und Ergebnisse aus beiden Vorhaben in diesem Bericht zusammen dargestellt.

Das zu Grunde liegende Modellsystem MONERIS (**Mo**delling **N**utrient **E**missions into **Ri**ver **S**ystems) wurde von BEHRENDT ET AL. (1999, 2002a) zur Quantifizierung der Nährstoffemissionen in die Oberflächengewässer Deutschlands entwickelt. Von FUCHS ET AL. (2002) wurde das Modell für die Quantifizierung der Emissionen von Schwermetallen und Lindan erweitert. Hierzu wurden die erforderlichen Modellanpassungen vorgenommen und eine erste Eingangsdatenbasis erarbeitet.

Eine zentrale Aufgabe der beiden dargestellten Forschungsvorhaben bestand darin, die Stoffeintragsmodellierung für die Flussgebiete in Deutschland auf Basis einer Gebietsgliederung durch zu führen, die mit den von den Ländern im Rahmen der WRRL-Berichterstattung ausgewiesenen Einzugsgebieten konform ist. Abbildung 1 zeigt das betrachtete Gesamtgebiet sowie die Flussgebietseinheiten und Koordinierungsräume. Dabei wurde die mittlere Gebietsgröße für die Modellierung im Vergleich zu den früheren Vorhaben (ca. 1000 km², vgl. BEHRENDT ET AL., 1999, 2002a und FUCHS ET AL., 2002) deutlich vermindert und beträgt 135 km² in Deutschland. Aufgrund der detaillierten Gebietsgliederung wurden alle Eingangsdaten in einer räumlich möglichst hoch aufgelösten Form erfasst und aufbereitet.

Neben der Überarbeitung der Methodik und Datenbasis bestand ein weiteres Ziel darin, das Modellsystem MONERIS erstmalig für einen längeren Zeitraum auf jährlicher Basis anzuwenden. Die Berechnungen wurden für die Jahre von 1983 bis 2005 in Einzeljahresschritten durchgeführt. Hierzu wurden für jedes Jahr die spezifischen Daten erhoben bzw. abgeleitet. Zusätzlich wurden drei synthetische Jahre zur Abbildung unterschiedlicher hydrologischer Verhältnisse generiert:

- langjähriges Mittel (long term = LT),
- langjähriges Minimum (trockene Verhältnisse: dry year = DY) und
- langjähriges Maximum (feuchte Verhältnisse: wet year = WY).

Für die drei synthetischen Jahre wurden die aktuellen anthropogenen Eingangsdaten (2005) verwendet. Für die hydrologischen Eingangsgrößen Niederschlag und Abfluss wurden synthetische Datensätze basierend auf der gesamten Zeitreihe erzeugt. Für das langjährige Mittel wurden der mittlere Niederschlag und die mittleren Gebietsabflüsse über alle Jahre berechnet. Für das langjährige Minimum und das langjährige Maximum wurden das absolute Minimum/Maximum des Jahres-Gebietsabflusses und der zugehörige Jahreswert des Niederschlags ausgewählt. Die drei synthetischen Jahre LT, DY, WY werden als Berechnungsgrundlage für die Szenarien verwendet, um neben der Wirkung von Maßnahmen auch den Einfluss der Hydrologie auf die Stoffemissionen und Frachten abschätzen zu können.

Zur Bewertung der Emissionsentwicklung wurden die Stoffemissionen über den betrachteten Zeitraum zu längeren Perioden aggregiert, da nur auf Basis einer Betrachtung mittlerer hydrologischer Verhältnisse zeitliche Trends abgeleitet werden können. Infolge der Periodizität von meteorologischen und hydrologischen Größen bietet sich ein Zeitraum von 5 Jahren an. Entsprechend der Vorgehensweise in den vorangegangenen Vorhaben wurden die Perioden 1983-1987 („1985“), 1993-1997 („1995“), 1998-2002 („2000“) und 2003-2005 („2005“) ausgewiesen. Da die benötigten Eingangsdaten (statistische Daten, administrative Grenzen, Modellrechnungen, Umweltmonitoring etc.) aufgrund des hohen Aufbereitungsaufwands nur stark zeitverzögert (ca. 1-3 Jahre) zur Verfügung gestellt werden können, war eine vollständige Bearbeitung des Zeitraumes „2005“ (2003-2008) im Rahmen der beiden Vorhaben nicht möglich. Der Zeitraum 1988-1992 wurde nicht gesondert ausgewiesen, da die Datengrundlage aufgrund der Umbruchsituation infolge der deutschen Wiedervereinigung mit sehr großen Unsicherheiten behaftet ist.

Die Grundlagendaten und Modellergebnisse für alle Teilgebiete, Jahre und Stoffgruppen aus beiden Vorhaben wurden in einer Datenbank zusammengeführt. Zusätzlich wurde eine webbasierte Benutzeroberfläche entwickelt, mit der die Stoffemissionen für eine beliebige Gebietsaggregierung visualisiert werden können.

1.2 Aufbau des Berichtes

Die Darstellung der im Rahmen der beiden Forschungsvorhaben FKZ 204 24 218 „Prioritäre Stoffe“ und FKZ 205 24 204 „Nährstoffe“ betrachteten sehr unterschiedlichen Stoffgruppen wurde in dem vorliegenden Bericht wie folgt gegliedert:

In Kapitel 2 werden zunächst Informationen zur Gebietsgliederung und zum Abflussbaum dargestellt. Anschließend folgt eine Beschreibung der Methodik zur Quantifizierung der Stoffemissionen aus punktförmigen und diffusen Eintragspfaden.

In Kapitel 3 sind die „allgemeinen Eingangsdaten“ wie z. B. Landnutzung, Bevölkerung, Geologie, Pedologie und Daten zu urbanen Entwässerungssystemen beschrieben. Kapitel 4 enthält eine Aufstellung aller stoffspezifischen Eingangsdaten sortiert nach den Stoffgruppen „Nährstoffe“, „Schwermetalle“ und „Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe“ (PAK). Zur Regionalisierung und Berücksichtigung der zeitlichen Variabilität müssen die Eingangsdaten des Modells zum Teil in einem aufwändigen Präprozessing aufbereitet werden.

Die Methodik sowie die Ergebnisse des Präprozessings werden ebenfalls in den Kapiteln 3 und 4 beschrieben.

Die Ergebnisse werden ebenfalls getrennt für „Nährstoffe“, „Schwermetalle“ und „PAK“ in Kapitel 5 vorgestellt. Alle Ergebnisse für die Teilgebiete sind zudem in der im Rahmen der beiden Vorhaben aufgebauten Datenbank verfügbar und können in einer graphischen Benutzeroberfläche visualisiert werden.

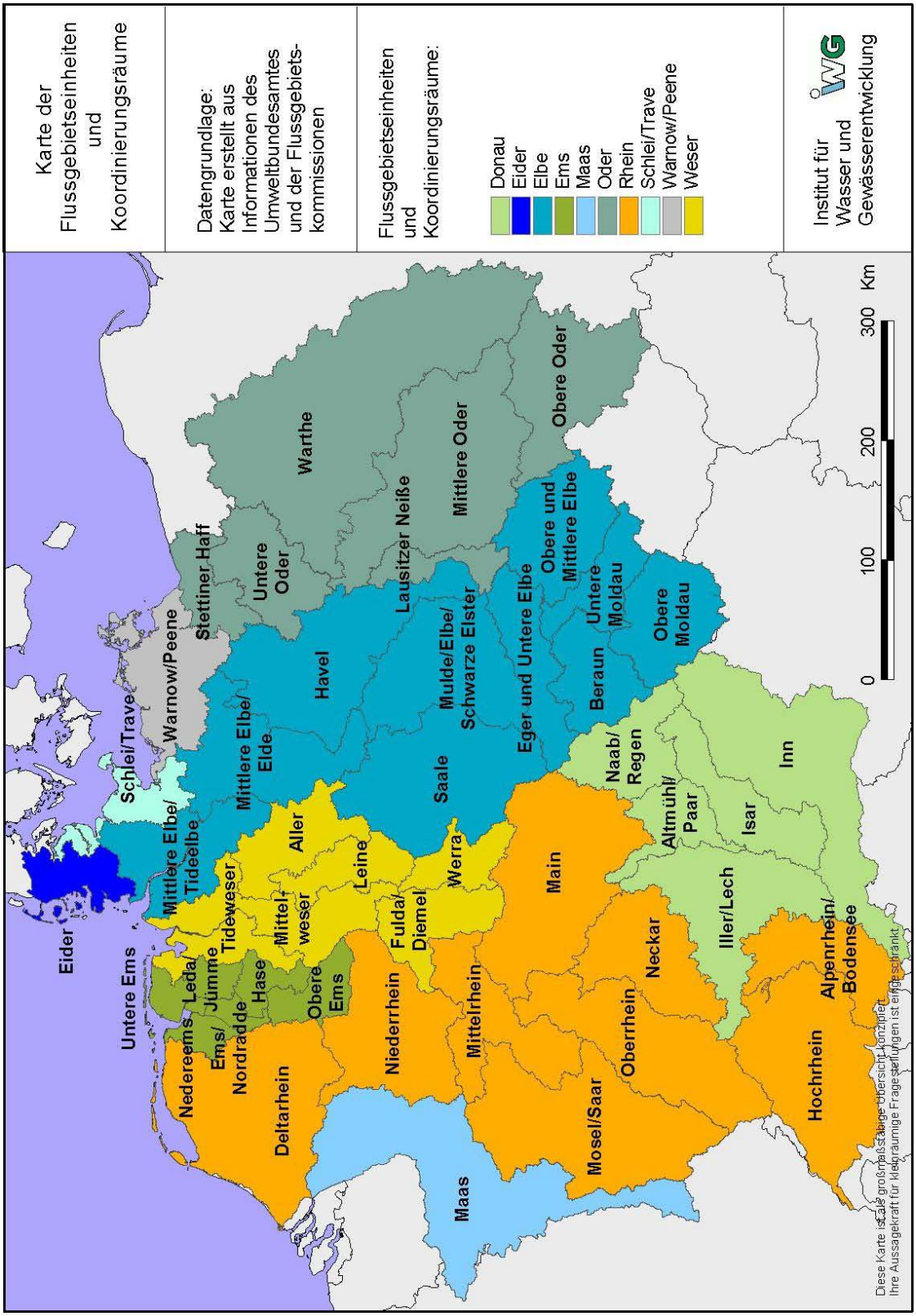


Abbildung 1: Karte der Flussgebietseinheiten und Koordinierungsräume im Untersuchungsgebiet

2 Methodik

Zur Quantifizierung der Emissionen wurde zwischen punktförmigen 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). 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 anthropogenen Quellen, die in der Regel die Hauptbelastung darstellen, können diffuse Stoffeinträge auch aus natürlichen geogenen Quellen resultieren. Eine Übersicht der berücksichtigten Stoffquellen und Eintragspfade ist schematisch in Abbildung 2 dargestellt.

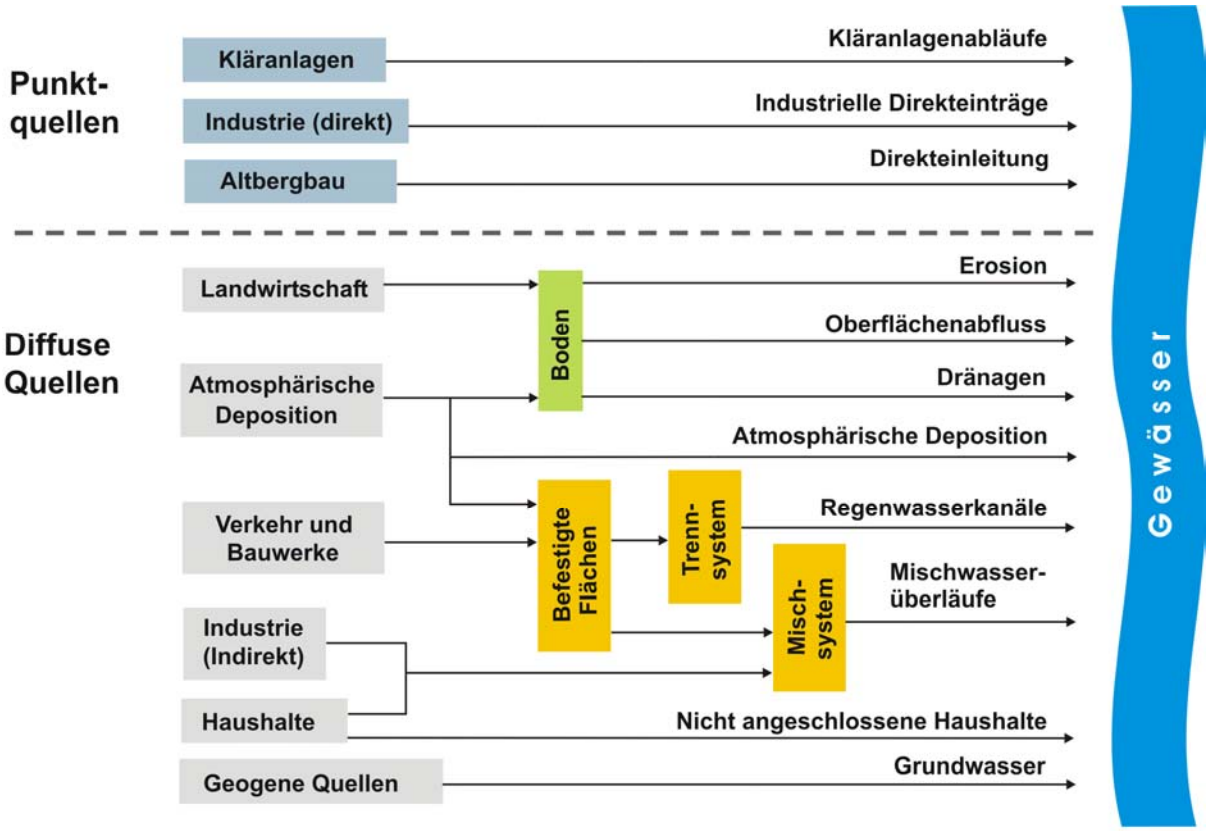


Abbildung 2: Berücksichtigte Stoffquellen und Eintragspfade

Das Modell MONERIS wurde ursprünglich für Nährstoffe entwickelt und für Schwermetalle und PAK angepasst. Die Methodik für Schwermetalle und PAK orientiert sich dabei an der Vorgehensweise für den Nährstoff Phosphor, da die Transporteigenschaften dieser Stoffe ähnlich sind.

2.1 Hierarchische Gliederung der Modellgebiete

Die hierarchische Gliederung der Einzugsgebiete in MONERIS beginnt mit dem „Modellgebiet (analytical unit)“ als kleinste Modelleinheit. Die Zusammenfassung aller zu einem bzw. einer Gruppe von Flusssystemen gehörenden Modellgebiete (inklusive der Küsten-Direkteinzugsgebiete) führt zur „Flussgebietseinheit (river basin district)“ nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Wie in der WRRL festgelegt (WRRL, Art. 3.1, European Commission, 2000), müssen die EU-Mitgliedsstaaten die innerhalb der Landesgrenzen liegenden individuellen Flussgebietseinheiten identifizieren und ausweisen. Die hierarchische Struktur der WRRL wurde in der Gebietsgliederung von MONERIS berücksichtigt. Es werden die folgenden Definitionen der unterschiedlichen Einzugsgebietstypen abgebildet:

Modellgebiet (analytical unit): die kleinste Modelleinheit in MONERIS.

Untereinheit (sub-unit): Anteil eines Modellgebietes oder Einzugsgebietes an einer administrativen Einheit (Bundesland, Land).

Teileinzugsgebiet (sub-basin): fasst größere Abschnitte eines Flusssystems bzw. von Nebenflüssen zusammen. Entspricht in der Abgrenzung etwa den 1.000-km²-Gebieten der früheren MONERIS Gliederung und kann, gemäß der WRRL, als Gebiet, aus welchem über Ströme, Flüsse und Seen der gesamte Oberflächenabfluss an einem bestimmten Punkt in einen Wasserlauf gelangt (normalerweise einen See oder einen Zusammenfluss von Flüssen) definiert werden (WRRL Art. 2, 14, European Commission, 2000).

Koordinierungsraum/Bearbeitungsgebiet (Working Area): Organisatorische Einteilung der Flussgebietseinheiten zur Umsetzung der WRRL. Innerhalb der Koordinierungsräume erfolgt die Erhebung und Aggregierung der Daten sowie die Erstellung von Maßnahmenplänen. Die Koordinierungsräume werden weiter in Bearbeitungsgebiete unterteilt (diese werden in MONERIS nicht systematisch erfasst). Abbildung 1 zeigt die in MONERIS berücksichtigten Koordinierungsräume.

Einzugsgebiet/Flusssystem (river basin): ein Gebiet, aus welchem der gesamte Abfluss über Ströme, Flüsse und möglicherweise Seen an einer einzigen Flussmündung, einem Ästuar oder Delta ins Meer gelangt (WRRL Art. 2, 13, European Commission, 2000). In MONERIS wird für diesen Gebietstyp synonym der Begriff Flusssystem verwendet.

Flussgebietseinheit (river basin district): ein gemäß Artikel 2 Absatz 15 der WRRL (European Commission, 2000) als Haupteinheit festgelegtes Land- oder Meeresgebiet, das aus einem oder mehreren benachbarten Einzugsgebieten und den ihnen zugeordneten Grundwässern und Küstengewässern besteht (Abbildung 3).

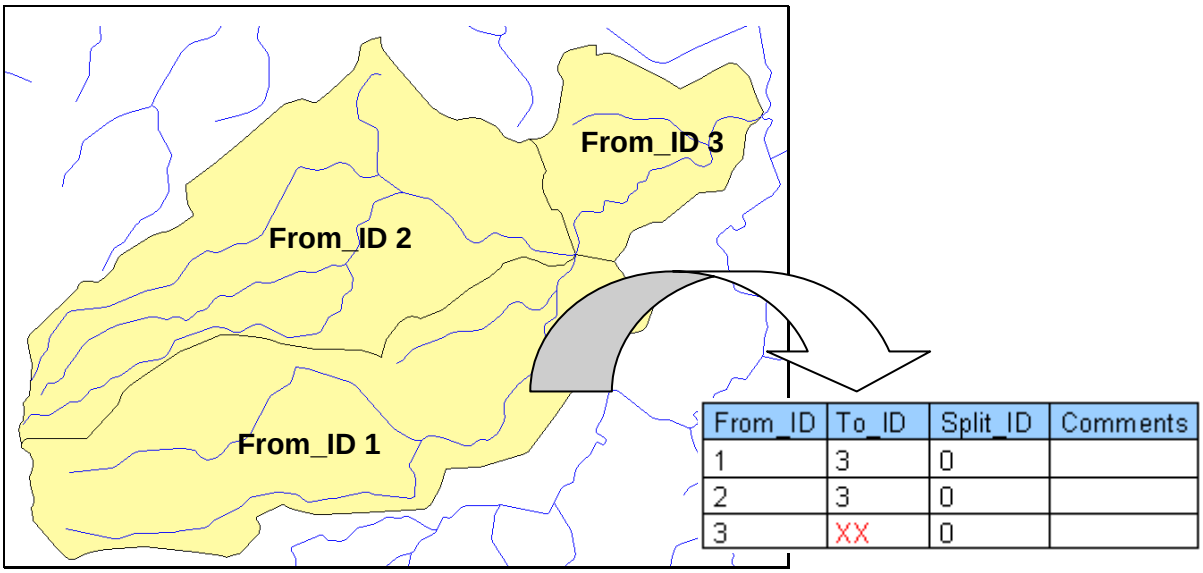
Sehr kleine Modellgebiete wurden gegebenenfalls mit größeren Modellgebieten zusammengelegt, damit eine Mindestgröße von 100 km² erreicht wurde. Küstengewässer wurden ausgewiesen und der entsprechenden Flussgebietseinheit zugeordnet. Abbildung 3 verdeutlicht die hierarchische Struktur der Einzugsgebietsgliederung in MONERIS.

Abbildung 3: Hierarchische Gliederung der Modelleinheiten
a = Modellgebiete; b = Teileinzugsgebiete; c = Untereinheit;
d = Koordinierungsraum; e = Flusssystem; f = Flussgebietseinheit

2.2 Abflussbaum und Abflussgleichung

Die Berechnung der Emissionen und der Retention erfolgt auf Ebene der Modellgebiete. Zur Aggregierung der Stofffrachten im Gewässersystem wurde auf der Grundlage von Fließgewässerkarten ein Abflussbaum erstellt, welcher die Fließrichtung für jedes einzelne Modellgebiet definiert. Die Zuordnung der Modellgebiete zum Abflussbaum erfolgt anhand von Kennziffern. Während die „From_ID“ die Kennziffer (ID) eines Modellgebiets definiert, bezieht sich die „To_ID“ auf das unterliegende Modellgebiet, in welches das definierte Modellgebiet entwässert. Die Kennziffern wurden so vergeben, dass ein Gebiet mit niedriger „From_ID“ immer in ein Gebiet mit höherer „To_ID“ entwässert, so dass die Kennziffern auch als Sortierungskriterium entlang des Abflussbaumes genutzt werden können (Abbildung 4). Das Mündungsgebiet der Flussgebietseinheiten ist jeweils durch die höchste ID charakterisiert. Die erste Ziffer der Modellgebiets-ID bezeichnet jeweils das Flusssystem (1 = Donau, 2 = Rhein,

3 = Ems, 4 = Weser, 5 = Elbe, 6 = Oder, 7 = Direkteinzugsgebiete der Nordsee; 8 = Direkteinzugsgebiete der Ostsee). Die Küstenräume der Flussgebiete setzen sich aus der Nummer des Einzugsgebietes und der Kennung „9999“ zusammen (Bsp. Rhein = 29999).

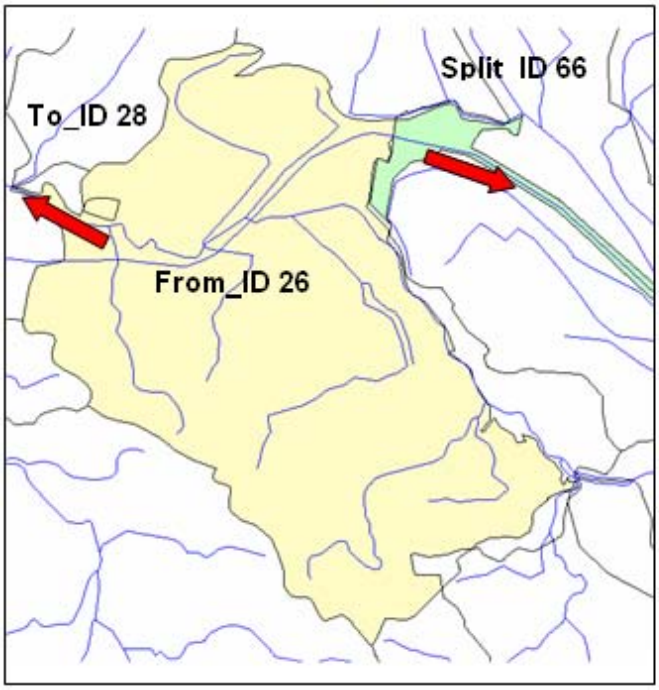


From_ID	To_ID	Split_ID	Comments
1	3	0	
2	3	0	
3	XX	0	

Abbildung 4: GIS basierte Generierung des Abflussbaums

Sollte ein Modellgebiet in zwei verschiedene unterliegende Modellgebiete entwässern (Splitting; beispielsweise durch einen Kanal oder eine Verzweigung) wird eine „Split_ID“ eingefügt.

Abbildung 4 zeigt das Beispiel eines Modellgebiets (gelb), welches durch einen Kanal sowohl in ein Modellgebiet (grün) als auch in ein unterliegendes Modellgebiet entwässert. Über die „Split_ID“ wird eine Aufteilung der Abflüsse vorgenommen.



From_ID	To_ID	Split_ID	Comments
26	28	66	Teltowkanal

Abbildung 5: Aufspaltung (Splitting) eines Flusslaufs

Wenn der Flusslauf identisch ist mit dem Verlauf der Grenze zwischen zwei verschiedenen Modellgebieten, beispielsweise aufgrund von Ländergrenzen (siehe Abbildung 6), musste über den Abflussbaum ein Haupt-Durchflussgebiet (in der Regel das größere der beiden Modellgebiete) definiert werden. Das verbleibende Gebiet entwässert demnach in das Haupt-Durchflussgebiet. Zusätzlich wurden die ausgewiesenen Hauptläufe alle dem Haupt-Durchflussgebiet zugewiesen.

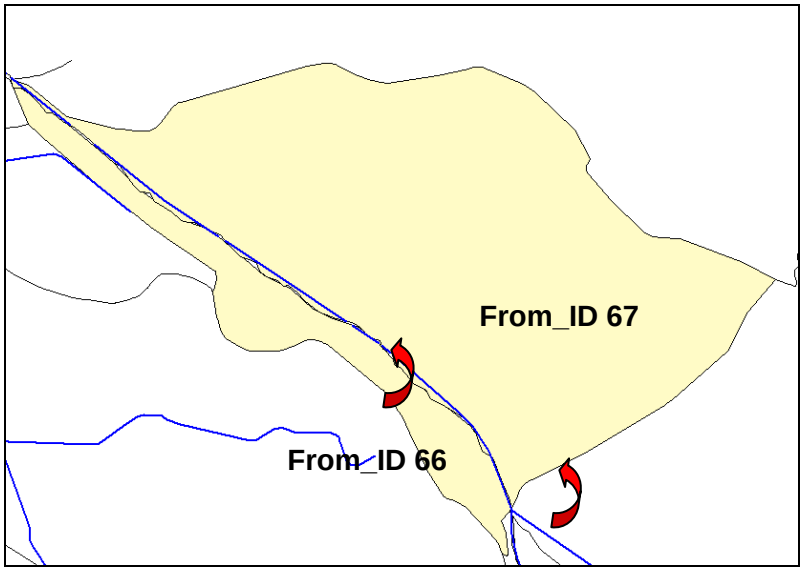


Abbildung 6: Abflussbaumdefinition bei Grenzflüssen

Die Abflussgleichung (Flow Net Equation, FNE) ist die Beschreibung des Abflussbaums für die Anwendung in MONERIS und beschreibt die Topologie des Gewässernetzes. Die Abflussgleichung wurde in drei Versionen erstellt:

- FNE ohne Splitting: Diese Version wird verwendet, um z. B. die Gesamteinzugsgebietsgröße zu ermitteln.
- FNE mit Splitting: Diese Version berücksichtigt bei der Frachtberechnung, dass durch das Splitting gewisse Teile der Fracht z. B. über einen Kanal abgeführt werden.
- FNE im Oberlauf: Mit dieser Version wird z. B. der Abfluss ermittelt, der von stromaufwärts gelegenen Einzugsgebieten in das betrachtete Modellgebiet entwässert, ohne jedoch den Gebietsabfluss des jeweiligen Modellgebiets zu berücksichtigen. Diese Version berücksichtigt ebenfalls Splittings.

2.3 Abflusskalibrierung

Als Grundlage für die Emissionsberechnung mit MONERIS werden mittlere jährliche Abflüsse von allen Modellgebieten benötigt. Es wurde für die Einzeljahre eine Abflusskalibrierung durchgeführt.

Zunächst wurde ein Datensatz mit Messstationen erstellt, für die jährliche Abflüsse von mindestens 20 der 23 betrachteten Untersuchungsjahre verfügbar waren. Die fehlenden Einzeljahre wurden durch Korrelation mit den Jahresabflüssen benachbarter Stationen ergänzt. Die

Stationen wurden zusätzlich so ausgewählt, dass sie das gesamte Untersuchungsgebiet gleichmäßig abdecken. Insgesamt wurde für die Kalibrierung ein Datensatz mit Abflusswerten von 155 Pegeln zu Grunde gelegt (vgl. Abschnitt 5.1).

Für die Berechnung der langjährigen mittleren Gebietsabflüsse wurden die mittlere Gebietsverdunstung (V) (1961 - 1990) und die mittleren Gebietsniederschläge (N) (1983 - 2005) verwendet. Aus der Bilanz von Niederschlag und Verdunstung lässt sich der unkorrigierte Gebietsabfluss berechnen. Da Niederschlag und Verdunstung nicht den gleichen Zeitraum abdecken, wurde zusätzlich ein Korrekturfaktor (k) für die Abflussbilanz (Q) eingeführt.

Gleichung 2-1 $$Q = N - k \cdot V$$

Q Abflussbilanz

N mittlere Gebietsniederschläge

k Korrekturfaktor

V mittlere Gebietsverdunstung

Der Korrekturfaktor wurde allen Modellgebieten im Einzugsgebiet einer Messstelle zugewiesen, solange diese nicht schon einer anderen, stromaufwärts gelegenen Messstelle zugeordnet wurden. Unter Verwendung der Abflussgleichung (FNE) mit Splitting konnten die Zwischengebietsabflüsse zu den gesamten Gebietsabflüssen aufsummiert werden. Durch Anpassung der Korrekturfaktoren (k) wurden die aufsummierten Gebietsabflüsse anhand der gemessenen Abflüsse kalibriert. Abschließend erfolgte ein Vergleich der berechneten Gebietsabflüsse mit denen des Hydrologischen Atlas (BMU, 2003). Orographisch bedingte Abweichungen zu den Abflüssen des Hydrologischen Atlas, z. B. durch Steigungsregen oder Regenschatten, konnten durch die manuelle Zuweisung des Korrekturfaktors von benachbarten Modellgebieten minimiert werden.

2.4 Berechnung der Gewässeroberfläche

Die Gewässeroberfläche (Water Surface Area, WSA) in den Modellgebieten ist wichtig zur Berechnung der Nährstoffretention in Flüssen und Seen sowie der Einträge durch atmosphärische Deposition. Zur Abschätzung der Gewässeroberfläche der Flüsse wurde der Ansatz nach VENOHR ET AL. (2005) zur Abschätzung der Flussbreite verwendet. Dieser Ansatz schätzt die Gewässeroberfläche als Produkt der Fließlänge und der Gewässerbreite ab, wobei zwischen Haupt- (Main River, MR) und Nebenläufen (Tributaries, TRIB) unterschieden wird (Abbildung 7).

Für die Kalibrierung und Validierung wurden rund 500 Flusssysteme in Europa mit verschiedenen hydromorphologischen Charakteristika zu Grunde gelegt. Die Kalibrierung basiert sowohl auf Messungen der Flussbreite als auch auf detaillierten hydrologischen Karten, in denen Informationen zur Flussbreite vorliegen. Die berechnete Gewässeroberfläche wurde anschließend anhand statistischer Daten der Bundesländer verifiziert. Die Flussbreite wird als Abhängige der gesamten Einzugsgebietsgröße, des spezifischen Abflusses und der mittleren Hangneigung des jeweiligen Modellgebietes berechnet (Flowchart „Wasserflächen“). Die Wasserfläche der Flüsse wird, differenziert nach Haupt- und Nebenlauf, zur Fläche der

Seen addiert. Die Fließlänge der Nebenläufe wird für jedes Modellgebiet auf Grundlage der Differenz zwischen allen Flusslängen der Karte und den Längen der Hauptläufe bestimmt.

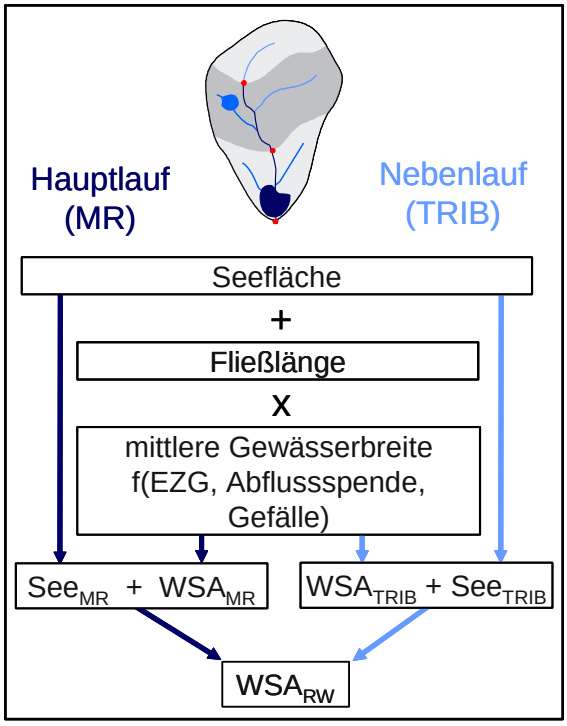


Abbildung 7: Berechnung der Gewässeroberfläche (WSA) von Haupt- (MR) und Nebenläufen (TRIB) nach VENOHR ET AL. (2005)

Bei der Berechnung der Gewässeroberfläche ist es wichtig zu beachten, dass bei kleineren Maßstäben der Karten die Generalisierung ebenfalls zunimmt und somit kleine Flüsse und Mäander fehlen. Somit werden die reale Fließlänge und auch die Wasserfläche, unterschätzt. Deshalb wurden die Flusslängen aus Karten unterschiedlicher Maßstäbe verglichen und Skalierungsfaktoren für Haupt- und Nebenläufe abgeleitet. Für den Vergleich wurden unterschiedliche Karten mit Maßstäben von 1:25.000, 1:100.000, 1:250.000 und 1:1.000.000 benutzt. Die Skalierungsfaktoren (Tabelle 1) wurden anhand von 87 deutschen Einzugsgebieten bestimmt.

Tabelle 1: Skalierungsfaktoren für Karten unterschiedlicher Maßstäbe, unterteilt in Haupt- (MR) und Nebenlauf (TRIB)

Karte	**Maßstab**	**Skalierungsfaktor**	
		Nebenläufe	**Hauptläufe**
DTK25	25.000	1,00	1,00
UBA1000	100.000	1,83	1,11
UBA-OSU1000	100.000	2,10	1,11
DLM250	250.000	3,23	1,11
DLM1000	1.000.000 (250.000)	2,99	1,13
BART1000	1.000.000	8,40	1,18
DCW1000	1.000.000	6,28	1,17

Es wurde davon ausgegangen, dass bei einem Maßstab von 1:25.000 die gesamten Fließlängen in den Karten dargestellt werden.

2.5 Quantifizierung der Emissionen

Die folgenden Abschnitte geben eine Übersicht der Methodik zur Quantifizierung der Stoffemissionen aus punktförmigen und diffusen Eintragspfaden. In den nachfolgenden Kapiteln 3 „Allgemeine Eingangsdaten“ und 4 „Stoffspezifische Eingangsdaten“ wird die Datengrundlage dargestellt. Die Berechnungsansätze können für die einzelnen Stoffe zum Teil verschieden sein. Die stoffbezogenen Unterschiede werden in Kapitel 4 erläutert. Im Anhang ist in Form von „Flowcharts“ eine ausführliche Dokumentation der Ansätze des Modells MONERIS am Beispiel der Nährstoffe dargestellt.

2.5.1 Punktförmige Eintragspfade

Für die Erfassung der Emissionen von kommunalen Kläranlagen, industriellen Direkteinleitern und dem Altbergbau wurden umfangreiche Datenerhebungen durchgeführt. Dabei wurde versucht, die in die Gewässer eingeleiteten Frachten möglichst punktgenau zu erfassen.

2.5.1.1 Kommunale Kläranlagen

Die Einträge aus kommunalen Kläranlagen werden für die Anlagen mit einer Ausbaugröße über 2.000 EW anhand der Koordinaten der Einleitstellen erfasst und den Modellgebieten zugewiesen (Abschnitt 3.4). Für Nährstoffe liegen anlagenscharfe Daten zu den eingeleiteten Frachten für das Jahr 2005 vor (Abschnitt 4.1.1.1). Für Schwermetalle und PAK wurden die Frachten auf Basis der behandelten Jahresschmutzwassermenge (Abschnitt 3.4) und einer mittleren Abflaufkonzentration berechnet (Abschnitt 4.2.1.1 und 4.3.1.1).

Daten zu Kläranlagen mit einer Ausbaugröße kleiner 2.000 EW sowie der im Ausland liegenden Anlagen werden in MONERIS in aggregierter Form für die Modellgebiete erfasst.

Die gesamte Emission aus kommunalen Kläranlagen wird anschließend als Summe der Anlagen < und ≥ 2000 EW für die Modellgebiete ermittelt. Beide Datenbestände (punktgenaue Daten der Anlagen ≥ 2.000 EW und aggregierte Daten der Anlagen < 2.000 EW) beziehen sich auf den Zeitraum 2004/2005. Die Berücksichtigung der zeitlichen Entwicklung der Frachten erfolgt auf Basis von Änderungsfaktoren und wird jeweils für die Stoffgruppen in Kapitel 4 beschrieben.

2.5.1.2 Industrielle Direkteinträge

Die Erfassung der Emissionen von industriellen Direkteinleitern erfolgt über Datenabfragen und -recherchen. In Kapitel 4 ist die Datengrundlage für alle Stoffgruppen dargestellt. Die Einträge von industriellen Direkteinleitern werden in MONERIS als summarische Größe für jedes Modellgebiet und Berechnungsjahr vorgehalten.

2.5.1.3 Historische Bergbauaktivitäten

Einträge aus Altbergbaustandorten sind nur für Schwermetalle von Bedeutung. Die in die Gewässer emittierten Frachten aus dem Altbergbau werden auf Basis einer Datenerhebung

erfasst. Anhand der Koordinaten der Einleitstellen wird die Summe der Einträge für die Modellgebiete ermittelt. Die Datengrundlage ist in Abschnitt 4.2.1.3 beschrieben.

2.5.2 Diffuse Eintragspfade

Das Modellsystem MONERIS berücksichtigt 6 diffuse Eintragspfade: atmosphärische Deposition auf die Gewässerfläche, Erosion, Oberflächenabfluss, Dränagen, Grundwasserzufluss und urbane Systeme.

2.5.2.1 Atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche

Die Quantifizierung der Emissionen durch atmosphärische Deposition basiert auf der Multiplikation der Gewässeroberfläche (Abschnitt 2.4) mit der flächenspezifischen Depositionsrate des betrachteten Stoffes (Kapitel 4).

2.5.2.2 Erosion

Die in Folge von Starkregenereignissen von unbefestigten Flächen in die Oberflächengewässer gelangende Stofffracht wird auf zwei Eintragspfade aufgeteilt. Der Eintragspfad „Erosion“ erfasst den partikulären Anteil, während der gelöst transportierte Anteil in dem Eintragspfad „Oberflächenabfluss“ berücksichtigt wird.

Die Stoffemission durch Erosion von Ackerflächen ergibt sich aus dem Sedimenteintrag, dem Stoffgehalt des Oberbodens und einem transportbedingten Stoffanreicherungsfaktor (Enrichment Ratio, ER). Abbildung 8 zeigt die benötigten Eingangsdaten.

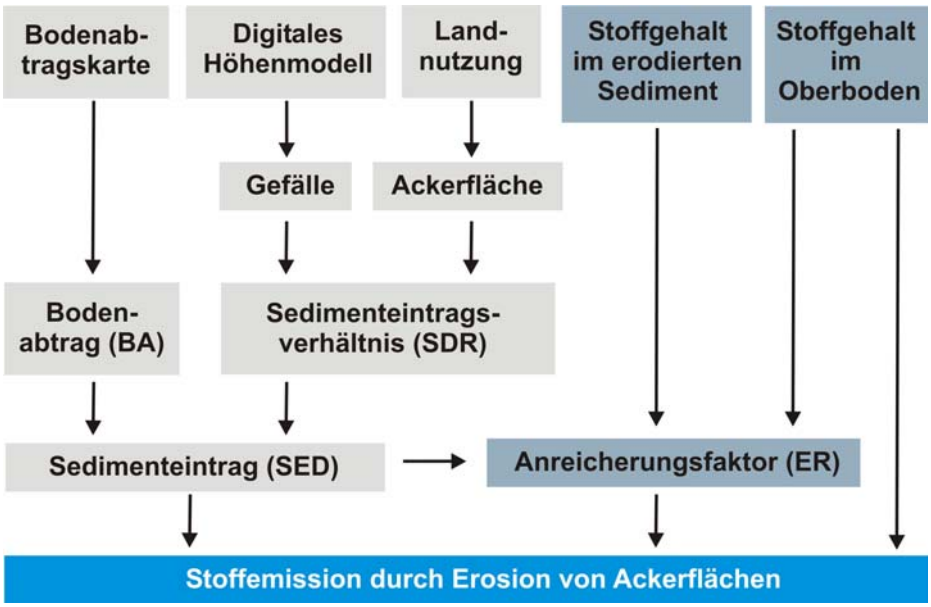


Abbildung 8: Eingangsdaten zur Quantifizierung der Stoffemissionen durch Erosion

Die Quantifizierung des Sedimenteintrags (SED) basiert auf dem nach Hangneigungsklassen differenzierten Bodenabtrag von Ackerflächen. Das Institut für Gewässerökologie und Binnenfischei Berlin (IGB) hat eine Bodenabtragskarte auf Basis des Digitalen Höhenmodells NASA-SRTM (NASA-SRTM, 2005), den Landnutzungsdaten nach CORINE Landcover und

der Europäischen Bodenkarte des European Soil Bureau (2007) auf der Grundlage der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) nach SCHWERTMANN (1987) erzeugt. Mit Hilfe der ABAG kann der langjährige mittlere Bodenabtrag in t/(ha·a) auf Basis von 6 Faktoren berechnet werden (Gleichung 2-2).

Gleichung 2-2 $$BA = S \cdot L \cdot R \cdot K \cdot C \cdot P$$

BA mittlerer, langjähriger Bodenabtrag (t/(ha·a))

S Hangneigungsfaktor zur Berücksichtigung anderer Gefälleverhältnisse als beim Standardhang (9 %)

L Hanglängenfaktor zur Berücksichtigung anderer wirksamer Hanglängen als beim Standardhang (22 m)

R Regen- und Oberflächenabflussfaktor als Maß für die gebietsspezifische Erosivität der Niederschläge (ausgedrückt durch kinetische Energie, Intensität und Höhe der Niederschläge)

K Bodenerodierbarkeitsfaktor, der den Bodenabtrag auf einem Standardhang mit dauernder Schwarzbrache darstellt und ein Maß für die Erodierbarkeit des Bodens ist

C Bodenbedeckungs- und Bearbeitungsfaktor zur Berücksichtigung aller pflanzenbaulichen und Bewirtschaftungsmaßnahmen

P Erosionsschutzfaktor als Verminderungsgröße für bereits durchgeführte Schutzmaßnahmen (Konturbearbeitung, Streifenanbau, Terrassierung etc.)

Zur Bestimmung des S-Faktors wurde zunächst auf der Grundlage des europaweit verfügbaren 100 x 100 m Höhenmodells (SRTM, vgl. Abschnitt 3.3) das Gefälle für die einzelnen Rasterzellen berechnet. Anschließend wurde der S-Faktor auf der Grundlage des Höhenmodells nach dem Ansatz von NEARING (1997) abgeleitet (Gleichung 2-3).

Gleichung 2-3 $$S = -1{,}5 + \frac{17}{1 + e^{2{,}3 - 6{,}1 \sin(Slope)}}$$

Slope Gefälle [%]

Der L-Faktor wird anhand von Gleichung 2-4 bestimmt. Für ein Gefälle größer als 17,29° (Minimum der Funktion) wird der L-Faktor konstant auf 0,37 gesetzt. Die Gleichung basiert auf den Daten des Bodenerosionsatlas von Baden-Württemberg (GÜNDRA ET AL., 1995).

Gleichung 2-4 $$\mathrm{L} = 0{,}0028 \cdot \mathrm{Slopg}^3 - 0{,}0937 \cdot \mathrm{Slopg}^2 + 0{,}729 \cdot \mathrm{Slopg} + 1{,}3038$$

Slopg Gefälle [°]

Der K-Faktor wird nach dem von STRAUSS & WOLKERSDORFER (2004) beschriebenen Zusammenhang auf Basis des Schluffgehalts der Böden berechnet (Gleichung 2-5). Der Schluffgehalt wurde nach den Angaben der Bodenübersichtskarte (BÜK) 1000 bzw. der European Soil Map für die einzelnen Bodenarten ermittelt (vgl. Abschnitt 3.3).

Gleichung 2-5 $$\mathrm{K} = 0{,}0086 \cdot \mathrm{Schluff}$$

Schluff Schluffgehalt des Bodens [%]

Die Berechnung des R-Faktors basiert auf dem mittleren langjährigen Sommerniederschlag nach dem Ansatz von DEUMLICH & FRIELINGHAUS (1993) (Gleichung 2-6).

Gleichung 2-6 $$R = \left(\left[P6190_su\right] \cdot 0{,}152\right) - 6{,}88$$

P6190_su mittlerer langjähriger Sommerniederschlag [mm/a]

Die Umrechnung des langjährigen mittleren Bodenabtrags auf den Bodenabtrag für die Einzeljahre basiert auf der Berücksichtigung eines niederschlagsabhängigen Gewichtungsfaktors (ER_PRECcorr, aktueller Zeitraum im Vergleich zum langjährigen Mittel). Dieser Gewichtungsfaktor wird auf Basis der Beziehung zwischen der Anzahl der Starkregentage (nach ROGLER & SCHWERTMANN, 1981) und der Zahl der Starkregentage im gesamten betrachteten Zeitraum abgeleitet.

Der C-Faktor wurde aus den von AUERSWALD & SCHMIDT (1986), STRAUSS & WOLKERSDORFER (2004), DEUMLICH & FRIELINGHAUS (1993) sowie SCHWERTMANN ET AL. (1987) angegeben Werten als Mittelwert abgeleitet. Danach ergeben sich landnutzungsspezifische C-Faktoren zwischen 0,004 und 0,38 (Tabelle 2).

Tabelle 2: Verwendete landnutzungsspezifische mittlere C-Faktoren

Landnutzung	C-Faktor
Mais	0,380
Kartoffeln	0,280
Zuckerrüben	0,280
Raps	0,100
Wintergerste	0,100
Getreide	0,100
Gemüse	0,250
Hülsenfrüchte	0,250
Grasland/Feldfutter	0,010
Laubwald	0,004
Nadelwald	0,008
Mischwald	0,004
Strauch- und Buschland	0,010

Der in die Oberflächengewässer gelangende Anteil des Bodenabtrags der Ackerflächen ergibt sich aus dem Sedimenteintragsverhältnis (Sediment Delivery Ratio, ER_SDR) (WALLING, 1983; 1996). Auf Basis einer GIS-gestützten Modellierung des erosionsbedingten Eintragspotenzials können diejenigen Flächen eines Einzugsgebietes identifiziert werden, deren Bodenabtrag direkt in die Gewässer gelangt. Diese Analyse wurde für verschiedene Einzugsgebiete durchgeführt, für die genauere Daten vorhanden waren (BEHRENDT ET AL., 1999). Anschließend wurde die Beziehung zwischen dem Sedimenteintragsverhältnis und bestimmten Einzugsgebietsmerkmalen ermittelt. Auf Basis einer nicht-linearen multiplen Regressionsanalyse zeigte sich, dass die Einzugsgebietsmerkmale „Gefälle“ und „Anteil des Ackerlands“ den größten Einfluss auf das Sedimenteintragsverhältnis aufweisen. Anhand der in

Gleichung 2-7 dargestellten Beziehung wird das Sedimenteintragsverhältnis für alle Modellgebiete ermittelt.

Gleichung 2-7 $$ER_SDR = 0{,}012 \cdot (Slope - 0{,}25)^{0{,}3} \cdot A_{Acker}^{1{,}5}$$

ER_SDR	Sedimenteintragsverhältnis [%]
Slope	Gefälle [%]
A_{Acker}	Anteil Ackerland [%]

Aufgrund des bevorzugten Transports von feinen Bodenpartikeln kommt es während des Erosionsprozesses zu einer Anreicherung feiner Kornklassen im erodierten Sediment. Da Schadstoffe aufgrund der höheren spezifischen Oberfläche vermehrt an feine Kornklassen gebunden sind, reichern sich diese durch den Transportprozess ebenfalls an. Die Anreicherung eines Stoffes im Erosionsgut wird durch den Anreicherungsfaktor (Enrichment Ratio, EnR) im Vergleich zum Stoffgehalt im Ackeroberboden beschrieben. Der Anreicherungsfaktor wird nach BEHRENDT ET AL. (1999) ermittelt.

Neben dem Sedimenteintrag von Ackerflächen ist zudem die natürliche Erosion von offenen Gebirgsflächen (Gebirgsflächen mit einer Höhe > 1000 m u.NN) zu berücksichtigen.

2.5.2.3 Oberflächenabfluss

Die Emissionen von gelösten Stoffen durch Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen werden entsprechend dem Schema in Abbildung 9 ermittelt.

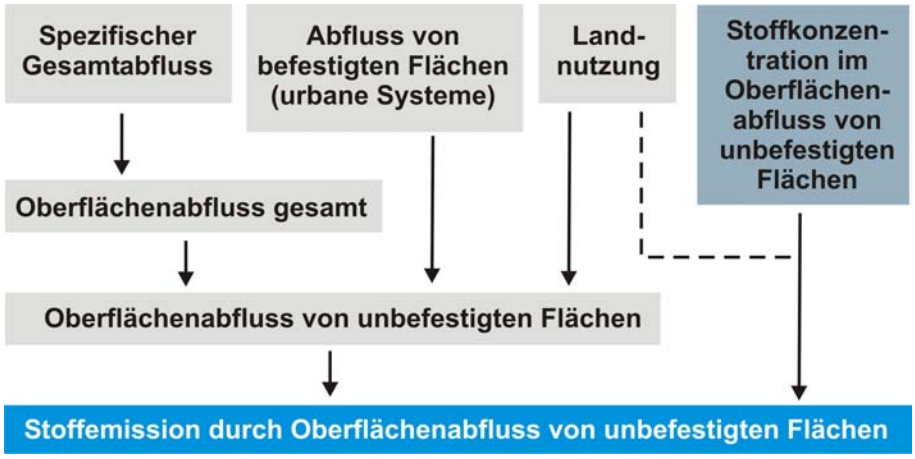


Abbildung 9: Eingangsdaten zur Quantifizierung der Stoffemissionen durch Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen

Der Oberflächenabfluss wird mit dem von CARL ET AL. (2008) und CARL & BEHRENDT (2008) entwickelten Ansatz als Funktion des Gesamtabflusses ermittelt (Gleichung 2-8). Dieser Ansatz wurde von SCHREIBER ET AL. (2005) im Donaueinzugsgebiet angewendet. Dabei sind die Ergebnisse dieses konzeptionellen Zeitreihenmodells vergleichbar mit den Ergebnissen hydrologischer Modelle wie SWAT (Soil and Water Assessment Tool) für ausgewählte Beispielgebiete in der Donau (SCHREIBER ET AL., 2005).

Gleichung 2-8 $$Q_{SR_pre} = 0{,}0426 \cdot Q_{calc}^{1{,}2461}$$

Q_{SR_pre} gesamter Oberflächenabfluss [mm/a]

Q_{calc} Gesamtabfluss [mm/a]

Nach Gleichung 2-8 wird der gesamte Oberflächenabfluss der Modellgebiete ermittelt. Dabei muss berücksichtigt werden, dass auch versiegelte urbane Flächen Oberflächenabfluss verursachen. Der Abfluss von befestigten Flächen wird im Eintragspfad „urbane Systeme“ (Abschnitt 2.5.2.6) erfasst und muss deshalb abgezogen werden. Aus dem resultierenden Oberflächenabfluss für unbefestigte Flächen in den Modellgebieten und den Landnutzungsanteilen kann der Oberflächenabfluss für die verschiedenen Landnutzungskategorien ermittelt werden.

2.5.2.4 Dränagen

Die Quantifizierung der Stoffemissionen aus Dränagen erfolgt über die Größe der dränierten Fläche, die Dränspende und die Stoffkonzentration des Dränwassers (Abbildung 10). Die Abschätzung der dränierten Fläche ist in Abschnitt 3.3 beschrieben. Die Dränspende wird nach KRETSCHMAR (1977) auf Basis der Annahme berechnet, dass 50 % der Winter- und 10 % der Sommerniederschläge über Dränagen abfließen. Dieser Ansatz berücksichtigt die regionalen Unterschiede in der Niederschlagsverteilung. Die Vorgehensweise zur Ermittlung der Stoffkonzentrationen ist in Kapitel 4 dargestellt.

Abbildung 10: Eingangsdaten zur Quantifizierung der Stoffemissionen aus Dränagen

2.5.2.5 Grundwasserzufluss

Die Stoffemission durch Grundwasserzufluss wird aus dem Produkt des Grundwasserabflusses und der Stoffkonzentration im Grundwasser berechnet und schließt den natürlichen Zwischenabfluss und den Basisabfluss ein.

Der Grundwasserabfluss wird für jedes Modellgebiet aus der Differenz zwischen dem Gesamtabfluss und der Summe der anderen Ausfluss-Komponenten (Dränageabfluss, Oberflä-

chenabfluss, Abfluss von versiegelten Flächen, Abfluss aus Punktquellen und dem Niederschlag auf die Gewässeroberfläche) ermittelt.

2.5.2.6 Urbane Systeme

Die Emissionen aus urbanen Systemen setzen sich aus vier verschiedenen Eintragspfaden zusammen (Abbildung 11):

- Einträge von versiegelten urbanen Flächen über Regenwasserkanäle,
- Einträge von Haushalten und versiegelten urbanen Flächen über Mischkanalisationsüberläufe,
- Einträge von Haushalten und versiegelten urbanen Flächen, die an eine Kanalisation, aber nicht an eine Kläranlage angeschlossen sind und
- Einträge von Haushalten und versiegelten urbanen Flächen, die nicht an die Kanalisation angeschlossen sind.

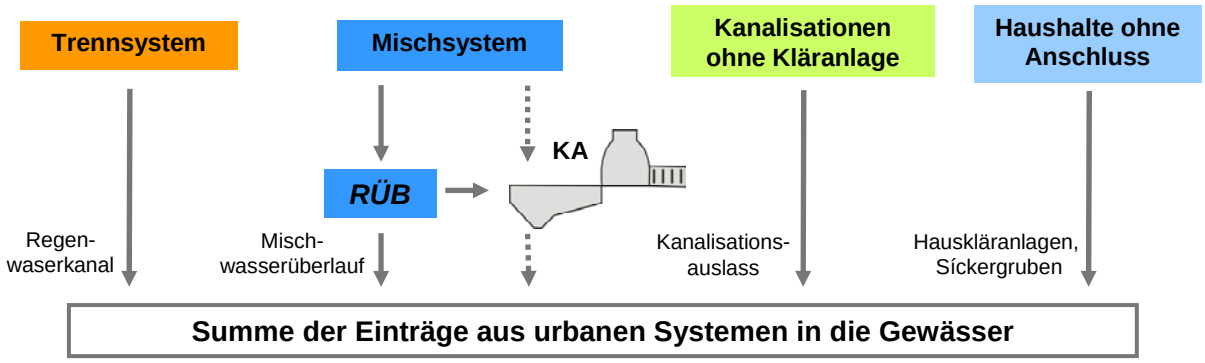


Abbildung 11: Eintragspfade aus urbanen Systemen (ohne Kläranlage)

In Abbildung 12 sind die benötigten Eingangsdaten zur Quantifizierung der Stoffemissionen aus urbanen Systemen dargestellt.

Die gesamte urbane Fläche wurde aus CORINE Land Cover (CLC 2000) entnommen (Abschnitt 3.3.1). Die versiegelte urbane Fläche (US_{IUA_tot}) wird unter Berücksichtigung der Bevölkerungsdichte (Abschnitt 3.3.7) nach dem Verfahren von HEANEY ET AL. (1976) ermittelt (Gleichung 2-9). Anschließend wird die versiegelte urbane Fläche entsprechend dem Anteil der angeschlossenen Bevölkerung (Abschnitt 3.3.8) und dem Anteil von Misch- und Trennsystem (Abschnitt 3.3.9.1) den Kanalisationssystemen in den Modellgebieten zugeordnet.

Gleichung 2-9

$$US_{IUA_tot} = Cus_1 \cdot (Cus_2 \cdot E_{Dichte})^{Cus_3 - Cus_4 \cdot \log(Cus_2 \cdot E_{Dichte})} \cdot \frac{BI_{LU_urb}}{100}$$

US_{IUA_tot}	versiegelte urbane Fläche [ha]
BI_{LU_urb}	urbane Fläche [ha]
E_{Dichte}	Einwohnerdichte [E/ha]
Cus_1 - Cus_4	Koeffizienten: Cus_1=9,6; Cus_2=0,4047; Cus_3=0,573; Cus_4=0,0391

Um den Gesamtabfluss aus den verschiedenen Kanalisationssystemen zu ermitteln, ist die Berechnung des Oberflächenabflusses von versiegelten Flächen erforderlich. Der Anteil des abfließenden Niederschlags wird anhand des Abflussbeiwerts ermittelt, der nach dem Ansatz von HEANEY ET AL. (1976) für jedes Modellgebiet auf Grundlage des Versiegelungsgrades bestimmt wird. Aus dem Niederschlag und dem Abflussbeiwert ergibt sich dann der Oberflächenabfluss der an die verschiedenen Kanalisationssysteme angeschlossenen Flächen.

Stoffemissionen aus Regenwasserkanälen (Trennsystem)

Stoffeinträge aus Regenwasserkanälen werden anhand der flächenspezifischen Schmutzstoffpotenziale der versiegelten Oberflächen berechnet. Die Stoffemission in die Oberflächengewässer ergibt sich aus der Multiplikation der flächenspezifischen Schmutzstoffpotenziale mit der an das Trennsystem angeschlossenen versiegelten Fläche.

Stoffemissionen aus Mischkanalisationsüberläufen

In der Mischkanalisation werden die Abwässer aus Haushalten und Gewerbebetrieben zusammen mit dem Niederschlagsabfluss in einem Kanal erfasst und der Kläranlage zugeführt. Bei Starkregenereignissen ist das System nur zum Teil in der Lage die Wassermengen zwischen zu speichern, um sie nach dem Ereignis der Kläranlage zu zuleiten. Die nicht behandelbaren bzw. speicherbaren Wassermengen werden über Mischkanalisationsüberläufe in die Gewässer entlastet (Abbildung 11). Das Ausmaß der Gewässerbelastung aus Mischsystemen ist vor allem abhängig von der jährlichen Überlaufdauer. Dieser Parameter wird durch den Ausbaugrad, d.h. das verfügbare Speichervolumen der Regenüberlaufbecken gesteuert. Die Abschätzung der entlasteten Wassermenge (Entlastungsrate; US_{CS_Q}) erfolgt nach dem Ansatz von MEIßNER (1991) in Abhängigkeit von der jährlichen Niederschlagsmenge und dem Speichervolumen der Regenüberlaufbecken (Abschnitt 3.3.9.2) (Gleichung 2-10).

Gleichung 2-10

$$US_{CS_Q} = \frac{\dfrac{4000 + 25 \cdot q_R}{0{,}551 + q_R}}{V_S + \dfrac{36{,}8 + 13{,}5 \cdot q_R}{0{,}5 + q_R}} - 6 + \frac{PD_{PREC_yr} - 800}{40}$$

US_{CS_Q}	Entlastungsrate des Mischsystems [%]
q_R	Regenabflussspende [l/(ha·s)]
V_S	spezifisches Speichervolumen der Regenüberlaufbecken [m^3/ha]
PD_{PREC_yr}	Jahresniederschlag [l/(m^2·a)]

Das entlastete Mischwasser enthält neben dem Niederschlagsabfluss auch einen Schmutzwasseranteil von Haushalten und Gewerbebetrieben. Die Abschätzung der Schmutzwasserfracht erfolgt über die Anzahl der entlastungswirksamen Regentage. Die Fracht aus Haushalten wird anhand der an das Mischsystem angeschlossenen Einwohner sowie eine stoffspezifische Einwohnerabgabe bestimmt. Für Gewerbebetriebe wird eine mittlere Stoffkonzentration in gewerblichem Abwasser angesetzt. Es wird angenommen, dass Gewerbeflächen 8 % der urbanen Fläche ausmachen. Die Wassermenge wird auf Basis eines spezifischen Abflusses von Gewerbeflächen und der Annahme, dass dieser 10 Stunden pro Tag wirksam ist, ermittelt.

Stoffemissionen von Kanalisationen, die nicht an eine Kläranlage angeschlossen sind

Weiterhin sind die Einträge von versiegelten Flächen und von Einwohnern zu berücksichtigen, die an die Kanalisation, jedoch nicht an eine Kläranlage angeschlossen sind. Der Anteil dieser Flächen an der gesamten versiegelten Fläche wird auf Basis des Bevölkerungsanteils ermittelt, der nur an eine Kanalisation angeschlossen ist (Abschnitt 3.3.8). Hinsichtlich des Stoffeintrags können diese Flächen wie die an das Trennsystem angeschlossenen Flächen betrachtet werden. Zusätzlich wird das gesamte Schmutzwasser von Haushalten und Gewerbebetrieben in die Oberflächengewässer eingeleitet. Für die Ermittlung der Schmutzwasserfracht werden die gleichen Annahmen wie für das Mischsystem zu Grunde gelegt.

Stoffemissionen von versiegelten Flächen und Einwohnern ohne Anschluss an die Kanalisation

Für Haushalte und versiegelte Flächen ohne Anschluss an eine Kanalisation wird davon ausgegangen, dass ein Teil der Feststoffe aus den Sickergruben abgepumpt und den Kläranlagen zugeführt wird. Dieser Anteil wird jedoch rechnerisch nicht zusätzlich berücksichtigt, da er in den Ablauffrachten aus Kläranlagen bereits enthalten ist. Aus den Sickergruben gelangt somit nur ein Anteil der gelösten Abwasserinhaltsstoffe nach unterschiedlicher Bodenpassage in die Gewässer. Einträge von gewerblichen Betrieben sind bei diesem Eintragspfad nicht zu erwarten.

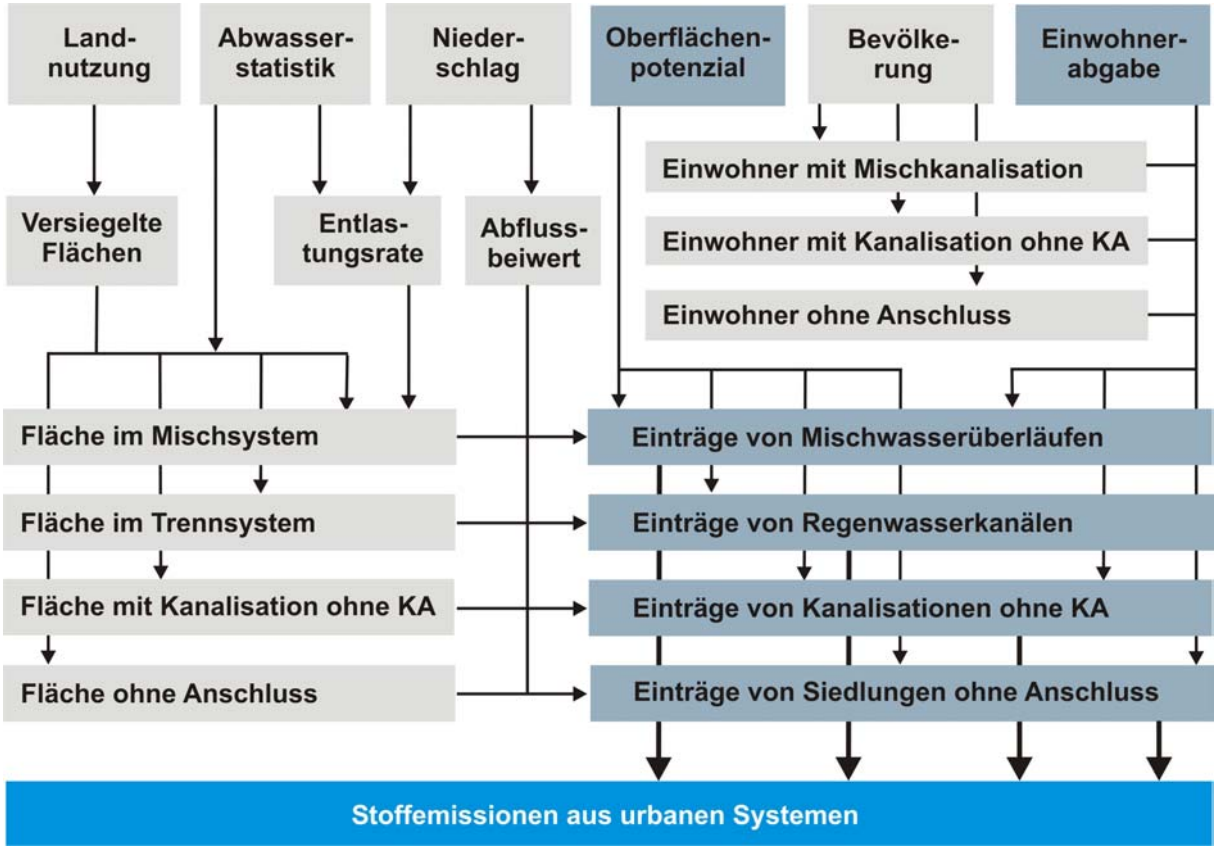


Abbildung 12: Eingangsdaten zur Quantifizierung der Stoffemissionen aus urbanen Systemen

3 Allgemeine Eingangsdaten

Das vorliegende Kapitel gibt einen Überblick der verwendeten allgemeinen Grundlagendaten. Ein Teil der verwendeten Eingangsdaten wurde bereits in früheren Berichten ausführlich beschrieben (BEHRENDT ET AL., 1999; BEHRENDT ET AL., 2002a, FUCHS ET AL., 2002). Deshalb werden im Folgenden nur die im Rahmen des aktuellen Projektes neu erhobenen und aufbereiteten Daten detailliert dargestellt.

3.1 Modellgebiete

Die Modellgebiete (Abschnitt 2.1) wurden durch Aggregation der teilweise sehr detaillierten, von den Bundesländern herausgegebenen Einzugsgebietsgrenzen erstellt, wobei die Grenze für die Aggregierung bei einer Gebietsgröße von 100 km² festgelegt wurde. Die ausländischen Modellgebiete der Oder und Elbe konnten aus dem IKZM-Oder-Projekt (BMBF, 03F0403A-H) bzw. GLOWA-ELBE (BMBF, 01LW0304A) übernommen werden.

Für den ausländischen Teil des Rheins wurden die im UBA Projekt 29922285 (BEHRENDT ET AL., 2003b) verwendeten Grenzen beibehalten. Abbildung 13 zeigt die verwendeten Modellgebiete. Das Gesamtgebiet umfasst 3.456 Modellgebiete mit einer mittleren Einzugsgebietsgröße von 190 km². In Deutschland liegen davon 2.759 Gebiete mit einer mittleren Größe von 135 km². Die Modellgebiete wurden entlang der Grenzen (Staaten und Bundesländer) geteilt, so dass eine eindeutige Zuordnung zu den administrativen Einheiten gegeben ist.

3.2 Abfluss- und Gütedaten

Zur Erstellung der Abflussbilanz sowie für die Berechnung der Stofffrachten in den Oberflächengewässern wurden umfangreiche Güte- und Abflussdaten von den zuständigen Länder- und Bundesbehörden abgefragt. Die Daten der Bundeswasserstraßen wurden, soweit vorhanden, von der BfG zur Verfügung gestellt. Insgesamt wurden tägliche Abflussdaten zu 1.273 Abflusspegeln sowie Stoffkonzentrationen zu 1.591 Gütepegeln für den aktuellen Zeitraum (1998 bis 2005) geliefert.

Nicht alle Messreihen konnten für die Modellanwendung bzw. die spätere Validierung verwendet werden:

- Häufig lagen mehrere Messstellen in einem Modellgebiet. In diesem Fall wurde jeweils nur eine Messstelle berücksichtigt.
- Teilweise war die Lage der Messstellen so ungünstig, dass sie keinem Modellgebiet eindeutig zugeordnet werden konnte.
- Für einzelne Stationen waren nur Messreihen von weniger als einem Jahr verfügbar oder es war keine räumliche Zuordnung zwischen Abfluss- und Gütemessstelle möglich. Diese Stationen wurden deshalb ausgeschlossen.
- Weiterhin wurden für die Frachtberechnung nur Gütestationen berücksichtigt, für die mehr als 10 Messwerte pro Jahr vorlagen.

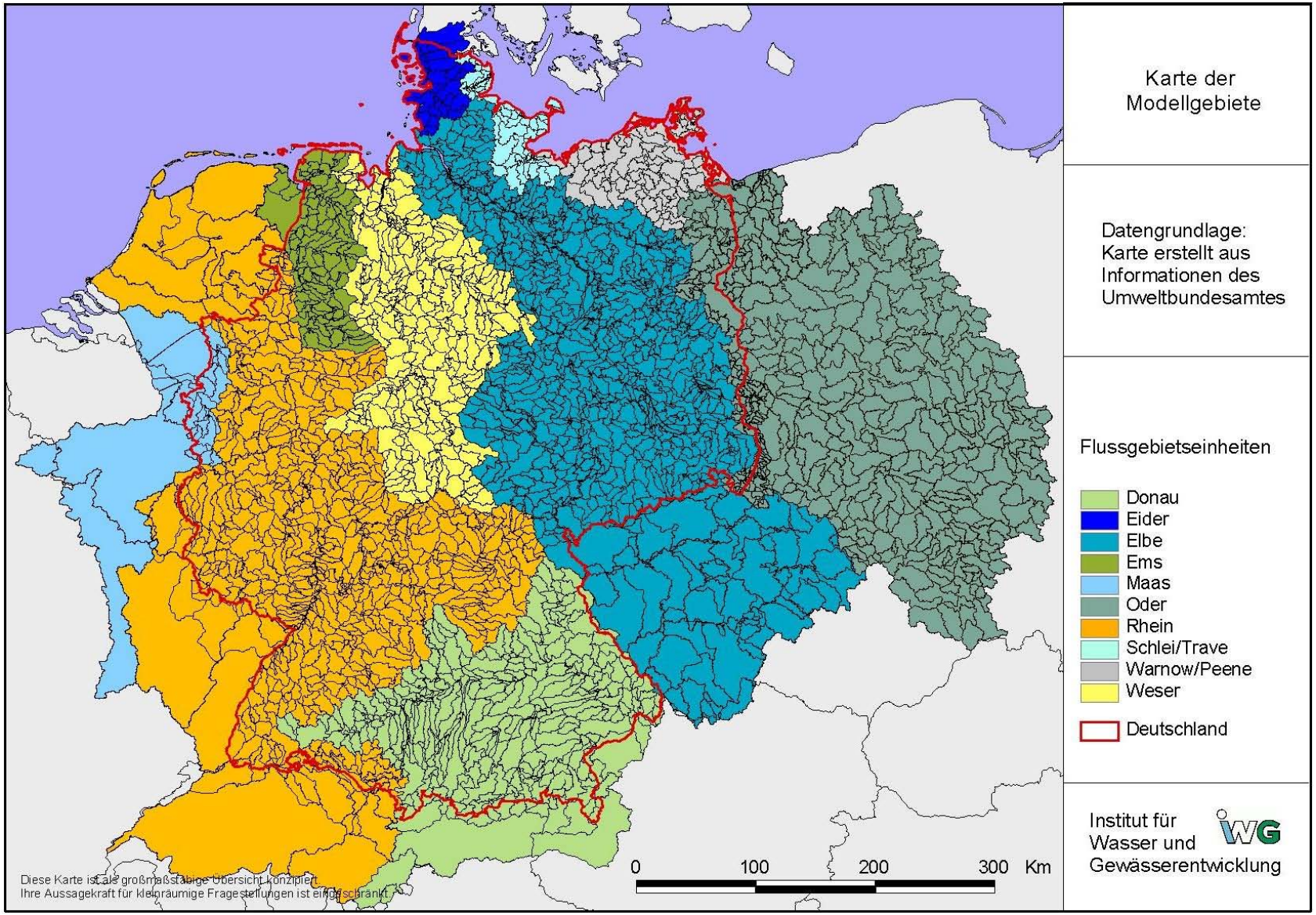


Abbildung 13: Karte der Flussgebietseinheiten und die Einteilung in Modellgebiete

Bei der Berechnung der transportierten Stofffrachten (BEHRENDT ET AL., 1999) in den Gewässersystemen sind weiterhin die folgenden Fehlerquellen zu beachten:

- Wenn Abfluss und die Gewässergüte an unterschiedlichen Stellen gemessen werden, erfolgt die Berechnung der Frachten mit Hilfe von Korrekturfaktoren, die durch das Verhältnis zwischen Einzugsgebietsgröße der Abflussmessstelle und der Gewässergütemessstelle bestimmt werden. Aufgrund mangelnder Messstellendichte nehmen die Korrekturfaktoren teilweise Werte größer als 2 ein. Inwieweit derart große Korrekturfaktor die tatsächlichen Abflussverhältnisse im Einzugsgebiet widerspiegeln, ist unklar.
- Da für die meisten Parameter keine kontinuierlichen Gütemessungen erfolgen, wird die Gewässerfracht aus Immissionsmessungen in der Regel unterschätzt. Bei Hochwasserereignissen werden erhöhte Stofffrachten in die Gewässer eingetragen und aus dem Sediment mobilisiert. Während solcher Ereignisse werden jedoch kaum Gütemessungen durchgeführt.

Nach Aufbereitung und kritischer Durchsicht der Daten bezüglich ihrer Eignung wurden insgesamt 155 Pegel zur Kalibrierung der Abflussbilanz herangezogen. 513 zusätzliche Stationen wurden für die Validierung verwendet. Eine Karte der Abflusspegel für die Kalibrierung und Validierung ist in Kapitel 5.1 dargestellt (Abbildung 40).

Die Anzahl und Datenqualität der bereitgestellten Gütedaten ist für die verschiedenen Stoffgruppen sehr unterschiedlich. Insbesondere die hohe Anzahl von Messwerten unterhalb der Bestimmungsgrenze bereitet für Schwermetalle und PAK Probleme bei der Frachtberechnung. Die Ergebnisse der Frachtberechnung sind für die Stoffgruppen in Kapitel 5.2 (Nährstoffe), 5.3 (Schwermetalle) und 5.4 (PAK) dargestellt.

3.3 Räumliche Eingangsdaten

3.3.1 Landnutzung

Für die Klassifikation der Landnutzung lagen Daten des CORINE Land Cover (CLC 2000, European Environment Agency, EEA, 2005) vor. Die Daten werden für ein Raster von 500 x 500 m erhoben und anschließend in einer rechnerischen Auflösung von 100 x 100 m zur Verfügung gestellt (Abbildung 14). Aufgrund des groben Rasters bei der Erhebung werden kleine Teilflächennutzungen (z. B. Gewässerflächen) nur ungenau erfasst. CORINE-Landnutzungsdaten der Schweiz waren zum Zeitpunkt der Datenaufbereitung noch nicht für das Bezugsjahr 2000 verfügbar. Deshalb wurden für die Schweiz die CORINE-Daten von 1990 (European Environment Agency, EEA) zu Grunde gelegt. Die Klassen des CORINE Land Cover wurden für die Modellierung nach dem in Tab.-Anh. 8 dargestellten Schlüssel zusammengefasst.

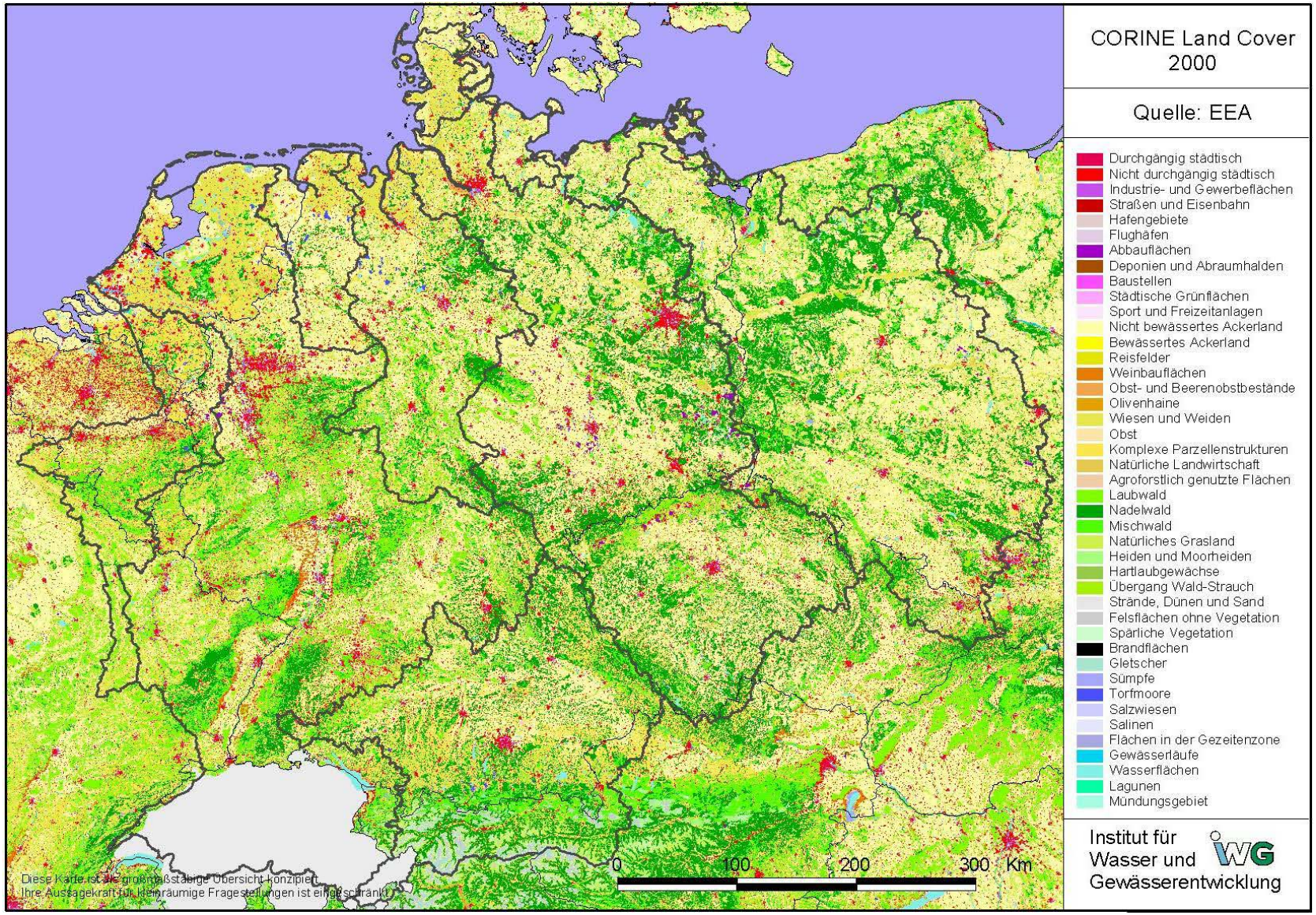


Abbildung 14: Karte der Landnutzung (CORINE Land Cover 2000, EEA 2005)

3.3.2 Digitale Höhenmodelle

Für die Ableitung des mittleren Gefälles und der mittleren Höhe der Einzugsgebiete wurde das weltweit vorliegende digitale Höhenmodell GTOPO30 des U.S. Geological Survey (USGS, 1996) mit einer Rastergröße von 1 x 1 km verwendet. Die Berechnung der Bodenabtragskarte erfolgte auf Basis des digitalen Höhenmodells der NASA-SRTM (2005).

3.3.3 Niederschlagsdaten

Jahres- und Sommerniederschlagssummen wurden aus den interpolierten Niederschlagsdaten (monatliche Werte, für den Zeitraum 1983-2005) des Global Precipitation Climatology Centre (GPCC, 2006) abgeleitet und mit den Einzugsgebietsgrenzen verschnitten.

3.3.4 Bodenkarten

An digitalen Bodenkarten standen die deutschen Boden-Übersichts-Karte (BÜK 1000; Maßstab 1:1.000.000) der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR, 1998) und die Europäische Bodenkarte des European Soil Bureau (2007) zur Verfügung. Aus diesen Karten wurden die Informationen zu den Flächenanteilen der sand-, ton-, lehm-, und schluff-dominierten Böden sowie zu Nieder- und Hochmooren, der Durchlässigkeit und dem Stickstoffgehalt der oberen Bodenschicht entnommen.

3.3.5 Geologische Karten

Die Unterscheidung von Locker- und Festgesteinsbereichen der Einzugsgebiete wurde für Deutschland nach der Geologischen Karte Deutschlands (GK 1000; Maßstab 1:1.000.000) der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR, 1993) und für die ausländischen Modellgebiete aus der hydrogeologischen Karte von Europa des National Institute for Public Health and Environment (RIVM, 2007) durchgeführt.

3.3.6 Anteil der dränierten Ackerfläche

Die Ableitung des Anteils dränierter Flächen an der gesamten Ackerfläche basiert auf den Arbeiten von BEHRENDT ET AL. (1999), wobei die Dränflächen der Flussgebiete im Bereich der neuen Bundesländer über eine Gewichtung der Bodenstandorttypen abgeschätzt wurden (Abbildung 15). Dazu wurde zunächst die Dränflächenkarte mit der Karte der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung überlagert, um die Bodenstandorttypen der gedränten Flächen und der Einzugsgebiete zu ermitteln (BEHRENDT ET AL., 1999).

Es konnte abgeleitet werden, dass zum überwiegenden Teil (im Mittel 78 %) vernässte Bodenstandorte gedränt werden. Darunter stellen die staunassen Tieflehm- und Lehmstandorte mit ca. 41 % den größten Anteil der gedränten Flächen dar (BEHRENDT ET AL., 1999). HIRT ET AL. (2005a, b) ermittelte mit einem anderen Ansatz für die Mulde ähnliche Anteile der dränierten Fläche.

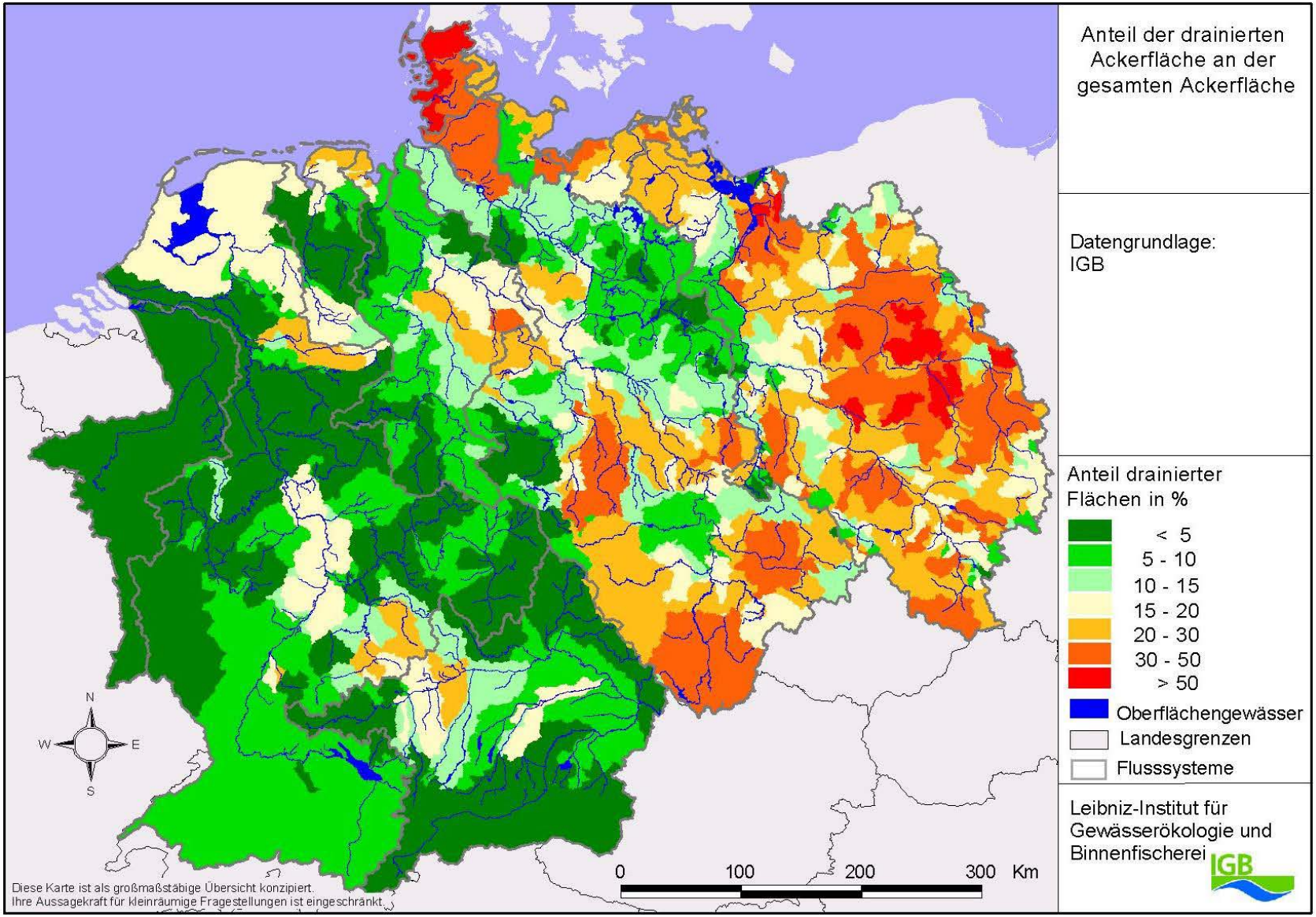


Abbildung 15: Anteil der dränierten Ackerflächen

3.3.7 Bevölkerung

Von der European Environment Agency (EEA) liegt eine digitale Karte zur Bevölkerungsdichte für das Jahr 2001 vor (EEA, 2007). Die Karte basiert auf statistischen Gemeindedaten zur Bevölkerung, die anhand der CORINE-Landnutzungsklassen (CLC 2000, EEA, 2005) regionalisiert wurden. Vor der Nutzung der Karte wurden die Einwohner für die Gemeinden mehrerer Bundesländer ermittelt und mit statistischen Daten (STATISTIK LOKAL, 2004) verglichen. Insgesamt zeigte sich für Deutschland eine sehr gute Übereinstimmung auf Gemeindeebene. Abbildung 16 zeigt die Bevölkerungsdichte für die betrachteten Flusssysteme.

Für das Jahr 2001 wurden die Einwohner in den Modellgebieten berechnet. Die in der Schweiz liegenden Teilgebiete des Rheins werden nicht durch die Karte der EEA abgedeckt (vgl. Abbildung 16). Die fehlenden Daten wurden aus einer vom IGB erstellten Gemeindekarte zur Bevölkerung ergänzt (BEHRENDT ET AL., 2003a). Für den gesamten betrachteten Zeitraum 1983-2005 liegen keine weiteren räumlich hoch aufgelösten Datensätze zu Informationen zur Bevölkerung vor. Die Bevölkerungsentwicklung wurde deshalb anhand statistischer Daten auf Länder- bzw. Bundeslandebene berücksichtigt. Hierzu wurden Bevölkerungsdaten des Statistical Office of the European Communities (EUROSTAT, 2007a), der Statistischen Landesämter (Brandenburg, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Thüringen) sowie des STATISTISCHEN JAHRBUCHS DER DDR (1986) verwendet (vgl. Anhang Tab.-Anh. 1). Anschließend wurden detaillierte Daten für das Jahr 2001 als Basisdatensatz zugrunde gelegt, um für alle Einzeljahre anhand der Änderung der Bevölkerung auf Länder- bzw. Bundeslandebene die Einwohnerzahl in den Modellgebieten zu ermitteln. Dabei wurde angenommen, dass die Bevölkerungsentwicklung der Modellgebiete innerhalb der administrativen Grenzen gleich verläuft.

3.3.8 Anschlussgrad der Bevölkerung

Für die Ermittlung der Anschlussgrade der Bevölkerung in den Modellgebieten Deutschlands konnten statistische Mikrodaten auf Gemeindeebene des Forschungsdatenzentrums der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (FDZ, 2007) genutzt werden. Die Daten werden alle drei Jahre für das Merkmal „entsorgte Gemeinde“ erhoben und sind seit 1998 verfügbar. Es wird die gesamte Bevölkerung sowie deren Anschlussgrad an die öffentlichen Kanalisationssysteme und Kläranlagen erfasst.

Für die Ermittlung der Anschlussgrade in den Flussgebieten wurde der zum Untersuchungszeitpunkt aktuellste Datensatz aus dem Jahr 2004 genutzt. Die Anzahl der angeschlossenen Einwohner auf Gemeindeebene wurde flächengewichtet auf die Modellgebiete übertragen. Die hierzu benötigte Karte der Gemeindegrenzen für den Stichtag der statistischen Datenerhebung (31.12.) Verwaltungsgrenzen (VG250) wurde vom Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG, 2007) zur Verfügung gestellt. Durch die Verschneidung der Gemeindegrenzen mit den Modellgebieten konnten die angeschlossenen Einwohner für die Schnittflächen berechnet werden. Die angeschlossenen Einwohner in einem Modellgebiet ergeben sich nachfolgend aus der Summe der angeschlossenen Einwohneranteile aller Gemeindeflächen, die in dem betrachteten Modellgebiet liegen. Anschließend wurde auf dieser Basis der prozentuale Anschlussgrad der Bevölkerung an die öffentlichen Kanalisationssysteme und Klär-

anlagen bestimmt. Die resultierenden Anschlussgrade an die öffentlichen Kanalsysteme und Kläranlagen für das Jahr 2004 sind in Abbildung 17 dargestellt.

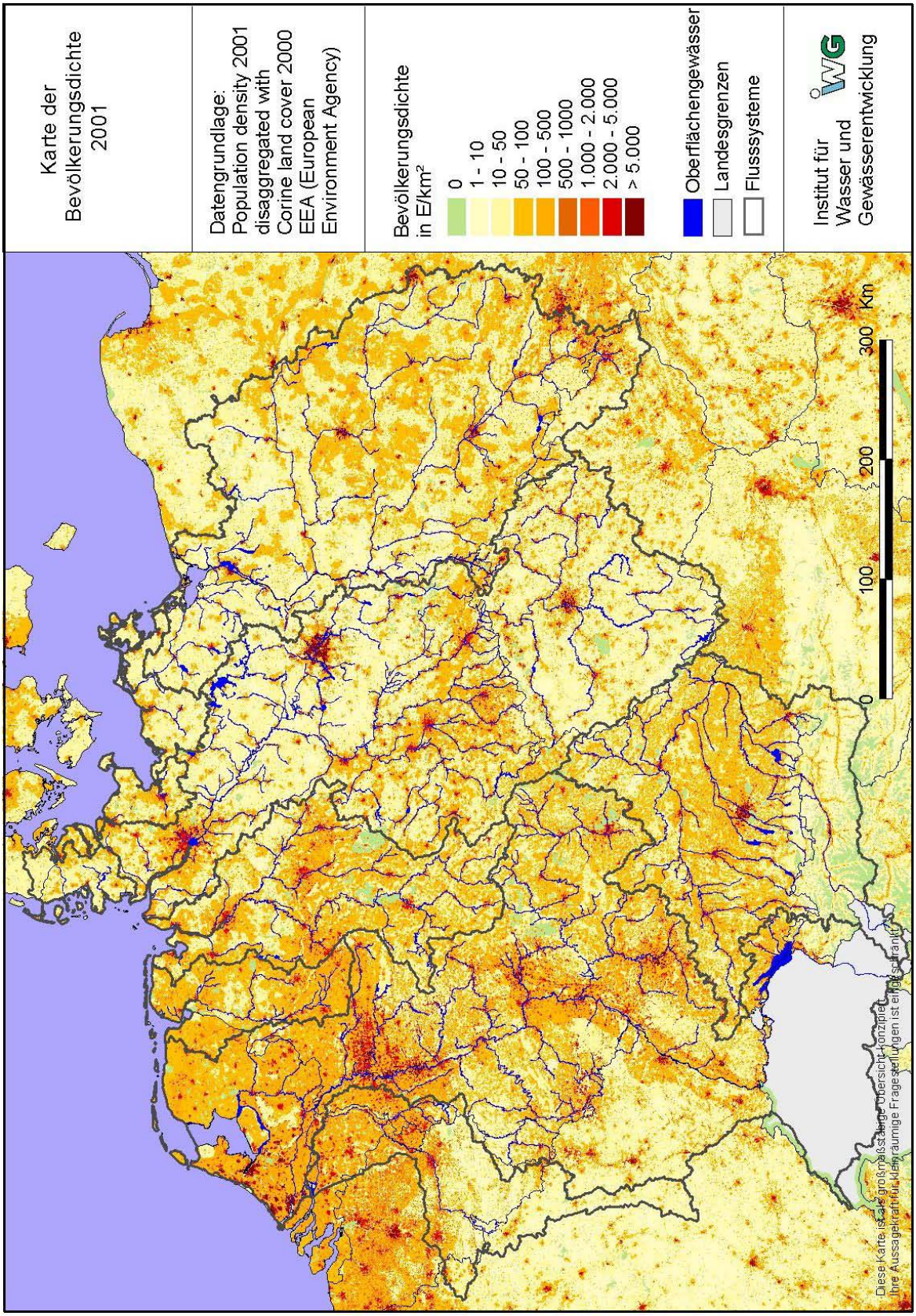


Abbildung 16: Bevölkerungsdichte im Jahr 2001 (European Environment Agency)

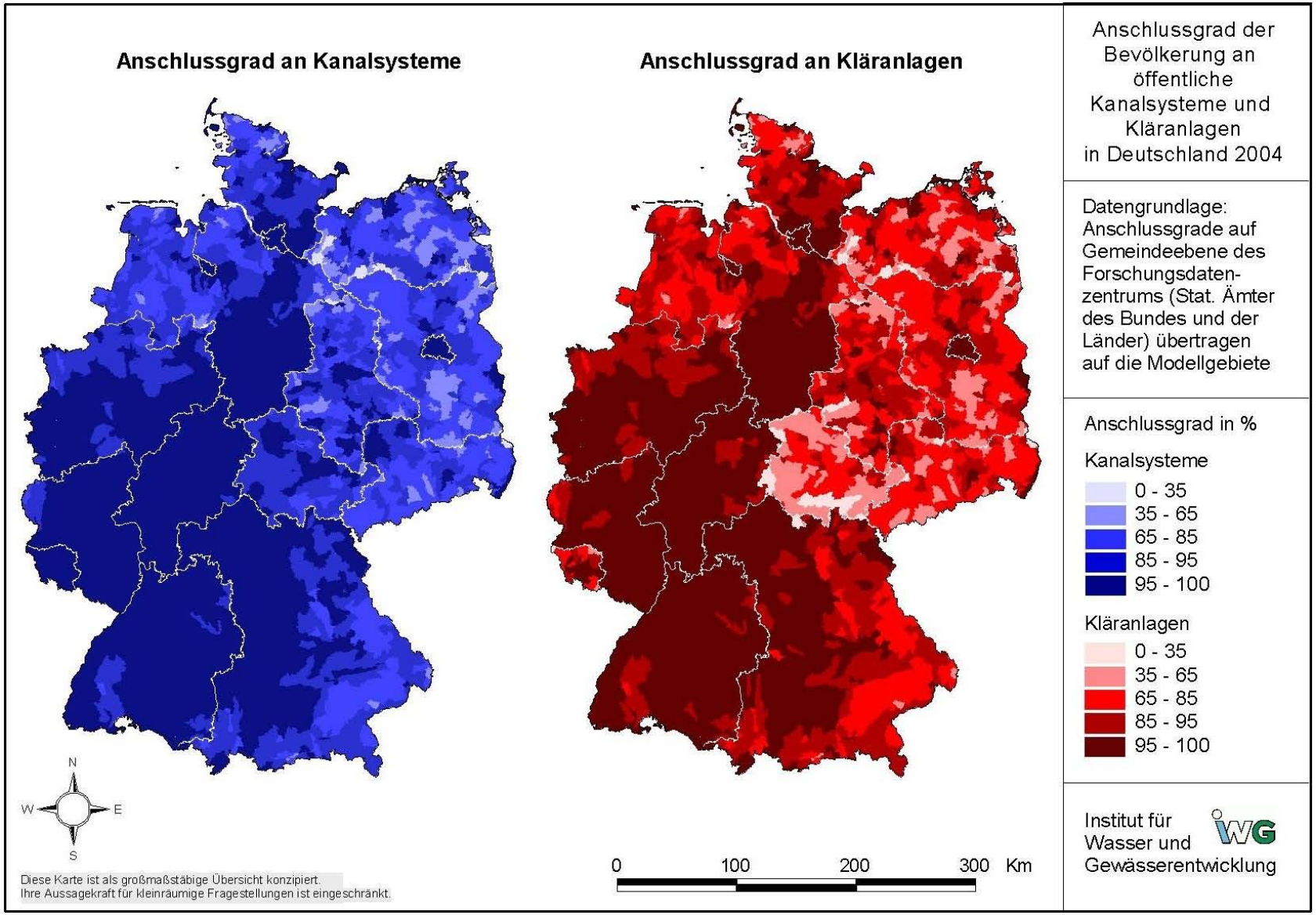


Abbildung 17: Anschlussgrad an die öffentlichen Kanalsysteme und Kläranlagen in Deutschland

Da nicht für den gesamten betrachteten Zeitraum räumlich hoch aufgelöste Daten zur Verfügung stehen, wurde die zeitliche Änderung von 1983 bis 2004 auf Ebene der Bundesländer berücksichtigt. Hierzu wurden Daten des STATISTISCHEN BUNDESAMTES (1983, 1987, 1991, 1995, 1998a, 2001 und 2004) verwendet. Für die neuen Bundesländer liegen erst seit 1991 Daten beim Statistischen Bundesamt vor. Es kann jedoch angenommen werden, dass die Änderung der Anschlussgrade zwischen 1983 und 1991 in der ehemaligen DDR gering war. Die berücksichtigten Anschlussgrade für die Bundesländer sind dem Anhang (Tab.-Anh. 2, Tab.-Anh. 3) zu entnehmen.

Zunächst wurden für alle Einzeljahre die Änderungsfaktoren auf Bundeslandebene in Bezug auf das Referenzjahr 2004 ermittelt. Für die Jahre, die nicht durch die Statistik erfasst werden, wurden die Faktoren linear interpoliert. Anschließend wurden, ausgehend von den detaillierten Daten für das Jahr 2004, für alle Einzeljahre anhand der Änderungsfaktoren die angeschlossenen Einwohner in den Modellgebieten ermittelt. Dabei muss beachtet werden, dass der Anschlussgrad an die Kläranlagen in einem Modellgebiet nicht den Anschlussgrad an die Kanalisation übersteigt und dass der Anschlussgrad maximal 100 % betragen kann.

Aus Abbildung 17 ist ersichtlich, dass der Anschlussgrad in den weniger dicht besiedelten Gebieten im Osten sowie im Nordwesten von Deutschland geringer ist als in den bevölkerungsreichen Bundesländern. Außerdem kann festgestellt werden, dass die Anschlussgrade in den Neuen Bundesländern auch im Jahr 2004 noch unter dem bundesdeutschen Mittel liegen (Abbildung 17, Tab.-Anh. 2, Tab.-Anh. 3).

Für das Ausland liegen bei EUROSTAT Daten zum Anschlussgrad an die öffentlichen Kanalsysteme und Kläranlagen vor (EUROSTAT, 2007b, c, Tab.-Anh. 2, Tab.-Anh. 3). Die Daten sind nicht für alle Länder über den gesamten betrachteten Zeitraum vorhanden, weshalb die Datenreihe interpoliert wurde. Für das Ausland wurde angenommen, dass die Anschlussgrade aller Modellgebiete innerhalb der Ländergrenzen nicht variieren.

3.3.9 Kanalsysteme

3.3.9.1 Verbreitung von Misch- und Trennsystem

Die Längen der Schmutz-, Regen- und Mischwasserkanäle liegen auf Gemeindeebene beim Forschungsdatenzentrum der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (FDZ, 2007) vor. Allerdings werden diese Daten bundesweit nur nach dem Merkmal „Sitz des Kanalnetzbetreibers“ erhoben. Das bedeutet, dass bei größeren Abwasserzweckverbänden, die das Kanalisationssystem mehrerer Gemeinden betreiben, somit alle Kanäle jener Gemeinde zugeschlagen werden, in der die Verwaltung des Betreibers liegt. Die Auswertung der Bundesversion der Statistik zur öffentlichen Abwasserbeseitigung hat gezeigt, dass dies insbesondere in den neuen Ländern ein Problem ist und für zahlreiche Gemeinden keine Daten zur Kanalisation vorliegen. Diese Statistik ist deshalb auf Gemeindeebene für die Fragestellungen des Projektes nicht nutzbar. Deshalb wurden für die weitere Auswertung die Daten auf Kreisebene aggregiert, um den Fehler zu vermindern.

Für einige Bundesländer werden die Kanallängen zusätzlich nach dem Merkmal „entsorgte Gemeinde“ erhoben (Länderversion der Statistik über die öffentliche Abwasserbeseitigung)

und erfassen somit die tatsächlich in einem Gemeindegebiet liegenden Kanäle. Die Daten sind verfügbar für Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Baden-Württemberg, Saarland, Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern (nur 1998), Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen (nur 2001 und 2004). Für alle übrigen Bundesländer wurden die Daten der Bundesversion berücksichtigt. Die Kanallängen der Länderversion wurden ebenfalls auf Kreisebene aggregiert, damit die räumliche Auflösung innerhalb Deutschlands für alle Bundesländer gleich ist. Der Anteil von Misch- und Trennsystem wurde auf Kreisebene anhand der Längen der Misch- und Schmutzwasserkanäle für 1998, 2001 und 2004 ermittelt. Abbildung 18 (links) zeigt den Anteil des Mischsystems auf Kreisebene für das Jahr 2004. Der Anteil des Trennsystems ergibt sich aus der Differenz des Mischsystemanteils und 100 %. Anschließend wurden die Anteile in den einzelnen Modellgebieten als flächengewichtetes Mittel berechnet. Die zeitliche Entwicklung von 1983 bis 2004 wurde anhand der Daten des STATISTISCHEN BUNDESAMTES (1983, 1987, 1991, 1995, 1998, 2001, 2004) auf Länderebene berücksichtigt (vgl. Tab.-Anh. 4). Während im Süden Deutschlands das Mischsystem überwiegt, werden die nördlichen Bundesländer vorwiegend im Trennsystem entwässert. Von 1987 bis 2004 nimmt der Anteil des Trennsystems jedoch in allen Bundesländern kontinuierlich zu und beträgt heute 42 % in Deutschland (Abbildung 18, Tab.-Anh. 4).

Für das Ausland liegen keine detaillierten Daten zur Verbreitung von Misch- und Trennsystem vor. Anfragen bei der European Water Association (EWA, 2005) in Österreich, Belgien, Luxemburg, Frankreich, Tschechien, Niederlande und Polen ergaben nur wenige verwertbare Informationen. Die Anteile für das Misch- und Trennsystem wurden deshalb auf Basis der mittleren Höhe der Einzugsgebiete abgeschätzt. Dieser Vorgehensweise liegt die Annahme zu Grunde, dass bei geringem Gefälle eher das Trennsystem zum Einsatz kommt.

3.3.9.2 Ausbaugrad der Mischwasserbehandlung

In der Statistik über die öffentliche Abwasserbeseitigung (Bundesversion) werden auch die Anzahl und das Volumen der Regenüberlaufbecken (RÜB) im Mischsystem erfasst. Allerdings sind die Daten auf Gemeindeebene nicht nutzbar, da sie, wie bereits beschrieben, nach dem „Sitz des Kanalnetzbetreibers“ erfasst werden und nicht das tatsächlich in den Entwässerungsgebieten vorhandene Beckenvolumen angeben. Die Daten wurden deshalb auf Kreisebene aggregiert. Jedoch entspricht auch nach diesem Aggregierungsschritt das resultierende Beckenvolumen nicht für alle Kreise dem tatsächlich entsorgten Gebiet. Beispielsweise liegen für drei Kreise, darunter die kreisfreien Städte Magdeburg und Suhl, gar keine Daten zur Abwasserbeseitigung in der Statistik vor. Die Kreisdaten zum Beckenvolumen mussten deshalb korrigiert werden. Hierzu wurden die Kanallängen der Länderversion der Statistik zur Abwasserbeseitigung genutzt. Durch einen Abgleich der Kanallängen in der Bundes- und Länderversion wurde entsprechend der Differenz der Mischwasserkanallänge das Beckenvolumen der Kreise angepasst. Weiterhin wurde festgestellt, dass insbesondere in Kreisen, in denen eine kreisfreie Stadt liegt, Inkonsistenzen bei den Beckenvolumina zwischen der Stadt und dem umgebenden Landkreis auftreten können. Teilweise liegen Regenüberlaufbecken, die das Mischwasser der kreisfreien Stadt aufnehmen, auf dem Gebiet des Landkreises und werden von einem Kanalnetzbetreiber mit Sitz im Landkreis verwaltet. In solchen Fällen wurden die Beckenvolumina zwischen dem Landkreis und der kreisfreien Stadt abgeglichen. Die beschriebenen Korrekturschritte wurden in Niedersachsen, Rhein-

land-Pfalz, Saarland, Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Thüringen und Berlin ausgeführt. Für die anderen Länder waren keine Korrekturen erforderlich.

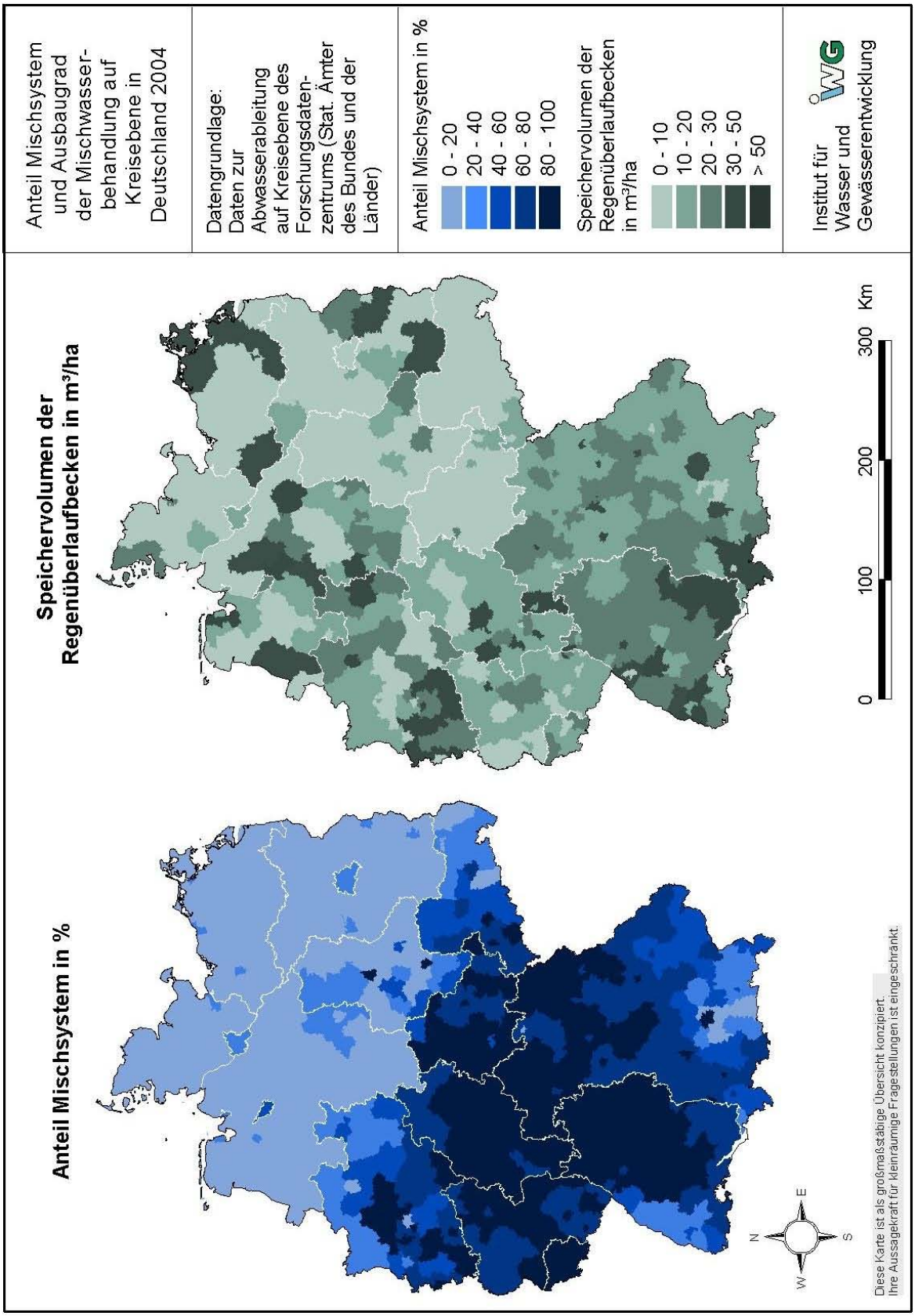


Abbildung 18: Anteil Mischsystem und Ausbaugrad der Mischwasserbehandlung in Deutschland

Für die Berechnung im Modell werden die spezifischen Beckenvolumina bezogen auf die versiegelte und an das Mischsystem angeschlossene Fläche benötigt. Die urbane Fläche liegt auf Kreisebene in der STATISTIK LOKAL (2004) vor. Auf Basis der Bevölkerungsdichte (Statistik lokal) in den Kreisen wurde nach HEANEY ET AL. (1976) der Versiegelungsgrad ermittelt. Nach Berücksichtigung des Mischsystemanteils (vgl. Abbildung 18 links) ergibt sich für jeden Kreis die maßgebliche Fläche, auf die das Beckenvolumen zu beziehen ist. Das Ergebnis für die spezifischen Beckenvolumina im Jahr 2004 ist auf Kreisebene in Abbildung 18 (rechts) dargestellt. Die zeitliche Änderung wurde auf Basis der Angaben des STATISTISCHEN BUNDESAMTES (1987, 1991, 1995, 1998, 2001, 2004) auf Länderebene ermittelt (vgl. Anhang Tab.-Anh. 5).

Für das Ausland liegen keine genauen Angaben zum spezifischen Volumen der Regenüberlaufbecken vor. In Österreich werden im Mittel 15 m³/ha angenommen (ZESSNER-SPITZENBERG, 2007). Für die Schweiz und die Niederlande ist von einem sehr hohen Ausbaugrad auszugehen (SIEKER, 2004), weshalb ein spezifisches Volumen von 23 m³/ha angesetzt wurde, was nach BROMBACH & MICHELBACH (1998) einem Ausbaugrad von 100 % entspricht. Für die anderen Länder wurde der Ausbaugrad auf 5 % geschätzt.

3.4 Punktförmige Eingangsdaten (kommunale Kläranlagen)

Für kommunale Kläranlagen ≥ 2.000 EW Ausbaugröße wurde vom Umweltbundesamt im Rahmen der Berichtspflicht zur der Umsetzung der EU Kommunalabwasserrichtlinie eine Datenabfrage bei den Länderbehörden durchgeführt. Erfasst wurden die Koordinaten des Standortes und der Einleitstelle, die Ausbaugröße und Auslastung in EW, die behandelten Jahresabwassermengen und die Nährstoffablauffrachten (vgl. Abschnitt 4.1.1.1) für den Stichtag 31.12.2005. Anschließend wurden die Kläranlagen anhand der Koordinaten der Einleitstellen den Modellgebieten zugewiesen. In Abbildung 19 sind die Einleitstellen der berücksichtigten Anlagen für unterschiedliche Größenklassen dargestellt. Insgesamt wurden für das Jahr 2005 in Deutschland 4.614 Anlagen ≥ 2.000 EW erfasst.

Daten zu allen kommunalen Kläranlagen in Deutschland liegen in der Statistik der öffentlichen Abwasserbehandlung beim Forschungsdatenzentrum der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (FDZ, 2007) vor. Diese Statistik wurde genutzt, um die Wassermengen und Nährstofffrachten (vgl. Abschnitt 4.1.1.1) von Anlagen < 2.000 EW zu ergänzen. Aus Datenschutzgründen dürfen die Daten der Einzelanlagen jedoch nur in aggregierter Form (mindestens drei Anlagen) veröffentlicht werden. Zudem werden in der Statistik nicht die Koordinaten der Einleitstellen erfasst, sondern nur das Gemeindegebiet des Standortes und der Einleitstelle, weshalb eine punktgenaue Zuordnung zu den Modellgebieten nicht möglich ist. Die Daten der Anlagen < 2.000 EW wurden deshalb auf Kreisebene aggregiert. Insgesamt wurden 5.334 Anlagen für das Jahr 2004 berücksichtigt.

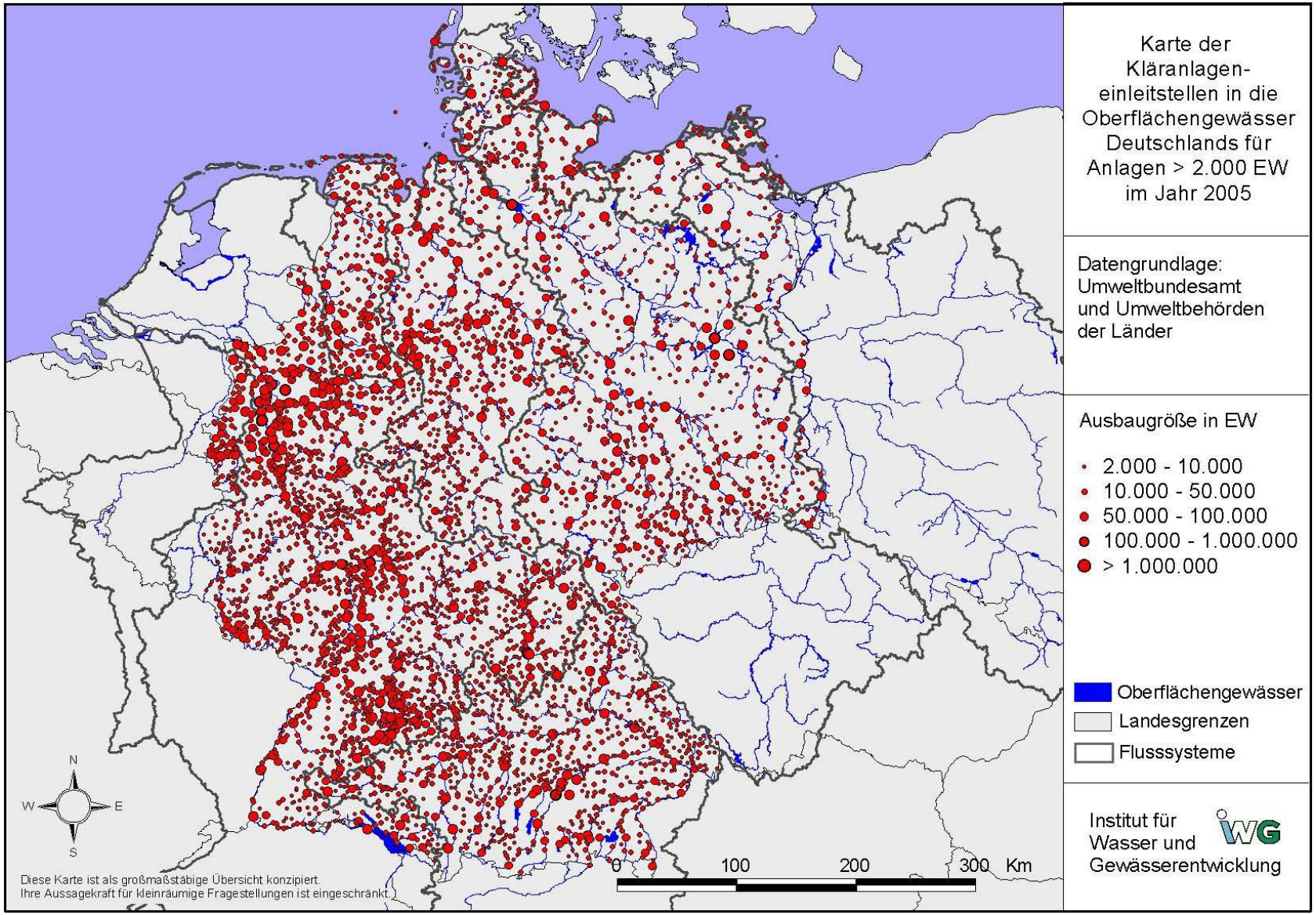


Abbildung 19: Einleitstellen der kommunalen Kläranlagen ≥ 2.000 EW in Deutschland im Jahr 2005

In Tabelle 3 sind die Anzahl, die Ausbaugröße und die behandelten Jahresabwassermengen für Anlagen in unterschiedlichen Größenklassen dargestellt. Die Kläranlagen < 2.000 EW machen zwar 54 % der Anlagen in Deutschland aus, allerdings sind an diese Größenklasse nur 2 % der Einwohnerwerte angeschlossen und es werden 2,5 % der gesamten Abwassermenge behandelt.

Tabelle 3: Anzahl, Ausbaugröße und behandelter Jahresabwassermenge der kommunalen Kläranlagen unterschiedlicher Größenklassen in Deutschland

Größenklasse in EW	**Anzahl [-]**	**Ausbaugröße [1.000 EW]**	**Jahreswassermenge [1.000 m³/a]**
< 2.000	5.334 (53,6 %)	2.996 (2,0 %)	224.668 (2,5 %)
≥ 2.000 – 9.999	2.381 (23,9 %)	11.044 (7,3 %)	861.359 (7,3 %)
≥ 10.000 – 49.999	1.672 (16,8 %)	38.092 (25,3 %)	2.478.723 (25,3 %)
≥ 50.000 – 99.999	317 (3,2 %)	22.378 (14,9 %)	1.259.629 (14,9 %)
≥ 100.000	244 (2,5 %)	76.169 (50,6 %)	4.182.374 (50,6 %)

4 Stoffspezifische Eingangsdaten

Das folgende Kapitel gibt einen Überblick zu allen stoffspezifischen Eingangsdaten für das Modellsystem MONERIS. Die Datengrundlage wird für jede Stoffgruppe (Nährstoffe, Schwermetalle und PAK) nach Eintragspfaden gegliedert dargestellt. Die Eintragspfade sowie die Vorgehensweise können sich für die Stoffgruppen unterscheiden.

4.1 Nährstoffe

Die Methodik zur Quantifizierung der Stoffemissionen mit dem Modellsystem MONERIS ist detailliert am Beispiel der Nährstoffe im Anhang des Berichtes in Form von „Flowcharts“ dargestellt. In den folgenden Abschnitten werden deshalb die Bezeichnungen der Variablen mit angegeben.

4.1.1 Punktförmige Eintragspfade

4.1.1.1 Kommunale Kläranlagen

Im Rahmen der Datenerhebung des Umweltbundesamtes zu kommunalen Kläranlagen ≥ 2.000 EW Ausbaugröße wurden die Nährstoffablauffrachten der Anlagen für den Stichtag 31.12.2005 erfasst (vgl. Abschnitt 3.4). Für einige wenige Anlagen liegen bei den Länderbehörden keine Informationen zu den N- und P- Ablauffrachten vor. Die fehlenden Daten wurden deshalb auf Basis von mittleren Emissionsfaktoren abgeschätzt. Hierzu wurden jeweils für die Bundesländer mit Datenlücken mittlere Nährstofffrachten bezogen auf die angeschlossenen Einwohnerwerte ermittelt, wobei die Größenklasse der Anlagen berücksichtigt wurde.

Die Nährstofffrachten von kommunalen Kläranlagen < 2.000 EW wurden aus der Statistik der öffentlichen Abwasserbehandlung des Forschungsdatenzentrums der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder (FDZ, 2007) für das Jahr 2004 ergänzt. Aus Datenschutzgründen wurden die Ablauffrachten der Anlagen < 2.000 EW auf Kreisebene aggregiert. Anschließend wurden die Frachten für Stickstoff und Phosphor der Kreise flächengewichtet auf die Modellgebiete übertragen, da nicht bekannt ist, wo genau die Anlagen < 2.000 EW innerhalb eines Kreises liegen. In Abbildung 20 ist das Ergebnis für die Modellgebiete bezogen auf die an kommunale Kläranlagen insgesamt angeschlossenen Einwohner dargestellt. Eine hohe spezifische Emission pro Einwohner bedeutet, dass in diesen Regionen verhältnismäßig viele Anlagen eine Ausbaugröße < 2.000 EW aufweisen. Dies ist insbesondere in Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern, in Teilen Niedersachsens, Rheinland-Pfalz sowie im Norden von Hessen, Baden-Württemberg und Bayern der Fall.

Aus Tabelle 3 (Abschnitt 3.4) geht hervor, dass an kommunale Kläranlagen < 2.000 EW nur 2 % der Einwohnerwerte angeschlossen sind. Dennoch werden aus diesen Anlagen 4 % des Stickstoffs und 9 % des Phosphors aus kommunalen Kläranlagen emittiert. Die prozentuale Phosphorfracht ist höher als die Stickstofffracht, da in Anlagen < 2.000 EW keine Phosphorelimination stattfindet. Diese ist erst für Anlagen ≥ 10.000 EW erforderlich.

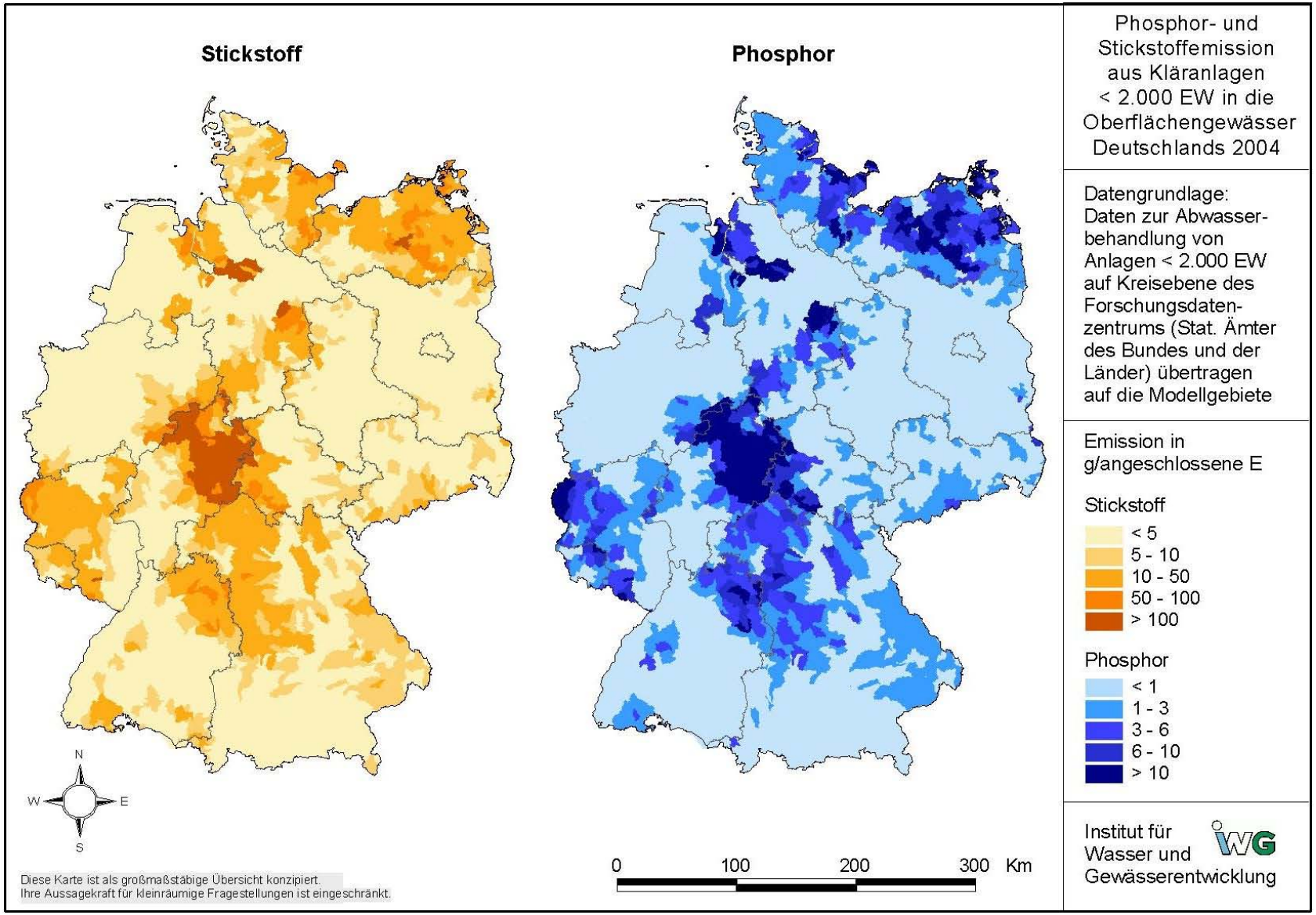


Abbildung 20: N und P Frachten aus Kläranlagen < 2.000 EW in die Oberflächengewässer

Für die früheren Zeiträume liegen Daten zu kommunalen Kläranlagen für die Jahre 1998 und 2001 in der Statistik der öffentlichen Abwasserbehandlung beim Forschungsdatenzentrum (FDZ, 2007) vor. Weiterhin wurden von BEHRENDT ET AL. (1999) Einträge aus kommunalen Kläranlagen für die Jahre 1985 und 1995 ermittelt. Die Emissionen aus beiden Datensätzen wurden auf Ebene der Bundesländer aggregiert und die Änderungsfaktoren in Bezug auf den aktuellen Datensatz (2004/2005) bestimmt. In Abbildung 21 ist die zeitliche Entwicklung der Nährstoffemissionen aus kommunalen Kläranlagen (1985-2005) in Deutschland dargestellt. Die Emissionen für die Bundesländer sind Tab.-Anh. 6 und 7 zu entnehmen.

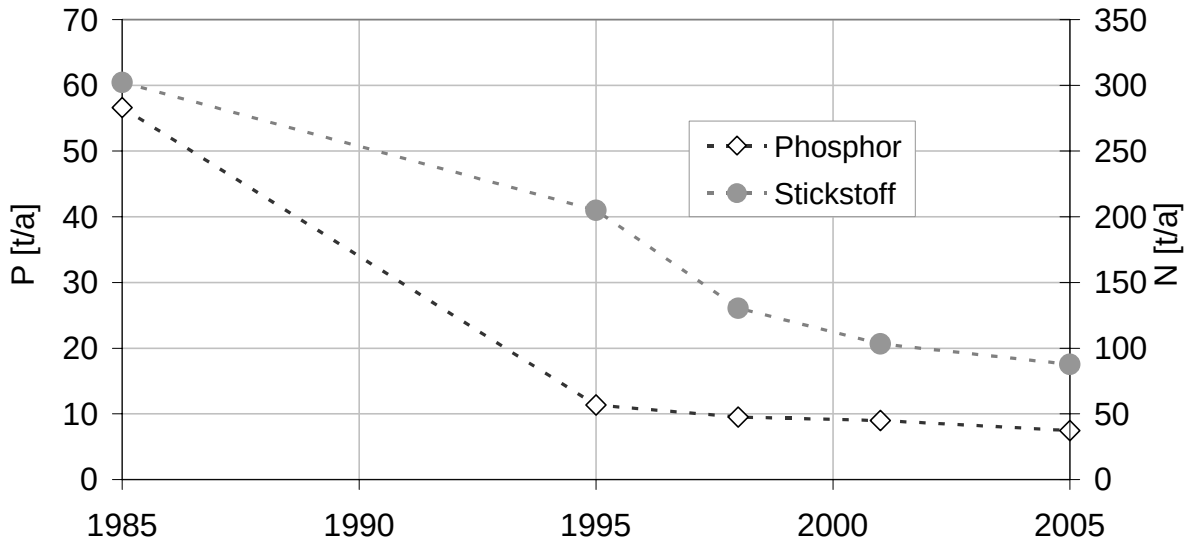


Abbildung 21: Zeitliche Entwicklung der Nährstoffemissionen aus kommunalen Kläranlagen in Deutschland von 1985 bis 2005

Für Phosphor wurde der Hauptrückgang der Einträge aus Kläranlagen durch die Elimination phosphathaltiger Waschmittel seit 1986 erreicht. Bei Stickstoff spielt insbesondere der vermehrte Kläranlagenausbau seit 1990 eine Rolle.

Anhand der zeitlichen Änderung auf Bundeslandebene wurden, ausgehend von den räumlich detaillierten Daten für 2004/2005, die Ablauffrachten in den Modellgebieten für den gesamten betrachteten Zeitraum extrapoliert. Dieser Vorgehensweise liegt die Annahme zu Grunde, dass die Standorte der Kläranlagen weitgehend gleich bleiben. Für mittlere bis große Einzugsgebiete, für die eine Betrachtung der zeitlichen Entwicklung der Emissionen hauptsächlich von Bedeutung ist, ist diese Annahme plausibel.

Für die europäischen Nachbarländer sind nur teilweise punktgenaue Informationen zu kommunalen Kläranlagen verfügbar. Allerdings liegen bei den Flussgebietskommissionen (IKSR, 2005; IKSO, 2007; IKSE, 2005) länderspezifische Einwohnerfrachten aus kommunalen Kläranlagen vor. Diese wurden auf Basis der an die Kläranlagen angeschlossenen Einwohner auf die ausländischen Modellgebiete der Flusssysteme übertragen.

4.1.1.2 Industrielle Direkteinträge

Das Europäische Schadstoffemissionsregister (European Pollutant Emission Register, E-PER) erfasst die Emissionen von industriellen Direkteinleitern in die Oberflächengewässer, die oberhalb eines stoffspezifischen Schwellenwertes liegen. Die Daten des EPER werden

alle drei Jahre gemeldet und liegen bisher für 2001 und 2004 vor. Im EPER werden auch die Koordinaten der Industriebetriebe erfasst, so dass die Emissionen punktgenau einem Modellgebiet zugewiesen werden können.

Für das Jahr 1997 wurde im Auftrag des Umweltbundesamtes eine umfassende Bestandsaufnahme durch das Fraunhofer Institut für System- und Innovationsforschung (ISI) zu Nährstoffemissionen von Industriellen Direkteinleitern durchgeführt (BÖHM ET AL., 2000). Bei dieser Recherche wurden auch Betriebe erfasst, die unterhalb des EPER-Schwellenwertes liegen. Allerdings wurden im Rahmen der Datenabfrage keine Koordinaten erhoben. Seitens des ISI wurden deshalb anhand der Adressen der Direkteinleiter Koordinaten für die Standorte ermittelt. Anschließend konnten die Industriebetriebe den Modellgebieten zugeordnet werden. Zum Teil wurden Daten nur anonymisiert von den Behörden der Bundesländer bereitgestellt. Gemeldet wurden in diesem Fall nur die Emission und die Flussgebietseinheit, in die der Betrieb einleitet. In diesen Fällen wurden die Frachten nach Bundesland und Flussgebietseinheit aggregiert und jeweils dem letzten, in dem Bundesland liegenden, Modellgebiet im Abflussbaum der Flussgebietseinheit zugewiesen.

Vom IGB liegen für das Jahr 1985 Daten zu Nährstofffrachten von Direkteinleitern für die Flusssysteme vor (BEHRENDT ET AL., 1999). Aus den Anteilen der Bundesländer an den Flusssystemen wurden Frachten für die Bundesländer desaggregiert. Anschließend wurden auf Bundeslandebene die Änderungsfaktoren in Bezug auf die Frachten für das Jahr 1997 ermittelt. Ausgehend von den detaillierten Informationen für das Jahr 1997 und der Änderung auf Ebene der Bundesländer wurden anschließend die Emissionen für den Zeitraum 1983 bis 1994 in den Modellgebieten abgeschätzt.

Für den Zeitraum 1995-2005 wurden die Daten des ISI und des EPER zu Grunde gelegt. Da diese eindeutig Modellgebieten zugeordnet werden können, wurden feste Zeiträume definiert und nicht zwischen den Erhebungsjahren interpoliert. In Tabelle 4 sind die Bilanzzeiträume und Nährstoffemissionen in die Oberflächengewässer Deutschlands dargestellt. Der Großteil der Verminderung industrieller Direkteinträge erfolgte zwischen 1985 und 1995. Ursachen hierfür sind die verbesserte Abwasserreinigung in den Betrieben (Umsetzung der Anforderungen nach § 7a WHG), die Schließung zahlreicher Betriebe in den Neuen Bundesländern nach 1990, der Anschluss von Direkteinleitern an kommunale Kläranlagen sowie die Verminderung des Wasserverbrauchs in der Industrie, was eine effizientere Abwasserbehandlung ermöglicht. Die in Tabelle 4 dargestellte Reduktion zwischen 1997 und 2001 ist hauptsächlich auf die Datenerfassung des EPER zurückzuführen, die nur größere Direkteinleiter berücksichtigt.

Tabelle 4: Nährstoffemissionen von industriellen Direkteinleitern in die Oberflächengewässer Deutschlands

Bilanzzeitraum	Datenerhebung	Stickstoff [t/a]	Phosphor [t/a]	Quelle
1985-1994	1985	122.350	6.546	IGB
1995-1998	1997	20.615	671	ISI
1999-2002	2001	10.389	371	EPER
2003-2005	2004	8.243	324	EPER

Die Nährstoffemissionen von Direkteinleitern aus den europäischen Nachbarländern wurden bei den Flussgebietskommissionen (IKSR, 2005; IKSO, 2007; IKSE, 2005) recherchiert und in Abhängigkeit von der urbanen Fläche den ausländischen Modellgebieten zugewiesen.

Weiterhin wurden Nährstoffemissionen aus Sumpfungswässern des Tagebaus berücksichtigt. Für das Flussgebiet der Spree liegen flächenspezifische Emissionen vor (BEHRENDT ET AL., 1999), die in Abhängigkeit von den Tagebauflächen nach CORINE Landcover (CLC 2000) auf die Modellgebiete übertragen wurden. In die Oberflächengewässer Deutschlands werden 1985 3.457 t/a, 1995 2.592 t/a und 2000 1.409 t/a Stickstoff emittiert. Bei Phosphor wurden Emissionen aus Sumpfungswässern nur für das Jahr 1985 mit 144 t in Deutschland berücksichtigt. Es ist davon auszugehen, dass Phosphor heute durch eine Behandlung der Sumpfungswässer weitgehend eliminiert wird (BEHRENDT ET AL., 1999).

4.1.2 Diffuse Eintragspfade

4.1.2.1 Atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche

Daten zur atmosphärischen Deposition von Stickstoffoxiden und Ammonium mit einer Auflösung von 50 x 50 km für die Jahre 1989-2000 wurden den Ergebnissen des Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe (EMEP, 2006) entnommen. Für Deutschland lagen für die Jahre 1995, 1997 und 1999-2004 weiterhin Depositionswerte von GAUGER ET AL. (2007) vor. Da diese Werte jedoch weder für alle Gebiete noch für alle Jahre verfügbar waren, wurden sie, abgesehen von einer Vergleichsrechnung für 1999 (vgl. Abschnitt 5.2.2), nicht berücksichtigt.

Durch die Verschneidung der Depositionsdaten mit den Einzugsgebietsgrenzen erhält man die mittlere NO_x-N- und NH_4-N-Deposition innerhalb eines Modellgebietes.

Die gesamte P-Depositionsrate, die von der Landnutzung der betrachteten Fläche abhängig ist, liegt im Bereich zwischen 0,3 und 3,0 kg P/(ha·a). Anhand der Analyse statistischer Daten (BEHRENDT ET AL., 2002b), lässt sich für europäische Einzugsgebiete ein Mittelwert von 0,37 kg P/(ha·a) ableiten. Dieser Wert wurde für den Berechnungszeitraum als konstant angenommen.

4.1.2.2 Nährstoffüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche

Die Nährstoffüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche durch Mineraldünger, Wirtschaftsdünger und die atmosphärische Deposition stellen eine wichtige Eingangsgröße für die Quantifizierung der Nährstoffemissionen aus der Landwirtschaft dar und werden deshalb für diese Stoffgruppe der Nährstoffe gesondert berücksichtigt.

Die mittleren Stickstoffüberschüsse wurden für das Referenzjahr 2003 von BACH & SKITSCHAK (2007) auf Ebene der Kreise für Deutschland ermittelt (Abbildung 22). Für ausländische Einzugsgebiete sowie zur Berücksichtigung der zeitlichen Änderung wurden jährliche landesweite Überschüsse mittels der OECD-Methode (Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung, OECD, 2001) anhand statistischer Daten (Food and Agricultural Organization, FAO, 2007) ermittelt. Eine detaillierte Beschreibung der in MONERIS angewendeten Methodik ist im Flowchart „Modellstruktur“ dargestellt.

Zur Quantifizierung der Überschüsse muss die atmosphärische Deposition berücksichtigt werden. BACH & SKITSCHAK (2007) haben sowohl die atmosphärische N-Deposition nach EMEP als auch die nach GAUGER ET AL. (2007) verwendet, die deutliche Unterschiede in den resultierenden N-Überschüssen zeigen. Um die Auswirkungen der unterschiedlichen Depositionswerte (nach EMEP und GAUGER ET AL., 2007) nicht nur auf die N-Überschüsse, sondern auch auf die resultierenden N-Emissionen beschreiben zu können, wurde eine Vergleichsrechnung für das Jahr 1999 mit beiden Eingangsdatensätzen durchgeführt (Kapitel 5.2.2).

Die P-Überschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche wurden für Deutschland ab dem Jahr 1955 kumulativ auf Ebene der Bundesländer ermittelt (BEHRENDT ET AL., 1999). Der Startwert wurde für die Mitte der 1950er Jahre auf Basis der Angaben von WERNER & WODSACK (1994) rückgerechnet. Für die ausländischen Modellgebiete werden entsprechend der N-Überschüsse Länderwerte berücksichtigt.

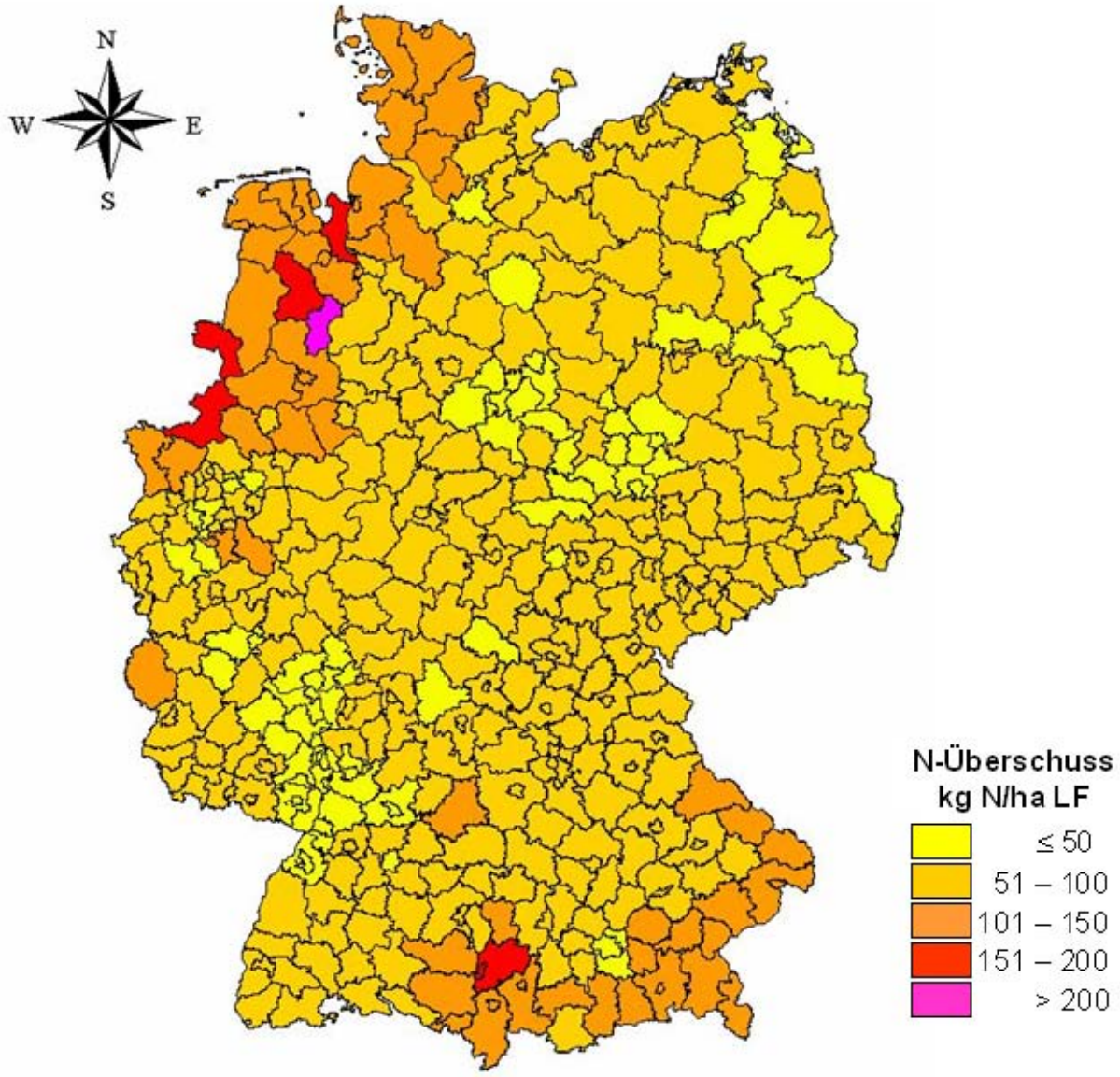


Abbildung 22: Stickstoff-Flächenbilanz-Überschuss der landwirtschafltichen Nutzfläche (LF) im Jahr 2003 für Kreise und kreisfreie Städte (BACH & SKITSCHAK, 2007)

4.1.2.3 Erosion

Der Gesamtphosphorgehalt des Ackeroberbodens ist zeitlich variabel und setzt sich aus dem P-Grundgehalt der Böden für das Jahr 1955 und dem Phosphorüberschuss auf den Ackerböden zusammen. Der P-Grundgehalt wird räumlich differenziert in Abhängigkeit vom Tongehalt aus der Bodenübersichtskarte (BÜK 1000) ermittelt (Gleichung 4-1). Der P-Überschuss liegt kumulativ auf Ebene der Bundesländer vor (vgl. Abschnitt 4.1.2.2). Für die natürliche Erosion von Gebirgsflächen wird nur der P-Grundgehalt nach Gleichung 4-1 berücksichtigt.

Gleichung 4-1 $$P_{Acker\,1955} = 10{,}2 \cdot BI_{SO_Ccont} + 150$$

$P_{Acker1955}$ P-Gehalt der Ackeroberböden im Jahr 1955 [kg/ha]

BI_{SO_Ccont} Tongehalt des Oberbodens [%]

Der N-Gehalt im Oberboden wird direkt aus der Bodenübersichtskarte (BÜK 1000) bestimmt.

Die Beziehung zwischen dem P-Gehalt der Schwebstoffe in Flüssen mit hohem Abfluss und dem errechneten P-Gehalt des Oberbodens liefert die Basis zur Bestimmung des Anreicherungsverhältnisses (Enrichment Ratio, EnR). Die Auswertung von Messdaten im Donaueinzugsgebiet zeigt, dass das Anreicherungsverhältnis umgekehrt proportional zur Wurzel des spezifischen Sedimenteintrags ist (BEHRENDT ET AL., 1999).

4.1.2.4 Oberflächenabfluss

Bei der Berechnung der Nährstoffeinträge durch Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen werden nur die gelösten Anteile berücksichtigt. Die Nährstoffkonzentration des Oberflächenabflusses wird als flächengewichtetes Mittel der Konzentrationen im Oberflächenabfluss für verschiedene Landnutzungskategorien ermittelt (Tabelle 5, BEHRENDT ET AL., 1999).

Tabelle 5: Gesamtphosphor- (TP)- und Gesamtstickstoffkonzentrationen (TN) im Oberflächenabfluss für verschiedene Landnutzungskategorien und Schnee (BEHRENDT ET AL., 1999)

Landnutzungskategorie	Nährstoff	Kurzname Variable	Konzentration (mg/l)
Wald	TP	CSR1	0,035
Offene Flächen	TP	CSR2	0,035
Schnee	TP	CSR12	0,010
Ackerland	TN	CSR3	0,300
Grasland	TN	CSR4	0,000
Wald und offene Flächen	TN	CSR5	0,000
Schnee	TN	CSR13	0,100

4.1.2.5 Dränagen

Die mittlere P-Konzentration im Dränagewasser für die Modellgebiete (TD_TPC) wird als flächengewichtetes Mittel der Konzentrationen in Tabelle 6 (BEHRENDT ET AL., 1999) und den

in der Bodenkarte ausgewiesenen Flächen mit sandigen und lehmigen Böden, Niedermooren und Hochmooren berechnet.

Tabelle 6: TP-Konzentrationen im Dränwasser für verschiedene Böden (BEHRENDT ET AL., 1999)

Boden	Kurzname	Konzentration (mg P/l)
Sandige Böden	CDT3	0,20
Lehmböden	CDT4	0,06
Niedermoorböden	CDT5	0,30
Hochmoorböden	CDT6	10,00

Die Berechnung der N-Konzentrationen (TD_TNC) erfolgt nach der von BEHRENDT ET AL. (2000) beschriebenen Methode und basiert auf den regional unterschiedlichen N-Überschüssen (Abschnitt 4.1.2.2). Über den N-Überschuss, die Sickerwassermenge und einen von der Feldkapazität der Böden abhängigen Austausch-Faktor wird die potentielle Nitrat-Konzentration im Sickerwasser nach FREDE & DABBERT (1998) berechnet. Diese potentielle Nitrat-Konzentration in der oberen Bodenschicht wird durch den Denitrifikations-Faktor reduziert, der von BEHRENDT ET AL. (2000) mit 0,85 angegeben wird. Eine vollständige Darstellung der Methodik ist im Flowchart „Dränagen“ dargestellt.

4.1.2.6 Grundwasserzufluss

Abbildung 23 zeigt die Vorgehensweise zur Berechnung der Stickstoffkonzentration im Grundwasserzufluss. Eine vollständige Darstellung der Methodik zur Quantifizierung der Nährstoffeinträge aus dem Grundwasser findet sich in den Flowcharts „Grundwasser 1, 2 und 3“.

Abbildung 23: Ermittlung der Stickstoffkonzentration im Grundwasser

Die N-Konzentrationen im Grundwasser (GW_TNC) werden von der potenziellen Stickstoff-Konzentration im Oberboden hergeleitet. Da die Aufenthaltsdauer von Wasser und Substanzen auf dem Weg von der Wurzelzone zum Grundwasser und im Grundwasser selbst sehr lange sein kann, muss die Verweilzeit im Grundwasser (GW_RT) einbezogen werden. Dies dient insbesondere zur Berücksichtigung der maßgeblichen N-Überschüsse auf landwirtschaftlichen Flächen zum Zeitpunkt des Beginns der Bodenpassage. Für deutsche Gebiete wurden Verweilzeiten von KUNKEL ET AL. (2007) ermittelt (Abbildung 24). In ausländischen Gebieten wird mit der mittleren Verweilzeit nach MONERIS gerechnet.

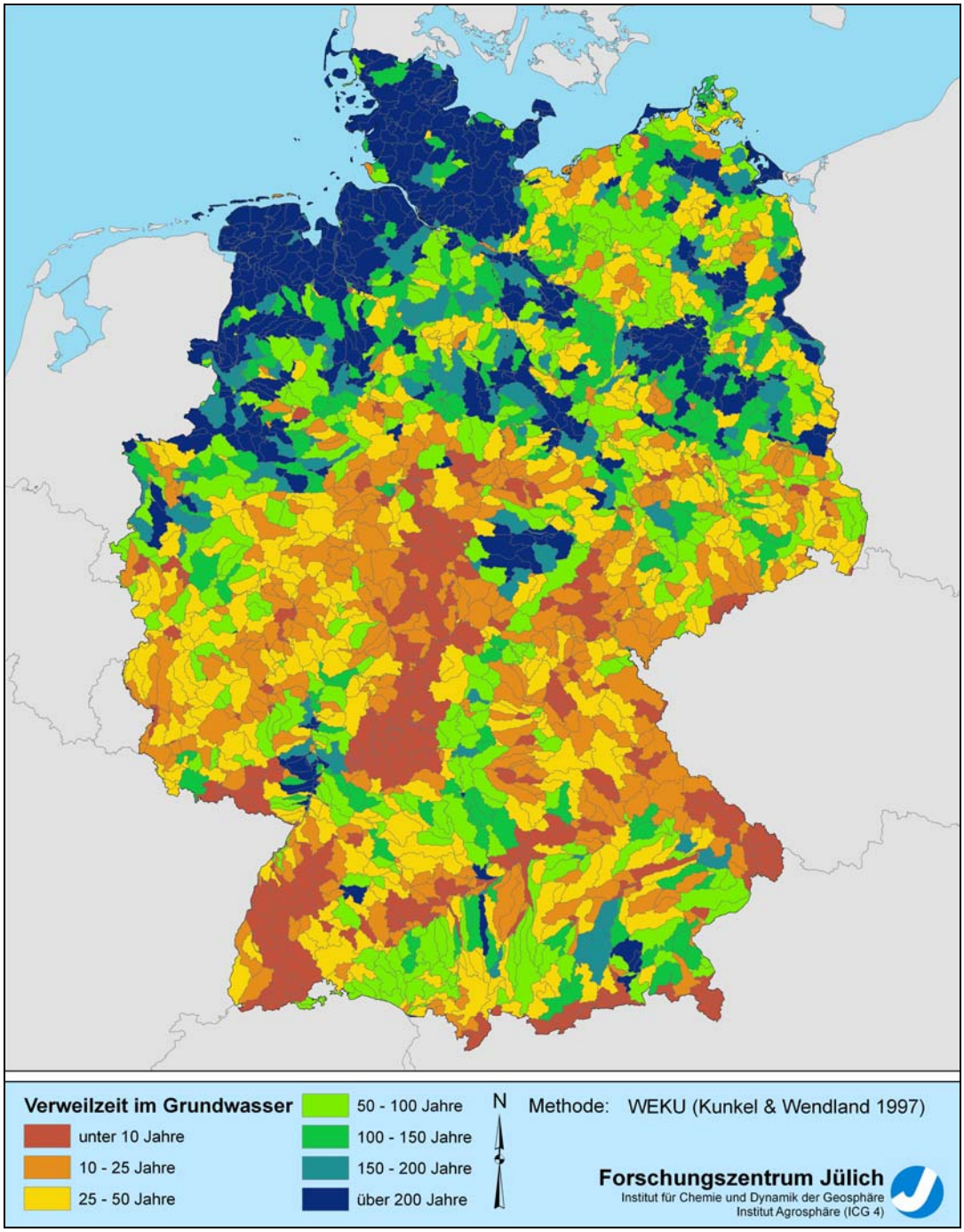


Abbildung 24: Verweilzeit im oberen Grundwasseraquifer (KUNKEL ET AL., 2007)

Mittels des Verhältnisses der landesweiten N-Überschüsse (CD_Nsurp_coun) im Referenzjahr (Jahr der Erhebung) zu dem mittleren Überschuss während der Dauer des Grundwasseraufenthalts wird der Überschuss der Modellgebiete (BI_Nsurpl) korrigiert. So wird ein individueller mittlerer N-Überschuss während der Verweilzeit im Grundwasser für jedes Einzugsgebiet (CD_Nsurp_gwres) berechnet.

Die Stickstoff-Retention (vor allem durch Denitrifikation) im Boden in der ungesättigten Zone und im Grundwasser wird aus dem Vergleich zwischen den regionalen Nitratkonzentrationen im Grundwasser und der potentiellen Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet. Dieser Vergleich wurde für Deutschland durchgeführt. Es konnte gezeigt werden, dass die Stickstoff-Retention von der Höhe der Sickerwasserrate und von den hydrogeologischen Bedingungen abhängig ist (Flowchart „Grundwasser 2“: G_NC1, G_NC2, G_NC3, G_NC4).

Für die Betrachtung der flussinternen Stickstoff-Retention werden DON-Einträge (Dissolved Organic Nitrogen) benötigt. Es wird angenommen, dass insbesondere langkettige DON-Verbindungen nur einer vernachlässigbar kleinen Retention unterliegen. DON-Einträge über das Grundwasser werden unter der Verwendung der Grundwasserneubildung für Waldflächen und Feuchtgebiete berechnet. Die DON-Konzentrationen können für Waldflächen und Feuchtgebiete separat bestimmt werden und variieren in der Regel zwischen 0 und 6 mg/l. In Waldgebieten liegen sie meist niedriger als in Feuchtgebieten und in wärmerem Klima können sie auf 0 mg/l fallen (VENOHR, 2006).

Die Angaben der Grundwasserkonzentrationen von gelöstem, reaktivem Phosphor (SRP) der verschiedenen Bodentypen beruhen auf BEHRENDT ET AL. (2000) (Tabelle 7). Unter Verwendung dieser Werte wurde die P-Konzentration in den Modellgebieten auf Basis der Konzentrationen und Flächenanteile sandiger und lehmiger Böden sowie Niedermoor- und Hochmoorböden als flächengewichtetes Mittel für landwirtschaftlich genutzte Flächen berechnet.

Tabelle 7: Konzentrationen von löslichem reaktivem Phosphor (SRP) im Grundwasser für verschiedene Landnutzungen und Böden

Nutzung	Boden	Kurzname	Konzentration (mg P/l)
Landwirtschaftliche Flächen	Sandige Böden	CGW4	0,10
Landwirtschaftliche Flächen	Lehmige Böden	CGW5	0,03
Landwirtschaftliche Flächen	Niedermoorböden	CGW6	0,10
Landwirtschaftliche Flächen	Hochmoorböden	CGW7	2,50
Waldgebiet / offene Flächen	keine Differenzierung	CGW3	0,02

Weiterhin werden mögliche Konzentrationsunterschiede zwischen löslichem reaktivem Phosphor und Gesamtphosphor im anaeroben Grundwasser berücksichtigt (GW_TPC) (DRIESCHER & GELBRECHT, 1993). Die Konzentration von TP im belüfteten Grundwasser ist gleich der SRP-Konzentration, jedoch sollte für anaerobes Grundwasser die Differenz zwischen TP und SRP berücksichtigt werden. Nach BEHRENDT (1996) und DRIESCHER & GELBRECHT (1993) kann anhand der standardisierten Messprogramme gefolgert werden, dass die gesamte P-Konzentration zwei- bis fünf mal höher ist als die SRP-Konzentration. Da Informationen über Flächen mit anaeroben Grundwässern nicht verfügbar sind, werden Flächen, die mit einer höheren Wahrscheinlichkeit anaerobe Bedingungen aufweisen, durch einen

Vergleich von Nitrat-Konzentrationen im Grundwasser und im Sickerwasser ermittelt (GW_CR_TN). Dabei wurde für die Berechnung der gesamten Phosphor-Konzentrationen im Grundwasser festgelegt (GW_TPC_corr), dass falls die Stickstoffkonzentrationen im Grundwasser einen kritischen Wert (CGW31 = 0,1 mg/l) überschreiten, die TP-Konzentrationen im Grundwasser 2,5 mal höher (CGW2) sind als die SRP-Konzentrationen.

4.1.2.7 Urbane Systeme

Nach BROMBACH & MICHELBACH (1998) wird das Schmutzstoffpotenzial der versiegelten urbanen Flächen für P mit einem Wert von 2,5 kg P/(ha·a) (CUS10) angesetzt. Das Schmutzstoffpotenzial für N ergibt sich aus der Summe der atmosphärischen N-Deposition und dem Verschmutzungspotenzial der Oberflächen durch Laubfall und Exkremente von Tieren (4 kg N/(ha·a); CUS13).

Die spezifische gelöste Nährstoffabgabe des Menschen beträgt für Stickstoff 9 g N/(E·d) (CUS17). Für Phosphor muss davon ausgegangen werden, dass die gelösten Einträge in jedem Land verschieden sind, weil die Verwendung von Phosphor in Wasch- und Spülmitteln variiert. Somit werden länderspezifische Phosphorgehalte für die einwohnerspezifischen Abgaben (CD_Pinh_coun) und für Waschmittel (CD_Pdet_coun) in MONERIS angewendet.

Für die Nährstoffkonzentrationen des gewerblichen Abwassers wurden Werte von 2 g N/m^3 (CUS12) und 0,5 g P/m^3 (CUS9) zu Grunde gelegt (BEHRENDT ET AL., 2000).

4.2 Schwermetalle

4.2.1 Punktförmige Eintragspfade

Für die Stoffgruppe der Schwermetalle sind neben den punktförmigen Eintragspfaden von kommunalen Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern zusätzlich Emissionen aus dem Altbergbau zu berücksichtigen.

4.2.1.1 Kommunale Kläranlagen

Die Quantifizierung der Schwermetallemissionen aus kommunalen Kläranlagen basiert auf der behandelten Abwassermenge und den Schwermetallkonzentrationen im Kläranlagenablauf (vgl. Kapitel 2.5.1.1). Hierzu wurden aktuelle Ablaufkonzentrationen (ab dem Jahr 2001) bei den Länderbehörden recherchiert. Weiterhin konnte auf frühere Datenerhebungen für die Jahre 1993-1997 und 1999/2000 zu Schwermetallablaufkonzentrationen (BÖHM ET AL., 2001; FUCHS ET AL., 2002) zurückgegriffen werden.

Im Rahmen der ersten Datenerhebung für den Bilanzzeitraum 1993-1997 konnten für alle Bundesländer Messwerte recherchiert werden (BÖHM ET AL., 2001). Allerdings zeigte sich, dass die Daten in Anzahl und Qualität der Messwerte sehr stark variieren. Während für 1999/2000 noch aus 14 Ländern Daten gemeldet wurden (FUCHS ET AL., 2002) haben im Rahmen der aktuellen Abfrage (2000-2005) nur noch 9 Länder Daten zur Verfügung gestellt. Eine Anfrage bei den Landesbehörden, ergab dass Schwermetalle im Kläranlagenablauf häufig nicht mehr gemessen werden, da die Grenzwerte der Abwasserabgabenverordnung in der Regel nicht überschritten werden. Zum Teil werden die Daten auch nicht in eine Da-

tenbank eingepflegt, so dass eine Bereitstellung sehr aufwändig für die Behörden ist. Seit dem Jahr 2008 unterliegen auch kommunale Kläranlagen mit einer Ausbaugröße über 100.000 EW potentiell der Berichtspflicht für Schwermetalle im Rahmen des PRTR (Pollutant Release and Transfer Register). Es kann deshalb davon ausgegangen werden, dass Schwermetalle im Kläranlagenablauf, zumindest für große Anlagen, zukünftig wieder vermehrt gemessen werden.

Für die Quantifizierung der Schwermetallemissionen aus kommunalen Kläranlagen bedingt insbesondere die große Bandbreite der angegebenen Bestimmungsgrenzen der Ablaufkonzentrationen erhebliche Unsicherheiten. Da Messwerte kleiner der Bestimmungsgrenze mit dem halben Wert in die Berechnung einfließen, ist es erforderlich, Bestimmungsgrenzen, die analytisch nicht gerechtfertigt sind, auszuschließen. Auf Basis des tatsächlich gemessenen Wertespektrums wurde von BÖHM et al. (2001) für jedes Metall eine maximal zulässige Bestimmungsgrenze definiert (Tabelle 8).

Tabelle 8: Maximal zulässige Bestimmungsgrenzen für Schwermetalle im Kläranlagenablauf (BÖHM ET AL., 2001)

in µg/l	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Bestimmungsgrenze	0,5	5,0	20,0	0,2	10,0	6,0	100

Abbildung 25 zeigt beispielhaft das Spektrum der angegebenen Bestimmungsgrenzen für das Metall Blei. Dieses schwankt zwischen 0,1 und 100 µg/l. Als maximal zulässige Bestimmungsgrenze wurden 6 µg/l ermittelt (Tabelle 8). Alle Bestimmungsgrenzen über 6 µg/l wurden deshalb nicht berücksichtigt. Als zusätzliches Qualitätskriterium wurde festgelegt, dass für ein Bundesland mindestens 10 % der Messwerte über der Bestimmungsgrenze liegen müssen, damit der Datensatz in die Emissionsberechnung einfließt.

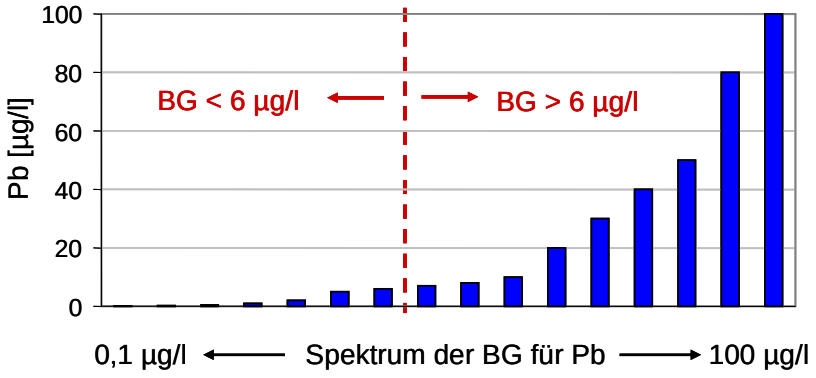


Abbildung 25: Spektrum der angegebenen Bestimmungsgrenzen (BG) am Beispiel Blei

Nach Bereinigung der Daten wurde auf Ebene der Bundesländer jeweils eine mittlere Schwermetallkonzentration im Kläranlagenablauf berechnet. Im Mittel kann von einer Reduktion der Ablaufkonzentrationen ausgegangen werden, da einerseits die Abscheidegrade für Schwermetalle in den Kläranlagen im Rahmen des Kläranlagenausbaus erhöht werden (z. B. durch biologische Abwasserreinigung und Fällung). Andererseits ist für die meisten Metalle eine Reduktion im Zulauf der Kläranlagen aufgrund von Maßnahmen in den Einzugsgebieten

fest zu stellen (z. B. Vorbehandlung der Emissionen von Indirekteinleitern, Verminderung der Emissionen von versiegelten Flächen im Mischsystem). Dennoch zeigte sich vereinzelt eine Zunahme der Ablaufkonzentrationen über den betrachteten Zeitraum 1993-2005. Hierfür wurden die im Folgenden dargestellten Ursachen festgestellt:

- Teilweise wurden von den Bundesländern Sondermessprogramme (insbesondere in den Küstenregionen) durchgeführt, wobei Verfahren mit sehr niedrigen Bestimmungsgrenzen zum Einsatz kamen. Wenn bei späteren Messperioden Analyseverfahren mit höheren Bestimmungsgrenzen verwendet wurden, liegt ein Großteil der Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze und die mittleren Ablaufkonzentrationen sind weniger belastbar. In diesen Fällen wurden die Konzentrationen der Sondermessprogramme für die späteren Bilanzzeiträume beibehalten.
- Für einige Länder lagen Messwerte für 1993-1997 und 2001-2005 vor, aber nicht für den Zeitraum dazwischen. In diesen Fällen wurden die Schwermetallkonzentrationen für 1999/2000 aus den vorhandenen Daten interpoliert.

Wenn keine Daten vorlagen bzw. wenn ein Datensatz für ein Land die definierten Gütekriterien nicht erfüllt hat, wurde ein anhand der Einwohnerwerte gewichteter Mittelwert für Deutschland berücksichtigt. Die resultierenden Mittelwerte sind Tabelle 9 zu entnehmen. Für den Bilanzzeitraum 1993-1997 wurde zwischen Alten (west) und Neuen (ost) Bundesländern unterschieden, da die Ablaufkonzentrationen signifikant verschieden waren.

Tabelle 9: Mittlere Schwermetallkonzentrationen im Kläranlagenablauf für Deutschland

in µg/l	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1995 (1993-1997) west[1]	0,25	5,08	13,21	0,19	7,86	3,29	70,53
1995 (1993-1997) ost[1]	0,76	8,78	15,53	0,37	13,06	7,64	93,66
2000 (1999/2000)[2]	0,20	3,30	11,77	0,13	7,46	2,82	46,85
2005 (2001-2005)[3]	0,15	2,25	9,05	0,10	5,05	1,73	47,29

[1] BÖHM ET AL. (2001), [2] FUCHS ET AL. (2002) überarbeitet, [3] aktuelle Datenerhebung

Für den Bilanzzeitraum 1983-1987 liegen keine belastbaren Messwerte im Kläranlagenablauf vor. Die Emissionen für diesen Zeitraum konnten deshalb nur anhand der Änderung der Schwermetallgehalte im Klärschlamm von 1985-1995 abgeschätzt werden. Dabei wurde ebenfalls zwischen Alten und Neuen Bundesländern unterschieden (FUCHS ET AL., 2002).

Anhand der behandelten Abwassermengen (Abschnitt 3.4) und der aktuellen Ablaufkonzentrationen der Bundesländer wurden zunächst die Schwermetallemissionen aus kommunalen Kläranlagen für das Bezugsjahr 2005 berechnet. Anschließend wurden aus den Datensätzen für alle Bezugsjahre (1985, 1995, 2000 und 2005) die Emissionen auf Ebene der Bundesländer bestimmt (Tabelle 10 enthält die aggregierten Ablauffrachten für Deutschland). Analog zur Vorgehensweise für die Nährstoffe (Abschnitt 4.1.1.1) wurden dann die zeitlichen Änderungsfaktoren auf Ebene der Bundesländer ermittelt. Ausgehend von den räumlich detaillierten Daten für 2005 wurden auf Basis der zeitlichen Änderungsfaktoren die Ablauffrachten in den Modellgebieten für die Bezugsjahre extrapoliert und anschließend die Daten für die Jahre dazwischen interpoliert. Dieser Vorgehensweise liegt die Annahme zu Grunde, dass die Standorte der Kläranlagen weitgehend gleich bleiben, was für mittlere bis große Einzugsge-

biete, für die eine Betrachtung der zeitlichen Entwicklung der Emissionen hauptsächlich von Bedeutung ist, plausibel.

Tabelle 10: Schwermetallemissionen in kg/a aus kommunalen Kläranlagen in Deutschland

in kg/a	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1985	7.120	118.162	161.580	2.919	142.586	65.172	1.014.181
1995	2.991	54.304	133.705	2.044	84.126	36.749	726.449
2000	2.075	34.002	121.259	1.276	77.452	28.752	489.090
2005	1.390	20.914	82.936	939	46.030	16.004	436.267

Für die ausländischen Einzugsgebiete liegen kaum Informationen zu Schwermetallemissionen aus kommunalen Kläranlagen vor. Anhand der Schwermetallablauffrachten für Deutschland und der Anzahl der angeschlossenen Einwohner (Abschnitt 3.3.8) wurden für die Einzeljahre Emissionsfaktoren berechnet. Anschließend wurden anhand der angeschlossenen Einwohner in den ausländischen Modellgebieten Ablauffrachten abgeschätzt.

4.2.1.2 Industrielle Direkteinträge

Die Frachten der industriellen Direkteinleiter wurden, methodisch abweichend von den Erhebungen der Vorprojekte (FUCHS ET AL., 2002; BÖHM ET AL., 2001), nicht erneut bei den direkteinleitenden Unternehmen abgefragt. Stattdessen wurden die am Fraunhofer ISI vorhandenen Tabellen für die einzelnen Bundesländer um die Ergebnisse der Erhebung des Europäischen Schadstoffemissionsregisters für das Jahr 2004 ergänzt und über das Bundesministerium für Umwelt (BMU) an die Bundesländer mit der Bitte um Aktualisierung verschickt. Die von den Bundesländern zurück gesendeten Tabellen waren dann die Basis für die Zusammenstellung der industriellen Direkteinleitungen. Ergänzend wurden weitere relevante Veröffentlichungen für das Jahr 2004 ausgewertet, wie z. B. die Berichte der Flussgebietsgemeinschaften. Für die aktuellen Daten liegen die Koordinaten der Einleitstellen vor, so dass die Frachten direkt den Modellgebieten zugeordnet werden können. Die resultierenden Frachten in die Flussgebiete für das Jahr 2004 sind in Tabelle 11 dargestellt.

Tabelle 11: Schwermetallemissionen von industriellen Direkteinleitern in kg/a in die Flussgebiete Deutschlands im Jahr 2004

in kg/a	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Donau	2	81	84	0	40	78	10.814
Rhein	319	12.047	24.900	96	11.344	11.449	48.189
Maas	20	0	0	0	50	29	2.340
Ems	0	0	795	0	0	69	395
Weser	23	420	470	6	872	211	5.242
Elbe	167	3.163	2.543	26	3.720	2.143	33.294
Oder	38	54	330	2	190	343	17.512
Nordsee (Eider)	0	3.320	12	0	9	0	109
Ostsee[1]	0	6	26	0	19	29	316

[1] Frachten in die Flussgebietseinheiten Schlei/Trave und Warnow/Peene

Für die Aufteilung auf die Modellgebiete bis zurück in die Jahre ab 1983 konnte prinzipiell auf die Datenbasis der oben genannten früheren Projekte zurückgegriffen werden. Hierzu mussten für die einzelnen Produktionsstandorte der Firmen die jeweiligen Koordinaten bestimmt werden, um sie den Modellgebieten zuordnen zu können. Dies erfolgte für die ca. 2.000 Datensätze in mehreren Iterationsschritten. Zum Teil war der Standort der Unternehmen nicht bekannt, beispielsweise

- wenn die Firmen nicht mehr existieren und nur das Bundesland und/oder das Haupteinzugsgebiet bekannt war, wie beispielsweise bei vielen volkseigenen Betrieben der DDR,
- wenn aus Geheimhaltungsgründen von der Überwachungsbehörde nur das Hauptflussgebiet eines Einleiters mitgeteilt wurde,
- wenn in der Vergangenheit nur summarische Frachten veröffentlicht wurden, etwa die Frachten für die Chemische Industrie 1985 in den Rhein.

Soweit möglich wurden Nacherhebungen durchgeführt. Anonyme Einträge wurden als Summe dem jeweils letzten Modellgebiet des angegebenen Flussgebietes eines Bundeslandes zugeordnet.

Bei ostdeutschen Betrieben, für die Frachten im Bezugsjahr 1985 bekannt waren, wurden proportionale Änderungen in den Modelleinzugsgebieten bis zum Wert des Jahres 1995 angenommen. Soweit verfügbar wurden auch die industriellen Direkteinleitungen der ausländischen Oberlieger von Elbe, Rhein und Oder für die Basisjahre 1985, 1997, 2000 und 2004 zusammengestellt. Dazu wurden zusätzliche Literatur-Auswertungen, insbesondere der Veröffentlichungen der Flussgebietskommissionen und des EPER, durchgeführt.

Die Emissionen der industriellen Direkteinleiter wurden unter Berücksichtigung der Basisjahre für die Bilanzzeiträume 1983-1987, 1993-1997, 1998-2002 und 2003-2005 zusammengefasst (Tabelle 12).

Mit Ausnahme von Cadmium und Chrom wurden die industriellen Direkteinträge für 2003-2005 gegenüber dem Zeitraum 1998-2002 nochmals reduziert.

Tabelle 12: Schwermetallemissionen in kg/a von industriellen Direkteinleitern in Deutschland

in kg/a	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1983-1987[1]	21.350	459.640	398.490	21.710	178.780	124.800	2.814.300
1993-1997[2]	730	33.170	31.100	230	28.940	20.670	192.410
1998-2002[3]	490	17.750	33.500	140	19.440	15.800	125.940
2003-2005	570	19.090	29.160	130	16.240	14.350	118.210

[1] FUCHS ET AL. (2002), [2] BÖHM ET AL. (2001), [3] FUCHS ET AL. (2002) aktualisiert

4.2.1.3 Altbergbau

Während der aktive Bergbau unter wasserbehördlicher Aufsicht stattfindet, zeichnet sich der Altbergbau dadurch aus, dass er zum Teil schon seit Jahrhunderten nicht mehr betrieben wird, aber durch Stollenentwässerungen punktuell große Frachten an Schwermetallen freisetzen kann. Diese sind in der Regel durch kleine Konzentrationen bei hohen Wassermengen charakterisiert.

Im Rahmen des Forschungsvorhabens organisierte das Fraunhofer ISI im Februar 2006 ein Fachgespräch, dessen Ergebnis die lokale/regionale Bedeutung dieses Eintragspfades unterstrich, aber auch zeigte, dass die Datenlage in den Bundesländern schlecht ist. Gründe dafür sind unter anderen unklare Zuständigkeiten, fehlende Erfassung der Lage von Stollenmundlöchern und fehlende Analysedaten. Beim Fachgespräch wurde eine Abfrage bei den Bundesländern zu den Einträgen aus Altbergbaustollen vereinbart, durch welche insgesamt 123 Stollen gelistet werden konnten. Für 57 von diesen Stollen konnten Frachten berechnet werden, diese wurden über ihre Koordinaten erfasst und den Modellgebieten zugeordnet. Es kann davon ausgegangen werden, dass die größeren Einleitungen weitgehend vollständig berücksichtigt wurden, wobei das Ausmaß der kleineren Einleitungen nicht abgeschätzt werden kann.

In Tabelle 13 sind die bisher erfassten Einträge zusammengestellt. Es wurde angenommen, dass die Einträge für den gesamten Betrachtungszeitraum nicht variieren.

Durch angelaufene (Wismut Bergbau, Sachsen) und geplante (Burgfeyer Stollen, Nordrhein-Westfalen) Sanierungs- und Behandlungsverfahren ist mit einer Reduktion der Einträge in den nächsten Jahren zu rechnen.

Tabelle 13: Erfasste Schwermetallemissionen in kg/a aus dem Altbergbau

Land	Anzahl Stollen		Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
			Erfasste Einträge in kg/a						
Baden-Württ.	10[1]	3[2]	1						409
Bayern	3[1]	0[2]							
Niedersachsen	15[1]	0[2]							
Nordrhein-West.	7[1]	1[2]	71				13.500	146	31.200
Rheinland-Pfalz	17[1]	9[2]	0	81	7.585	0	2.026	208	466
Saarland	3[1]	2[2]	1	58	306	1	58	158	
Sachsen	23[1]	18[2]	1.359	0	2.118	0	242	1.321	120.358
Sachsen-Anhalt	44[1]	23[2]	582	125	3.921	9	1.221	7.185	218.402
Thüringen	1[1]	1[2,3]							
Deutschland	123[1]	57[2]	2.014	264	13.930	10	17.046	9.017	370.835

[1] Anzahl der insgesamt erfassten Stollen, [2] Anzahl der Stollen, für die Frachten vorliegen, [3] nur Arsen

Abbildung 26 zeigt beispielhaft für Cadmium (Cd) die Lage und Bedeutung der erfassten Altbergbau-Einleitungen. Wesentliche Frachten werden von Standorten in Sachsen (Erzgebirge), Nordrhein-Westfalen (Eifel) und Sachsen-Anhalt (Harz) in die Oberflächengewässer eingeleitet.

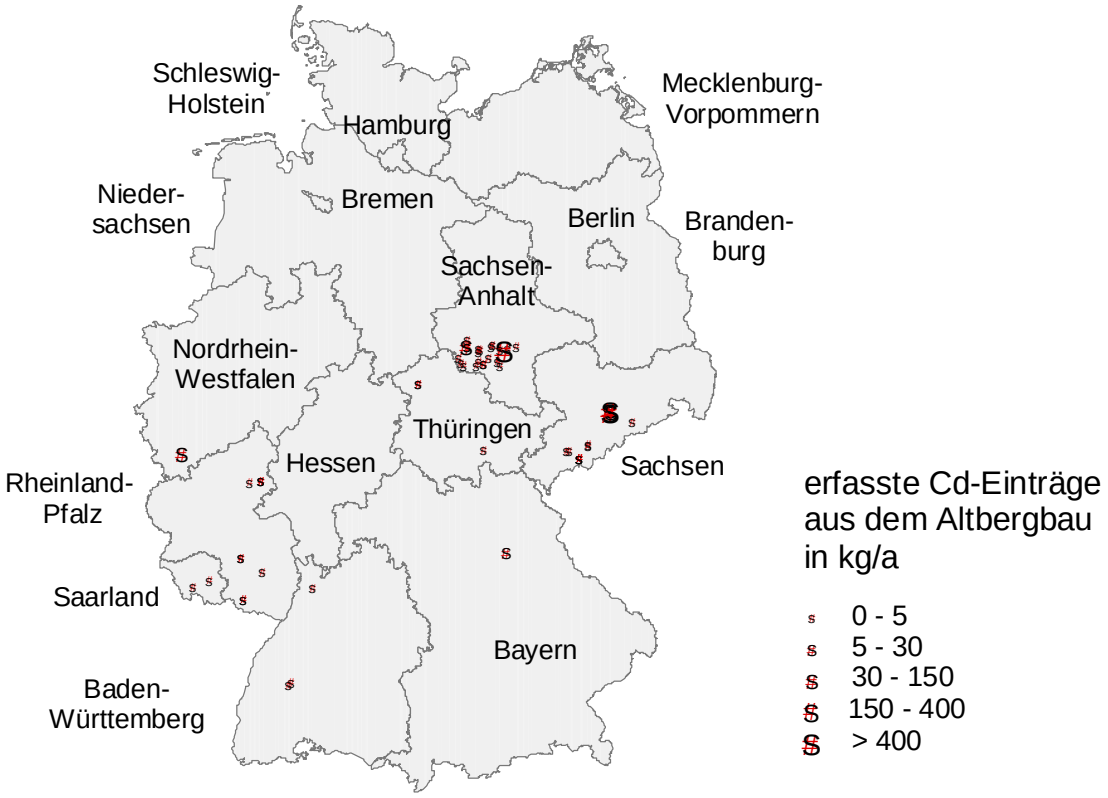


Abbildung 26: Erfasste Einleitstellen und Einträge von Altbergbaustandorten am Beispiel von Cadmium (Cd)

4.2.2 Diffuse Eintragspfade

4.2.2.1 Atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche

Im Rahmen des "Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long range transmission of air pollutants in Europe" wird vom Meteorological Synthesizing Center East (MSC-East, Moskau) die atmosphärische Deposition für die prioritären Schwermetalle Cd, Hg und Pb in einem 50 x 50 km Raster für Europa modelliert. Bisher liegen die Daten von 1996-2004 vor. Abbildung 27 zeigt die Depositionsraten in Deutschland für das Jahr 2004. Die Rasterkarten wurden mit den Modellgebieten verschnitten und für jedes Gebiet die atmosphärische Depositionsrate der drei Metalle für die Einzeljahre 1996-2004 berechnet. Für das Jahr 2005 wurde die atmosphärische Deposition von 2004 übernommen.

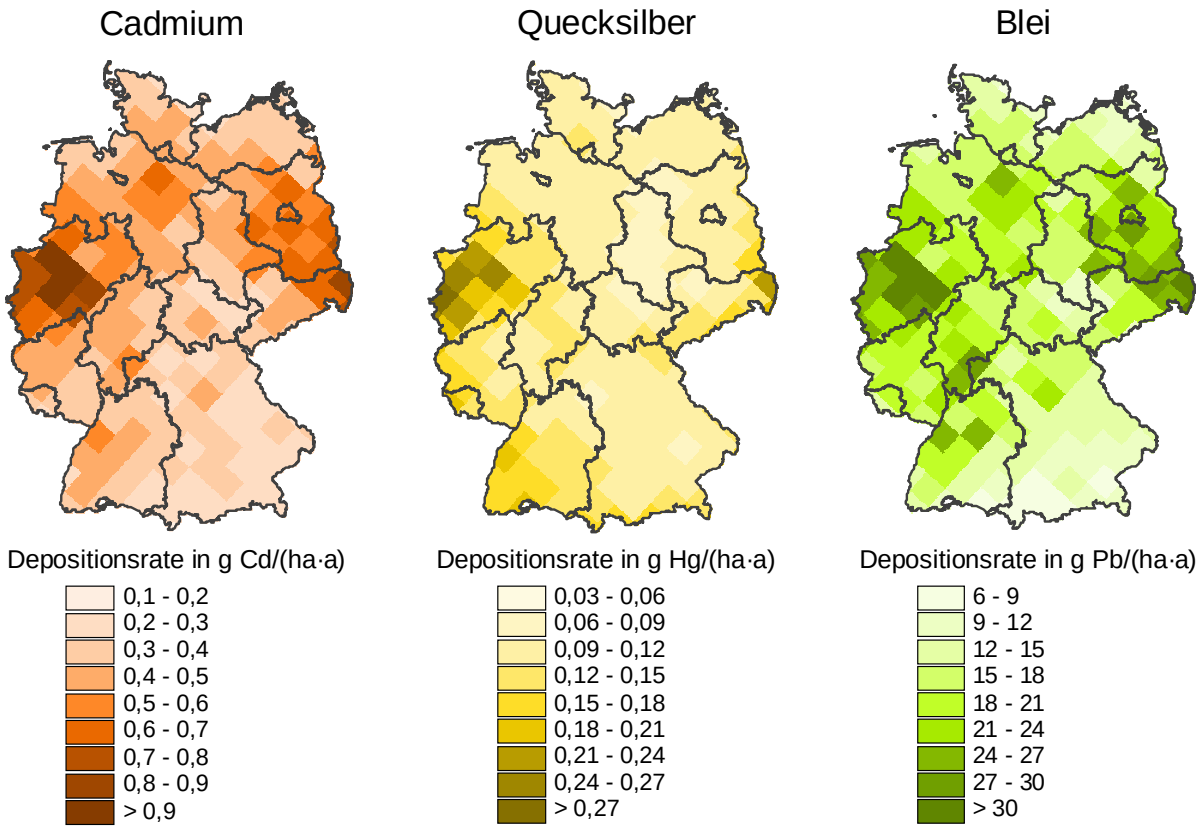


Abbildung 27: Depositionsrate für Cadmium, Quecksilber und Blei im Jahr 2004 (EMEP, 2007a)

Vom Umweltbundesamt (BIEBER, 2007) wird die atmosphärische Deposition („bulk deposition“) für Schwermetalle an zwei 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. Bei Hg wird nur die nasse Deposition („wet only“) seit 1993 erfasst. Da die gesamte Deposition nicht bekannt ist, wurden für Hg nur die Daten von EMEP berücksichtigt. Aus den Depositionsraten beider Messstellen wurde jeweils ein Mittelwert für Deutschland gebildet.

Die Depositionsraten für die Mitte der 1980er Jahre wurden aus der Literatur ergänzt. Eine Zusammenstellung der Daten ist FUCHS ET AL. (2002) zu entnehmen. Aufgrund der unterschiedlichen Emissionssituation wurde bis zum Jahr 1989 zwischen Alten und Neuen Bundesländern unterschieden. In Tabelle 14 sind die berücksichtigten mittleren Depositionsraten dargestellt. Die Daten für die fehlenden Jahre wurden interpoliert. Für das Gebiet der ehemaligen DDR wurde angenommen, dass sich das Niveau der atmosphärischen Deposition für die Jahre 1983 bis 1989 nicht ändert.

Tabelle 14: Mittlere Depositionsrate für Schwermetalle in Deutschland

in g/(ha·a)	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1983-1987 West[1]	3,40	6,00	68,00	1,20	12,30	131,0	385,0
1983-1989 Ost[1]	41,00	7,90	131,00	2,20	41,50	153,0	730,0
1989	2,64	-	22,93	-	-	41,53	-
1990	3,76	-	16,51	-	-	32,76	-
1991	1,28	-	17,31	-	-	26,09	-
1992	2,34	-	30,07	-	-	29,43	-
1993	1,42	-	27,47	-	-	22,27	-
1994	1,31	2,96	25,96	-	11,56	30,29	-
1995	1,07	2,86	21,70	-	5,74	27,54	205,71
1996	EMEP	1,52	22,49	EMEP	5,10	EMEP	299,79
1997	EMEP	2,84	30,34	EMEP	9,59	EMEP	227,00
1998	EMEP	2,14	23,17	EMEP	9,32	EMEP	143,78
1999	EMEP	2,33	11,98	EMEP	10,43	EMEP	230,04
2000	EMEP	2,53	25,02	EMEP	6,45	EMEP	160,09
2001	EMEP	1,41	21,70	EMEP	5,10	EMEP	145,45
2002	EMEP	1,61	19,41	EMEP	4,49	EMEP	93,61
2003	EMEP	1,24	13,37	EMEP	3,14	EMEP	99,68
2004	EMEP	-	-	EMEP	-	EMEP	-

[1] FUCHS ET AL. (2002)

Für alle Metalle zeigt sich eine deutliche Verminderung der atmosphärischen Deposition von 1983 bis 2005. Die größte Reduktion wurde im Osten Deutschlands erzielt. Hier wurden nach 1990 zahlreiche veraltete Feuerungs- und Industrieanlagen stillgelegt bzw. auf den aktuellen Stand der Technik nachgerüstet.

Die ausländischen Modellgebiete werden ebenfalls von EMEP abgedeckt. Für alle anderen Metalle wurden die Depositionsraten von Deutschland übernommen.

4.2.2.2 Erosion

Von der Länderarbeitsgemeinschaft Boden (LABO, 2003) wurden Hintergrundwerte für Schwermetalle in Ackeroberböden auf Ebene der Bundesländer zusammengestellt. Für einige Bundesländer liegen die Schwermetallgehalte differenziert nach den geologischen Gegebenheiten oder der Nutzungsintensität der Ackerstandorte vor. In diesem Fall wurden mittlere Gehalte für die Bundesländer bestimmt, wobei die Einzelwerte mit der jeweiligen Probenanzahl gewichtet wurden, um den Anteil der Ackerflächen eines Bundeslandes für die unterschiedlichen Nutzungsintensitäten bzw. geologischen Einheiten zu berücksichtigen. Die Messwerte wurden überwiegend in den 1990er Jahren erhoben (LABO, 2003) und wurden deshalb als repräsentativ für das Bezugsjahr 1995 angenommen. In Tabelle 15 sind die resultierenden mittleren Schwermetallgehalte für die Bundesländer aufgeführt.

Tabelle 15: Mittlere Schwermetallgehalte in Ackeroberböden für das Referenzjahr 1995 (ermittelt nach LABO, 2003)

Angaben in mg/kg	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Baden-Württemberg	0,20	36,00	19,00	0,10	27,00	27,00	60,00
Bayern	0,23	54,87	17,27	0,10[1]	28,20	31,30	68,31
Berlin	0,15	2,20	10,00	0,03[2]	0,80	22,00	16,00
Brandenburg	0,10	4,00	4,20	0,03	2,00	11,81	15,24
Bremen	0,10	8,00	6,00	0,04	2,00	17,00	17,00
Hamburg	0,40	30,00	30,00	0,20	15,00	70,00	120,00
Hessen	0,42	17,26	24,30	0,05	65,04	32,85	81,26
Mecklenburg-Vorp.	0,10	12,94	13,03	0,05	7,56	13,03	28,85
Niedersachsen	0,21	23,84	11,38	0,06	14,60	18,64	47,89
Nordrhein-Westfalen	0,42	25,43	11,60	0,07	15,26	28,45	67,59
Rheinland-Pfalz	0,25	33,69	19,29	0,11	35,20	31,74	79,62
Saarland	0,32	27,55	14,60	0,07	21,25	28,82	74,53
Sachsen	0,44	42,16	16,84	0,10	17,16	49,34	71,83
Sachsen-Anhalt	0,15	17,86	9,16	0,08	12,61	19,97	40,62
Schleswig-Holstein	0,10	13,83	8,35	0,04	8,53	13,65	36,66
Thüringen	0,21	49,50	19,94	0,08	26,58	29,70	67,72

[1] Wert von Baden-Württemberg übernommen, [2] Wert von Berlin übernommen

Infolge der atmosphärischen Deposition und der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung (Düngung) kommt es langfristig zu einer Anreicherung von Schwermetallen in Ackeroberböden. Zur Berücksichtigung dieser Anreicherung über den gesamten betrachteten Zeitraum 1983 bis 2005 wurde eine Bilanz der Ein- und Austräge für die Ackeroberböden aufgestellt (FUCHS ET AL., 2002). Auf der Eintragsseite wurden die Düngung (Mineral- und Wirtschaftsdünger sowie Klärschlamm) und die atmosphärische Deposition bilanziert. Die wichtigsten Austragspfade für Schwermetalle im Ackeroberboden stellen der Entzug durch Ernte, die Auswaschung mit dem Sickerwasser und die Abschwemmung durch Oberflächenabfluss dar. In Tabelle 16 ist die berücksichtigte mittlere Schwermetallakkumulation im Ackeroberboden dargestellt. Dabei wurde die Bilanz für die Zeiträume vor und nach dem Referenzjahr 1995 getrennt erfasst. Aus Tabelle 16 ist ersichtlich, dass die Akkumulation für den Bilanzzeitraum nach 1995 geringer ist als vor 1995, was auf die Verminderung der Einträge durch atmosphärische Deposition und Düngemittel zurück zu führen ist.

Tabelle 16: Mittlere jährliche Schwermetallakkumulation im Ackeroberboden für die Zeiträume 1983-1995 und 1995-2005 in µg/(kg·a)

Schwermetallakkumulation		Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1983-1995	[µg/(kg·a)]	0,88	22,20	51,60	0,26	0,98	19,30	206,00
1995-2005	[µg/(kg·a)]	0,50	7,74	36,50	0,13	0,00	9,18	163,00

Auf Grund des bevorzugten Transportes von feinen Bodenpartikeln kommt es während des Erosionsprozesses zu einer Anreicherung von Schwermetallen in den erodierten Sedimenten. Das Anreicherungsverhältnis (Enrichment Ratio, EnR) wird durch das Verhältnis der Gehalte eines Stoffes im Erosionsgut und im Ackeroberboden beschrieben. Von FUCHS ET

AL. (2002) wurde das Anreicherungsverhältnis für 16 mittelgroße Einzugsgebiete aus verschiedenen Regionen Deutschlands bestimmt. Die Ackeroberbodengehalte in den Einzugsgebieten wurden unter Berücksichtigung der geologischen Verhältnisse ermittelt (Digitale Geologische Übersichtskarte von Deutschland, BGR, 2001 und LABO, 1998). Daten zu Schwermetallgehalten in Gewässerschwebstoffen liegen beim UBA (1999) vor. Allerdings war eine Auswertung der Daten in Abhängigkeit von den Abflussverhältnissen zur Berücksichtigung der erosionswirksamen Ereignisse nicht möglich, da die Anzahl der Messungen gering ist (ca. 12-24 pro Jahr). Für Metalle, bei denen die Erosion nicht den bedeutendsten Eintragspfad darstellt, können deshalb andere Herkunftsquellen (z. B. urbane Gebiete) für partikulär transportierte Schwermetalle in den Gewässern nicht ausgeschlossen werden. Eine Ausnahme stellt jedoch das Metall Cr da: Die Erosion ist für Cr der bedeutendste Eintragspfad, während gleichzeitig Emissionen aus urbanen Systemen, die ebenfalls eine bedeutende Quelle für partikuläre Stoffeinträge darstellen, vernachlässigbar sind. Das für Cr ermittelte Anreicherungsverhältnis wurde deshalb für alle Metalle angewendet.

Der transportbedingte Anreicherungsprozess wirkt umso selektiver, je geringer der Bodenabtrag ist (AUERSWALD, 1989). Die Variation des Anreicherungsverhältnisses kann deshalb in Abhängigkeit vom spezifischen Sedimenteintrag (SED) beschrieben werden. In Abbildung 28 ist der Zusammenhang zwischen Sedimenteintrag und Anreicherungsverhältnis für die 16 Einzugsgebiete dargestellt.

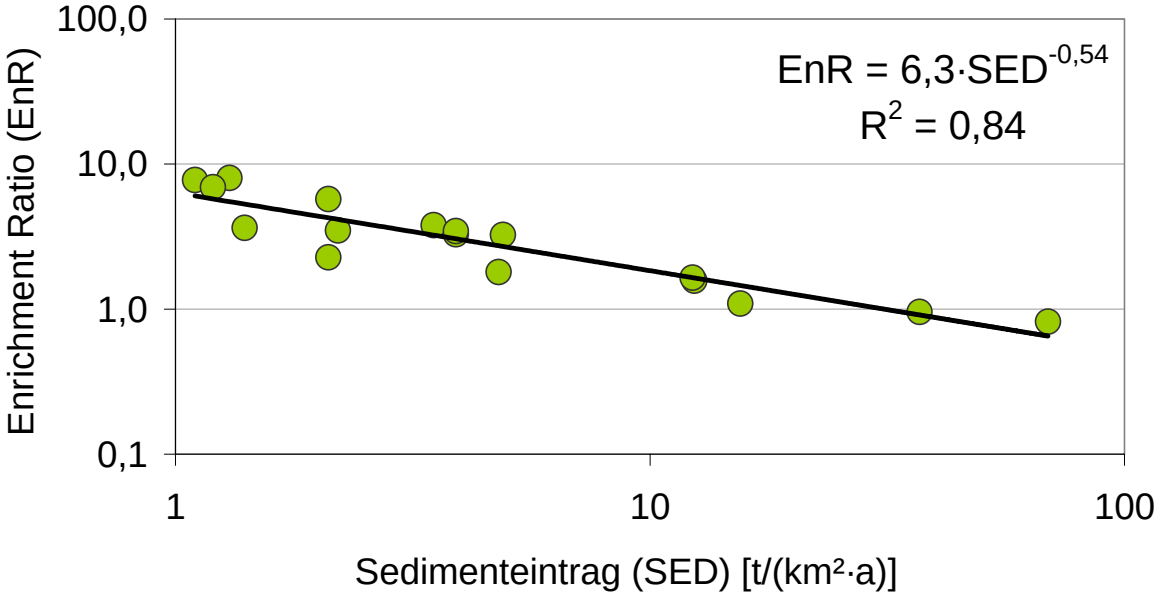


Abbildung 28: Korrelation des Anreicherungsfaktors EnR für Chrom (Cr) zum spezifischen Sedimenteintrag (SED) für 16 mittelgroße Flussgebiete in Deutschland (FUCHS ET AL., 2002)

Anhand der sich aus dem Zusammenhang in Abbildung 28 ergebenden Gleichung 4-2 kann das Anreicherungsverhältnis für alle Modellgebiete ermittelt werden. Es ist ersichtlich, dass das Anreicherungsverhältnis bei einer Extrapolation über den durch die Messdaten abgesicherten Bereich hinaus unrealistische Werte annehmen kann. Der Gültigkeitsbereich der Gleichung wird deshalb auf einen spezifischen Sedimenteintrag von 1-30 t/(km²·a) festgelegt. Bei geringeren bzw. höheren Sedimenteinträgen wird ein festes Anreicherungsverhältnis verwendet (Gleichung 4-2). Durch diese Vorgehensweise ergibt sich im Mittel ein Anreiche-

rungsverhältnis von 1,3 für Schwermetalle, was in der Größenordnung von gemessenen Werten liegt (FUCHS & SCHWARZ, 2007).

Gleichung 4-2

$$EnR = 6{,}3 \cdot SED^{-0{,}54} \quad \text{wenn } 1 < SED > 30\ t/(km^2 \cdot a)$$

$$EnR = 6{,}3 \quad \text{wenn } SED < 1\ t/(km^2 \cdot a)$$

$$EnR = 1 \quad \text{wenn } SED > 30\ t/(km^2 \cdot a)$$

EnR Anreicherungsverhältnis für Schwermetalle [-]

SED spezifischer Sedimenteintrag [t/(km²·a)]

Neben der Erosion von Ackerflächen, die den Großteil der Sedimenteinträge in Deutschland ausmacht, findet auch auf natürlichen, offenen Gebirgsflächen Erosion statt. Um die Schwermetalleinträge von diesen Flächen abzuschätzen, wurde ein mittlerer geogener Schwermetallgehalt für Deutschland ermittelt (FUCHS ET AL., 2002). Mit Hilfe der digitalen geologischen Karte (GK 1000, BGR, 2001) wurden die Anteile der häufigsten Gesteinsformationen bestimmt und anhand der Schwermetallgehalte (HINDEL & FLEIGE, 1991) ein gewichteter Mittelwert berechnet (Tabelle 17). Bei der Quantifizierung der Einträge aus der natürlichen Erosion offener Gebirgsflächen wurde keine transportbedingte Anreicherung berücksichtigt, da die spezifischen Sedimenteinträge aufgrund der Gebirgslagen hoch sind und deshalb nicht von einer nennenswerten Anreicherung auszugehen ist (vgl. Gleichung 4-2).

Tabelle 17: Mittlerer geogener Schwermetallgehalt in Deutschland in mg/kg

Angaben in mg/kg	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1983-2005	0,16	26,4	9,41	0,018	20,3	21,8	40,6

4.2.2.3 Oberflächenabfluss

Messwerte zur Schwermetallkonzentration im Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen liegen nicht vor. Ersatzweise wurden deshalb Konzentrationen im Niederschlag zu Grunde gelegt. Hierzu wurden Messwerte („wet only“) des Umweltbundesamtes von mehreren Messstellen in Deutschland verwendet (BIEBER, 2007). Die Daten liegen für alle Metalle seit 1995 vor, für Cd, Hg und Pb auch schon seit 1994 bzw. 1993. Für die Einzeljahre wurde jeweils ein Mittelwert aus den Daten der Messstationen gebildet. Daten für den Bilanzzeitraum 1983-1987 wurden aus der Literatur ergänzt (FUCHS ET AL., 2002). In Tabelle 18 ist die Datengrundlage dargestellt. Die fehlenden Datenjahre zwischen dem älteren Bilanzzeitraum (1983-1987) und der UBA-Messreihe wurden für die Modellberechnungen interpoliert.

Für landwirtschaftlich genutzte Flächen wird zusätzlich zur Fracht aus dem abfließenden Niederschlag die Abschwemmung von in Düngemitteln enthaltenen Schwermetallen berücksichtigt. Hierzu wurden zunächst die Aufwandmengen von Mineraldüngern (N-, P-, K-, Ca-, Mehrelementdünger) und Wirtschaftsdüngern (Schweine-, Rindergülle und Festmist, Geflügelkot) sowie Klärschlamm auf Bundeslandebene erhoben (STATISTISCHES BUNDESAMT, 1986a, 1986b, 1987, 1991, 1995, 1996, 1998b, 1999, 2000; 2001, 2004, 2006a, 2006b; STA-

TISTISCHES JAHRBUCH DER DDR, 1986). Anhand der Schwermetallgehalte in den Düngemitteln und im Klärschlamm können anschließend die auf die landwirtschaftlichen Nutzflächen aufgebrachten Schwermetallfrachten auf Bundeslandebene berechnet werden. Die Vorgehensweise, sowie die zugrunde liegenden Schwermetallgehalte sind ausführlich in FUCHS ET AL. (2002) dargestellt. Tabelle 19 sind die resultierenden Schwermetallfrachten auf die landwirtschaftlichen Nutzflächen Deutschlands für die Bilanzjahre 1985, 1995, 2000 und 2005 zu entnehmen. Der Anteil der mit dem Oberflächenabfluss abgeschwemmten Düngemittel wird nach Angaben der IKSR (1999b) auf 0,3 % geschätzt.

Tabelle 18: Mittlere Schwermetallkonzentrationen im Niederschlag in Deutschland

in µg/l	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1983-1987[1]	0,25	0,40	2,70	0,06	0,86	13,00	26,00
1993	-	-	-	0,02	-	-	-
1994	0,14	-	-	0,01	-	1,47	-
1995	0,11	0,39	2,80	0,02	0,82	2,24	13,63
1996	0,11	0,39	3,81	0,02	0,51	2,13	12,13
1997	0,09	0,40	3,61	0,02	0,51	1,97	9,91
1998	0,09	0,16	2,80	0,01	0,77	1,51	14,20
1999	0,05	0,14	2,75	0,01	0,85	1,15	13,58
2000	0,06	0,18	3,91	0,01	0,72	1,02	18,85
2001	0,03	0,10	2,81	0,01	0,26	1,03	7,32
2002	0,04	0,15	1,84	0,01	0,36	1,25	13,70
2003	0,06	0,17	1,38	0,01	0,33	1,25	7,40
2004	0,04	0,11	1,28	0,01	0,29	1,16	6,17

[1] FUCHS ET AL. (2002)

Tabelle 19: Schwermetallfrachten in Mineraldüngern, Wirtschaftdüngern und Klärschlämmen auf die landwirtschaftlichen Nutzflächen Deutschlands

in kg/a	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Mineraldünger							
1985	32.601	2.054.372	207.905	604	211.483	206.910	976.605
1995	18.495	357.502	99.985	348	77.495	133.771	659.920
2000	19.956	358.040	118.584	418	97.388	157.116	752.784
2005	14.388	262.739	95.158	322	79.197	127.156	571.541
Wirtschaftsdünger							
1985	11.406	412.541	3.317.305	1.484	234.180	244.838	12.271.769
1995	8.421	305.853	2.301.275	1.104	171.927	182.110	8.763.427
2000	8.133	293.630	2.342.332	1.057	167.320	175.058	8.720.964
2005	7.342	262.798	2.263.611	944	152.654	157.010	8.193.899
Klärschlamm							
1985	3.657	84.998	318.649	2.440	42.395	146.594	1.313.611
1995	1.711	48.679	253.960	1.550	27.808	78.914	876.349
2000	1.057	34.723	206.825	755	17.361	47.555	610.663
2005	879	28.887	172.069	628	14.444	39.563	508.043

4.2.2.4 Dränagen

Für die Quantifizierung der Emissionen aus Dränagen wurden Konzentrationen im Sickerwasser von landwirtschaftlichen Böden herangezogen. 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. Für die Bilanzierung der Einträge aus Dränagen wurden deshalb die Medianwerte aller 340 Sickerwasserproben verwendet (Tabelle 20).

Tabelle 20: Mittlere Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser (BIELERT ET AL., 1999)

Angaben in µg/l	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1983-2005	0,14	4,60	4,00	<0,14[1]	8,90	0,28	19,00

[1] Für Hg wurde die halbe Bestimmungsgrenze berücksichtigt

4.2.2.5 Grundwasserzufluss

Die Quantifizierung der Schwermetallemissionen durch Grundwasserzufluss basiert auf den Messwerten des Neuen Geochemischen Atlas von Deutschland (BIRKE ET AL., Stand 2007). 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. Insgesamt wurden 954 Messstellen berücksichtigt. Von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) konnte bisher der Median aller Messwerte zur Verfügung gestellt werden (Tabelle 21). Es kann angenommen werden, dass die großen Flussgebiete durch den Median hinreichend repräsentiert werden, da die Probenahmepunkte gleichmäßig in einer Rasterweite von 350-400 km^2 über Deutschland verteilt sind. Eine Regionalisierung der Daten kann erst nach Fertigstellung des Neuen Geochemischen Atlas erfolgen. Diese ist in Zukunft jedoch anzustreben, da die geogen bedingte Schwermetallbelastung lokal eine bedeutende Rolle spielen kann (FUCHS ET AL., 2007).

Tabelle 21: Mittlere Schwermetallkonzentrationen im Quellwasser (BIRKE ET AL., Stand 2007)

Angaben in µg/l	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1983-2005	0,02	0,26	1,03	<0,01[1]	3,39	0,11	3,00

[1] Für Hg wurde die halbe Bestimmungsgrenze berücksichtigt

4.2.2.6 Urbane Systeme

Hauptquellen für die Schwermetallbelastung des Niederschlagsabflusses von versiegelten urbanen Flächen sind die atmosphärische Deposition, der Straßenverkehr (Abrieb von Reifen und Bremsbelägen), die Korrosion metallischer Oberflächen (Dach- und Fassadenmaterialien, Regenrinnen und Fallrohre, verzinkte Produkte) sowie Verunreinigungen der versiegelten Areale (HILLENBRAND ET AL., 2005).

Erfahrungen aus der Urbanhydrologie haben gezeigt, dass die von befestigten Flächen abgespülten jährlichen Schadstofffrachten in erster Linie von der Schmutzstoffdeposition auf der Oberfläche und weniger von der Niederschlagsabflussmenge bestimmt werden (FUCHS ET AL., 2002). In MONERIS wird deshalb für die Quantifizierung der Emissionen von Siedlungsflächen ein stoffspezifisches Schmutzstoffpotenzial verwendet (vgl. Abschnitt 2.5.2.6). In der Literatur liegen in der Regel jedoch nur Konzentrationsdaten in Niederschlagsabflüssen vor. Unter Berücksichtigung der mittleren langjährigen (1983-2005) Niederschlagsabflussmenge in urbanen Gebieten und der an die Kanalisation angeschlossenen versiegelten Fläche in Deutschland sowie dem Abflussbeiwert können aus Konzentrationsangaben Schmutzstoffpotenziale für die Oberflächen rückgerechnet werden.

Von BROMBACH & FUCHS (2002) wurde eine Literaturrecherche zu Konzentrationsangaben im Niederschlagsabfluss durchgeführt. Diese Datensammlung wurde im Rahmen dieses Projektes ergänzt und aktualisiert. Als Grundlage zur Berechnung der Schmutzstoffpotenziale wurden aus den Einzelwerten mittlere Konzentrationen pro Jahr berechnet. Abbildung 29 und Abbildung 30 zeigen für die Metalle Cd, Pb, Cr, Ni, Cu und Zn die für die Einzeljahre gemittelten Konzentrationen von 1980 bis 2005.

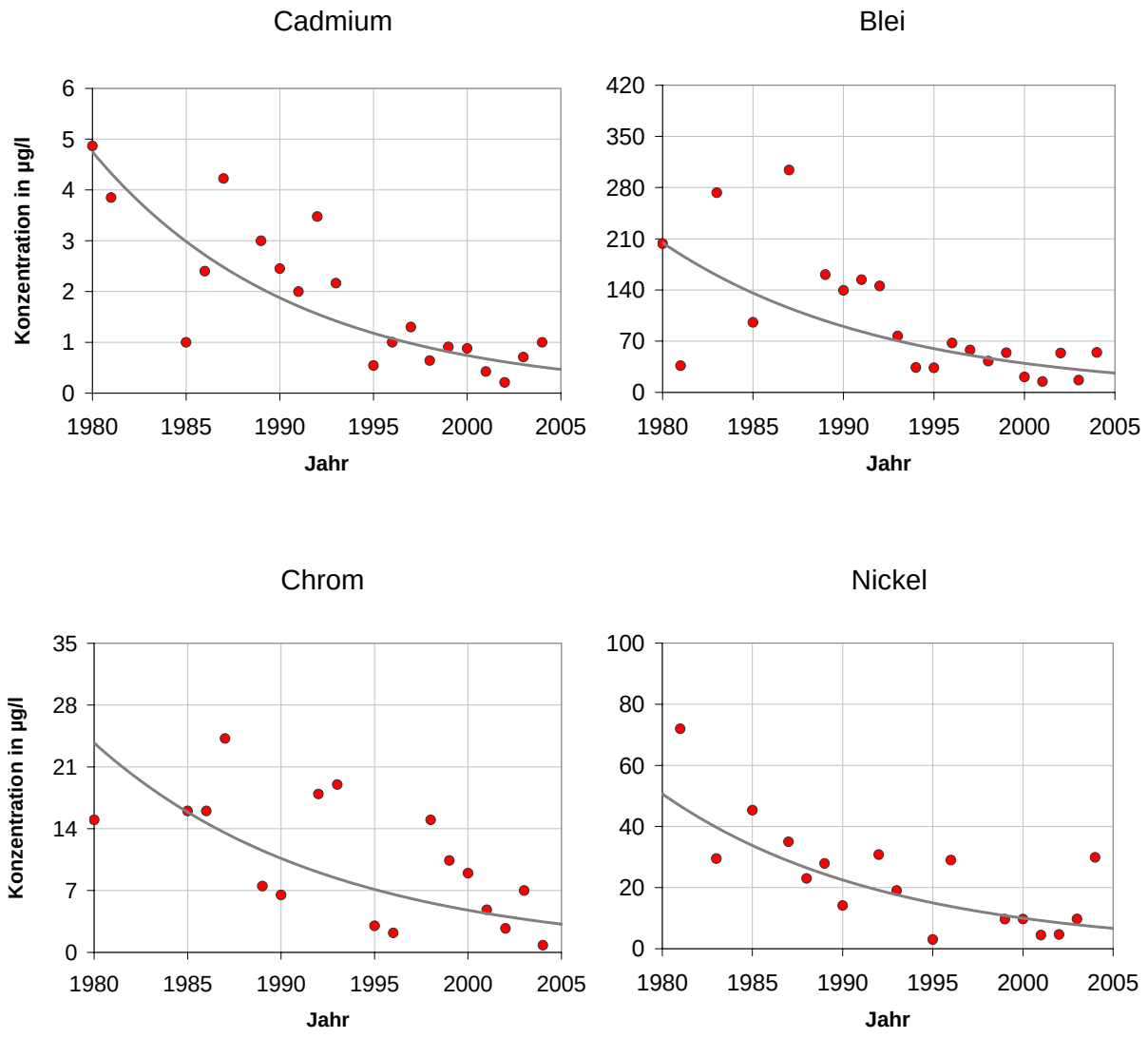


Abbildung 29: Mittlere Konzentrationen im Niederschlagsabfluss für Cadmium (Cd), Blei (Pb), Chrom (Cr) und Nickel (Ni) von 1980 bis 2005

Die Heterogenität der Probenahmestellen (Kanalisationen, Dachabflüsse, Straßenabflüsse etc.) und die Komplexität der Einflussgrößen wie z. B. die Dauer von Trocken- und Niederschlagsperioden führen zu einer großen Bandbreite der Ereigniskonzentrationen, weshalb auch die Mittelwerte stark streuen. Dennoch zeigt sich für die Metalle Cd, Pb, Cr und Ni ein deutlicher Abwärtstrend seit den 1980er Jahren (Abbildung 29).

Für Cd gelten Verbrennungsprozesse, industrielle Emissionen in die Luft und der Verkehr als wichtigste Verschmutzungsquellen für befestigte Flächen. Die Verringerung der Emissionen in die Atmosphäre stellt somit die Hauptursache für die Reduzierung der gemessenen Konzentrationen im Niederschlagsabfluss dar (FUCHS ET AL., 2002). Für Pb wurde die Verminderung der Konzentrationen im Niederschlagsabfluss hauptsächlich durch den Einsatz von Pb-freien Kraftstoffen erzielt. Zudem wurden Pb-haltige Bauteile von Fahrzeugen in den letzten Jahren weitgehend substituiert (z. B. Auswuchtgewichte aus Pb oder der Zusatz von Pb als Festschmierstoff in Bremsbeläge, HILLENBRAND ET AL., 2005). Die Minderungen der Konzentrationen für Cr und Ni im Niederschlagsabfluss sind ebenfalls hauptsächlich auf die Reduktion der atmosphärischen Deposition zurück zu führen.

Für Cu und Zn zeigt sich hingegen kaum eine Verminderung der Konzentrationen im Niederschlagsabfluss von 1980 bis 2005 (Abbildung 30). Die Hauptquellen für die Freisetzung von Cu und Zn im urbanen Bereich stellen die Korrosion von metallischen Oberflächen (Dächer und Regenrinnen sowie verzinkte Produkte) und der Fahrzeugverkehr (Abrieb von Reifen und Bremsbelägen) dar (HILLENBRAND ET AL., 2005). Für beide Herkunftsbereiche fand während des betrachteten Zeitraums keine Verminderung der Emissionen statt. Die Verkehrsbelastung hat seit 1980 deutlich zugenommen. Weiterhin wurde die Reduktion der Korrosionsraten von Metalloberflächen auf Grund der verminderten SO_2- und NO_x-Konzentration im Niederschlag seit den 1980er Jahren durch den Zuwachs der exponierten Cu- und Zn-Flächen zu einem Großteil kompensiert (HILLENBRAND ET AL., 2005). Die dennoch zu beobachtende geringfügige Abnahme ist, wie für die anderen Metalle auch, auf die Verminderung der atmosphärischen Deposition zurück zu führen (Abschnitt 4.2.2.1).

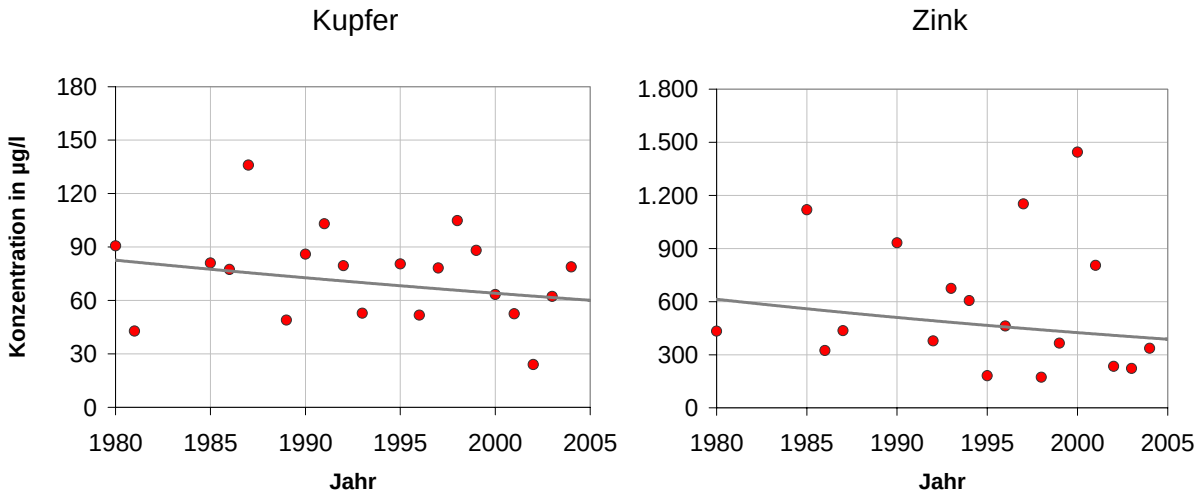


Abbildung 30: Mittlere Konzentrationen im Niederschlagsabfluss für Kupfer (Cu) und Zink (Zn) von 1980 bis 2005

Auf Basis der Trendlinien in Abbildung 29 und Abbildung 30 wurde für jedes Jahr zunächst eine maßgebliche Konzentration berechnet und diese anschließend nach der beschriebenen Vorgehensweise in ein Schmutzstoffpotenzial der Oberfläche (Oberflächenpotenzial) umgerechnet. In Tabelle 22 sind die Oberflächenpotenziale für die vier betrachteten Bilanzzeiträume dargestellt.

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 in die Atmosphäre wurden die Oberflächenpotenziale für die ehemalige DDR um die Differenz der atmosphärischen Deposition zwischen den Alten Bundesländern und der DDR im Bezugsjahr 1985 (Tabelle 14, Kapitel 4.2.2.1) erhöht. Zudem ist für die ehemalige DDR zu berücksichtigen, dass im Bezugsjahr 1985 in Wohnhäusern sowie bei öffentlichen Neubauten kein Kupfer als Baustoff für Dächer und Regenrinnen verwendet wurde, weshalb Emissionen durch Korrosion nur von Kupferdächern historischer Bauten zu erwarten sind. Eine weitere wichtige Quelle für Kupfer in urbanen Gebieten stellt der Abrieb von Bremsbelägen dar. Auch für diesen Herkunftsbereich ist

anzunehmen, dass die Kraftfahrzeuge in der ehemaligen DDR nicht mit Cu-haltigen Bremsbelägen ausgestattet waren. HILLENBRAND ET AL. (2005) quantifizierten die Herkunftsbereiche von Cu in urbanen Gebieten. Aus den Untersuchungen folgt, dass 40 g/(ha·a) des Schmutzstoffpotenzials auf die Korrosion von Kupferflächen zurück zu führen sind und etwa 110 g/(ha·a) auf den Abrieb von Bremsbelägen. Es wurde angenommen, dass 1985 in der ehemaligen DDR etwa 20 g/(ha·a) von Kupferflächen emittiert wird. Der Anteil der Fahrzeuge mit Cu-haltigen Bremsbelägen wurde auf 10 % geschätzt. Entsprechend wurde das Schmutzstoffpotenzial für Cu in der ehemaligen DDR um 139 g/(ha·a) vermindert. Auch wurde für das Gebiet der ehemaligen DDR angenommen, dass die Oberflächenpotenziale bis 1989 auf dem Niveau des für das Bezugsjahr 1985 ermittelten Wertespektrums bleiben (Tabelle 22).

Tabelle 22: Schmutzstoffpotenziale für Schwermetalle auf versiegelten Flächen

in g/(ha·a)	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1983-1987 West	9,3	49,4	252,7	3,2	105,1	420,1	1.933,4
1983-1989 Ost[1]	46,8	51,0	176,7	4,2	133,6	439,3	2.278,4
1993-1997	3,7	22,4	227,0	1,3	46,7	184,8	1.774,2
1998-2002	2,3	15,1	214,1	0,8	31,1	122,6	1.694,6
2003-2005	1,6	11,0	203,8	0,6	22,4	87,9	1.630,9

[1] Oberflächenpotenzial für die ehemalige DDR wurde angepasst

Für Hg liegen keine validen Messwerte zu Konzentrationen im Niederschlagsabfluss vor. Die Hauptursache für die Verschmutzung versiegelter Areale mit Hg stellt die atmosphärische Deposition dar (ECKLEY & BRANFIREUN, 2008). Von EMEP liegen Karten zur atmosphärischen Hg-Deposition für urbane Nutzungen vor. In Gebieten mit einem mittleren Urbanisierungsgrad liegt diese bei 0,5 g/(ha·a). Dieser Wert wurde als Oberflächenpotenzial für das Jahr 2005 angenommen und entsprechend der zeitlichen Änderung für Cd das Wertespektrum für die früheren Zeiträume rückgerechnet (Tabelle 22).

Stoffeinträge aus Regenwasserkanälen in die Oberflächengewässer ergeben sich aus der Multiplikation der flächenspezifischen Schmutzstoffpotenziale mit der an das Trennsystem angeschlossenen versiegelten Fläche.

Für die Eintragspfade „Mischwasserüberläufe“, „Kanalisationen ohne Anschluss an eine Kläranlage“ und „Haushalte ohne Anschluss“ sind zusätzlich die Schwermetallemissionen aus Haushalten und von Gewerbebetrieben zu berücksichtigen. Von FUCHS ET AL. (2002) und WANDER (2004) wurde eine Literaturrecherche zu einwohnerspezifischen Schwermetallemissionen durchgeführt. Aus den zusammengestellten Daten konnten die Jahre 1985 und 1998 mit einer Schwermetallabgabe belegt werden. Für den Zeitraum vor 1985 und nach 1998 wurden die Werte der Referenzjahre jeweils beibehalten und für den Zeitraum dazwischen interpoliert. In der ehemaligen DDR wurden für die Trinkwasserversorgung kaum Cu-Rohre eingesetzt, weshalb die Emissionen von Trinkwasserrohren aus Cu von der einwohnerspezifischen Schwermetallabgabe abgezogen werden müssen. Diese wurde nach HILLENBRAND ET AL. (2005) anhand von Konzentrationen im Trinkwasser (KRAUSE ET AL., 2001) und der Trinkwassermenge ermittelt. Eine deutschlandweite Beprobung des häuslichen Trinkwassers zeigt, dass die Cu-Konzentration in den östlichen Bundesländern seit den 1990er Jahren zugenommen haben, aber das Niveau im Jahr 1998 noch unter dem west-

deutschen liegt. Für die westdeutschen Länder ist ebenfalls eine Erhöhung der Cu-Konzentration im Trinkwasser festzustellen (KRAUSE ET AL., 2001, Tabelle 23).

Tabelle 23: Einwohnerspezifische Schwermetallabgabe

in mg/(E·a)	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1983-1987	76,65	1.438	5.439[1]/1.927[2,3]	58,4	1.357,8	2.223	27.054
1993-1997	47,45	492	5.836[1]/2.836[2]	36,5	704,5	1.044	18.516
1998-2005	36,50	193	5.960[1]/3.292[2]	29,2	496,4	668	15.794

[1] Westdeutschland, [2] Ostdeutschland, [3] 1983-1989

Für die Teileintragspfade „Kanalisationen ohne Anschluss an eine Kläranlage“ und „Haushalte ohne Anschluss“ wird jeweils nur der gelöste Anteil der einwohnerspezifischen Schwermetallabgabe berücksichtigt (vgl. Abschnitt 2.5.2.6). In Tabelle 24 sind die prozentualen Anteile dargestellt (FUCHS ET AL., 2002).

Tabelle 24: Gelöste Anteile der einwohnerspezifischen Schwermetallabgabe

in %	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1983-2005	75,0	93,3	73,8	83,3	78,6	95,7	67,0

Zur Bilanzierung der Schwermetallemissionen aus gewerblichem Abwasser wurde auf Konzentrationsdaten von NOLTE (1986) und SCHÄFER (1999) zurückgegriffen (Tabelle 25). Zwischen den Jahren 1986 und 1999 wurden die Konzentrationen entsprechend der für die einwohnerspezifischen Emissionen beschriebenen Vorgehensweise interpoliert.

Tabelle 25: Schwermetallkonzentrationen in gewerblichem Abwasser

in µg/l	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
NOLTE (1986)	43,0	382,0	688,0	5,8	268,0	514,0	2046,0
SCHÄFER (1999)	4,6	44,0	149,0	1,5	50,0	152,0	523,0

4.3 Polyzyklische aromatische Kohlewasserstoffe (PAK)

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe sind aus mehreren „kondensierten" Benzolringen aufgebaute Verbindungen, die teilweise als beim Menschen krebserzeugend eingestuft sind. Insgesamt sind mehr als 100 Verbindungen bekannt, wie etwa Naphthalin mit 2 Benzolringen, Anthracen und Fluoranthen mit 3 Ringen und das häufig als Leitsubstanz verwendete, besonders toxische Benzo(a)pyren mit 5 Ringen. Die Bestimmung der PAKs ist aufgrund der Vielzahl der Einzelverbindungen schwierig, häufig werden deshalb die wichtigsten Vertreter erfasst und als „PAK-Summe" (Σ PAK) dargestellt.

In der Liste der prioritären Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie werden sowohl die Einzelstoffe Anthracen, Fluoranthen und Naphthalin sowie die Stoffgruppe insgesamt aufgeführt. Von den zu den PAK gehörenden mehrkernigen Aromaten werden nur Anthracen, Naphthalin und, in sehr kleiner Menge, auch Fluoranthen in Deutschland hergestellt. Die Stoffe werden zur Herstellung von Farbstoffen und als Zwischenprodukte eingesetzt. Die Verwendung von

Kreosoten, die zu einem großen Anteil PAKs enthalten, im Holzschutz ist stark beschränkt worden und nur noch für gewerbliche und industrielle Anwendungen gestattet. Die wichtigsten Regelungen zur Emissionsbegrenzung sind im Wasserbereich die Abwasserverordnung (Anhang 46, Steinkohleverkokung) sowie im Bereich Luftreinhaltung die Richtlinie 2004/107/EG, in der neben Cd, Hg und Ni auch die PAKs geregelt werden. Die Beschränkungsrichtlinien der EU für Teeröle (2001/90/EG) und von PAK in Weichmacherölen und Reifen (2005/69/EG) wurden über die ChemikalienverbotsV in deutsches Recht überführt (HILLENBRAND ET AL., 2008).

Im Folgenden wird die Datengrundlage für die Quantifizierung der wichtigsten punktuellen und diffusen Eintragspfade für PAK in die Gewässer näher beschrieben. Für eine direkte Vergleichbarkeit wird der EPA-PAK_{16}-Summenparameter (Σ EPA-PAK_{16}) betrachtet. Liegen Daten für eine geringere Anzahl an PAK vor, erfolgt eine Extrapolation. Die für Hochrechnungen verwendeten Werte werden in Abhängigkeit von der jeweiligen Datenlage bei den einzelnen Eintragspfaden aufgeführt. Extrapolationen stellen zudem keinen vollständigen Ersatz für Einzelstoffanalysen dar.

4.3.1 Punktförmige Eintragspfade

4.3.1.1 Kommunale Kläranlagen

Die Quantifizierung von Emissionen aus kommunalen Kläranlagen erfolgt anhand der Multiplikation der Stoffkonzentrationen im Kläranlagenablauf mit der behandelten Abwassermenge (Abschnitt 3.4). Nach Literaturauswertungen (IVASHECHKIN, 2005 und GETTA & KORBER, 2005) liegen bislang gemessene Konzentrationen im Bereich zwischen < 0,1 und 0,8 µg/L (Tabelle 26, umgerechnet auf Σ EPA-PAK_{16}), eine mittlere Konzentration kann allerdings aufgrund der geringen Zahl an Messwerten nicht abgeschätzt werden. Als Ursache hierfür ist festzustellen, dass PAK-Konzentrationen im kommunalen Abwasser analytisch schwierig zu erfassen sind, da häufig bereits die Zulaufkonzentrationen unter der Bestimmungsgrenze liegen.

Tabelle 26: Mittlere Stoffkonzentrationen in Kläranlagenabläufen Σ EPA-PAK_{16}

Bundesland, Anzahl Kläranlagen, Anzahl PAK, Bestimmungsgrenzen (µg/L)	Konzentration [µg/l]	Quelle
Hessen, 10 Kläranlagen (Messwerte, PAK < BG (0,01), extrapoliert)	0,080	IVASHECHKIN (2005)
Nordrhein-Westfalen, 2 Kläranlagen (Messwerte, PAK < BG (0,02), extrapoliert)	0,160	IVASHECHKIN (2005)
Nordrhein-Westfalen (KA-Emscher) (Messwerte PAK_6, extrapoliert)	0,820	GETTA & KORBER (2005)
Sachsen, 14 Kläranlagen (Messwerte PAK_8, extrapoliert)	0,105	IVASHECHKIN (2005)
Sachsen, 9 Kläranlagen (Messwerte PAK_8, extrapoliert)	0,109	UBA Messwertabfrage
Vergleich: Mittelwert Deutschland (Rückgerechnet aus Klärschlammdaten)	0,137	

Für eine erste Bewertung von vorliegenden Angaben zu Stoffkonzentrationen im Kläranlagenablauf mit der Angabe „kleiner Bestimmungsgrenze“ wird ein Wert entsprechend der halben Bestimmungsgrenze angenommen. Die angegebenen Grenzen der Analytik gelten für einzelne PAK-Verbindungen. Für eine mit den gemessenen Konzentrationen vergleichbare Darstellung wird von einem Σ EPA-PAK_{16} Parameter (halbe BG multipliziert mit Faktor 16) ausgegangen (vgl. Tabelle 26). Messdaten, die weniger als 16 PAK Vertreter erfassen, werden für eine bessere Vergleichbarkeit extrapoliert. Im Fall des Klärschlamms und des PAK_6 (TVO) Summenparameters ist es möglich, Stoffmengenverhältnisse auf Grundlage vorhandener Messwerte abzuleiten. So kann anhand von Erhebungen durch KOLLOTZEK ET AL. (1996) für Klärschlämme ein mittleres Verhältnis von 2,3 × Σ PAK_6 (TVO) = Σ EPA-PAK_{16} ermittelt werden. Für die Extrapolation anhand eines PAK_8 Parameters steht dagegen keine hinreichende Datengrundlage zur Verfügung. Für eine erste Abschätzung wird daher eine mittlere Beziehung von 1,85 × Σ PAK_8 = Σ EPA-PAK_{16} angenommen.

Bestimmung der PAK-Ablaufkonzentration aus Klärschlammdaten

Als alternative Datengrundlage kann auf eine Rückrechnung von PAK-Ablaufkonzentrationen aus Klärschlammdaten zurückgegriffen werden. Die Elimination bei der kommunalen Abwasserbehandlung wird auf etwa 90 % geschätzt, wobei die aus dem Abwasser abgetrennten PAK-Verbindungen überwiegend in den Klärschlamm gelangen (IVASHECHKIN, 2005).

Für die Berechnung der Stoffkonzentration im Kläranlagenablauf wird ein mittlerer Gehalt von Σ EPA-PAK_{16} in Klärschlämmen in Deutschland von 5,5 mg/kg TS entsprechend UBA (2007a) angenommen (vgl. Tabelle 27). Ausgehend von einem Klärschlammanfall von 2.106.756 t TS in Deutschland 2004 (BMU, 2007) und den Angaben von UBA (2007a) werden ca. 11,6 t Σ EPA-PAK_{16} pro Jahr abgeschieden. Der Anteil der Klärschlammverwertung in der Landwirtschaft in Deutschland beträgt im Jahr 2006 entsprechend UBA (2007a) 29,8 %, wodurch mit 613.476 t Klärschlamm ca. 3 t Σ EPA-PAK_{16} zurück in eine umweltoffene Anwendung gelangen. Unter der Annahme eines Wirkungsgrades der vorhandenen Klärverfahren für PAK von mindestens 90 % (IVASHECHKIN, 2005) können 12,9 Tonnen Σ EPA-PAK_{16} pro Jahr im Zulauf der Kläranlagen in Deutschland ermittelt werden. Hiervon gelangen entsprechend der Annahme maximal 10 % und somit etwa 1,3 t (Eintrag durch Kläranlagen) Σ EPA-PAK_{16} pro Jahr in Gewässer. Es ergibt sich unter Verwendung der in Deutschland 2004 behandelten Abwassermenge von 9.410 Millionen Kubikmetern (DESTATIS, 2004) für die weiteren Berechnungen eine mittlere Ablaufkonzentration von 0,137 µg/L Σ EPA-PAK_{16} (vgl. Tabelle 26).

Tabelle 27: Σ EPA-PAK_{16}-Gehalte in Klärschlämmen

Ø (mg/kg TS)	Quelle
5,5	Mittelwert Deutschland, UBA (2007a)
6,7	Vergleichswert: Mittelwert NRW , MUNLV (2004)

Bestimmung einer einwohnerspezifischen Ablauffracht in Nachbarländern

Für Kläranlagen in europäischen Nachbarländern liegen bezüglich der jährlichen Wassermengen bzw. der PAK Konzentration im Kläranlagenablauf keine Daten vor. Für eine Bewertung wird daher auf Grundlage der für Deutschland ermittelten PAK-Fracht (kg pro Jahr) im Kläranlagenablauf der mittlere jährliche Eintrag pro Einwohner der an Kläranlagen angeschlossenen Bevölkerung berechnet.

Ausgehend von 77.374.058 angeschlossenen Einwohnern in Deutschland ergibt sich ein mittlerer Eintrag in Gewässer von 15,95 mg Σ EPA-PAK_{16} pro Einwohner und Jahr. Anhand der bekannten an Kanalisation und Kläranlagen angeschlossenen Bevölkerung in europäischen Nachländern kann die Fracht auf Einzugsgebietsebene abgeschätzt werden.

4.3.1.2 Industrielle Direkteinträge

Für den Eintragspfad „industrielle Einleiter“ können die Angaben des Europäischen Emissionsinventars EPER ausgewertet werden. Dabei gelten als Schwellenwerte für die Erfassung von Luftemissionen 50 kg pro Jahr sowie im Fall von Gewässereinträgen 5 kg pro Jahr bezogen auf Borneff PAK_6 (EPER, 2007).

Auf Grundlage des in Klärschlämmen bestimmten Stoffmengenverhältnisses wird ein Verhältnis von Σ EPA-PAK_{16} = Borneff PAK_6×2,3 angenommen.

Industrielle Direkteinleiter

Die unter Beachtung der genannten Schwellenwerte berichteten Einträge aus industrieller Direkteinleitung in Gewässer lagen für das Berichtsjahr 2004 bei 192 kg (Borneff-PAK_6). Dabei entfallen 125 kg auf den Bereich anorganische chemische Grundstoffe oder Düngemittel (QK: 4.2./4.3), 51 kg auf Verbrennungsanlagen > 50 MW (QK: 1.1.), 10 kg auf organische chemische Grundstoffe (QK: 4.1.) sowie 5,7 kg auf Kokereien (QK: 1.3.) (vgl. Tabelle 28)

Tabelle 28: Einträge Borneff-PAK_6 über industrielle Direkteinleiter in die Gewässer

EPER Berichtsjahr: 2004	Ort	wirtschaftliche Haupttätigkeit	[kg/a]
Zentralkokerei Saar	66763 Dillingen/Saar	Kokerei	5,65
Degussa AG - Werk Witten	58453 Witten	Herst. Kunststoff in Primärf	10,10
InfraServ GmbH, IPH	65926 FFM-Höchst	Herst. Chem. Erzeugnisse	51,00
BASF AG	67056 Ludwigshafen	Herst. sonst. anorganischen	125,00
(Quelle: EPER 2007)		**Σ PAK_6 (korrigiert)[1]**	**192,00**
		Σ PAK_{16} (extrapoliert)	**442,00**

[1] Hinweis: Nach Auskunft des Unternehmens Papierf. Schöller & Hösch, Gernsbach (04/2008) ist der (um den Faktor 1000 zu hohe) an EPER gemeldete Wert von 157 kg/a auf einen Fehler bei der Datenübermittlung zurückzuführen und wird daher bei der Summe nicht berücksichtigt

Industrielle Indirekteinleiter

Die in EPER berichteten indirekten Einträge in Gewässer betragen für das Berichtsjahr 2004 1.480 kg (Borneff PAK_6) (Tabelle 29), wobei der überwiegende Teil auf den Bereich Mineralöl- und Gasraffinerien entfällt. Diese Frachten werden allerdings über die kommunale Abwasserbehandlung deutlich reduziert und sind im Emissionspfad „kommunale Kläranlagen“ mit enthalten (vgl. 4.3.1.1).

Tabelle 29: Einträge Borneff-PAK_6 über industrielle Indirekteinleiter in die Gewässer

EPER Berichtsjahr: 2004	Ort	wirtschaftliche Haupttätigkeit	[kg/a]
Sasol Germany GmbH	58453 Witten	Herst. organischen Gr.	5,8
Latoschik & Fischer	32120 Hiddenh.	Abfallbeseitigung	7,6
DSM Kunstharze GmbH	49716 Meppen	Herst. Kunststoff in Primärf.	10,8
KBS Kokereibetriebsges.	47166 Duisb,Schw.	Kokerei	15,0
DSK AG Kokerei Prosper	46236 Bott.-Wel.	Steinkohlenbergbau, -brikett	123,0
RUHR OEL GmbH Horst	45899 Gelsenk.	Mineralölverarb.	539,0
RUHR OEL GMBH Scholven	45899 Gelsenk.	Herst. organischen Gr.	779,0
(Quelle: EPER, 2007)		**Σ PAK_6**	**1480,0**
		Σ PAK_{16} (extrapoliert)	**3404,0**

4.3.2 Diffuse Eintragspfade

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe entstehen bei unvollständiger Verbrennung aus praktisch allen organischen Stoffen, z. B. durch Waldbrand, Hausbrand, Verbrennungsmotoren, Grillen oder Rauchen und werden deshalb vorherrschend über den Luftpfad verbreitet. Gasförmig oder adsorbiert an Schwebstaub kann ein Transport über große Entfernungen erfolgen. In den folgenden Abschnitten wird deshalb die Datensituation zu PAK-Emissionen in die Luft dargestellt.

4.3.2.1 PAK-Emissionen in die Luft

Nach einer Abschätzung des UBA für 1994 stammen die größten PAK-Luftemissionen aus den Sektoren Hausfeuerungen mit 932 t/a, die Holzimprägnierung mit 529 t/a, Anlagen der Buntmetall- und Aluminiumproduktion (258 t/a), Emissionen aus mit Kreosot behandeltem Holz (213 t/a), Anlagen der Eisen- und Stahlproduktion (140 t/a) sowie der Verkehrsbereich (146 t/a). Weniger bedeutend waren industrielle und Kraftwerksfeuerungen (3,2 t/a) sowie Müllentsorgungsanlagen (0,03 t/a).

Aktuell ergibt sich nach Angaben des „Pollutant Release and Transfer Register“ (PRTR, 2007) ein verändertes Bild. So sind für Deutschland entsprechende Daten aufgrund internationaler Verpflichtungen zur Berichterstattung (z. B. Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverschmutzung, UN ECE-CLRTAP) sowie aus Forschungsprojekten (Modellierung und Messung) verfügbar (PRTR, 2007). Bei den vorliegenden Angaben zu PAK-Emissionen muss beachtet werden, dass es sich um aktuelle, jedoch nicht um vollständige und abschließende Daten handelt. Entsprechend KUNZE (2008) fehlen in der PRTR Datenbank (Stand Mai 2008) bisher die Quellgruppen „Thermische Abfallbehandlung“, „Offene Verbrennung“, „Tierkörperbeseitigungsanlagen“, „Anodenproduktion“ und „Holzschutzmittelbehandlungsanlagen“ teilweise oder vollständig. Für diese Emissionsquellen konnten bisher keine Datenquellen für Aktivitätsraten ermittelt werden, die eine Berichterstattung von 1990 bis heute ermöglichen (UBA, 2008a). Abweichende Angaben zu PAK-Emissionen in älteren UN ECE-CLRTAP Berichten gegenüber der aktuellsten verfügbaren Berichterstattung zu UN ECE-CLRTAP 2007 und 2008 können auf qualitativ verbesserte Aktivitätsraten der Datenbank zurückgeführt werden, die bei den jüngsten Berichten berücksichtigt werden.

Diffuse PAK Quellen nach EU PRTR-Verordnung

Σ PAK (PAK_4)

Bezogen auf die im PRTR (2007) betrachtete Σ PAK aus den vier PAK-Verbindungen Benzo[a]pyren, Benzo[b]fluoranthen, Benzo[k]fluoranthen und Indeno[1,2,3-cd]pyren werden die diffusen Emissionen für Deutschland im Jahr 2005 mit 97,96 t beziffert, wobei ca. 88 % auf den Hausbrand, 5,8 % auf Industrieprozesse und etwa 1,8 % auf den Verkehrssektor (Abgase und Abrieb) entfallen (Abbildung 31).

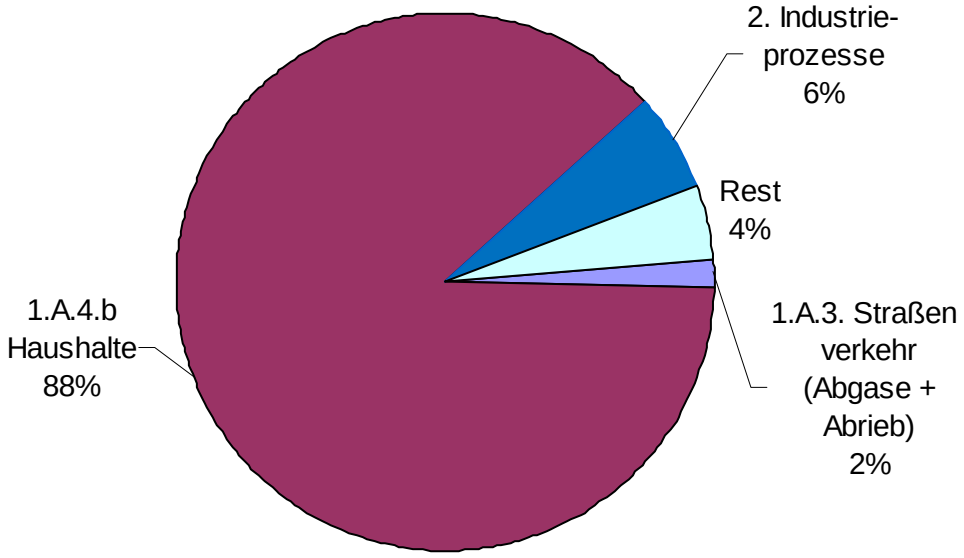


Abbildung 31: Anteile der Σ PAK (PAK_4) Emissionsquellen an der Gesamtemission, Bezugsjahr 2005 (PRTR, 2007)

Tabelle 30: Diffuse Emissionen Σ PAK (PAK_4) in t/a (PRTR, 2007)
Visualisierung der Zeitreihen: www.ki-werkstatt.de

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
Insgesamt	177.7	136.85	98.97	92.69	85.46	87.94	87.59	95.95	89.56	89.28	88.33	97.01	92.77	97.08	96.4	97.96
1. Energie	171.87	131.08	93.35	87.27	79.85	82.03	81.86	90.01	83.46	83.17	82.18	91.21	87.12	91.25	90.37	92.18
1. A. Verbrennungsprozesse	166.43	126.77	89.45	84.08	76.97	79.1	79.04	87.17	80.74	80.89	79.76	89.27	85.19	89.17	88.13	89.95
1.A.3. Verkehr (Straße)	1.19	1.3	1.33	1.34	1.38	1.42	1.45	1.49	1.52	1.56	1.57	1.59	1.61	1.61	1.63	1.64
1.A.4. Übrige Feuerungsanlagen	165.2	125.5	88.1	82.7	75.6	77.7	77.6	85.7	79.2	79.3	78.2	87.7	83.6	87.6	86.5	88.3
1.A.4.a Gewerbe, Handel, Dienstleistung	17.16	17.49	9.5	8.65	3.88	7.43	6.21	6.47	3.29	3.04	3.39	3.37	3.12	2.39	2.16	2.13
1.A.4.b davon Haushalte	148.07	107.98	78.62	74.09	71.71	70.24	71.38	79.22	75.93	76.29	74.8	84.31	80.46	85.17	84.34	86.19
1.B. Diffus aus Brennstoffen	5.44	4.31	3.9	3.19	2.88	2.94	2.82	2.84	2.72	2.27	2.42	1.93	1.93	2.08	2.25	2.23
2. Industrieprozesse	5.77	5.71	5.55	5.36	5.54	5.84	5.65	5.86	6.03	6.03	6.07	5.72	5.56	5.75	5.94	5.7
2.A. Mineralische Produkte	2.86	2.57	2.7	2.71	2.87	2.91	2.77	2.85	2.9	2.95	2.85	2.52	2.4	2.52	2.63	2.44
2.C. Herstellung von Metall	2.91	3.14	2.85	2.64	2.67	2.93	2.89	3.01	3.13	3.09	3.22	3.2	3.17	3.23	3.32	3.26
7. Andere 7. iii Abrieb (Reifen, Straßen)	0.06	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08

Die Farben dienen der Visualisierung der Tabelle. Ganz rote Zeilen bedeuten dabei maximale Werte, rein gelbe Kästchen minimale Werte. Zwischenwerte werden über den Grünwert der prozentuale RGB Mischung dargestellt. (http://www.diffuse-quellen.prtr.de/visualisierung_von_zeitreihen.pdf)

Benzo(a)pyren

Für die im Rahmen von PRTR (2007) erfassten Quellen werden die diffusen Emissionen der PAK Leitsubstanz Benzo(a)pyren (B(a)P) für das Jahr 2005 mit insgesamt 36,12 t beziffert. Dabei entfallen 91,1 % auf den Hausbrand, 3,2 % auf Industrieprozesse und ca. 0,78 % auf den Verkehrssektor (Summe aus Verbrennungsprozessen und Materialabrieb) (vgl. Abbildung 32).

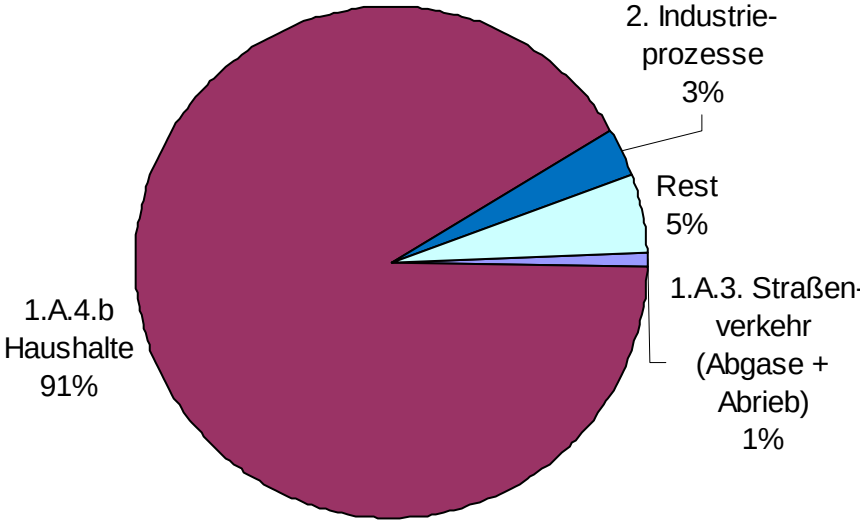


Abbildung 32: Anteile der Benzo(a)pyren (B(a)P) Emissionsquellen an der Gesamtemission, Bezugsjahr 2005 (PRTR, 2007)

Somit ist bezüglich der relativen Bedeutung der Quellen eine große Übereinstimmung mit dem PAK Summenparameter aus vier Einzelverbindungen (vgl. Abbildung 31) festzustellen. Ebenfalls wie bei Σ PAK (PAK_4) ist vor allem in dem wesentlichen Bereich der Feuerungsanlagen in Haushalten, nach einem Rückgang bis Ende der 1990er Jahre, wieder eine Zunahme der Emissionen zu beobachten (vgl. Tabelle 30 und Tabelle 31). Das mit dem PAK Summenparameter vergleichbare Ergebnis unterstützt somit die Annahme, dass B(a)P als Leitsubstanz auch für atmosphärisch transportierte PAK (v. a. aus der Quelle Hausbrand) geeignet ist.

Tabelle 31: Diffuse Benzo(a)pyren B(a)P-Emissionen in t/a (PRTR, 2007)
Visualisierung der Zeitreihen: www.ki-werkstatt.de

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
Insgesamt	64.26	49.83	36.02	33.9	31.13	32.49	32.27	35.38	32.94	33.06	32.6	35.96	34.47	35.96	35.62	36.12
1. Energie	62.14	47.81	34.23	32.25	29.59	30.75	30.6	33.76	31.3	31.46	31.04	34.47	33.05	34.61	34.33	34.95
1. A. Verbrennungsprozesse	61.87	47.81	34.23	32.25	29.59	30.75	30.6	33.76	31.3	31.46	31.04	34.47	33.05	34.61	34.33	34.95
1.A.1. Energiewirtschaft	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02
1.A.3. Verkehr (Straße)	0.19	0.2	0.21	0.21	0.22	0.22	0.22	0.23	0.23	0.24	0.24	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25
1.A.4. Übrige Feuerungsanlagen	61.7	47.6	34	32	29.4	30.5	30.4	33.5	31.1	31.2	30.8	34.2	32.8	34.3	34.1	34.7
1.A.4.a Gewerbe, Handel, Dienstleistung	7.1	7.1	4.4	4.1	2.2	3.6	3.1	3.3	2.2	2.1	2.2	2.1	2.1	1.8	1.8	1.8
1.A.4.b Haushalte	54.6	40.5	29.6	28	27.1	26.9	27.2	30.2	28.8	29.1	28.6	32.1	30.7	32.5	32.3	32.9
1.B. Diffuse Emissionen aus Brennstoffen	0.27	0.22	0.2	0.16	0.14	0.15	0.14	0.14	0.14	0.11	0.12	0.1	0.1	0.1	0.11	0.11
2. Industrieprozesse	2.09	2	1.76	1.62	1.52	1.72	1.64	1.59	1.61	1.57	1.54	1.46	1.39	1.32	1.26	1.14
2.A. Mineralische Produkte	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02
2.C. Herstellung von Metall	2.07	1.98	1.74	1.6	1.5	1.69	1.62	1.57	1.59	1.55	1.51	1.44	1.37	1.3	1.24	1.12
7. iii Abrieb (von Reifen, Bremsen, Straßen)	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03

Aktuelle Emissionsentwicklung nach UN ECE-CLRTAP (2008)

Ergänzend zu den in PRTR (2007) veröffentlichten Daten (für 2005) werden als aktuellste verfügbare Daten (Stand 06/2008) bezüglich PAK_4 und B(a)P zusätzlich die Inventartabellen des UBA zur „Berichterstattung 2008“ (Berichtsjahr 2006) unter dem Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverschmutzung (UN ECE-CLRTAP) ausgewertet.

Auch in der aktuellen Version der Inventartabellen (Tabelle 32) fehlen weiterhin die Quellgruppen „Thermische Abfallbehandlung“, „Offene Verbrennung“, „Tierkörperbeseitigungsanlagen“, „Anodenproduktion“ und „Holzschutzmittelbehandlungsanlagen“. Bisher konnten für diese Emissionsquellen keine Datenquellen für Aktivitätsraten ermittelt werden, die eine Berichterstattung von 1990 bis heute ermöglichen (KUNZE, 2008). Für die vorhandenen Emissionsquellen werden dagegen aktuelle, qualitativ verbesserte Aktivitätsraten berücksichtigt.

In Bezug auf die absolute Größenordnung sowie die relative Bedeutung der einzelnen Quellen für diffuse B(a)P und Σ PAK_4-Emissionen kann im Vergleich mit den Angaben nach PRTR (2007) (vgl. Tabelle 30 und Tabelle 31) eine Fortsetzung des Trends mit leicht zunehmenden Absolutwerten festgestellt werden (UBA, 2008b).

Tabelle 32: Benzo(a)pyren B(a)P und Σ PAK_4 [t] aus der UN ECE Berichterstattung 2008 (Stand 06/2008), Berichtsjahr 2006

	Sektoren der UN ECE Berichterstattung	**B(a)P**	**PAK_4**
1 A 1 a	1 A 1 a öffentliche Strom- und Fernheizkraftwerke	0,07	0,32
1 A 1 b	1 A 1 b Petroleumraffinerien	0,01	0,00
1 A 1 c	1 A 1 c Umwandlungsanlagen fester Brennstoffe und andere Energieindustrien.	0,00	0,14
1 A 2	1 A 2 Verarbeitendes Gewerbe und Baugewerbe	0,05	0,97
1 A 3 b	1 A 3 b Straßenverkehr	0,28	1,74
1 A 4 a	1 A 4 a Kommerzielle und institutionelle Verbrennungsanlagen	1,77	2,19
1 A 4 b	1 A 4 b Feuerungsanlagen in Haushalten	33,38	87,94
1B1	1B1 Diffuse Emissionen von Festen Brennstoffen	0,11	2,21
2 A	2 A Mineralprodukte (b)	0,02	2,49
2 C	2 C Herstellung von Metall	0,97	3,10
TOTAL	**Gesamtsumme für Deutschland**	**36,69**	**101,10**

(UBA, 2008b): Inventartabellen Berichterstattung 2008 (Stand 06/2008)

PAK Anteile in der PM_{10}-Feinstaubfraktion

Nach PRTR (2007) entfallen im Jahr 2005 13,1 % der Feinstaubemissionen der PM_{10}-Fraktion auf den Sektor Hausbrand, 22,5 % auf Industrieprozesse und ca. 21,4 % auf den Verkehrssektor (Verbrennungsprozesse und Materialabrieb) (vgl. Abbildung 33 und Tabelle 33). Eine grobe Abschätzung der PAK-Gehalte im Feinstaub kann unter der Annahme erfolgen, dass PAK vollständig an Partikel gebunden vorliegen.

Auf Basis der PRTR-Daten (2007) beträgt der berechnete Anteil von Σ PAK an der PM_{10} Fraktion 0,051 %. Es ergeben sich berechnete Σ PAK Anteile in Feinstäuben von 0,35 % bei der Quelle Haushalte, 0,013 % bei Industrieprozessen und 0,0043 % beim Straßenverkehr (Verbrennungsprozesse und Materialabrieb). Der Anteil von B(a)P an PM_{10}Gesamt beträgt

0,019 %. Auf Grundlage der vorhandenen Werte ergeben sich berechnete B(a)P Anteile in Feinstäuben von 0,13 % bei der Quelle Haushalte, 0,0026 % bei Industrieprozessen und 0,00069 % bei Straßenverkehr (Verbrennungsprozesse und Materialabrieb) und somit wie bei Σ PAK die Relevanz: Haushalte > Industrie > Verkehr.

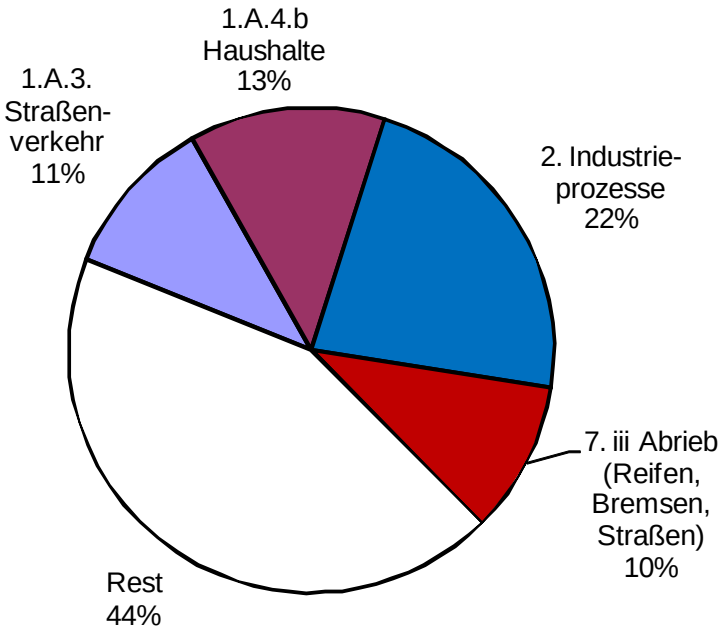


Abbildung 33: Relative Anteile PM_{10}-Fraktion Emissionsquellen an der Gesamtemission, Bezugsjahr 2005 (PRTR, 2007)

Tabelle 33: PM_{10} Emissionen in 1.000 t/a (PRTR, 2007)
Visualisierung der Zeitreihen: www.ki-werkstatt.de

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
Insgesamt	1613.2	252.7	220	195.7	187.5	234	219.6	227.4	211.3	222.5	210.4	206.5	200.7	196.7	196.4	193.5
1. Energie	1476.8	113.8	87.2	68.7	59.1	101.3	92.7	91.1	80.8	76.9	71.3	71.7	68	66.9	65.6	63.9
1. A. Verbrennungsprozesse	1474.55	112.35	86.06	67.81	58.43	100.6	91.99	90.44	80.21	76.45	70.77	71.31	67.61	66.46	65.18	63.42
1.A.1. Energiewirtschaft	1178.48	29.72	24.69	14.43	12.29	21.67	19.36	16.31	14.77	12.8	11.78	11.99	11.48	11.85	11.56	11.28
1.A.3. b davon Straßenverkehr	35.91	36.07	38.3	39.21	38.96	38.7	36.72	34.97	32.1	31.49	29.54	27.58	25.57	22.94	22.71	20.79
1.A.4. Übrige Feuerungsanlagen	NE	NE	NE	NE	NE	31.58	28.96	32.52	28.06	27.54	25.74	28.49	27.31	28.36	27.52	27.99
1.A.4.a Gewerbe, Handel, Dienstl.	NE	NE	NE	NE	NE	6.48	5.14	5.69	3.15	2.75	2.49	2.48	2.41	2.2	2.05	1.98
1.A.4.b davon Haushalte	NE	NE	NE	NE	NE	23.77	22.59	25.72	24.09	23.92	22.53	25.28	24.18	25.45	24.77	25.31
1.B. Diffuse Emissionen Brennstoffe	2.25	1.49	1.13	0.93	0.71	0.71	0.68	0.64	0.58	0.48	0.5	0.41	0.4	0.43	0.46	0.46
2. Industrieprozesse	74.6	79.41	73.5	67.89	68.91	73.46	67.2	64.96	59.98	53.68	47.56	45.18	44.29	44.34	44.94	43.58
2.A. Mineralische Produkte	22.3	25.3	24.98	23.09	22.72	22.12	19.57	17.76	16.08	15.81	15.04	14.02	13.42	13.25	13.07	12.64
2.B. Chemische Industrie	0.1	0.1	0.09	0.08	0.07	0.52	0.53	0.5	0.49	0.46	0.53	0.5	0.47	0.47	0.48	0.47
2.C. Herstellung von Metall	44.43	46.48	40.95	37.26	38.82	43.3	39.46	40.74	38.62	34.2	30.15	28.93	28.7	28.89	29.59	28.72
7. iii Abrieb (Reifen, Bremsen, Straßen)	14.94	15.82	16.21	16.47	16.85	17.25	17.53	17.83	18.2	18.68	18.79	19.12	19.37	19.3	19.63	19.6

NE: Nicht geschätzt

PAK Anteile an der $PM_{2.5}$- Feinstaubfraktion

Der berechnete Anteil von $PM_{2.5}$ an der PM_{10} Fraktion beträgt 57,3 %, der Anteil von Σ PAK an der $PM_{2.5}$ Fraktion 0,088 %.

Die vorliegenden Daten deuten ebenfalls auf Unterschiede in den PAK-Gehalten von $PM_{2.5}$ Stäuben aus verschiedenen Quellen hin. Es ergeben sich berechnete Σ PAK Anteile in $PM_{2.5}$ von 0,37 % bei der Quelle Haushalte, 0,034 % bei Industrieprozessen und 0,0055 % im Bereich des Straßenverkehrs (Verbrennungsprozesse und Materialabrieb). Der berechnete Anteil von B(a)P an $PM_{2.5}$ beträgt 0,033 %. Es ergeben sich berechnete B(a)P Anteile in $PM_{2.5}$ Feinstäuben von 0,14 % bei der Quelle Haushalte, 0,0069 % bei Industrieprozessen und 0,00089 % bei Straßenverkehr (Verbrennungsprozesse und Materialabrieb). Daraus ergibt sich wie bei Σ PAK die folgende Relevanz: Haushalte > Industrie > Verkehr (Abbildung 34 und Tabelle 34).

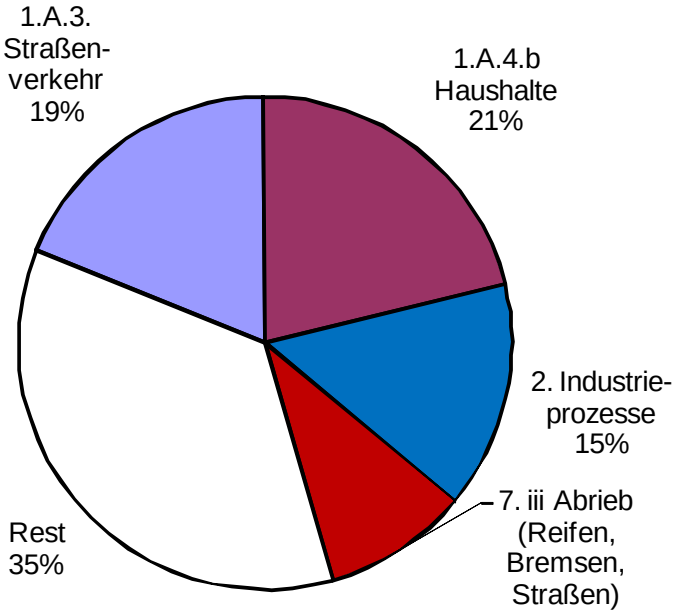


Abbildung 34: Relative Anteile $PM_{2.5}$-Fraktion Emissionsquellen an der Gesamtemission, Bezugsjahr 2005 (PRTR, 2007)

Tabelle 34: $PM_{2.5}$ Emissionen in 1.000 t/a (PRTR, 2007)
Visualisierung der Zeitreihen: www.ki-werkstatt.de

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
Insgesamt	1378.4	169.1	143.1	123.8	115.3	157.5	146.2	144.9	132.2	130.1	121.3	120.2	115.9	114	113.1	110.9
1. Energie	1316.1	104.8	81.5	65.3	56.8	95.7	87.6	86.3	76.6	72.9	67.5	67.9	64.3	63	61.8	60.1
1. A. Verbrennungsprozesse	1315.03	104.18	81.08	64.96	56.58	95.42	87.34	86.06	76.43	72.74	67.36	67.74	64.17	62.9	61.66	59.91
1.A.1. Energiewirtschaft	1047.53	26.42	21.95	12.82	10.93	19.1	17.08	14.38	13.02	11.31	10.42	10.61	10.16	10.49	10.23	9.98
1.A.3. b davon Straßenverkehr	35.91	36.07	38.3	39.21	38.96	38.7	36.72	34.97	32.1	31.49	29.54	27.58	25.57	22.94	22.71	20.79
1.A.4. Übrige Feuerungsanlagen	NE	NE	NE	NE	NE	29.65	27.14	30.64	26.43	25.69	23.97	26.54	25.44	26.41	25.61	26.03
1.A.4.a Gewerbe, Handel, Dienstl.	NE	NE	NE	NE	NE	6.05	4.8	5.54	3.13	2.53	2.28	2.28	2.21	2.01	1.87	1.8
1.A.4.b davon Haushalte	NE	NE	NE	NE	NE	22.39	21.24	24.1	22.57	22.38	21.05	23.61	22.59	23.76	23.12	23.6
1.B. Diffuse Emissionen Brennstoffe	1.04	0.63	0.44	0.36	0.25	0.25	0.24	0.22	0.19	0.16	0.16	0.13	0.13	0.14	0.14	0.14
2. Industrieprozesse	33.71	36.06	33.31	30.21	30.17	33.46	30.03	27.64	24.73	21.92	18.59	17.39	16.81	16.83	17.03	16.53
2.A. Mineralische Produkte	9.55	11.34	11.1	9.9	9.62	11.46	9.41	7.9	6.53	6.41	5.89	5.15	4.73	4.62	4.51	4.22
2.C. Herstellung von Metall	19.48	20.19	17.74	15.88	16.21	17.3	15.86	15.94	15.06	13.27	11.18	10.81	10.69	10.8	11.07	10.89
7. iii Abrieb (Reifen, Bremsen, Straßen)	8.08	8.55	8.76	8.9	9.1	9.32	9.47	9.64	9.83	10.09	10.15	10.33	10.46	10.42	10.6	10.59

NE: Nicht geschätzt

Auf Grundlage der vorhandenen PRTR Daten betragen die diffusen Luftemissionen der PAK Indikatorsubstanz B(a)P in Deutschland für die Jahre 2001 bis 2005 im Mittel etwa 35,6 t/a. Etwa 90 % werden dem Hausbrand (Festbrennstoffe: Holz, Kohle) zugeordnet, während 5,4 % auf Feuerungsanlagen in Gewerbe, Handel und Dienstleistung sowie 3,6 % auf Industrieprozesse zur Herstellung von Metallen zurückgeführt werden. Der Einfluss des Verkehrssektors (Straße) wird mit ca. 0,8 % geschätzt (PRTR, 2007). Unter der Annahme eines B(a)P Anteils von ca. 5 % (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002; GÖTZ, 2008) an Σ EPA-PAK_{16} können Gesamtemissionen in Deutschland in einer Größenordnung von ca. 712 t/a abgeschätzt werden.

Diese Erkenntnisse machen somit die besondere Bedeutung des Hausbrandes (Holz- und Kohlebrennstoffe) für die Feinstaubbelastung und auch für die damit verbundenen PAK-Emissionen auf dem Luftpfad sowie die PAK-Gesamtemissionen in Deutschland deutlich. Innerhalb des Bereichs Hausbrand ist dabei der Anteil der Holzbrennstoffe in den letzten Jahren stark gestiegen (vgl. Abbildung 35) und kompensiert damit den Rückgang der Verwendung von Kohlebrennstoffen (UBA, 2007c). Der damit verbundene Einfluss der Heizperiode führt zu deutlichen Unterschieden bei der mittleren atmosphärischen Deposition um ca. den Faktor 2 zwischen Messungen im Sommer und im Winter (UMWELTBEOBACHTUNG, 2007). Je nach vorherrschender Heiztechnik können auch regional starke Unterschiede auftreten.

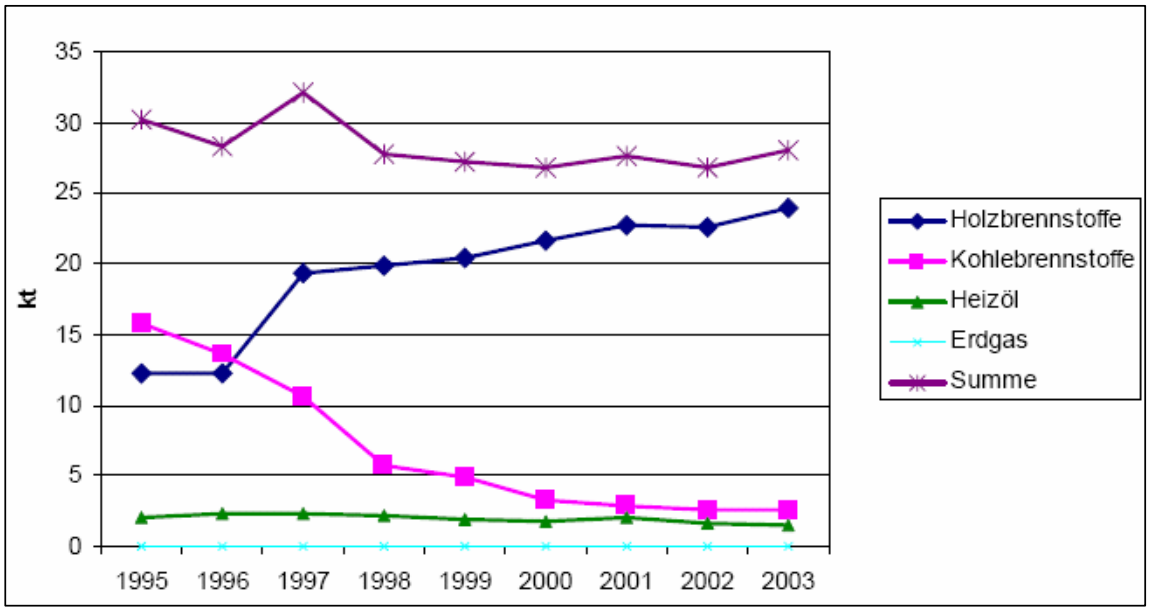


Abbildung 35: Entwicklung der Feinstaubemission aus Anlagen der 1. BImSchV (BMU, 2007)

4.3.2.2 Atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche

Literaturangaben zur resultierenden PAK-Deposition sind durch starke Schwankungen (Faktor 10 bis 1000) gekennzeichnet (GÖTZ, 2008). Wesentliche Ursachen sind dabei variierende

Bestimmungsmethoden (Sammlertechnik, Anzahl untersuchte PAK-Kongenere), Betrachtungszeiträume sowie geographisch bedingte Unterschiede.

Im Rahmen einer Messnetzabfrage zur atmosphärischen Deposition von PAKs in Deutschland (Zeitraum 07/2007 bis 01/2008) wurden aktuelle Daten des Luftmessnetzes des Umweltbundesamtes sowie der für die Luftqualität zuständigen Landesmessnetzzentralen aller 16 Bundesländer erhoben (GÖTZ, 2008), wobei jedoch nicht alle Bundesländer Daten zur Verfügung stellen konnten (Tabelle 35).

Entsprechend der Messnetzabfrage dominieren bisher Verfahren zur Erfassung von PAKs im Zusammenhang mit der allgemeinen Staubdeposition sowie der Feinstaubkonzentration in der Umgebungsluft (Anteil an der PM_{10}-Fraktion). Werden bei der Staubdeposition nur einzelne Phasen (Trocken- oder Nassdepositionsflüsse) berücksichtigt, ist eine vollständige Erfassung von PAKs nicht sichergestellt. Bei Messungen von PAKs in der PM_{10} Fraktion ist von einem Einfluss durch die Wahl der Messstandorte (oftmals Belastungsschwerpunkte) sowie durch die notwendige Umrechnung in Depositionsraten auszugehen. Für PM_{10} Partikel kann eine mittlere Depositionsgeschwindigkeit von 0,2 cm/s angenommenen werden (GÖTZ, 2008). Hierbei handelt es sich jedoch um einen Näherungswert bezüglich des gesamten Schwebstaubs, weshalb bei einzelnen PAK-Komponenten aufgrund der jeweiligen physikochemischen Eigenschaften mit teilweise erheblichen Abweichungen zu rechnen ist. Seit dem Jahr 2002 existiert nach DIN 19739 ein spezifisch für PAK optimiertes Verfahren zur möglichst vollständigen Depositionsmessung mittels Trichter-Adsorber-Sammler, welches aktuell jedoch nur in wenigen Messnetzen eingesetzt wird.

Tabelle 35: Σ EPA-PAK_{16} Depositionsraten der Bundesländer (Bundesländer, Messnetzabfrage 2007; GÖTZ, 2008)

Bundesland	**Hinweise**	**Deposition in g/(ha a) (Σ EPA-PAK_{16})**
Baden-Württemberg	(DIN, PM10)	4,2
Berlin	(PM10)	12,8
Brandenburg	(DD)	3,0
Hamburg	(DD)	5,1
Hessen	(DIN, PM10)	4,7
Mecklenburg-Vorpommern	(PM10)	8,2
Nordrhein-Westfalen	(PM10)	13,8
Sachsen	(PM10)	11,7
Sachsen-Anhalt	(DD, DIN, PM10)	4,2
Schleswig-Holstein (UBA, Küste)	(DD)	0,3
Mittelwert Deutschland *		**6,8**

Hinweise: DD = Direkte Depositionsmessung (Staub),
DIN = DIN 19739
PM_{10} = Messung PM_{10} Fraktion (Umgebungsluft)
* Mittelwert für Deutschland: 6,8 g/(ha·a)
Bayern, Bremen, Niedersachsen, Rheinland-Pfalz, Saarland, Thüringen

Für Deutschland wurde anhand der verfügbaren Mittelwerte der einzelnen Bundesländer für PAK_{16} die mittlere Deposition in Deutschland von ca. 6,8 g/(ha·a) berechnet (Tabelle 35).

Darüber hinaus spielt der grenzüberschreitende Stofftransfer eine wichtige Rolle. So können regional erhöhte Depositionen in Sachsen (östliche europäische Nachbarländer mit starkem Einsatz von Kohlebrennstoffen) und in Nordrhein-Westfalen (industrielle Emissionen in den Benelux-Staaten) aufgrund der typischen atmosphärischen Strömungsverhältnisse mit der Emissionssituation in Nachbarländern in Verbindung gebracht werden (vgl. Abbildung 36, Tabelle 35 und Tabelle 36).

Die atmosphärische Deposition von PAK in den europäischen Nachbarländern wird anhand aktueller Informationen zu Stoffeinträgen nach EMEP (2007b) abgeleitet. Für eine mit Deutschland vergleichbare Darstellung (g/(ha a)) erfolgt eine Umrechnung anhand der modellierten Gesamtdeposition der PAK Leitverbindung B(a)P (EMEP Bezugsjahr 2005) sowie Angaben zur jeweiligen Landesfläche (AUSWÄRTIGES AMT, 2008).

Durch die Auswertung von Messwerten der atmosphärischen Deposition in Deutschland (vgl. GÖTZ, 2008) kann von einem Anteil der PAK-Indikatorverbindung B(a)P an einem Σ EPA-PAK_{16} Parameter von ca. 5 % ausgegangen werden. Unter Annahme eines B(a)P Anteils von 5 % ergeben sich somit berechnete mittlere Σ EPA-PAK_{16}-Depositionswerte für die an Deutschland angrenzenden Länder (vgl. Tabelle 36).

Tabelle 36: Mittlere Σ EPA-PAK_{16}-Depositionsraten für angrenzende Länder

Land	**Deposition in g/(ha·a) (Σ EPA-PAK_{16})**
Polen	14,5
Tschechische Republik	10,6
Schweiz (Empa, 2006)	1,6
Österreich	5,1
Liechtenstein (keine Daten, entspricht CH)	1,6
Italien	6,8
Frankreich	2,0
Luxemburg	8,0
Belgien	11,0
Niederlande	7,9
Dänemark	4,2

Quellen: EMPA (2006), EMEP (2007b; Daten für das Bezugsjahr 2005)

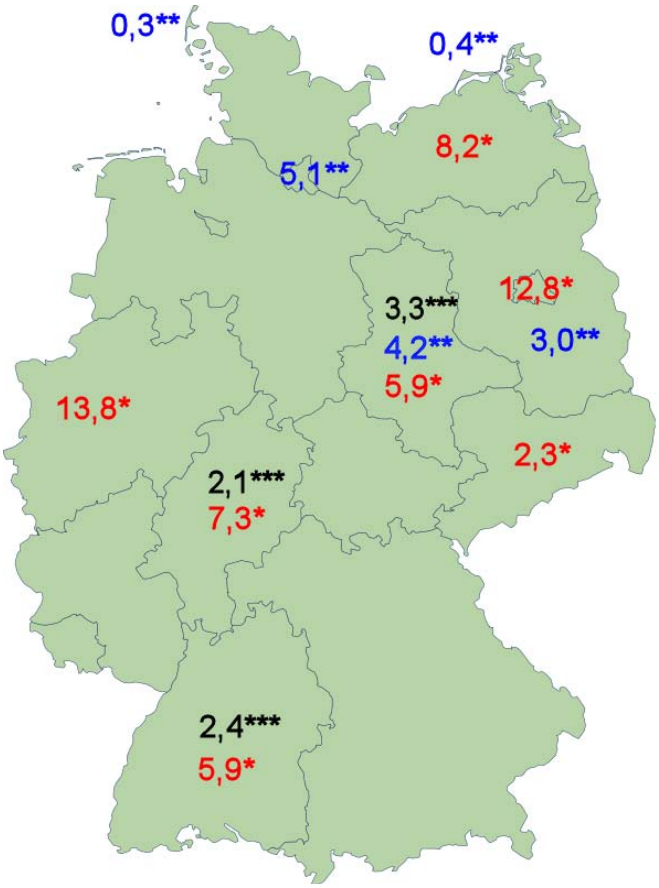


Abbildung 36: Mittlere PAK-Depositionsraten in den Bundesländern in g/(ha a), Götz (2008) *Messung PM10 Umgebungsluft, ** (Staub) Depositionsmessung, ***nach DIN 19739

4.3.2.3 Erosion

Stoffeinträge in Gewässer durch Erosion werden durch den Stoffgehalt im Oberboden, den Sedimenteintrag in die Oberflächengewässer und einen transportbedingten Anreicherungsfaktor (Enrichmentratio, ER) bestimmt. Infolge des bevorzugten Transportes von feinen Bodenpartikeln kommt es während des Erosionsprozesses zu einer Anreicherung feiner Kornklassen im abgetragenen Sediment (FUCHS ET AL., 2002). Da PAKs aufgrund der höheren spezifischen Oberfläche vermehrt an feine Kornklassen gebunden sind (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002), reichern sich diese durch den Erosionsprozess ebenfalls an. Die Anreicherung eines Stoffes im Erosionsgut wird durch das Anreicherungsverhältnis EnR im Vergleich zum Ausgangsgehalt des Stoffes im Ackeroberboden beschrieben. Für eine erste großräumige Betrachtung wird für die PAK angenommen, dass das EnR in der gleichen Größenordnung wie für Schwermetalle liegt (vgl. Abschnitt 4.2.2.2).

Die verfügbaren Angaben der LABO (2003) zu organischen Schadstoffen und deren Hintergrundwerten für Böden weisen bezüglich der Konzentrationen von PAK in Oberböden der einzelnen Bundesländer deutliche Unterschiede auf (vgl. Tabelle 37). Als wesentliche Ursachen für Abweichungen sind neben den regionalen Unterschieden vor allem unterschiedliche Bezugszeiträume, die Anzahl der untersuchten PAK-Verbindungen sowie die Differenzierung

nach Landnutzung zu nennen. Bei differenzierten Angaben verschiedener Typen von Ackerböden wird in Abhängigkeit von der Anzahl der jeweils verfügbaren Proben ein gewichteter Mittelwert gebildet.

Werden Borneff-PAK_6 erfasst, erfolgt eine Extrapolation mit dem Faktor 2,3. Sind keine Daten für ein Bundesland verfügbar, wird der Mittelwert für Deutschland (Σ EPA-PAK_{16}) verwendet, welcher aus den Werten der anderen Bundesländer gebildet wird. Bisherige Literaturangaben nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002) gehen für Deutschland von mittleren Σ EPA-PAK_{16}-Gehalten von 0,2 mg/kg auf Ackerflächen, 0,4 mg/kg in Waldböden sowie von 1,1 mg/kg in urbanen Gebieten aus. Bezüglich des natürlichen Hintergrundwerts wird ein Bereich zwischen 1 und 10 µg/kg angegeben.

Tabelle 37: Σ EPA-PAK_{16}-Hintergrundwerte im Oberboden von Ackerböden in Deutschland (LABO, 2003)

Land	Datengrundlage	Oberbodengehalt [mg/kg] (Σ EPA-PAK_{16})
Baden-Württemberg	Acker (50.P.)	0,19
Brandenburg	Acker (50.P.)	0,16
Hamburg	n. diff. Landw. (50.P.)	1,30
Hessen	Landw. (50.P.)	0,10
Mecklenburg-Vorpommern	Acker (50.P.)	0,19
Niedersachsen	Acker (50.P.)	0,21
Rheinland-Pfalz	Acker (50.P.)	0,26
Saarland	Landw.flächen (50.P.)	0,74
Sachsen	Acker (50.P.)	0,28
Deutschland (Mittelwert)	**Acker (50.P.)**	**0,38**

Daten zu angrenzenden Ländern

Die PAK-Gehalte in den Böden der Nachbarländer werden anhand der Daten der angrenzenden deutschen Bundesländer abgeleitet. Bei nicht unmittelbar angrenzenden Ländern (z. B. Italien) wird der Mittelwert von Deutschland übernommen. Bei den östlichen europäischen Nachbarländern wird aufgrund der stärkeren Nutzung von Kohlebrennstoffen der höchste verfügbare Wert der jeweils angrenzenden Bundesländer angewendet (Tabelle 38).

Tabelle 38: Σ EPA-PAK_{16}-Hintergrundwerte im Oberboden von Ackerböden für angrenzende Länder

Land	Oberbodengehalt [mg/kg]
Österreich / Schweiz / Liechtenstein	0,19
Frankreich / Luxemburg	0,26
Niederlande / Dänemark	0,21
Polen, Tschechische Republick, Italien, Belgien	0,38

4.3.2.4 Oberflächenabfluss

Bei der Quantifizierung der gelösten Stoffemissionen durch Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen ist als wesentliche Komponente der abfließende Niederschlag zu berücksichtigen. Niederschläge führen zum Austrag von gelösten und ungelösten Substanzen aus der Atmosphäre und somit zur nassen atmosphärischen Deposition. Ein direkter Rückschluss von der allgemeinen PAK-Deposition auf die Stoffkonzentration im Niederschlag ist jedoch nicht möglich, da der „trockene“ Anteil in Form der Staubdeposition den „nassen“ Anteil oftmals um mehr als eine Größenordnung übertrifft (HELLMANN, 2004).

Die Σ EPA-PAK_{16} Konzentration in Niederschlagswässern in Deutschland beträgt nach einer Literaturauswertung durch WELKER (2004) 0,3 bis 9,4 µg/L und ist somit durch eine große Schwankungsbreite gekennzeichnet. Der Mittelwert des dominierenden Konzentrationsbereiches nach WELKER (2004) beträgt ca. 1,3 µg/L. Im Rahmen des Abwasserbeseitigungsplans Berlin (BERLIN, 2001) konnte ein Wertebereich von 0,25 bis 1 µg/L festgestellt werden.

Neben potentiellen Emissionsquellen ist von einem wesentlichen Einfluss durch die jeweils regional dominierenden Niederschlagsverhältnisse und somit dem Ort der Probenahme auszugehen. Da im Fall des Oberflächenabflusses bei PAK zudem mit Wechselwirkungen mit dem Bodensubstrat zu rechnen ist (Sorptionsprozesse) wird für die großräumige Betrachtung der niedrigste erfasste Wert von 0,25 µg/L (vgl. Tabelle 39) eingesetzt.

Tabelle 39: Σ EPA-PAK_{16}-Konzentrationen im Niederschlagswasser

Regenwasser [µg/L]	Quelle
0,25 bis 1	BERLIN (2001)
0,3 bis 9,4	WELKER (2004)
1,3	Ø Konzentration Deutschland, abgeleitet aus WELKER (2004)

Entsprechend einer Auswertung zahlreicher Publikationen von HELLMANN (2004) kann das Vorkommen von PAK in Böden vor allem als Folge des atmosphärischen Eintrags betrachtet werden. Zusätzliche PAK-Einträge sind auf den Einsatz von Klärschlämmen und anderen Düngern in der Landwirtschaft zurückzuführen (UBA, 2007a). Von einer signifikanten Stoffverlagerung in tiefere Bodenschichten unterhalb der Bearbeitungstiefe ist entsprechend HELLMANN (2004) jedoch in der Regel nicht auszugehen.

4.3.2.5 Grundwasserzufluss

Obwohl PAK in der Umwelt ubiquitär vorkommen, sind signifikante Grundwasserkontaminationen unter nicht extrem belasteten Böden aufgrund der geringen Wasserlöslichkeit sowie weitreichender Sorption an Humusstoffe und Tonminerale in Oberflächennähe nicht zu erwarten. Auf Grundlage dieser Annahme handelt es sich bei PAK-Funden oftmals um punktförmige Einträge, welche durch die „Überblicksmessnetze“ der Länder in der Regel nicht abgebildet werden können. Funde sind dementsprechend vor allem bei Sondermessnetzen (Altlastenstandorten, Deponieüberwachung, Kontrollmessstellen in Sanierungsgebieten usw.) zu erwarten (UBA, 2008c). Eine Recherche in der Grundwasserdatenbank des Umweltbundesamtes mit 800 Messstellen für Deutschland im Juni 2008 ergab, dass lediglich zwei Bundesländer Messdaten zu einzelnen PAK übermittelt haben. Insgesamt beziehen

sich die erfassten Messwerte auf nur 7 Messstellen. Die übermittelten Werte sind alle kleiner als die jeweiligen Bestimmungsgrenzen, die bei den verschiedenen PAK-Kongeneren zwischen 0,004 und 0,01 µg/l liegen (UBA, 2008b)

Um alle potentiell relevanten Messnetze zu erfassen, wurde daher im Zeitraum 03/2008 bis 07/2008 eine Abfrage der zuständigen Landesmessnetzzentralen aller 16 Bundesländer durchgeführt, wobei jedoch nicht alle Bundesländer Daten zur Verfügung stellen konnten. Als Vergleichsbasis für die erhobenen Daten kann nach HELLMANN (2004) von einem „Normalpegel“ von Σ PAK_6 von 50 ng/l im Grundwasser ausgegangen werden, wobei ab einer Erhöhung um mehr als den Faktor 2 eine anthropogene Beeinflussung angenommen werden kann. Die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) nennt in dem Bericht zur „Ableitung von Geringfügigkeitsschwellen“ (12/2004) einen ökotoxikologisch begründeten Geringfügigkeitsschwellenwert von 0,2 µg/l für die Summe von PAK_{15} (entsprechend Σ EPA-PAK_{16} ohne Naphthalin).

Baden-Württemberg

Nach Angaben der LFU (2002) werden in Baden-Württemberg bei 5,4 % der Messstandorte die Bestimmungsgrenzen für PAK_6 (TVO) überschritten, während für Einzelverbindungen der Σ EPA-PAK_{16} die Bestimmungsgrenzen im Mittel bei 2,5 % der Messstellen überschritten werden. Als Ursache können in der Mehrzahl Altlasten identifiziert werden. Die Bestimmungsgrenze der meisten PAK Einzelverbindungen beträgt 0,005 µg/l (LFU, 2002). Für eine erste grobe Abschätzung eines Σ EPA-PAK_{16} Summenparameters im Rahmen einer großräumigen Betrachtung wird daher von einem Hintergrundwert entsprechend der halben Bestimmungsgrenze ausgegangen. Auf Grundlage der häufigsten Bestimmungsgrenze für Einzelstoffe (0,005 µg/l) sowie der Annahme eines Anteils der Indikatorsubstanz B(a)P von ca. 5 % an Σ EPA-PAK_{16} (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002; GÖTZ, 2008) ergibt sich somit ein angenommener Hintergrundwert für den Summenparameter von 0,05 µg/L, was in Bezug auf die Größenordnung den Angaben in HELLMANN (2004) entspricht. Hierbei ist zu beachten, dass bei positiven Befunden vor allem Naphthalin, Phenanthren und Fluoranthen nachgewiesen werden können, während die verbleibenden Verbindungen der TVO PAK_6 oder Σ EPA-PAK_{16} Summenparameter oftmals nicht oder nur in geringem Umfang vorgefunden werden.

Entsprechend LFU (2005) ergibt sich für Baden-Württemberg sortiert nach der Nachweishäufigkeit die Reihenfolge Naphthalin, Phenanthren, Fluoranthen, Pyren, Acenaphthen, Fluoren, Anthracen, Chrysen, Benzo(a)anthracen, Benzo(a)pyren, Benzo(ghi)perylen, Benzo(b)fluoranthen, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Benzo(k)fluoranthen, Acenaphtylen und Dibenzo(ah)anthracen. Die tatsächlichen Stoffmengenverhältnisse unterliegen dabei sowohl starken lokalen Schwankungen als auch den Einflüssen der physiko-chemischen Stoffeigenschaften (Wasserlöslichkeit, etc.).

Mecklenburg-Vorpommern

In Mecklenburg-Vorpommern gehört die Bestimmung von PAK seit vielen Jahren nicht mehr zum Standard-Untersuchungsprogramm im Grundwasser. Die Beprobung erfolgt stets einzelfallbezogen und meist in Zusammenhang mit der Bearbeitung von Altlastenprojekten

(MLUV, 2008). In den Jahren 1993 und 1994 wurde an ausgewählten Pegeln des Landesmessnetzes eine Beprobung auf Einzelparameter durchgeführt. Es liegen Ergebnisse für 48 Pegelmessstellen vor. Bei Fluoranthen wurden acht Überschreitungen der BG mit einem Durchschnittsgehalt von ca. 0,019 µg/l bei einer BG von 0,005 µg/l festgestellt. Bei Benzo(b)fluoranthen wurden zwei Einzelwerte von 0,013 und 0,006 µg/l bei einer BG von 0,005 µg/l erfasst. Die Bestimmungsgrenzen wurden bei Benzo(k)Fluoranthen (BG = 0,005 µg/l), Benzo(a)pyren (BG < 0,005 µg/l) und Indeno-(1,2,3-cd)pyren (BG < 0,01 µg/l) unterschritten (MLUV, 2008).

Schleswig-Holstein

Im Bundesland Schleswig-Holstein werden durch die Landesbehörden keine systematischen PAK-Untersuchungen des Grundwassers vorgenommen (LANU, 2008). Die Hintergrundwerte liegen üblicherweise unterhalb der Bestimmungsgrenzen. Es ist bekannt, dass von einigen Wasserwerken in Schleswig-Holstein zur Absicherung sporadisch entsprechende PAK-Untersuchungen am Rein- oder Rohwasser durchgeführt wurden, jedoch liegen darüber keine Zusammenstellungen oder Auswertungen vor (LANU, 2008).

Rheinland-Pfalz

Durch das Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht (LUWG) Rheinland-Pfalz werden im Rahmen der Grundwasserüberwachungen in geringem Umfang auch Untersuchungen auf PAK (1.863 Einzelanalysen) durchgeführt (LUWG-RP, 2008). Zusätzlich stehen die im Rahmen einer freiwilligen Kooperationsvereinbarung überlassenen Daten aus der Rohwasserüberwachung der öffentlichen Wasserversorgungsbetreiber mit 11.473 Einzelanalysen zur Verfügung. Hierbei ist zu beachten, dass es sich bei allen vorhandenen Messwerten um ungeprüfte Rohdaten handelt. Eine summarische Betrachtung des gesamten Σ EPA-PAK_{16}-Parameters ist anhand dieser Daten nicht möglich. Sowohl im Rahmen der Roh- als auch der Grundwasserüberwachung werden weitestgehend die PAK-Kongenere nach Trinkwasserverordnung (TVO), Anl. 2 analysiert. Im Grundwasser-Datenkollektiv liegen lediglich 1,4 % Stoff-Nachweise (weitestgehend Naphthalin) und im Kollektiv der Rohwasserüberwachung nur 3,2 % Stoff-Nachweise (im Wesentlichen Fluoranthen) bei unterschiedlichen Bestimmungsgrenzen vor. Die höchsten nachgewiesenen Einzelwerte sind 0,004 bzw. 0,05 µg/l (LUWG-RP, 2008).

Bayern

Zu PAK-Konzentrationen im Grundwasser liegen Messwerte ausgewählter siedlungsnaher Messstellen des bayerischen Landesmessnetzes Grundwasserbeschaffenheit aus dem Jahr 2007 vor (LFU-B, 2008). Die Auswertung der vorhandenen Daten zeigt, dass der Großteil der PAK-Funde Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenzen aufweist. Die für einzelne PAK erreichten Bestimmungsgrenzen liegen dabei in einem Bereich von 0,003 bis 0,02 µg/l. Darüber hinaus weisen nur wenige Einzelwerte Konzentrationen geringfügig über den jeweiligen Bestimmungsgrenzen auf (LFU-B, 2008).

Berlin

In Berlin ist auf Grundlage von Messungen an 1.299 Messstandorten eine mittlere Σ EPA-PAK_{16} Konzentration im Grundwasser von 0,02 µg/l festzustellen (BERLIN, 2008). Auf Grundlage der eingesetzten Analytik konnten ein Minimalwert von 0,0125 µg/l sowie ein Maximum von 0,09 µg/l nachgewiesen werden.

Hintergrundwerte

Anhand von Messungen im Hochgebirge entsprechend SCHRAMM (2008) ist in anthropogen nicht oder nur gering beeinflussten Gebieten von Hintergrundkonzentrationen im Grundwasser auszugehen, die nochmals um mehr als eine Größenordnung unter den Werten der allgemeine Grundwasserüberwachung liegen (Tabelle 40). Da bisher jedoch nur sehr wenige Messwerte mit sensitiveren Analysemethoden vorliegen, ist es nicht möglich daraus einen belastbaren Wert bezüglich der großräumigen ubiquitären PAK-Konzentration im Grundwasser abzuleiten. Zudem ist bei der Bewertung von PAK-Einträgen in Gewässer nicht der natürliche, sondern nach Möglichkeit der tatsächliche anthropogene PAK-Gehalt im Grundwasser zu betrachten.

Tabelle 40: PAK-Hintergrundkonzentrationen (pg/L) im Grundwasser (SCHRAMM, 2008)

EPA-PAK	Messwert [pg/L]	Nachweisgrenze [pg/L]
Naphthalin	15,3	0,06
Acenaphthylen	8,1	0,02
Acenaphthen	152,0	0,02
Fluoren	161,0	0,01
Phenanthren	323,0	0,02
Anthracen	84,9	0,03
Fluoranthen	334,0	0,02
Pyren	383,0	0,02
Benzo(a)anthracen	27,5	0,02
Chrysen	104,0	0,02
Benzo(b)fluoranthen, Benzo(j)flouranthen	26,6	0,02
Benzo(k)fluoranthen	14,5	0,02
Benzo(a)pyren	18,6	0,02
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	8,6	0,02
Benzo(g,h,i)perylen	18,2	0,02
Dibenzo(a,h)anthracen	1,4	0,01
Σ PAK_{16}	**1.681**	

Auf Grundlage der vorhandenen Daten ist festzustellen, dass im Grundwasser oftmals die Bestimmungsgrenzen bei der Mehrzahl der EPA-PAK_{16} unterschritten werden. Abgeleitet aus der halben häufigsten Bestimmungsgrenze für Einzelstoffe von 0,005 µg/l sowie der Annahme eines Anteils der Indikatorsubstanz B(a)P von ca. 5 % an Σ EPA-PAK_{16} ergibt sich eine mit den Angaben in HELLMANN (2004) übereinstimmende Hintergrundkonzentration von

im Mittel ca. 0,05 µg/l. Bei diesem Wert ist zu beachten, dass in der Praxis im Grundwasser von einer quantitativen Dominanz der PAK-Kongenere Naphthalin, Phenanthren und Fluoranthen auszugehen ist.

Aktuelle Messungen mit niedrigeren Bestimmungsgrenzen ergeben dagegen einen Mittelwert von 0,02 µg/l für den Σ EPA-PAK_{16} Summenparameter (BERLIN, 2008). Für anthropogen gering beeinflusste Reinluft- bzw. Hintergrundgebiete (vgl. SCHRAMM, 2008) ist von nochmals geringeren Werten auszugehen. Dies kann als Indiz gedeutet werden, dass bei Einsatz von Analysemethoden mit ausreichenden Bestimmungsgrenzen eine geringere Hintergrundkonzentration nachgewiesen werden kann, als bisher oftmals angenommen. Für eine großräumige Betrachtung wird daher bei der weiteren Berechnung von einem mittleren Σ EPA-PAK_{16} Gehalt im Grundwasser von 0,02 µg/l ausgegangen.

4.3.2.6 Dränagen

Für PAK liegen nur in sehr geringem Umfang Daten zu Konzentrationen im Dränagewasser vor. Der Oberboden wird aufgrund der Bindung an organische Substanz und Tonminerale sowie der geringen Wasserlöslichkeit der PAK-Kongenere als die Hauptsenke für Stoffeinträge betrachtet (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002). Von einer signifikanten Verlagerung in den Untergrund ist daher nach der Bodenpassage nicht auszugehen (HELLMANN, 2004). Wie im Fall des Grundwassers wird eine mittlere Σ EPA-PAK_{16} Hintergrundkonzentration von 0,02 µg/l angenommen (vgl. Abschnitt 4.3.2.5).

4.3.2.7 Urbane Systeme

Hauptquellen der diffusen Belastung des Niederschlagsabflusses aus urbanen Gebieten sind die atmosphärische Deposition, der Straßenverkehr (Abrieb von Reifen, Bremsen und Asphalt, Abgase) sowie Verunreinigungen versiegelter Areale. Neben der allgemeinen großräumigen atmosphärischen Deposition stellen hierbei lokale Beiträge im Rahmen der städtischen Hintergrundbelastung wie etwa durch dominierende Brennstoffe im Heizungsbereich weitere Einflussparameter dar.

Die Ergebnisse einer umfangreichen Literaturauswertung durch WELKER (2004) zeigen dementsprechend eine sehr hohe Schwankungsbreite bezüglich der PAK-Konzentrationen im Abfluss urbaner Flächen (vgl. Abbildung 37). Bei den ausgewerteten Studien können neben der Analytik (Anzahl untersuchter PAK-Verbindungen) als wesentliche weitere Einflussfaktoren vor allem Ort (z. B. Ursprungsland, Stadt, Verkehrswege) und Zeitpunkt (z. B. Jahr, Jahreszeit) identifiziert werden. Da in der Literatur oftmals nur die im Niederschlagsabfluss gemessenen Schadstoffkonzentrationen angegeben werden (WELKER, 2004), besteht die Notwendigkeit Oberflächenpotenziale für PAK sowie deren zeitliche Entwicklung anhand von Konzentrationsangaben abzuleiten.

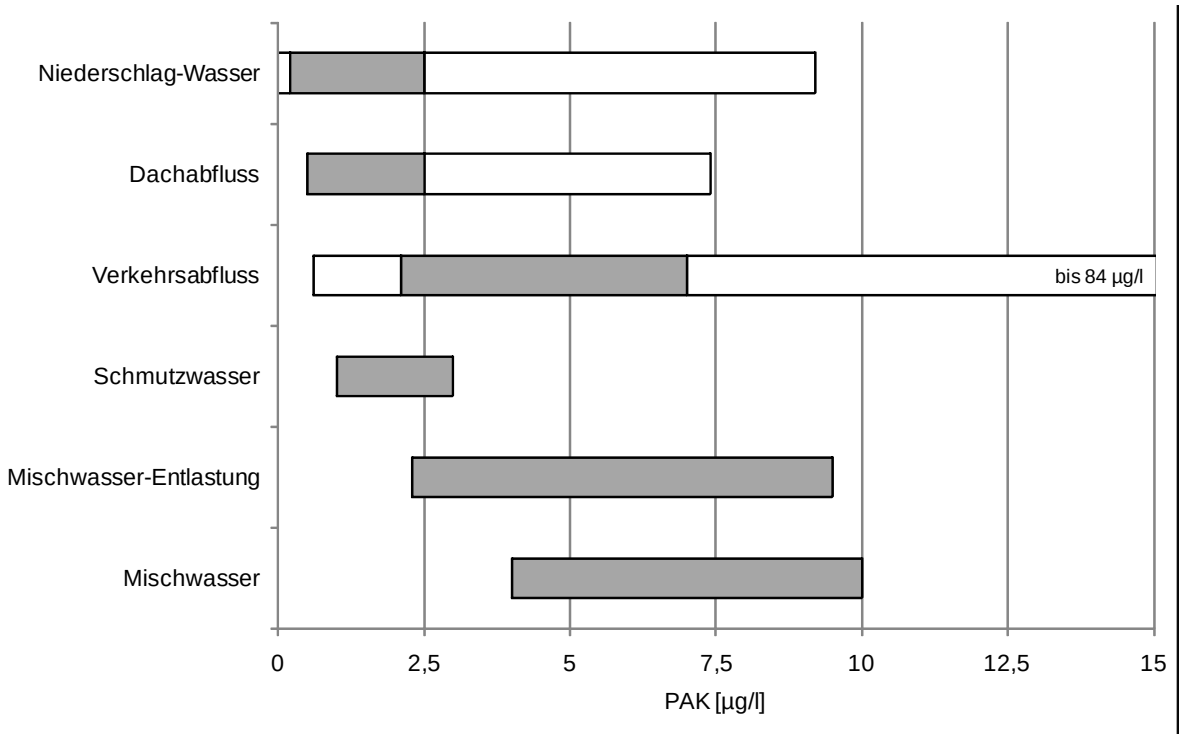


Abbildung 37: PAK-Belastungen in verschiedenen urbanen Wasserströmen (verändert nach WELKER, 2004)
grau = häufigste Konzentrationsbereiche, weiß = max. Schwankungsbreite / Extremwerte

Einträge durch atmosphärische Deposition

Bei Einträgen im Bereich versiegelter Areale urbaner Flächen durch atmosphärische Deposition kann auf die im Rahmen von Abschnitt 4.3.2.2 erhobenen Daten zurückgegriffen werden. Demnach ist in Deutschland im Mittel von einem Beitrag zum Oberflächenpotenzial durch die atmosphärische Deposition von ca. 6,8 g/(ha·a) auszugehen. Auf Grundlage aktueller Daten des Luftmessnetzes des Umweltbundesamtes sowie der für die Luftqualität zuständigen Landesmessnetzzentralen (GÖTZ, 2008), ist zudem eine regional differenzierte Übersicht auf Bundeslandebene verfügbar.

Einträge durch den Verkehr

Neben der atmosphärischen Deposition stellen Emissionen aus dem Verkehrssektor die zweite wesentliche potentielle PAK-Quelle im Bereich versiegelter Areale in urbanen Gebieten dar. Grundsätzlich ist bei Emissionen des Straßenverkehrs von zwei Verbreitungsarten auszugehen. Zum Einen tragen PAK aus dem Verkehr, die gasförmig oder sorbiert an $PM_{10/2,5}$-Feinstäube über den Luftpfad transportiert werden, zu den atmosphärischen Einträgen bei. Diese sind als ubiquitäre Grundlast des Oberflächenpotenzials zu betrachten. Darüber hinaus können höhere Oberflächenpotenziale im Bereich von Verkehrsflächen auf PAK-Emissionen zurückgeführt werden, die in Form gröberer Partikel aus Reifen- und Bremsabrieb direkt auf oder neben der Verkehrsfläche deponiert werden.

Konzentrationen im Niederschlagsabflusswasser von Verkehrsflächen

Zur PAK-Belastung von Verkehrsflächenabflüssen existieren zahlreiche Veröffentlichungen, wobei in Deutschland vor allem Untersuchungen an Autobahnen durchgeführt wurden. Erst in jüngerer Zeit werden auch Abflüsse von Verkehrsflächen mit geringerer Verkehrsbelastung berücksichtigt (WELKER, 2004).

Die verfügbaren Messwerte sind allgemein durch eine große Variabilität gekennzeichnet, wobei Parameter wie etwa Anzahl der Kfz pro Tag oder die Bevölkerungsdichte nur begrenzt einen Rückschluss auf die tatsächlich festgestellten Einträge erlauben. Zusätzlich können oftmals ausgeprägte „first flush“ Effekte zu Beginn von Niederschlagsereignissen beobachtet werden. Nach WELKER (2004) sind im Straßenabfluss in Deutschland Σ EPA-PAK_{16} Konzentrationen zwischen 0,6 und 84 µg/l festzustellen, wobei die mittlere Konzentration des dominierenden Konzentrationsbereiches von Verkehrsflächenabflüssen ca. 4 µg/l (Σ EPA-PAK_{16}) beträgt. Im Rahmen einer Datenerhebung durch das IWG (2008), wobei ebenfalls vorwiegend Straßenabläufe betrachtet wurden, konnte eine mittlere Konzentration von 3,5 µg/l (Σ EPA-PAK_{16}) bestimmt werden.

Tabelle 41: Σ EPA-PAK_{16}-Konzentrationen im Straßenabfluss

Straßenabfluss	Autobahnabfluss	Literaturquelle
0,24 bis 3,1 µg/l	0,54 bis 21,8 µg/l	BERLIN (2001)
0,6 bis 84 µg/l		WELKER (2004)
4,0 µg/l (Mittelwert für BRD)		WELKER (2004)
3,5 µg/l		IWG (2008)

Mit dem Modell MONERIS, das neben der reinen Frachtberechnung auch eine Abschätzung der Abflüsse aus Regenwasserkanälen ermöglicht, können aus den Konzentrationen Oberflächenpotenziale rückgerechnet werden. Ausgehend von der Annahme einer PAK-Ablaufkonzentration von 3,5 µg/l entsprechend den Angaben des IWG (2008) (vgl. Tabelle 41) kann somit ein mittleres Oberflächenpotenzial von 10,9 g/(ha·a) für urbane Flächen ermittelt werden. Hierbei ist zu beachten, dass die bisher verfügbaren Daten keine weitere Differenzierung der urbanen Flächen (z. B. in Verkehrsflächen, Dachflächen, etc.) erlauben. Wie bereits dargestellt, sind jedoch deutliche Unterschiede bei den verschiedenen Flächenkategorien anzunehmen. Daher werden bekannte PAK-Einträge und Flächenangaben genutzt, um zu überprüfen, ob das für Verkehrsflächen ermittelt Oberflächenpotenzial auch für andere Flächenkategorien gilt.

Oberflächenpotenzial durch Reifen- und Bremsabrieb

PAK-Emissionen aus Reifenabrieb wurden nach dem Bekanntwerden der ersten relevanten Studie zu dieser Thematik des schwedischen Chemikalieninspektorats (KEMI, 2003) Ende der 1990er Jahre im Rahmen des BMU-Forschungsvorhabens „Exemplarische Erfassung der Umweltexposition ausgewählter Kautschukderivate bei bestimmungsgemäßer Verwendung in Reifen und deren Entsorgung“ (UBA, 1998) durch das Umweltbundesamt untersucht.

Die Studie kam zu dem Ergebnis, dass in Deutschland bereits durch den Reifenabrieb ca. 6 bis 18 Tonnen PAK in die Umwelt gelangen und somit die PAK-Emissionen aus PKW-Dieselabgasen bereits seit 1988 übertroffen werden (UMWELT, 2006). Aktuelle Angaben der UN ECE-CLRTAP Emissionsberichterstattung (UBA, 2008c) geben für den Verkehrssektor Emissionen der PAK-Leitverbindung B(a)P für das Jahr 2006 von ca. 285 kg an, wobei etwa 29 kg auf Reifen und Bremsabrieb entfallen. Bei der Berechnung wird von einer B(a)P-Konzentration von 3,9 mg/kg bei Reifenabrieb sowie von 0,74 mg/kg bei Bremsabrieb ausgegangen (UBA, 2008a).

Die Annahme eines B(a)P-Anteils von ca. 5 % an Σ EPA-PAK_{16} führt zu berechneten Gesamtemissionen des Summenparameters von ca. 5,7 Tonnen pro Jahr aus dem Straßenverkehr mit einem Anteil von ca. 580 kg pro Jahr aus Reifen und Bremsabrieb. Die Größenordnung der angegebenen Emissionen entspricht weitestgehend den bereits veröffentlichten Angaben in PRTR (2007) (Vgl. 4.3.2.2). Hierbei ist zu beachten, dass im Rahmen der UN ECE-CLRTAP bzw. PRTR Emissionsberichterstattung eine Verbreitung über den atmosphärischen Pfad betrachtet wird.

Im Gegensatz zur lufthygienischen Fragestellung und der Verbreitung über den atmosphärischen Pfad ist bezogen auf potenzielle Einträge im Bereich urbaner Flächen jedoch die Gesamtmenge des Reifenabriebs zu berücksichtigen. Bei Partikeln, die nicht über den Luftpfad transportiert werden, ist von einer Anreicherung im Straßenstaub auszugehen. Je nach vorhandener Entwässerung kann durch Niederschlagswasser ein Weitertransport in Straßenrandböden, Oberflächengewässer oder die kommunale Abwassersammelsysteme erfolgen. Bei der Bewertung dieser PAK-Quelle sind die gewählten Emissionsfaktoren für Reifenabrieb in Abhängigkeit von Fahrzeugklasse und Fahrleistungen sowie die angenommenen PAK-Konzentrationen in Reifen von größter Bedeutung (NTZIACHRISTOS, 2003). Entsprechend (UBA, 2008a) werden Konzentrationen für die PAK-Leitverbindung B(a)P von 3,9 mg/kg bei Reifenabrieb sowie von 0,74 mg/kg bei Bremsabrieb angenommen. In Bezug auf die Gesamtabriebsmengen werden entsprechend HILLENBRAND ET AL. (2005) 111.420 t/a bei Reifenabrieb sowie 12.350 t/a bei Bremsbelagabrieb eingesetzt (vgl. Tabelle 42).

Tabelle 42: Benzo(a)pyren (B(a)P)-Emissionen aus Brems- und Reifenabrieb

Quelle	B(a)P [mg/kg]	Abrieb [t/a]	B(a)P-Fracht [kg/a]	Literaturangabe
Bremsen	0,74	12.350	9	UBA (2008a) / HILLENBRAND ET AL. (2005)
Reifen	3,90	111.420	435	UBA (2008a) / HILLENBRAND ET AL. (2005)
Summe			**444**	

Die berechneten Gesamtemissionen aus Reifen- und Bremsabrieb im Straßenverkehr in Deutschland betragen 444 kg B(a)P pro Jahr (vgl. Tabelle 42). Im Vergleich zu den im Rahmen von UBA (2008a) für den Luftpfad erfassten B(a)P-Emissionen von 36,7 t/a entspricht dieser Wert in Hinblick auf die emittierte Gesamtmasse ca. 1,2 %. In Bezug auf die medienübergreifenden Gesamtemissionen von B(a)P ist somit unter Verwendung des aktuellsten verfügbaren Emissionswertes hinsichtlich der Gesamtemissionsmenge nur eine geringe Relevanz der Quelle „Reifen- und Bremsabrieb“ festzustellen.

Die relative Relevanz von PAK-Emissionen durch Abriebprodukte kann anhand des Beitrags zum Oberflächenpotenzial im Bereich von Verkehrsflächen bewertet werden. Die Berechnung des abriebbedingten PAK-Oberflächenpotenzials erfolgt auf Grundlage der berechneten Gesamtemissionen im Straßenverkehr in Deutschland von 435 kg B(a)P pro Jahr aus Reifen- sowie 9 kg B(a)P pro Jahr aus Bremsabrieb (vgl. Tabelle 42). Die Verkehrsfläche in Deutschland beträgt im Jahr 2004 ca. 1.744.600 Hektar (DESTATIS, 2008a). Für die weitere Kalkulation wird von einem vollständigen Verbleib des Abriebs im unmittelbaren Umfeld von Verkehrsflächen ausgegangen. Auf Grundlage der betrachteten Daten ergibt sich ein berechneter mittlerer B(a)P Eintrag auf Verkehrsflächen von 0,254 g/(ha·a), was unter Annahme eines B(a)P-Anteils von ca. 5 % an Σ EPA-PAK_{16} zu mittleren Einträgen des Summenparameters von ca. 5,1 g/(ha·a) führt (vgl. Tabelle 43).

Tabelle 43: Benzo(a)pyren (B(a)P) / Σ EPA-PAK_{16} Emissionen aus Abriebprodukten auf Verkehrsflächen

Quelle	B(a)P [kg/a]	Verkehrsfläche 2004	Oberflächenpotenzial [g/(ha·a)] (Σ EPA-PAK_{16})
Bremsen	435	1.744.600	0,249
Reifen	9	1.744.600	0,005
Summe	444	1.744.600	0,254
Annahme: B(a)P-Anteil von 5 % an Σ EPA-PAK_{16}			**Σ EPA-PAK_{16} = 5,1**

Gesamtoberflächenpotenzial von Verkehrsflächen in Deutschland

Das Gesamtoberflächenpotenzial für Verkehrsflächen in Deutschland setzt sich nach aktuellem Kenntnisstand aus der atmosphärischen Deposition von ca. 6,8 g/(ha·a) sowie den abriebbedingten PAK-Einträgen von ca. 5,1 g/(ha·a) zusammen. Es ergibt sich ein Oberflächenpotenzial von im Mittel ca. 11,9 g/(ha·a) .Somit ist eine große Übereinstimmung mit dem Oberflächenpotenzial von 10,9 g/(ha·a) festzustellen, welches mit MONERIS aus Verkehrsflächenabflüssen berechnet wurde.

Aufgrund gesetzlicher Regelungen ist hierbei jedoch bereits aktuell und in Zukunft mit einer deutlichen Veränderung der Absoluthöhe sowie einer Verschiebung der Relevanz der Einträge zu rechnen. So beträgt der anhand bisheriger Veröffentlichungen berechnete Anteil des Reifen- und Bremsabriebes 42,9 % des PAK Gesamtoberflächenpotenzials auf Verkehrsflächen, während 57,1 % auf die atmosphärische Deposition entfallen. Nach einer Initiative von Deutschland und Schweden wurden auf europäischer Ebene am 16.11.2005 Beschränkungsmaßnahmen für PAK in Reifen im Straßenverkehr durch RL 2005/69/EG erlassen. Demnach sind ab dem Jahr 2010 für die Reifenherstellung nur noch Weichmacheröle mit <1 mg/kg B(a)P sowie mit <10 mg/kg für die Summe aller PAK zulässig. Zudem gelten Grenzwerte auch für den PAK-Gehalt in Reifen aus dem Import. Als Folge der Umsetzung der Richtlinie 2005/69/EG ist bereits aktuell bei zahlreichen Reifenmodellen nur noch eine geringe PAK Belastung feststellbar (ADAC, 2008). Bis zum Jahr 2012 wird eine Reduktion von PAK-Emissionen aus Reifen um insgesamt mehr als 95 % erwartet (UMWELT, 2006). Ausgehend von dieser Prognose ist nur noch mit einem Beitrag von ca. 0,4 g/(ha·a) Σ EPA-PAK_{16} zum Oberflächenpotenzial von Verkehrsflächen zu rechnen (vgl. Tabelle 44). Bei einer unveränderten atmosphärischen Deposition von ca. 6,8 g/(ha·a) und einem künftigen Ober-

flächenpotenzial von 7,2 g/(ha·a) wäre demnach ab 2012 für abriebbedingte PAK-Emissionen nur noch von einem Anteil von ca. 5,6 % auszugehen.

Tabelle 44: Prognose Benzo(a)pyren (B(a)P) / Σ EPA-PAK_{16} Emissionen 2012 (Reifenabrieb PAK-95 %)

Quelle	B(a)P [kg/a]	Verkehrsfläche 2004	Oberflächenpotenzial [g/(ha a)] (Σ EPA-PAK_{16})
Bremsen	21,75	1.744.600	0,012
Reifen	9	1.744.600	0,005
Summe	30,75	1.744.600	0,018
Annahme: B(a)P-Anteil von 5 % an Σ EPA-PAK_{16}			**Σ EPA-PAK_{16} = 0,4**

Literaturangaben beschreiben jährliche Σ EPA-PAK_{16} Abtragsraten von 1,5 g/(ha·a) bei Straßenflächen und 5 bis 18 g/(ha·a) bei Autobahnen (BERLIN, 2001) bzw. 4 bis 5 g/(ha·a) bei Dachflächen, 6 bis 21 g/(ha·a) für allgemeine Verkehrsflächen und 5 bis 10 g/(ha·a) bei „Sonstige: Rad- und Gehwege, Hofflächen“ (SCHÄFER, 1999).

Das berechnete Oberflächenpotenzial von Verkehrsflächen beträgt 10,9 g/(ha a). Verkehrsflächen besitzen jedoch nur einen Anteil von ca. 38 % an der Flächenkategorie „Siedlungs- und Verkehrsflächen“ (DESTATIS, 2008b). 62 % der Fläche entfallen dagegen auf die Nutzungsarten „Gebäude- und Freiflächen“, „Betriebsfläche ohne Abbauland“, „Erholungsfläche“ sowie „Friedhof“ (DESTATIS, 2008b). Dabei kann in diesen Bereichen von einem dominierenden Einfluss der atmosphärischen Deposition von ca. 6,8 g/(ha·a) ausgegangen werden. Für die weitergehende Berechnung für den Eintragspfad „urbane Systeme“ in MONERIS wird daher das anhand der Flächenanteile gewichtete arithmetische Mittel von 9 g/(ha·a) verwendet.

4.3.2.8 Sonstige (Binnenschifffahrt / Einträge durch Produkte)

Obwohl der Einsatz von PAK in verschiedenen Produkten wie Wurfscheiben, teerhaltigen Klebern, Teerölfarben zum Korrosionsschutz, als Weichmacher in Gummiprodukten, als Wirkstoff in Mottenkugeln und in anderen Spezialprodukten stark eingeschränkt worden ist, erfolgen aus belasteten Altprodukten nach wie vor Emissionen in die Umwelt und die Gewässer.

Der Eintrag durch teerölhaltige Anstriche bei Schiffen, dem früher einige Bedeutung zugemessen wurde (GANDRASS & SALOMONS, 2001), spielt inzwischen aufgrund der vorgeschriebenen Überholungszeiträume keine Rolle mehr. Die PAK Emissionen durch Abgase der Schifffahrt erfolgen in der Regel über Auspuff oder Schornsteine in die Luft (MAN DIESEL, 2008; ZKR, 2008) und tragen damit indirekt über den Pfad atmosphärische Deposition zu Gewässerbelastungen bei. Dagegen werden durch Außenbordmotoren bedeutende direkte Gewässereinträge verursacht, da hier der Abgasstrom direkt ins Wasser eingebracht wird (HORN ET AL., 2005). HORN ET AL. (2005) ermittelten Gewässeremissionen von 48 bis 216 mg PAK_{16} bei einer Betriebszeit des Motors von einer halben Stunde. Unter Verwendung des Wertes von 48 mg als best case und ca. 200.000 Boote mit Außenbordmotoren in Deutsch-

land sowie einer unterstellten mittleren Nutzung von ca. 60 Stunden im Jahr errechnet sich ein Gesamteintrag von ca. 1,2 t Σ EPA-PAK_{16} im Jahr. Aufgrund der geringen Anzahl vorliegender Messungen ist dieser Wert allerdings mit starken Unsicherheiten behaftet.

Für die Verteilung der Einträge durch Außenbordmotoren auf die MONERIS Modellgebiete wurden nur die schiffbaren Abschnitte der Wassereinzugsgebiete erster Ordnung in ihrer Wasserfläche als eine erste methodische Näherung berücksichtigt. In Folgeprojekten wären Karten der Wasserstraßen mit den Karten der Modellflussgebiete zu verschneiden um die schiffbaren Flächen zu erhalten.

In Kooperation mit der Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) in Karlsruhe wurden zusätzlich die Emissionen aus alten, PAK-haltigen Korrosions-Schutzanstrichen im Stahlwasserbau abgeschätzt. Hierzu wurde eine BAW interne Datenbank genutzt, in welcher der Zustand des alten Anstrichs, die behandelte Fläche und der Ort des Bauwerks enthalten sind. Zum Einsatz kamen in der Vergangenheit Steinkohlenteerpechhaltige Farben (STKP), die in der Folge von Teerepoxiden (TE) und dann von Epoxid-Teerersatzstoffen (EP-TE) abgelöst wurden. Entsprechend verringerten sich auch die Konzentration der besonders giftigen Inhaltsstoffe, gemessen als Benzo[a]pyren-Äquivalente, von ca. 30.000 (STKP) über 5.500 (TE) auf ca. 600 (EP-TE). Die korrespondierenden Konzentrationen in den unterschiedlichen Sandstrahl-Abfällen von Bauteilen sind in Abbildung 38 dargestellt (BAW, 2007).

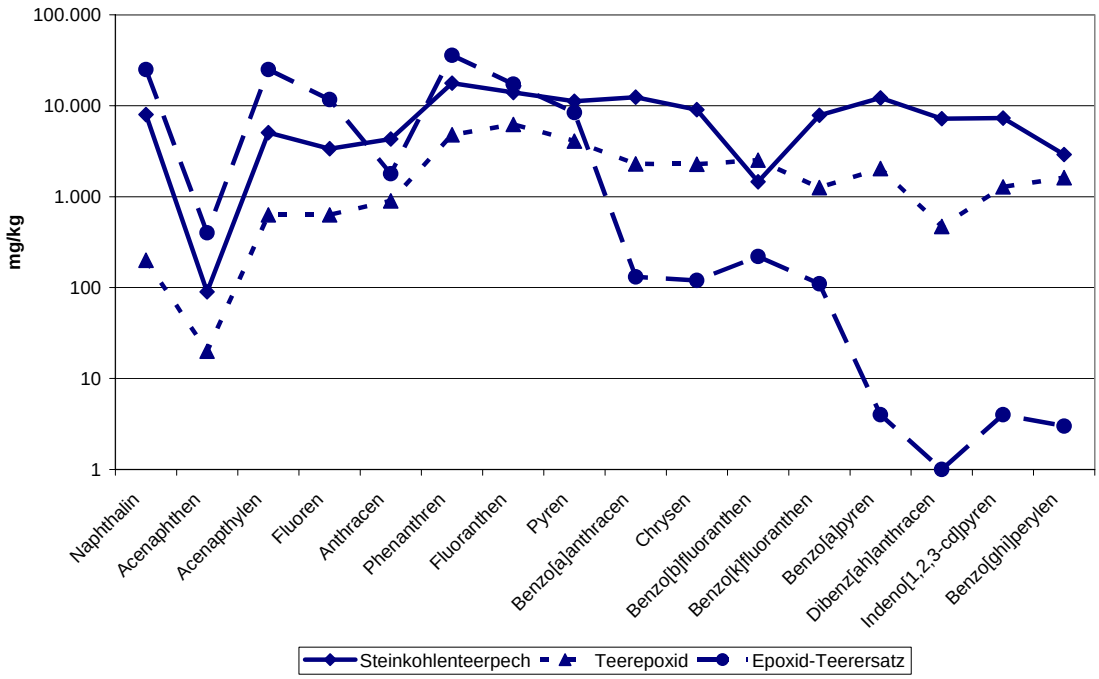


Abbildung 38: PAK-Konzentrationen in Strahlschutten von verschiedenen Beschichtungen auf Teerbasis

Aus den Angaben der BAW-Datenbank: die angegebene mittlere Durchrostung, die mittlere Fläche der Bauteile sowie die Annahmen eines spez. Gewichtes der Farben von 1,2 g/cm^3, einer Schichtdicke von 0,5 mm und einer Lebensdauer von 20 Jahren, ein Verlust von Farbe an den verrosteten Stellen von rund 45 kg pro Jahr. Zusätzlich kann ein Eintrag in die Gewässer durch Diffusion von PAK aus der Farbschicht in die Wasserphase erfolgen. Dieser ist nur schwierig abzuschätzen, da entsprechende direkte Analysen fehlen. Aus der Literatur ist

bekannt, das bei Altmaterialien vor allem die wasserlöslichen PAKs wie Naphthalin (besitzt mit ca. 30 mg/l mit Abstand die höchste Wasserlöslichkeit), Acenaphthylen (3,9 mg/l), Acenaphten (3,4 mg/l), Fluoren (1,7 mg/l), Phenanthren (1,1 mg/l) sowie Anthracen (0,07 mg/l) (HENZLER, 2004) eluiert werden. Geht man als worst-case-Abschätzung davon aus, dass alle Bauteile in der Datenbank mit Steinkohlenteerpech behandelt sind und dass Phenanthren und Anthracen, deren Anteil im STKP ca. 5 % beträgt (MAYER & LEWIS, 2004), wie in Eisenbahnschienen, zu einem Drittel ausgewaschen werden (KOHLER & KÜNNINGER, 2003), errechnet sich ein Verlust von 0,35 Tonnen pro Jahr aus der Beschichtung. Insgesamt beläuft sich der abgeschätzte Eintrag aus dem Bereich Korrosionsschutz für Stahlwasserbauten für das Jahr 2004 somit auf ca. 400 kg. Diese Menge ist aufgrund der abnehmenden Nutzung von PAK-haltigen Farben rückläufig. Die Verteilung auf die MONERIS Modellgebiete erfolgte wie bei den Sportbooten dargestellt.

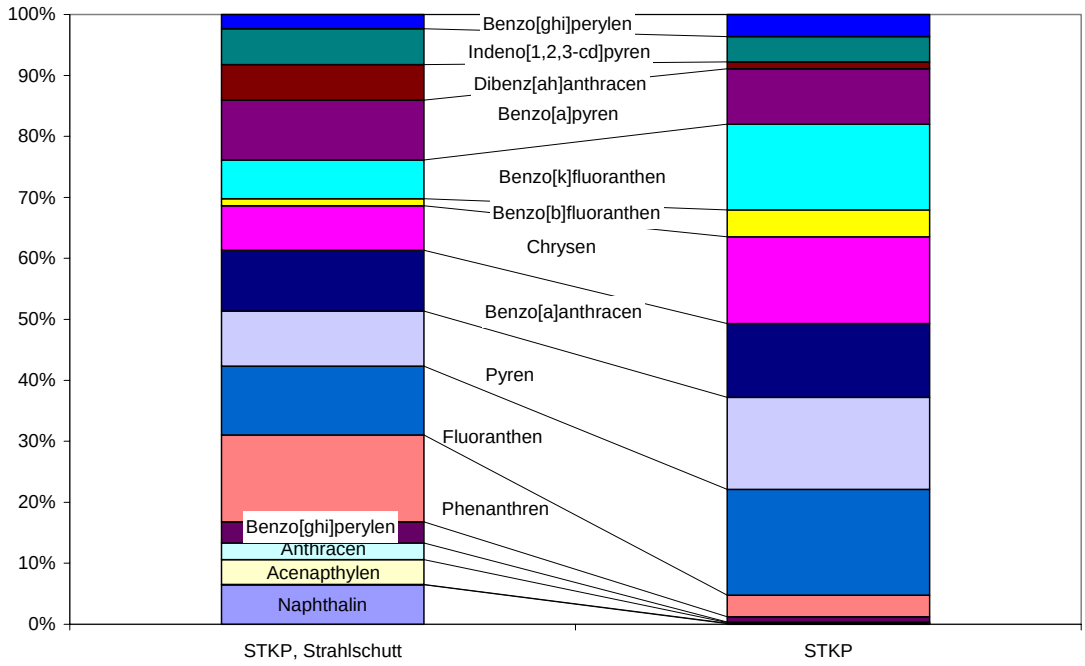


Abbildung 39: Vergleich der Zusammensetzung von Strahlschutt von Steinkohlenteerpechfarben und Steinkohlenteerpech

Hinzu kommen nach wie vor Einträge aus speziellen, schwer zu substituierenden Anwendungen, wie der Einsatz von PAK-haltigem Kresot zur Imprägnierung von Eisenbahnschwellen und Holzmasten oder Emissionen aus der Verarbeitung von Bitumen im Straßenbau. In diesen Anwendungsfeldern sind aber die PAK-Emissionen durch technische Lösungen wie geeigneter Siedeschnitt bei Kreosot oder Verarbeitung von Bitumen bei tieferen Temperaturen gesenkt worden.

Trotz grundsätzlicher Bestrebungen, Produkte mit erheblichen PAK-Mengen nicht in Konsumentenhand gelangen zu lassen, finden sich in Gummigriffen oder anderen Gummiteilen von Taschenlampen, Fensterwischern oder Werkzeugen häufig PAK, in Einzelfällen sogar im Prozentbereich (TEST, 2006). Entsprechende PAK-Emissionen aus Kreosoten und Kosumen-

tenprodukten gelangen in der Regel aber nicht direkt in die Gewässer, sondern primär in den Boden bzw. in die Atmosphäre (KOHLER & KÜNNINGER, 2003).

5 Ergebnisse

Das folgende Kapitel gibt eine Übersicht der Modellergebnisse. Eine detaillierte Darstellung der Ergebnisse für die Modellgebiete kann einem datenbankgestützten Informationssystem entnommen werden.

5.1 Kalibrierung und Validierung der Gebietsabflüsse

In Abbildung 40 ist die Lage der für die Kalibrierung und Validierung verwendeten Abflusspegel dargestellt. Die Abflusskalibrierung erfolgte auf Basis der mittleren Abflüsse von 155 Messstationen für den Zeitraum von 1983 bis 2005 (vgl. Abschnitt 2.3).

Für die Kalibrierung und Validierung werden die modellierten Abflüsse anhand der Abflussgleichung (FNE, vgl. Abschnitt 2.2) aufsummiert, wobei Ableitungen des Abflusses aufgrund von natürlichen bzw. künstlichen Flussgabelungen berücksichtigt werden müssen (Splittings, vgl. Abschnitt 2.2). Insgesamt wurden innerhalb Deutschlands fünf Splittings in die Abflussgleichung integriert (Tabelle 45).

Tabelle 45: Mittlere Überleitung des Abflusses aus den Hauptläufen in die Kanäle in Prozent des oberhalb ermittelten Abflusses

Name des Kanals	Mittlere Überleitung (% des Abflusses)
IJsselkanal	13 %
Nordumfluter (Spreewald)	80 %
Dahme-Umflutkanal	26 %
Oder-Spree-Kanal	40 %
Teltowkanal	70 %

In Tabelle 46 sind die mittlere Abweichung, das Bestimmtheitsmaß und die Modelleffizienz zwischen modllierten und beobachteten Abflüssen für die Kalibrierung und Validierung der Einzeljahre und für das langjährige Mittel (1983-2005) dargestellt. Abbildung 41 zeigt graphisch den Vergleich zwischen modllierten und beobachteten langjährigen mittleren Abflüssen. Abbildung 42 zeigt die räumliche Verteilung der mittleren Gebietsabflüsse zwischen 1983 und 2005.

Bei der Kalibrierung ergeben sich sowohl für das Langzeitmittel als auch für die Einzeljahre mittlere Abweichungen zwischen modllierten und beobachteten Abflüssen von kleiner 10 %. Obwohl versucht wurde, den Fehler so weit wie möglich zu reduzieren, lässt sich, unter der Prämisse der Bilanzreinheit und der Berücksichtigung realistischer Abflussspenden, eine Abweichung für einige Stationen nicht vermeiden. Darüber hinaus können nicht erfasste Wasserentnahmen bzw. -einleitungen ebenfalls Gründe für die Abweichungen sein. Der Vergleich der modellierten Abflüsse mit denen des hydrologischen Atlas (BMU, 2003) belegt, dass die charakteristische Abflussverteilung in Deutschland (z. B. durch orographisch bedingte Regenschatten oder Steigungsregen) gut abgebildet wird.

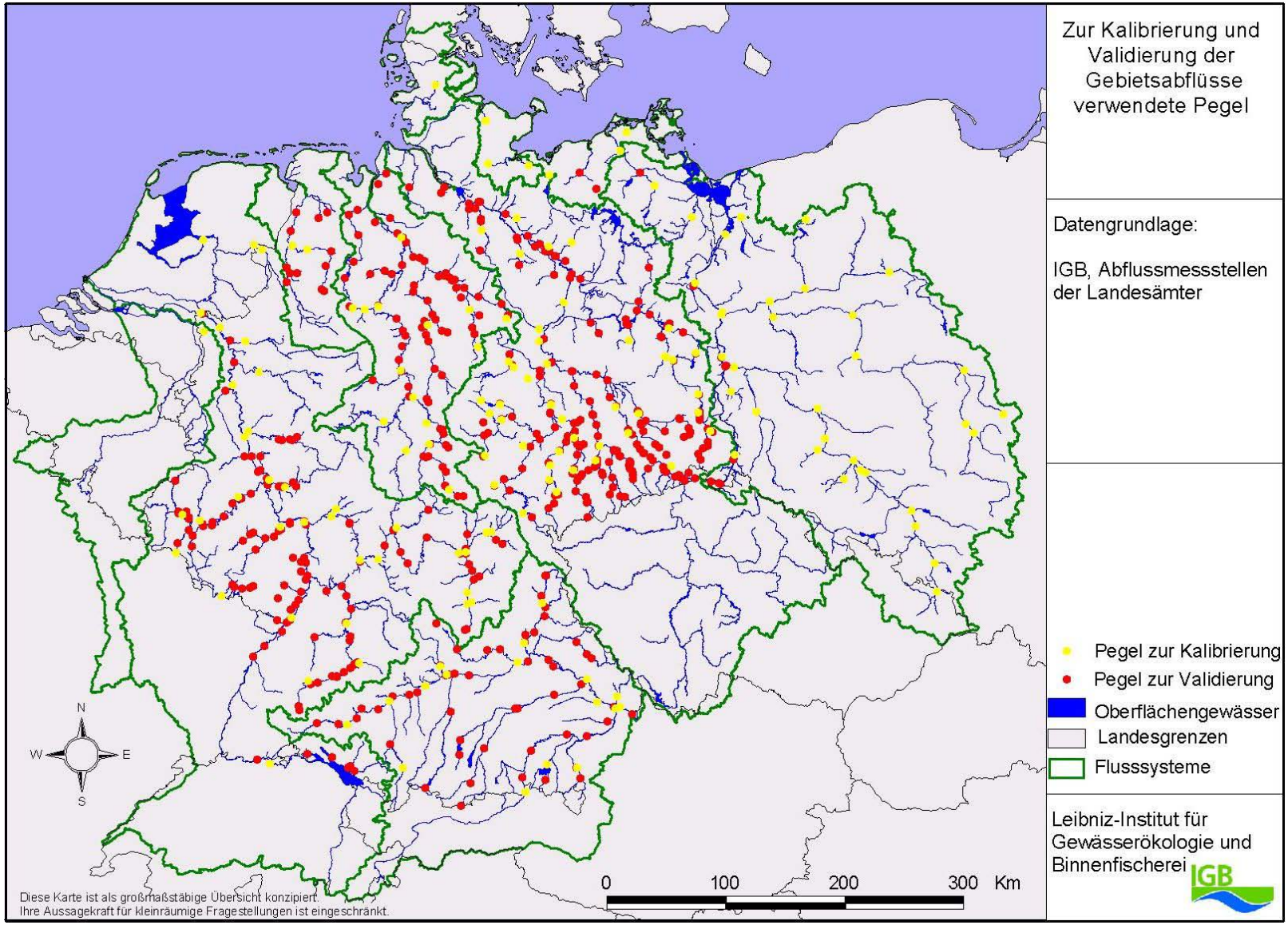


Abbildung 40: Lage der Abflussmessstellen für die Kalibrierung und Validierung

Für die Validierung liegt die Abweichung zwischen modllierten und beobachteten langjährigen mittleren Abflüssen bei 28 % (Tabelle 46). Insbesondere standen in den 80er Jahren und Anfang der 90er Jahre deutlich weniger Stationen zur Verfügung als in den Folgejahren. Für die Validierung wurden auch Pegel von deutlich kleineren Einzugsgebieten als bei der Kalibrierung verwendet. Dies bedingt erheblich höhere Abweichungen zwischen den modllierten und beobachteten Abflüssen, da beobachtete Abflüsse von kleineren Fließgewässern aufgrund der höheren Abflussdynamik einer größeren Unsicherheit unterliegen (Abbildung 41). Die mittlere Abweichung zwischen modlliertem und beobachtetem Abfluss liegt jedoch bei 16 von 23 Jahren deutlich unter 25 %. Dennoch ergab sich auch für die Validierung für alle Einzeljahre eine hervorragende statistische Übereinstimmung (r^2 und EF-Wert) zwischen modlliertem und beobachtetem Abfluss (Tabelle 46).

Insgesamt werden sehr hohe Werte für die Modelleffizienz nach Nash-Sutcliffe erreicht, was auf die sehr gute Übereinstimmung der simulierten und beobachteten Abflüsse in großen Flussgebieten zurück zu führen ist. Die Modelleffizienz wird stark durch die Güte der Vorhersage im hohen Wertebereich dominiert, während Abweichungen im unteren Wertebereich nicht so stark ins Gewicht fallen. Hingegen werden bei der prozentualen Mittleren Abweichung alle Differenzen zwischen simulierten und beobachteten Werten erfasst. Aufgrund der starken Streuung im unteren Wertebereich kann die Mittlere Abweichung sehr hoch sein, obwohl ein sehr guter Wert für die Modelleffizienz erreicht wurde.

Tabelle 46: Übersicht über mittlere Abweichung, Bestimmtheitsmaß (r^2), Modelleffizienz (EF-Wert) zwischen beobachtetem und modelliertem Abfluss der für die Kalibrierung und Validierung berücksichtigten Stationen (Anzahl) in den Einzeljahren zwischen 1983 und 2005 und im langjährigen Mittel (long term)

Jahr	Kalibrierung				Validierung			
	Mittlere Abweichung in %	**Anzahl**	**r^2**	**EF-Wert**	**Mittlere Abweichung in %**	**Anzahl**	**r^2**	**EF-Wert**
1983	9,2	155	1,00	1,00	16,0	65	1,00	1,00
1984	9,4	155	1,00	1,00	15,5	86	1,00	1,00
1985	9,0	155	1,00	1,00	24,0	88	1,00	0,99
1986	8,9	155	1,00	1,00	17,8	88	1,00	1,00
1987	8,8	155	1,00	1,00	15,2	92	0,97	0,96
1988	8,8	155	1,00	1,00	20,5	97	0,99	0,99
1989	9,8	155	1,00	1,00	20,8	99	1,00	0,99
1990	8,6	155	1,00	1,00	19,0	118	0,99	0,99
1991	9,4	155	1,00	0,99	19,2	125	1,00	0,99
1992	8,7	155	1,00	1,00	22,3	133	1,00	1,00
1993	8,9	155	1,00	1,00	21,1	144	1,00	0,99
1994	8,6	155	1,00	1,00	24,5	143	0,99	0,99
1995	8,8	155	1,00	1,00	23,7	156	0,99	0,99
1996	8,8	155	1,00	1,00	24,9	156	1,00	1,00
1997	9,1	155	1,00	1,00	23,9	157	1,00	1,00
1998	8,7	155	1,00	1,00	31,5	279	1,00	1,00
1999	8,9	155	1,00	1,00	31,0	323	1,00	1,00
2000	9,0	155	1,00	1,00	33,8	323	1,00	1,00
2001	8,3	155	1,00	1,00	29,7	311	1,00	1,00
2002	8,1	155	1,00	1,00	29,3	296	0,99	0,99
2003	9,0	155	1,00	1,00	26,0	292	1,00	1,00
2004	9,7	155	1,00	1,00	31,3	286	1,00	1,00
2005	9,0	154	1,00	1,00	11,0	156	0,99	0,99
long term	8,9	155	1,00	1,00	27,9	513	0,98	0,96

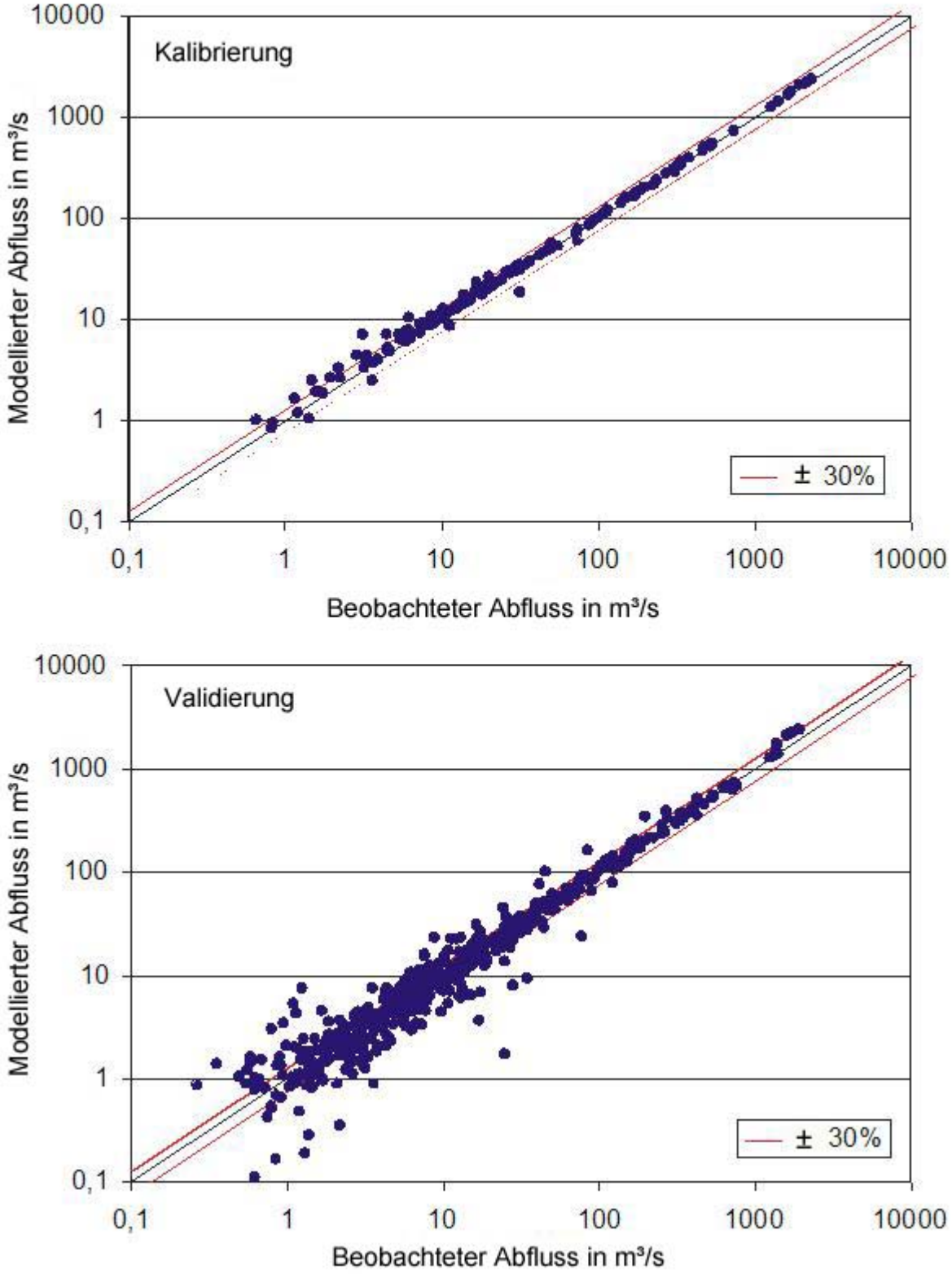


Abbildung 41: Vergleich von beobachteten und modellierten mittleren Abflüssen in den Jahren 1983 bis 2005 (long term) der für die Kalibrierung und Validierung berücksichtigten Stationen

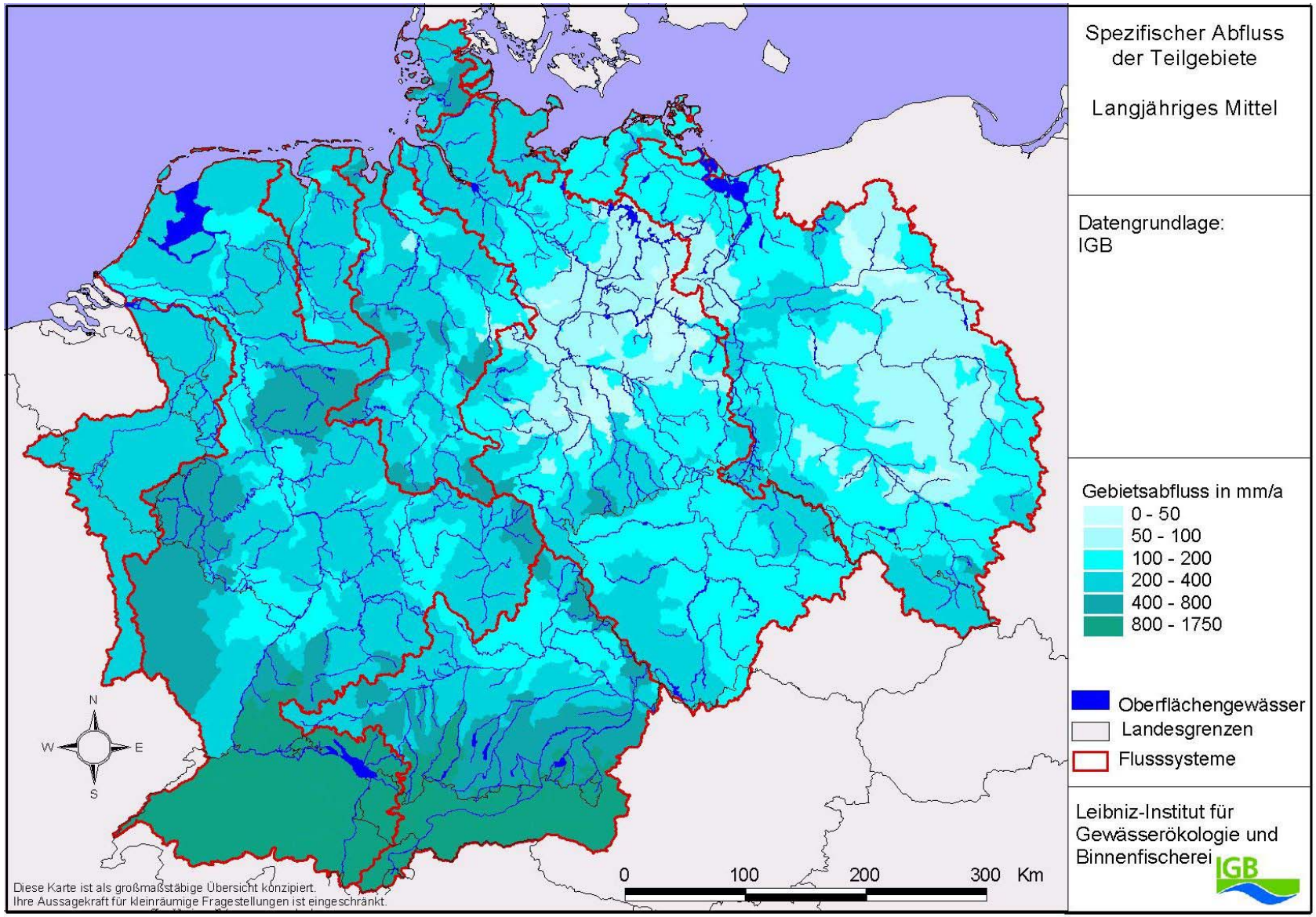


Abbildung 42: Räumliche Verteilung der mittleren Gebietsabflüsse zwischen 1983 und 2005

5.2 Nährstoffe

5.2.1 Einträge in die Oberflächengewässer

Die Einträge von Gesamtstickstoff (TN) und Gesamtphosphor (TP) wurden für die Einzeljahre zwischen 1983 und 2005 berechnet und anschließend zu den Perioden 1983-1987, 1993-1997, 1998-2002 und 2003-2005 zusammengefasst. Die Periode 1988-1992 wurde bei der Ergebnisauswertung ausgelassen, da sich in diesen Jahren aufgrund der Wiedervereinigung gravierende Änderungen beispielsweise in der Landnutzung oder bei den punktförmigen Einleitern ergaben. Dementsprechend sind die Eingangsdaten mit sehr großen Unsicherheiten behaftet. Insgesamt konnten Frachten von 332 (TN), 413 (DIN) und 339 (TP) Stationen berechnet werden.

Die im Folgenden beschriebenen Gesamteinträge beziehen sich, falls nicht anders erwähnt, immer auf die deutschen Einzugsgebiete. Eine weitere räumliche Unterscheidung basiert auf den Flusssystemen (RB). Die Ergebnisse für Nordsee und Ostsee beziehen sich nur auf die Direkteinzugsgebiete der Küstenräume, die nicht bereits über andere Flusssysteme abgedeckt werden.

Für den Untersuchungszeitraum wurde für TN und TP eine deutliche Reduzierung der Einträge berechnet. So sanken die TN-Einträge von 1.031 kt/a (1983-1987) auf 565 kt/a (2003-2005) um insgesamt 45 % (Abbildung 44, Tabelle 47). Für TP ist die festgestellte Reduktion noch stärker. Hier nahmen die Einträge von 79,5 kt/a auf 22,2 kt/a um 72 % ab (Abbildung 45, Tabelle 48). Die Abnahme der Einträge variiert zwischen den Flusssystemen teilweise deutlich, wobei die höchsten Reduktionen in den durch die Wiedervereinigung direkt beeinflussten Gebieten (Elbe und Oder) erzielt werden (Tabelle 47, Tabelle 49). Für alle Flusssysteme lässt sich feststellen, dass die größte Reduktion der Einträge für den Zeitraum Mitte der 80er bis Mitte der 90er Jahre berechnet wurde. In den folgenden Jahren kann eine weitere Abnahme der Einträge gezeigt werden, jedoch ist diese deutlich geringer als in der ersten Hälfte des Berechnungszeitraums. Insbesondere in dieser zweiten Hälfte können die für die Einzeljahre berechneten Einträge stark variieren. Die Unterschiede in den Einträgen der Einzeljahre einer Periode sind vorwiegend auf die unterschiedlichen Niederschläge und die daraus resultierenden Veränderungen des Eintragsgeschehens und der Abflüsse zurückzuführen. Folglich liegt in der zweiten Hälfte des Untersuchungszeitraums der Einfluss der Abflussänderungen in der gleichen Größenordnung wie die Änderung der anthropogenen Faktoren (Abbildung 43). Dies wird durch die Gegenüberstellung der modellierten Einträge bei langjährigen mittleren Abflüssen (long term, LT), dem absoluten Minimum der jährlichen Gebietsabflüsse (dry year, DY) und dem absoluten Maximum der jährlichen Gebietsabflüsse (wet year, WY) bestätigt. Im Vergleich mit den LT-Einträgen wurden unter DY-Bedingungen um 26 % (TN) bzw. 16 % (TP) geringere Einträge berechnet. Für WY-Bedingungen ergaben sich hingegen um 36 % (TN) bzw. 23 % (TP) höhere Einträge (Tabelle 49, Tabelle 50). Es zeigt sich also insgesamt ein stärkerer Einfluss des klimatischen / hydrologischen Regimes auf die TN-Einträge als auf die TP-Einträge. Die Ursache hierfür ist darin zu sehen, dass für Phosphor die Einträge aus Punktquellen einen wesentlichen Anteil an den Gesamteinträgen ausmachen. Diese werden weniger stark durch das Niederschlagsgeschehen beeinflusst, als Einträge aus diffusen Quellen.

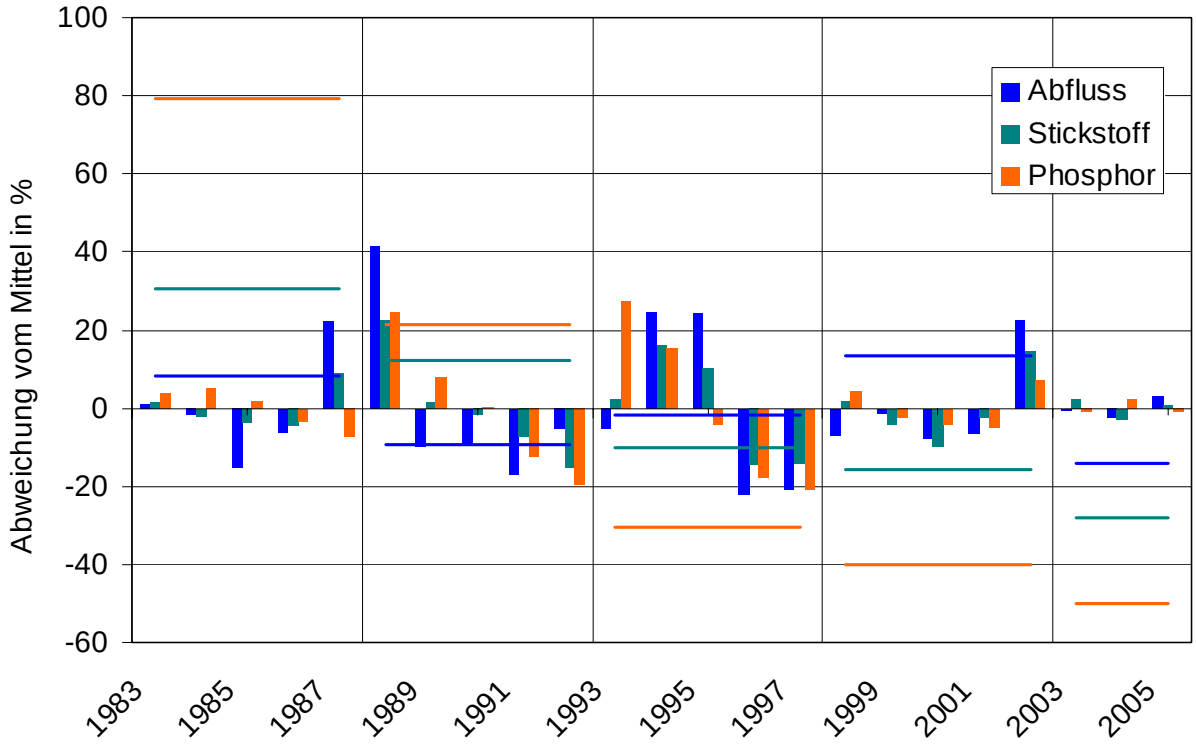


Abbildung 43: Änderung der Abflüsse, Gesamtstickstoff- (TN) Einträge und Gesamtphosphor- (TP) Einträge im Untersuchungszeitraum.
Linien: Änderung der mittleren Abflüsse und Einträge einer Periode im Verhältnis zu den mittleren Verhältnissen im Gesamtzeitraum (1983-2005). Balken: Änderungen der Abflüsse und Einträge der Einzeljahre im Verhältnis zum Mittelwert der jeweiligen Periode

Die Einträge in den Jahren 1983-1987 zeigen ein deutliches Verteilungsmuster, nach dem in den Einzugsgebieten von Elbe, Oder und Weser - mit Ausnahme der Einträge in größeren Städten - spezifische Einträge von < 15 kg TN/(ha·a) bzw. < 50 kg TP/(km²·a) berechnet wurden. Südlich der Weser liegen die Einträge in weiten Bereichen deutlich über 20 kg TN/(ha·a) bzw. 100 kg TP/(km²·a) (Abbildung 46, Abbildung 47).

Vergleicht man dies mit Einträgen im Zeitraum 2003 bis 2005, so lässt sich feststellen, dass die größte absolute Reduktion der Einträge im Bereich der Mittelgebirge (Rheinisches Schiefergebirge, Westerwald, Harz, Thüringerwald und Schwarzwald) zu finden ist (Abbildung 48, Abbildung 49). Südlich der Schwäbischen Alb und des Bayrischen Waldes (südliches Donau Einzugsgebiet) sowie in weiten Teilen Nordrhein-Westfalens (insbesondere Großraum Ruhrgebiet) ist die Reduzierung hingegen deutlich geringer.

Neben der Reduktion der Gesamteinträge lässt sich eine Änderung bei den Anteilen der einzelnen Quellen am Gesamteintrag feststellen. Zum Einen unterscheiden sich die Anteile der Quellen deutlich zwischen den Flusssystemen (Abbildung 50 und Abbildung 51). Zum Anderen zeigt sich, dass die Einträge über Urbane Systeme deutlich reduziert wurden. In der Periode 1983-1987 trugen Urbane Systeme in Deutschland zu 40 % (TN) und 85 % (TP) zu den Gesamteinträgen bei. Im Zeitraum 2003-2005 reduzierten sich die Anteile auf 20 % (TN) und 50 % (TP). Dementsprechend haben sich die Anteile der Einträge über die landwirtschaftliche Fläche erhöht.

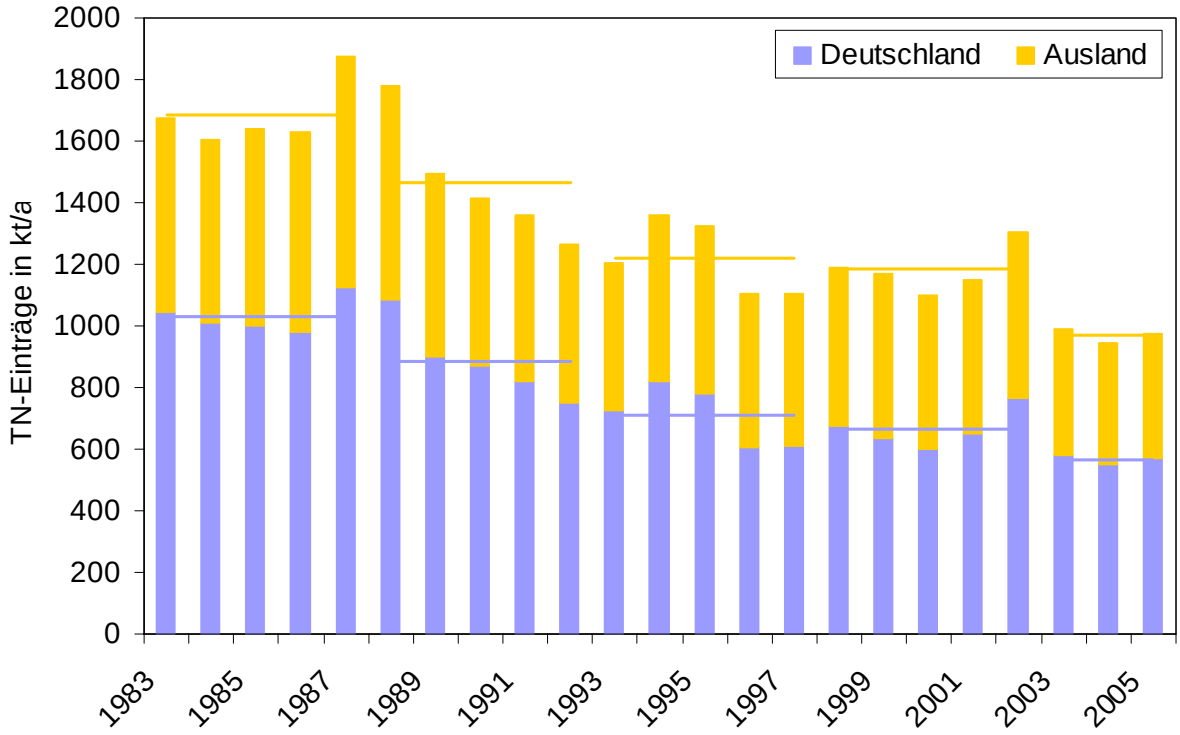


Abbildung 44: Änderung der Gesamtstickstoffeinträge (TN) in Deutschland und den ausländischen Teilen der Flusssysteme in den Jahren 1983-2005

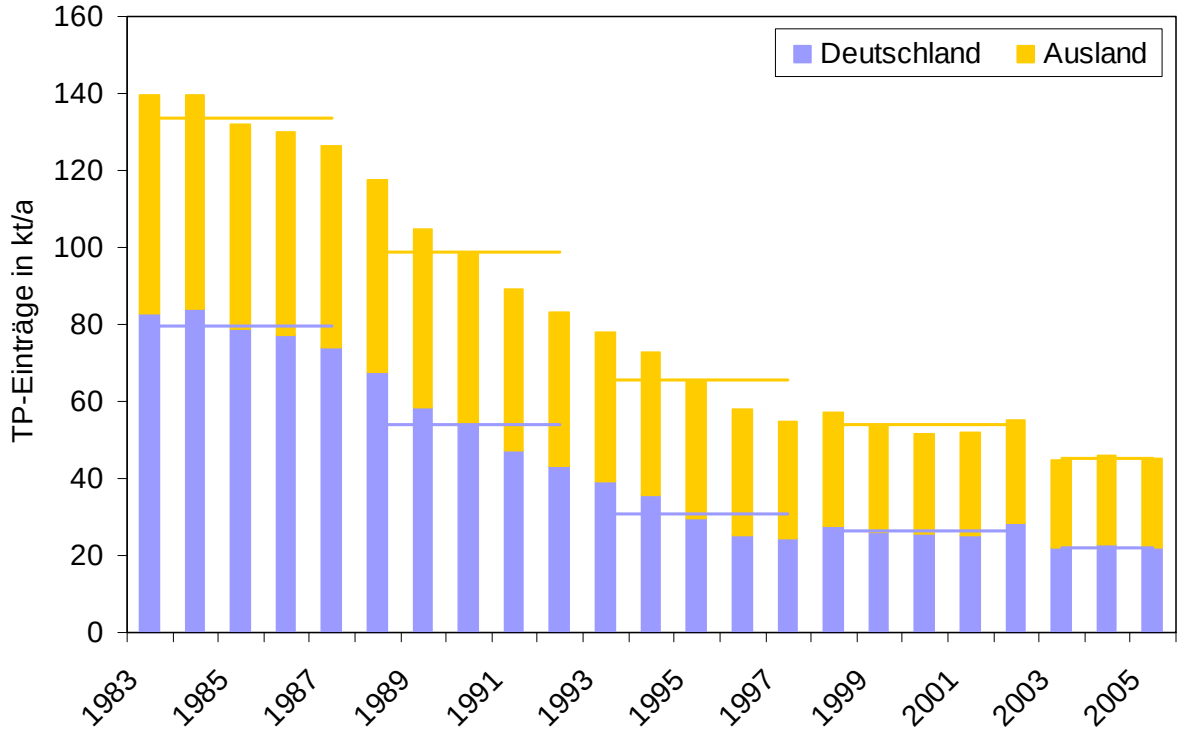


Abbildung 45: Änderung der Gesamtphosphoreinträge (TP) in Deutschland und den ausländischen Teilen der Flusssysteme in den Jahren 1983-2005

Tabelle 47: Stickstoffeinträge in die deutschen Anteile der Flusssysteme für die Bilanzzeiträume 83-87, 93-97, 98-02 und 03-05 und deren Änderung

Flusssysteme		Stickstoff			
		1983-1987	1993-1997	1998-2002	2003-2005
Donau	Emission in kt/a	162,1	128,7	136,2	115,3
	%-Änderung zu 83-87	0,0	-20,6	-16,0	-28,8
Rhein	Emission in kt/a	397,2	283,5	255,1	201,5
	%-Änderung zu 83-87	0,0	-28,6	-35,8	-49,3
Ems	Emission in kt/a	32,8	31,5	28,2	26,3
	%-Änderung zu 83-87	0,0	-4,0	-14,3	-19,9
Weser	Emission in kt/a	119,1	92,0	81,4	69,2
	%-Änderung zu 83-87	0,0	-22,8	-31,7	-41,9
Elbe	Emission in kt/a	238,4	126,1	115,4	104,2
	%-Änderung zu 83-87	0,0	-47,1	-51,6	-56,3
Oder	Emission in kt/a	27,4	11,4	13,2	12,8
	%-Änderung zu 83-87	0,0	-58,3	-51,9	-53,4
Nordsee	Emission in kt/a	18,4	15,2	16,0	16,8
	%-Änderung zu 83-87	0,0	-17,3	-13,2	-8,8
Ostsee	Emission in kt/a	35,6	19,3	19,6	18,6
	%-Änderung zu 83-87	0,0	-46,0	-44,9	-47,7
Deutschland gesamt	Emission in kt/a	1031,1	707,6	664,9	564,8
	%-Änderung zu 83-87	0,0	-31,4	-35,5	-45,2

Tabelle 48: Phosphoreinträge in die deutschen Anteile der Flusssysteme für die Bilanzzeiträume 83-87, 93-97, 98-02 und 03-05 und deren prozentuale Änderung

Flusssysteme		Phosphor			
		1983-1987	1993-1997	1998-2002	2003-2005
Donau	Emission in kt/a	10,0	4,7	4,7	3,9
	%-Änderung zu 83-87	0,0	-53,2	-52,7	-61,1
Rhein	Emission in kt/a	35,0	12,8	11,5	9,4
	%-Änderung zu 83-87	0,0	-63,4	-67,2	-73,3
Ems	Emission in kt/a	2,4	1,3	1,1	0,9
	%-Änderung zu 83-87	0,0	-47,0	-53,9	-60,6
Weser	Emission in kt/a	10,0	4,2	3,6	3,0
	%-Änderung zu 83-87	0,0	-58,0	-64,1	-69,7
Elbe	Emission in kt/a	17,7	6,4	4,4	3,8
	%-Änderung zu 83-87	0,0	-64,1	-75,2	-78,4
Oder	Emission in kt/a	1,6	0,5	0,4	0,4
	%-Änderung zu 83-87	0,0	-67,6	-76,7	-78,6
Nordsee	Emission in kt/a	0,6	0,3	0,3	0,2
	%-Änderung zu 83-87	0,0	-61,1	-57,6	-62,5
Ostsee	Emission in kt/a	2,0	0,7	0,6	0,5
	%-Änderung zu 83-87	0,0	-67,6	-71,9	-74,4
Deutschland gesamt	Emission in kt/a	79,5	30,8	26,5	22,2
	%-Änderung zu 83-87	0,0	-61,2	-66,6	-72,1

Tabelle 49: Stickstoffeinträge in die deutschen Anteile der Flusssysteme für das langjährige Mittel (LT), langjährige Maximum (WY) und langjährige Minimum (DY) und deren prozentuale Änderungen gegenüber dem langjährigen Mittel (LT)

Stickstoff		LT	WY	DY
Donau	Emission in kt/a	126,4	177,1	87,6
	%-Änderung zu LT	0	40,1	-30,7
Rhein	Emission in kt/a	225,5	305,7	161,5
	%-Änderung zu LT	0,0	35,5	-28,4
Ems	Emission in kt/a	28,2	38,7	21,2
	%-Änderung zu LT	0,0	37,5	-24,5
Weser	Emission in kt/a	74,7	105,2	54,5
	%-Änderung zu LT	0,0	40,9	-27,1
Elbe	Emission in kt/a	108,7	145,2	88,8
	%-Änderung zu LT	0,0	33,6	-18,3
Oder	Emission in kt/a	13,0	20,6	10,6
	%-Änderung zu LT	0,0	58,9	-18,0
Nordsee	Emission in kt/a	16,9	18,7	13,6
	%-Änderung zu LT	0,0	10,8	-19,2
Ostsee	Emission in kt/a	19,6	23,8	14,4
	%-Änderung zu LT	0,0	21,3	-26,8
Deutschland gesamt	Emission in kt/a	612,9	835,0	452,3
	%-Änderung zu LT	0,0	36,2	-26,2

Tabelle 50: Phosphoreinträge in die deutschen Anteile der Flusssysteme für das langjährige Mittel (LT), langjährige Maximum (WY) und langjährige Minimum (DY) und deren prozentuale Änderungen gegenüber dem langjährigen Mittel (LT)

Phosphor		LT	WY	DY
Donau	Emission in kt/a	4,1	5,1	3,5
	%-Änderung zu LT	0,0	24,0	-15,9
Rhein	Emission in kt/a	9,8	11,3	8,4
	%-Änderung zu LT	0,0	16,3	-13,8
Ems	Emission in kt/a	1,0	1,4	0,7
	%-Änderung zu LT	0,0	39,1	-27,2
Weser	Emission in kt/a	3,1	4,1	2,6
	%-Änderung zu LT	0,0	30,3	-18,5
Elbe	Emission in kt/a	3,9	4,9	3,4
	%-Änderung zu LT	0,0	23,7	-12,9
Oder	Emission in kt/a	0,4	0,7	0,3
	%-Änderung zu LT	0,0	94,9	-23,7
Nordsee	Emission in kt/a	0,2	0,3	0,1
	%-Änderung zu LT	0,0	24,1	-41,7
Ostsee	Emission in kt/a	0,6	0,7	0,4
	%-Änderung zu LT	0,0	29,5	-28,9
Deutschland gesamt	Emission in kt/a	23,1	28,5	19,4
	%-Änderung zu LT	0,0	23,4	-16,0

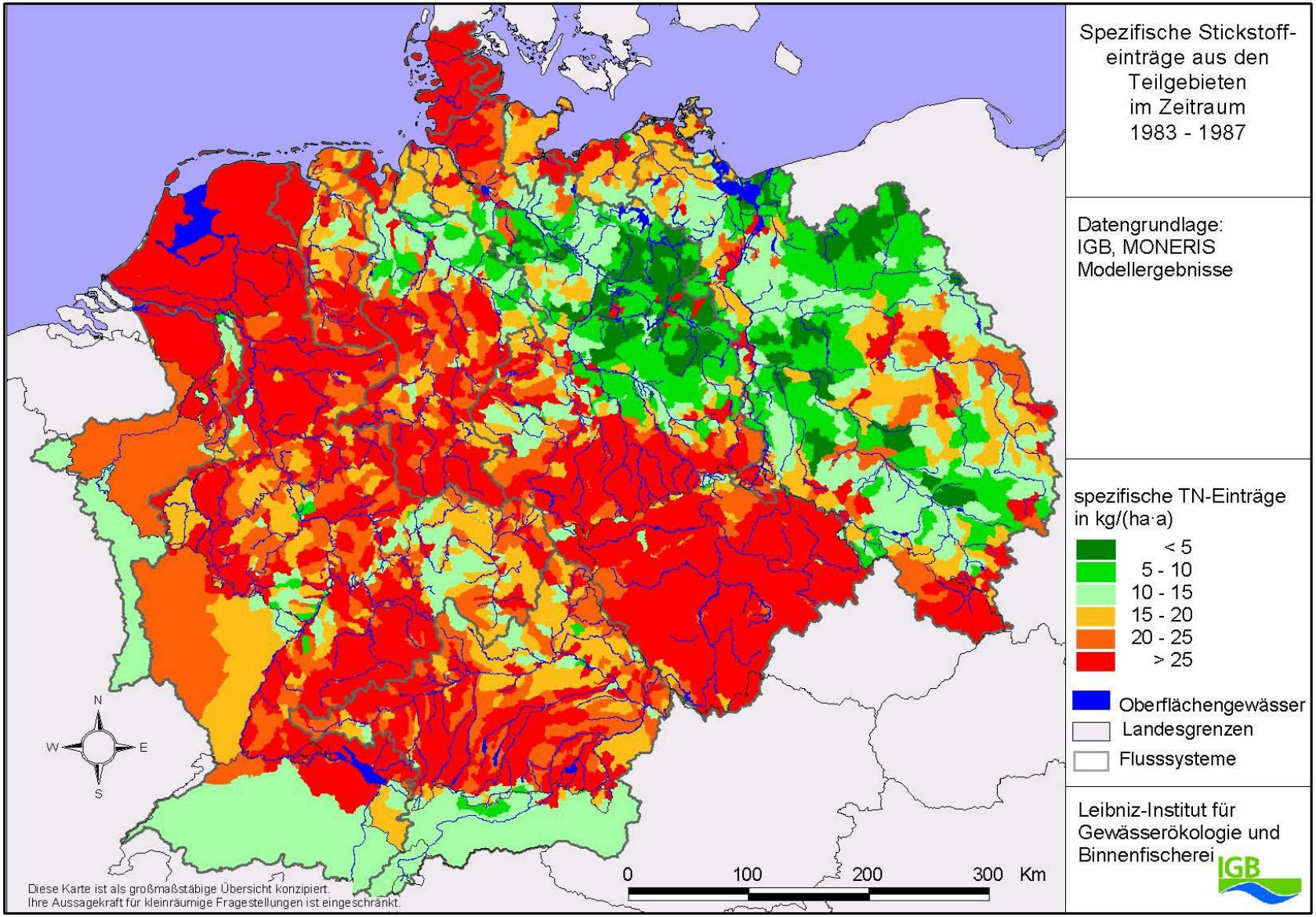


Abbildung 46: Spezifische Gesamt-Stickstoffeinträge im Zeitraum von 1983-1987

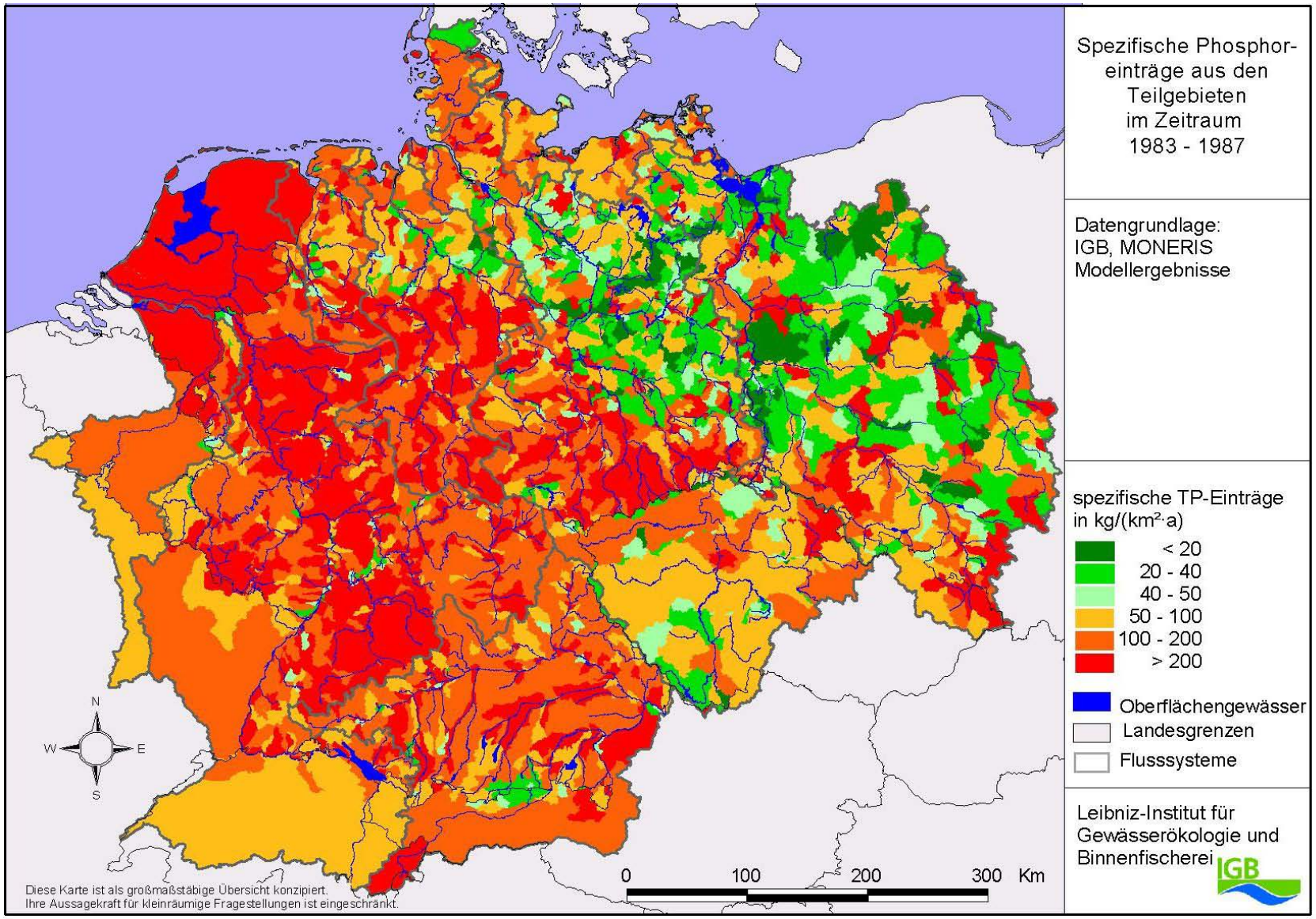


Abbildung 47: Spezifische Gesamt-Phosphoreinträge im Zeitraum von 1983-1987

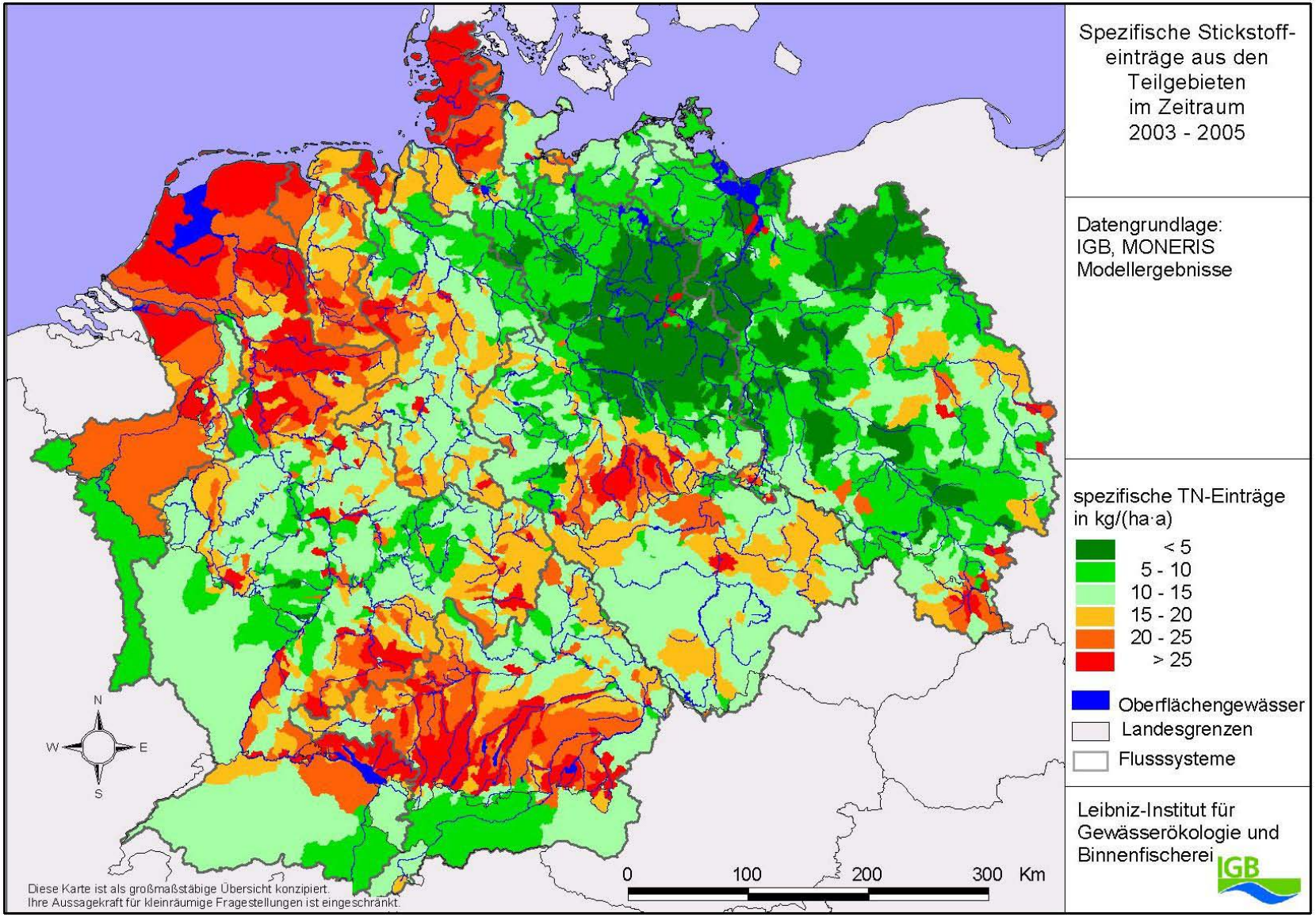


Abbildung 48: Spezifische Gesamt-Stickstoffeinträge im Zeitraum von 2003-2005

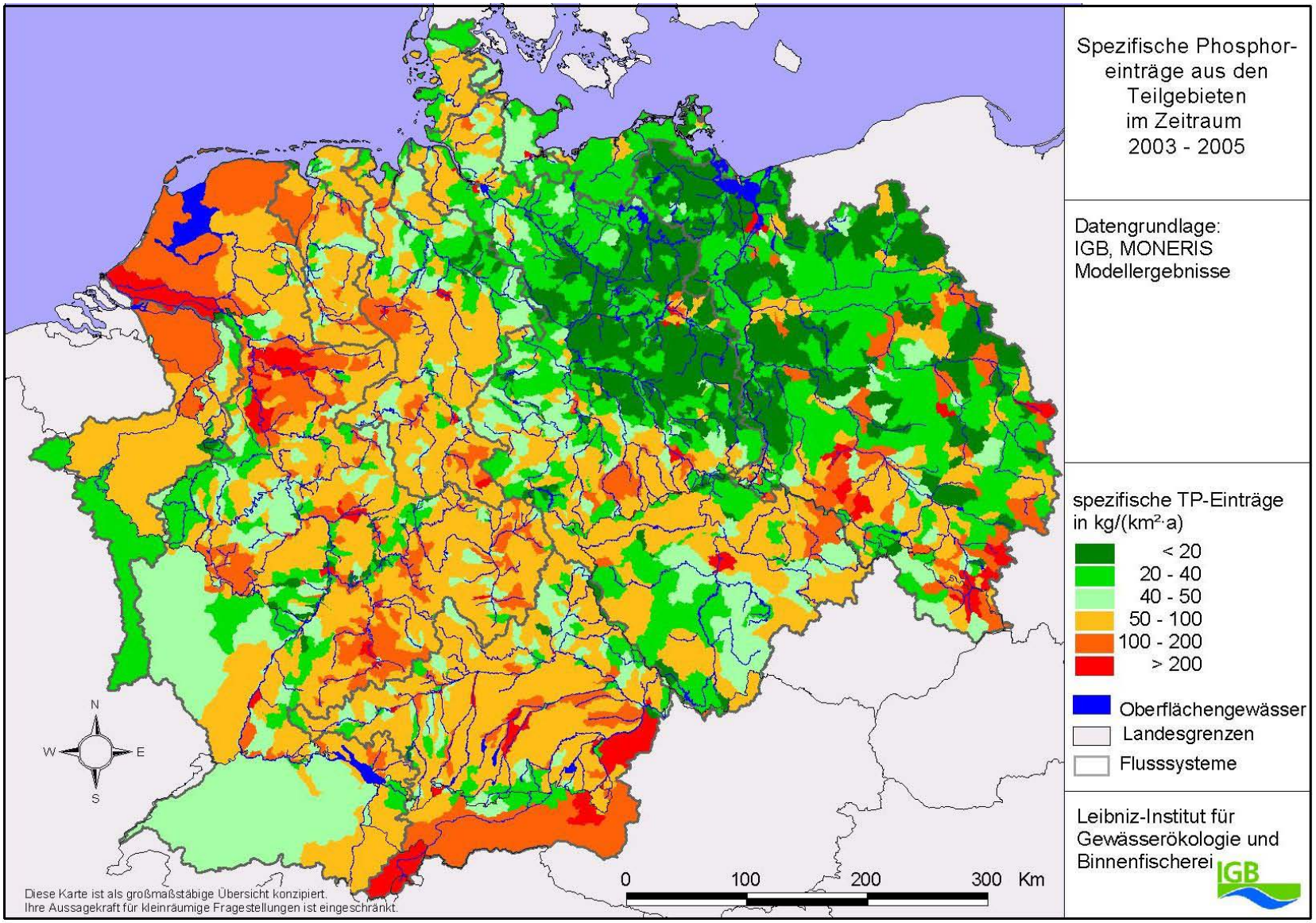


Abbildung 49: Spezifische Gesamt-Phosphoreinträge im Zeitraum von 2003-2005

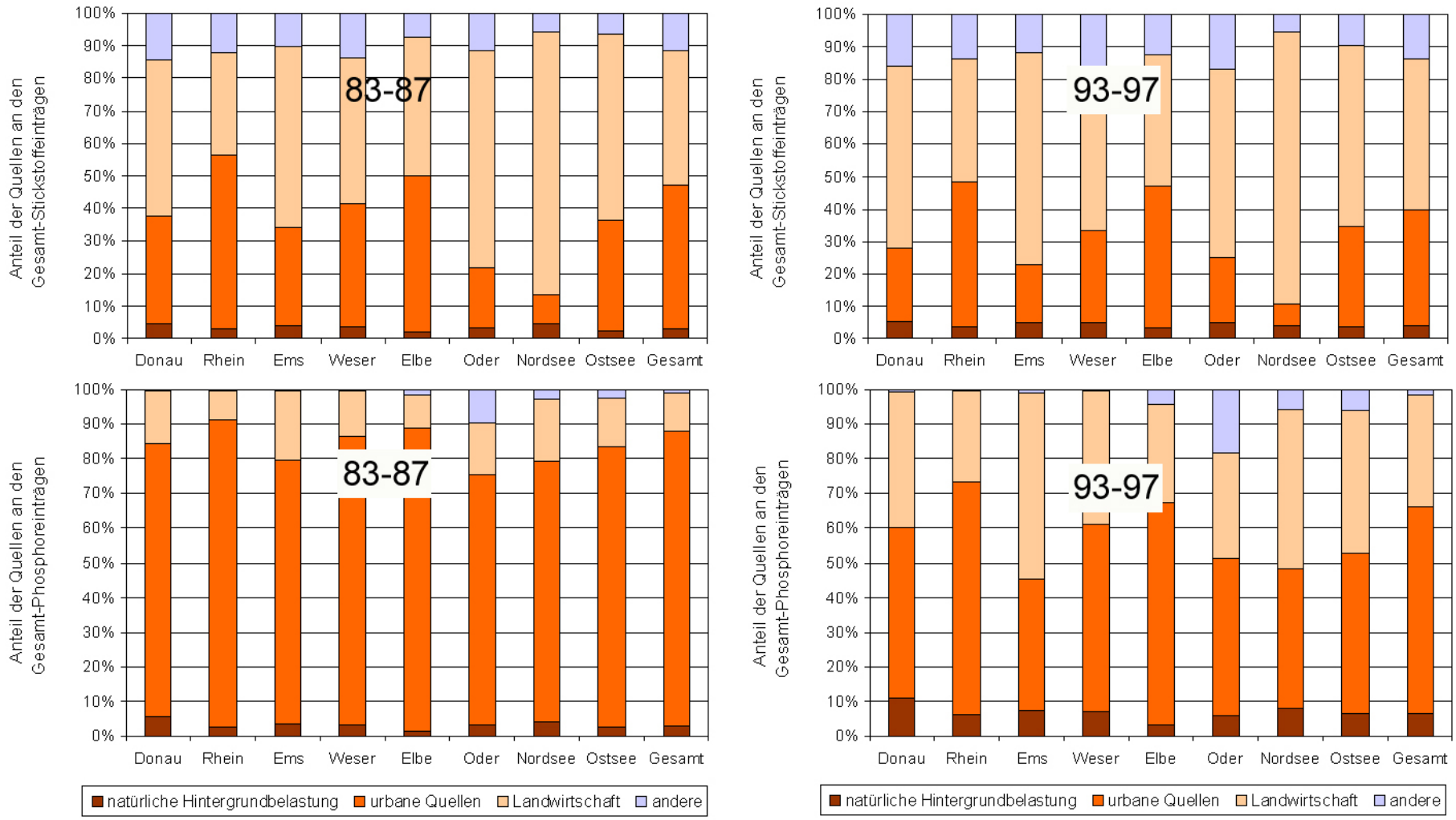


Abbildung 50: Anteil der Quellen an den Gesamteinträgen in den deutschen Einzugsgebieten in den Perioden 1983 -1987 und 1993-1997

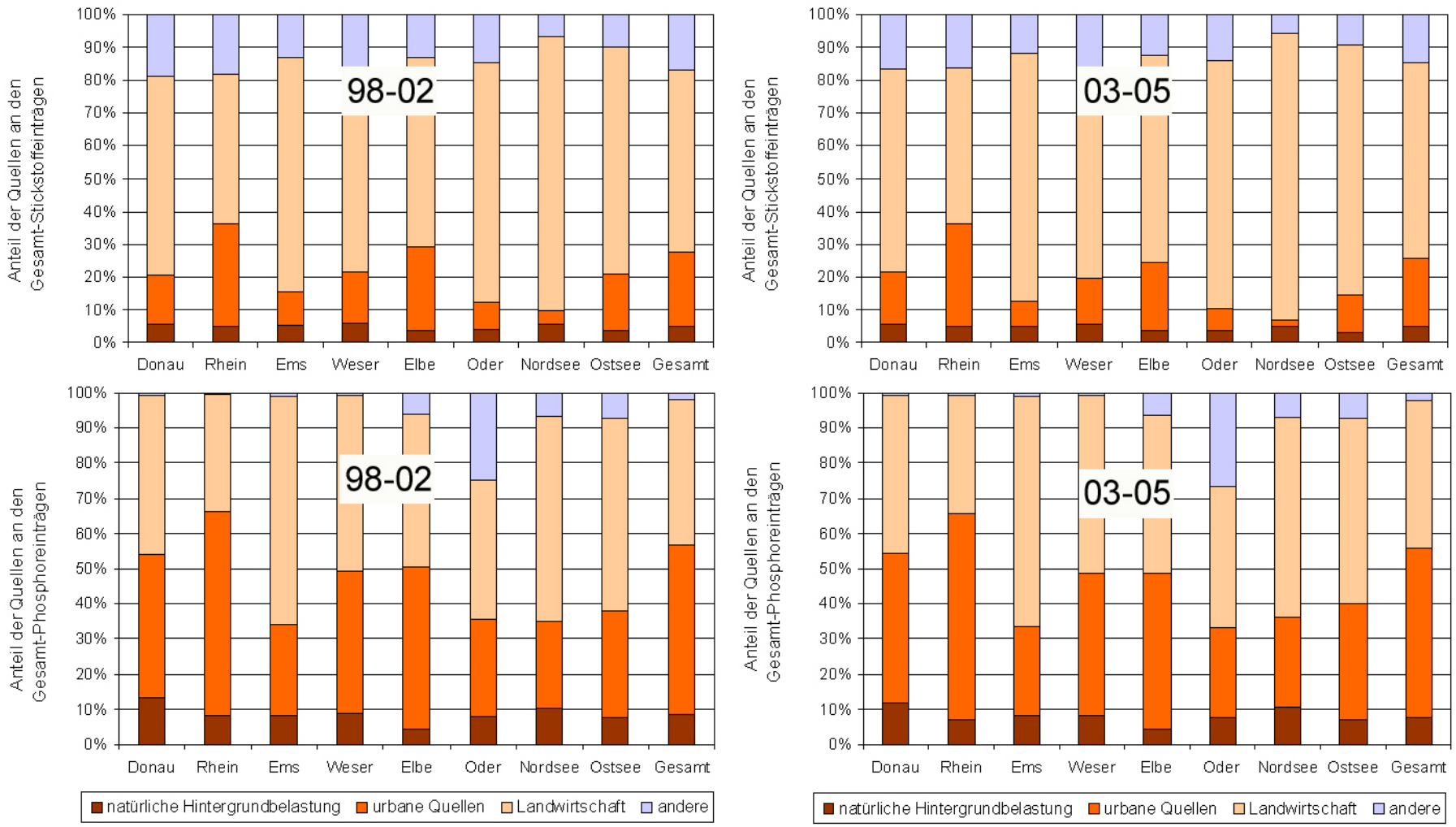


Abbildung 51: Anteil der Quellen an den Gesamteinträgen in den deutschen Einzugsgebieten in den Perioden 1998-2002 und 2003-2005

5.2.2 Vergleich der modellierten Stickstoffeinträge unter Berücksichtigung der atmosphärischen Deposition nach EMEP und nach GAUGER

Neben den Stickstoffdepositionskarten nach EMEP sind seit 2007 auch Stickstoffdepositionskarten von GAUGER ET AL. (2007) verfügbar. Die EMEP Karten liegen für den Zeitraum von 1989 – 2004 als mittlere jährliche Werte in einer Rastergröße von 50 x 50 km vor. GAUGER ET AL. (2007) haben die mittlere jährliche Stickstoffdeposition für ein 1 x 1 km Raster berechnet, jedoch nur für ausgewählte Jahre (Kapitel 3.3). Neben der höheren räumlichen Auflösung besteht ein weiterer Unterschied in den beiden Ansätzen darin, dass GAUGER ET AL. (2007) landnutzungsspezifische Depositionsraten angeben, während die EMEP-Karten eine mittlere Depositionsrate berücksichtigen.

Die Verwendung der Deposition nach GAUGER ET AL. (2007) war für die Berechnungen dieses Projekts nicht geeignet, da für die ausländischen Modellgebiete und für die meisten Berechnungsjahre keine Daten zur Verfügung standen. Eine gemischte Verwendung beider Datenquellen hätte zu Dateninkonsistenzen geführt, deren Einflüsse bei der Kalibrierung des Modells und der Auswertung der Modellergebnisse nur schwer zu differenzieren und zu interpretieren gewesen wären. Im Folgenden werden am Beispiel des Jahres 1999 die Unterschiede der beiden Depositionskarten und deren Einfluss auf die N-Überschüsse (BACH & SKITSCHAK, 2007) sowie auf die Stickstoffeintragsberechnung mit MONERIS in den deutschen Modellgebieten diskutiert.

Eine Überlagerung der Karten zeigt, dass die GAUGER-Daten im Jahr 1999 deutschlandweit im Mittel 10 % höhere Depositionsraten liefern als die EMEP-Daten. Dabei unterscheiden sich die Daten regional erheblich. Während im Nordwesten Deutschlands die GAUGER-Daten teilweise mehr als das 1,5-fache der EMEP-Werte liefern, verhält es sich im Osten (insbesondere in den neuen Bundesländern) umgekehrt. In Süd-Deutschland sind ähnlich hohe Unterschiede zwischen den Datenquellen zu finden. Hier wurden vorwiegend im Donaueinzugsgebiet deutlich höhere Depositionsraten nach GAUGER ET AL. (2007) gefunden (Abbildung 52).

BACH & SKITSCHAK (2007) haben in ihrem Vergleich der Stickstoffüberschüsse auf landwirtschaftlichen Nutzflächen jedoch deutlich geringere Werte unter Verwendung der GAUGER-Karten ermittelt, was zunächst den Ergebnissen des Vergleichs der Gesamtdeposition zu widersprechen scheint. Während die EMEP-Karte aufgrund ihrer Rastergröße landnutzungsspezifische Unterschiede in den Depositionswerten kaum wiedergeben kann, ergeben sich nach GAUGER ET AL. (2007) deutliche Unterschiede. So zeigt sich, dass nach GAUGER ET AL (2007) die Deposition auf landwirtschaftlichen Nutzflächen etwa 23 % niedriger ist als die mittlere Deposition auf allen Flächen. Der Vergleich der GAUGER-Deposition auf landwirtschaftlichen Nutzflächen mit der Gesamtdeposition nach EMEP bildet ein ähnliches Muster ab, wie es für die Gesamtdeposition festgestellt wurde (Abbildung 53).

Im Westen Deutschlands liegt die Deposition auf landwirtschaftlichen Nutzflächen nach GAUGER ET AL (2007) flächendeckend höher (> 25%) als die Gesamtdeposition nach EMEP, während im Osten eine geringere Deposition zu finden ist (Abbildung 53).

Aufgrund der geringeren Deposition auf landwirtschaftlichen Nutzflächen wurde von BACH &

SKITSCHAK (2007) ebenfalls ein deutlich geringerer Stickstoffüberschuss berechnet. Analog zu räumlich differenzierten Unterschieden zwischen der Deposition nach GAUGER ET AL. (2007) und nach EMEP ergeben sich deutliche Unterschiede in den berechneten N-Überschüssen. So wurden mit den GAUGER-Werten im Westen Deutschlands bis zu 10 % höhere Überschüsse berechnet, während in den meisten anderen Modellgebieten im Vergleich zu EMEP 10 – 50 % geringere Überschüsse ermittelt wurden (Abbildung 54).

Wie sich zeigt, ergibt sich durch die Verwendung der GAUGER-Daten deutschlandweit zwar eine etwa 10 % höhere Stickstoffdeposition, jedoch gleichzeitig eine Reduktion der N-Überschüsse von 85 kg/(ha·a) (EMEP) auf 79 kg/(ha·a) (GAUGER ET AL., 2007). Von größerer Bedeutung für die Eintragsberechnung ist jedoch die unterschiedliche räumliche Verteilung der Depositionswerte und der N-Überschüsse unter Verwendung der beiden Datenquellen. Entsprechend dieser Verteilung ergeben sich nach MONERIS im Westen bis zu 25 % höhere Einträge während sich im Osten und Süden eine Reduktion der Einträge um bis zu 25 % ergibt (Abbildung 55). Insgesamt schwächen sich die beiden Effekte (Zunahme der Gesamtdeposition und Abnahme des N-Überschusses) jedoch gegenseitig ab, so dass im Mittel nur 1 % geringere Stickstoffeinträge berechnet werden (Tabelle 51). Der Effekt fällt jedoch in den Flusssystemen unterschiedlich stark aus. In den im Westen und Norden Deutschlands gelegenen Flusssystemen (Ems, Weser sowie Nord- und Ostsee-Direkteinzugsgebiete) ist eine deutliche Erhöhung der Einträge über atmosphärische Deposition festzustellen. In den anderen Gebieten ist nur eine geringe Änderung bzw. eine Abnahme der Einträge über diesen Pfad berechnet worden. Die niedrigeren N-Überschüsse (GAUGER-Daten) bedingen eine Reduktion der Stickstoffeinträge über Dränagen (< 11 %) und über das Grundwasser (< 7 %) (Tabelle 51). Insgesamt liegen die Änderungen der Stickstoffeinträge in den Flusssystemen in einer Größenordnung zwischen ± 5 %.

In diesem Projekt kann nicht überprüft werden, ob die räumliche Veränderung der Einträge zu einer verbesserten Übereinstimmung von beobachteter und berechneter Fracht führt. Es bleibt auch zu prüfen, inwieweit sich die Ergebnisse für die anderen Jahre, für die GAUGER-Daten vorliegen, unterscheiden. Darüber hinaus wäre es sinnvoll zu testen, inwieweit sich eine komplette nutzungsdifferenzierte Berücksichtigung der atmosphärischen Deposition auf die Eintragsberechnung auswirkt.

Tabelle 51: Änderung der TN-Einträge in den Flusssystemen unter Berücksichtigung der Depositionsdaten nach GAUGER ET AL. (2007) für das Jahr 1999

	AD [%]	**OA [%]**	**DR [%]**	**ER [%]**	**GW [%]**	**PQ [%]**	**US [%]**	**Gesamt [%]**
Donau	1,4	1,5	-10,9	0,0	-6,5	0,1	1,7	-5,2
Rhein	0,1	11,9	-7,2	0,0	-3,2	0,1	4,1	-1,3
Ems	68,2	66,1	1,4	0,0	2,7	3,3	28,6	8,0
Weser	36,4	31,7	-4,1	0,0	-0,8	1,0	8,4	2,0
Elbe	-9,2	0,8	-3,5	0,0	-3,4	-0,3	-1,4	-2,6
Oder	-4,7	13,2	-5,4	0,0	-4,1	0,9	2,7	-3,0
Nordsee	50,3	49,6	0,1	0,0	1,5	1,2	16,2	3,6
Ostsee	42,4	38,0	2,5	0,0	3,4	1,0	16,2	6,1
Gesamt	3,4	14,5	-4,1	0,0	-3,3	0,2	2,9	-1,2

(AD = atmosphärische Deposition, OA = Oberflächenabfluss, DR = Dränagen; ER = Erosion, GW = Grundwasser, PQ = Punktquellen, US = urbane Systeme)

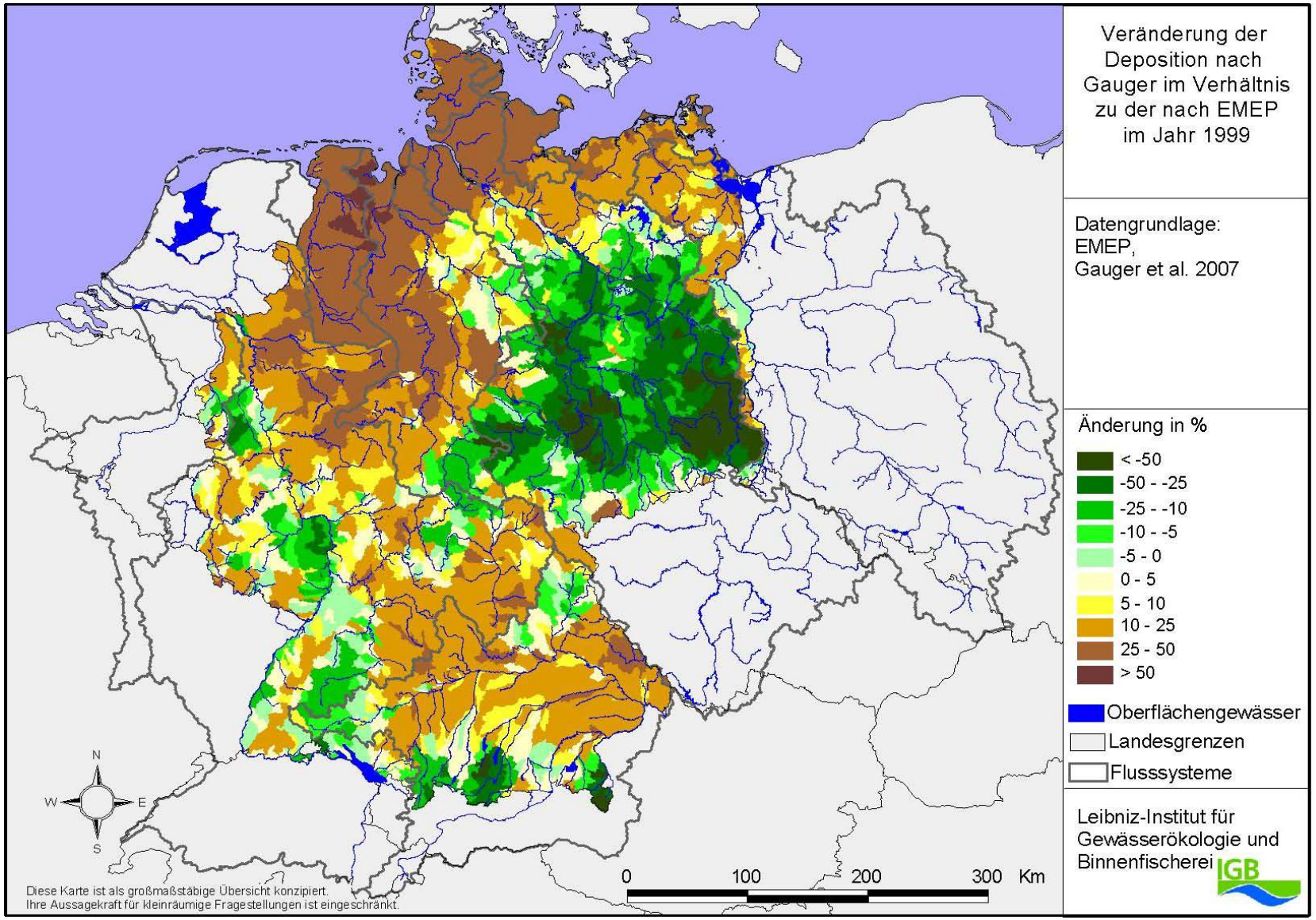


Abbildung 52: Vergleich der Gesamtdeposition nach GAUGER ET AL. (2007) mit der nach EMEP für das Jahr 1999

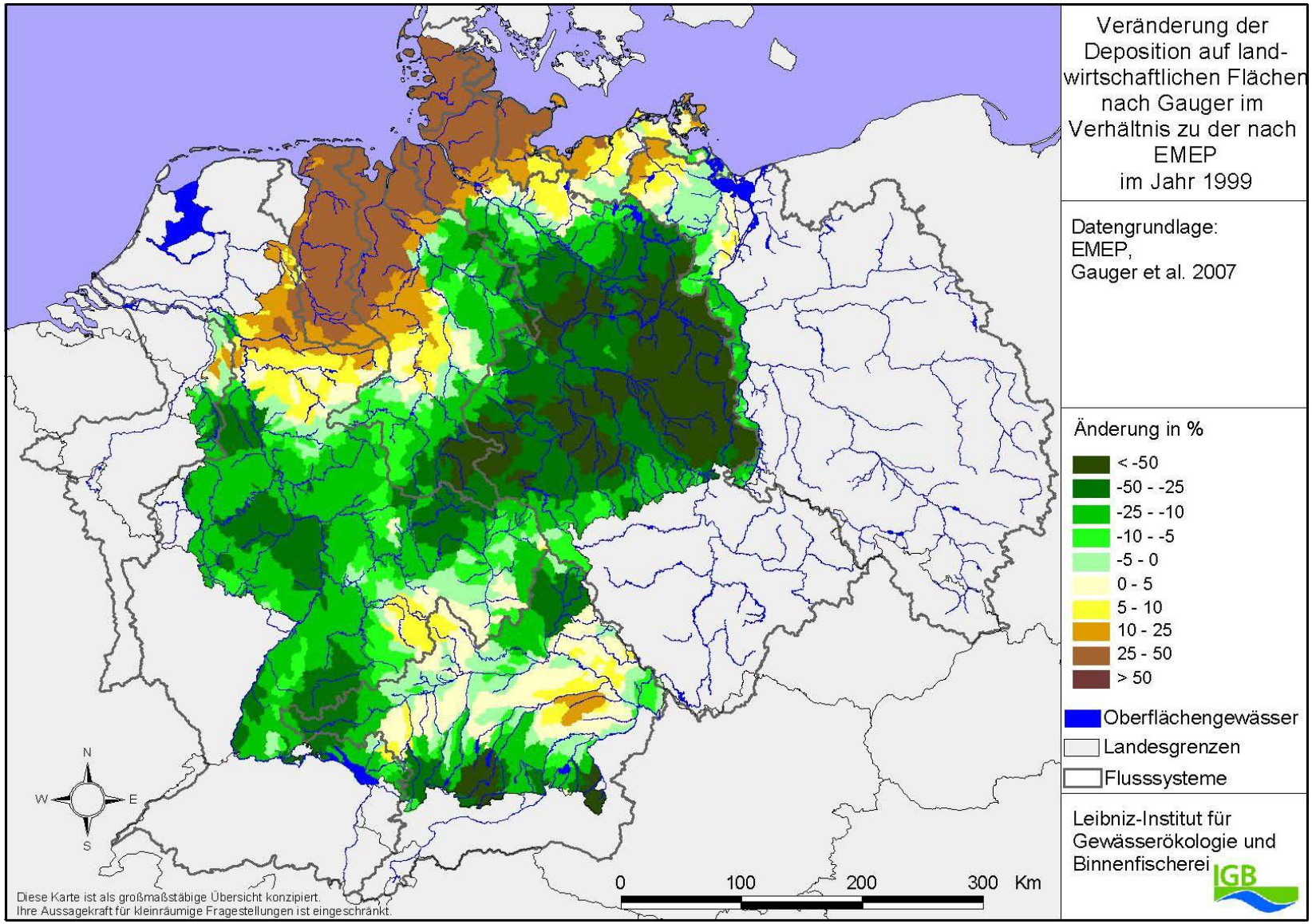


Abbildung 53: Vergleich der Gesamtdeposition nach EMEP mit der Deposition auf landwirtschaftlichen Nutzflächen nach GAUGER ET AL. (2007) für das Jahr 1999

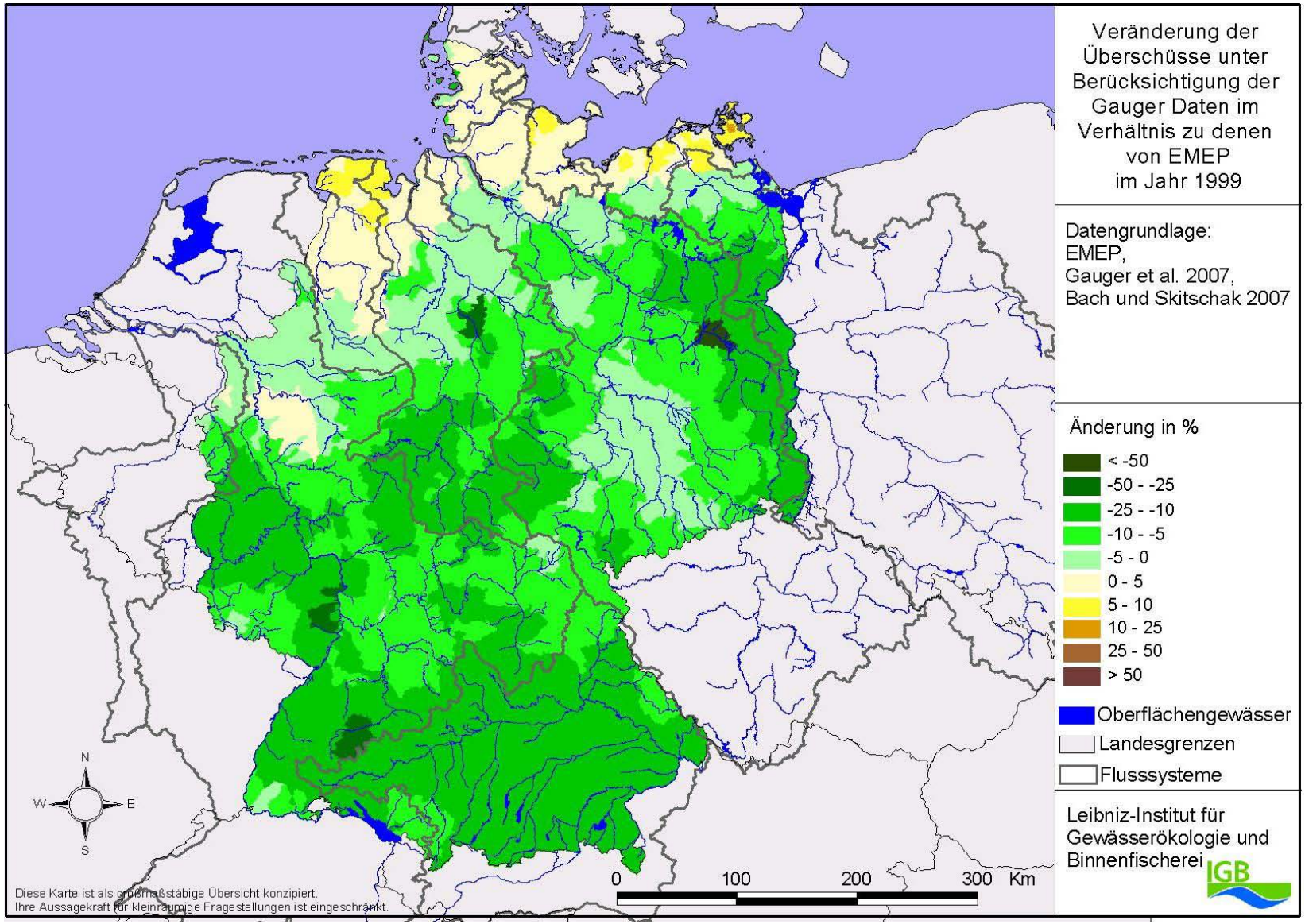


Abbildung 54: Vergleich der von BACH & SKITSCHAK (2007) für das Jahr 1999 ermittelten N-Überschüsse unter Berücksichtigung der Deposition nach EMEP und nach GAUGER ET AL. (2007)

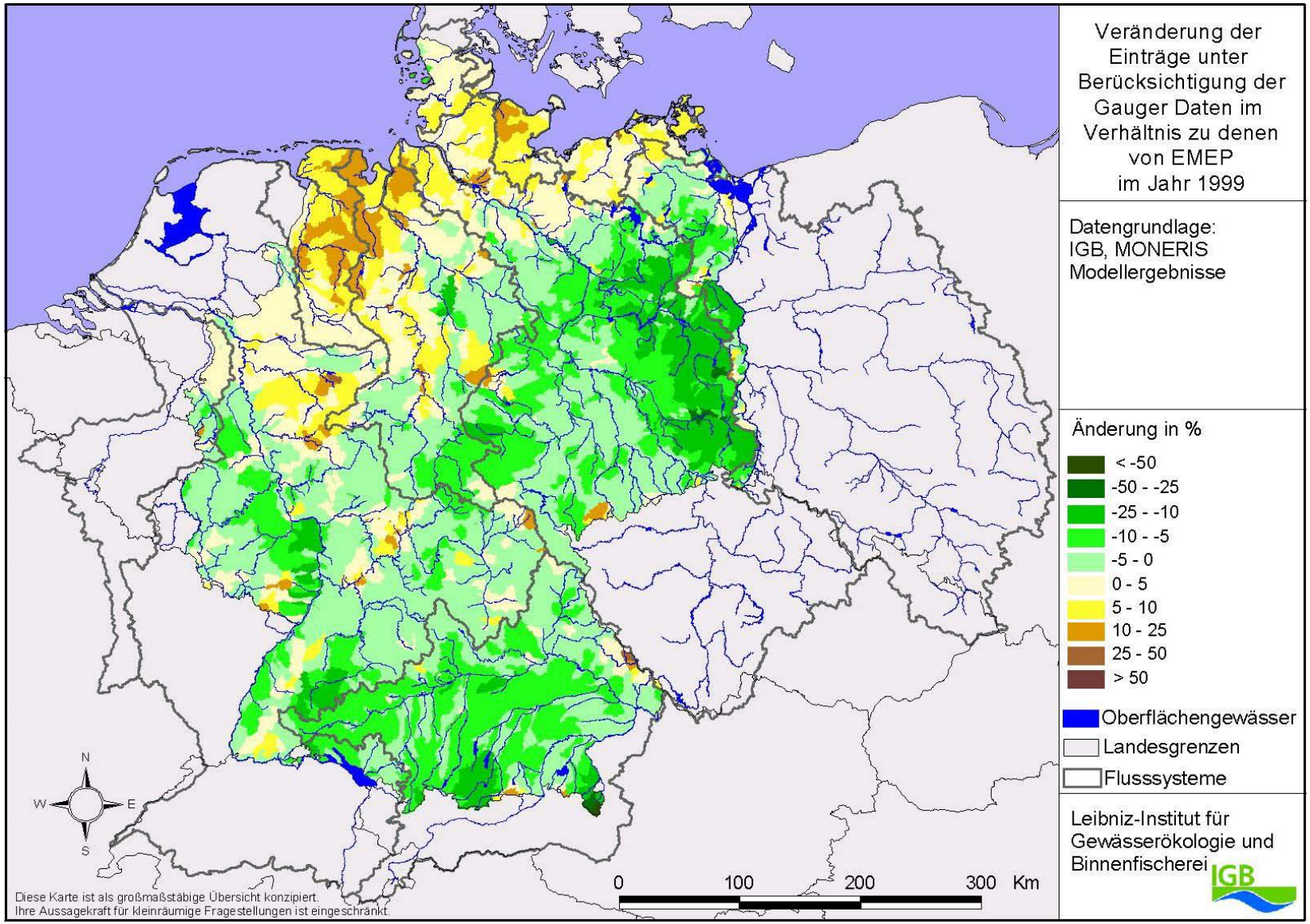


Abbildung 55: Vergleich der mit MONERIS für das Jahr 1999 berechneten Stickstoffeinträge unter Berücksichtigung der N-Überschüsse und der Deposition basierend auf Daten von EMEP und GAUGER ET AL. (2007)

5.2.3 Vergleich der modellierten und beobachteten Gewässerfrachten

Der Vergleich der beobachteten und modellierten Gewässerfrachten basiert auf den Mittelwerten der mit MONERIS modellierten Gewässerfrachten der Einzeljahre einer Periode und den Mittelwerten der modellierten Gewässerfrachten. Die Zeitreihen der Konzentrationsmessungen an Gütepegeln sind teilweise lückenhaft oder weisen Unstimmigkeiten auf, so dass nicht alle vorliegenden Daten für die Berechnung einer mittleren Jahresfracht geeignet waren. Für den Vergleich von beobachteten und modellierten Gewässerfrachten wurde darauf geachtet, dass beobachtete Jahresfrachten zu mindestens drei Jahren einer Periode vorlagen. Anderenfalls wurden sie beim Frachtvergleich nicht berücksichtigt. Die Anzahl der berücksichtigten Stationen variiert zwischen den Perioden aber auch zwischen den betrachteten Stofffraktionen (Gesamtstickstoff, gelöster anorganischer Stickstoff, Gesamtphosphor) deutlich. Insbesondere für die 80er Jahre lagen nur sehr wenige Werte vor. Abbildung 56 zeigt die Lage der berücksichtigten Stationen.

Die mittleren Abweichungen über alle Jahre zwischen den beobachteten und modellierten Gewässerfrachten liegen für TN bei 30 %, DIN bei 28 % und TP bei 38 % und weisen durchweg eine gute statistische Übereinstimmung auf (Tabelle 52). In den einzelnen Perioden liegt die Abweichung, bei ähnlich guter statistischer Übereinstimmung, etwas höher. Insgesamt ist die Abweichung für alle Stoffe in den ersten Perioden (83-87, 93-97) höher, als in den späteren Perioden und liegt auch über der mittleren Abweichung aller Jahre.

Tabelle 52: Vergleich der beobachteten und modellierten TN-, DIN- und TP-Gewässerfrachten für die verschiedenen Untersuchungsperioden

Periode	Stoff/ Fraktion	mittlere Abweichung in %	Bestimmtheitsmaß	EF-Wert	Anzahl Messstellen
1983-1987	TN	46,2	0,99	0,79	6
	DIN	34,7	0,97	0,90	125
	TP	40,6	0,91	0,91	82
1993-1997	TN	30,7	0,95	0,95	109
	DIN	27,5	0,98	0,97	213
	TP	42,2	0,80	0,76	199
1998-2002	TN	26,5	0,96	0,94	232
	DIN	28,2	0,96	0,95	366
	TP	34,0	0,94	0,92	289
2003-2005	TN	28,7	0,97	0,95	251
	DIN	31,0	0,96	0,96	304
	TP	35,6	0,86	0,77	229
Gesamt	TN	30,0	0,95	0,92	332
	DIN	28,0	0,97	0,94	413
	TP	38,4	0,89	0,89	339

Wie sich in Abbildung 57, Abbildung 58, Abbildung 59 und Abbildung 60 zeigt, streuen die modellierten Gewässerfrachten in allen Perioden gleichmäßig um die 1:1-Linie. Dies spricht dafür, dass die modellierten Einträge und Gewässerfrachten keinen systematischen Fehler aufweisen und die Fehlerursache auch auf die verwendeten Eingangsdaten zurück zu führen

ist. Dies lässt sich dadurch erklären, dass bei der Herleitung der Zeitreihen der Eingangsdaten, z. B. bei Kläranlagen der aktuelle Stand zu Grunde gelegt wurde und auf dieser Basis die früheren Zustände abgeleitet wurden (Kapitel 2). Es ist davon auszugehen, dass die verwendeten Eingangsdaten der früheren Jahre ungenauer sind und deshalb die Ergebnisse einen höheren Fehler aufweisen als die Ergebnisse der aktuellen Jahre.

Darüber hinaus zeigt der Vergleich der beobachteten und modellierten Gewässerfrachten zunehmende Abweichungen bei kleineren Gewässern. Wie bei der Abflusskalibrierung ist dies auf die höhere Dynamik der Abflüsse und Konzentrationen in kleineren Gewässern im Vergleich zu den großen Flüssen zurückzuführen. Insgesamt lässt sich daraus auch der Bedarf nach einer höheren Beprobungsdichte in kleinen Gewässern ableiten. Weiterhin sind die Eingangsdaten in kleinen Einzugsgebieten mit höheren Unsicherheiten behaftet, da regionale Unterschiede in einem Modell, das ganz Deutschland abbildet, zum Teil nicht erfasst werden können.

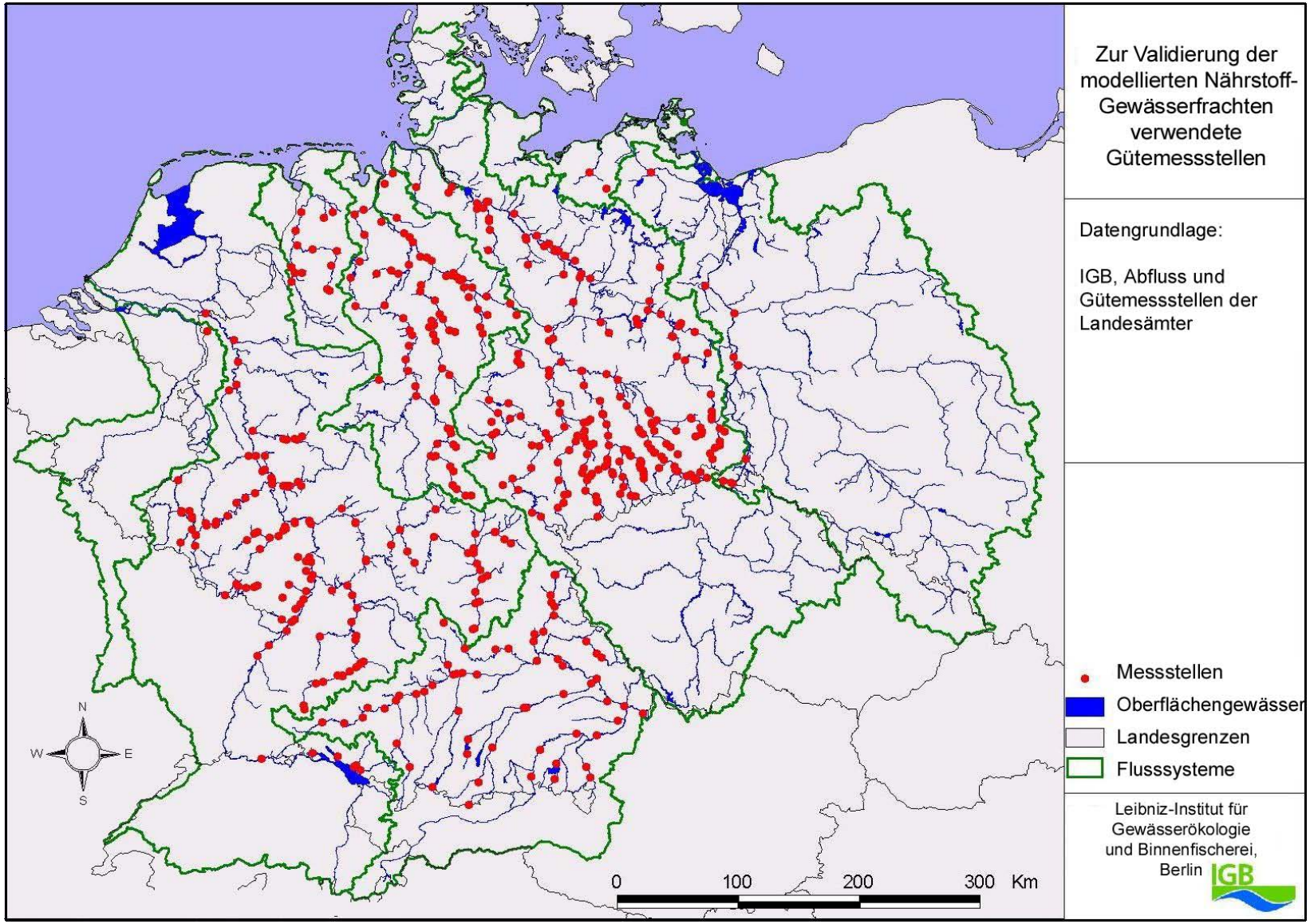


Abbildung 56: Zur Validierung der modellierten Nährstoff-Gewässerfrachten verwendete Gütemessstellen

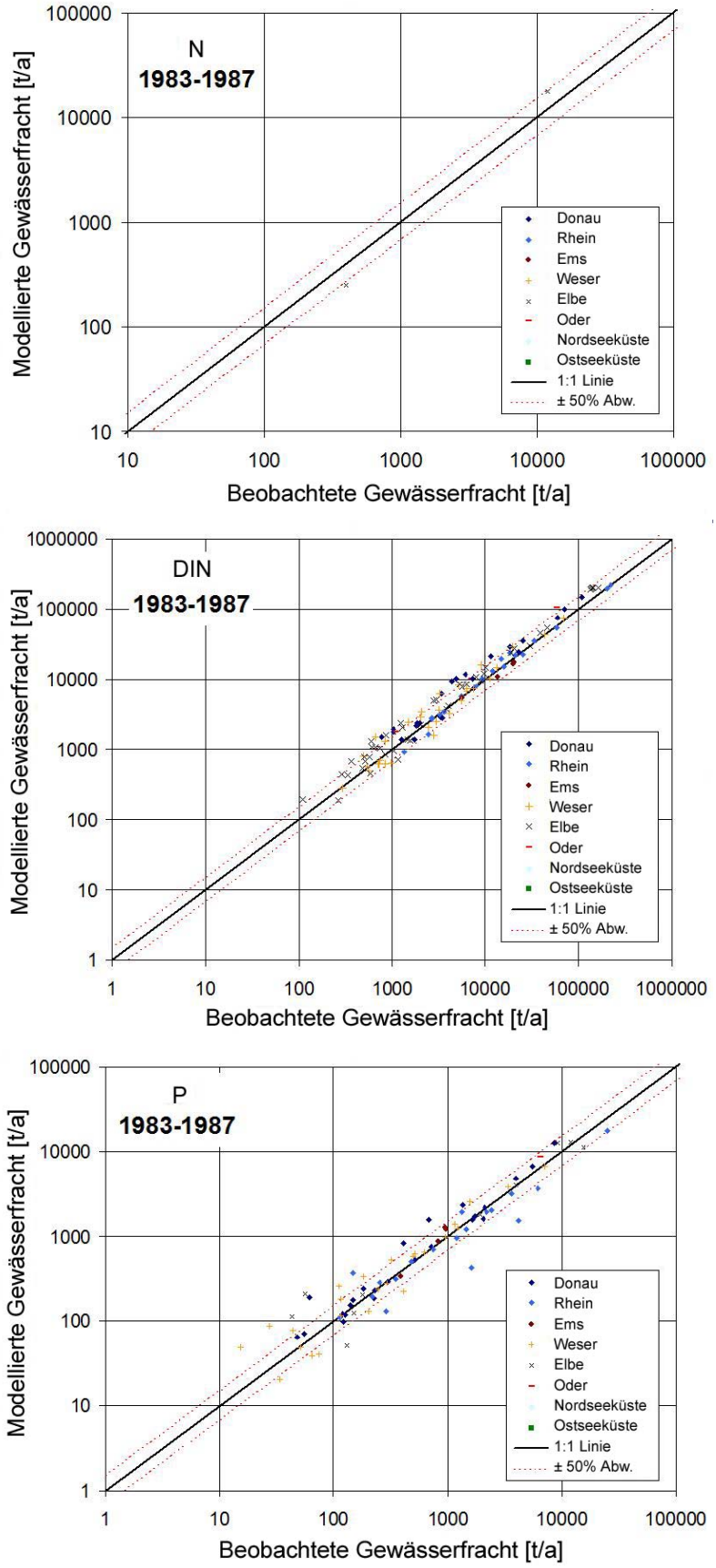


Abbildung 57: Vergleich beobachteter und modellierter Gewässerfrachten (TN, DIN, TP) im Bilanzierungszeitraum 1983-1987

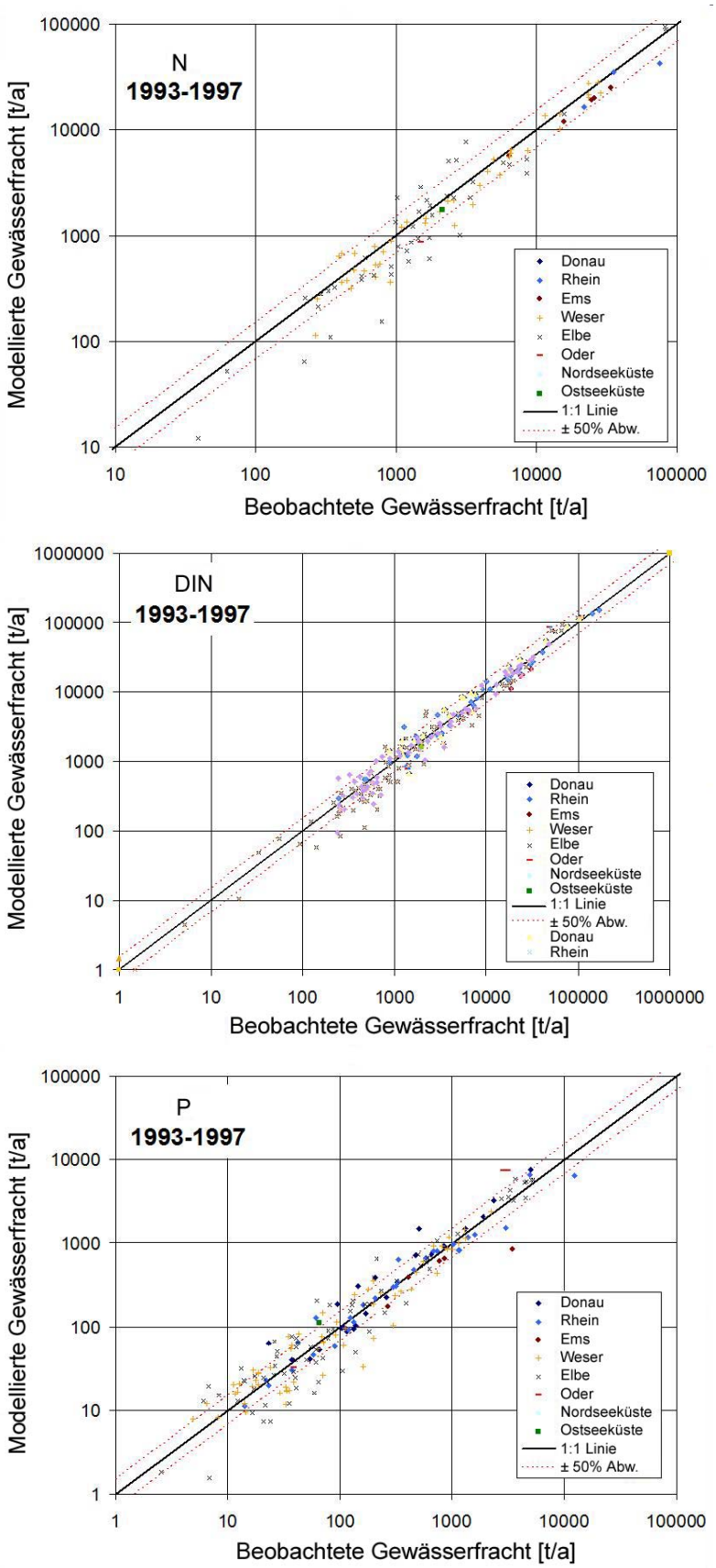


Abbildung 58: Vergleich beobachteter und modellierter Gewässerfrachten (TN, DIN, TP) im Bilanzierungszeitraum 1993-1997

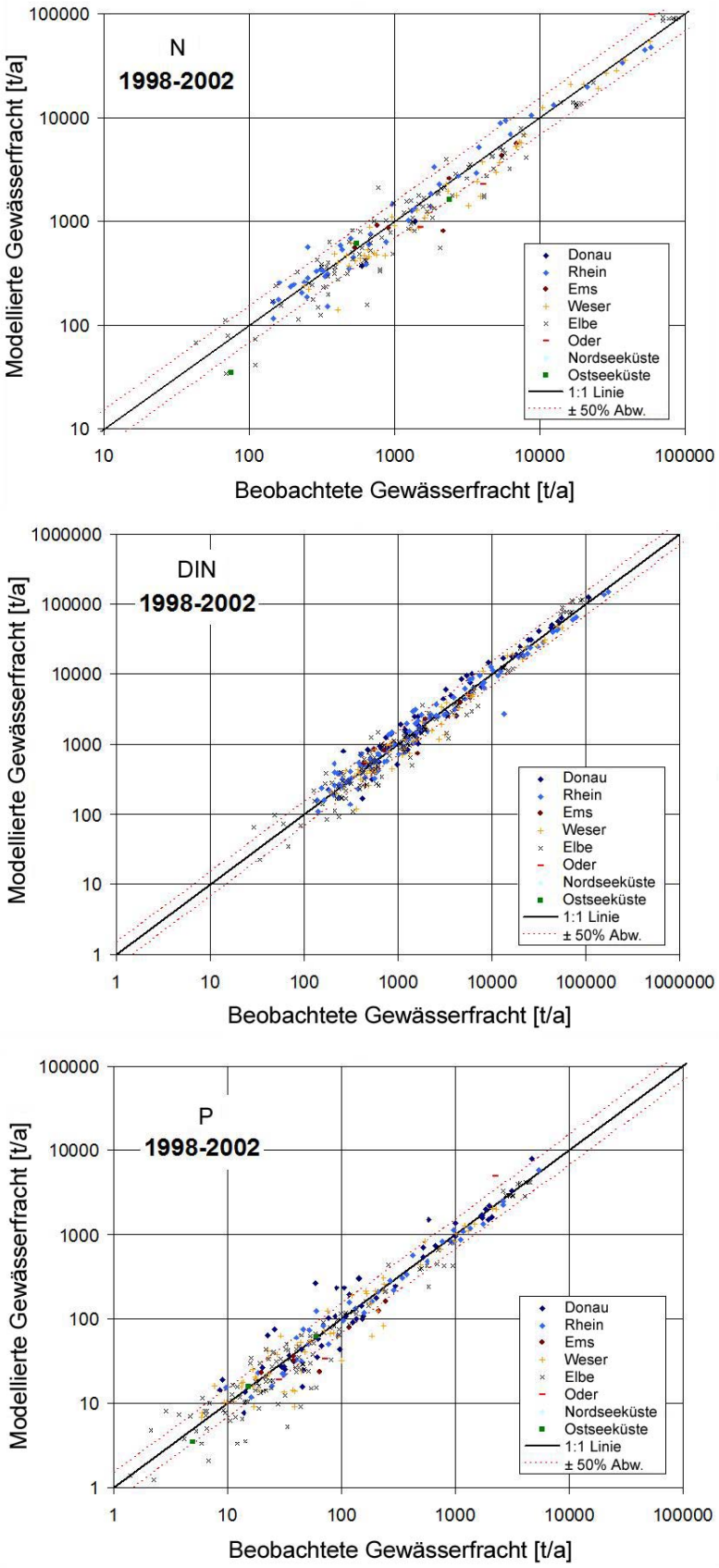


Abbildung 59: Vergleich beobachteter und modellierter Gewässerfrachten (TN, DIN, TP) im Bilanzierungszeitraum 1998-2002

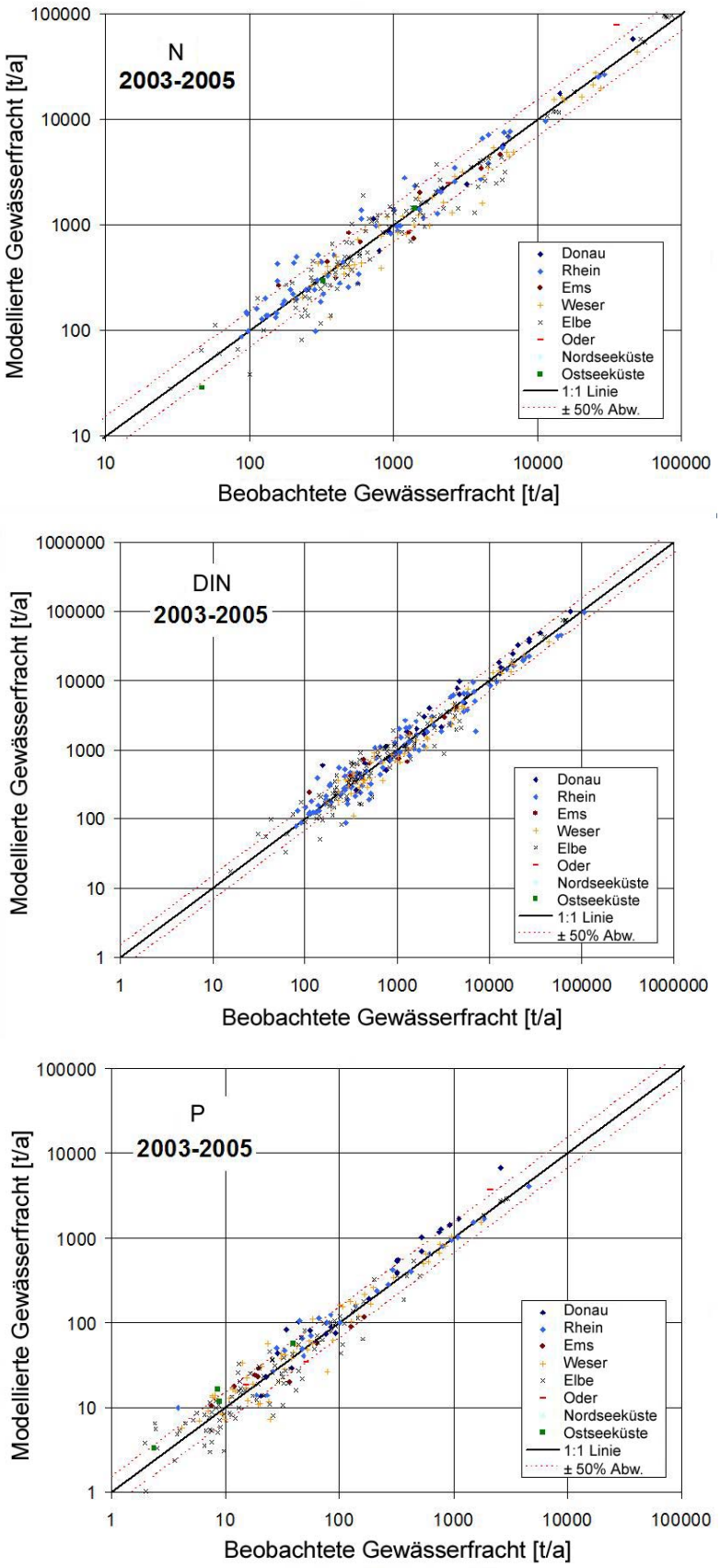


Abbildung 60: Vergleich beobachteter und modellierter Gewässerfrachten (TN, DIN, TP) im Bilanzierungszeitraum 2003-2005

5.2.4 Kumulative Retention in den Flusssystemen

Die kumulative Retention beschreibt den Anteil der abgebauten und längerfristig zurückgehaltenen Stofffracht vom Verlassen eines Einzugsgebiets bis zur Mündung in die jeweilige Küstenregion. Tendenziell unterliegen die Frachten mit einer langen Fließstrecke einer höheren Retention als die mit einer kürzeren Fließstrecke. Wie Abbildung 61 und Abbildung 62 zeigen, spielt die Wasserflächenverteilung eine wesentliche Rolle in der resultierenden kumulativen Retention. Fünf Wasserkörper sind für die kumulative Retention von überregionaler Bedeutung: der Bodensee, das IJsselmeer, der Müggelsee, die Müritz und das Stettiner Haff.

Der Bodensee hält einen erheblichen Anteil der Fracht zurück und sorgt dafür, dass die Einträge bzw. resultierenden modellierten Gewässerfrachten oberhalb des Bodensees nur einen sehr geringen Anteil an den Gesamtfrachten des Rheins im Unterlauf haben. Durch seine Lage weit im Oberlauf des Rheins entwässert jedoch auch nur ein vergleichsweise geringer Anteil des gesamten Rheineinzugsgebiets durch den Bodensee, so dass dieser auch nur einen geringen Einfluss auf die Gesamtfrachten des Rheins hat.

13 km unterhalb von Lobith/Bimmen werden im Mittel etwa 11 % des Abflusses des Rheins über den IJsselkanal abgeleitet. Dieser entwässert dann über die IJssel ins IJsselmeer und schließlich in die Nordsee. Da das IJsselmeer für die Retentionsberechnung berücksichtigt wurde, ergibt sich eine erhebliche Retention für die Fracht von mehr als 50 % für TN und TP.

In Havel und Spree tragen die Havel-Seen-Kette und der Müggelsee zu einer erhöhten Retention bei. Die oberhalb ermittelten Frachten unterliegen ebenfalls einer Retention von 40 % und mehr. Dies bedeutet ebenfalls, dass die Einträge aus Berlin einen reduzierten Anteil an den Frachten an der Mündung der Elbe haben.

In der Mecklenburgischen Seenplatte hat insbesondere die Müritz einen enormen Einfluss auf die Retention und den Stoffhaushalt der mit ihr verbundenen Oberflächengewässer. Für die Müritz wurde eine Retention (TN und TP) von mehr als 50 % berechnet.

Da die gesamte Oder und alle ihre Nebenflüsse durch das Stettiner Haff entwässern, ist dieses von zentraler Bedeutung für die Retention der Oder-Frachten vor der Mündung in die Ostsee.

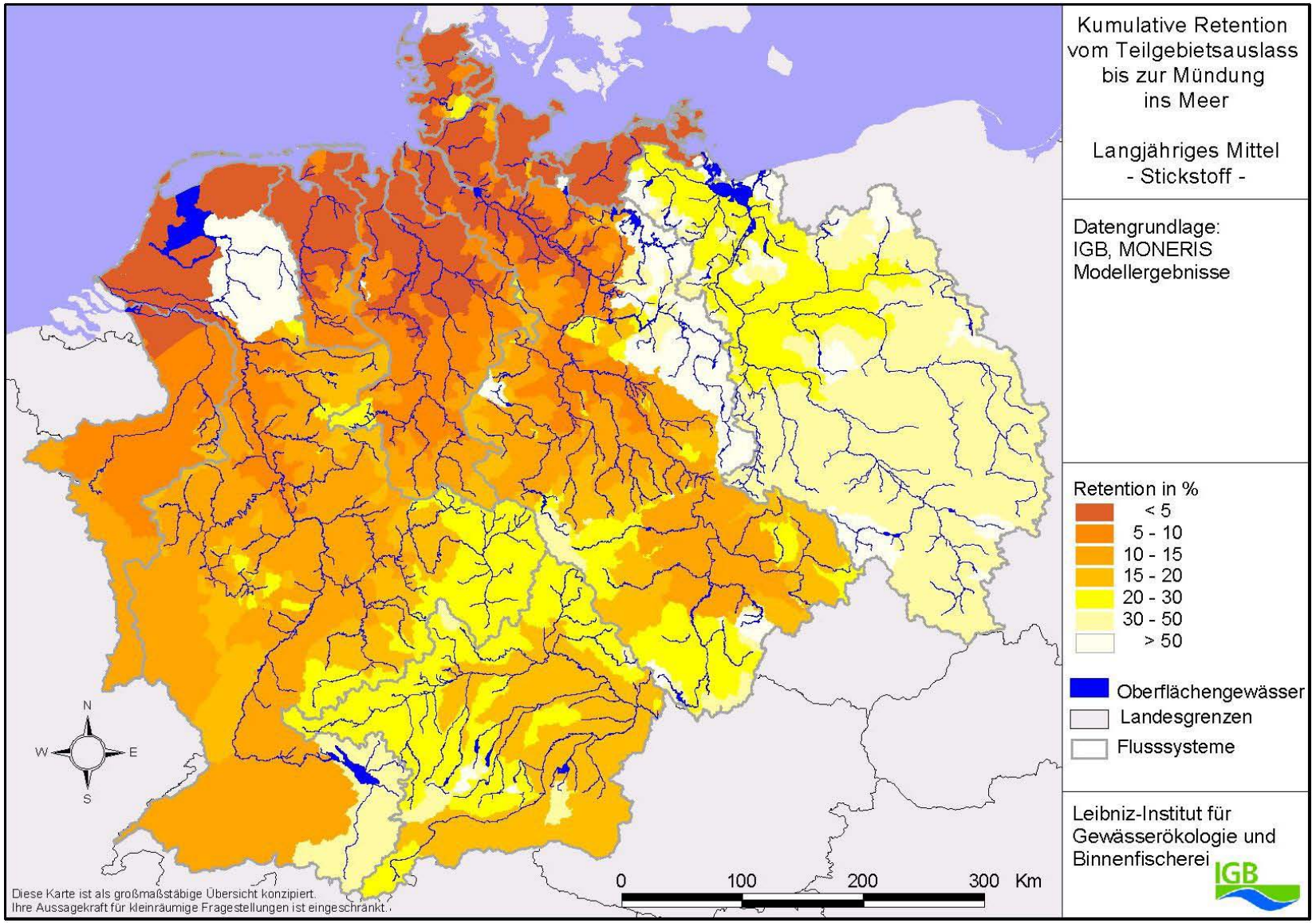


Abbildung 61: Mittlere (long term) kumulative TN-Retention vom Modellgebietsauslass bis zur Mündung ins Meer

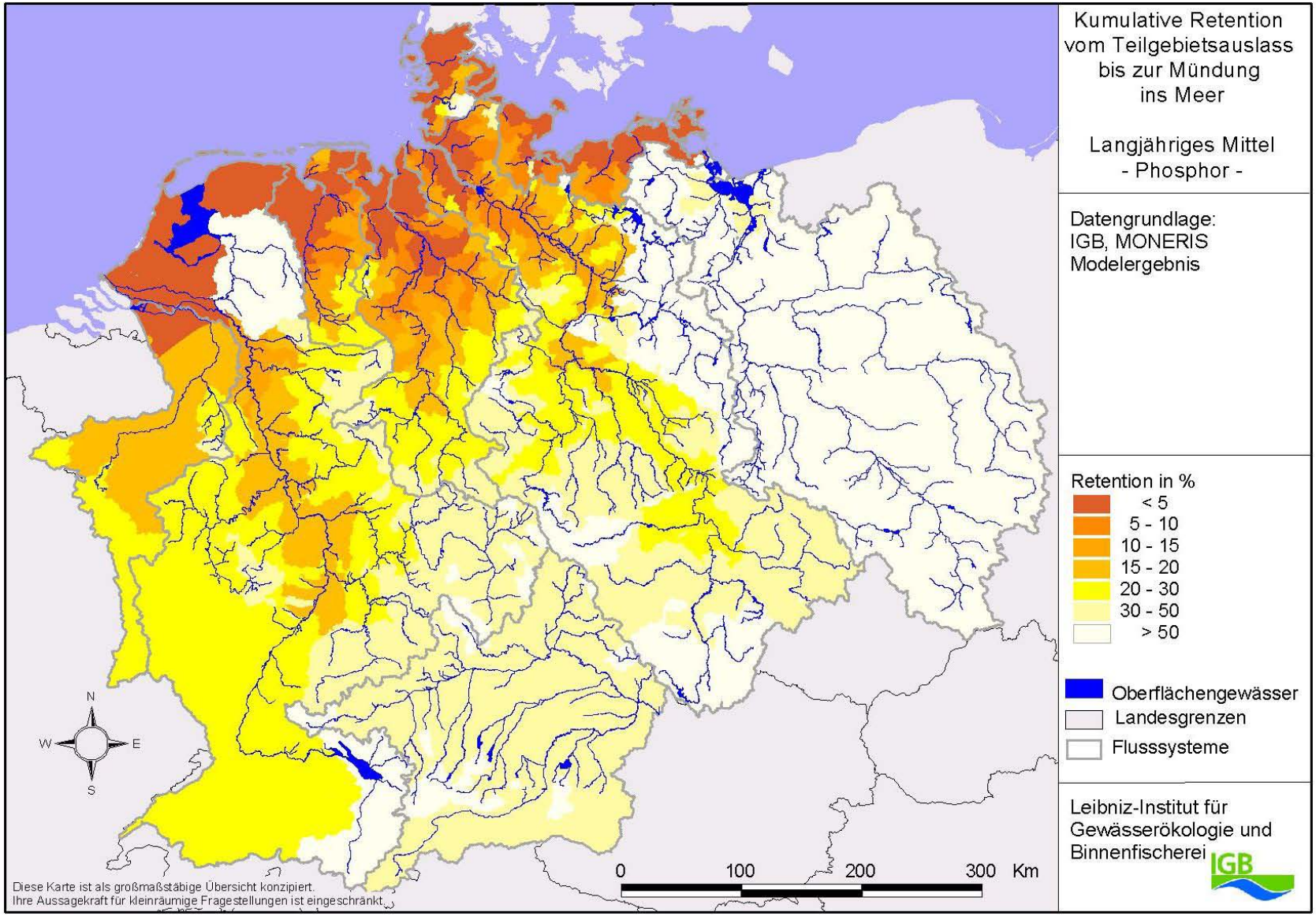


Abbildung 62: Mittlere (long term) kumulative TP-Retention vom Modellgebietsauslass bis zur Mündung ins Meer

5.3 Schwermetalle

Die Schwermetallemissionen wurden für alle betrachteten Einzeljahre (1983-2005) berechnet und anschließend zu 5-Jahreszeiträumen („1985“: 1983-1987, „1995“: 1993-1997, „2000“: 1998-2002 und „2005“: 2003-2005) aggregiert.

In Tabelle 53 sind die Gesamtemissionen sowie die punktförmigen und diffusen Anteile in die Oberflächengewässer von Deutschland für die Bilanzzeiträume 1983-1987, 1993-1997 und 2003-2005 sowie die erreichten prozentualen Minderungen zum Vergleichszeitraum 1985 dargestellt.

Tabelle 53: Gesamte Schwermetallemission und Reduktion sowie punktförmige und diffuse Anteile in die Oberflächengewässer von Deutschland für 1983-1987, 1993-1997, 1998-2002 und 2003-2005

	Emissionen in t/a				**Reduktion zu 1985**		
Metall	**1983-1987**	**1993-1997**	**1998-2002**	**2003-2005**	**bis 1995**	**bis 2000**	**bis 2005**
Punktförmige Emissionen							
Cd	30,4	6,0	4,6	4,1	-80 %	-85 %	-86 %
Cr	576,9	90,9	52,9	42,9	-84 %	-91 %	-93 %
Cu	572,2	178,8	165,6	133,7	-69 %	-71 %	-77 %
Hg	24,6	2,3	1,5	1,1	-91 %	-94 %	-95 %
Ni	336,7	134,0	111,0	85,6	-60 %	-67 %	-75 %
Pb	197,5	67,4	53,0	41,9	-66 %	-73 %	-79 %
Zn	4.184,4	1.280,0	1.008,0	935,9	-69 %	-76 %	-78 %
Diffuse Emissionen							
Cd	34,5	8,8	6,8	5,1	-75 %	-80 %	-85 %
Cr	288,2	241,2	244,9	207,0	-16 %	-15 %	-28 %
Cu	483,9	409,1	418,7	327,5	-15 %	-13 %	-32 %
Hg	6,1	2,6	2,1	1,6	-57 %	-66 %	-74 %
Ni	564,3	463,7	498,3	391,2	-18 %	-12 %	-31 %
Pb	784,2	325,6	276,0	221,1	-58 %	-65 %	-72 %
Zn	3.008,9	2.248,3	2.230,4	1.819,6	-25 %	-26 %	-40 %
Gesamtemissionen							
Cd	64,9	14,7	11,4	9,2	-77 %	-82 %	-86 %
Cr	865,1	332,1	297,8	249,9	-62 %	-66 %	-71 %
Cu	1.056,1	587,9	584,3	461,2	-44 %	-45 %	-56 %
Hg	30,7	4,9	3,6	2,7	-84 %	-88 %	-91 %
Ni	900,9	597,6	609,3	476,8	-34 %	-32 %	-47 %
Pb	981,8	393,0	329,0	263,0	-60 %	-66 %	-73 %
Zn	7.193,3	3.528,3	3.238,5	2.755,4	-51 %	-55 %	-62 %

Abbildung 63 und Abbildung 64 zeigen die relative Bedeutung der einzelnen Eintragspfade an den gesamten Schwermetallemissionen in die Oberflächengewässer Deutschlands für die entsprechenden Bilanzzeiträume.

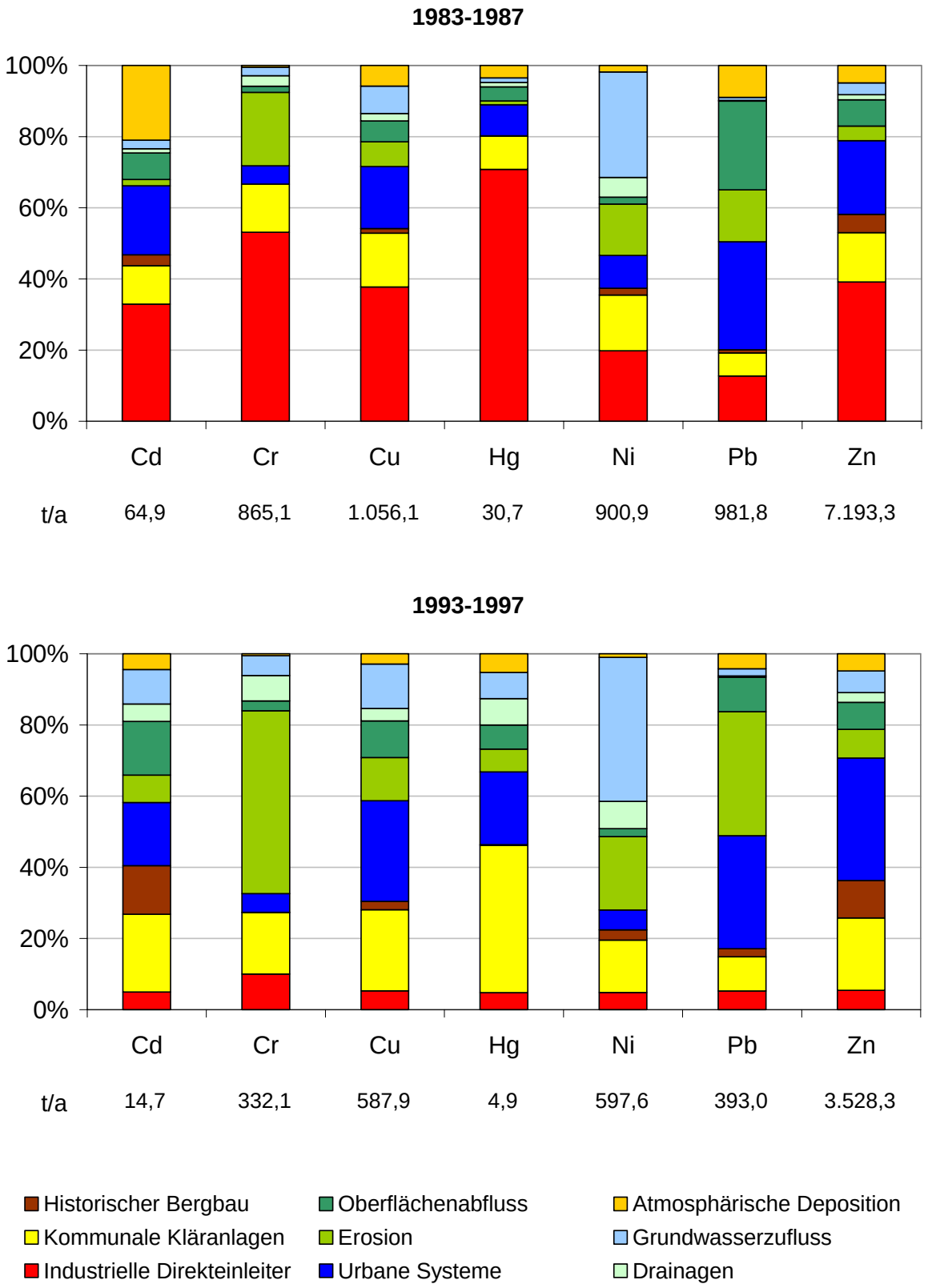


Abbildung 63: Relative Bedeutung der Eintragspfade an den Schwermetallemissionen in die Oberflächengewässer Deutschlands in den Bilanzzeiträumen 1983-1987 und 1993-1997

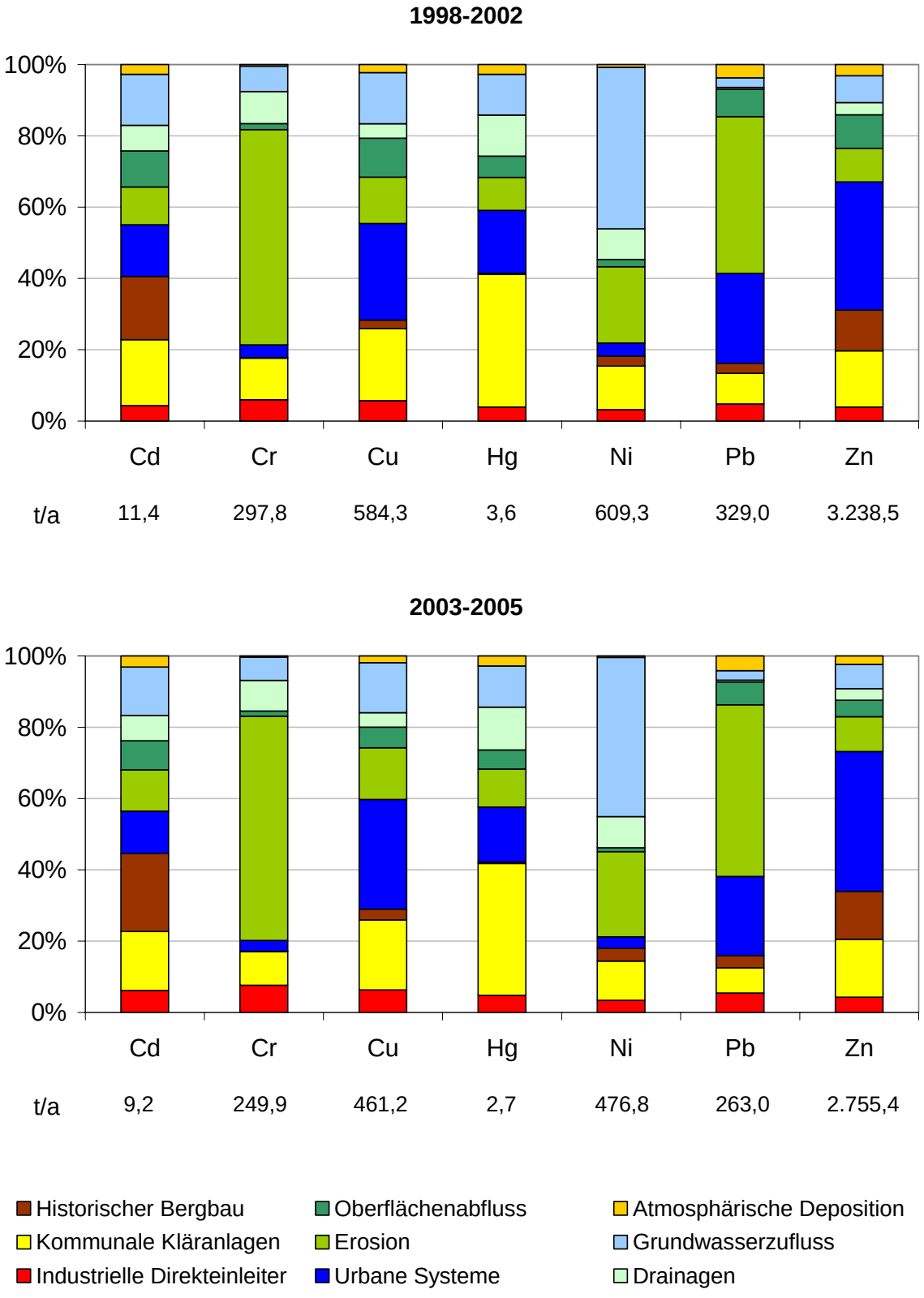


Abbildung 64: Relative Bedeutung der Eintragspfade an den Schwermetallemissionen in die Oberflächengewässer Deutschlands in den Bilanzzeiträumen 1998-2002 und 2003-2005

5.3.1 Gesamtbetrachtung der Schwermetallemissionen aus Deutschland von 1985-2005

Im Bilanzzeitraum 1983-1987 wird der Großteil der Emissionen durch punktförmige Eintragspfade, insbesondere industrielle Direkteinleitungen, verursacht. Für Cr, Cu, Hg und Zn liegen die Anteile der punktförmigen Eintragspfade zwischen 54 % (Cu) und 80 % (Hg). Für Cd stammen etwa jeweils die Hälfte der Einträge aus punktförmigen (47 %) und diffusen (53 %) Quellen. Der bedeutendste Eintragspfad mit einem Anteil von 33 % an der Gesamtemission stellen für Cd industrielle Direkteinleitungen dar. Emissionen aus diffusen Quellen überwiegen lediglich für die Metalle Pb (80 %) und Ni (63 %). Haupteintragspfad für Pb sind mit 30 % an der Gesamtemission die urbanen Systeme (Kanalisationen und nicht angeschlossene Einwohner). Für Ni stammt der größte Anteil (30 %) aus dem Grundwasserzufluss (Tabelle 53, Abbildung 63, Abbildung 64).

Von 1985 bis 2005 wurden die Schwermetalleinträge aus Punktquellen erheblich gesenkt. Hauptsächlich aufgrund der Reduzierung der industriellen Direkteinträge ergeben sich Minderungsraten zwischen 75 % für Ni und 95 % für Hg, wobei ein Großteil der Reduktion bereits bis zur Mitte der 1990er Jahre stattgefunden hat (Tabelle 53). Als Ursachen hierfür sind eine verbesserte Abwasserbehandlung, der Anschluss von Direkteinleitern an die öffentliche Kanalisation, die Abwanderung abwasserintensiver Branchen (z. B. Textilindustrie, Ledergerbung), eine Verringerung des Wasserverbrauchs durch Kreislaufführung und vor allem der seit 1990 vollzogene massive Industrierückbau durch Schließung zahlreicher Betriebe in den Neuen Ländern zu nennen. Heute liegt der Anteil von industriellen Direkteinleitern an der Gesamtemission für alle Metalle im Mittel unter 10 % (Abbildung 64).

Auch für Emissionen aus kommunalen Kläranlagen wurde eine bedeutende Minderung von 1985 bis 2005 erreicht, die zwischen 43 % für Cu und 80 % für Cr liegt. Gründe hierfür sind Maßnahmen im Bereich der Einzugsgebiete (Indirekteinleiter, Verminderung der Schwermetallkonzentration im Niederschlagsabfluss von befestigten Flächen durch eine geringere atmosphärische Deposition) sowie der Ausbau kommunaler Kläranlagen. Durch die weitergehende Nährstoffelimination wurde auch der durchschnittliche Wirkungsgrad für die Eliminierung der Schwermetalle verbessert. Insbesondere die biologische Abwasserreinigung und die Phosphatfällung führen zu höheren Abscheidegraden für Schwermetalle (FUCHS ET AL., 2002). Mit Ausnahme von Cd stellen Emissionen aus kommunalen Kläranlagen heute den bedeutendsten punktförmigen Eintragspfad dar.

Die Emissionen von historischen Bergbauaktivitäten wurden über den gesamten betrachteten Zeitraum als konstant angenommen. Insbesondere für Cd und Zn ergibt sich im Bilanzzeitraum 2003-2005 ein nennenswerter Anteil an den Gesamtemissionen von 22 % für Cd und 14 % für Zn. Für Cd sind Emissionen aus historischen Bergbauaktivitäten die bedeutendste Punktquelle. Wie bereits in Abschnitt 4.2.1.3 beschrieben, muss jedoch davon ausgegangen werden, dass die Emissionen aus diesem Bereich in der Realität noch höher sind, da nicht alle Einträge erfasst werden konnten.

Durch den Rückgang der punktförmigen Emissionen wird seit der Mitte der 1990er Jahre ein Großteil der Schwermetallemissionen in die Oberflächengewässer von Deutschland durch diffuse Quellen verursacht. Im Bilanzzeitraum 2003-2005 liegt der Anteil der diffusen Emissionen zwischen 55 % für Cd und 84 % für Pb.

Die direkte atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche macht im Bilanzzeitraum 2003-2005 für alle Metalle im Mittel für Deutschland weniger als 5 % an der Gesamtemission in die Oberflächengewässer aus. Die Reduktionsraten für diesen Eintragspfad seit 1985 liegen zwischen 82 % (Cr, Zn) und 98 % (Cd) aufgrund der verbesserten Abgasreinigung von industriellen Emissionen in die Atmosphäre und der Einführung von bleifreiem Benzin (vgl. Abschnitt 4.2.2.1). Die Verminderung der atmosphärischen Depositionsraten ist insbesondere auch für Eintragspfade von Bedeutung, die durch Niederschlagsabflussprozesse an der Oberfläche gekennzeichnet sind, wie urbane Systeme und Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen.

Emissionen aus urbanen Systemen stellen für Cu und Zn im Bilanzzeitraum 2003-2005 mit einem Anteil von 31 % für Cu bzw. 39 % für Zn den bedeutendsten Eintragspfad dar. Auch für Cd, Hg und Pb sind Einträge aus urbanen Systemen mit einem Anteil zwischen 12 % (Cd) und 22 % (Pb) an den Gesamtemissionen von Bedeutung. Von 1985-2005 wurde für Cd, Cr, Hg, Ni und Pb eine drastische Minderung der Emissionen aus urbanen Systemen von mindestens 80 % erzielt. Dies ist hauptsächlich durch die bereits dargestellte Reduzierung der atmosphärischen Depositionsrate zu erklären. Für Cu und Zn ist die Abnahme hingegen deutlich geringer und liegt für den Zeitraum 1985-2005 bei 23 % für Cu bzw. 27 % für Zn. Die Hauptquellen für die Freisetzung von Cu und Zn im urbanen Bereich stellen die Korrosion von metallischen Oberflächen (Dächer und Regenrinnen sowie verzinkte Produkte) und der Fahrzeugverkehr (Abrieb von Reifen und Bremsbelägen) dar (vgl. Abschnitt 4.2.2.6). Von HILLENBRAND ET AL. (2005) wurden mit einer quellenspezifischen Herangehensweise die Einträge von Cu, Pb und Zn aus urbanen Gebieten in die Oberflächengewässer Deutschlands ermittelt. Abbildung 65 zeigt das Ergebnis der berechneten quellenspezifischen Emissionen aus Regenwasserkanälen nach HILLENBRAND ET AL. (2005) im Vergleich zu dem mit MONERIS berechneten Gesamteintrag aus Regenwasserkanälen in Deutschland.

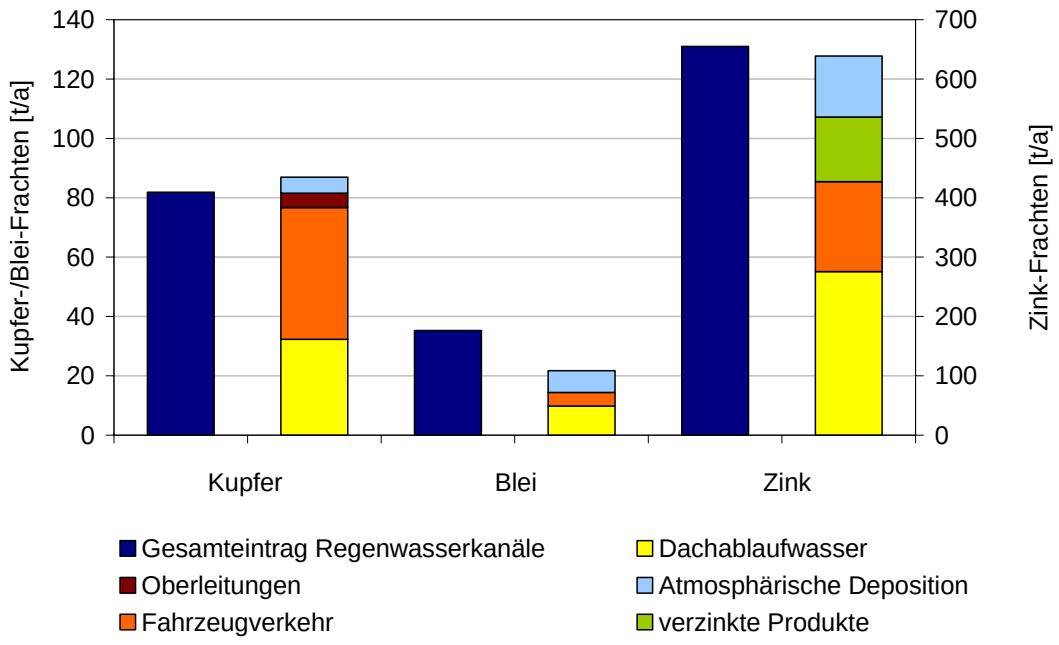


Abbildung 65: Vergleich der berechneten Emissionen aus Regenwasserkanälen für Kupfer, Blei und Zink mit der quellenspezifischen Emissionsbetrachtung nach HILLENBRAND ET AL. (2005)

Obwohl beide dargestellten Ergebnisse zu den Frachten aus Regenwasserkanälen auf unterschiedliche Eingangsdaten und Berechnungsmethoden zurückgreifen zeigt sich eine sehr gute Übereinstimmung. Die quellenspezifische Frachtberechnung unterstreicht die Bedeutung der Korrosion von metallischen Oberflächen und des Fahrzeugverkehrs für die Emissionen der drei Metalle aus urbanen Systemen. Für Cu und Zn, sowie inzwischen auch für Pb, spielt die atmosphärische Deposition nur eine untergeordnete Rolle für die Schmutzstoffbelastung versiegelter urbaner Flächen.

Emissionen durch Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen werden maßgeblich durch die Schwermetallkonzentration im Niederschlag bestimmt. Entsprechend wurden auch für diesen Eintragspfad hohe Minderungsraten von 82 % (Cr, Zn) und 98 % (Cd) erreicht. Der Beitrag an der Gesamtemission durch Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen liegt für den Bilanzierungszeitraum 2003-2005 zwischen 1 % für Ni und 8 % für Cd. Neben den im Niederschlag enthaltenen Schwermetallen können von unbefestigten Flächen weiterhin Düngemittel abgeschwemmt werden (vgl. Abschnitt 4.2.2.3). Der aus der Abschwemmung von Düngemitteln resultierende Frachtanteil an der Emission durch Oberflächenabfluss liegt im aktuellen Bilanzzeitraum für Cd, Hg, Ni und Pb unter 15 %. Für Cr werden 48 % der aus dem Oberflächenabfluss resultierenden Fracht durch die Abschwemmung von Düngemitteln verursacht. Dies liegt hauptsächlich an der geringen Bedeutung der atmosphärischen Deposition im Vergleich zu Einträgen aus anderen Herkunftsbereichen. Für Zn wurde ein Anteil von 22 % und für Cu von 29 % ermittelt. Besonders Schweinegüllen weisen sehr hohe Cu- und Zn-Gehalte auf, deren Ursache in mit Cu und Zn angereichertem Mineralfutter zu sehen ist.

Für die Metalle Cr und Pb ist die Erosion im Bilanzzeitraum 2003-2005 mit einem Anteil von 63 % (Cr) und 48 % (Pb) an der Gesamtemission der bedeutendste Eintragspfad. Für Ni liegt der Anteil bei 24 % und für die restlichen Metalle bei etwa 10 % an der Gesamtemission. Die Einträge durch Erosion haben sich über den gesamten betrachteten Zeitraum nur geringfügig geändert, wobei das Niederschlagsgeschehen die Haupteinflussgröße darstellt. So ist für den niederschlagsreichen Zeitraum 1998-2002 eine Zunahme und für den niederschlagsarmen Zeitraum 2003-2005 eine Abnahme des Erosionsgeschehens im Vergleich zu 1983-1987 festzustellen.

Emissionen aus dem Eintragspfad Grundwasserzufluss sind insbesondere für Ni von Bedeutung. Im Bilanzjahr 2003-2005 resultieren 45 % der Ni-Emissionen aus dem Grundwasser. Für die anderen Metalle liegt der Anteil an der Gesamtemission zwischen 3 % (Pb) und 14 % (Cu, Cd). Auch für diesen Eintragspfad werden Änderungen über den betrachteten Zeitraum von 1985 bis 2005 maßgeblich von der Hydrologie beeinflusst.

Der Beitrag der Dränagen liegt für alle Metalle mit Ausnahme von Hg unter 10 % an der Gesamtemission. Für Hg wurde ein Anteil von 12 % berechnet, der jedoch mit großen Unsicherheiten behaftet ist, da nur Messwerte im Sickerwasser unterhalb der Bestimmungsgrenze vorlagen und deshalb die halbe Bestimmungsgrenze verwendet wurde (Abschnitt 4.1.2.5).

In Abbildung 66 ist grafisch die Gesamtemissionen für die vier Bilanzzeiträume dargestellt, wobei zwischen punktförmigen und diffusen Eintragspfaden unterschieden wurde (Daten aus Tabelle 53). Für die diffusen Eintragspfade variiert die berechnete Minderung über den gesamten betrachteten Zeitraum zwischen 28 % für Cr und 85 % für Cd. Generell lässt sich feststellen, dass die Hauptursache für eine Reduktion der diffusen Emissionen in der Ab-

nahme der atmosphärischen Depositionsrate begründet ist. Metalle bei denen die diffusen Emissionen im Bilanzzeitraum 1983-1987 überwiegend durch Eintragspfade verursacht werden, bei denen die atmosphärische Deposition die Hauptbelastungsquelle darstellt (direkte Deposition auf die Gewässeroberfläche, Oberflächenabfluss von unbefestigten und urbanen Flächen) wie Cd, Hg und Pb weisen deshalb die höchsten Reduktionsraten auf. Die Emission der bedeutenden diffusen Eintragspfade für Cr (Erosion), Ni (Grundwasserzufluss) sowie Cu und Zn (urbane Systeme) wurden wie bereits beschrieben kaum vermindert.

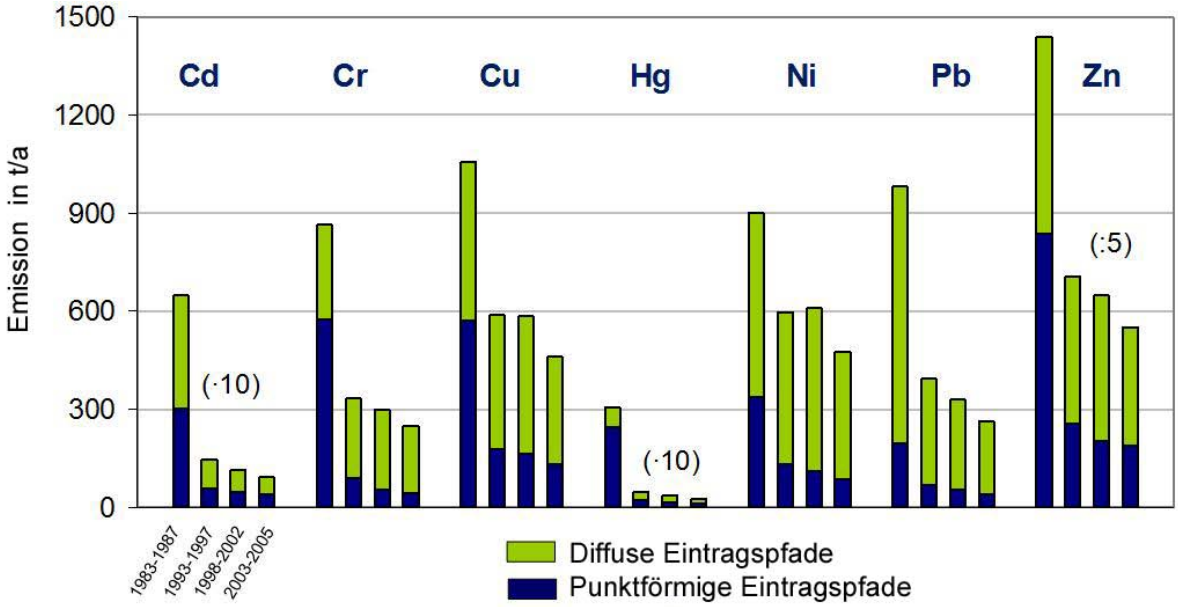


Abbildung 66: Reduktion der punktförmigen und diffusen Schwermetallemissionen in die Oberflächengewässer Deutschlands für 1985, 1995, 2000 und 2005.

Der Rückgang der gesamten Schwermetallemissionen aus Deutschland in die Oberflächengewässer von 1985 bis 2005 liegt in Abhängigkeit von dem betrachteten Metall zwischen 47 % für Ni und 91 % für Hg (Tabelle 53 und Abbildung 66).

5.3.2 Regionale Bedeutung der Eintragspfade

Abbildung 67 bis Abbildung 80 zeigen die räumliche Verteilung der Schwermetallbelastung in den Teilgebieten sowie die Bedeutung der Eintragspfade in den Flussgebietseinheiten für den aktuellen Bilanzzeitraum 2003-2005. In Tabelle 54 bis Tabelle 60 sind für alle Metalle die punktförmigen und diffusen Emissionen für die vier Bilanzzeiträume und die Flussgebietseinheiten dargestellt.

Im Bilanzzeitraum 2003-2005 stellen die Emissionen für Cd aus historischen Bergbauaktivitäten mit 22 % im Mittel für Deutschland den bedeutendsten Eintragspfad dar. Der überwiegende Teil der bisher erfassten Emissionen aus diesem Eintragspfad resultiert dabei aus dem Erzgebirge und macht in die Flussgebietseinheit der Elbe 56 % an den Gesamtemissionen aus.

Die Erosion stellt für Cr den bedeutendsten Eintragspfad dar. Belastungsschwerpunkte liegen somit im Bereich der Alpen und der ackerbaulich genutzten Mittelgebirgsregionen. Die

Belastungsschwerpunkte an der Elbemündung sowie in Hamburg und Berlin resultieren aus industriellen Direkteinleitungen und kommunalen Kläranlangen.

Cadmium

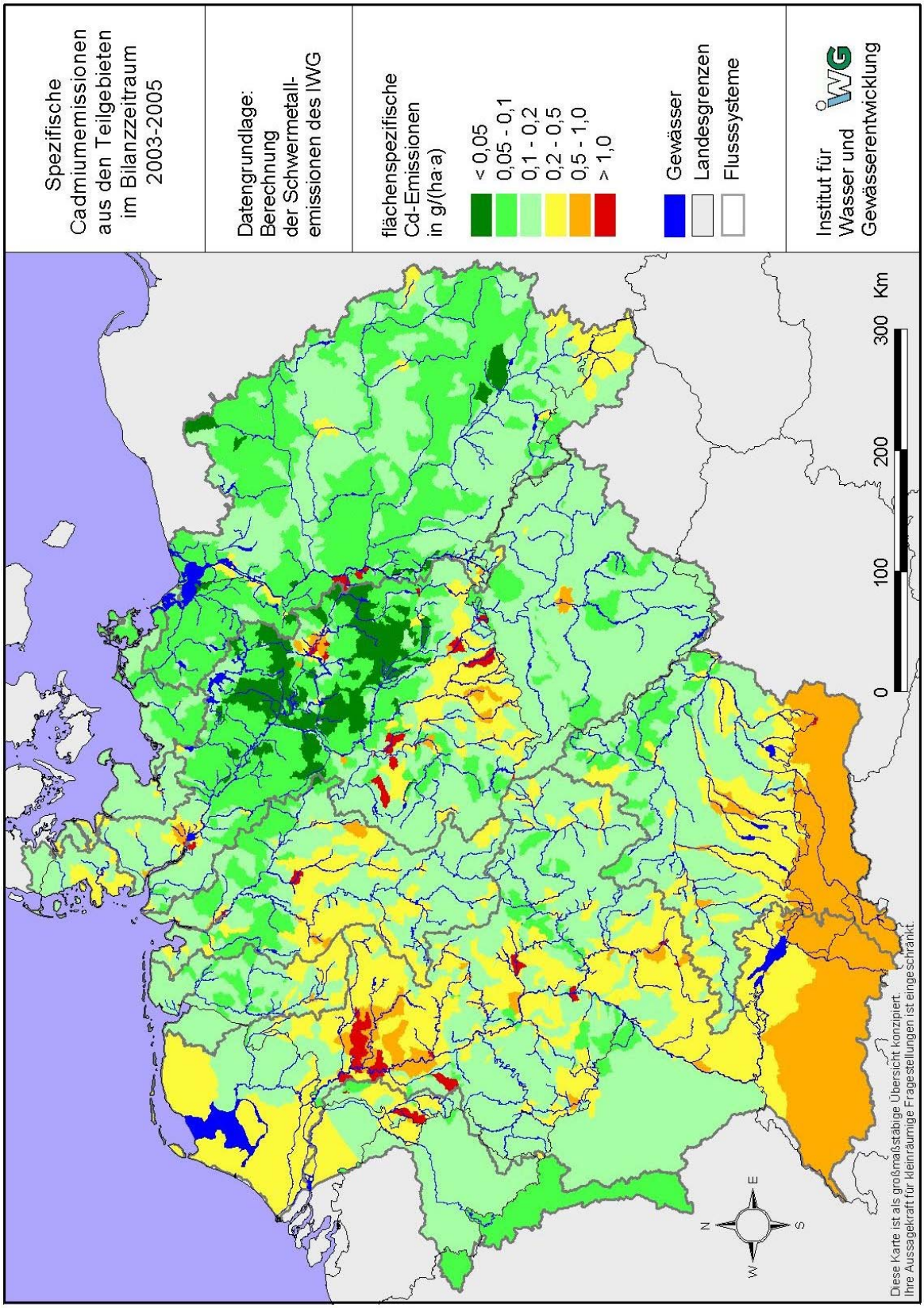


Abbildung 67: Flächenspezifische Cd-Emissionen in die Oberflächengewässer der Teilgebiete im Zeitraum 2003-2005

Tabelle 54: Punktförmige und diffuse Cadmiumemissionen aus Deutschland in die Flussgebietseinheiten und Meere 1983-1987, 1993-1997, 1998-2002 und 2003-2005

Cadmium	**Punktförmige Emissionen in t/a**				**Diffuse Emissionen in t/a**			
Zeitraum	**83-87**	**93-97**	**98-02**	**03-05**	**83-87**	**93-97**	**98-02**	**03-05**
Donau	0,44	0,29	0,24	0,19	3,09	1,70	1,32	0,98
Rhein	4,60	2,17	1,55	1,23	6,26	3,03	2,41	1,72
Maas	0,13	0,06	0,05	0,07	0,22	0,09	0,07	0,05
Ems	0,13	0,07	0,06	0,04	0,54	0,31	0,22	0,18
Weser	1,64	0,36	0,25	0,18	2,43	1,14	0,88	0,68
Elbe	23,01	2,87	2,41	2,35	14,20	1,82	1,35	1,09
Oder	0,10	0,04	0,03	0,05	4,30	0,20	0,13	0,11
Eider	0,01	0,00	0,00	0,00	0,23	0,12	0,11	0,09
Schlei/Trave	0,02	0,01	0,01	0,00	0,39	0,15	0,11	0,09
Warnow/Peene	0,29	0,08	0,01	0,00	2,85	0,22	0,16	0,14
Nordsee	29,51	5,54	4,32	3,87	23,87	6,51	5,04	3,81
Ostsee	0,41	0,13	0,05	0,05	7,54	0,57	0,40	0,33
Schwarzes Meer	0,44	0,29	0,24	0,19	3,09	1,70	1,32	0,98
Deutschland	30,37	5,96	4,61	4,11	34,50	8,77	6,76	5,12

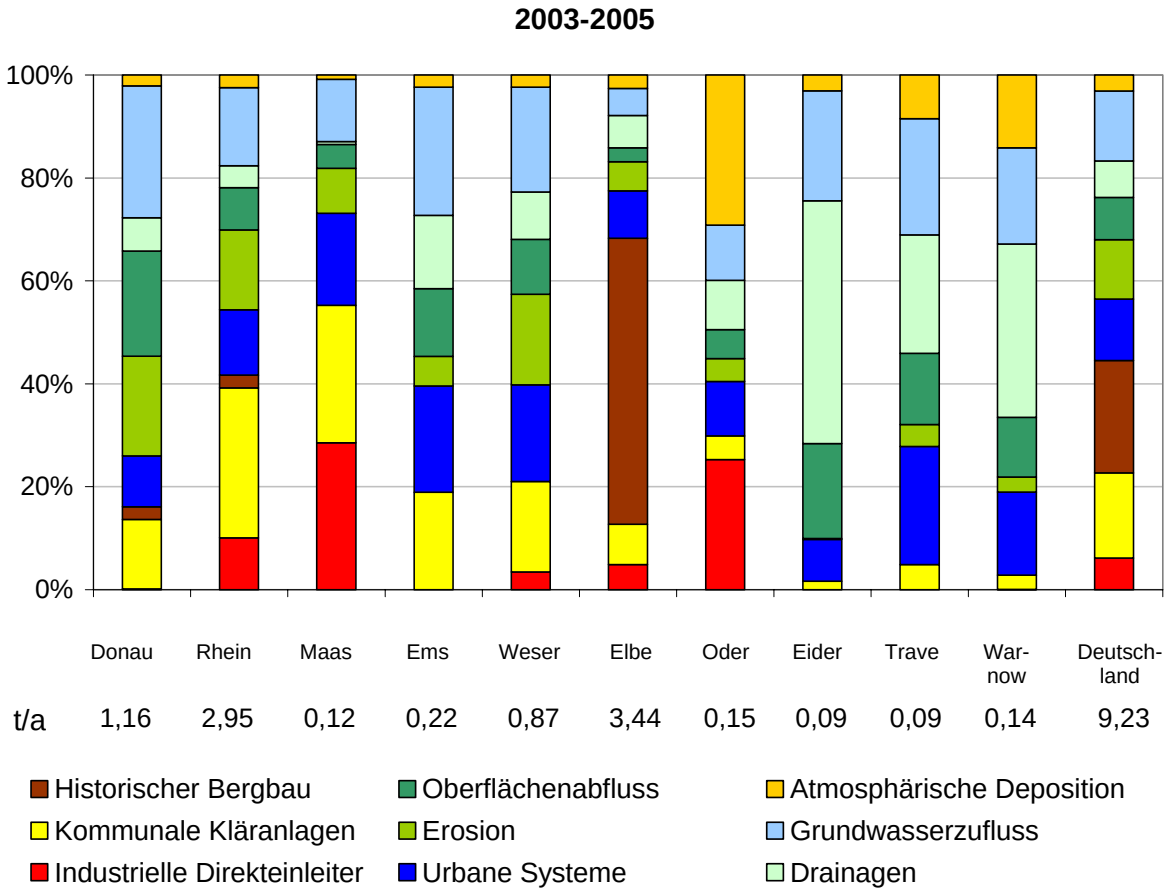


Abbildung 68: Relative Bedeutung der Eintragspfade an den Cadmiumemissionen in die Flussgebietseinheiten Deutschlands im Bilanzzeitraum 2003-2005

Chrom

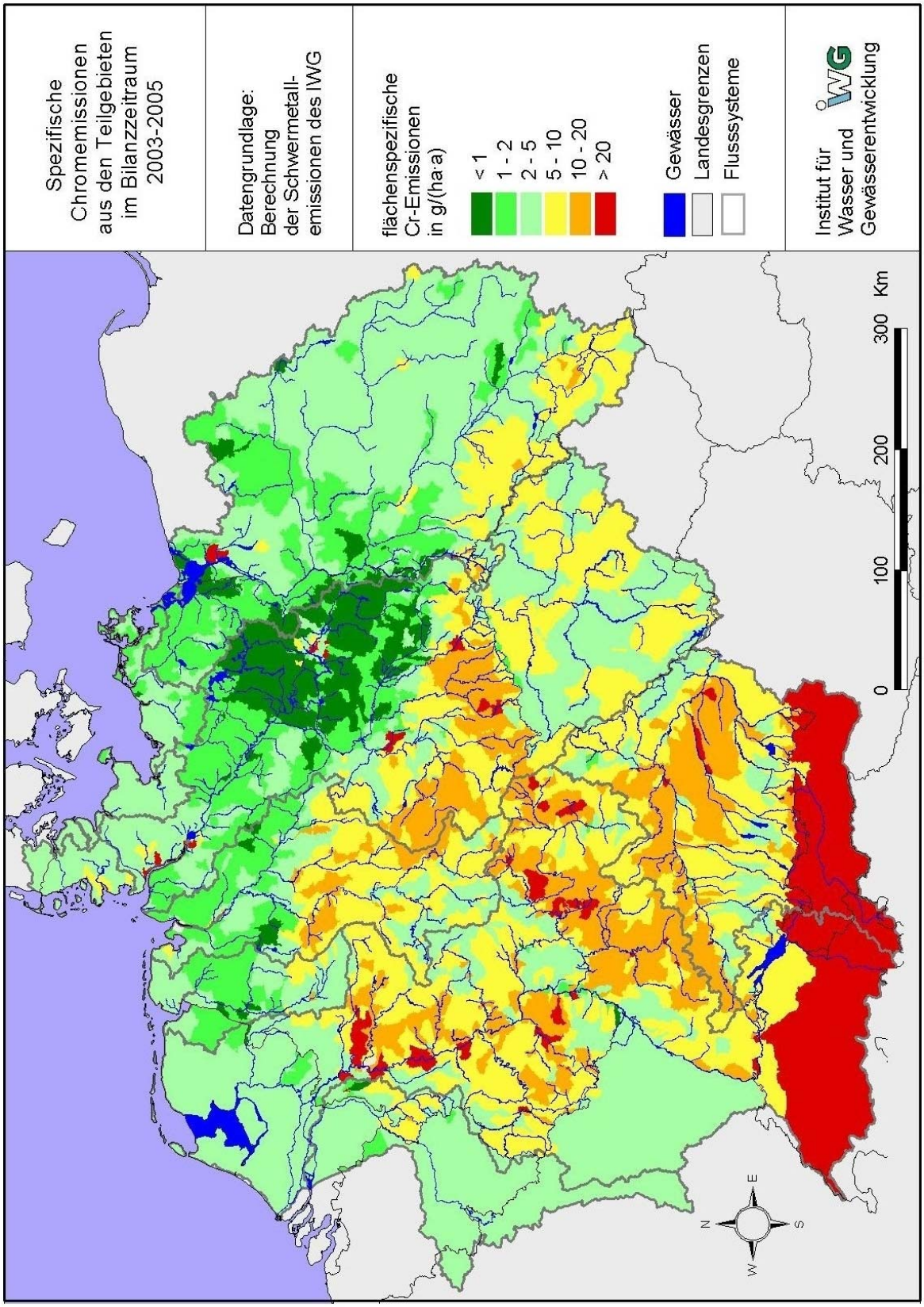


Abbildung 69: Flächenspezifische Cr-Emissionen in die Oberflächengewässer der Teilgebiete im Zeitraum 2003-2005

Tabelle 55: Punktförmige und diffuse Chromemissionen aus Deutschland in die Flussgebietseinheiten und Meere 1983-1987, 1993-1997, 1998-2002 und 2003-2005

Chrom	**Punktförmige Emissionen in t/a**				**Diffuse Emissionen in t/a**			
Zeitraum	**83-87**	**93-97**	**98-02**	**03-05**	**83-87**	**93-97**	**98-02**	**03-05**
Donau	8,29	6,55	5,21	2,26	66,19	60,98	62,49	53,52
Rhein	248,02	54,79	32,60	24,66	114,93	94,28	97,91	80,56
Maas	2,99	1,34	0,77	0,57	2,17	1,40	1,38	1,17
Ems	2,28	1,53	1,00	0,63	5,04	4,00	3,84	3,27
Weser	30,23	10,40	5,32	5,99	30,27	25,40	26,07	22,18
Elbe	263,29	15,34	7,56	8,46	56,13	45,69	43,66	38,41
Oder	19,16	0,34	0,24	0,21	3,32	2,02	1,85	1,53
Eider	0,75	0,09	0,03	0,02	2,66	2,02	2,30	1,89
Schlei/Trave	0,26	0,15	0,07	0,05	2,86	2,11	2,10	1,74
Warnow/Peene	1,58	0,36	0,08	0,04	4,64	3,29	3,32	2,76
Nordsee	547,58	83,49	47,28	40,33	211,21	172,80	175,15	147,47
Ostsee	21,00	0,85	0,39	0,31	10,83	7,42	7,26	6,03
Schwarzes Meer	8,29	6,55	5,21	2,26	66,19	60,98	62,49	53,52
Deutschland	576,87	90,89	52,88	42,89	288,22	241,21	244,90	207,02

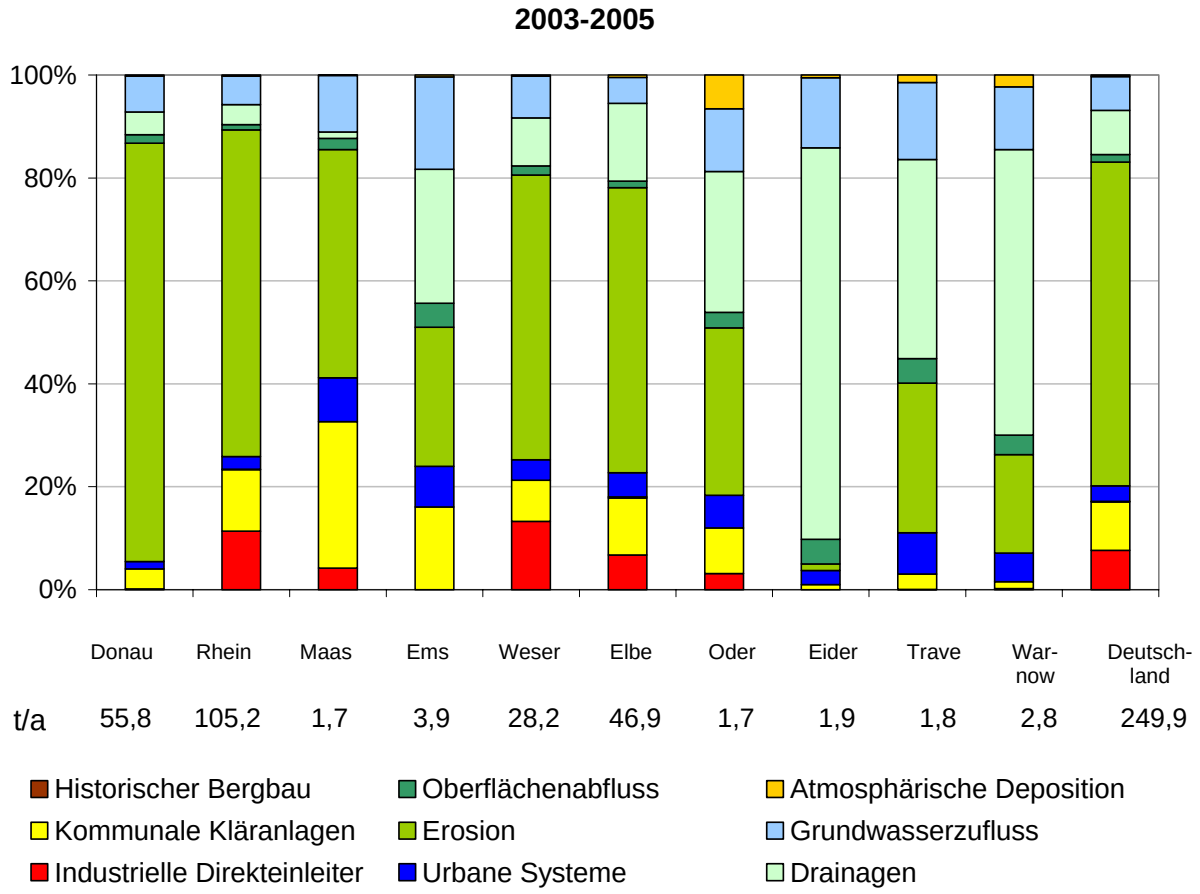


Abbildung 70: Relative Bedeutung der Eintragspfade an den Chromemissionen in die Flussgebietseinheiten Deutschlands im Bilanzzeitraum 2003-2005

Kupfer

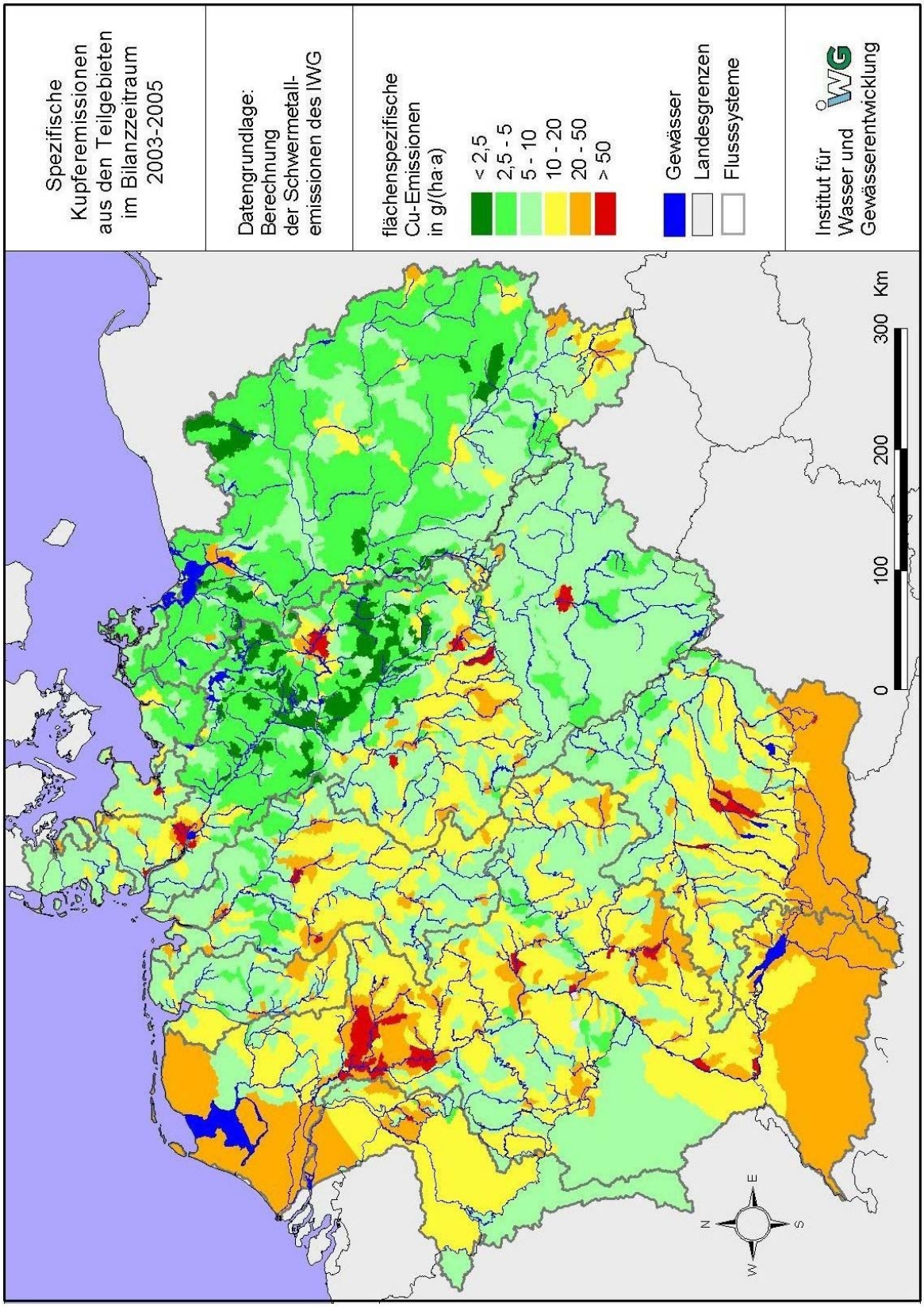


Abbildung 71: Flächenspezifische Cu-Emissionen in die Oberflächengewässer der Teilgebiete im Zeitraum 2003-2005

Tabelle 56: Punktförmige und diffuse Kupferemissionen aus Deutschland in die Flussgebietseinheiten und Meere 1983-1987, 1993-1997, 1998-2002 und 2003-2005

Kupfer	**Punktförmige Emissionen in t/a**				**Diffuse Emissionen in t/a**			
Zeitraum	**83-87**	**93-97**	**98-02**	**03-05**	**83-87**	**93-97**	**98-02**	**03-05**
Donau	21,6	18,5	16,8	11,7	80,2	74,7	80,3	57,0
Rhein	185,9	110,6	103,2	85,2	181,5	150,5	156,8	116,3
Maas	3,8	3,1	3,1	2,2	6,2	4,9	5,0	4,2
Ems	3,9	3,3	3,2	3,0	14,2	13,8	13,5	11,4
Weser	25,5	12,1	9,6	7,7	56,9	53,4	54,0	44,6
Elbe	326,7	27,4	26,7	21,3	98,9	85,6	82,4	72,1
Oder	0,4	0,5	0,5	0,7	17,9	6,9	6,4	5,1
Eider	1,6	0,7	0,4	0,3	5,5	4,3	5,1	4,0
Schlei/Trave	2,3	1,9	1,3	0,9	8,2	6,5	6,6	5,5
Warnow/Peene	0,6	0,7	0,7	0,7	14,4	8,7	8,7	7,3
Nordsee	547,3	157,3	146,2	119,7	363,2	312,3	316,7	252,6
Ostsee	3,3	3,1	2,5	2,2	40,5	22,1	21,7	17,9
Schwarzes Meer	21,6	18,5	16,8	11,7	80,2	74,7	80,3	57,0
Deutschland	572,2	178,8	165,6	133,7	483,9	409,1	418,7	327,5

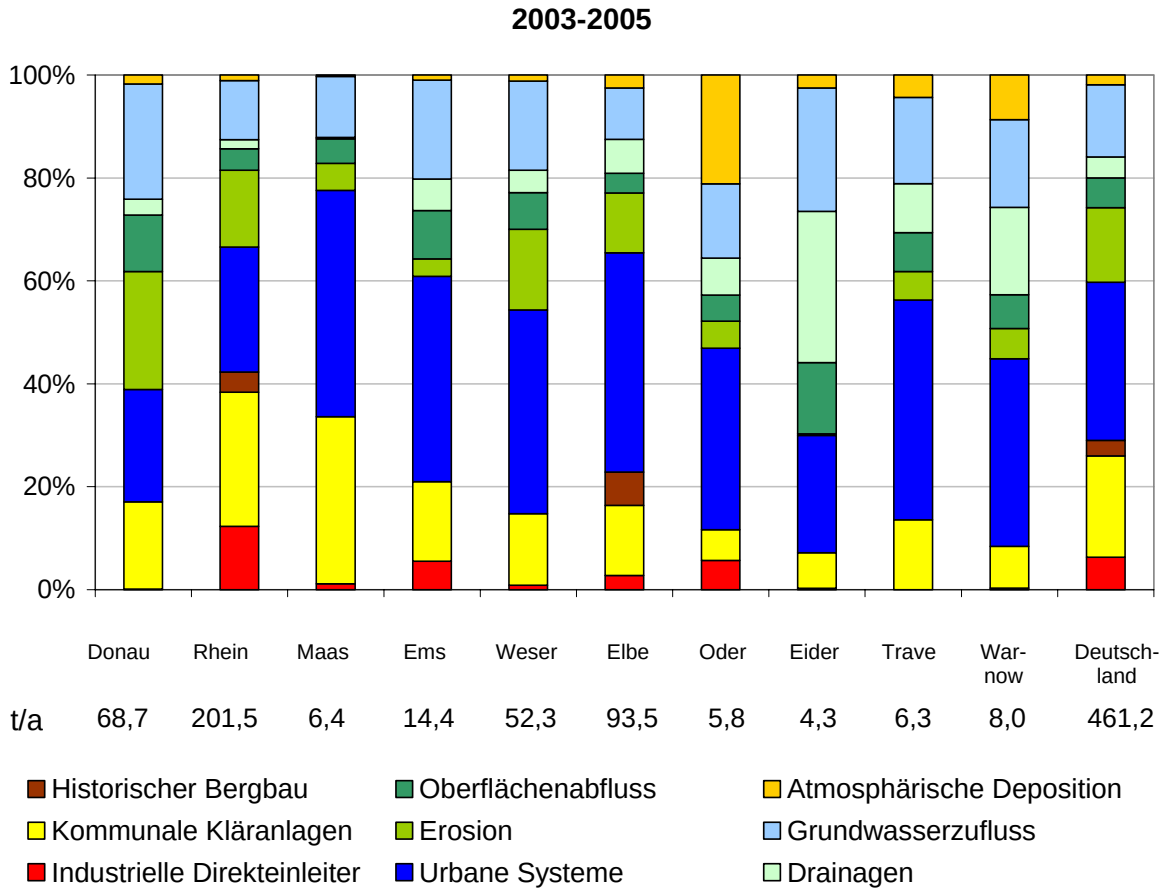


Abbildung 72: Relative Bedeutung der Eintragspfade an den Kupferemissionen in die Flussgebietseinheiten Deutschlands im Bilanzzeitraum 2003-2005

Quecksilber

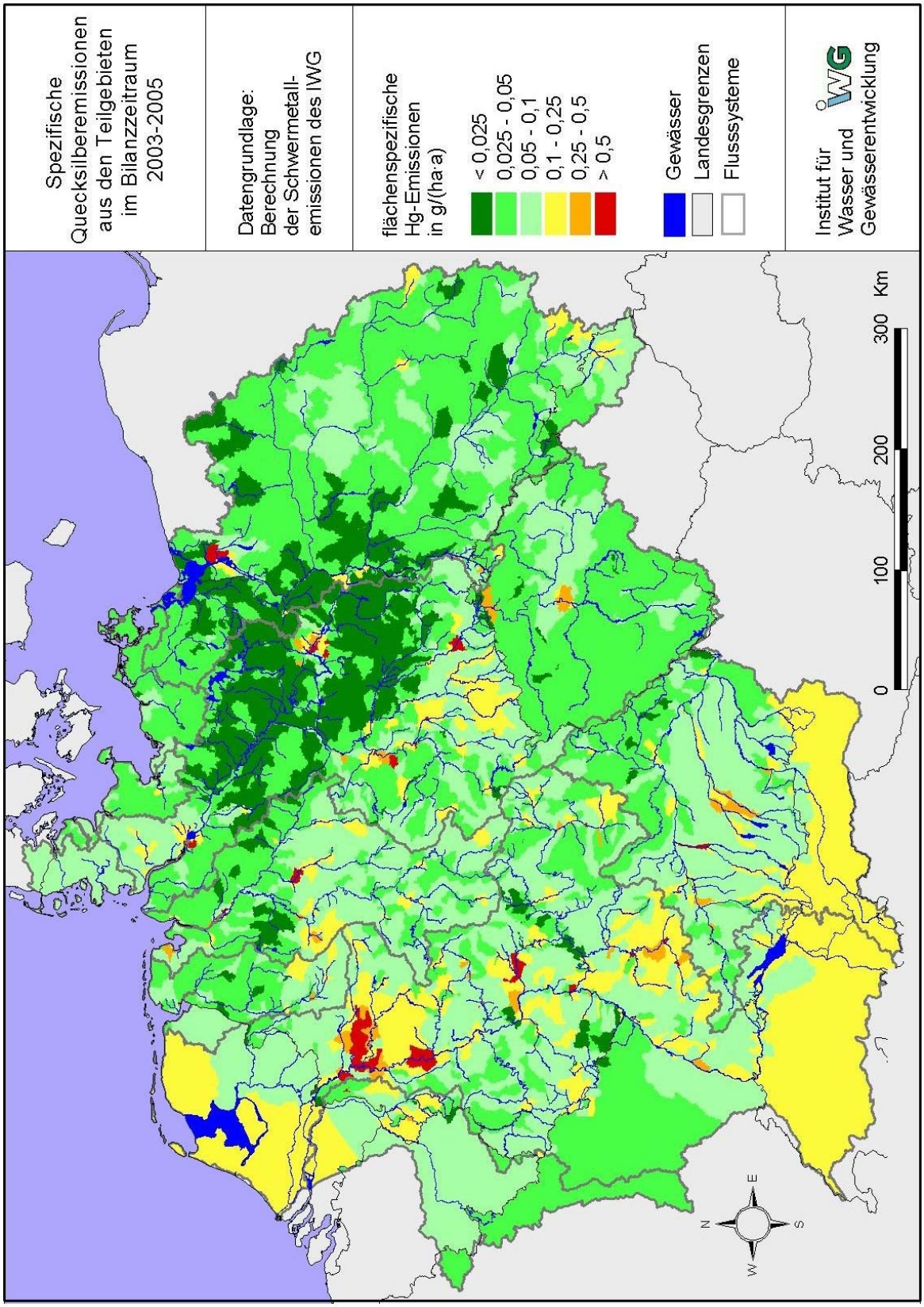


Abbildung 73: Flächenspezifische Hg-Emissionen in die Oberflächengewässer der Teilgebiete im Zeitraum 2003-2005

Tabelle 57: Punktförmige und diffuse Quecksilberemissionen aus Deutschland in die Flussgebietseinheiten und Meere 1983-1987, 1993-1997, 1998-2002 und 2003-2005

Quecksilber	**Punktförmige Emissionen in t/a**				**Diffuse Emissionen in t/a**			
Zeitraum	**83-87**	**93-97**	**98-02**	**03-05**	**83-87**	**93-97**	**98-02**	**03-05**
Donau	0,296	0,212	0,149	0,133	0,924	0,429	0,375	0,280
Rhein	2,246	1,255	0,827	0,653	2,001	0,870	0,733	0,519
Maas	0,055	0,038	0,028	0,029	0,070	0,027	0,021	0,015
Ems	0,072	0,052	0,038	0,027	0,170	0,084	0,068	0,054
Weser	0,491	0,256	0,163	0,108	0,651	0,311	0,254	0,196
Elbe	21,380	0,407	0,258	0,186	1,541	0,637	0,462	0,367
Oder	0,008	0,006	0,006	0,006	0,288	0,080	0,040	0,031
Eider	0,014	0,004	0,001	0,001	0,079	0,039	0,042	0,034
Schlei/Trave	0,013	0,009	0,004	0,003	0,109	0,045	0,037	0,029
Warnow/Peene	0,020	0,013	0,003	0,002	0,229	0,083	0,059	0,048
Nordsee	24,258	2,013	1,315	1,003	4,512	1,968	1,578	1,186
Ostsee	0,041	0,028	0,013	0,011	0,626	0,209	0,136	0,108
Schwarzes Meer	0,296	0,212	0,149	0,133	0,924	0,429	0,375	0,280
Deutschland	24,596	2,253	1,477	1,147	6,062	2,606	2,089	1,573

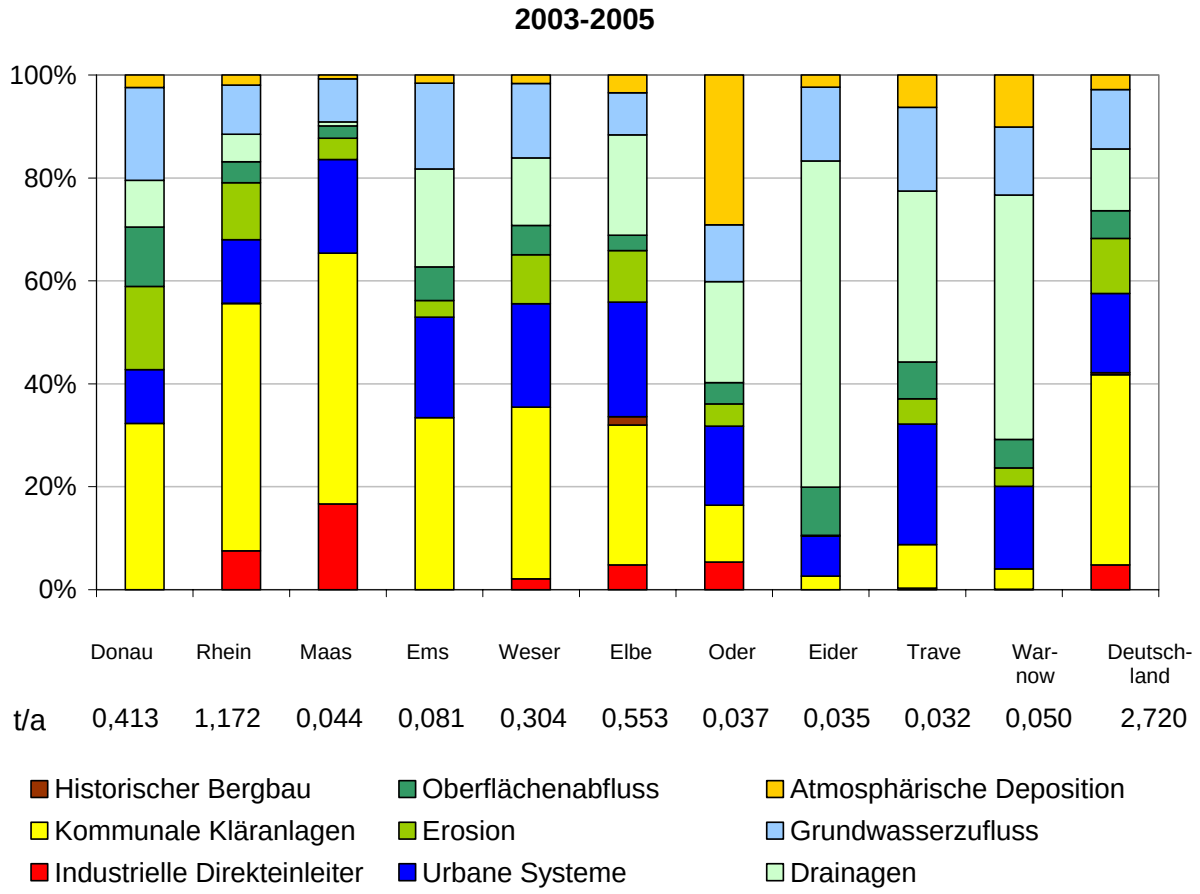


Abbildung 74: Relative Bedeutung der Eintragspfade an den Quecksilberemissionen in die Flussgebietseinheiten Deutschlands im Bilanzzeitraum 2003-2005

Nickel

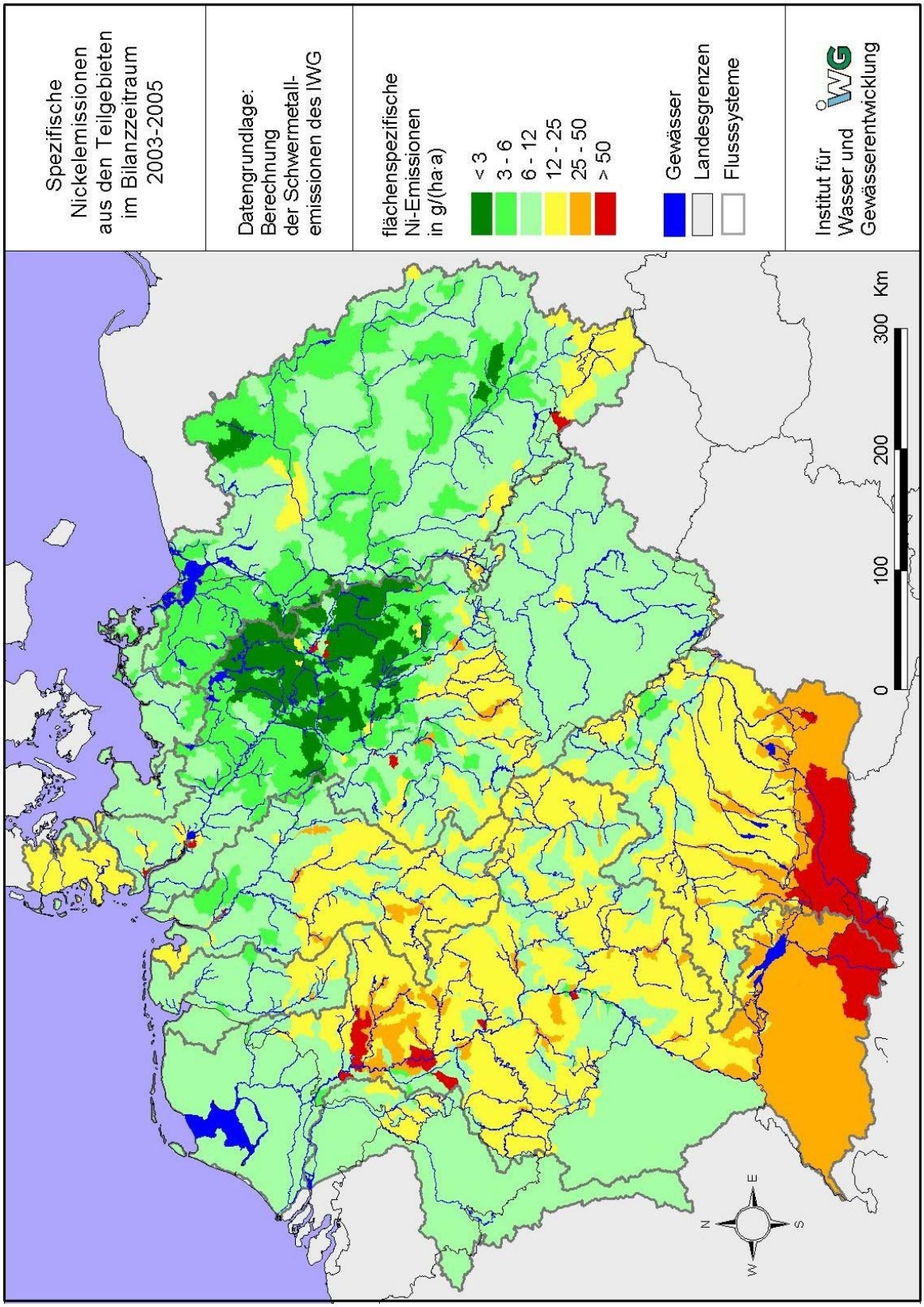


Abbildung 75: Flächenspezifische Ni-Emissionen in die Oberflächengewässer der Teilgebiete im Zeitraum 2003-2005

Tabelle 58: Punktförmige und diffuse Nickelemissionen aus Deutschland in die Flussgebietseinheiten und Meere 1983-1987, 1993-1997, 1998-2002 und 2003-2005

Nickel	**Punktförmige Emissionen in t/a**				**Diffuse Emissionen in t/a**			
Zeitraum	**83-87**	**93-97**	**98-02**	**03-05**	**83-87**	**93-97**	**98-02**	**03-05**
Donau	11,5	8,9	7,0	4,9	108,8	99,3	112,9	87,2
Rhein	150,7	82,4	74,2	56,4	215,4	174,8	194,1	145,3
Maas	3,2	2,3	2,5	1,4	5,6	3,7	4,1	3,4
Ems	3,3	2,2	2,4	1,4	16,4	15,3	15,1	12,6
Weser	38,4	9,1	6,7	5,5	71,5	62,8	65,8	53,4
Elbe	124,9	26,9	16,7	14,8	102,4	79,0	76,1	64,3
Oder	1,1	0,6	0,5	0,4	13,5	6,3	5,9	4,5
Eider	0,7	0,2	0,2	0,1	8,0	6,2	7,7	6,5
Schlei/Trave	0,7	0,5	0,5	0,3	8,6	6,6	6,8	5,6
Warnow/Peene	2,2	0,8	0,3	0,3	14,1	9,5	9,7	8,4
Nordsee	321,1	123,3	102,7	79,7	419,3	341,9	362,9	285,4
Ostsee	4,1	1,9	1,3	1,0	36,2	22,5	22,5	18,6
Schwarzes Meer	11,5	8,9	7,0	4,9	108,8	99,3	112,9	87,2
Deutschland	336,7	134,0	111,0	85,6	564,3	463,7	498,3	391,2

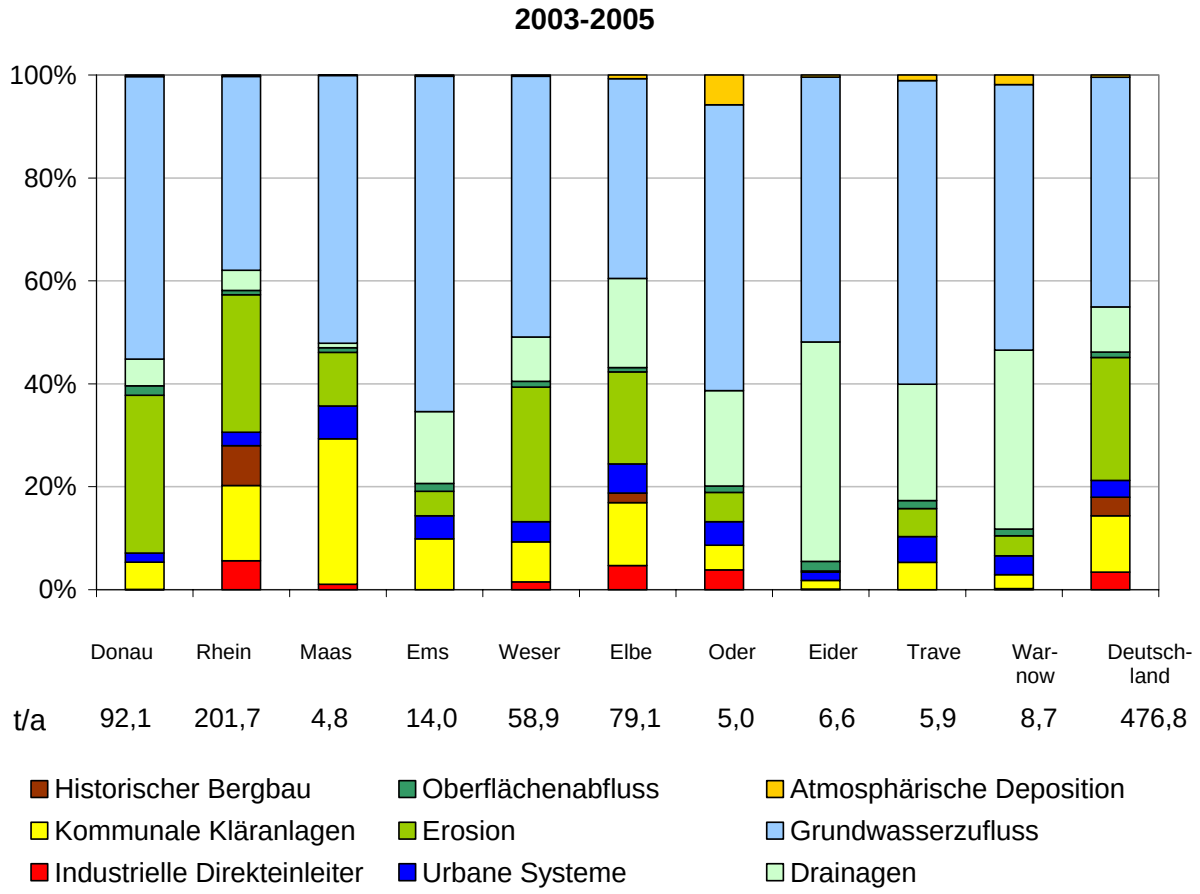


Abbildung 76: Relative Bedeutung der Eintragspfade an den Nickelemissionen in die Flussgebietseinheiten Deutschlands im Bilanzzeitraum 2003-2005

Blei

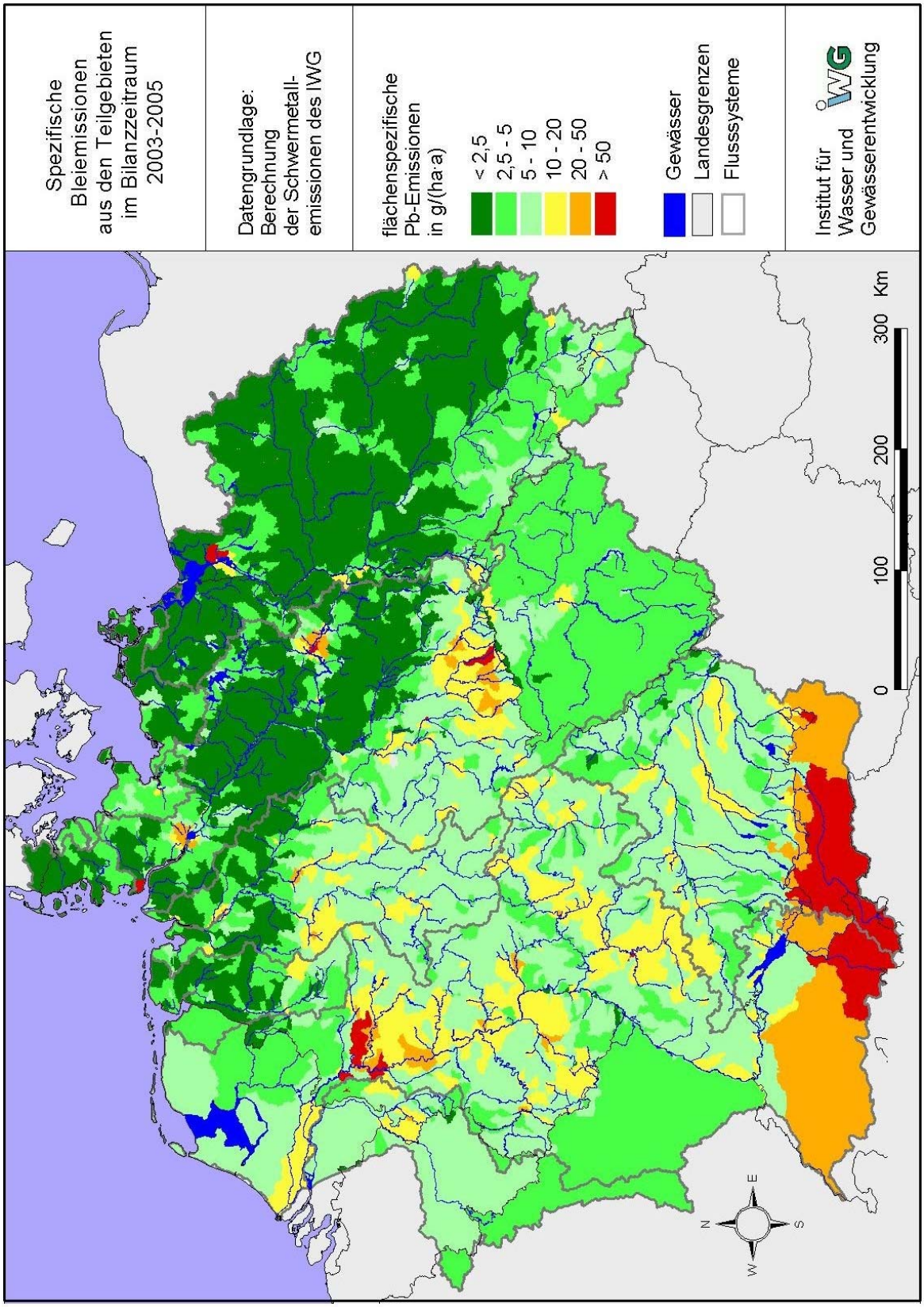


Abbildung 77: Flächenspezifische Pb-Emissionen in die Oberflächengewässer der Teilgebiete im Zeitraum 2003-2005

Tabelle 59: Punktförmige und diffuse Bleiemissionen aus Deutschland in die Flussgebietseinheiten und Meere 1983-1987, 1993-1997, 1998-2002 und 2003-2005

Blei	**Punktförmige Emissionen in t/a**				**Diffuse Emissionen in t/a**			
Zeitraum	**83-87**	**93-97**	**98-02**	**03-05**	**83-87**	**93-97**	**98-02**	**03-05**
Donau	10,71	6,28	3,78	2,33	149,54	62,69	55,35	44,99
Rhein	110,19	36,26	28,02	22,15	290,86	124,78	109,49	85,05
Maas	1,32	0,77	0,61	0,50	9,33	3,66	2,87	2,21
Ems	1,78	1,10	0,94	0,58	21,01	8,12	5,91	4,62
Weser	26,78	5,01	4,21	2,19	90,34	40,13	33,87	27,24
Elbe	44,39	16,47	14,21	13,62	159,22	70,35	56,53	47,13
Oder	0,51	0,38	0,97	0,43	25,08	5,19	3,94	3,35
Eider	0,16	0,06	0,03	0,02	7,43	1,74	1,41	1,13
Schlei/Trave	0,35	0,20	0,08	0,06	12,49	3,98	2,97	2,38
Warnow/Peene	1,35	0,82	0,16	0,05	18,94	4,98	3,67	3,04
Nordsee	184,61	59,68	48,01	39,05	578,18	248,79	210,08	167,37
Ostsee	2,21	1,40	1,21	0,53	56,52	14,15	10,58	8,77
Schwarzes Meer	10,71	6,28	3,78	2,33	149,54	62,69	55,35	44,99
Deutschland	197,53	67,35	52,99	41,92	784,24	325,63	276,01	221,12

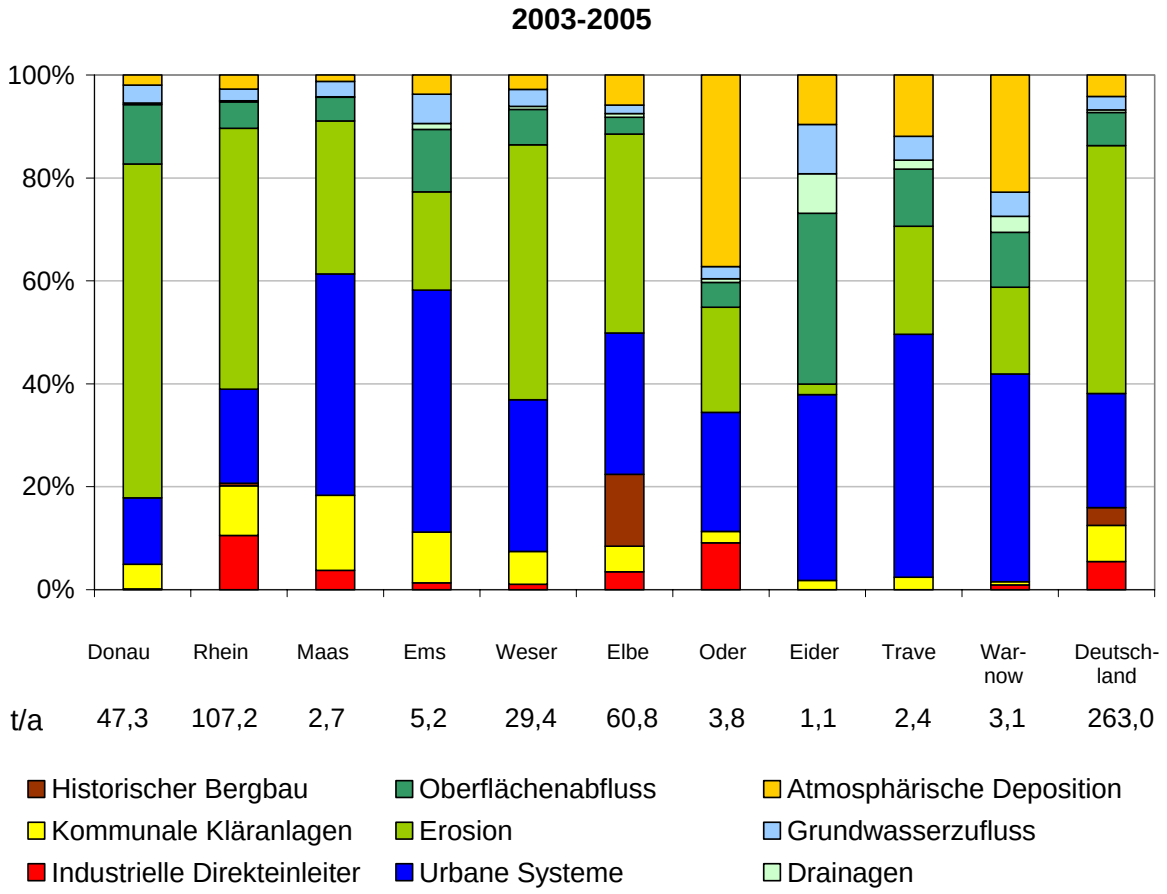


Abbildung 78: Relative Bedeutung der Eintragspfade an den Bleiemissionen in die Flussgebietseinheiten Deutschlands im Bilanzzeitraum 2003-2005

Zink

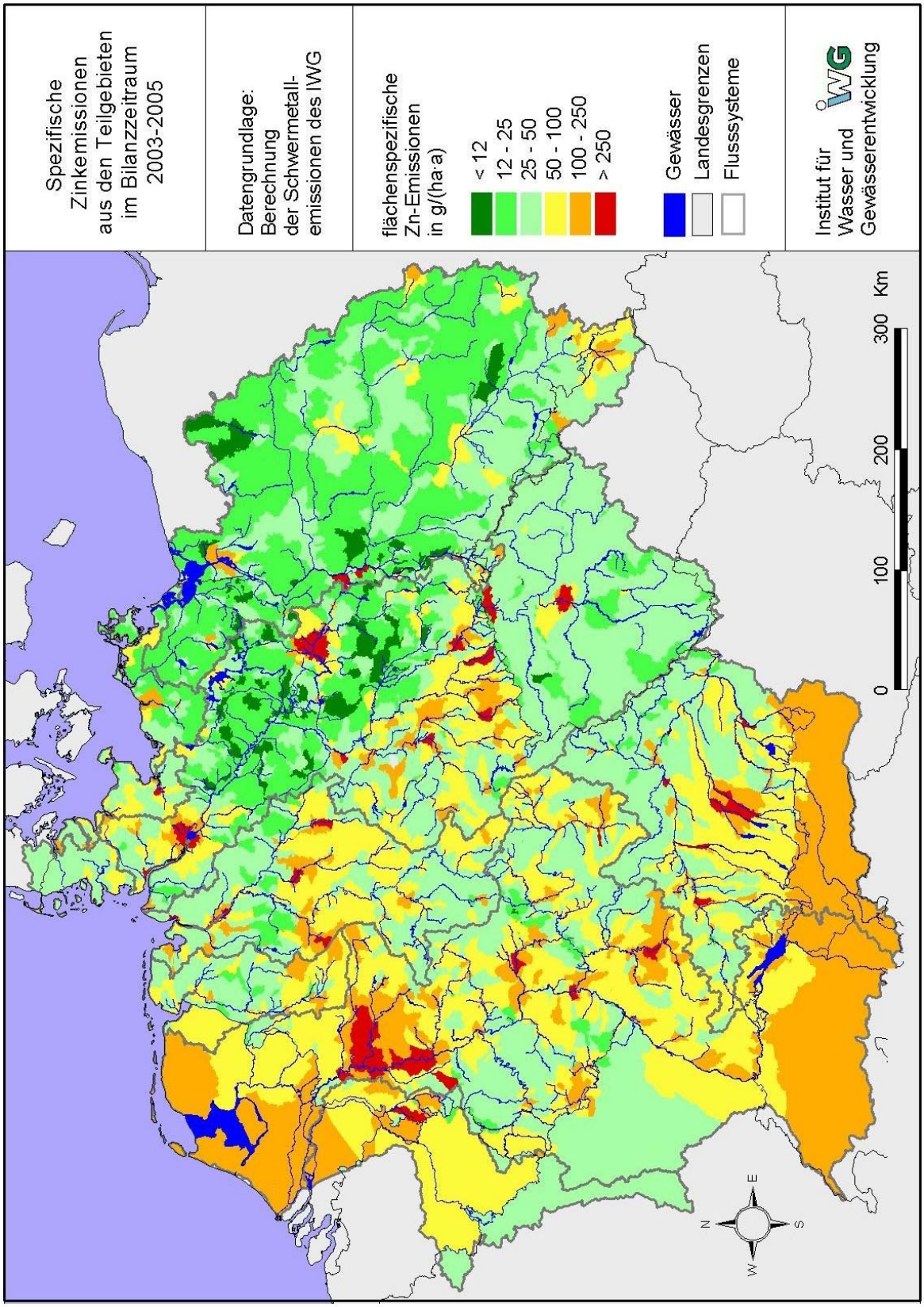


Abbildung 79: Flächenspezifische Zn-Emissionen in die Oberflächengewässer der Teilgebiete im Zeitraum 2003-2005

Tabelle 60: Punktförmige und diffuse Zinkemissionen aus Deutschland in die Flussgebietseinheiten und Meere 1983-1987, 1993-1997, 1998-2002 und 2003-2005

Zink	**Punktförmige Emissionen in t/a**				**Diffuse Emissionen in t/a**			
Zeitraum	**83-87**	**93-97**	**98-02**	**03-05**	**83-87**	**93-97**	**98-02**	**03-05**
Donau	168,0	133,2	104,1	93,4	466,3	357,8	379,2	278,7
Rhein	1039,7	536,9	396,7	321,9	1065,7	795,8	802,9	625,0
Maas	45,9	21,2	13,0	12,1	40,5	30,6	30,6	27,1
Ems	26,7	19,1	13,4	12,2	88,1	77,9	76,3	66,9
Weser	1573,5	106,6	58,4	44,8	348,9	296,3	295,1	252,4
Elbe	1318,5	449,4	406,6	427,5	717,0	523,2	492,4	441,5
Oder	3,1	7,8	10,7	19,1	108,5	50,3	40,1	32,3
Eider	2,2	0,8	0,8	0,8	32,0	22,6	25,4	20,4
Schlei/Trave	2,4	1,9	2,1	2,0	50,9	39,2	38,5	33,0
Warnow/Peene	4,4	3,2	2,2	2,0	90,9	54,6	50,0	42,3
Nordsee	4006,5	1134,0	888,9	819,4	2292,2	1746,4	1722,7	1433,2
Ostsee	9,9	12,9	15,0	23,1	250,4	144,1	128,6	107,6
Schwarzes Meer	168,0	133,2	104,1	93,4	466,3	357,8	379,2	278,7
Deutschland	4184,4	1280,0	1008,0	935,9	3008,9	2248,3	2230,4	1819,6

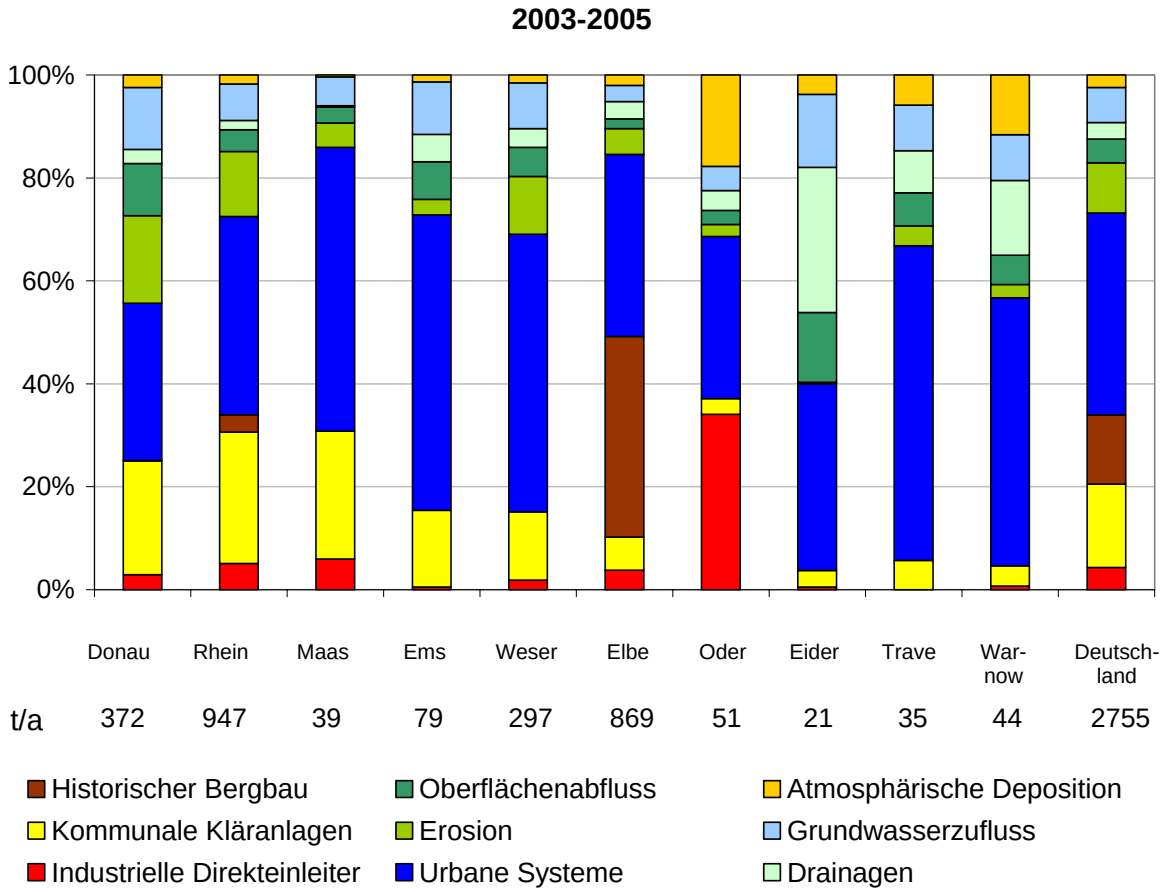


Abbildung 80: Relative Bedeutung der Eintragspfade an den Zinkemissionen in die Flussgebietseinheiten Deutschlands im Bilanzzeitraum 2003-2005

Die größten Emissionen von Cu, Hg und Zn stammen aus urbanen Gebieten (urbane Systeme und kommunale Kläranlagen). Belastungsschwerpunkte liegen in den Ballungsräumen des Ruhrgebietes sowie in Hamburg, Berlin, München und Stuttgart. Dabei sind die flächenspezifischen Belastungen aus urbanen Systemen im Norden Deutschlands höher, da dort überwiegend im Trennsystem entwässert wird (vgl. Abschnitt 3.3.9.1). Für Zn sind zudem, analog zu Cd, Emissionen aus historischen Bergbauaktivitäten in die Elbe von Bedeutung.

Für Ni stellt der Grundwasserzufluss den bedeutendsten Eintragspfad dar. Aufgrund der geringen Grundwasserneubildungsrate im Osten Deutschlands ist die flächenspezifische Belastung in diesen Bereichen gering.

Belastungsschwerpunkte für Pb sind die Erosion sowie Emissionen aus urbanen Systemen. Hohe flächenspezifische Emissionen finden sich somit im Bereich der Alpen und Mittelgebirge sowie in den urbanen Ballungsgebieten.

5.3.3 Vergleich der modellierten und beobachteten Gewässerfrachten

Die Plausibilität der Gesamtemissionen kann anhand von Gewässerfrachten geprüft werden, die aus Güte- und Durchflussmesswerten ermittelt wurden (vgl. Abschnitt 3.2). Gütedaten zu Schwermetallen wurden ab dem Jahr 1998 bei den zuständigen Behörden erhoben. Je nach Metall wurden zwischen 18.540 (Hg) und 36.332 (Cu) Einzelwerte gemeldet. Zunächst wurden Jahresfrachten berechnet, und anschließend Mittelwerte für die Bilanzzeiträume 1998-2002 und 2003-2005 gebildet. Da zum Zeitpunkt der Abfrage aus den meisten Ländern nur Daten bis 2004 zur Verfügung gestellt wurden, konnten für den aktuellen Zeitraum in der Regel nur 2 Jahre berücksichtigt werden. Die Datengrundlage ist somit für diesen Zeitraum deutlich unsicherer als für 1998-2002, für den ein Mittelwert aus 5 Jahren gebildet werden konnte. Für die Plausibilitätsprüfung wurden alle Pegel verwendet, für die aus beiden Zeiträumen bilanzierte Gewässerfrachten vorlagen. In Abbildung 81 bis Abbildung 87 ist der Vergleich zwischen beobachteten und modellierten Frachten an den Gütepegeln jeweils für die beiden Zeiträume dargestellt. Da nicht für alle Pegel Daten zu allen Metallen vorliegen, schwankt die Anzahl der berücksichtigten Pegel zwischen 121 (Cd) und 219 (Cu). Als statistische Güteparameter sind die systematische Abweichung (BIAS), die Wurzel aus dem mittleren quadratischen Fehler (RMSE) sowie der Modelleffizienzkoeffizient nach Nash-Sutcliffe (NASH & SUTCLIFFE, 1970) (EF) angegeben. Weiterhin wurde die mittlere beobachtete und modellierte Jahresfracht für die berücksichtigten Pegel bestimmt.

Für den Vergleich von modellierten Gewässerfrachten mit den an Gütepegeln beobachteten Gewässerfrachten wurde die gewässerinterne Retention berücksichtigt. Mit der in Gleichung 5-1 dargestellten Potenzfunktion auf Basis der spezifischen Abflussspende der Teilgebiete wurde der Schwermetallrückhalt durch Anpassung der empirischen Faktoren a und b abgeschätzt (FUCHS ET AL., 2002). Die Bedingung für die Anpassung war dabei, dass die Modelleffizienz nach Nash-Sutcliffe möglichst hoch ist (EF = 1). Die Anpassung wurde für den Bilanzzeitraum 1998-2002 durchgeführt, da hierfür mehr Jahresfrachten vorlagen. Anschließend wurden die Faktoren auf den Zeitraum 2003-2005 übertragen, damit beide Zeiträume bezüglich der statistischen Güteparameter vergleichbar sind.

Gleichung 5-1 $$L = \frac{1}{1+R_L} \cdot E \qquad \text{mit} \qquad R_L = a \cdot q^b$$

L	modellierte Fracht (Emission – Retention) [kg/a]
E	Emission [kg/a]
R_L	frachtgewichtete Retention [-]
q	Abflussspende [l/(km^2·s)]
a,b	empirische Faktoren

In Abbildung 81 bis Abbildung 87 ist der Vergleich zwischen beobachteten und modellierten Frachten an den Gütepegeln für die Zeiträume 1998-2002 und 2003-2005 dargestellt. Neben der 1:1-Linie wurde der Bereich der Abweichung ± 50 % dargestellt. Für alle Metalle zeigt sich eine Streuung der Daten über den Abweichungsbereich ± 50 % hinaus. Die Gründe für die Streuung zwischen beobachteten und modellierten Frachten sind u. a. auf Unsicherheiten der Gütedaten, die für die Bilanzierung der Pegelfrachten herangezogen werden, zurück zu führen. Zum Teil liegen die gemessenen Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze. In diesen Fällen wurde, analog zu den Eingangsdaten für die Emissionsberechnung, die halbe Bestimmungsgrenze verwendet. Die im Vergleich zu den anderen Metallen geringe Modelleffizienz für Hg von EF = 0,25 (vgl. Abbildung 84) ist auf den hohen Anteil an gemeldeten Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 73 % (bezogen auf alle gemeldeten Einzelwerte) zurück zu führen. Für Cd, Cr und Pb liegt mit 57 %, 55 % bzw. 47 % ebenfalls ein hoher Anteil der Messwerte unter der Bestimmungsgrenze. Die Gewässerfrachten für Cu, Ni und Zn sind mit einem Anteil von 13 %, 15 % bzw. 22 % der Messwerte unter der Bestimmungsgrenze als verlässlich einzuordnen.

Generell lässt sich feststellen, dass die Abweichungen zwischen beobachteter und modellierter Fracht für kleinere Einzugsgebiete zunehmen. Die Quantifizierung der Schwermetallemissionen musste aufgrund der vorhandenen Datengrundlagen sowie der abzudeckenden Maßstabsebene der großen Flussgebiete Deutschlands zum Teil anhand von mittleren Emissionsfaktoren erfolgen. Bei dieser Vorgehensweise können Besonderheiten kleinerer Flussgebiete, wie z. B. erhöhte geogen bedingte Schwermetallgehalte aber auch regionale und lokale Belastungsschwerpunkte aufgrund industrieller, landwirtschaftlicher oder urbaner Nutzung nicht adäquat erfasst werden. Zu nennen sind hierbei insbesondere Emissionen aus *historischen Bergbauaktivitäten*. Zwar konnten im Rahmen dieses Vorhabens zahlreiche Standorte erfasst werden, zum Teil sind jedoch keine Daten zur Größenordnung der Emissionen verfügbar. Dies betrifft zum Beispiel den Altbergbau im Harz, für den keine Emissionsdaten vorliegen (vgl. Abschnitt 4.2.1.3). Entsprechend werden die Frachten in den Wesernebenflüssen (z. B. Innerste, Oker, Leine) und in der Folge auch in Aller und Weser für Cd, Pb und Zn stark unterschätzt. Größere Unterschiede wurden ebenfalls im Flussgebiet der Elbe für die Einzugsgebiete von Mulde und Saale festgestellt, die aufgrund von Erzgebirge und Thüringer Schiefergebirge hohe geogene Schwermetallkonzentrationen aufweisen. Zudem ist anzunehmen, dass nicht alle Emissionen aus den Altbergbaustandorten im Osten erfasst wurden. Besonders deutlich ist die Abweichung für Zn in der Triebisch, die Grubenwässer aus dem Freiberger Altbergbaurevier ableitet (vgl. Abbildung 87).

Bei Cr und Pb spielt die *Erosion* eine bedeutende Rolle (vgl. Abschnitt 5.3.2). Erosionsereig-

nisse werden insbesondere durch seltene und häufig lokale Starkregenereignisse verursacht. Aufgrund der vorliegenden Maßstabsebene der großen Flussgebiete und der zeitlichen Auflösung von einem Jahr können die Einträge aus diesem Eintragspfad in kleinen Einzugsgebieten nicht zuverlässig quantifiziert werden.

Bei einigen Flussgebieten zeigt sich, dass die berechneten Einträge deutlich größer als die beobachteten Gewässerfrachten sind. Eine Ursache hierfür ist z. B. dass die Gütemessstelle direkt hinter einem See oder einer Talsperre liegt. Die gewässerseitige Retention in diesen Flussgebieten wird mit der verwendeten Beziehung, die sich aus Fließgewässern ableitet, unterschätzt. Weiterhin können Flusssysteme mit Kanälen und Wehren (z. B. Spree, Große Röder) mit den zu Grunde liegenden Ansätzen nicht abgebildet werden.

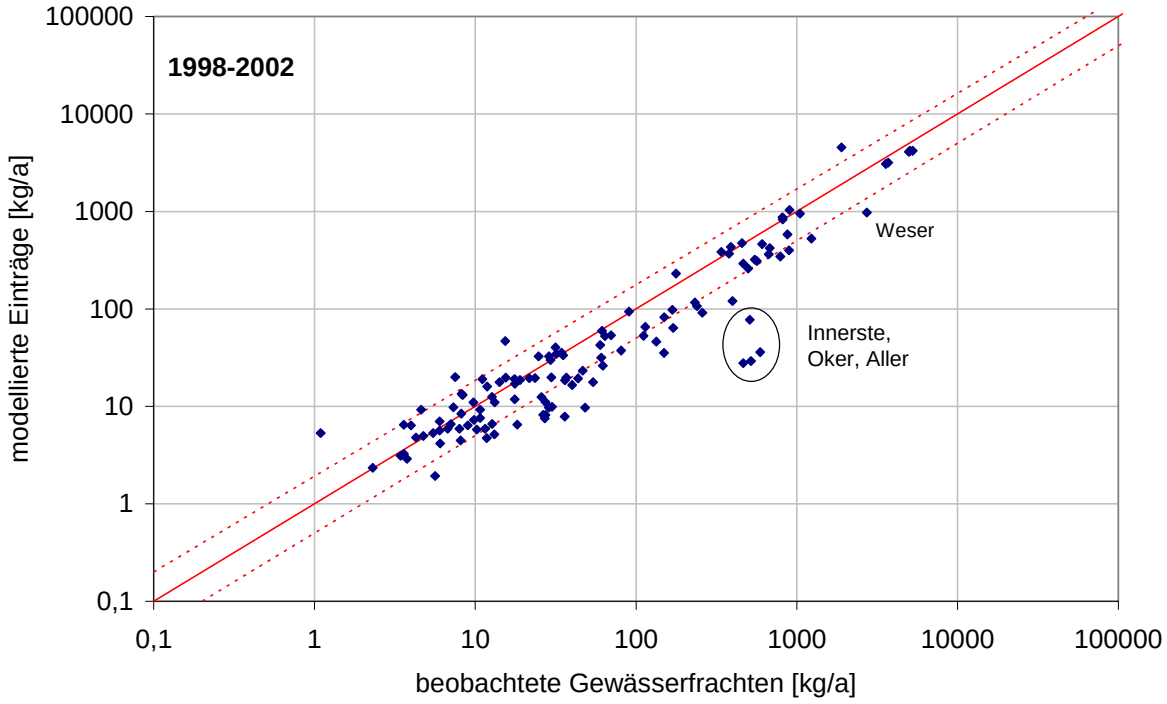
Für den Bilanzzeitraum 1998-2002 wurden, mit Ausnahme von Hg, sehr hohe Modelleffizienzkoeffizienten zwischen EF = 0,77 (Pb) und EF = 0,94 (Ni, Cr) erreicht. Im Zeitraum 2003-2005 ist die Modelleffizienz mit Werten zwischen EF = 0,44 (Pb) und EF = 0,89 (Cu) hingegen deutlich geringer. In diesem Zeitraum standen deutlich weniger Daten (2-3 Jahre) sowohl für die Emissionsberechnung als auch für die Bilanzierung der Gewässerfrachten zur Verfügung. Generell werden Fehler, die aufgrund unzureichend genauer Eingangsdaten bezüglich der räumlichen und zeitlichen Auflösung sowie der zu Grunde liegenden vereinfachten Modellansätze entstehen, für längere Betrachtungszeiträume (und größere Einzugsgebiete) gemittelt, so dass in diesem Fall in der Regel bessere Ergebnisse erzielt werden.

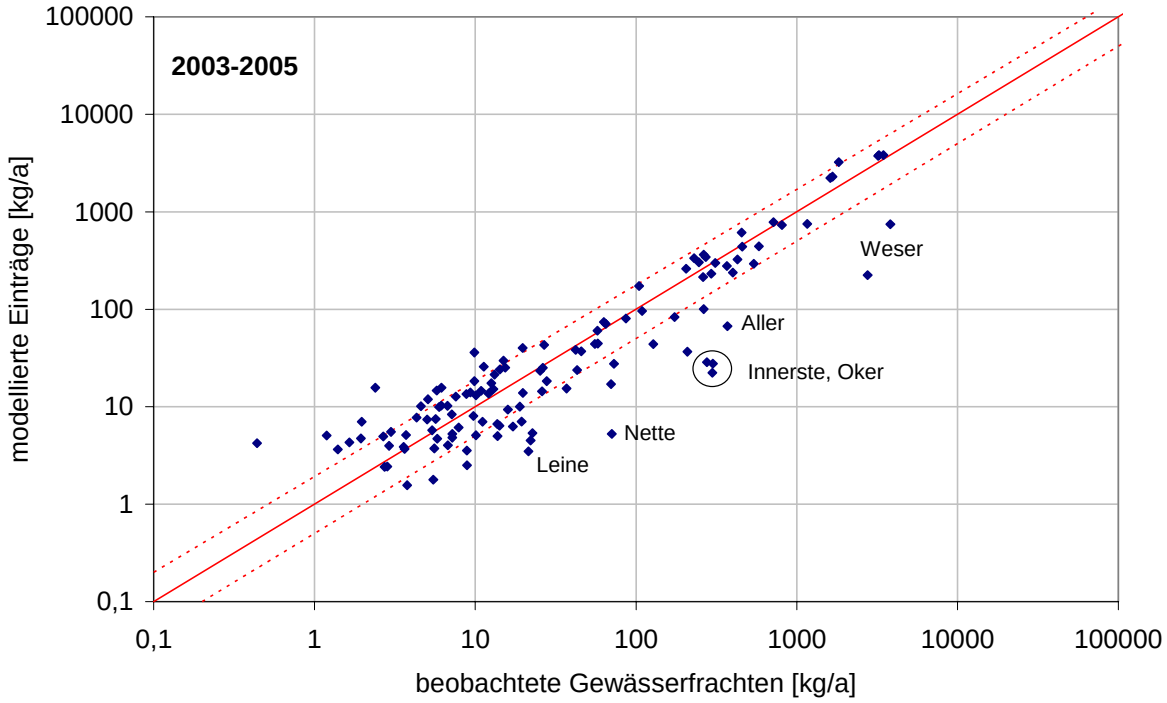
Bei der Betrachtung der systematischen Abweichung (BIAS) zeigt sich, dass die beobachteten Gewässerfrachten im Mittel für den Zeitraum 1998-2002 im Vergleich zu den modellierten Gewässerfrachten leicht unterschätzt werden, während sie im Zeitraum 2003-2005 zum Teil deutlich überschätzt bzw. im Falle von Cd und Pb weniger stark unterschätzt werden. Die beobachtete Gewässerfrachten im Fluss haben im Vergleich der beiden Zeiträume zwischen 21 % (Pb) und 39 % (Cr), hauptsächlich aufgrund der hydrologischen Unterschiede, abgenommen. Diese starke Abnahme konnte mit dem Modell für die betrachteten Pegel nicht im gleichen Ausmaß abgebildet werden. Hierbei muss jedoch berücksichtigt werden, dass der gewässerinterne Rückhalt für Schwermetalle nur auf Basis der Daten für 1998-2002 abgeschätzt und für beide Zeiträume als konstant angenommen wurde. Für eine abschließende Validierung des aktuellen Zeitraums sind deshalb eine detaillierte, nicht konstante Abbildung der gewässerinternen Retentionsprozesse sowie die Betrachtung des vollständigen 5-Jahres-Zyklus von 2003-2007 erforderlich.

Für Cd und Hg wurde kein gewässerinterner Rückhalt berücksichtigt, da die quantifizierten Emissionen bereits unter den bilanzierten Gewässerfrachten lagen (vgl. BIAS in Abbildung 81 und Abbildung 84). Für Cd sind die Ursachen hauptsächlich in der Unterschätzung der Emissionen aus *Bergbaualtlasten* zu sehen (vgl. Abbildung 81). Bei Hg liegen sehr hohe Datenunsicherheiten sowohl auf der Seite der Emissionsberechnung, als auch auf der Seite der Gewässerfrachten vor. Dennoch zeigt der Vergleich (vgl. Abbildung 84), dass die quantifizierten Emissionen für Hg in der richtigen Größenordnung liegen. Insbesondere für Cr und Pb, die beide stark durch die *Erosion* geprägt sind, wurde im Mittel für das Gesamtgebiet ein gewässerinterner Rückhalt von 56 % bzw. 39 % bestimmt. Für Ni liegt der Rückhalt im Mittel bei 51 %. Für Cu und Zn, ist er mit 13 % bzw. 10 % deutlich geringer, was plausibel ist, da diese Metalle überwiegend aus punktförmigen und diffusen Quellen von urbanen Gebieten

stammen (*kommunale Kläranlangen, Regenwasserkanäle, Mischwasserüberläufe* etc.) und somit überwiegend in gelöster bzw. sehr feinpartikulärer Form transportiert werden.

Cadmium

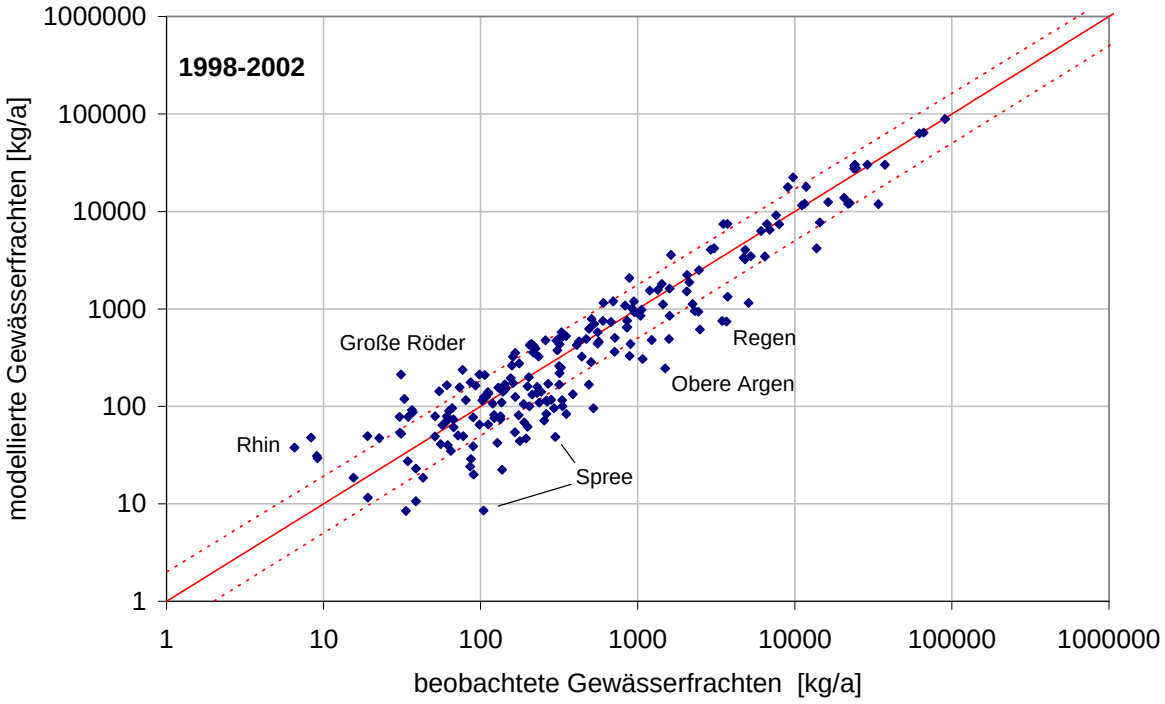


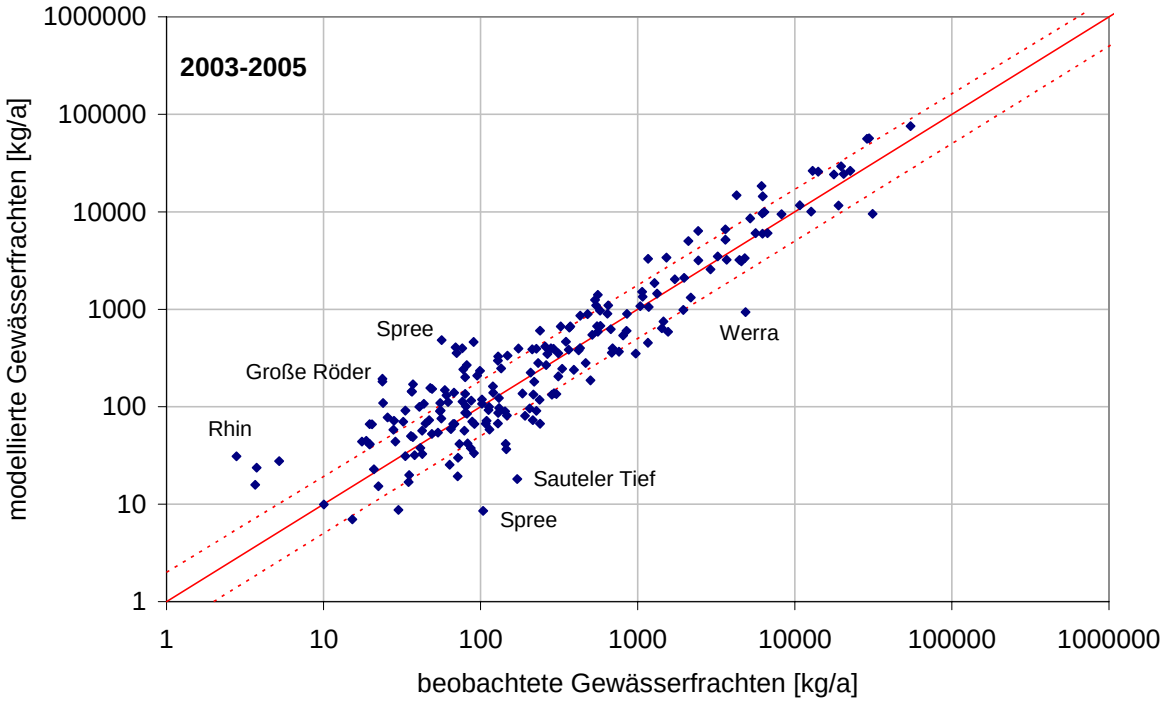


Bilanz-zeitraum	Anzahl Pegel	Mittel beobachtet	Mittel modelliert	BIAS	RMSE	Nash-Sutcliffe
1998-2002	121	381,1 kg	301,4 kg	- 21,3 %	335,0 kg	EF = 0,88
2003-2005	121	275,5 kg	242,3 kg	- 12,0 %	408,1 kg	EF = 0,71

Abbildung 81: Vergleich der Einträge und beobachteten Gewässerfrachten im Bilanzzeitraum 1998-2002 und 2003-2005 für Cadmium

Chrom

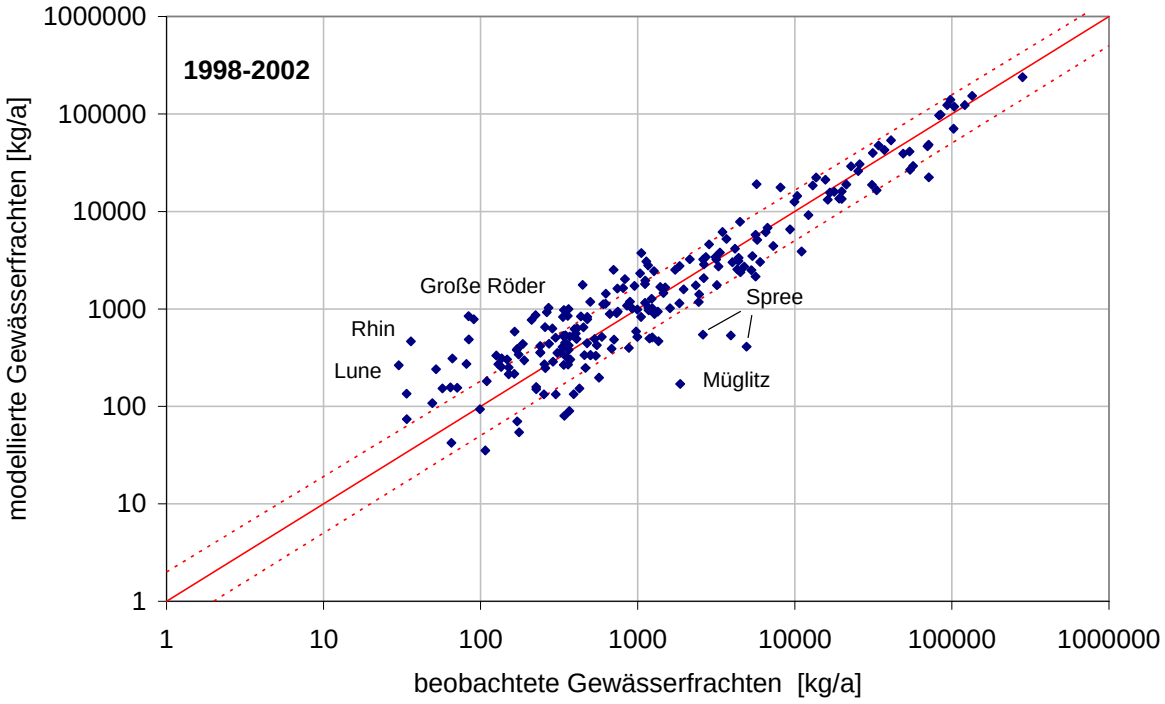


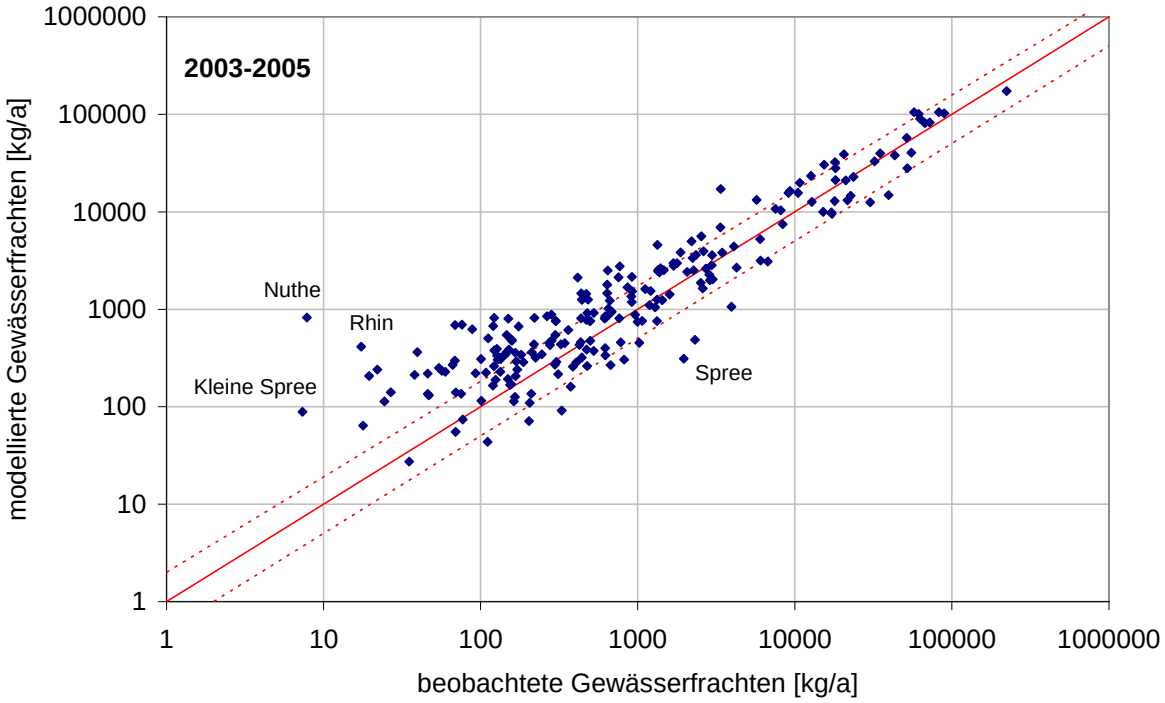


Bilanz-zeitraum	Anzahl Pegel	Mittel beobachtet	Mittel modelliert	BIAS	RMSE	Nash-Sutcliffe
1998-2002	211	3.514 kg	3.284 kg	- 6,6 %	2.599 kg	EF = 0,94
2003-2005	211	2.141 kg	2.833 kg	+ 32,3 %	4.006 kg	EF = 0,62

Abbildung 82: Vergleich modellierter und beobachteter Gewässerfrachten im Bilanzzeitraum 1998-2002 und 2003-2005 für Chrom

Kupfer

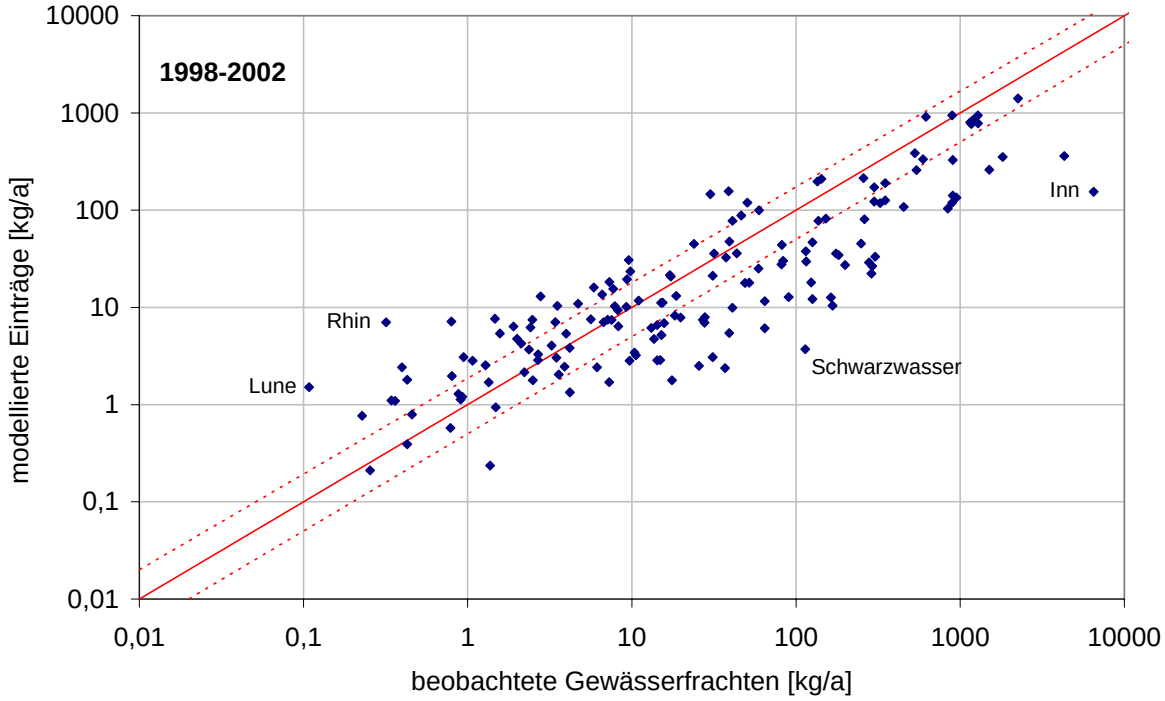


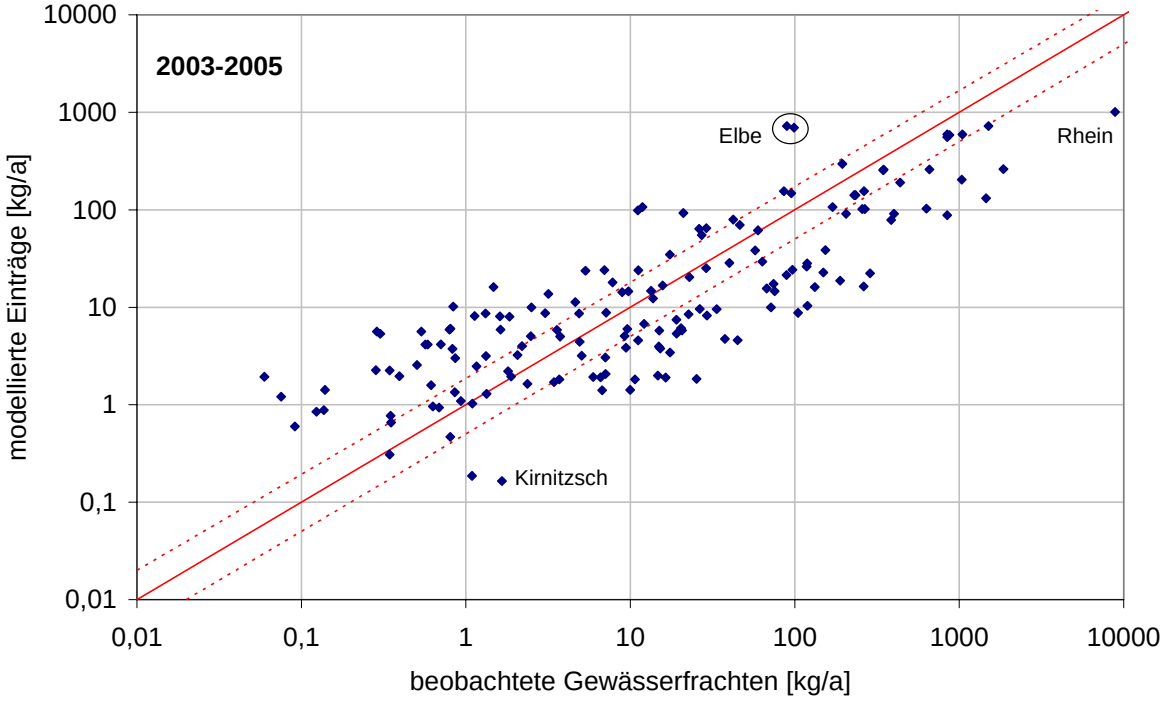


Bilanz-zeitraum	Anzahl Pegel	Mittel beobachtet	Mittel modelliert	BIAS	RMSE	Nash-Sutcliffe
1998-2002	219	10.389 kg	10.030 kg	- 3,5 %	7.869 kg	EF = 0,93
2003-2005	219	7.085 kg	7.875 kg	+ 11,2 %	7.326 kg	EF = 0,89

Abbildung 83: Vergleich modellierter und beobachteter Gewässerfrachten im Bilanzzeitraum 1998-2002 und 2003-2005 für Kupfer

Quecksilber

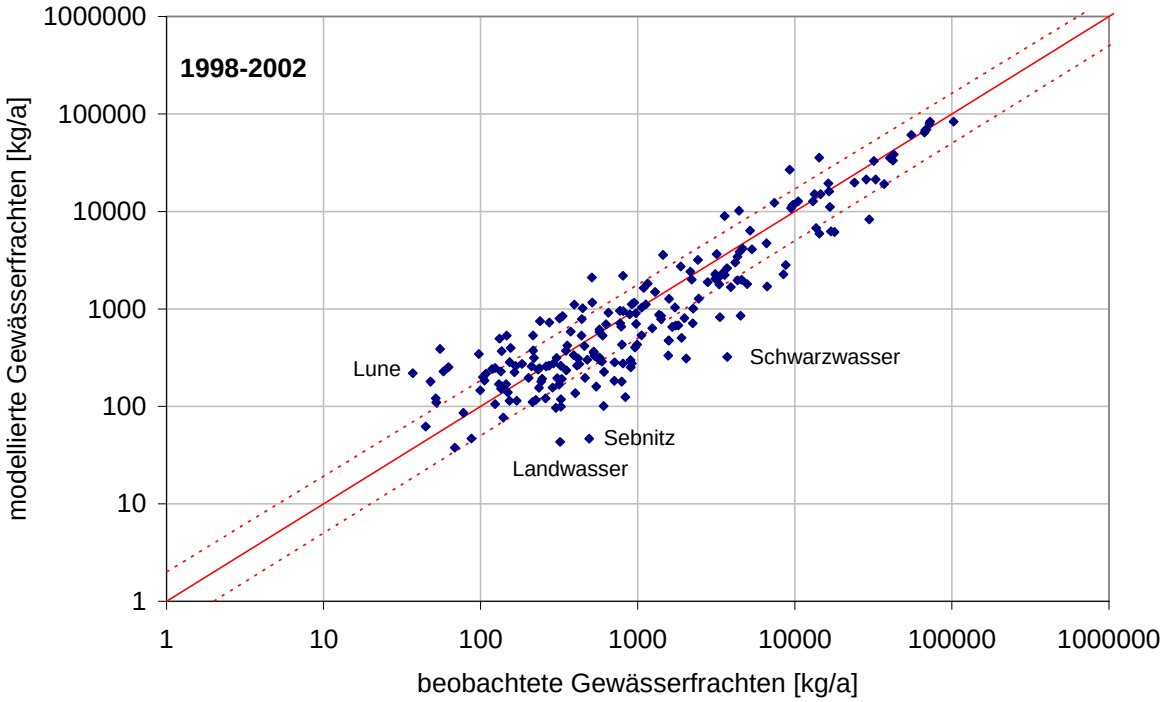


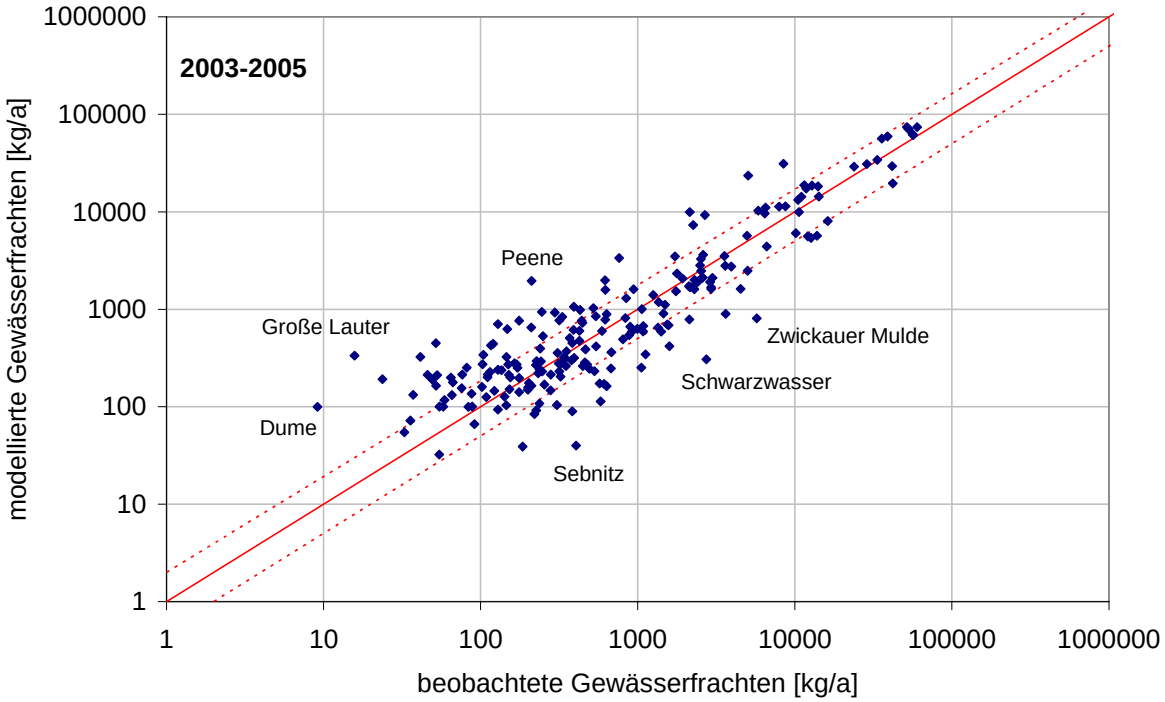


Bilanz-zeitraum	Anzahl Pegel	Mittel beobachtet	Mittel modelliert	BIAS	RMSE	Nash-Sutcliffe
1998-2002	158	241,6 kg	89,4 kg	- 63,0 %	640,6 kg	EF = 0,25
2003-2005	158	176,4 kg	66,8 kg	- 62,1 %	667,3 kg	EF = 0,25

Abbildung 84: Vergleich der Einträge und beobachteten Gewässerfrachten im Bilanzzeitraum 1998-2002 und 2003-2005 für Quecksilber

Nickel

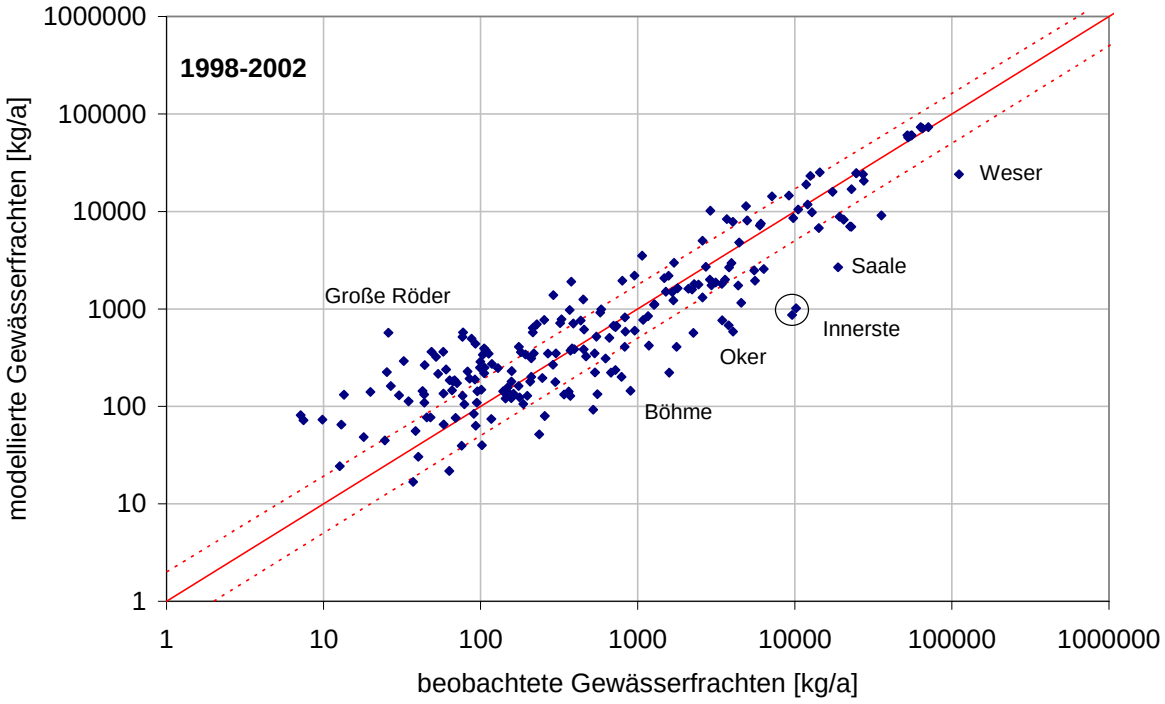


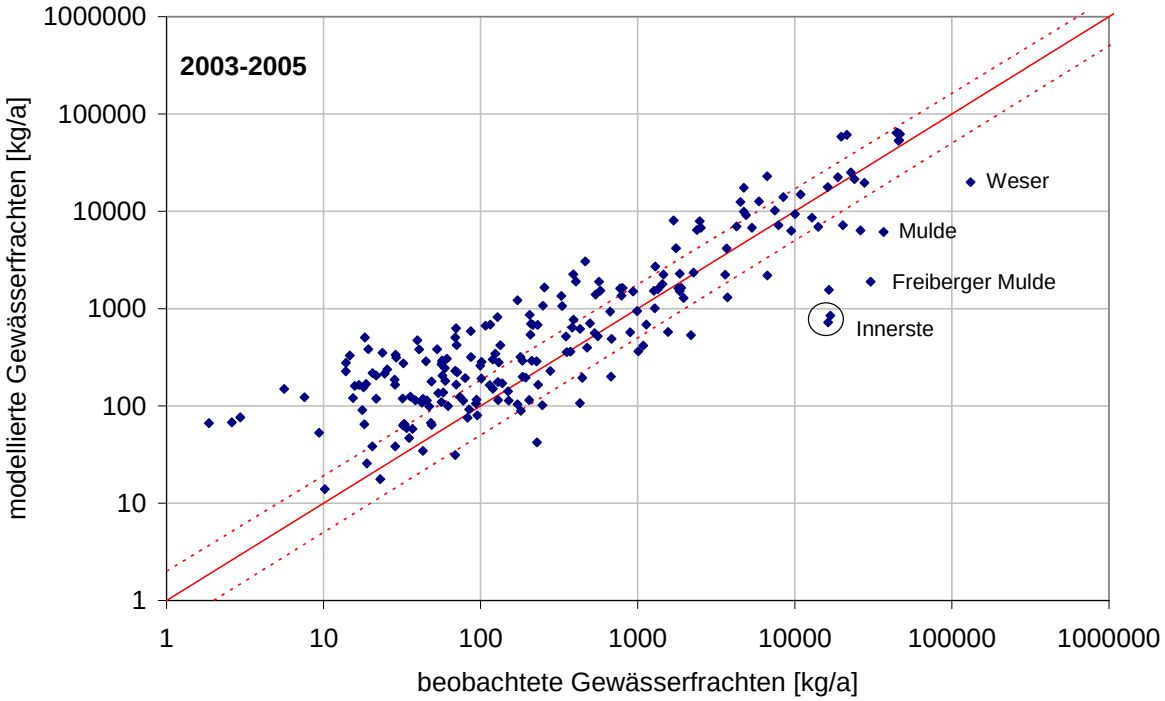


Bilanz-zeitraum	Anzahl Pegel	Mittel beobachtet	Mittel modelliert	BIAS	RMSE	Nash-Sutcliffe
1998-2002	211	5984 kg	5422 kg	- 9,4 %	3885 kg	EF = 0,94
2003-2005	211	4228 kg	4852 kg	+ 14,8 %	4421 kg	EF = 0,85

Abbildung 85: Vergleich modellierter und beobachteter Gewässerfrachten im Bilanzzeitraum 1998-2002 und 2003-2005 für Nickel

Blei

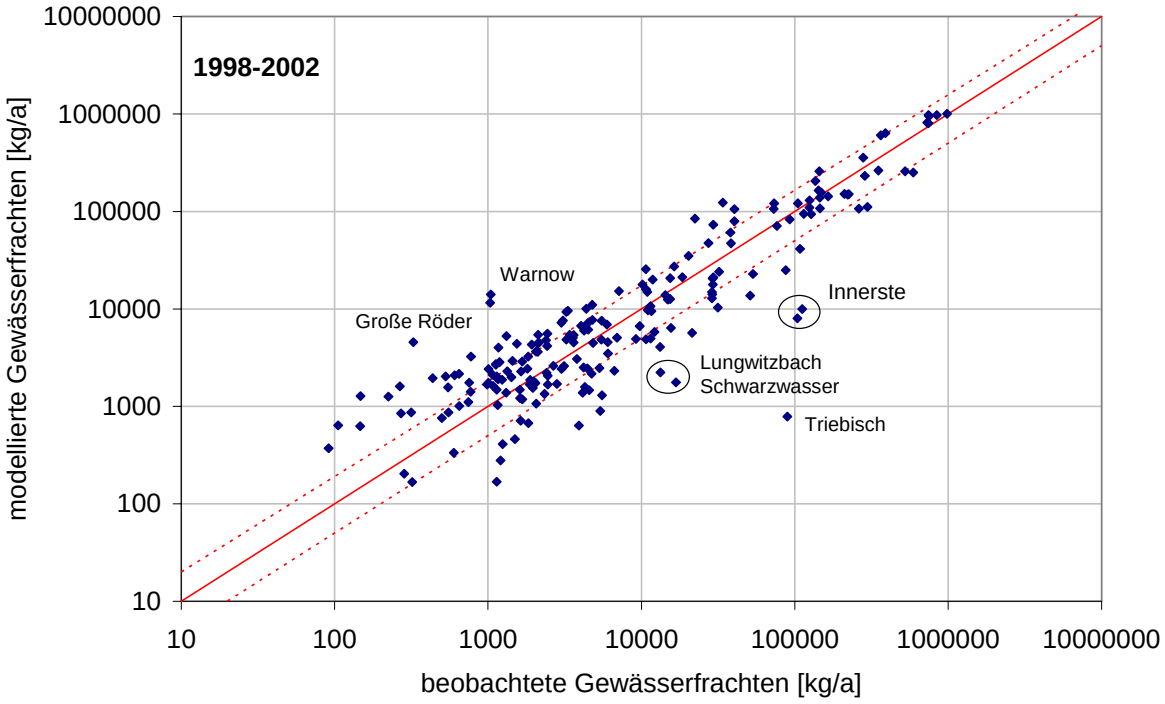


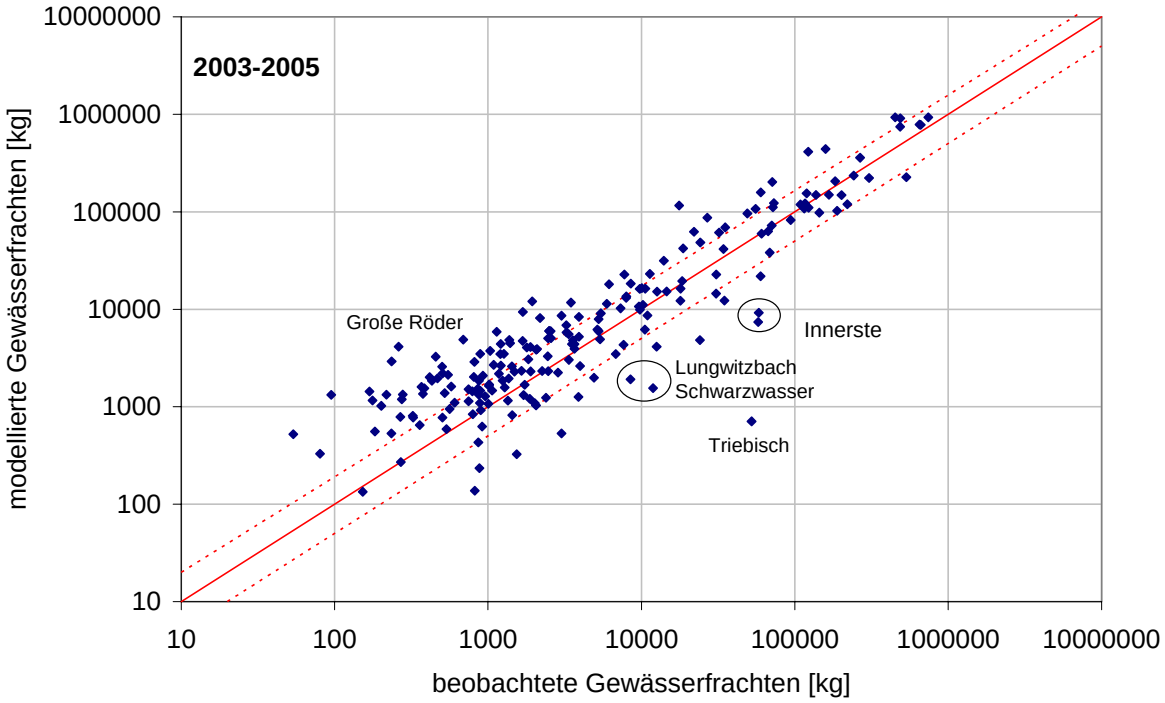


Bilanz-zeitraum	Anzahl Pegel	Mittel beobachtet	Mittel modelliert	BIAS	RMSE	Nash-Sutcliffe
1998-2002	212	5260 kg	4574 kg	- 13,0 %	7042 kg	EF = 0,77
2003-2005	212	4140 kg	4041 kg	- 0,9 %	9865 kg	EF = 0,44

Abbildung 86: Vergleich modellierter und beobachteter Gewässerfrachten im Bilanzzeitraum 1998-2002 und 2003-2005 für Blei

Zink





Bilanz-zeitraum	Anzahl Pegel	Mittel beobachtet	Mittel modelliert	BIAS	RMSE	Nash-Sutcliffe
1998-2002	202	61.783 kg	61.759 kg	- 0,04 %	54.682 kg	EF = 0,89
2003-2005	202	43.156 kg	54.459 kg	+ 26,2 %	67.136 kg	EF = 0,70

Abbildung 87: Vergleich modellierter und beobachteter Gewässerfrachten im Bilanzzeitraum 1998-2002 und 2003-2005 für Zink

5.4 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

5.4.1 Eintragspfade

Die Beschreibung für die einzelnen Eintragspfade zeigt deutlich die noch bestehenden Unsicherheiten bei der Quantifizierung der in die Oberflächengewässer eingetragenen PAK-Frachten. Dies betrifft insbesondere den Bereich des Grundwasserzuflusses, für den nur wenige Messdaten oberhalb der Bestimmungsgrenze vorliegen, sowie den Erosionspfad, für den es bislang keine Untersuchungen zur möglichen Anreicherung von PAK aufgrund des bevorzugten Transports von feinen Bodenpartikeln gibt. Für den Bereich der urbanen Flächen ist zu berücksichtigen, dass die verfügbaren Daten eine sehr große Schwankungsbreite aufweisen und Messungen zudem oftmals nur für reine Verkehrsflächen vorliegen. Zusätzlich sind die mit der Stoffgruppe der PAK verbundenen analytischen Probleme zu berücksichtigen: Es existiert eine große Zahl an unterschiedlichen Einzelsubstanzen, so dass je nach Analyseansatz die Vergleichbarkeit der Untersuchungen stark eingeschränkt ist. Die Verhältnisse der Stoffmengen können räumlich und zeitlich aufgrund der Abhängigkeit von den Emissionsquellen schwanken, eine Umrechnung von Einzelsubstanzen auf die Summe PAK ist mit zusätzlichen Fehlern behaftet. Dennoch kann auf Grundlage der vorhandenen Daten eine erste Bewertung der Relevanz der einzelnen Eintragspfade (vgl. Abbildung 88 und Tabelle 61) erfolgen.

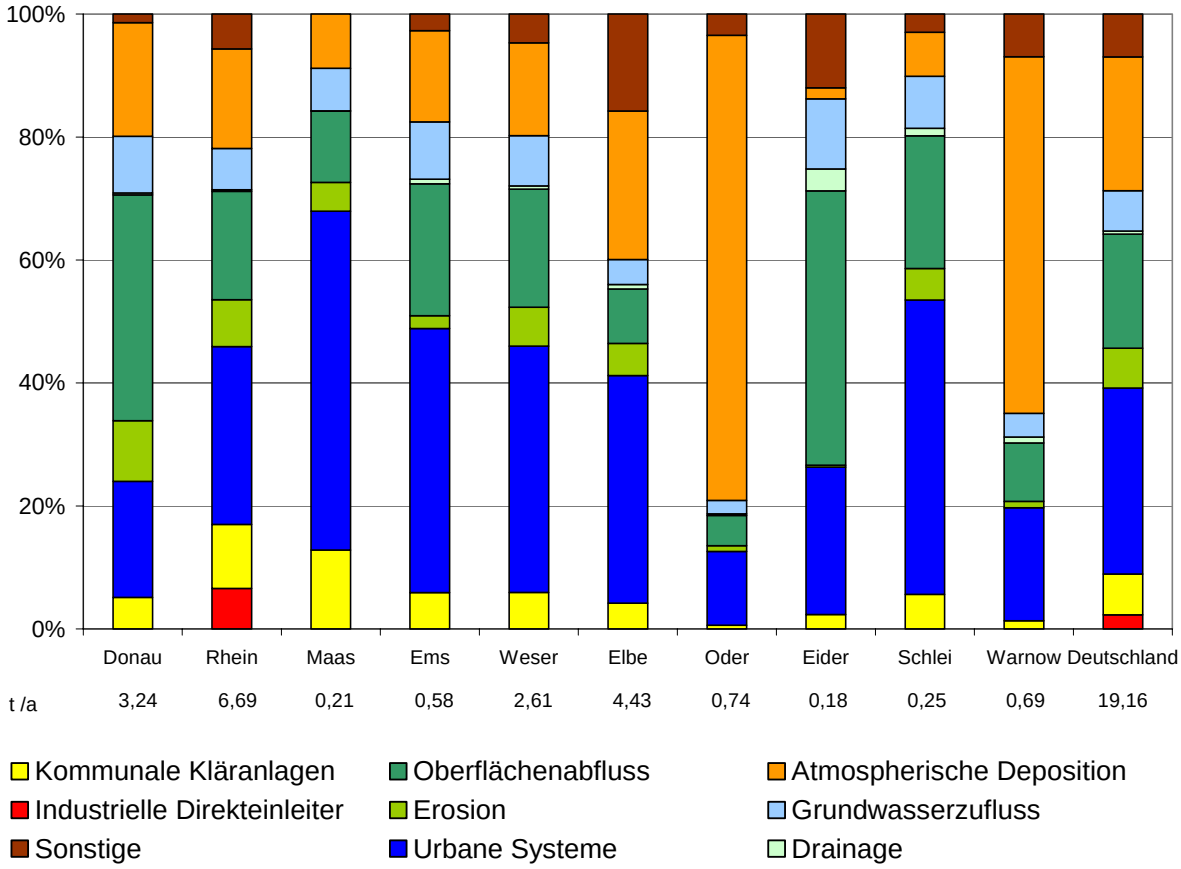


Abbildung 88: Prozentuale Aufteilung der Σ PAK_{16}-Gewässereinträge in Deutschland und den einzelnen Flussgebieten auf die unterschiedlichen Eintragspfade in der Periode 2003-2005

Obwohl bei einigen der betrachteten Eintragspfade (z. B. Binnenschifffahrt / Stahlwasserbauten, Erosion) noch weiterer Forschungsbedarf besteht, wird bei der Gesamtbetrachtung anhand der sich ergebenden Relevanzverteilung deutlich, dass von einem dominierenden Einfluss diffuser atmosphärischer Einträge am Gesamteintrag von PAK in Gewässer auszugehen ist. Neben der direkten Deposition auf die Gewässeroberflächen (Pfad „Deposition") trägt die atmosphärische Deposition auch indirekt wesentlich zu den Gewässereinträgen von urbanen Flächen sowie den Einträgen infolge von Erosion und Oberflächenabfluss bei. Darüber hinaus ist auch bei den Stoffeinträgen aus Kläranlagenabläufen eine starke Beeinflussung durch atmosphärische Deposition auf Flächen im Einzugsgebiet der Abwasserbehandlungsanlagen auszugehen. Somit sind mehr als 80 % der PAK Einträge in Gewässer als „beeinflusst durch atmosphärische Deposition" einzustufen.

Tabelle 61: Berechnete jährliche Σ EPA-PAK_{16}-Einträge in Gewässer nach Eintragspfaden

Eintragspfade	**Σ EPA-PAK_{16} [kg/a]**
Atmosphärische Deposition	4.165
Erosion	1.248
Grundwasserzufluss	1.256
Industrielle Direkteinleiter	443
Sonstige	1.341
Oberflächenabfluss	3.556
Drainagen	93
Urbane Systeme	5.794
Kommunale Kläranlagen	1.269
Summe	**19.164**

5.4.1.1 Überprüfung der Kläranlagenfrachten

Entsprechend Abschnitt 4.3.1.1 kann ausgehend von der Annahme eines Wirkungsgrades der vorhandenen Klärverfahren für PAK von > 90 % (IVASHECHKIN, 2005) anhand von Klärschlammkonzentrationen ein Gesamteintrag von ca. 12,9 t/a Σ EPA-PAK_{16} pro Jahr im Zulauf der Kläranlagen in Deutschland ermittelt werden. Unter Verwendung der in Deutschland 2004 behandelten Abwassermenge von 9.410 Millionen m³ pro Jahr (DESTATIS, 2004) ergibt sich eine mittlere Zulaufkonzentration in Kläranlagen von 1,37 µg/l Σ EPA-PAK_{16}. Somit ist bei großräumiger Betrachtung eine gute Übereinstimmung mit dem Mittelwert des dominierenden Konzentrationsbereiches des abfließenden Niederschlagswasser nach WELKER (2004) von ca. 1,3 µg/l festzustellen (vgl. Abschnitt 4.3.2.7). Hierbei ist jedoch zu beachten, dass die Fracht im Zulauf der Kläranlagen durch die Komponenten „häusliches Schmutzwasser", „gewerbliches Abwasser" sowie „Fremdwasser" beeinflusst wird (BEHRENDT ET AL., 1999). In der Praxis ist deshalb mit starken regionalen Unterschieden (z. B. in Abhängigkeit des Anteils von Trenn- und Mischkanalisation) zu rechnen. Für eine Überprüfung der anhand von Klärschlammkonzentrationen und Wirkungsgraden der Abwasserbehandlung berechneten Zulaufkonzentration der Kläranlagen in Deutschland werden die bekannten Frachten für die bedeutendsten Komponenten im Mischkanal gegenübergestellt und verglichen.

Schmutzwasser

In Deutschland wurde im Jahr 2004 eine Jahresschmutzwassermenge von 5.271 Millionen Kubikmetern in die öffentliche Kanalisation geleitet. Der größte Teil, 98,7% (5.204 Millionen Kubikmeter), wurde in öffentlichen Abwasserbehandlungsanlagen behandelt (DESTATIS, 2004). Für häusliches Schmutzwasser (z. B. aus menschlichen Ausscheidungen, Waschmaschinenabfluss, Reinigungsmittel, etc.) liegen bisher kaum Daten für eine großräumige Betrachtung vor. BEIER (2008) konnte in überwiegend durch Haushalte geprägtem Schmutzwasser 0,6 bis 1 µg/l Σ EPA-PAK_{16} nachweisen. Für eine erste Bewertung wird daher eine mittlere PAK Konzentration im Schmutzwasser infolge der anthropogenen Nutzung von 0,8 µg/l abgeschätzt. Ausgehend von diesem Wert gelangen jährlich 4,2 t/a Σ EPA-PAK_{16} in den Zulauf der Kläranlagen. Zusätzlich sind im Schmutzwasser im Jahr 2004 entsprechend E-PER indirekte industrielle Einleitungen von 3,4 t/a Σ EPA-PAK_{16} (vgl. Abschnitt 4.2.1.2) zu berücksichtigen. Es ergibt sich eine berechnete Gesamtfracht von insgesamt 7,7 t/a.

Fremd- und Niederschlagswasser

Neben dem Schmutzwasser wurden im Jahr 2004 insgesamt 4.205,7 Millionen m³ Fremd- und Niederschlagswasser in Kläranlagen behandelt (DESTATIS, 2004). 2.393,7 Millionen m³ entfallen auf Niederschlagswasser, was bei einer mittleren Σ EPA-PAK_{16} Konzentration (Abschnitt 4.3.2.7) von 1,3 µg/l (WELKER, 2004) zu einer berechneten Fracht im Kläranlagenzulauf von 3,1 t/a führt. Der verbleibende Anteil von 1.812 Millionen m³/a entfällt auf das Fremdwasser. Entsprechend DIN 4045 (DIN, 2003) wird Fremdwasser als „durch Undichtigkeit in die Kanalisation eindringendes Grundwasser, unerlaubt über Fehlanschlüsse eingeleitetes Wasser sowie einem Schmutzwasserkanal z. B. durch Schachtabdeckungen zufließendes Oberflächenwasser“ definiert. Aufgrund der zahlreichen möglichen Quellen für Fremdwasser liegen keine großräumig anwendbaren Messdaten bezüglich PAK vor. Zudem sind Angaben zu den relativen Anteilen der verschiedenen Komponenten im Fremdwasser (Grundwasserinfiltration, planmäßige und unplanmäßige Einleitung von Bach-, Quell-, Dränage- und Oberflächenwasser) auch aktuell nur durch Schätzung möglich (DOHMANN, 2008). Unter Berücksichtigung von teilweise berechneten und teilweise geschätzten Anteilen von Niederschlag, Bach- und Dränwasser ergibt sich ein Anteil von infiltriertem Grundwasser am Fremdwasser von ca. 55 % (DOHMANN, 2008). Für eine erste Bewertung wird bei diesem Anteil von einer PAK Grundwasserkonzentration von 0,02 µg/L (vgl. Abschnitt 4.3.2.7) ausgegangen. Für den verbleibenden Anteil von 45 % wird eine Konzentration von im Mittel ca. 3,5 µg/l entsprechend IWG (2008) angenommen, da vor allem bei unplanmäßig über Fehlanschlüsse eingeleitetem Wasser und durch Schachtabdeckungen zufließendem Oberflächenwasser von vergleichbaren Quellen auszugehen ist. Es ergibt sich eine berechnete Fracht im Kläranlagenzulauf durch Fremdwasser von 2,9 t/a.

Vergleich der PAK-Einträge im Zulauf der Kläranlagen

Auf Grundlage der anhand von Wassermengen und PAK Konzentrationen berechneten Jahresfrachten von 7,7 t im Schmutzwasser, 3,1 t im Niederschlagswasser sowie 2,9 t im Fremdwasser ergibt sich eine berechnete Gesamtfracht im Zulauf der Kläranlagen von 13,7 t/a. Somit ist bei einem Vergleich mit der anhand von Klärschlammkonzentrationen er-

mittelten Fracht von 12,9 t Σ EPA-PAK_{16} pro Jahr im Zulauf der Kläranlagen in Deutschland (vgl. Abschnitt 4.3.1.1) eine große Übereinstimmung festzustellen. Aufgrund der jeweils regional und zeitlich sehr variablen Eingangsparameter (z. B. Fremdwasser) ist hierbei jedoch in der Praxis mit einer erheblichen Schwankungsbreite zu rechnen. Ausgehend von zwei vollständig unabhängigen Ansätzen zur Berechnung der PAK-Fracht im Zulauf der Kläranlagen, kann der gewonnene Vergleichswert als Bestätigung für die grundsätzliche Größenordnung der Stoffeinträge gewertet werden.

5.4.2 Vergleich der modellierten und beobachteten Gewässerfrachten

Auf Grundlage der erhobenen Daten sowie einer Bewertung der flussinternen Retention von PAK kann ein Vergleich von beobachteten und modellierten Gewässerfrachten erfolgen. Anhand dieses Vergleiches kann eine Plausibilitätsprüfung für das Ergebnis durchgeführt werden. Abbildung 89 stellt den Zusammenhang zwischen modellierter Gewässerfracht (Emission - Retention) und beobachteter Gewässerfracht (ermittelt aus Pegeldaten) dar. Ergänzend wird die 50 % Abweichung von der 1:1 Linie als punktierte Linie abgebildet. Tendenziell sind hierbei an Gütemessstellen mit großen PAK-Frachten deutlich geringere Abweichungen von der 1:1 Linie festzustellen, als an Standorten mit geringeren Gewässerfrachten.

Dementsprechend können vor allem bei den großen Flussgebieten wie z. B. Rhein und Elbe die PAK-Gewässerfrachten weitestgehend mit einer Abweichung von weniger als 50 % ermittelt werden. Bei niedrigen Gewässerfrachten und kleinen Flussgebieten liegt die modellierte Fracht in der Regel deutlich über der beobachteten. Als mögliche Ursache ist zum Einen die anspruchsvolle Analytik bei PAK zu nennen. PAK-Messdaten von Gütemessstellen stehen daher nicht für alle Flussgebiete in gleicher Qualität (zeitliche Auflösung, Anzahl der erfassten PAK-Vertreter) und Quantität (Dichte des Messnetzes) zur Verfügung. Sind die modellierten Gewässerfrachten signifikant größer als die nachweisbaren Gewässerfrachten, kann zudem oftmals ein Zusammenhang mit der Lage von Gütemessstellen unterhalb von Seen oder Talsperren hergestellt werden, die hinsichtlich der Retention besondere Einflüsse ausüben können.

Darüber hinaus sind bei der Stoffgruppe der PAK weitere Unsicherheiten zu beachten. So besteht bei der Emissionsberechnung aufgrund der vorhandenen Datenlage und der abzudeckenden Maßstabsebene bei den Flussgebieten in Deutschland die Notwendigkeit, teilweise von mittleren Emissionsfaktoren auszugehen. Regionale oder lokale Besonderheiten können somit oftmals nicht vollständig abgebildet werden. Räumlich und zeitlich variable Eigenschaften (Meteorologie, Naturraum, Nutzung) können bei einer großräumigen Betrachtung ebenfalls nicht adäquat erfasst werden.

Weitere Unsicherheiten bei der Abschätzung der Emissionen gehen auf stoffspezifische Eigenschaften von PAK zurück. Aufgrund der Vielzahl möglicher Verbindungen ist bei Messungen im Allgemeinen eine Beschränkung auf die toxikologisch oder quantitativ bedeutendsten Vertreter der Stoffgruppe von 16 (Σ EPA-PAK_{16}) oder weniger Verbindungen erforderlich. Dennoch ergeben sich auch innerhalb dieser Auswahl aufgrund abweichender physikochemischer Eigenschaften Unsicherheiten für die weitere Bewertung. Neben unterschiedlichen Wasserlöslichkeiten und variierenden Sorptionseigenschaften sind in diesem Zusammenhang auch mögliche Abbauprozesse zu nennen. Der potentielle Abbau der orga-

nischen Verbindungen verstärkt zusätzlich den auch bei anderen Stoffen (z. B. Schwermetallen) nachweisbaren Effekt von niedrigeren beobachteten Gewässerfrachten im Vergleich zu den modellierten Einträgen in das Gewässer. In diesen Fällen wird die gewässerseitige Retention in den betroffenen Flussgebieten mit der verwendeten Rückhaltbeziehung unterschätzt.

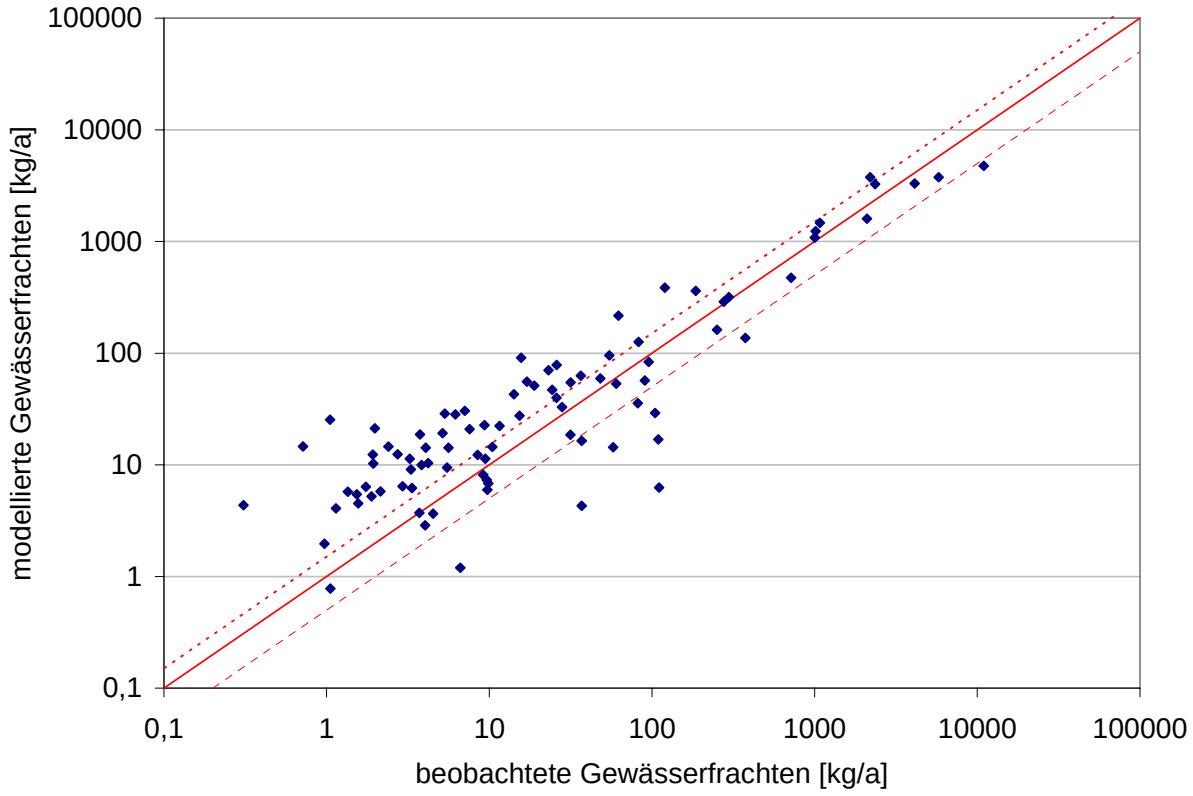


Abbildung 89: Vergleich beobachteter und modellierter Gewässerfrachten (Σ EPA-PAK_{16}) im Bilanzzeitraum 2003 – 2005

Die genannten Ursachen für potentielle Unsicherheiten verdeutlichen, dass im Fall der PAK weiterer Forschungs- und Entwicklungsbedarf besteht. Obwohl bereits anhand der vorliegenden Daten grundlegende, großräumige Trends erkennbar werden, sind Schritte zu einer weiteren Verbesserung der Ergebnisse vor allem bei mittleren und kleineren Flussgebieten anzustreben. Für eine Optimierung sind sowohl emissions- als auch gewässerseitig weitergehende Untersuchungen mit höherer räumlicher und zeitlicher Auflösung notwendig. Zusätzlich ist aufgrund der besonderen Eigenschaften von organischen Verbindungen eine erweiterte Betrachtung der Retention unter besonderer Berücksichtigung von Sorptions- und Abbauprozessen erforderlich.

5.4.3 Bedeutung von PAK im Gewässerschutz

Entsprechend BMU (2006) sind bei PAK-Verbindungen im Zeitraum 2002-2004 an ca. 10 bis 25 % der beprobten Messstellen an deutschen Gewässern Überschreitungen von Umweltqualitätsnormen für den ökologischen Zustand und für den chemischen Zustand nach EU-WRRL festzustellen. Nach einer Länderabfrage bezüglich der Gewässerbelastungssituation

für PAK in Deutschland wurden mehrere PAK-Vertreter sowie PAK als Summenparameter in der Gesamtbewertung als „relevant“ eingestuft (LEHMANN & VIETORIS, 2006). Zur Reduktion von Überschreitungen von Umweltqualitätsnormen in Gewässern besteht aufgrund der Relevanzverteilung vor allem bei diffusen atmosphärischen Einträgen dringender Handlungsbedarf.

5.4.4 Lösungsansätze

Entsprechend aktuellen Emissionsbilanzen bezüglich der Quellen atmosphärischer PAK-Einträge ergibt sich aufgrund komplexer Stofftransferprozesse für Gewässer eine große Relevanz von PAK-Emissionen vor allem durch ältere ineffiziente oder schlecht regulierte holzbetriebene Kleinfeuerungsanlagen in Haushalten. Aufgrund der voraussichtlichen Preisentwicklung bei Öl- und Gas und der Förderung CO_2 neutraler Brennstoffe, ist in Zukunft von einer weiteren starken Zunahme im Bereich der Holzfeuerungsanlagen auszugehen.

Eine erste grobe Abschätzung der weiteren Emissionsentwicklung bei Kleinfeuerungsanlagen kann auf Grundlage von Szenarien des Umweltbundesamtes (UBA, 2007b) und der Annahme einer zu Feinstäuben proportionalen Entwicklung der PAK-Emissionen erfolgen.

Entsprechend einer Prognose im Zusammenhang mit der Novellierung der 1. Bundesimmissionsschutzverordnung (BimSchV) ist ohne strengere Auflagen (vgl. Abbildung 90, „keine Novellierung“) für kleine Holzfeuerungsanlagen bis zum Jahr 2025 mit einem weiteren Anstieg der Feinstaub und PAK-Emissionen im Vergleich zum Jahr 2005 von ca. 30 % zu rechnen. Bei Vorgaben lediglich für neue Anlagen (vgl. Abbildung 90, „Nur Neuanlagenregelungen“) wird nach einem Maximum im Jahr 2015 (+12,5 % gegenüber 2005) im Jahr 2025 wieder annähernd das Niveau von 2005 erreicht. Durch die Regulierung neuer und bestehender Anlagen (vgl. Abbildung 90, „Neuanlagenregelung und Austauschprogramm“) ist dagegen eine Verminderung der Staub- und PAK-Emissionen bis 2025 um etwa 58 % gegenüber dem Wert von 2005 erreichbar.

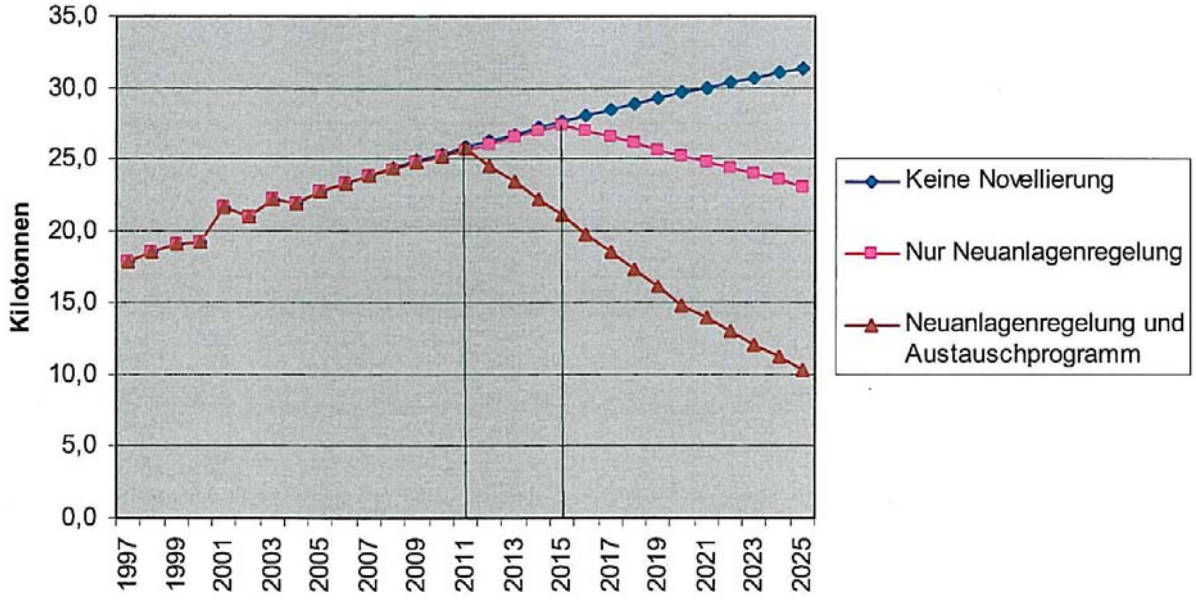


Abbildung 90: Prognose der Entwicklung der Staubemissionen - Novelle der 1. BImSchV (BMU, 2007)

Anhand der aktuellen Daten zu PAK-Emissionen und den Szenarien des Umweltbundesamtes zur Emissionsentwicklung bei Holzfeuerungsanlagen im Rahmen der Novelle der 1. Bundesimmissionsschutzverordnung kann eine erste Abschätzung möglicher Minderungspotenziale von PAK-Einträgen in Gewässer durch atmosphärische Einträge erfolgen. Entsprechend den Angaben des PRTR (2007) für den Zeitraum 1990 bis 2005 besitzt der Hausbrand in Deutschland mit durchschnittlich > 80 % den quantitativ größten Anteil an den erfassten diffusen PAK-Gesamtemissionen in die Atmosphäre. Auf Grundlage der deutschen UN ECE CLRTAP Emissionsberichterstattung 2008 für das Berichtsjahr 2006 (UBA, 2008b) entfallen auf die Kategorie „Haushalte“ 33,4 t und somit 91 % der erfassten Luftemissionen der PAK-Indikatorsubstanz Benzo(a)pyren von insgesamt 36,7 t. In Bezug auf den ebenfalls erfassten Summenparameter aus 4 PAK-Einzelverbindungen entfallen auf Feuerungsanlagen in Haushalten jährlich 87,9 t (entsprechend 87 %) der insgesamt erfassten 101,1 t. Für die weiteren Berechnungen wird daher für einen Σ EPA-PAK_{16} Summenparameter ein Anteil des Hausbrandes von 80 % angenommen. Auf Grundlage der vorliegenden Daten zu Gewässereinträgen werden die möglichen Auswirkungen für die von der atmosphärischen Deposition direkt und indirekt beeinflussten Eintragspfade abgeleitet.

Das Szenario „Neuanlagenregelung und Austauschprogramm“ geht entsprechend von einer Reduzierung der Σ EPA-PAK_{16}-Emissionen aus dem Hausbrand bis 2025 um 58 % gegenüber dem Wert von 2005 aus. Es ergibt sich ein berechnetes Minderungspotenzial für die Gesamteinträge in Gewässer von jährlich 6,3 t, was einer Reduzierung von 32,5 % im Vergleich zu 2005 entsprechen würde (vgl. Tabelle 62).

Tabelle 62: Szenarien: Entwicklung Σ EPA-PAK_{16}-Gewässereinträge für das Jahr 2025

Eintragspfade	Gewässereinträge 2005	Gewässereinträge 2025	Gewässereinträge 2025
	vgl. Eintragspfade Tabelle 61	Szenario „Neuanlagen-regelung und Aus-tauschprogramm“	Szenario „keine Novellierung“
	Σ EPA-PAK_{16} [kg/a]	Σ EPA-PAK_{16} [kg/a]	Σ EPA-PAK_{16} [kg/a]
Atmos. Deposition	4.165	2.233	5.165
Erosion	1.248	958	1.398
Grundwasser	1.256	1.256	1.256
Industrie	443	443	443
Binnenschifffahrt	1.600	1.600	1.600
Oberflächenabfluss	3.556	1.906	4.409
Dränagewasser	93	93	93
Urbane Flächen	5.794	3.763	6.844
Kläranlagenabläufe	1.269	860	1.480
Summe	**19.423**	**13.112**	**22.688**
Änderung [%]		**- 32**	**+ 17**
Änderung [kg]		**- 6.312**	**+ 3.265**

Das Szenario „keine Novellierung“ geht dagegen von einer Zunahme der Σ EPA-PAK_{16}-Emissionen aus dem Hausbrand bis 2025 um 30 % gegenüber 2005 aus. Es ergibt sich eine berechnete Zunahme bei den PAK Gesamteinträgen in Gewässer von jährlich 3,3 t, was einer Steigerung von 16,8 % im Vergleich zu 2005 entsprechen würde. Ausgehend von der Annahme, dass Minderungsmaßnahmen ausschließlich im Bereich des Hausbrandes umgesetzt werden, ergeben sich jeweils veränderte Anteile der betrachteten Eintragspfade von Σ EPA-PAK_{16}-Einträgen an den Einträgen in die Gewässer. Die Prognosen auf Grundlage der vorhandenen Daten verdeutlichen, dass die Durchführung oder Unterlassung von Maßnahmen im Bereich des Hausbrandes elementar für die weitere Entwicklung von PAK Einträgen in Gewässer sind (vgl. Abbildung 91). Obwohl weitere Minderungen bei allen Pfaden anzustreben sind, ist eine Reduzierung im Bereich des Hausbrandes vorrangig zu verfolgen.

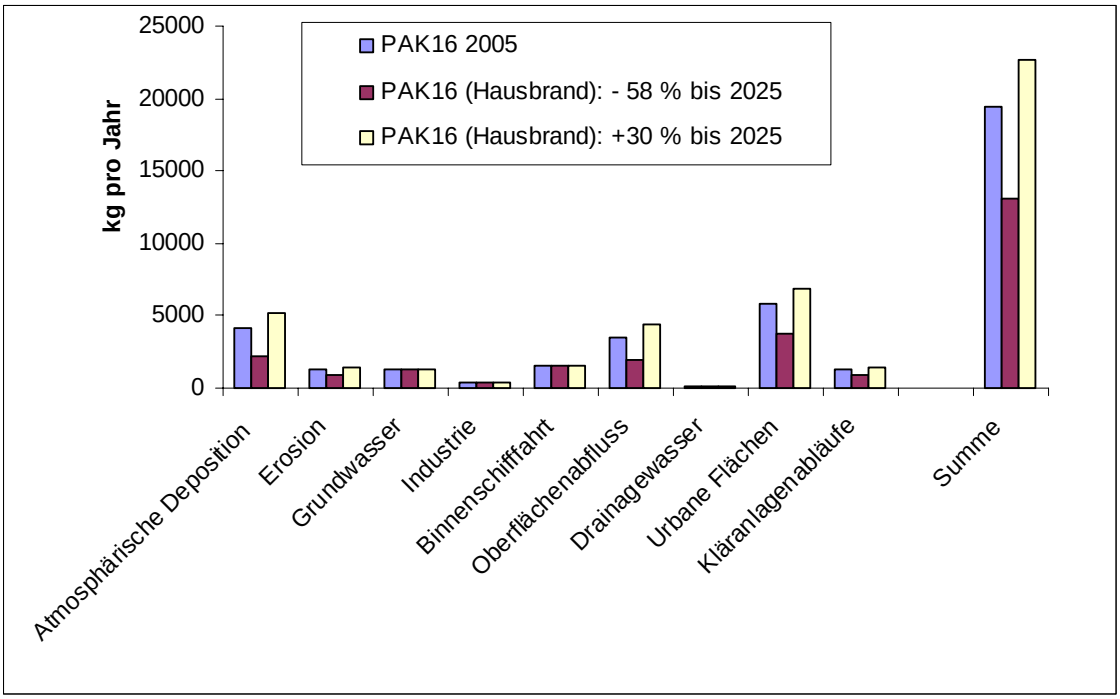


Abbildung 91: Einfluss PAK_{16} Emissionen des Hausbrandes auf Gewässereinträge 2025

Literatur

ADAC (2008): PAK: Schadstoffen auf der Spur ADAC-PAK-Test, Abruf: 06/2008 http://www.adac.de/Tests/Reifentests/PAK/default.asp?ComponentID=163988&SourcePageID=8979

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

AUERSWALD, K., SCHMIDT, F. (1986): Atlas der Erosionsgefährdung in Bayern. Bayerisches Geologisches Landesamt, GLA-Fachberichte 1.

AUSWÄRTIGES AMT (2008): http://www.auswaertiges-amt.de, Länderinformationen.

BACH, M., & SKITSCHAK, A. (2007): Berechnung der landwirtschaftlichen Stickstoffbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung „Kreise und kreisfreie Städte“, Endbericht des Teilvorhabens. UBA-F+E-Projektes (FKZ 205 24204), 41 S. Mit zwei Ergänzungen.

BAW (2007): Bundesanstalt für Wasserbau: persönliche Mitteilung, 22.Mai 2007

BEHRENDT, H. (1996): Inventories of point and diffuse sources and estimated nutrient loads – A comparison for different river basins in Central Europe. In: Water, Science and Technology (33), 4-5.

BEHRENDT, H., HUBER, P., KORNMILCH, M, LEY, M., OPITZ, D., SCHMOLL, O., SCHOLZ, G. & UEBE, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. UBA-Texte, 75/99, 288 S.

BEHRENDT, H., HUBER, P., KORNMILCH, M, OPITZ, D., SCHMOLL, O., SCHOLZ, G. & UEBE, R. (2000): Nutrient Emissions into river basins of Germany. UBA-Texte 23/00, p. 266.

BEHRENDT, H., BACH, M., KUNKEL, R., OPITZ, D., PAGENKOPF, W-G., SCHOLZ, G., WENDLAND, F. (2002a): Quantifizierung der Nährstoffeinträge der Flussgebiete Deutschlands auf der Grundlage eines harmonisierten Vorgehens. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben 29922285. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin.

BEHRENDT, H., DANNOWSKI, R., DEUMLICH, D., DOLEZAL, F., KAJEWSKI, I., KORNMILCH, M., KOROL, R., MIODUSZEWSKI, W., OPITZ, D., STEIDL, J. & STRONSKA, M. (2002b): Investigation on the quantity of diffuse entries in the rivers of the catchment area of the Odra and the Pomeranian Bay to develop decision facilities for an integrated approach on waters protection (Phase III). Final report, Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Berlin, p. 271.

BEHRENDT, H., HUBER, P., KORNMILCH, M, OPITZ, D., SCHMOLL, O., SCHOLZ, G. (2002c): Estimation of the nutrient inputs into river systems - experiences from German rivers. Regional Environmental Changes 3, 107-117.

BEHRENDT, H., BACH, M., KUNKEL, R., OPITZ, D., PAGENKOPF, W.-G., SCHOLZ, G. & WENDLAND, F. (2003a): Quantifizierung der Nährstoffeinträge der Flussgebiete Deutschlands auf der Grundlage eines harmonisierten Vorgehens. UBA-Texte 82/03, 201 S.

BEHRENDT, H., DANNOWSKI, R., DEUMLICH, D., DOLEZAL, F., KAJEWSKI, I., KORNMILCH, M., KOROL, R., MIODUSZEWSKI, W., OPITZ, D., STEIDL, J. & STRONSKA, M. (2003b): Point and diffuse emissions of pollutants, their retention in the river system of the Odra and scenario calculations on possible changes. Weißensee Verlag, p. 300.

BEHRENDT, H., VAN GILS, J., SCHREIBER, H. & ZESSNER, M. (2005): Point and diffuse nutrient emissions and loads in the transboundary Danube river basin. II. Long term changes. Arch. Hydrobiol. Suppl. 158 (Large Rivers 16), 221-247.

BEIER, M. (2008): Urbane Beeinflussung des Grundwassers: Stoffemissionen und -immissionen am Beispiel Darmstadts, Dissertation.

BERLIN (2001): Abwasserbeseitigungsplan Berlin 2001 Senatsverwaltung Stadtentwicklung, http://www.berlin.de/sen/umwelt/wasser/download/AB-Plan4.pdf

BERLIN (2008): http://www.berlin.de/sen/umwelt/wasser/hydrogeo/de/broschuere/2.4-Grundwasserbeschaffenheit.pdf, Abruf 07/2008

BGR (Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe) (2001): Digitale Geologische Karte von Deutschland – GK 1000. Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe, Hannover.

BGR (BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE) (1998): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1.000.000 (BÜK 1000): http://www.bgr.bund.de/cln_011/nn_325378/DE/Themen/Boden/Produkte/Karten/BUEK__1000.html
Geologische Karte der Bundesrepublik Deutschland (1993): http://www.bgr.bund.de/cln_011/nn_326782/DE/Themen/GG__geol__Info/Deutschland/GK1000/gk1000__node.html?__nnn=true

BIEBER, E. (2007): Bereitstellung von Messwerten zur atmosphärischen Deposition. Umweltbundesamt, Außenstelle Langen.

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.

BIRKE, M.; RAUCH, U.; SIEWERS, U., KANTOR; W.; WEHNER, H. (Stand 2007): Geochemischer Atlas. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Außenstelle Berlin, in Vorbereitung.

BKG (BUNDESAMT FÜR KARTHOGRAPHIE UND GEODÄSIE) (2007): Vektordaten der Verwaltungsgrenzen 1 : 250 000 der Bundesrepublik Deutschland (VG250). Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG). http://www.bkg.bund.de

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (Hrsg.) (2003): Hydrologischer Atlas von Deutschland. fcd Freiburger Verlagsdienste.

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2006):, „Wasserwirtschaft in Deutschland“.

BMU (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT) (2007): http://www.bmu.de/abfallwirtschaft/doc/40230.php, Stand: Oktober 2007 Abfallwirtschaft Klärschlammverwertung in der Landwirtschaft. Deutscher Klärschlamm-Bericht , EU-Kommission.

BÖHM, E., HILLENBRAND, T., MARSCHEIDER-WEIDEMANN, F., SCHEMPP, C. (2000): Emissionsinventar Wasser für die Bundesrepublik Deutschland. UBA-Texte 53/00, Dessau.

BÖHM, E.; HILLENBRAND, T.; MARSCHEIDER-WEIDEMANN, F.; SCHEMPP, C.; FUCHS, S.; SCHERER, U. (2001): Bilanzierung des Eintrags prioritärer Schwermetalle in Gewässer. UBA-Texte 29/01, Dessau.

BROMBACH, H. & MICHELBACH, S. (1998): Abschätzung des einwohnerbezogenen Nährstoffaustrages aus Regenentlastungen im Einzugsgebiet des Bodensees. Bericht Internationale Gewässerschutzkommission Bodensee, 49 S.

BROMBACH, HJ.; FUCHS, S. (2002): Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen von Trocken- und Regenwetterabflüssen in Misch- und Trennsystemen. Abschlussbericht des ATV-DVWK-Forschungsvorhabens 1-01.

CARL, P. & BEHRENDT, H. (2008): Regularity Based Functional Streamflow Disaggregation. I. Comprehensive Foundation, Water Resources Research, 44, W03426.

CARL, P., GERLINGER, K., HATTERMANN, K.K., KRYSANOVA, V., SCHILLING, C. & BEHRENDT, H. (2008): Regularity Based Functional Streamflow Disaggregation. II. Extended Demonstration. Water Resources Research, 44, W02420.

DESTATIS (2004): (Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung 2004, Statistisches Bundesamt, Fachserie 19 / Reihe 2.1: Umwelt Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung, 10. Abwasserbehandlungsanlagen 10.1.)

DESTATIS (2008a): Bodennutzung - Landwirtschaftlich genutzte Fläche nach Hauptnutzungsarten 2005, Abruf (04/2008), www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Content/Statistiken/LandForstwirtschaft/Bodennutzung/Tabellen/Content75/HauptnutzungsartenLF,templateId=renderPrint.psml

DESTATIS (2008b): Nutzung von Fläche und RaumSiedlungs- und Verkehrsfläche nach Art der tatsächlichen Nutzung, Abruf (07/2008) http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Content/Statistiken/Umwelt/UmweltoekonomischeGesamtrechnungen/Flaechennutzung/Tabellen/Content75/SiedlungsVerkehrsflaecheNutzung,templateId=renderPrint.psml

DEUMLICH, D. & FRIELINGHAUS, M. (1993): Eintragspfade Bodenerosion und Oberflächenabfluß im Lockergesteinsbereich. In: Werner, W. & Wodsak, H.-P. (Hrsg.): Stickstoff- und Phosphoreintrag in Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR. Agrarspectrum 22, Frankfurt/M.

DIN (2003): Abwassertechnik – Grundbegriffe. August 2003, Beuth Verlag GmbH, Berlin.

DOHMANN, M. (2008): Wassergefährdung durch undichte Kanäle: Erfassung und Bewertung, Gebundene Ausgabe: 306 Seiten, Springer Verlag, Berlin; Auflage: 1 (Juli 2008).

DRIESCHER, E. & GELBRECHT, J. (1993): Assessing the Diffuse Phosphorus Input from Subsurface to Surface Waters in the Catchment Area of the Lower River Spree (Germany). In: OLEM, H. (Ed.): Diffuse Pollution. Proceedings of the IAWQ 1st. International Conference on Diffuse (Nonpoint) Pollution, Chicago, USA, 19-24 September 1993.

ECKLEY, C.S.; BRANFIREUN, B. (2008): Mercury mobilization in urban stormwater runoff. Science of the Total Environment, 403, S. 164-177.

EEA (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY) (2005): CORINE LAND COVER, CLC2000 http://www.corine.dfd.dlr.de/corine_order_de.html

EEA (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY) (2007): Population density 2001 disaggregated with Corine Landcover 2000:
http://dataservice.eea.europa.eu/dataservice/metadetails.asp?id=1018
Corine land cover 2000 (CLC2000) seamless vector database:
http://dataservice.eea.europa.eu/dataservice/metadetails.asp?id=950 (Stand: 08.2007).

EMEP (CO-OPERATIVE PROGRAMME FOR MONITORING AND EVALUATION OF THE LONG-RANGE TRANSMISSION OF AIR POLLUTANTS IN EUROPE) (2006): http://www.emep.int/.

EMEP (CO-OPERATIVE PROGRAMME FOR MONITORING AND EVALUATION OF THE LONG-RANGE TRANSMISSION OF AIR POLLUTANTS IN EUROPE) (2007a): Bereitstellung von Modellergebnissen zur atmosphärischen Deposition. http://www.msceast.org/

EMEP (CO-OPERATIVE PROGRAMME FOR MONITORING AND EVALUATION OF THE LONG-RANGE TRANSMISSION OF AIR POLLUTANTS IN EUROPE) (2007b): HM and POP country reports, Detailed reports for each EMEP country, Persistent Organic Pollutants, Last update: Fri, 5 Oct 2007 13:19:55 UTC, http://www.msceast.org/countries/index.html

EPER (EUROPÄISCHES SCHADSTOFFEMISSIONSREGISTER) (2007): Ergebnisse der Berichterstattungen zum Europäischen Schadstoffemissionsregister EPER-1 und EPER-2 in Deutschland, Juli 2007.
(http://www.home.eper.de/startseite/eper_daten/ergebnisse/Auswertung%20EPER_Bericht1+2.pdf).

EUROPEAN COMMISSION (2000): Water Framework Directive (WFD) 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. EN Official Journal of the European Communities L 327/1, p.72.

EUROPEAN SOIL BUREAU (2007): http://eusoils.jrc.it/esbn/Esbn_overview.html (Stand: 25.01.2008)

EUROSTAT (2007a): Gesamtbevölkerung der EU-Mitgliedsstaaten.
http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/population/data/main_tables | Demographie | Wichtigste Bevölkerungsindikatoren | Gesamtbevölkerung (tps00001)

EUROSTAT (2007b): Bevölkerungsanteil mit Anschluss an eine Kanalisation für kommunales Abwasser
http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/environment/data/main_tables | Wasser | Bevölkerungsanteil mit Anschluss an eine Kanalisation für kommunales Abwasser (ten00020)

EUROSTAT (2007c): Bevölkerungsanteil mit Anschluss an kommunale Kläranlagen insgesamt (ten00021) http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/environment/data/main_tables | Wasser | Bevölkerungsanteil mit Anschluss an kommunale Kläranlagen insgesamt (ten00021)

EWA (European Water Association) (2005): EWA Yearbook 2005. http://www.ewaonline.de/downloads/Yearbook_2005.pdf

FAO (2007): Soil map of the World (DSMW, FAO 1997 based on the FAO/UNESCO Soil Map of the World). http://apps.fao.org/

FDZ (FORSCHUNGSDATENZENTRUM DER STATISTISCHEN ÄMTER DES BUNDES UND DER LÄNDER) (2007): http://www.forschungsdatenzentrum.de/

FREDE, H. G. & DABBERT, S. (1998): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Landsberg.

FUCHS, S., SCHERER, U., HILLENBRAND, T., MARSCHEIDER-WEIDEMANN, F., BEHRENDT, H., OPITZ, D. (2002): Schwermetalleinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands. UBA-Texte 54/02, Dessau.

FUCHS, S. & SCHWARZ, M. (2007): Ableitung bodenspezifischer Anreicherungsfaktoren zur Bestimmung des Phosphor- und Schwermetalleintrages in Oberflächengewässer durch Erosion. Abschlussbericht BWPLUS. Vorhabensnummer BWR 24017.

FUCHS, S., WANDER, R., SCHERER, U. (2007) Relative Bedeutung der verschiedenen Zink-Emissionen für die regionalen Zinkkonzentrationen in deutschen Oberflächengewässern (FKZ 360 12 015). Gutachten im Auftrag des Umweltbundesamtes.

GANDRASS, J., SALOMONS, W. (2001): Dredged Material in the Port of Rotterdam - Interface between Rhine Catchment Area and North Sea. Project for the Port of Rotterdam. GKSS, Geesthacht.

GAUGER, T., HAENEL, H. D., RÖSEMANN, C., DÄMMGEN, U., NAGEL, H. D., SCHÜTZE, G., KRAFT, P., SCHLUTOW, A., DUYZER, J., SCHAAP, M., BLEEKER, A., ERISMAN, J. W., VERMEULEN, A. T & ANSHELM, F. (2007): Nationale Umsetzung der UNECE Luftreinhaltekonvention (Wirkungen): ICP Modelling & Mapping NFC; Schwermetalle (Critical Loads, Deposition); Stickstoff und Säure (Deposition); Stickstoff (Wirkungen); Materialkorrosion; kritische Ozonflüsse. Endbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes, BMU/UBA FKZ 204 63 252. Landbauforsch. Völkenrode, Sonderheft (in abschließender Bearbeitung).

GETTA, M., KORBER, H.-G. (2005): Gefährliche Stoffe in Gewässern des Emschergebietes. Vortrag auf der Tagung der Emschergenossenschaft „gefährliche Stoffe, neue Parameter“ am 16.3.2005 in Oberhausen.

GÖTZ, T. (2008): Einträge von prioritären Stoffen in Gewässer Untersuchungen am Beispiel von PAK und Blei, Institut für Geographie und Geoökologie (IFGG I) der Universität Karlsruhe (TH) in Kooperation mit dem Fraunhofer Institut für System- und Innovationsforschung (ISI), Diplomarbeit, Selbstverlag FHG, Volltext via http://www.isi.fraunhofer.de/publ/suche.htm oder http://publica.fraunhofer.de/starweb/servlet.starweb?path=urn.web&search=urn:nbn:de:0011-n-776189.

GPCC (GLOBAL PRECIPITATION CLIMATOLOGY CENTRE) (2006): ftp://ftp-anon.dwd.de/pub/data/gpcc/download.html

GÜNDRA, H., JÄGER, S., SCHROEDER, M., DIKAU, R. (1995): Bodenerosionsatlas Baden-Württemberg. Agrarforschung in Baden-Württemberg, Bd. 24, 76 S., Stuttgart: Ulmer.

HEANEY, J. P., HUBER, W. C. & NIX, S. J. (1976): Storm Water Management Model Level I - Preliminary Screening Procedures. EPA 600/2-76-275.

HELCOM (1992): Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area. Helsinki Comission. Baltic Marine Environment Protection Commission. http://www.helcom.fi/Convention/en_GB/text/

HELLMANN, H. (2004): UWSF-Z Umweltchem Ökotox 15 (3) 175-184 (2004), „Vorschlag zur Auswertung von PAK - Kontaminationen“.

HENZLER, R. (2004): Quantifizierung und Modellierung der PAK-Elution aus verfestigten und unverfestigten Abfallmaterialien. Dissertation, Tübingen.

HILLENBRAND, T.; TOUSSAINT, D., BÖHM, E., FUCHS, S., SCHERER, U., RUDOLPHI, A., HOFFMANN, F. (2005): Einträge von Kupfer, Blei und Zink in Gewässer und Böden. UBA-Texte 19/05, Dessau.

HILLENBRAND, T., MARSCHEIDER-WEIDEMANN, F., GÖTZ, T (2008): Datenbasis Prioritäre Stoffe - Relevanz in Deutschland sowie weitergehende Untersuchungen zur Emissionsbilanzierung am Beispiel der PAKs, Fraunhofer Institut für System- und Innovationsforschung, Breslauer Str. 48, 76139 Karlsruhe.

HINDEL, R., FLEIGE, H. (1991): Schwermetalle in Böden der Bundesrepublik Deutschland – geogene und anthropogene Anteile. UBA-Texte 91/20.

HIRT, U., HAMMANN, T. & MEYER, B. C. (2005a): Mesoscalic estimation of nitrogen discharge via drainage systems. Limnologica 35 (3): 206-219.

HIRT, U., MEYER, B. C. & HAMMANN, T. (2005b): Proportions of subsurface drainages in large areas - Methodological study in the Middle Mulde catchment (Germany). J. Plant. Nutr. Soil Sci. 168: 375 - 385.

HORN, M.; STEVEN, H.; HABERKORN, U.; SCHULTE. L.-E. (2005): - Schadstoff- und Lärmemissionen von Motorbooten – Grundlage für die Fortschreibung der U-Richtlinie 94/25/EG zur Begrenzung der Emissionen von Motorbooten. Im Auftrag des UBA, FKZ 201 45 109, RWTÜV Fahrzeug GmbH, Essen, Juli 2005

IKSE (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE) (2005): Merkmale der Flussgebietseinheit, Überprüfung der Umweltauswirkungen menschlicher Aktivitäten und wirtschaftliche Analyse der Wassernutzung. Bericht an die Europäische Kommission. http://www.ikse-mkol.org/uploads/media/Bericht2005_A_Dt_22022005.pdf

IKSO (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ODER) (2007): Überwachung des Zustandes der Oberflächengewässer, des Zustandes des Grundwassers und der Schutzgebiete. Bericht an die Europäische Kommission. http://www.mkoo.pl/download.php?fid=2030

IKSR (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS) (1999a): Übereinkommen zum Schutz des Rheins. http://www.iksr.org/fileadmin/user_upload/Dokumente_de/uebereinkommen_zum_schutz_des__rheinsVers._12.04.99.pdf

IKSR (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS) (1999b): Rhein, Bestandsaufnahme der Einträge prioritärer Stoffe 1996. Koblenz.

IKSR (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS) (2005): Bestandsaufnahme Teilberichte. Bestandsaufnahme in Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie der EU. http://www.iksr.org/index.php?id=125&no_cache=1&tx_danpdocumentdirs_pi2[mode]=1&tx_danpdocumentdirs_pi2[folder]=3&tx_danpdocumentdirs_pi2[fclick]=%2C3

IVASHECHKIN, P. (2005): Literaturauswertung zum Vorkommen gefährlicher Stoffe im Abwasser und in Gewässern. Projekt AZ IV 9- 042 059 für das MUNLV, S.46-49.

IWG (INSTITUT FÜR WASSER UND GEWÄSSERENTWICKLUNG, BEREICH SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT UND WASSERGÜTEWIRTSCHAFT) Scherer, U. (2008): Datensammlung zu gemessenen PAK-Konzentrationen im Trennkanal im Mittel ab 1995. Persönliche Mitteilung

KEMI (2003): HA oils in automotive tyres – prospects of a national ban. Report on a government commission. Swedish National Chemicals Inspectorate, 27 March 2003

KOHLER, M., KÜNNIGER, T. (2003): Emissions of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) from creosoted railroad ties and their relevance for life cycle assessment (LCA). Holz als Roh- und Werkstoff 61, 117–124.

KOLLOTZEK, D. ET AL. (1996): Technische, analytische, organisatorische und rechtliche Maßnahmen zur Verminderung der Klärschlammbelastung mit relevanten organischen Schadstoffen. FuE-Projekt 103 50 123 des Umweltbundesamtes.

KRAUSE, C. (2001): Umwelt-Survey 1998, Trinkwasser: Elementgehalte in Stagnationsproben des häuslichen Trinkwassers der Bevölkerung in Deutschland. WaBoLu Hefte, 4, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Umweltbundesamtes, Berlin.

KRETZSCHMAR, R. (1977): Stofftransport in ländlichen Entwässerungsgräben und Vorflutern. In: Landwirtschaftliche Forschung 30.

KUNKEL, R. & WENDLAND, F. (1999): Das Weg-/Zeitverhalten des grundwasserbürtigen Abflusses im Elbeeinzugsgebiet. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Vol. 19, Jülich.

KUNKEL, R., MONTZKA, C. & WENDLAND, F. (2007): Anwendung des im Forschungszentrum Jülich entwickelten Modells WEKU zur Ableitung flussgebietsbezogener Aufenthaltszeiten des Grundwassers in Deutschland. – Auftrag im Rahmen des UFOPLAN-Projektes 205 24 204: Entwicklung eines szenariofähigen Managementtools für Stoffeinträge in Oberflächengewässer im Rahmen internationaler Berichtspflichten. Endbericht des Teilvorhabens. Forschungszentrum Jülich, Jülich, 89 S.

KUNZE, D. (2008): Datengrundlage PRTR, Persönliche Mitteilung des Umweltbundesamts via E-Mail vom 20.05.2008.

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) (2003): Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz, LABO, Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden, 3. überarbeitete und ergänzte Auflage, 2003, Anhang: Tabellen der Hintergrundwerte für Böden. http://www.labo-deutschland.de/pdf/LABO-HGW-Anhang.pdf.

LANU (LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT SCHLESWIG-HOLSTEIN) (2008): persönliche Mitteilung via E-Mail vom 03.07.2008, Dr. Wolfgang Moritz.

LEHMANN, M.; VIETORIS, U. (2006): Prioritäre Stoffe - Ergebnisse Länderabfrage 2005. Vortrag im Rahmen des Workshops "Emissionsminderungsmaßnahmen für prioritäre Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie - Bestandsaufnahme und Handlungsoptionen", 30.05.2006, abrufbar unter http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/stoffhaushalt/ws-prio-stoffe.htm.

LFU (2002): Grundwasserüberwachung > Ergebnisse der Beprobung 2001 > Fachbericht PAK, http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/36894/

LFU (2005): Grundwasserüberwachung > Ergebnisse der Beprobung 2004 > Fachbericht PAK, http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/14001/

LFU-B (2008): Bayerisches Landesamt für Umwelt, Referat 91 - Grundwasserbeschaffenheit, Koordinierung Grundwasser, Dipl.-Ing. (FH) Georg Straus.

LUWG-RP (LANDESAMT FÜR UMWELT, WASSERWIRTSCHAFT UND GEWERBEAUFSICHT RHEINLAND-PFALZ) (2008): Abteilung 7 - Grundlagen der Wasserwirtschaft, Referat 73, Hydrologischer Dienst des Grundwassers, Grundwasserbeschaffenheit, Wolfgang Plaul.

MAN DIESEL (2008): Persönliche Mitteilung.

MAYER, H.K. & LEWIS, C.: Constitution of coal tar pitch and its effect on properties. acs.omnibooksonline.com/data/papers/2004_K005.pdf

MEIßNER, E. (1991): Abschätzung der mittleren Jahresschmutzwasserfrachten aus Mischwassereinleitungen. In: Wasser-Abwasser-Abfall 7, Kassel.

MLUV (MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ) (2008): Regierung des Bundeslandes Mecklenburg-Vorpommern, persönliche Mitteilung via E-Mail vom 01.07.2008, Gabriele Lemke, Abteilung Wasser und Boden, Dezernat 320 / Dr. Christine Reuther, Referat 740 Bodenschutz, Altlasten.

MUNLV (2004): „Abfälle aus Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen – Teil D – Organische Schadstoffe in Klärschlämmen aus der kommunalen Abwasserbehandlung".

NASA-SRTM (2005): http://www2.jpl.nasa.gov/srtm/cbanddataproducts.html

NASH, J. E. & SUTCLIFFE, J. V. (1970): River flow forecasting through conceptual models – Part 1 - A dissuccion of principles. Journal of Hydrology 10, 282-290.

NEARING, M. A. (1997): A single, continuous function for slope steepness influence on soil loss. In: Soil Sci. Soc. Am. J., 61:917-919.

NOLTE, R.F. (1986): Herkunft und Stoffbilanz der sieben Schwermetalle aller 562 hessischen Kläranlagen, GWA 85, Aachen.

NTZIACHRISTOS, L. (2003): Road Vehicle Tyre & Brake Wear, & Road Surface Wear rt070700 Activities 070700-070800 Aristotle University / Lab of Applied ThermodynamicsThessaloniki, Greece.

OECD (ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT) (2001): http://www.oecd.org/document/29/0,3343,en_2649_37401_1890205_1_1_1_37401,00.html

OSPAR (OSLO-PARIS-COMMISSION) (1998): Principles of the comprehensive study of riverine inputs and direct discharges (RID).

PRTR (2007): http://www.prtr.de/ Pollutant Release and Transfer Register Datengrundlage für PAK (Abruf 12/2007).

RIVM (NATIONAL INSTITUTE OF PUBLIC HEALTH AND THE ENVIRONMENT) (2007): http://www.rivm.nl/en/

ROGLER, H. & SCHWERTMANN, U. (1981): Erosivität der Niederschläge und Isoerodentkarte von Bayern. In: Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung 22.

SCHÄFER, M. (1999): Regionalisierte Stoffstrombilanzen in städtischen Einzugsgebieten-Möglichkeiten, Probleme und Schlussfolgerungen, Disseration. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, 97

SCHEFFER, F.& SCHACHTSCHABEL, P. (2002): Lehrbuch der Bodenkunde, Spektrum Akademischer Verlag; Auflage: 15. A.

SCHRAMM (2008): Helmholtz Zentrum München, Deutsches Forschungszentrum für Gesundheit und Umwelt, Prüfbericht: „Bestimmung von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen“, Prof. Dr. Dr. Karl-Werner Schramm.

SCHREIBER, H., B BEHRENDT, H., CONSTANTINESCU, L.T., CVITANIC, I. DRUMEA, D., JABUCAR, D., JURAN, S., PATAKI, B., SNISHKO, S. & ZESSNER, M. (2005): Nutrient Emissions from Diffuse and Point Sources into the River Danube and its main Tributaries in the Period 1998-2000 – Results and problems. Water Science and Technology, 51, 3-4, 283-290.

SCHWERTMANN, U., W. VOGL & M. KAINZ (1987): Bodenerosion durch Wasser – Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. – Ulmer Verlag, 64 S.

SIEKER, F. (2004): Regen(ab)wasserbehandlung und -bewirtschaftung unter Berücksichtigung der Anforderungen nach § 7a WHG und einer möglichst ortsnahen Versickerung. UBA-Texte 09/04, Dessau.

STATISTISCHES BUNDESAMT (1983, 1987, 1991, 1995, 1998a, 2001, 2004): Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung. Fachserie 19 / Reihe 2.1. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.

STATISTISCHES BUNDESAMT (1986a): Auszug aus Fachserie 3, Reihe 4.1: Viehbestand.

STATISTISCHES BUNDESAMT (1986b): Fachserie 4, Reihe 8.2 - Düngemittelversorgung Wirtschaftsjahr 1985/1986.

STATISTISCHES BUNDESAMT (1996): Auszug aus Statistisches Bundesamt: Fachserie 3, Reihe 4.1: Viehbestand.

STATISTISCHES BUNDESAMT (1998b): Fachserie 4, Reihe 8.2 – Düngemittelversorgung. Wirtschaftsjahr 1997/1998.

STATISTISCHES BUNDESAMT (1999): Fachserie 3, Reihe 4.1: Viehbestand.

STATISTISCHES BUNDESAMT (2000): Fachserie 4, Reihe 8.2 – Düngemittelversorgung Wirtschaftsjahr 1999/2000.

STATISTISCHES BUNDESAMT (2006a): Fachserie 4, Reihe 8.2 – Düngemittelversorgung Wirtschaftsjahr 2005/2006.

STATISTISCHES BUNDESAMT (2006b): Fachserie 3, Reihe 4.1: Viehbestand.

STATISTIK LOKAL (2004): Daten für die Gemeinden und Kreise Deutschlands. Ausgabe 2004. Statistische Ämter des Bundes und der Länder.

STATISTISCHES JAHRBUCH DER DDR (1986): Herausgegeben von der Zentralverwaltung für Statistik der Deutschen Demokratischen Republik, 31. Jahrgang. Staatsverlag der DDR, Berlin.

STRAUSS, P. & WOLKERSDORFER, G. (2004): Deliverable 2.2 – Key Factors of Soil Erosion, Danubs project, TU Wien, 55P.

TEST (2006): Gift in Werkzeugen. Stiftung Warentest, http://www.stiftung-warentest.de/online/haus_garten/meldung/1365869/1365869.html.

UBA (UMWELTBUNDESAMT) (1998): Institut für Umweltforschung der Universität Dortmund: „Exemplarische Erfassung der Umweltexposition ausgewählter Kautschukderivate bei der bestimmungsgemäßen Verwendung in Reifen und deren Entsorgung“; Werner Baumann und Monika Ismeier; Abschlussbericht 1997 zum Forschungsvorhaben FKZ 106 02 081, das im Auftrag des Umweltbundesamtes im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesumweltministeriums gefördert wurde, UBA-FB 98-003

UBA (UMWELTBUNDESAMT) (1999): Wasserqualität der deutschen Flüsse. Ökobase Umweltatlas. http://www.umweltbundesamt.de/hid/index.htm.

UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2007a): UBA Texte 30/07, Begrenzung von Schadstoffeinträgen bei Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Landwirtschaft bei Düngung und Abfallverwertung, www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3295.pdf.

UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2007b): Hintergrundpapier: Feinstaub aus Kamin und Holzofen http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-presse/hintergrund/holzfeuerung.pdf.

UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2007c): Hintergrund zur Novelle, Die Novelle der Kleinfeuerungsverordnung www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/bimschv1_hg_novelle.pdf.

UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2008a): Nationaler Durchführungsplan unter dem Stockholmer Abkommen zu persistenten organischen Schadstoffen (POPs), Texte 01/08, ISSN 1862-4804

UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2008b): Abfrage der UBA Grundwasserdatenbank, Persönliche Mitteilung des Umweltbundesamts via E-Mail vom 30.06.2008, Dr. Rüdiger Wolter.

UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2008c): Berichterstattung 2008 unter dem Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverschmutzung (UN ECE-CLRTAP), NFR Inventartabellen, http://www.umweltbundesamt.de/emissionen/archiv/unece_clrtap_de_2008.zip

UMWELT (2006): 04/2006, 245-246, Referat IG II 4 „Chemikalien, Risikobewertung und Risikomanagement“, Magazin des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU)

UMWELTBEOBACHTUNG (2007): UMEG Zentrum für Umweltmessungen, Umwelterhebungen und Gerätesicherheit Baden-Württemberg, Atmosphärische Deposition der Jahre 2002 bis 2004 an den Intensiv-Messstellen in Baden-Württemberg http://www.umweltbeobachtung.de/journal//U811-MDBW11-J02-de.pdf (Abruf 11/2007), Europ. Env. eJournal

USGS (U.S. GEOLOGICAL SURVEY) (1996): Global digital elevation model (DEM) GTOPO30. http://edc.usgs.gov/products/elevation/gtopo30/gtopo30.html

VENOHR, M. (2006): Modellierung der Einflüsse von Temperatur, Abfluss und Hydromorphologie auf die Stickstoffretention in Flusssystemen. Berliner Beiträge zur Ökologie, Bd. 14, Weißensee Verlag, 193 S.

VENOHR, M., DONOHUE, I., FOGELBERG, S., ARHEIMER, B. & B BEHRENDT, H. (2005): Nitrogen retention in a river system and the effects of river morphology and lakes. Water Science and Technology 51(3-4), 19-29.

WALLING, D. E. (1983): The sediment delivery problem. In: Journal of Hydrology 65.

WALLING, D. E. (1996): Suspended sediment transport by rivers: A geomorphological and hydrological perspective. In: Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advance. Limnol. 47.

WANDER, R. (2004): Quellenbezogene Analyse und Quantifizierung der Schmutzstofffrachten im Trockenwetter- und Regenwasserabfluss von Kanalisationssystemen. Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH), Diplomarbeit

WELKER, A. (2004): Schadstoffströme im urbanen Wasserkreislauf Aufkommen und Verteilung, insbesondere in den Abwasserentsorgungssystemen, Habilitationsschrift vorgelegt Januar 2004.

WERNER, W. & WODSAK, H.-P. (1994) (Hrsg.): Stickstoff- und Phosphoreintrag in Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR. Agrarspectrum 22, Frankfurt/M.

ZESSNER-SPITZENBERG (2007): persönliche Mitteilung von Matthias Zessner-Spitzenberg, Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft der TU Wien.

ZKR (ZENTRALKOMMISSION FÜR DIE RHEINSCHIFFFAHRT) (2008): Persönliche Mitteilung

Anhang

Tab.-Anh. 1: Entwicklung der Bevölkerung 1980-2005 in 1.000 E

Land	1980	1985	1990	1995	2000	2005
Baden-Württemberg	9.190	9.241	9.619	10.272	10.476	10.736
Bayern	10.871	10.958	11.221	11.922	12.155	12.469
Berlin	3.055	3.064	3.400	3.472	3.387	3.395
Brandenburg	2.659	2.660	2.578	2.542	2.602	2.559
Bremen	695	666	674	680	663	663
Hamburg	1.653	1.592	1.626	1.706	1.705	1.744
Hessen	5.576	5.535	5.661	5.981	6.052	6.092
Mecklenburg-Vorpommern	2.101	2.114	1.964	1.832	1.789	1.707
Niedersachsen	7.234	7.216	7.284	7.715	7.899	7.994
Nordrhein-Westfalen	17.017	16.704	17.104	17.816	18.000	18.058
Rheinland-Pfalz	3.633	3.624	3.702	3.952	4.031	4.059
Saarland	1.069	1.051	1.065	1.084	1.072	1.050
Sachsen	5.149	5.030	4.764	4.567	4.426	4.250
Sachsen-Anhalt	3.060	3.021	2.874	2.759	2.649	2.470
Schleswig-Holstein	2.599	2.614	2.595	2.708	2.777	2.833
Thüringen	2.727	2.726	2.684	2.518	2.449	2.335
Deutschland	78.287	77.815	78.813	81.526	82.130	82.414
Belgien	9.855	9.858	9.948	10.131	10.239	10.446
Tschechische Republik	10.326	10.326	10.326	10.333	10.278	10.221
Dänemark	5.122	5.111	5.135	5.216	5.330	5.411
Frankreich	53.714	55.173	56.577	58.567	60.538	62.638
Italien	56.389	56.602	56.694	56.846	56.929	58.462
Luxemburg	364	366	379	406	434	455
Niederlande	14.090	14.454	14.893	15.424	15.864	16.306
Österreich	7.584	7.574	7.645	7.943	8.002	8.207
Polen	38.073	38.073	38.073	38.284	38.254	38.157
Liechtenstein	28	28	28	31	32	35
Schweiz	6.751	6.751	6.751	7.019	7.164	7.415

Quelle: EUROSTAT (2007a), *Statistische Landesämter von Brandenburg, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Thüringen* und STATISTISCHES JAHRBUCH DER DDR (1986)

Tab.-Anh. 2: Anschlussgrad der Bevölkerung an die öffentliche Kanalisation in %

Land	1983	1987	1991	1995	1998	2001	2004
Baden-Württemberg	97,2	98,0	98,1	98,2	98,5	98,8	99,0
Bayern	85,2	88,0	89,8	92,2	93,2	94,4	95,5
Berlin	96,9	96,9	96,9	98,0	98,4	98,5	98,4
Brandenburg	55,0	55,0	55,0	61,9	68,6	76,7	82,6
Bremen	99,1	99,9	100,0	100,0	99,9	99,4	99,8
Hamburg	94,4	95,2	98,7	96,7	98,5	100,0	98,9
Hessen	97,8	98,5	98,1	99,3	99,3	99,4	99,4
Mecklenburg-Vorpommern	65,2	65,2	65,2	75,3	77,9	81,8	83,9
Niedersachsen	82,9	85,9	88,3	90,5	92,3	93,3	93,8
Nordrhein-Westfalen	91,1	92,4	93,9	95,5	96,2	96,7	97,2
Rheinland-Pfalz	92,3	94,2	95,9	97,0	97,7	98,5	98,9
Saarland	98,5	98,5	98,7	98,8	98,8	99,2	99,1
Sachsen	78,4	78,4	78,4	78,9	82,3	85,4	87,5
Sachsen-Anhalt	73,4	73,4	73,4	79,4	79,3	84,3	88,3
Schleswig-Holstein	81,4	85,9	88,7	90,5	92,4	93,5	94,1
Thüringen	87,5	87,5	87,5	89,4	88,0	90,6	91,5
Deutschland	87,6	89,0	90,2	92,1	93,2	94,6	95,5
Belgien	81,0	81,0	81,0	81,0	82,0	82,0	82,0
Tschechische Republik	69,0	72,0	72,0	73,0	74,0	75,0	78,0
Dänemark	88,0	88,0	87,0	87,0	89,0	89,0	89,0
Frankreich	81,0	81,0	81,0	81,0	79,0	82,0	82,0
Italien	61,0	61,0	61,4	63,0	67,5	69,0	69,0
Luxemburg	90,0	90,0	90,0	88,0	91,8	94,0	95,0
Niederlande	92,0	94,0	96,0	97,0	98,0	98,0	99,0
Österreich	65,0	72,0	73,3	76,0	82,0	86,0	89,0
Polen	53,0	53,0	53,0	53,0	55,0	57,0	59,0
Liechtenstein	91,0	91,0	91,0	94,0	96,0	96,2	96,8
Schweiz	91,0	91,0	91,0	94,0	96,0	96,2	96,8

Quelle: EUROSTAT (2007b), STATISTISCHES BUNDESAMT (1983, 1987, 1991, 1995, 1998, 2001, 2004)

Tab.-Anh. 3: Anschlussgrad der Bevölkerung an kommunale Kläranlagen in %

Land	1983	1987	1991	1995	1998	2001	2004
Baden-Württemberg	93,9	96,5	97,3	97,6	98,2	99,0	98,9
Bayern	80,5	84,6	87,5	90,5	92,0	94,0	94,9
Berlin	96,9	96,9	96,9	98,0	98,4	99,0	98,4
Brandenburg	53,7	53,7	53,7	61,1	68,5	77,0	82,5
Bremen	99,1	99,9	100,0	100,0	99,9	100,0	99,8
Hamburg	93,8	94,9	98,6	96,7	98,5	100,0	98,9
Hessen	86,6	91,6	95,8	97,2	98,5	99,0	99,0
Mecklenburg-Vorpommern	63,0	63,0	63,0	70,7	76,9	82,0	83,7
Niedersachsen	81,7	84,9	87,3	90,3	92,2	93,0	93,8
Nordrhein-Westfalen	89,8	91,9	93,6	95,3	96,1	97,0	97,2
Rheinland-Pfalz	80,3	85,8	89,9	94,1	96,3	98,0	98,7
Saarland	61,5	66,3	69,0	76,8	85,1	90,0	91,7
Sachsen	59,5	59,5	59,5	64,2	73,2	78,0	81,9
Sachsen-Anhalt	56,6	56,6	56,6	63,5	74,1	81,0	85,0
Schleswig-Holstein	79,8	84,3	87,6	89,9	92,2	93,0	93,9
Thüringen	49,0	49,0	49,0	53,6	57,6	61,0	65,0
Deutschland	81,1	83,5	85,7	88,6	91,0	92,8	94,1
Belgien	29,0	29,0	29,0	29,0	38,0	38,0	38,0
Tschechische Republik	46,0	49,0	51,0	56,0	62,0	65,0	71,0
Dänemark	80,0	81,0	86,0	87,0	89,0	89,0	89,0
Frankreich	50,0	51,0	70,6	77,0	77,0	79,0	79,0
Italien	61,0	61,0	61,4	63,0	67,5	69,0	69,0
Luxemburg	83,0	86,5	90,0	88,0	91,8	94,0	95,0
Niederlande	72,0	89,0	94,0	97,0	98,0	98,0	99,0
Österreich	65,0	72,0	72,0	75,0	81,0	86,0	89,0
Polen	34,0	34,0	34,0	42,0	49,2	55,0	59,0
Liechtenstein	87,0	91,0	91,0	94,0	96,0	96,2	96,8
Schweiz	87,0	91,0	91,0	94,0	96,0	96,2	96,8

Quelle: EUROSTAT (2007c), STATISTISCHES BUNDESAMT (1983, 1987, 1991, 1995, 1998, 2001, 2004)

Tab.-Anh. 4: Anteil des Mischsystems in Deutschland in %

Land	1983	1987	1991	1995	1998	2001	2004
Baden-Württemberg	89,3	88,6	88,2	87,4	85,8	83,8	82,7
Bayern	84,7	83,0	81,9	77,8	74,9	72,4	69,6
Berlin	36,3	36,3	34,5	34,1	33,7	32,5	31,4
Brandenburg	26,8	26,8	26,8	28,5	8,3	6,5	5,1
Bremen	49,2	48,0	42,2	44,9	43,7	42,4	41,4
Hamburg	42,0	39,1	36,9	35,2	34,7	34,1	33,8
Hessen	89,3	88,4	91,0	88,8	89,2	88,3	87,8
Mecklenburg-Vorpommern	38,6	38,6	38,6	24,2	14,4	11,1	9,4
Niedersachsen	14,3	13,2	11,5	10,3	8,9	8,6	7,6
Nordrhein-Westfalen	71,7	70,1	70,1	68,8	67,5	66,1	64,1
Rheinland-Pfalz	90,5	90,5	90,5	88,8	86,3	83,6	81,1
Saarland	93,7	92,6	92,8	92,9	92,3	93,6	92,7
Sachsen	77,8	77,8	77,8	67,8	58,1	55,6	52,2
Sachsen-Anhalt	80,5	80,5	80,5	58,4	51,9	35,9	30,1
Schleswig-Holstein	18,7	19,8	16,3	14,8	13,8	12,7	12,0
Thüringen	89,5	89,5	89,5	85,7	82,0	80,7	81,6

Tab.-Anh. 5: Spezifisches Volumen der Regenüberlaufbecken in m³/ha

Land	1983	1987	1991	1995	1998	2001	2004
Baden-Württemberg	11,4	11,4	18,6	20,9	23,9	28,0	29,6
Bayern	3,2	3,2	9,0	12,5	20,6	21,7	23,5
Berlin	1,7	1,7	1,7	2,2	2,3	2,7	5,2
Brandenburg	0,6	0,6	0,6	1,2	2,1	3,0	28,2
Bremen	10,6	10,6	18,7	22,0	28,6	23,5	24,1
Hamburg	0,0	0,0	3,8	8,3	4,4	5,3	17,1
Hessen	2,7	2,7	10,3	13,2	17,4	20,7	21,6
Mecklenburg-Vorpommern	0,4	0,4	0,4	1,5	2,1	13,8	50,9
Niedersachsen	1,5	1,5	7,1	8,7	17,4	22,0	29,7
Nordrhein-Westfalen	3,8	3,8	14,0	18,9	25,0	26,7	25,1
Rheinland-Pfalz	3,6	3,6	8,3	11,7	14,1	16,3	18,7
Saarland	0,3	0,3	4,8	8,3	11,2	15,4	17,4
Sachsen	0,4	0,4	0,4	2,3	3,9	6,9	7,8
Sachsen-Anhalt	0,1	0,1	0,1	1,7	2,5	6,4	9,2
Schleswig-Holstein	3,2	3,2	6,9	16,1	17,2	20,4	12,9
Thüringen	0,3	0,3	0,3	1,8	5,2	5,8	9,3

Quelle: STATISTISCHES BUNDESAMT (1983, 1987, 1991, 1995, 1998, 2001, 2004)

Tab.-Anh. 6: Stickstoffemissionen aus kommunalen Kläranlagen in t/a

Land	2005/2004[1]	2001[2]	1998[2]	1995[3]	1985[3]
Baden-Württemberg	16.173	16.218	19.061	29.090	41.212
Bayern	21.708	22.228	24.045	32.612	48.411
Berlin	830	1.422	2.362	2.854	7.050
Brandenburg	2.762	2.130	3.417	6.295	11.507
Bremen	529	645	766	3.307	4.121
Hamburg	2.041	2.296	2.245	2.780	5.867
Hessen	6.794	9.637	13.770	17.945	20.749
Mecklenburg-Vorpommern	996	1.103	1.430	3.296	7.221
Niedersachsen	3.356	4.603	7.274	15.740	30.764
Nordrhein-Westfalen	19.196	24.459	30.137	49.362	65.792
Rheinland-Pfalz	3670	4.767	5.841	9.347	14.045
Saarland	1.494	1.874	2.163	2.259	2.592
Sachsen	3.827	5.554	6.668	13.513	16.001
Sachsen-Anhalt	1.209	1.433	3.337	5.709	9.913
Schleswig-Holstein	1.772	3.485	5.430	6.289	10.311
Thüringen	1.297	1.414	2.443	4.460	6.695

Tab.-Anh. 7: Phosphoremissionen aus kommunalen Kläranlagen in t/a

Land	2005/2004[1]	2001[2]	1998[2]	1995[3]	1985[3]
Baden-Württemberg	1.158	1.437	1.388	1.511	7.475
Bayern	1.729	2.148	1.906	1.864	8.149
Berlin	25	41	69	58	286
Brandenburg	182	167	215	497	2.185
Bremen	23	24	26	54	590
Hamburg	90	91	102	110	1.391
Hessen	826	973	1.024	872	4.304
Mecklenburg-Vorpommern	126	114	114	186	1.608
Niedersachsen	414	538	688	1.030	5.566
Nordrhein-Westfalen	1.475	1.659	1.944	2.088	11.503
Rheinland-Pfalz	403	589	607	680	2.961
Saarland	140	196	201	227	607
Sachsen	359	455	574	1.060	3.850
Sachsen-Anhalt	132	141	241	531	2.669
Schleswig-Holstein	176	187	206	212	1.685
Thüringen	199	235	221	370	1.811

Quelle: [1]UMWELTBUNDESAMT, [2]FORSCHUNGSDATENZENTRUM DER STATISTISCHEN ÄMTER DES BUNDES UND DER LÄNDER (2007), [3]BEHRENDT ET AL. (1999)

Tab.-Anh. 8: Schlüssel zur Überführung der Landnutzungsklassen der CORINE-Karte zu den in MONERIS verwendeten Landnutzungsklassen

MONERIS-Nutzungsklassen	**CLC-ID**	**Beschreibung**
städtische Gebiete	110	
städtische Gebiete	111	Durchgängig städtische Prägung
städtische Gebiete	112	Nicht durchgängige städtische Prägung
städtische Gebiete	121	Industrie- und Gewerbeflächen
städtische Gebiete	122	Strasse, Eisenbahnnetze und funktionell zugeordnete Flächen
städtische Gebiete	123	Hafengebiete
städtische Gebiete	124	Flughäfen
Tagebau	131	Abbauflächen
Tagebau	132	Deponien und Abraumhalden
Tagebau	133	Baustellen
städtische Gebiete	141	Städtische Grünflächen
städtische Gebiete	142	Sport- und Freizeitanlagen
Ackerland	211	Nicht bewässertes Ackerland
Ackerland	212	Regelmäßig bewässertes Ackerland
Ackerland	213	Rieselfelder
Ackerland	221	Weinanbauflächen
Ackerland	222	Obst und Beerenobstbestände
Ackerland	223	Olivenhaine
Grünland	231	Wiesen und Weiden
Ackerland	241	Einjährige Kulturen in Verbindung mit Dauerkulturen
Ackerland	242	Komplexe Parzellenstrukturen
Ackerland	243	Landwirtschaftlich genutztes Land mit Flächen natürlicher Vegetation von signifikanter Größe
Ackerland	244	Land- und forstwirtschaftliche Flächen
Natürlich bedeckte Flächen	311	Laubwälder
Natürlich bedeckte Flächen	312	Nadelwälder
Natürlich bedeckte Flächen	313	Mischwälder
Natürlich bedeckte Flächen	321	Natürliches Grünland
Natürlich bedeckte Flächen	322	Heide und Moorheiden
Natürlich bedeckte Flächen	323	Hartlaubbewuchs
Natürlich bedeckte Flächen	324	Wald-, Strauch- und Übergangsstadien
offene Flächen	331	Strände, Dünen und Sandflächen
offene Flächen	332	Felsflächen ohne Vegetation
offene Flächen	333	Fläche mit spärlicher Vegetation
offene Flächen	334	Brandflächen
offene Flächen	335	Gletscher- und Dauerschneegebiete
Feuchtgebiete	411	Sümpfe
Feuchtgebiete	412	Torfmoore
Feuchtgebiete	421	Salzwiesen

Feuchtgebiete	422	Salinen
Feuchtgebiete	423	In der Gezeitenzone liegende Flächen
Wasseroberfläche	511	Gewässerläufe
Wasseroberfläche	512	Wasserflächen
Wasseroberfläche	521	Lagunen
Wasseroberfläche	522	Mündungsgebiete
Wasseroberfläche	523	Meere und Ozeane
sonstige Flächen	999	
sonstige Flächen	950	
sonstige Flächen	951	
sonstige Flächen	952	

Tab.-Anh. 9: Übersicht der zeitlich konstanten Eingangsdaten (MONERIS Basicinfo)

Kurzname	**Beschreibung**	**Einheit**	**Quelle**
ID	Identifikationsnummer des Modellgebietes		IGB
BI_ID_GIS	ID_GIS		IGB
BI_Country	Land		-
BI_State	Staat		-
BI_WA	Koordinierungsraum		-
BI_SEA	Meer		-
BI_des	Beschreibung		-
BI_AU	Modellgebiet		-
BI_SU	Untereinheit		-
BI_SB	Teileinzugsgebiet		-
BI_RB	Flusssystem		-
BI_RBD	Flussgebietseinheit		-
BI_MS	Name des Gütepegels		Kap. 3.2
BI_MONIcatch_A	offizielle Flächengröße des Gütepegels	km²	Kap. 3.2
BI_AU_A	Fläche des Modellgebiets	km²	IGB
BI_FNE_nosplit	Abflussgleichung ohne Splitting		Kap. 2.2
BI_FNE_split	Abflussgleichung ohne Splitting		Kap. 2.2
BI_FNE_upst	Abflussgleichung Oberlauf		Kap. 2.2
BI_AD_nhxlt	Atmosphärische Deposition, NH4, Langzeitmittel	mg/m²	EMEP (2006)
BI_AD_noxlt	Atmosphärische Deposition, NOx, Langzeitmittel	mg/m²	EMEP (2006)
BI_PREC_yrlt	Niederschlagssumme Jahr, Langzeitmittel	mm/a	GPCC (2006)
BI_PREC_slt	Niederschlagssumme Sommer, Langzeitmittel	mm/a	GPCC (2006)
BI_EVAPO_lt	Evapotranspiration, Langzeitmittel	mm/a	GPCC (2006)
BI_LU_urb	Städtische Gebiete	km²	EEA (2005)
BI_AL_A1	Ackerland <1 %	km²	EEA (2005); USGS (1996)
BI_AL_1_2	Ackerland 1-2 %	km²	EEA (2005); USGS (1996)

BI_AL_2_4	Ackerland 2-4 %	km²	EEA (2005); USGS (1996)
BI_AL_4_8	Ackerland 4-8 %	km²	EEA (2005); USGS (1996)
BI_AL_8	Ackerland >8 %	km²	EEA (2005); USGS (1996)
BI_GL	Grasflächen	km²	EEA (2005)
BI_NATCOV	natürlich bedeckte Flächen	km²	EEA (2005)
BI_WSA	Gewässeroberfläche (CORINE)	km²	EEA (2005)
BI_OPM	Tagebau	km²	EEA (2005)
BI_OA	offene Flächen	km²	EEA (2005)
BI_WL	Feuchtgebiete	km²	EEA (2005)
BI_REM	sonstige Flächen	km²	EEA (2005)
BI_POTERO	Gesamtfläche mit Erosionspotential	km²	EEA (2005)
BI_TD	dränierte Flächen	%	BEHRENDT ET AL. (2003a)
BI_ELEVA	mittlere Höhe des Modellgebiets	m	USGS (1996)
BI_SLOPE_1000	mittleres Gefälle (1000m) im Modellgebiets	%	USGS (1996)
BI_SLOPE_100	mittleres Gefälle (100m) im Modellgebiets	%	CGIAR (2004)
BI_SO_S	Sanddominierte Böden	km²	BGR (1998); FAO (2007)
BI_SO_C	Tondominierte Böden	km²	BGR (1998); FAO (2007)
BI_SO_L	Lehmdominierte Böden	km²	BGR (1998); FAO (2007)
BI_SO_F	Niedermoor	km²	BGR (1998); FAO (2007)
BI_SO_B	Hochmoor	km²	BGR (1998); FAO (2007)
BI_SO_SI	Schluffdominierte Böden	km²	BGR (1998); FAO (2007)
BI_SO_Ncont	N-Gehalt im Oberboden	%	BGR (1998); FAO (2007)
BI_SO_Ccont	Tongehalt im Oberboden	%	BGR (1998); FAO (2007)
BI_SL_AL1	Bodenabtrag auf Ackerflächen; Gefälle < 1%	t/(ha·a)	EEA (2005); EUROPEAN SOIL BUREAU (2007); NASA-SRTM (2005)
BI_SL_AL1_2	Bodenabtrag auf Ackerflächen; Gefälle 1-2 %	t/(ha·a)	EEA (2005); EUROPEAN SOIL BUREAU (2007); NASA-SRTM (2005)

BI_SL_AL2_4	Bodenabtrag auf Ackerflächen; Gefälle 2-4 %	t/(ha·a)	EEA (2005); EUROPEAN SOIL BUREAU (2007); NASA-SRTM (2005)
BI_SL_AL4_8	Bodenabtrag auf Ackerflächen; Gefälle 4-8 %	t/(ha·a)	EEA (2005); EUROPEAN SOIL BUREAU (2007); NASA-SRTM (2005)
BI_SL_AL8	Bodenabtrag auf Ackerflächen; Gefälle >8 %	t/(ha·a)	EEA (2005); EUROPEAN SOIL BUREAU (2007); NASA-SRTM (2005)
BI_SL_GL	Bodenabtrag auf Grasflächen	t/(ha·a)	EEA (2005); EUROPEAN SOIL BUREAU (2007); NASA-SRTM (2005)
BI_SL_NATCOV	Bodenabtrag auf natürlich bedeckten Flächen	t/(ha·a)	EEA (2005); SOIL BUREAU (2007); NASA-SRTM (2005)
BI_SL_mean	mittlerer Bodenabtrag aller Flächen	t/(ha·a)	EEA (2005); EUROPEAN SOIL BUREAU (2007); NASA-SRTM (2005)
BI_C	C-Faktor (ABAG)	-	Kap. 4.1.2.3
BI_Pacc	Phosphorakkumulation (Referenzjahr)	kg/(ha·a)	BEHRENDT ET AL. (2003a); WERNER ET AL. (1994)
N_surpl	Stickstoffüberschuss (Referenzjahr)	kg/(ha·a)	AUERSWALD et al. (1986); BACH & SKITSCHAK (2007)
BI_HYG_uncs	Lockergesteinsbereich, oberflächennahes Grund-wasser	km²	USGS (1996)
BI_HYG_uncd	Lockergesteinsbereich, tiefes Grundwasser	km²	USGS (1996)
BI_HYG_conhp	Festgesteinsbereich, gut durchlässig	km²	USGS (1996)
BI_HYG_conimp	Festgesteinsbereich, schwach durchlässig	km²	USGS (1996)
BI_GW_rest	mittlere Verweilzeit im Grundwassers	a	KUNKEL ET AL. (2007)
BI_Lakes_mrA	Seeflächen im Hauptlauf	km²	Kap. 2.4
BI_Lakes_tribA	Seeflächen im Nebenlauf	km²	Kap. 2.4
BI_mrA	Wasserfläche Fließgewässer Hauptlauf	km²	Kap. 2.4
BI_tribA	Wasserfläche Fließgewässer Nebenlauf	km²	Kap. 2.4

BI_WSA_mrtrib	Gesamte Gewässeroberfläche	km²	Kap. 2.4
BI_WSA_mrol	Seeflächen im Hauptlauf am Teilgebietsauslass	km²	Kap. 2.4

Tab.-Anh. 10: Übersicht der zeitlich veränderlichen Eingangsdaten (MONERIS Periodical-Data)

Kurzname	**Beschreibung**	**Einheit**	**Quelle**
PD_AD_nh	Atmosphärische Deposition, NHx	mg/m²	EMEP (2006)
PD_AD_no	Atmosphärische Deposition, NOx	mg/m²	EMEP (2006)
PD_AD_tp	Atmosphärische Deposition, TP	mg/m²	BEHRENDT ET AL. (2003a)
PD_PREC_yr	Niederschlagssumme Jahr	mm/a	EEA (2007)
PD_PREC_s	Niederschlagssumme Sommer	mm/a	EEA (2007)
PD_SPL_fact	Überleitungsfaktor (Splitting-Faktor)	-	Kap. 2.2, 2.3
PD_Q_calc_net	berechneter Abfluss des Modellgebiets	m³/s	Kap. 2.3
PD_Qobs_Aucatch	gemessener Abfluss	m³/s	Kap. 3.2
PD_Lobs_DIN	beobachtete DIN-Fracht	t/a	Kap. 3.2
PD_Lobs_TN	beobachtete TN-Fracht	t/a	Kap. 3.2
PD_Lobs_TP	beobachtete TP-Fracht	t/a	Kap. 3.2
PD_W_temp	Wassertemperatur	°C	Kap. 3.2
PD_INH_tot	Gesamteinwohnerzahl	-	Kap. 3.3.7
PD_INH_con	Anzahl der angeschlossenen Einwohner	-	Kap. 3.3.8
PD_INH_conSW	Anzahl der an Kanalisation und Kläranlagen angeschlossenen Einwohner	-	Kap. 3.3.8
PD_W_TPhist	Faktor zur Berücksichtigung der Änderung der Kläranlageneinleitung bezogen auf ein Referenzjahr, TP	-	Kap. 3.3.8
PD_W_TNhist	Faktor zur Berücksichtigung der Änderung der Kläranlageneinleitung bezogen auf ein Referenzjahr, TN	-	Kap. 3.3.8
PD_InD_TP	Summe der Frachten von industriellen Direkteinleitern, TP	kg/a	Kap. 3.3.8
PDInD_TN	Summe der Frachten von industriellen Direkteinleitern, TN	kg/a	Kap. 3.3.8
PD_CSS_share	Anteil der Mischkanalisation Ausbaulängen am gesamten Kanalisationsnetz	%	Kap. 3.3.8
PD_CSO_storage	Speichervolumen von Mischkanalisationsüberläufen	%	Kap. 3.3.8
remaining WWTP_TN	Summe der Frachten von nicht differenziert erfassten Kläranlagen, TN	kg/a	Kap. 3.3.8
remaining WWTP_TP	Summe der Frachten von nicht differenziert erfassten Kläranlagen, TP	kg/a	Kap. 3.3.8
W_SC_PCI	Übertragung der Szenario-Einstellung auf die einzelnen Kläranlagen: Anteil der Bevölkerung, der an	-	Kap. 3.3.8

	Kanalisation und Kläranlagen angeschlossen ist		
W_Catch_ID	ID des Modellgebiets in das die Kläranlage einleitet	-	Kap. 3.3.8
W_name	Name der Kläranlage / des Ortes	-	Kap. 3.3.8
W_size_class	Ausbaugröße der Kläranlage	-	Kap. 3.3.8
W_TS_1	Primäre Reinigungsstufe vorhanden? Y/N, Indikator zur Unterscheidung zwischen industriellen Direkteinleitern und Kläranlagen	Y/N	Kap. 3.3.8
W_LTN	TN-Fracht der Kläranlage	kg/a	Kap. 3.3.8
W_LTP	TP-Fracht der Kläranlage	kg/a	Kap. 3.3.8
W_Q	Abfluss der Kläranlage	m³/s	Kap. 3.3.8
W_TNconc	Mittlere Konzentration der Kläranlageneinleitungen, TN	mg/l	Kap. 3.3.8
W_TPconc	Mittlere Konzentration der Kläranlageneinleitungen, TP	mg/l	Kap. 3.3.8
NOW_LN	TN-Fracht des industriellen Direkteinleiters	t/a	Kap. 3.3.8
NOW_LP	TP-Fracht des industriellen Direkteinleiters	t/a	Kap. 3.3.8
Dis_NOW	Abfluss des industriellen Direkteinleiters	m³/s	Kap. 3.3.8
NOW_concN	Mittlere Konzentration im Ablauf des industriellen Direkteinleiters, TN	mg/l	Kap. 3.3.8
NOW_concP	Mittlere Konzentration im Ablauf des industriellen Direkteinleiters, TP	mg/l	Kap. 3.3.8

Tab.-Anh. 11: Übersicht der Berechnungsvariablen

Kurzname	**Beschreibung**	**Einheit**
Allgemeine Vorberechnungen		
IM_QcalcAUcatch	Berechneter Abfluss Modellgebiets	m³/s
IM_Qobscorr	Korrigierter Abfluss des Modellgebiets	m³/s
IM_qcalc	Abflussspende innerhalb eines Modellgebiets	l/s/km²
IM_qcalcAUcatch	mittlere Abflussspende innerhalb des Einzugsgebiets eines Modellgebiets	l/s/km²
IM_AL1_A	Ackerland < 1% unter Berücksichtigung von Landnutzungsänderungsszenarien	km²
IM_AL1-2_A	Ackerland 1-2% unter Berücksichtigung von Landnutzungsänderungsszenarien	km²
IM_AL2-4_A	Ackerland 2-4% unter Berücksichtigung von Landnutzungsänderungsszenarien	km²
IM_AL4-8_A	Ackerland 4-8% unter Berücksichtigung von Landnutzungsänderungsszenarien	km²
IM_AL8_A	Ackerland > 8% unter Berücksichtigung von Landnutzungsänderungsszenarien	km²
IM_AL_Atot	Gesamte Ackerlandfläche	km²
IM_AL_and_AU	Anteil der Ackerlandfläche an Modellgebietsfläche	%
IM_GL_A	Graslandfläche im Modellgebiet	km²
IM_AL_A	Landwirtschaftliche Nutzfläche im Modellgebiet	km²
IM_NONIMP_A	unversiegelte Fläche im Modellgebiet	km²
IM_SNOW_A	schnee- bzw./und eisbedeckte Fläche im Modellgebiet	km²

IM_TD_and_AU	Anteil der dränierten Flächen am Modellgebiet	%
IM_USG_and_AU	Lockergesteinsbereich, oberflächennahes Grundwasser	%
IM_UDG_and_AU	Lockergesteinsbereich, tiefes Grundwasser	%
IM_CHP_and_AU	Festgesteinsbereich, gut durchlässig	%
IM_CI_and_AU	Festgesteinsbereich, schwach durchlässig	%
IM_SCNHX	verwendete NHx Deposition, bei NAC reduziert	mgN/m²
IM_SCNOX	verwendete NOx Deposition, bei NAC reduziert	mgN/m²
IM_Nsurp	verwendeter N-Überschuss	kg/(ha·a)
IM_TPacc	P-Akkumulation	kg/ha·a
IM_CSS_and_TSS	Anteil der Mischkanalisation	%
IM_SSS_and_TSS	Anteil der Trennkanalisation	%
IM_IUA	versiegelte Fläche	km²
IM_AUMONcorr	Korrektur zum ausgleichen des Größenunterschieds zwischen Einzugsgebiet der Pegelmessstelle und der Gütemessstelle	-
IM_SCNHXlt	verwendete NHx Deposition langjähriges Mittel, bei NAC reduziert	mgN/m²
IM_SCNOXlt	verwendete NOx Deposition langjähriges Mittel, bei NAC reduziert	mgN/m²
IM_Lobs_DIN	beobachtete DIN-Fracht	t/a
IM_Lobs_TN	beobachtete TN-Fracht	t/a
IM_LOBS_TP	beobachtete TP-Fracht	t/a
IM_WSAtot	Gesamtwasserfläche	km²
Country data		
CD_Nsurp_cur	über Länderdaten korrigierter N-Überschuss im Berechnungsjahr	kg/(ha·a)
CD_Nsurp_gwres	über Länderdaten korrigierter mittlerer N-Überschuss während der GW-Aufenthaltszeit	kg/(ha·a)
CD_Nsurp_ratio	über Länderdaten ermittelter Korrekturfaktor für N-Überschuss im Berechnungsjahr	-
CD_Admin_index	Sortierkriterium Bundesland	-
CD_Admin_row	Sortierkriterium Länderdaten	-
CD_GW_resclass	Klassifizierte Grundwasseraufenthaltszeit	a
CD_Pcont_basis	Phosphorgehalt Basiswert	mg/kg
CD_Pcont	Phosphorgehalt korrigiert	mg/kg
CD_Pacc_coun	Phosphor-Akkumulation	kg/(ha·a)
CD_Cfact_coun	C-Faktor für Erosion nach ABAG	-
CD_Pinh_coun	TP-Eintrag pro Einwohner und Tag nach Länderdaten	mg/(E·d)
CD_Pdet_coun	TP-Eintrag aus Waschmitteln pro Einwohner und Tag nach Länderdaten	mg/(E·d)
CD_CSOV_coun	Ausbaugrad der Mischkanalisationsüberläufe aus Länderdaten	%
Atmosphärische Deposition		
AD_TP	Gesamtdeposition auf Wasserflächen TP	t/a
AD_TN	Gesamtdeposition auf Wasserflächen TN	t/a
AD_DIRPREC_Q	Gesamtwasserbilanz (N-V) über Gewässerflächen	m³/s

Oberflächenabfluss		
SR_TP	Gesamteinträge über Oberflächenabfluss TP	t/a
SR_TN	Gesamteinträge über Oberflächenabfluss TN	t/a
SR_Qtot	gesamter Oberflächenabfluss (absolut)	m³/s
SR_q	gesamter Oberflächenabfluss (spezifisch)	mm
SR_Q_WSV	Oberflächenabfluss von natürlichen Flächen mit Vegetation	m³/s
SR_AA_Q	Oberflächenabfluss von landwirtschaftlichen Nutzflächen	m³/s
SR_SNOW_Qpl	Oberflächenabfluss von schneebedeckten Flächen (Zwischenergebnis)	m³/s
SR_SNOW_Q	Oberflächenabfluss von schneebedeckten Flächen (Endergebnis)	m³/s
SR_WSV_TPC	TP-Konzentration im Oberflächenabfluss von vegetationsbedeckten Flächen	mg/l
SR_WSV_TNC	TN-Konzentration im Oberflächenabfluss von vegetationsbedeckten Flächen	mg/l
SR_WSV_TP	TP im Oberflächenabfluss von natürlichen Flächen mit Vegtation	t/a
SR_WSV_TN	TN im Oberflächenabfluss von natürlichen Flächen mit Vegetation	t/a
SR_TPaccratio	Verhältnis der P-Akkumulation des Modellgebiets zur mittleren P-Akkumulation in Deutschland	-
SR_Al_TPC	TP-Konzentration im Oberflächenabfluss von Ackerland	mg/l
SR_pasture_TPC	TP-Konzentration im Oberflächenabfluss von Grünland	mg/l
SR_mean_TPC	mittlere TP-Konzentration im Oberflächenabfluss	mg/l
SR_AL_TNC	TN-Konzentration im Oberflächenabfluss von Ackerland	mg/l
SR_AL_TP	TP-Fracht Oberflächenabfluss von landwirtschaftlichen Nutzflächen	t/a
SR_AL_TN	TN-Fracht Oberflächenabfluss von landwirtschaftlichen Nutzflächen	t/a
SR_SNOW_TP	TP-Fracht Oberflächenabfluss von schneebedeckten Flächen	t/a
SR_SNOW_TN	TN-Fracht Oberflächenabfluss von schneebedeckten Flächen	t/a
Erosion		
ER_TP	Gesamteinträge über Erosion, TP	t/a
ER_TN	Gesamteinträge über Erosion, TN	t/a
ER_AL_pl	Ackerlandfläche, ohne bodenkonservierende Maßnahmen	km²
ER_AL	Ackerlandfläche, mit bodenkonservierenden Maßnahmen	km²
ER_SL_AL	Bodenabtrag auf Ackerland, spezifisch	t/(ha·a)
ER_SL	Bodenabtrag auf Ackerland, absolut	t/a
ER_SLcorr	Bodenabtrag auf Ackerland, absolut, korrigiert	t/a
ER_SLnat	Bodenabtrag von natürlich bedeckten Flächen	t/a
ER_SDR	Verhältnis von Bodenabtrag zu Sedimenteintrag in Oberflächengewässer	%
ER_SEDin	Sedimenteintrag, absolut	t/a
ER_SEDspec	Sedimenteintrag, spezifisch	t/(km²·a)

ER_ENR	Anreicherungsfaktor	-
ER_TS_TPcont	P-Gehalt im Oberboden	mg/kg
ER_TS_TNcont	N-Gehalt im Oberboden	mg/kg
ER_PRECcorr	Niederschlagskorrekturfaktor	-
ER_RF	R-Faktor nach ABAG, aktuelles Berechnungsjahr	N/m²
ER_RFlt	R-Faktor nach ABAG, Langzeitmittel	N/m²
ER_SEDtot	gesamter Sedimenteintrag	t/a
Dränagen		
TD_TP	TP-Einträge von dränierten Flächen	t/a
TD_TN	TN-Einträge von dränierten Flächen	t/a
TD_ Nsurp_tot	TN-Eintrag (vom Oberboden) in dränierte Flächen	t/a
TD_A	dränierte Flächen	km²
TD_q	Dränspende	mm/a
TD_Q	Abfluss aus dränierten Flächen	m³/s
TD_TPC	TP-Konzentrationen aus dränierten Flächen	mg/l
TD_TNC	TN-Konzentrationen aus dränierten Flächen	mg/l
Grundwasser		
GW_TP	TP-Einträge über das Grundwasser	t/a
GW_TN	TN-Einträge über das Grundwasser	t/a
GW_TNin	TN-Eintrag (vom Oberboden) in das Grundwasser	t/a
GW_R_A1	zur Grundwasserneubildung beitragende Flächen (Teil 1)	km²
GW_R_A2	zur Grundwasserneubildung beitragende Flächen (Teil 2)	km²
GW_Q	Grundwasserabfluss, absolut	m³/s
GR_q	Grundwasserabfluss, spezifisch, Zwischenergebnis, aktuelles Berechnungsjahr	mm/a
GW_qcorr	Grundwasserabfluss, spezifisch, Endergebnis, aktuelles Berechnungsjahr	mm/m²
GW_qltcorr	Grundwasserabfluss, spezifisch, Endergebnis, langjähriges Mittel	mm/a
GW_LW_q	Sickerwassermenge, spezifisch	mm/a
GW_RT	Aufenthaltszeit des Grundwassers	a
GW_TNsurp_RT	mittlerer N-Überschuss während der Aufenthaltszeit	kg/(ha·a)
GW_TNsurp_tot	gesamter berücksichtigter N-Überschuss	kg
GW_ADcorr	korrigierte atmosphärische Deposition	kg
GW_TNsurp_spec	Gesamter N-Überschuss	kg/(ha·a)
GW_TNC_LW	N-Konzentration im Sickerwasser	mg/l
GW_TNCSUBS	N-Konzentration im Unterboden	mg/l
GW_RET_TNS%LW	N-Retention während der Bodenpassage	%
GW_RET_TNGW%SUBS	N-Retention im Grundwasser	%
GW_RET_TNS+GW	Gesamtretention während der Bodenpassage und im Grundwasser	%
GW_TNC	N-Konzentration im Grundwasser	mg/l
GW_TPC	P-Konzentration, flächengewichtete (nach Bodentypen)	mg/l

GW_TPCcorr	korrigierte P-Konzentration (Berücksichtigung von anoxischen Bedingungen)	mg/l
GW_CR_TN	Konzentrationsverhältnis Grundwasser/Sickerwasser	-
GW_CR_TNlt	Konzentrationsverhältnis Grundwasser/Sickerwasser (langjähriges Mittel)	-
GW_BG_TNC	TN-Konzentration im Grundwasser bei natürlicher Hintergrundbelastung	mg/l
GW_BG_TNL	TN-Fracht Grundwasser bei natürlicher Hintergrundbelastung	t/a
GW_BG_Nsurp	N-Überschuss auf allen landwirtschaftlichen Flächen bei natürlicher Hintergrundbelastung	kg
GW_BG_NsurpAD	N-Überschuss und atmosphärische Deposition auf allen landwirtschaftlichen Flächen bei natürlicher Hintergrundbelastung	kg
GW_BG_TPC	TP-Konzentration im Grundwasser bei natürlicher Hintergrundbelastung	mg/l
GW_BG_TP	TP-Fracht Grundwasser bei natürlicher Hintergrundbelastung	t/a
GW_TS_TNC	TN-Konzentration im Oberboden	mg/l
GW_RZ_TNC	TN-Konzentration der Wurzelzone	mg/l
GW_TS_TN	TN-Frachten aus dem Oberboden	t/a
GW_RZ_TN	TN-Frachten aus der Wurzelzone	t/a
GW_RZ_Q	Sickerwasser nach Passage der Wurzelzone	m^3/s
GW_ON	Eintrag von gelöstem organischen N (DON) aus dem Grundwasser	t/a
Natürliche Hintergrundbelastung		
BG_TP	Gesamteinträge unter naturnahen Bedingungen, TP	t/a
BG_TN	Gesamteinträge unter naturnahen Bedingungen, TN	t/a
BG_AD_TP	TP durch atmosphärische Depositionen	t/a
BG_AD_TN	TN durch atmosphärische Depositionen	t/a
BG_GWR_A	zur Grundwasserneubildung beitragende Flächen	km^2
BG_LW_q	Sickerwasserrate	mm
BG_LW_TNC	TN-Konzentration im Sickerwasser	mg/l
BG_GW_TNC	TN-Konzentration im Grundwasser	mg/l
BG_GW_TNCcorr	korrigierte TN-Konzentration im Grundwasser	mg/l
BG_GW_TP	TP-Konzentration im Grundwasser	t/a
BG_GW_TN	TN-Konzentration im Grundwasser	t/a
BG_SR_TNC	TP-Konzentration im Oberflächenabfluss	mg/l
BG_SR_TP	TP im Oberflächenabfluss	t/a
BG_SR_TN	TN im Oberflächenabfluss	t/a
BG_ER_TP	TP-Einträge über Erosion bei natürlicher Hintergrundbelastung	t/a
BG_ER_TN	TN-Einträge über Erosion bei natürlicher Hintergrundbelastung	t/a
BG_SNOW_Q	Abfluss von schneebedeckten Flächen	m^3/s
BG_SNOW_TP	TP-Einträge von schneebedeckten Flächen bei natürlicher Hintergrundbelastung	t/a

BG_SNOW_TN	TN-Einträge von schneebedeckten Flächen bei natürlicher Hintergrundbelastung	t/a
BG_SDR	Verhältnis von Bodenabtrag zu Sedimenteintrag in Oberflächengewässer	%
Urbane Systeme		
US_TP	TP Gesamteinträge über urbane Systeme	t/a
US_TN	TN Gesamteinträge über urbane Systeme	t/a
US_POPdens	Einwohner pro ha	E/ha
US_POP	Einwohner, gesamt aus Einwohnerdichte berechnet	E/1000
US_INH	Einwohnerzahl gesamt	E/1000
US_INH_conn	angeschlossene Einwohner, gesamt	E/1000
US_INH_connW+SS	angeschlossene Einwohner, Kläranlage und Kanalisation	E/1000
US_INH_connSS	angeschlossene Einwohner, an Kanalisation, nicht jedoch an eine Kläranlage angeschlossen ist	E/1000
US_INH_notconn	nicht angeschlossene Einwohner	E/1000
US_IUA_and_AU	Anteil der versiegelten Flächen an urbanen Flächen	%
US_IUAtot	versiegelte Fläche, absolut	km²
US_A_SS	versiegelte Flächen, die an Trennkanalisation angeschlossen sind	km²
US_A_CS	versiegelte Flächen, die an Mischkanalisation angeschlossen sind	km²
US_A_onlySS	versiegelte Flächen, die an die Kanalisation, nicht jedoch an eine Kläranlage angeschlossen sind	km²
US_A_notconn	versiegelte Flächen, die nicht angeschlossen sind	km²
US_SWEeff	Regenereignisse, die eine Entlastung der Mischkanalisationsbecken herbeiführen	-
US_SWE	Regenereignisse	-
US_CS_SV	Speichervolumen der Mischkanalisationsüberläufe (bezogen auf 23,3 m³/ha = 100 %)	%
US_CS_Qr	Anteil der entlasteten Wassermenge ohne vorhandenes Speichervolumen	%
US_CS_Q	Anteil der entlasteten Wassermenge mit vorhandenem Speichervolumen	%
US_impA_Qratio	Abflussrate von versiegelten Flächen	-
US_SS_Q	Wassermenge über Trennkanalisation	m³/a
US_CS_QPREC	über Niederschläge anfallende Wassermenge	m³/a
US_CSO_QPREC	über MWÜ anfallende Wassermenge	m³/a
US_CSO_Q_INH	Wasserabgabe durch EW	m³/a
US_CSO_Q_SV	Wassermenge während Regenereignissen aus Mischkanalisationsüberläufen	m³/a
US_CSO_Q_tot	Wassermenge während eines Überlaufereignisses	m³/a
US_Q_SSnotW	Wassermenge, die durch die Kanalisation ohne Anschluss an eine Kläranlage abgeleitet wird	m³/a
US_Q_noSS	Wassermenge, der nicht an Kanalisation und Kläranlagen angeschlossenen Haushalte und Flächen	m³/a
US_Qurb	gesamte Wassermenge von urbanen Systemen	m³/s

US_SSRW_TNC	TN-Konzentration im Regenwasserkanal der Trennkanalisation	mg/l
US_SSRW_TPC	TP- Konzentration im Regenwasserkanal der Trennkanalisation	mg/l
US_CSO_TNC	Stickstoffkonzentration in der Mischkanalisation	mg/l
US_CSO_TPC	Phosphorkonzentration in der Mischkanalisation	mg/l
US_RET_noSS_TN	TN-Retention in Boden und Grundwasser	%
US_RET_noSS_TP	TP-Retention in Boden und Grundwasser	%
US_SS_TN	TN -Frachten aus Trennkanalisation	t/a
US_SS_TP	TP -Frachten aus Trennkanalisation	t/a
US_CS_TN	TN -Frachten aus Mischkanalisation	t/a
US_CS_TP	TP -Frachten aus Mischkanalisation	t/a
US_INH_TN	TN-Einträge von nur an die Kanalisation angeschlossenen Einwohnern	t/a
US_INH_TP	TP-Einträge von nur an die Kanalisation angeschlossenen Einwohnern	t/a
US_IUA_TN	TN-Einträge von nur an die Kanalisation angeschlossenen Flächen	t/a
US_IUA_TP	TP-Einträge von nur an die Kanalisation angeschlossenen Flächen	t/a
US_onlySS_TN	TN -Frachten von nur and die Kanalisation angeschlossen Flächen und Einwohnern	t/a
US_onlySS_TP	TP -Frachten von nur and die Kanalisation angeschlossen Flächen und Einwohnern	t/a
US_noSS_TN	TN -Frachten aus nicht angeschlossen Flächen und Einwohnern	t/a
US_noSS_TP	TP -Frachten aus nicht angeschlossen Flächen und Einwohnern	t/a
US_Pfree_ratio	Anteil von Waschmitteln an den gesamten einwohnerspezifischen Phosphor Einträgen	-
US_noW_TN	Stickstoffeinträge von versiegelten Flächen und Einwohnern, die an die Kanalisation, jedoch nicht an eine Kläranlage angeschlossen sind	t/a
US_noW_TP	Phosphateinträge von versiegelten Flächen und Einwohnern, die an die Kanalisation, jedoch nicht an eine Kläranlage angeschlossen sind	t/a
US_noW_Q	Wassermenge über Direkteinleiter, berechnet aus detailliertem Kläranlageninventar	m^3/a
US_notconn_TN	TN -Frachten über Direkteinleiter, berechnet aus detaillier-tem Kläranlageninventar	t/a
US_notconn_TP	TP -Frachten über Direkteinleiter, berechnet aus detaillier-tem Kläranlageninventar	t/a
Punktquellen		
PS_TP_sum	Summierte TN-Frachten aus Punktquellen	t/a
PS_TN_sum	Summierte TP-Frachten aus Punktquellen	t/a
PS_Q_sum	Summierte Abflüsse aus Punktquellen	m^3/s
W_Name	Name der Kläranlage	-

PS_SC_P2	angenommene maximale Phosphorkonzentration, für KA der 2. Ausbaustufe	mg/l
PS_SC_P3	angenommene maximale Phosphorkonzentration, für KA der 3. Ausbaustufe	mg/l
PS_SC_P4	angenommene maximale Phosphorkonzentration, für KA der 4. Ausbaustufe	mg/l
PS_SC_P5	angenommene maximale Phosphorkonzentration, für KA der 5. Ausbaustufe	mg/l
PS_SC_P6	angenommene maximale Phosphorkonzentration, für KA der 6. Ausbaustufe	mg/l
PS_SC_N2	angenommene maximale Stickstoffkonzentration, für KA der 2. Ausbaustufe	mg/l
PS_SC_N3	angenommene maximale Stickstoffkonzentration, für KA der 3. Ausbaustufe	mg/l
PS_SC_N4	angenommene maximale Stickstoffkonzentration, für KA der 4. Ausbaustufe	mg/l
PS_SC_N5	angenommene maximale Stickstoffkonzentration, für KA der 5. Ausbaustufe	mg/l
PS_SC_N6	angenommene maximale Stickstoffkonzentration, für KA der 6. Ausbaustufe	mg/l
PS_W_SC	Ausbaugrößenklasse der einzelnen Kläranlage	-
PS_Nconcmax	maximale Ablaufkonzentration der einzelnen Kläranlage, TN	mg/l
PS_Pconcmax	maximale Ablaufkonzentration der einzelnen Kläranlage, TP	mg/l
PS_Nconc	korrigierte Ablaufkonzentration der einzelnen Kläranlage, TN	mg/l
PS_Pconc	korrigierte Ablaufkonzentration der einzelnen Kläranlage, TP	mg/l
PS_Qcur	Wassermenge einer Kläranlage	m^3/s
PS_W_LTN	TN-Fracht der einzelnen Kläranlage	t/a
PS_W_LTP	TP-Fracht der einzelnen Kläranlage	t/a
Retention		
RE_Lcalc_DIN	Berechnete resultierende Fracht als Vergleichswert mit beobachteter Fracht, DIN	t/a
RE_Lcalc_TN	Berechnete resultierende Fracht als Vergleichswert mit beobachteter Fracht, TN	t/a
RE_Lcalc_TP	Berechnete resultierende Fracht als Vergleichswert mit beobachteter Fracht, TP	t/a
RE_rett_tribDIN	Retention in den Nebenläufen, DIN	t/a
RE_rett_mrDIN	Retention im Hauptlauf, DIN	t/a
RE_rett_tribTN	Retention in den Nebenläufen, TN	t/a
RE_rett_mrTN	Retention im Hauptlauf, TN	t/a
RE_rett_tribTP	Retention in den Nebenläufen, TP	t/a
RE_rett_mrTP	Retention im Hauptlauf, TP	t/a
RE_TOT_TN	Gesamteinträge aus Modellgebiet, net	t/a
RE_TOT_TP	Gesamteinträge aus Modellgebiet, net	t/a
RE_DIRMR_TN	Direkteinträge in den Hauptlauf, net	t/a

RE_DIRMR_TP	Direkteinträge in den Hauptlauf, net	t/a
RE_GW_ON	Gelöst-organische Einträge aus dem Grundwasser, net	t/a
RE_GW_AUcatchON	Gelöst-organische Einträge aus dem Grundwasser, tot	t/a
RE_GW_upsON	Gelöst-organische Stickstofffrachten aus den Oberliegern, DON	t/a
RE_HL_trib	mittlere hydraulische Belastung in den Nebenläufen, (HL)	m/a
RE_HL_mr	mittlere hydraulische Belastung in den Hauptläufen, (HL)	m/a
RE_HL_mrol	mittlere hydraulische Belastung in größeren Oberflächengewässern am Auslass eines Modellgebiets, (HL)	m/a
RE_HL_tribTP	Retentionsfaktor nach HL-Ansatz für Nebenläufe, TP	-
RE_q_tribTP	Retentionsfaktor nach Abflussspende für Nebenläufe, TP	-
RE_mean_tribTP	mittlerer Retentionsfaktor nach Abflussspende und HL-Ansatz für Nebenläufe, TP	-
RE_Lcalc_tribTP	berechnete Fracht der Nebenläufe, TP	t/a
RE_HL_mrTP	Retentionsfaktor nach HL-Ansatz für Hauptlauf, TP	-
RE_HL_mrolTP	Retentionsfaktor nach HL-Ansatz für Oberflächengewässer am Auslass eines Modellgebietes, TP	-
RE_Lcalc_upsTP	berechnete Fracht aus den Oberliegern, TP	t/a
RE_Lcalc_mrTP	berechnete Fracht im Hauptlauf, TP	t/a
RE_Lcalc_TOTTP	Berechnete resultierende Fracht als Vergleichswert mit beobachteter Fracht, TP	t/a
RE_THL_tribDIN	Retentionsfaktor nach THL-Ansatz für Nebenläufe, DIN	-
RE_Lcalc_tribDIN	berechnete Fracht der Nebenläufe, DIN	t/a
RE_THL_mrDIN	Retentionsfaktor nach THL-Ansatz für Hauptlauf, DIN	-
RE_THL_mrolDIN	Retentionsfaktor nach THL-Ansatz für Oberflächengewässer am Auslass eines Modellgebietes, DIN	-
RE_Lcalc_upsDIN	berechnete Fracht aus den Oberliegern, DIN	t/a
RE_Lcalc_mrDIN	berechnete Fracht im Hauptlauf, DIN	t/a
RE_Lcalc_TOTDIN	Berechnete resultierende Fracht als Vergleichswert mit beobachteter Fracht, DIN	t/a
RE_THL_tribTN	Retentionsfaktor nach THL-Ansatz für Nebenläufe, TN	-
RE_Lcalc_tribTN	berechnete Fracht der Nebenläufe, TN	t/a
RE_THL_mrTN	Retentionsfaktor nach THL-Ansatz für Hauptlauf, TN	-
RE_THL_mrolTN	Retentionsfaktor nach THL-Ansatz für Oberflächengewässer am Auslass eines Modellgebietes, TN	-
RE_Lcalc_upsTN	berechnete Fracht aus den Oberliegern, TN	t/a
RE_Lcalc_mrTN	berechnete Fracht im Hauptlauf, TN	t/a
RE_Lcalc_TOTTNwoDON	Berechnete resultierende Fracht ohne gelöst-organische Frachtanteile, TN	t/a
RE_Lcalc_TOTTN	Berechnete resultierende Fracht als Vergleichswert mit beobachteter Fracht, TN	t/a

Tab.-Anh. 12: Übersicht der Variablen des Szenariomanagers

Kurzname	Beschreibung	Einheit /Wert
SC_W_and_S	Alle Anwohner, die an die Kanalisation angeschlossen sind, verfügen auch über einen Kläranlagenanschluss	1/0
SC_PCI	Anteil der Bevölkerung, der an Kanalisation und Kläranlagen angeschlossen ist	%
SC_CSO	Erhöhung des Behandlungsvolumens der Mischwasserüberlaufbecken	%
SC_SRSS	Erhöhung des Behandlungsvolumens für Regenwasser im Trennsystem	%
SC_urb_pave	Überführung der versiegelten in unversiegelte Flächen	%
SC_P_det	Verwendung von phosphatfreien Waschmitteln	1/0
SC_W_P2	max. Phosphor-Ablaufkonzentration einer Kläranlage, Klasse 2	mg/l
SC_W_P3	max. Phosphor-Ablaufkonzentration einer Kläranlage, Klasse 3	mg/l
SC_W_P4	max. Phosphor-Ablaufkonzentration einer Kläranlage, Klasse 4	mg/l
SC_W_P5	max. Phosphor-Ablaufkonzentration einer Kläranlage, Klasse 5	mg/l
SC_W_P6	max. Phosphor-Ablaufkonzentration einer Kläranlage, Klasse 6	mg/l
SC_W_N2	max. Stickstoff-Ablaufkonzentration einer Kläranlage, Klasse 2	mg/l
SC_W_N3	max. Phosphor-Ablaufkonzentration einer Kläranlage, Klasse 3	mg/l
SC_W_N4	max. Phosphor-Ablaufkonzentration einer Kläranlage, Klasse 4	mg/l
SC_W_N5	max. Phosphor-Ablaufkonzentration einer Kläranlage, Klasse 5	mg/l
SC_W_N6	max. Phosphor-Ablaufkonzentration einer Kläranlage, Klasse 6	mg/l
SC_arab_con	Anbindung der Ackerflächen an Oberflächengewässer	%
SC_TD	Änderung des Flächenanteils dränierter Flächen	%
SC_N_surpl	Änderung des Stickstoffüberschusses	%
SC_AtG_1	Konvertierung von Ackerland zu Grasland, Flächen < 1 %	1/0
SC_AtG_1_2	Konvertierung von Ackerland zu Grasland, Flächen 1-2 %	1/0
SC_AtG_2_4	Konvertierung von Ackerland zu Grasland, Flächen 2-4 %	1/0
SC_AtG_4_8	Konvertierung von Ackerland zu Grasland, Flächen 4-8%	1/0
SC_AtG__8	Konvertierung von Ackerland zu Grasland, Flächen >8 %	1/0
SC_contill_1	Konservierende Bodenbearbeitung < 1%	1/0
SC_contill_1_2	Konservierende Bodenbearbeitung 1-2%	1/0
SC_contill_2_4	Konservierende Bodenbearbeitung 2-4%	1/0
SC_contill_4_8	Konservierende Bodenbearbeitung 4-8%	1/0
SC_contill_8	Konservierende Bodenbearbeitung > 8%	1/0
SC_W_fixN	generelle Reduktion der Einleitungen über Kläranlagen < 2.000 EW bzw. den aufsummierten Einträgen aus Kläranlagen in ausländischen Modellgebieten, TN	%
SC_W_fixP	generelle Reduktion der Einleitungen über Kläranlagen < 2.000 EW bzw. den aufsummierten Einträgen aus Kläranlagen in ausländischen Modellgebieten, TP	%

Tab.-Anh. 13: Übersicht über die verwendeten Modellkonstanten

Konstante	Beschreibung	Wert
Oberflächenabfluss		
CSR1	P-Konzentration durch Dünger / Wald	0,035
CSR2	P-Konzentration durch Dünger / offenes Land	0,035
CSR3	N-Konzentration durch Dünger / Acker	0,3
CSR4	N-Konzentration durch Dünger / Grünland	0,0
CSR5	N-Konzentration durch Dünger / Wald und offenes Land	0,0
CSR6	P-Sättigung / Acker	90
CSR7	P-Sättigung Grünland	80
CSR8	P-Akkumulation Deutschland	1100
CSR9	P-Wasserlöslichkeit Faktor 1	0,035
CSR10	P-Wasserlöslichkeit Faktor 2	0,000000618
CSR11	P-Wasserlöslichkeit Faktor 3	0,155
CSR12	P-Konzentration Schnee	0,01
CSR13	N-Konzentration Schnee	0,1
CSR14	Niederschlag Obergrenze	800
CSR15	Abfluss Schnee Faktor 1	4
CSR16	Abfluss Schnee Faktor 2	1
CSR17	Kriterium Schneeschmelze	0,545637289
CSR18	Koeffizient Oberflächenabfluss	0,0426
CSR19	Exponent Operflächenabfluss	1,2461
Erosion		
CE1	Sediment delivery ratio, Faktor 1	0,006684
CE2	Sediment delivery ratio, Faktor 2	0,3
CE3	Sediment delivery ratio, 3	1,5
CE4	Sediment delivery ratio, 4	-0,25
CE5	wenn Slope kleiner	0,25
CE6	Dann SDR =	0
CE7	Anreicherungsverhältnis Faktor 1, TP	18
CE8	Anreicherungsverhältnis Faktor 1, TN	7,7
CE9	Anreicherungsverhältnis Faktor 2	-0,47
CE10	wenn SEDspec kleiner	1
CE11	Dann EnR =	18
CE12	natürlicher Bodenabtrag	4
CE13	P-Gehalt Wald	150
CE14	P-Gehalt Ackerland	250
CE15	Berechnungsfaktor für Bodenabtrag	1,0
CE16	Reduktion der Bodenverluste durch pfluglose Kultur	90
CE17	R-Faktor Sommer-Niederschlag Faktor 1	0,152
CE18	R-Faktor Sommer-Niederschlag Faktor 2	6,88

CE19	Sediment-Lieferung für nichtagrarische Bedingungen	20
Drainagen		
CTD1	Abflusskoeffizient Winter	0,5
CTD2	Abflusskoeffizient Sommer	0,1
CTD3	P-Konzentration Sand	0,2
CTD4	P-Konzentration Lehm	0,06
CTD5	P-Konzentration Niedermoor	0,3
CTD6	P-Konzentration Hochmoor	2
CTD7	Exponent zur Beschreibung der Denitrifikation in der Bodenzone	0,85
Grundwasser		
CGW1	Verhältnis TP/SRP aerobe Bedingungen	1
CGW2	Verhältnis TP/SRP anaerobe Bedingungen	2,5
CGW3	P Konzentration / Wald / aktuelle Werte	0,02
CGW4	P Konzentration / Sand / aktuelle Werte	0,1
CGW5	P Konzentration / Lehm / aktuelle Werte	0,03
CGW6	P Konzentration / Niedermoor / aktuelle Werte	0,1
CGW7	P Konzentration / Hochmoor / aktuelle Werte	0,5
CGW8	P Konzentration / Wald / Hintergrundbedingungen	0,02
CGW9	P Konzentration / Sand / Hintergrundbedingungen	0,02
CGW10	P Konzentration / Lehm / Hintergrundbedingungen	0,02
CGW11	P Konzentration / Niedermoor / Hintergrundbedingungen	0,02
CGW12	P Konzentration / Hochmoor / Hintergrundbedingungen	0,035
CGW13	Lockergestein, oberflächennahes Grundwasser: Faktor 1	2752,22
CGW14	Lockergestein, oberflächennahes Grundwasser: Faktor 2	-1,54
CGW15	Lockergestein, tiefes Grundwasser: Faktor 1	68561,63
CGW16	Lockergestein, tiefes Grundwasser: Faktor 2	-1,96
CGW17	Festgestein, hohe Porosität: Faktor 1	60,23
CGW18	Festgestein, hohe Porosität: Faktor 2	-0,90
CGW19	Festgestein, schwach durchlässig: Faktor 1	0,01
CGW20	Festgestein, schwach durchlässig: Faktor 2	0,66
CGW21	Exponent zur Berücksichtigung der Denitrifikation in der ungesättigten Zone	0,64
CGW22	Faktor für die langfristige Änderung der atmosphärischen Deposition	1
CGW23	Oberflächennaher Abfluss: Faktor 1	1,0990
CGW24	Oberflächennaher Abfluss: Faktor 2	0,9497
CGW25	Zwischenabfluss: Faktor 1	0,1463
CGW26	Zwischenabfluss: Faktor 2	1,1247
CGW27	Basisabfluss: Faktor 1	1,1760
CGW28	Basisabfluss: Faktor 2	0,8535
CGW29	Oberflächenabfluss: Faktor 1	0,0426
CGW30	Oberflächenabfluss: Faktor 2	1,2461
CGW31	Grenzwert Redox-Verhältnis	0,1

CGW32	organischer N / Wald	0
CGW33	organischer N / Feuchtgebiete	5
urbane Systeme		
CUS1	Berechnung des Anteils der versiegelten Fläche an der gesamten urbanen Fläche, Faktor 1	0,4047
CUS2	Berechnung des Anteils der versiegelten Fläche an der gesamten urbanen Fläche, Faktor 2	9,6
CUS3	Berechnung des Anteils der versiegelten Fläche an der gesamten urbanen Fläche, Faktor 3	0,573
CUS4	Berechnung des Anteils der versiegelten Fläche an der gesamten urbanen Fläche, Faktor 4	0,0391
CUS5	Abflussverhältnis Faktor 1	0,15
CUS6	Abflussverhältnis Faktor 2	0,75
CUS7	Hochwasserereignisse Faktor 1	0,0000012
CUS8	Hochwasserereignisse Faktor 2	2,5
CUS9	P-Konzentration in gewerblichen Abwässern	0,5
CUS10	spezifischer P-Eintrag von Straßen	2,5
CUS11	Einwohner-spezifischer N-Eintrag	12
CUS12	N-Konzentration in gewerblichen Abwässern	2
CUS13	spezifischer N-Eintrag von Straßen	4
CUS14	Einwohner spezifische Wassermenge	130
CUS15	Abwässer von Flächen gewerblicher Nutzung	0,1
CUS16	Dauer der Wasserabgabe von Gewerbeflächen	10
CUS17	N-Abgabe der nur an Kanalisation angeschlossenen Bevölkerung	9
CUS18	N-Abgabe der Bevölkerung, die weder an Kanalisation noch an Kläranlagen angeschlossen ist	9
CUS19	Anteil des P-Abgabe der Bevölkerung, die weder an Kanalisation noch an Kläranlagen angeschlossen ist	0,75
CUS20	N-Retention im Boden / Festgestein	50
CUS21	N-Retention im Boden / Lockergestein	90
CUS22	P-Retention im Boden / Festgestein	50
CUS23	P-Retention im Boden / Lockergestein	90
CUS24	mittlere Regenabflussrate	1
CUS25	Mischkanalisation Faktor 1	0,01534
CUS26	Mischkanalisation Faktor 2	0,97541
CUS27	Mischkanalisation Faktor 3	196,66
CUS28	Anteil der von Klärgruben zu Kläranlagen transportierten Feststoffe	5
CUS29	Anschluss an Trennkanalisation: Faktor 1	0,125
CUS30	Anschluss an Trennkanalisation: Faktor 2	0,368
CUS31	Punktquellen Korrekturfaktor	0,7
Hintergrund		
CBG1	P-Konzentration Schnee	0,01
CBG2	N-Konzentration Schnee	0,1

CBG3	Niederschlag Obergrenze	850
CBG4	Abfluss Schnee Faktor 1	2
CBG5	Abfluss Schnee Faktor 2	0,45
CBG6	P-Back Grundwasser	0,02
CBG7	P-Back Atmosphäre	0,1
CBG8	P-Back Oberflächenabfluss	0,035
CBG9	N-Back Atmosphäre	1
CBG10	N-Back Oberflächenabfluss	1
CBG11	Anreicherungsverhältnis TP: Faktor 1	18
CBG12	AnreicherungsverhältnisTN: Faktor 1	7,7
CBG13	Anreicherungsverhältnis: Faktor 2	-0,47
CBG14	wenn SEDspec kleiner	1
CBG15	Dann EnR =	18
CBG16	natürlicher Bodenabtrag / Hangneigung	0
CBG17	natürlicher Bodenabtrag	2
CBG18	natürliche P-Akkumulation	150
CBG19	minimale Sickerwasser-Rate	20
CBG20	C-Faktor / Hintergrundbedingungen	0,005
CBG21	Sediment-Lieferung für nichtagrarische Bedingungen	5
Eingangsdaten, Grundlagen- und Szenarienberechnung		
CSP1	Ton-Phosphor-Modell, Faktor 1	10,2
CSP2	Ton-Phosphor-Modell, Faktor 2	150
Retention		
CR1	q-Ansatz, RT, Faktor 1	5,1
CR2	q-Ansatz, RT, Faktor 2	-1
CR3	HL-Ansatz, TP, Faktor 1	25,74
CR4	HL-Ansatz, TP, Faktor 2	-1,00
CR5	THL-Ansatz, DIN, Faktor 1	8,58
CR6	THL-Ansatz, DIN, Faktor 2	0,07
CR7	THL-Ansatz, DIN, Faktor 3	-1,00
CR8	THL-Ansatz, TN, Faktor 1	4,74
CR9	THL-Ansatz, TN, Faktor 2	0,07
CR10	THL-Ansatz, TN, Faktor 3	-1,00
Kommunale Kläranlagen		
CW1	mittlere Retention für SC-Direkteinleiter zu Kläranlagen, TN	0,7
CW1	mittlere Retention für SC-Direkteinleiter zu Kläranlagen, TP	0,7
Wasserflächen		
WSA1	Flussbreiten Nebenläufe, Faktor1	0,152
WSA2	Flussbreiten Nebenläufe, Faktor2	0,102
WSA3	Flussbreiten Nebenläufe, Faktor3	1,018
WSA4	Flussbreiten Nebenläufe, Faktor4	-0,25
WSA5	Flussbreiten Hauptläufe, Faktor1	0,35
WSA6	Flussbreiten Hauptläufe, Faktor2	0,468

WSA7	Flussbreiten Hauptläufe, Faktor3	0,36
WSA8	Flussbreiten Hauptläufe, Faktor4	-0,027
WSA9	Maßstabskorrekturfaktor Nebenläufe	1 - 8,4 (Tabelle 1)
WSA10	Maßstabskorrekturfaktor Hauptläufe	1 – 1,18 (Tabelle 1)

Tab.-Anh. 14: Übersicht der Ergebnisvariablen

Nettoemissionen / Gesamtemissionen		
Kurzname	**Beschreibung**	**Einheit**
EN_POP ET_POP	Einwohnerzahl	E
EN_AU_A ET_AU_A	Modellgebietsgröße	km²
EN_WSA_A ET_WSA_A	Gesamtwasserfläche	km²
EN_AL_A ET_AL_A	Landwirtschaftliche Nutzfläche	km²
EN_Q ET_Q	Gesamtabfluss, Modellgebiet	m³/s
EN_RZ_Q ET_RZ_Q	Grundwasserneubildung (inklusive Dränagen)	m³/s
EN_SR_Q ET_SR_Q	Oberflächenabfluss von landwirtschaftlichen Nutzflächen	m³/s
EN_AD_TN ET_AD_TN	Einträge durch direkte atmosphärische Deposition auf Oberflächengewässer, TN	t/a
EN_SR_TN ET_SR_TN	Einträge durch Oberflächenabfluss (alle Flächen ausgenommen versiegelte Flächen), TN	t/a
EN_TD_TN ET_TD_TN	Einträge durch dränierte Flächen, TN	t/a
EN_ER_TN ET_ER_TN	Einträge durch Erosion, TN	t/a
EN_GW_TN ET_GW_TN	Einträge über das Grundwasser, TN	t/a
EN_W_TN ET_W_TN	Einträge durch Kläranlagen inklusive KA kleiner 2.000 EW und nicht angeschlossene Einwohner, TN	t/a
EN_US_TN ET_US_TN	Einträge über urbane Systeme, TN	t/a
EN_TOT_TN ET_TOT_TN	Gesamte TN-Einträge	t/a
EN_BG_TN ET_BG_TN	Einträge durch natürliche Hintergrundbelastungen, TN	t/a
EN_USO_TN ET_USO_TN	Einträge durch urbane Quellen (WWTP + Urbane Systeme), TN	t/a

EN_ASO_TN ET_ASO_TN	Einträge über die Landwirtschaft, TN	t/a
EN_OSO_TN ET_OSO_TN	Einträge über sonstige Quellen, TN	t/a
EN_Nsurp_AA ET_Nsurp_AA	N-Überschuss auf landwirtschaftlichen Flächen	t/a
EN_Nsurp_TOT ET_Nsurp_TOT	gesamter N-Überschuss	t/a
EN_RZ_TN ET_RZ_TN	Stickstoffverluste über die Wurzelzone	t/a
EN_SRAA_TN ET_SRAA_TN	Einträge durch Oberflächenabfluss von landwirtschaftlichen Nutzflächen, TN	t/a
EN_GWRET_TN ET_GWRET_TN	Stickstoffretention im Grundwasser	t/a
EN_GW_ON ET_GW_ON	Einträge von schwerabbaubaren gelösten organischen Stickstoffverbindungen	t/a
EN_DIRMR_TN ET_DIRMR_TN	Einträge aus Punktquellen und Urbanen Systemen direkt in den Hauptlauf eines Modellgebietes, TN	t/a
EN_AD_TP ET_AD_TP	Einträge durch direkte atmosphärische Deposition auf Oberflächengewässer, TP	t/a
EN_SR_TP ET_SR_TP	Einträge durch Oberflächenabfluss (alle Flächen ausgenommen versiegelte Flächen), TP	t/a
EN_TD_TP ET_TD_TP	Einträge durch dränierte Flächen, TP	t/a
EN_ER_TP ET_ER_TP	Einträge durch Erosion, TP	t/a
EN_GW_TP ET_GW_TP	Einträge über das Grundwasser, TP	t/a
EN_W_TP ET_W_TP	Einträge durch Kläranlagen inklusive KA kleiner 2.000 EW und nicht angeschlossene Einwohner, TP	t/a
EN_US_TP ET_US_TP	Einträge über urbane Systeme, TP	t/a
EN_TOT_TP ET_TOT_TP	Gesamte TP-Einträge	t/a
EN_BG_TP ET_BG_TP	Einträge durch natürliche Hintergrundbelastungen, TP	t/a
EN_USO_TP ET_USO_TP	Einträge durch urbane Quellen (WWTP + Urbane Systeme), TP	t/a
EN_ASO_TP ET_ASO_TP	Einträge über die Landwirtschaft, TP	t/a
EN_OSO_TP ET_OSO_TP	Einträge über sonstige Quellen, TP	t/a
EN_RZ_TP ET_RZ_TP	Phosphorverluste über die Wurzelzone	t/a
EN_SRAA_TP ET_SRAA_TP	Einträge durch Oberflächenabfluss von landwirtschaftlichen Nutzflächen, TP	t/a

EN_DIRMR_TP ET_DIRMR	Einträge aus Punktquellen und Urbanen Systemen direkt in den Hauptlauf eines Modellgebietes, TP	t/a
Szenario Ergebnisse		
Kurzname	**Beschreibung**	**Einheit**
SC_RAClt_DIN	kumulative Retention vom Modellgebietsauslass bis zur Mündung ins Meer, TN	-
SC_RAClt_TN	kumulative Retention vom Modellgebietsauslass bis zur Mündung ins Meer, DIN	-
SC_TOT_TNAU%RBD	Anteil der Gesamteinträge eines Modellgebiet an den Gesamteinträgen des Flusssystems, TN	%
SC_BG_TNAU%RBD	Anteil der natürlichen Hintergrundbelastung eines Modellgebiets an den Gesamteinträgen des Flusssystems, TN	%
SC_USO_TNAU%RBD	Anteil der Einträge über urbane Quellen eines Modellgebiets an den Gesamteinträgen des Flusssystems, TN	%
SC_ASO_TNAU%RBD	Anteil der Einträge über landwirtschaftlichen Quellen eines Modellgebiets an den Gesamteinträgen des Flusssystems, TN	%
SC_OSO_TNAU%RBD	Anteil der Einträge über sonstige Quellen eines Modellgebiets an den Gesamteinträgen des Flusssystems, TN	%
SC_TOT_TPAU%RBD	Anteil der Gesamteinträge eines Modellgebiets an den Gesamteinträgen des Flusssystems, TP	%
SC_BG_TPAU%RBD	Anteil der natürlichen Hintergrundbelastung eines Modellgebiets an den Gesamteinträgen des Flusssystems, TP	%
SC_USO_TPAU%RBD	Anteil der Einträge über urbane Quellen eines Modellgebiets an den Gesamteinträgen des Flusssystems, TP	%
SC_ASO_TPAU%RBD	Anteil der Einträge über landwirtschaftliche Quellen eines Modellgebiets an den Gesamteinträgen des Flusssystems, TP	%
SC_OSO_TPAU%RBD	Anteil der Einträge über sonstige Quellen eines Modellgebiets an den Gesamteinträgen des Flusssystems, TP	%
SC_LBG_TNAU%OL	resultierende Fracht an der Mündung des Flusssystems verursacht durch die natürlichen Hintergrundbelastung (Einträge) eines Modellgebiets, TN	t/a
SC_LUSO_TNAU%OL	resultierende Fracht an der Mündung des Flusssystems verursacht durch Einträge über urbane Quellen eines Modellgebiets, TN	t/a
SC_LASO_TNAU%OL	resultierende Fracht an der Mündung des Flusssystems verursacht durch Einträge über landwirtschaftliche Quellen eines Modellgebiets, TN	t/a
SC_LOSO_TNAU%OL	resultierende Fracht an der Mündung des Flusssystems verursacht durch Einträge über sonstige Quellen eines Modellgebiets, TN	t/a
SC_Load_TNAUatOL	resultierende Fracht an der Mündung des Flusssystems verursacht durch die Gesamteinträge eines Modellgebiets, TN	t/a

SC_Load_TNAUcatchatOL	resultierende Fracht an der Mündung des Flusssystems verursacht durch die Gesamteinträge aus dem Einzugsgebiet eines Modellgebiets, TN	t/a
SC_Load_TNAUT	resultierende Fracht am Ausfluss eines Modellgebiets verursacht durch die Gesamteinträge eines Modellgebiets, TN	t/a
SC_Load_TNAUcatch	resultierende Fracht am Ausfluss eines Modellgebiets verursacht durch die Gesamteinträge aus Einzugsgebiet eines Modellgebiets, TN	t/a
SC_LBG_TPAU%OL	resultierende Fracht an der Mündung des Flusssystems verursacht durch die natürlichen Hintergrundbelastung (Einträge) eines Modellgebiets, TP	t/a
SC_LUSO_TPAU%OL	resultierende Fracht an der Mündung des Flusssystems verursacht durch Einträge über urbane Quellen eines Modellgebiets, TP	t/a
SC_LASO_TPAU%OL	resultierende Fracht an der Mündung des Flusssystems verursacht durch Einträge über landwirtschaftliche Quellen eines Modellgebiets, TP	t/a
SC_LOSO_TPAU%OL	resultierende Fracht an der Mündung des Flusssystems verursacht durch Einträge über sonstige Quellen eines Modellgebiets, TP	t/a
SC_Load_TPAUatOL	resultierende Fracht an der Mündung des Flusssystems verursacht durch die Gesamteinträge eines Modellgebiets, TP	t/a
SC_Load_TPAUcatchatOL	resultierende Fracht an der Mündung des Flusssystems verursacht durch die Gesamteinträge aus dem Einzugsgebiet eines Modellgebiets, TP	t/a
SC_Load_TPAUT	resultierende Fracht am Ausfluss eines Modellgebiets verursacht durch die Gesamteinträge eines Modellgebiets, TP	t/a
SC_Load_TPAUcatch	resultierende Fracht am Ausfluss eines Modellgebiets verursacht durch die Gesamteinträge aus Einzugsgebiet eines Modellgebiets, TP	t/a
Zielkonzentrationen		
Kurzname	**Beschreibung**	**Einheit**
TC_AU_TNCmax	angenommen maximal Konzentration der Frachten resultierend aus den Gesamteinträgen eines Modellgebietes; TN	mg/l
TC_OL_TNCresult	resultierende Konzentration der Fracht eines Flusssystems an der Mündung in Meer , TN	mg/l
TC_AU_TPCmax	angenommen maximal Konzentration der Frachten resultierend aus den Gesamteinträgen eines Modellgebietes; TP	mg/l
TC_OL_TPCresult	resultierende Konzentration der Fracht eines Flusssystems an der Mündung in Meer , TP	mg/l
TC_Lref_TP	resultierende Referenz-Fracht eines Flusssystems an der Mündung ins Meer, TP	t/a
TC_Ltarget_TP	resultierende Fracht bei Einhaltung der festgelegten Ziel-Konzentrationen eines Flusssystems an der Mündung ins Meer, TP	t/a

TC_Ldelta_tot_TP	Differenz zwischen Referenzfracht und Ziel-Konzentrationsfracht für ein Flusssystem an der Mündung ins Meer, TP	t/a
TC_Ldelta_USO_TP	Differenz zwischen Referenzfracht und Zielkonzentrationsfracht bezogen auf Eintragsänderungen durch Szenarien für urbane Quellen in einem Flusssystem an der Mündung ins Meer, TP	t/a
TC_Ldelta_OS_TP	Differenz zwischen Referenzfracht und Zielkonzentrationsfracht bezogen auf angenommene Eintragsänderungen zum Einhalten der Zielkonzentration in einem Flusssystem an der Mündung ins Meer, TP	t/a
TC_Ldelta_tot_TP_pro	Differenz zwischen Referenzfracht und Zielkonzentrationsfracht für ein Flusssystem an der Mündung ins Meer, TP	%
TC_Ldelta_USO_TP_pro	Differenz zwischen Referenzfracht und Zielkonzentrationsfracht bezogen auf Eintragsänderungen durch Szenarien für urbane Quellen in einem Flusssystem an der Mündung ins Meer, TP	%
TC_Ldelta_OS_TP_pro	Differenz zwischen Referenzfracht und Zielkonzentrationsfracht bezogen auf angenommene Eintragsänderungen zum einhalten der Zielkonzentration in einem Flusssystem an der Mündung ins Meer, TP	%
TC_EMIref_TP	Gesamteinträge eines Flusssystems unter Referenzbedingungen, TP	t/a
TC_EMItarget_TP	Gesamteinträge eines Flusssystems unter Einhaltung der Zielkonzentration, TP	t/a
TC_EMIdelta_tot_TP	Differenz der Einträge unter Referenzbedingungen und unter Einhaltung der Zielkonzentration, TP	t/a
TC_EMIdelta_USO_TP	Änderung der Einträge durch angenommen Szenarien für urbane Quellen, TP	t/a
TC_EMIdelta_OS_TP	Änderung der Einträge zum Einhalten der Zielkonzentrationen, TP	t/a
TC_EMIdelta_tot_TP_pro	Differenz der Einträge unter Referenzbedingungen und unter Einhaltung der Zielkonzentration, TP	%
TC_EMIdelta_USO_TP_pro	Änderung der Einträge durch angenommen Szenarien für urbane Quellen, TP	%
TC_EMIdelta_OS_TP_pro	Änderung der Einträge zum Einhalten der Zielkonzentrationen, TP	%
TC_EMIref_TN	Gesamteinträge eines Flusssystems unter Referenzbedingungen, TN	t/a
TC_EMItarget_TN	Gesamteinträge eines Flusssystems unter Einhaltung der Zielkonzentration, TN	t/a
TC_EMIdelta_tot_TN	Differenz der Einträge unter Referenzbedingungen und unter Einhaltung der Zielkonzentration, TN	t/a
TC_EMIdelta_USO_TN	Änderung der Einträge durch angenommen Szenarien für urbane Quellen, TN	t/a
TC_EMIdelta_OS_TN	Änderung der Einträge zum Einhalten der Zielkonzentrationen, TN	t/a
TC_EMIdelta_tot_TN_pro	Differenz der Einträge unter Referenzbedingungen und unter Einhaltung der Zielkonzentration, TN	%
TC_EMIdelta_USO_TN_pro	Änderung der Einträge durch angenommen Szenarien für urbane Quellen, TN	%

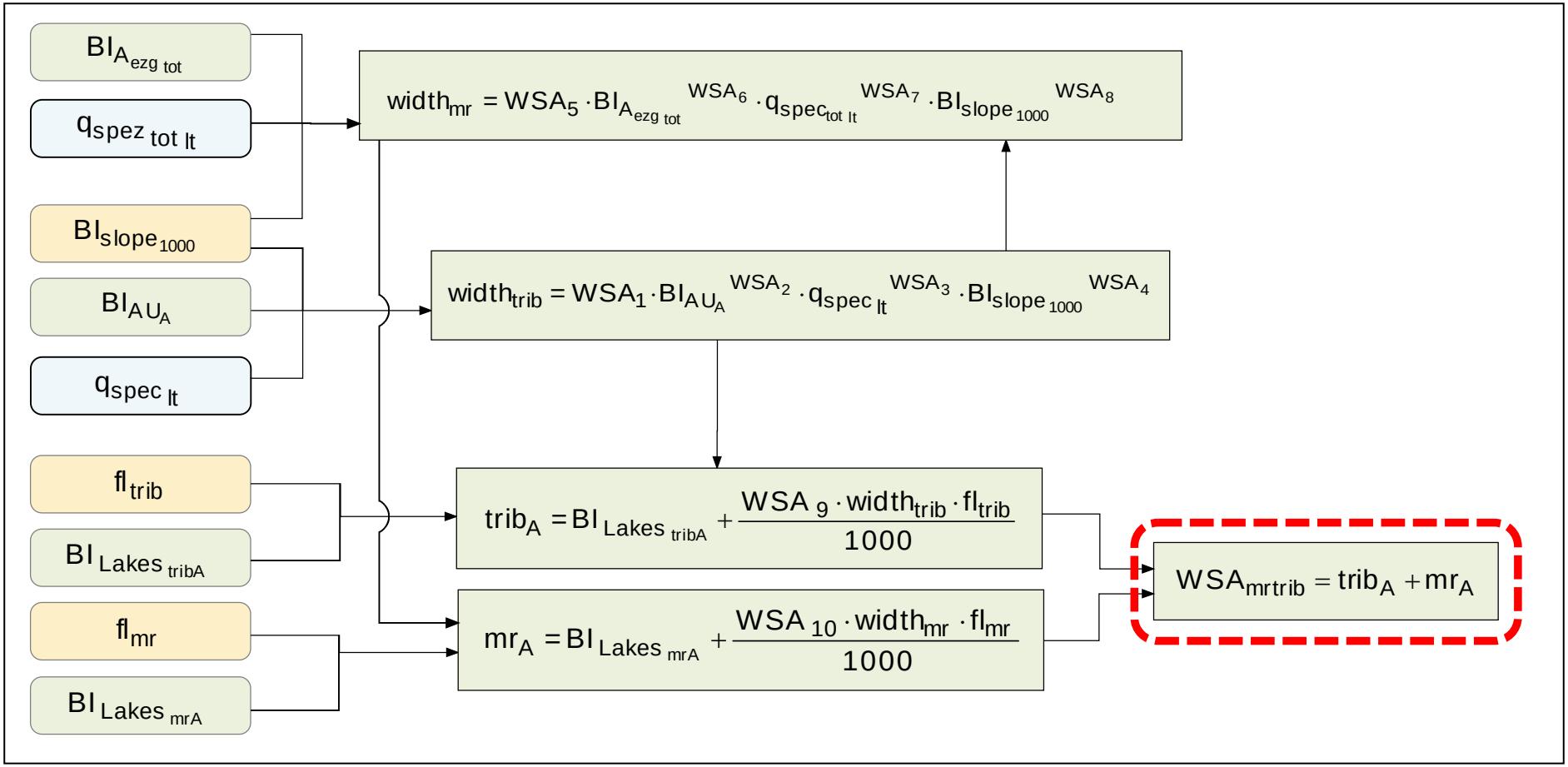
TC_EMIdelta_OS_TN_pro	Änderung der Einträge zum Einhalten der Zielkonzentrationen, TN	%
TC_Lref_TN	resultierende Referenz-Fracht eines Flusssystems an der Mündung ins Meer, TN	t/a
TC_Ltarget_TN	resultierende Fracht bei Einhaltung der festgelegten Zielkonzentrationen eines Flusssystems an der Mündung ins Meer, TN	t/a
TC_Ldelta_tot_TN	Differenz zwischen Referenzfracht und Zielkonzentrationsfracht für ein Flusssystem an der Mündung ins Meer, TN	t/a
TC_Ldelta_USO_TN	Differenz zwischen Referenzfracht und Zielkonzentrationsfracht bezogen auf Eintragsänderungen durch Szenarien für urbane Quellen in einem Flusssystem an der Mündung ins Meer, TN	t/a
TC_Ldelta_OS_TN	Differenz zwischen Referenzfracht und Zielkonzentrationsfracht bezogen auf angenommene Eintragsänderungen zum einhalten der Zielkonzentration in einem Flusssystem an der Mündung ins Meer, TN	t/a
TC_Ldelta_tot_TN_pro	Differenz zwischen Referenzfracht und Zielkonzentrationsfracht für ein Flusssystem an der Mündung ins Meer, TN	%
TC_Ldelta_USO_TN_pro	Differenz zwischen Referenzfracht und Zielkonzentrationsfracht bezogen auf Eintragsänderungen durch Szenarien für urbane Quellen in einem Flusssystem an der Mündung ins Meer, TN	%
TC_Ldelta_OS_TN_pro	Differenz zwischen Referenzfracht und Zielkonzentrationsfracht bezogen auf angenommene Eintragsänderungen zum einhalten der Zielkonzentration in einem Flusssystem an der Mündung ins Meer, TN	%

Erläuterung: Modellgebiet (EN), Summe nach FNE_split (ET)

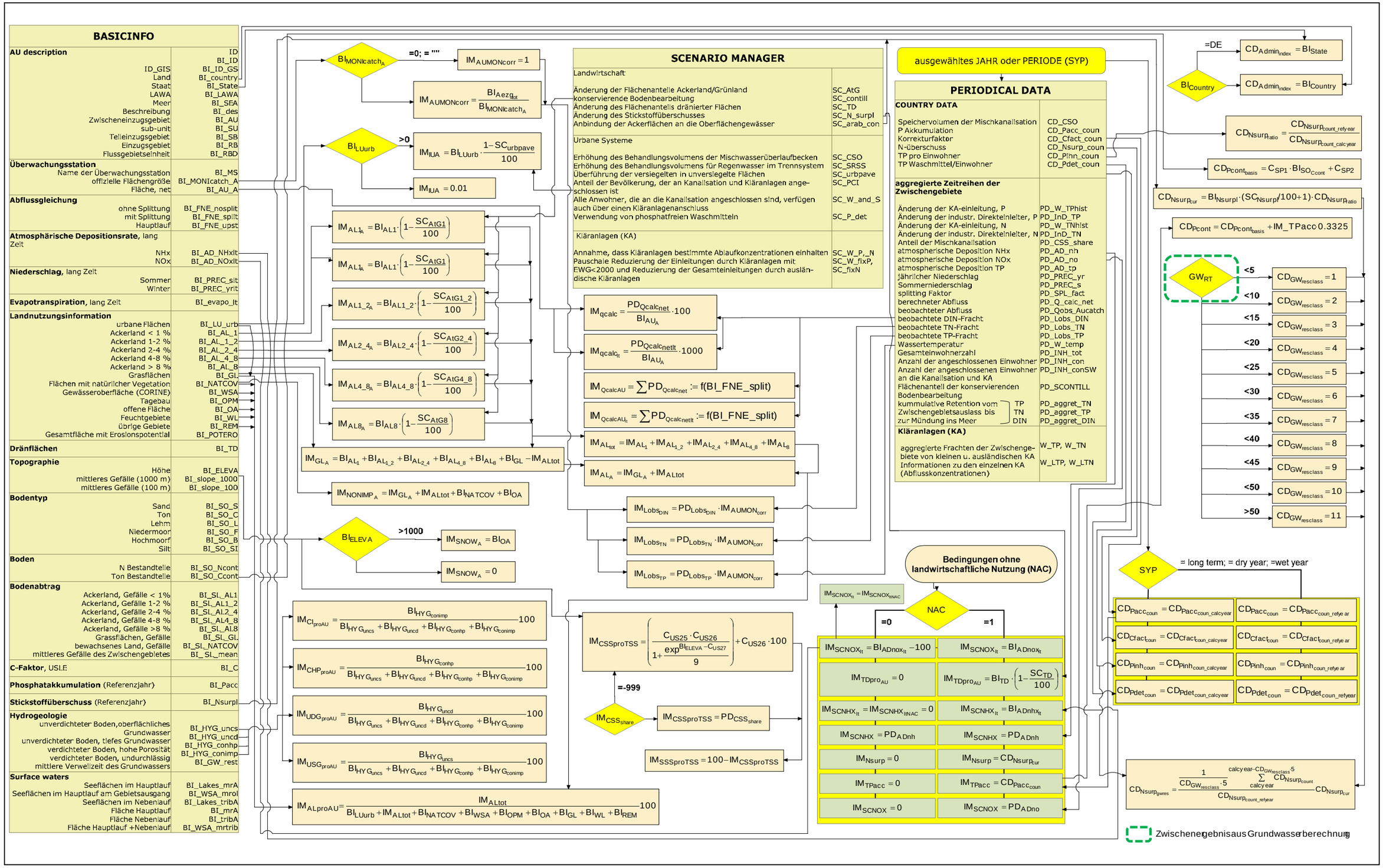
Legende

- Eingangsgröße
- Zwischenberechnung
- abflussspezifisch
- flächenbezogen
- stoffbezogen
- unspezifisch
- Verzweigung / Entscheidung
- Zwischenergebnis aus Grundwasserberechnung
- Endergebnis oder in anderen Blättern verwendete Ergebnisse

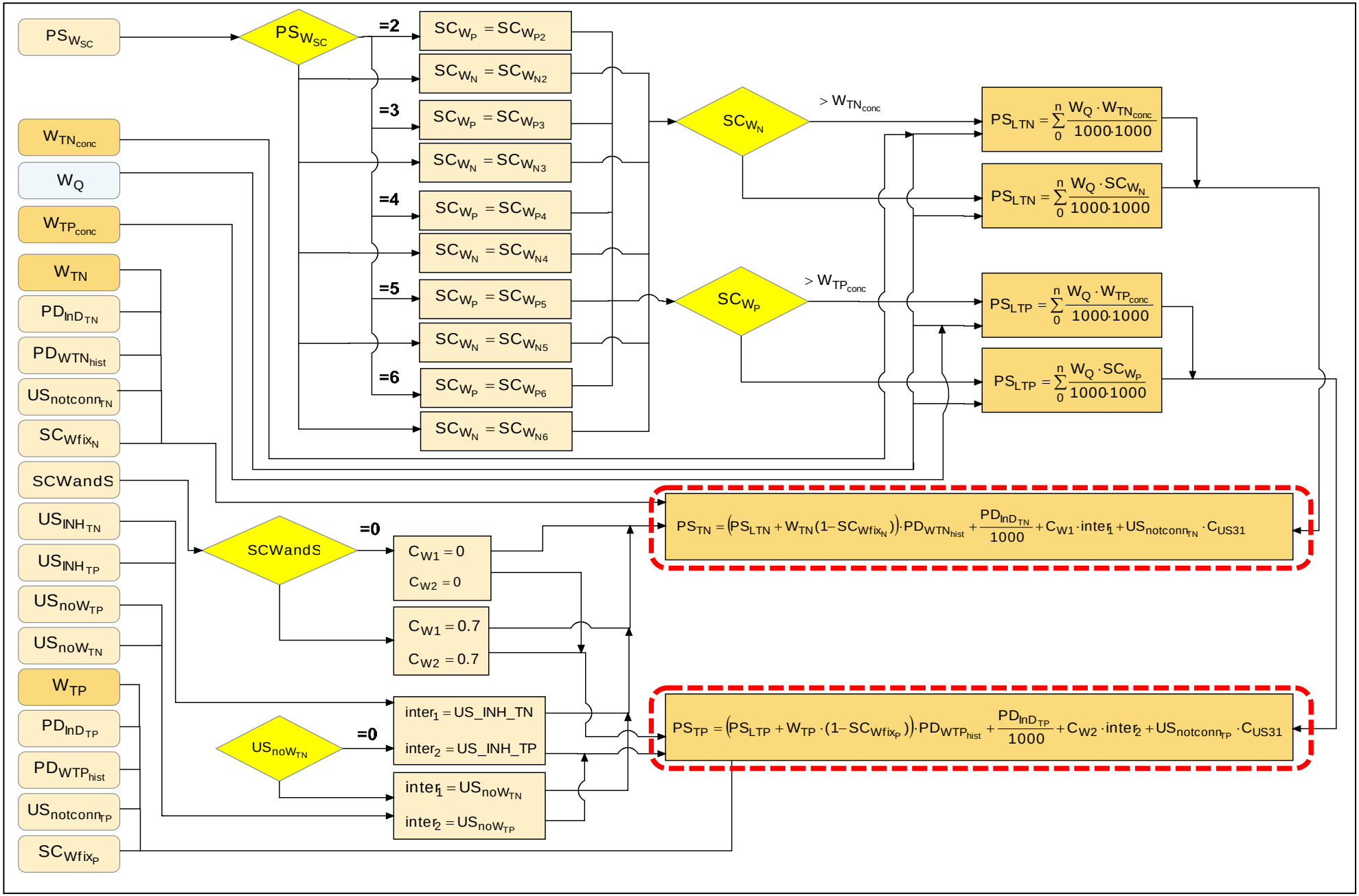
Wasserflächen



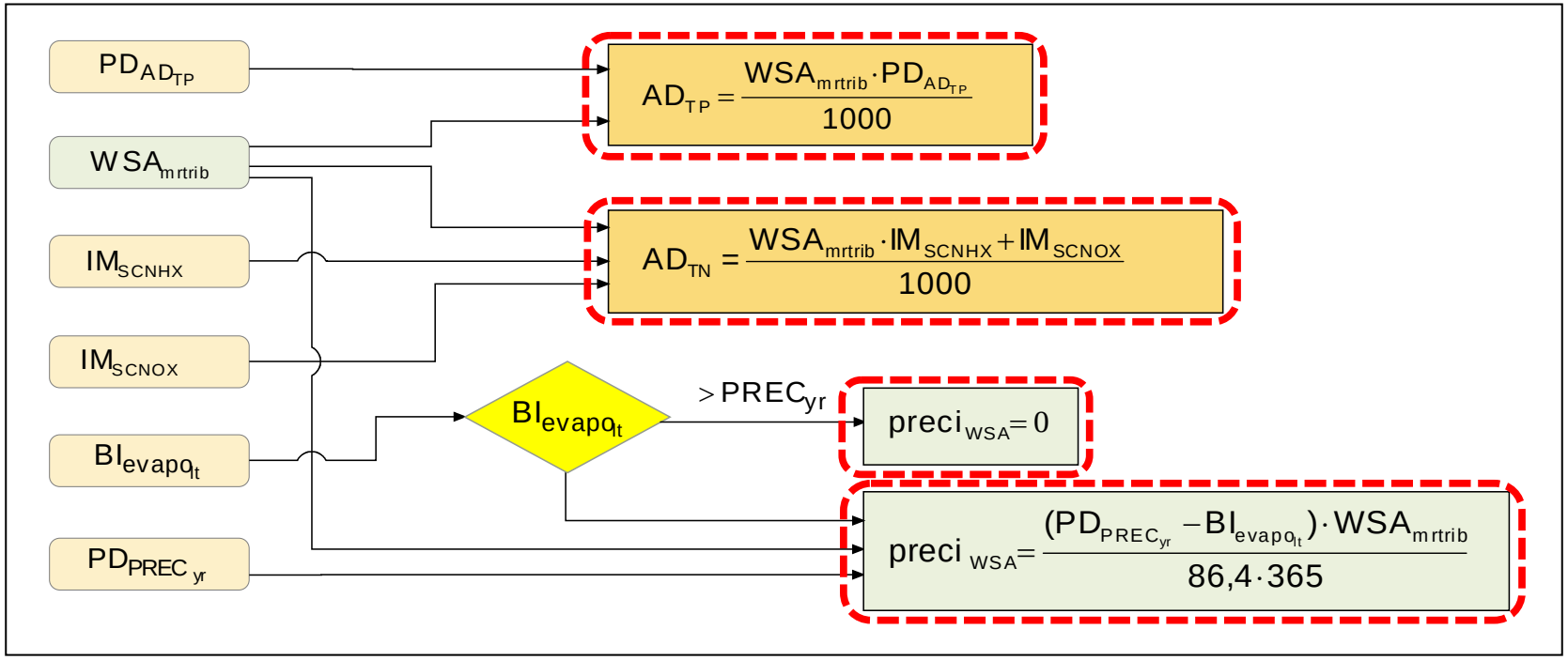
Eingangsdaten, Grundlagen- und Szenarioberechnung



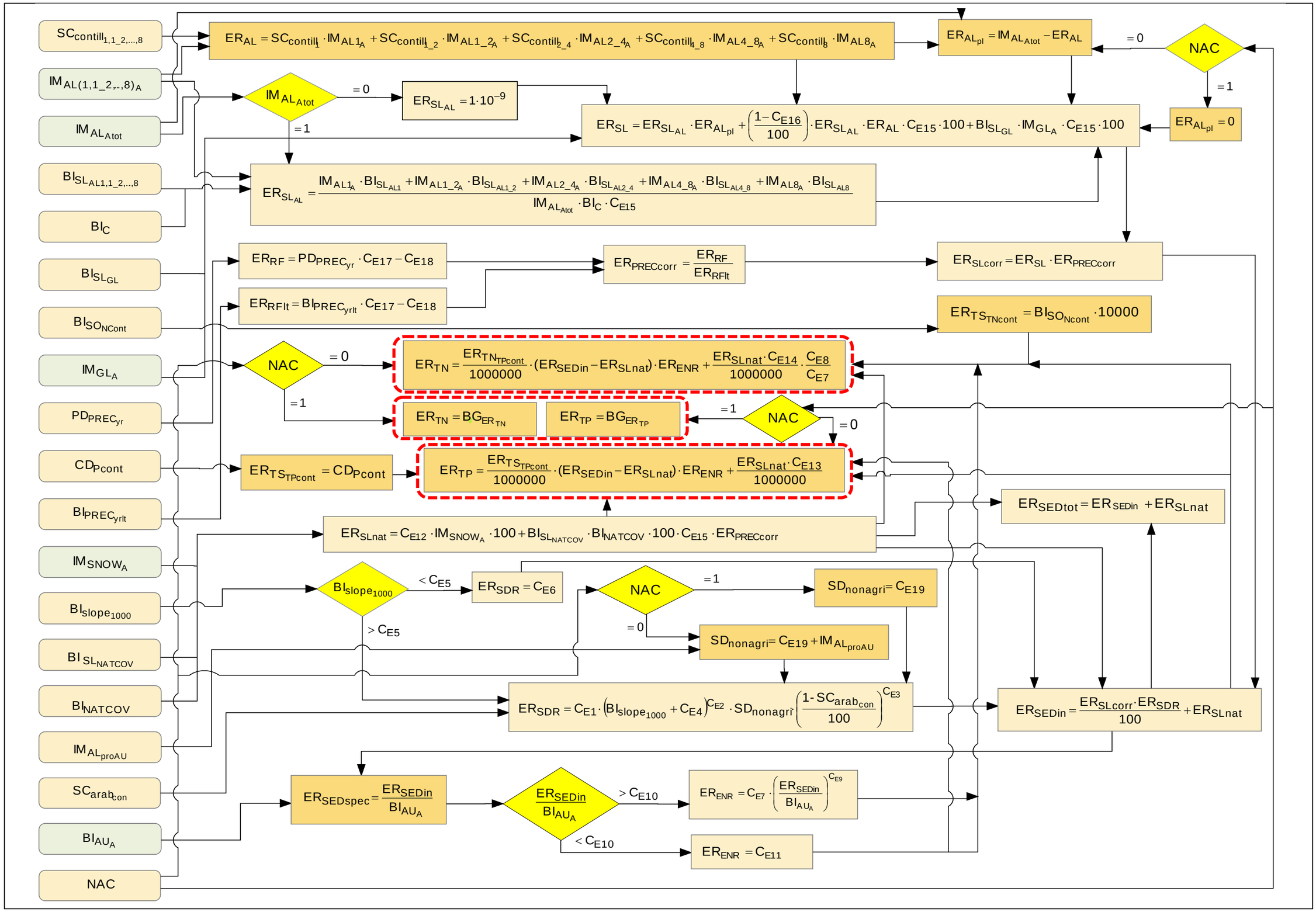
Punktquellen



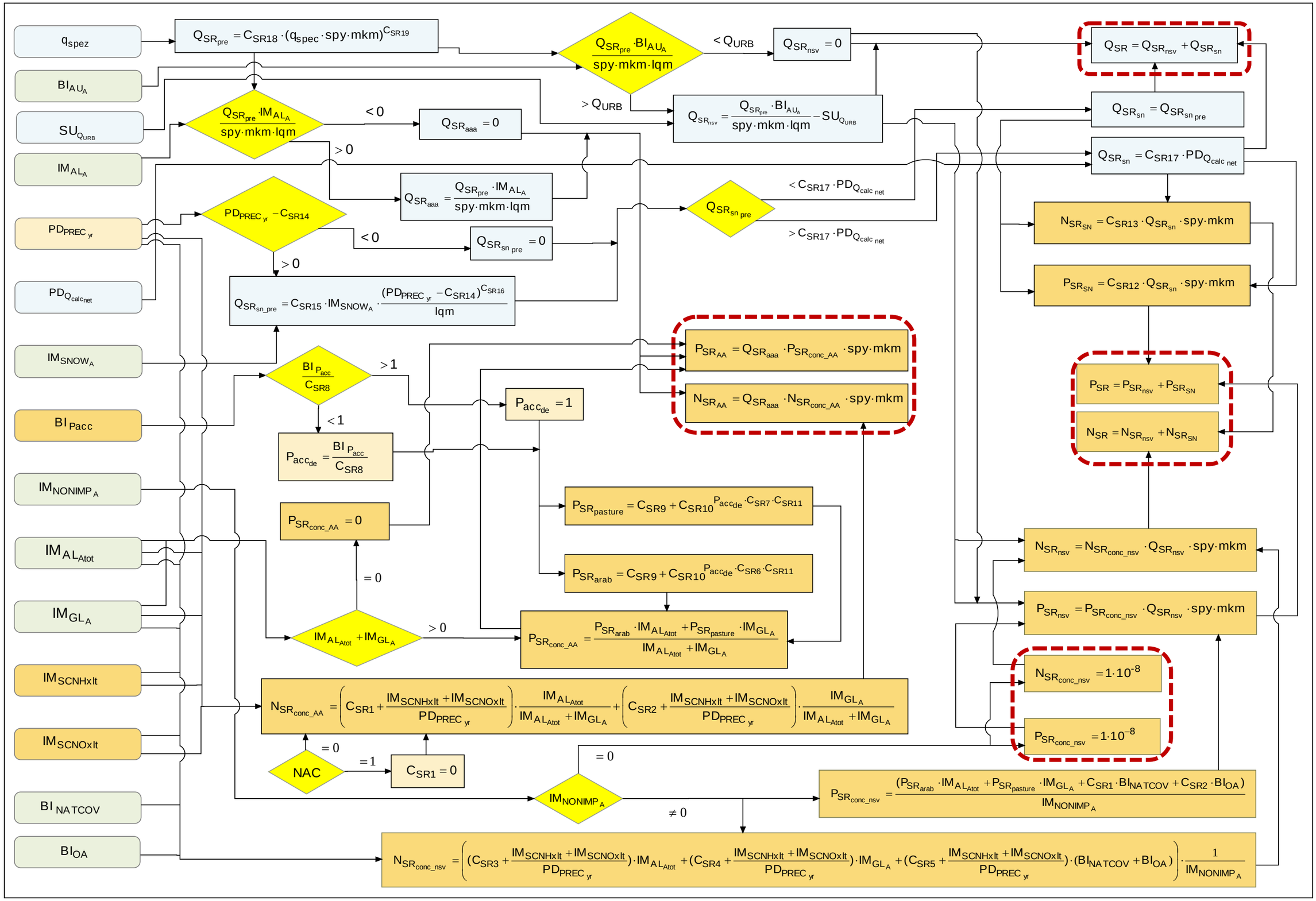
Atmosphärische Deposition



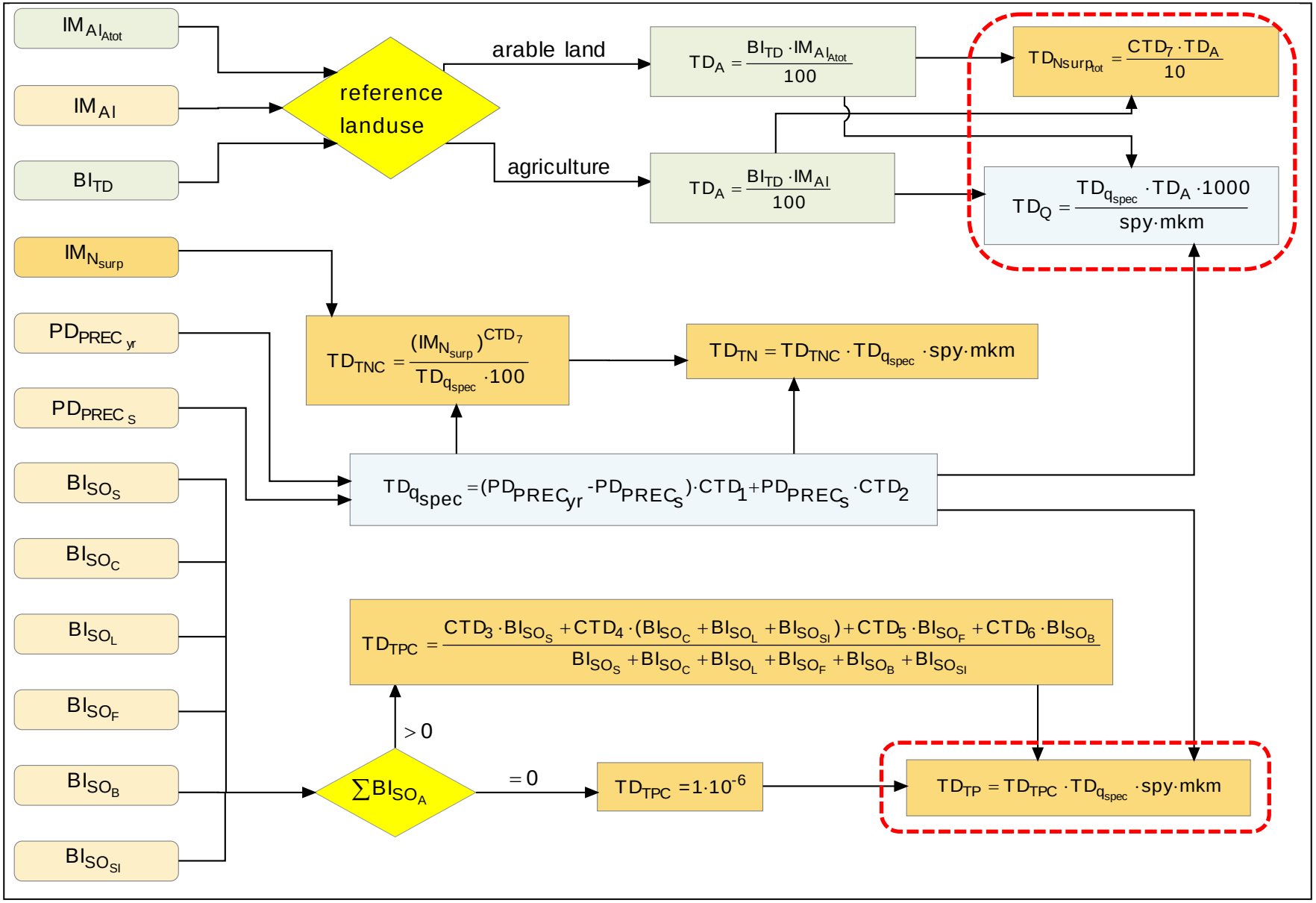
Erosion


$SC_{contill_{1,1_2,...,8}}$
$IM_{AL(1,1_2,...,8)_A}$
$IM_{AL_{Atot}}$
$BI_{SL_{AL1,1_2,...,8}}$
BI_C
$BI_{SL_{GL}}$
$BI_{SO_{NCont}}$
IM_{GL_A}
$PD_{PREC_{yr}}$
CD_{Pcont}
$BI_{PREC_{yrlt}}$
IM_{SNOW_A}
$BI_{slope_{1000}}$
$BI_{SL_{NATCOV}}$
BI_{NATCOV}
$IM_{AL_{proAU}}$
$SC_{arab_{con}}$
BI_{AU_A}
NAC
$ER_{AL} = SC_{contill_1} \cdot IM_{AL1_A} + SC_{contill_{1_2}} \cdot IM_{AL1_2_A} + SC_{contill_{2_4}} \cdot IM_{AL2_4_A} + SC_{contill_{4_8}} \cdot IM_{AL4_8_A} + SC_{contill_8} \cdot IM_{AL8_A}$
$ER_{AL_{pl}} = IM_{AL_{Atot}} - ER_{AL}$
= 0
NAC
= 1
$ER_{AL_{pl}} = 0$
$IM_{AL_{Atot}}$
= 0
$ER_{SL_{AL}} = 1 \cdot 10^{-9}$
= 1
$ER_{SL} = ER_{SL_{AL}} \cdot ER_{AL_{pl}} + \left(\frac{1 - C_{E16}}{100}\right) \cdot ER_{SL_{AL}} \cdot ER_{AL} \cdot C_{E15} \cdot 100 + BI_{SL_{GL}} \cdot IM_{GL_A} \cdot C_{E15} \cdot 100$
$ER_{SL_{AL}} = \frac{IM_{AL1_A} \cdot BI_{SL_{AL1}} + IM_{AL1_2_A} \cdot BI_{SL_{AL1_2}} + IM_{AL2_4_A} \cdot BI_{SL_{AL2_4}} + IM_{AL4_8_A} \cdot BI_{SL_{AL4_8}} + IM_{AL8_A} \cdot BI_{SL_{AL8}}}{IM_{AL_{Atot}} \cdot BI_C \cdot C_{E15}}$
$ER_{RF} = PD_{PREC_{yr}} \cdot C_{E17} - C_{E18}$
$ER_{PRECcorr} = \frac{ER_{RF}}{ER_{RFlt}}$
$ER_{SLcorr} = ER_{SL} \cdot ER_{PRECcorr}$
$ER_{RFlt} = BI_{PREC_{yrlt}} \cdot C_{E17} - C_{E18}$
$ER_{TS_{TNcont}} = BI_{SO_{Ncont}} \cdot 10000$
NAC
= 0
$ER_{TN} = \frac{ER_{TN_{TPcont}}}{1000000} \cdot (ER_{SEDin} - ER_{SLnat}) \cdot ER_{ENR} + \frac{ER_{SLnat} \cdot C_{E14}}{1000000} \cdot \frac{C_{E8}}{C_{E7}}$
= 1
$ER_{TN} = BG_{ER_{TN}}$
$ER_{TP} = BG_{ER_{TP}}$
= 1
NAC
= 0
$ER_{TS_{TPcont}} = CD_{Pcont}$
$ER_{TP} = \frac{ER_{TS_{TPcont}}}{1000000} \cdot (ER_{SEDin} - ER_{SLnat}) \cdot ER_{ENR} + \frac{ER_{SLnat} \cdot C_{E13}}{1000000}$
$ER_{SEDtot} = ER_{SEDin} + ER_{SLnat}$
$ER_{SLnat} = C_{E12} \cdot IM_{SNOW_A} \cdot 100 + BI_{SL_{NATCOV}} \cdot BI_{NATCOV} \cdot 100 \cdot C_{E15} \cdot ER_{PRECcorr}$
$BI_{slope_{1000}}$
< C_{E5}
$ER_{SDR} = C_{E6}$
NAC
= 1
$SD_{nonagri} = C_{E19}$
> C_{E5}
= 0
$SD_{nonagri} = C_{E19} + IM_{AL_{proAU}}$
$ER_{SDR} = C_{E1} \cdot (BI_{slope_{1000}} + C_{E4})^{C_{E2}} \cdot SD_{nonagri} \cdot \left(\frac{1 - SC_{arab_{con}}}{100}\right)^{C_{E3}}$
$ER_{SEDin} = \frac{ER_{SLcorr} \cdot ER_{SDR}}{100} + ER_{SLnat}$
$ER_{SEDspec} = \frac{ER_{SEDin}}{BI_{AU_A}}$
$\frac{ER_{SEDin}}{BI_{AU_A}}$
> C_{E10}
$ER_{ENR} = C_{E7} \cdot \left(\frac{ER_{SEDin}}{BI_{AU_A}}\right)^{C_{E9}}$
< C_{E10}
$ER_{ENR} = C_{E11}$

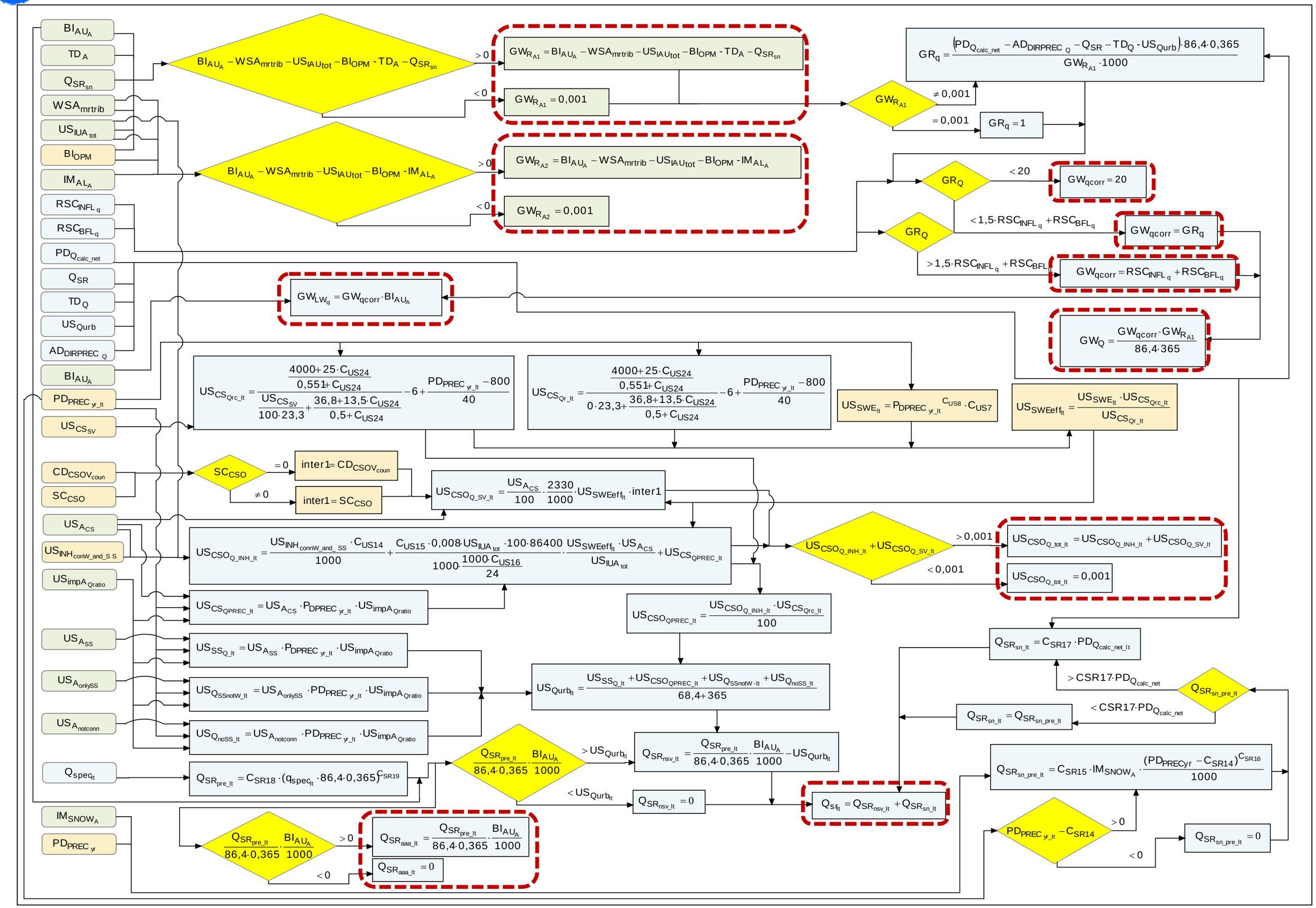
Oberflächenabfluss



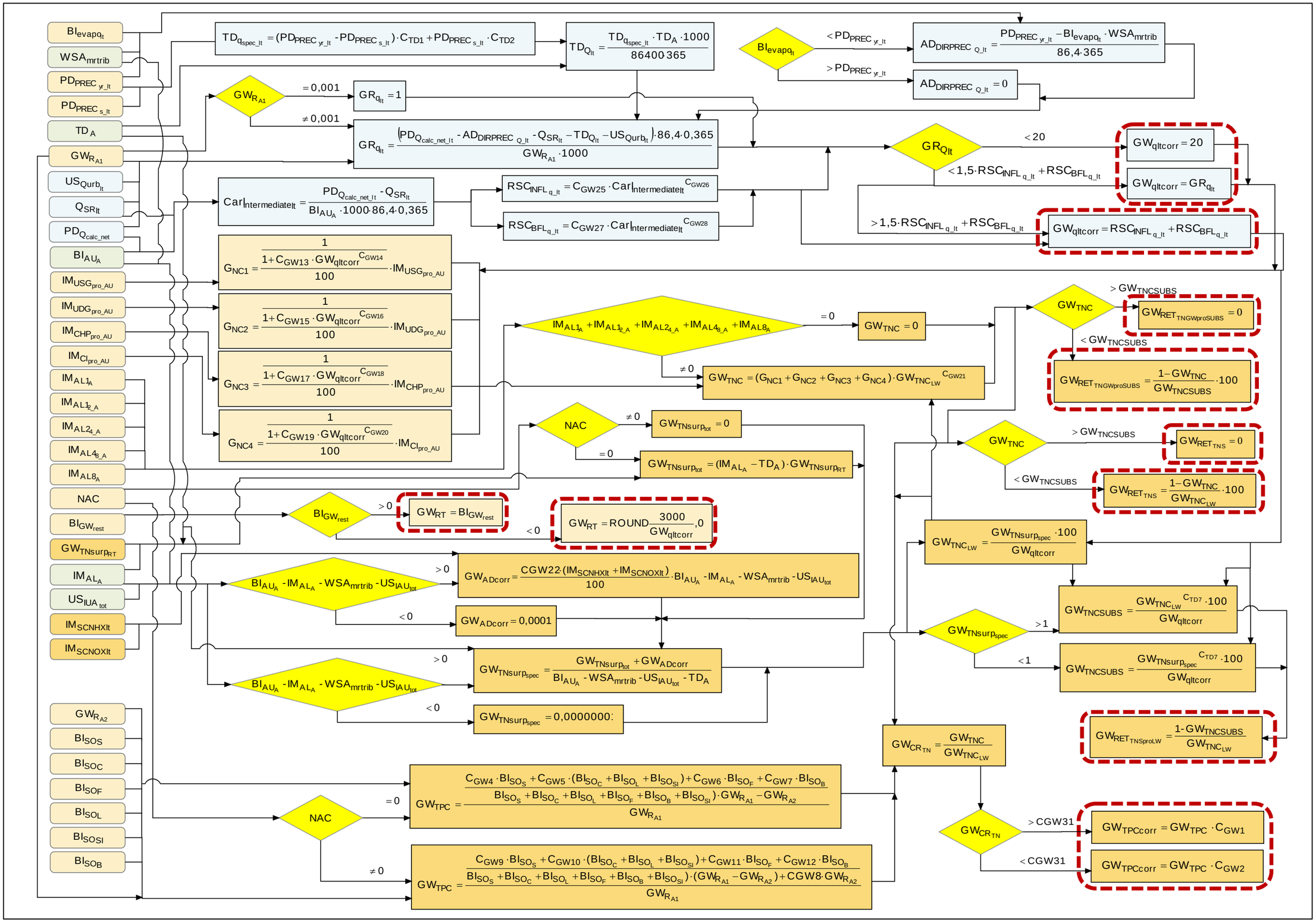
Dränagen


$IM_{AI_{Atot}}$
IM_{AI}
BI_{TD}
$IM_{N_{surp}}$
$PD_{PREC_{yr}}$
PD_{PREC_S}
BI_{SO_S}
BI_{SO_C}
BI_{SO_L}
BI_{SO_F}
BI_{SO_B}
$BI_{SO_{SI}}$
reference landuse
arable land
agriculture
$TD_A = \frac{BI_{TD} \cdot IM_{AI_{Atot}}}{100}$
$TD_A = \frac{BI_{TD} \cdot IM_{AI}}{100}$
$TD_{Nsurp_{tot}} = \frac{CTD_7 \cdot TD_A}{10}$
$TD_Q = \frac{TD_{q_{spec}} \cdot TD_A \cdot 1000}{spy \cdot mkm}$
$TD_{TNC} = \frac{(IM_{N_{surp}})^{CTD_7}}{TD_{q_{spec}} \cdot 100}$
$TD_{TN} = TD_{TNC} \cdot TD_{q_{spec}} \cdot spy \cdot mkm$
$TD_{q_{spec}} = (PD_{PREC_{yr}} - PD_{PREC_S}) \cdot CTD_1 + PD_{PREC_S} \cdot CTD_2$
$TD_{TPC} = \frac{CTD_3 \cdot BI_{SO_S} + CTD_4 \cdot (BI_{SO_C} + BI_{SO_L} + BI_{SO_{SI}}) + CTD_5 \cdot BI_{SO_F} + CTD_6 \cdot BI_{SO_B}}{BI_{SO_S} + BI_{SO_C} + BI_{SO_L} + BI_{SO_F} + BI_{SO_B} + BI_{SO_{SI}}}$
> 0
$\sum BI_{SO_A}$
$= 0$
$TD_{TPC} = 1 \cdot 10^{-6}$
$TD_{TP} = TD_{TPC} \cdot TD_{q_{spec}} \cdot spy \cdot mkm$

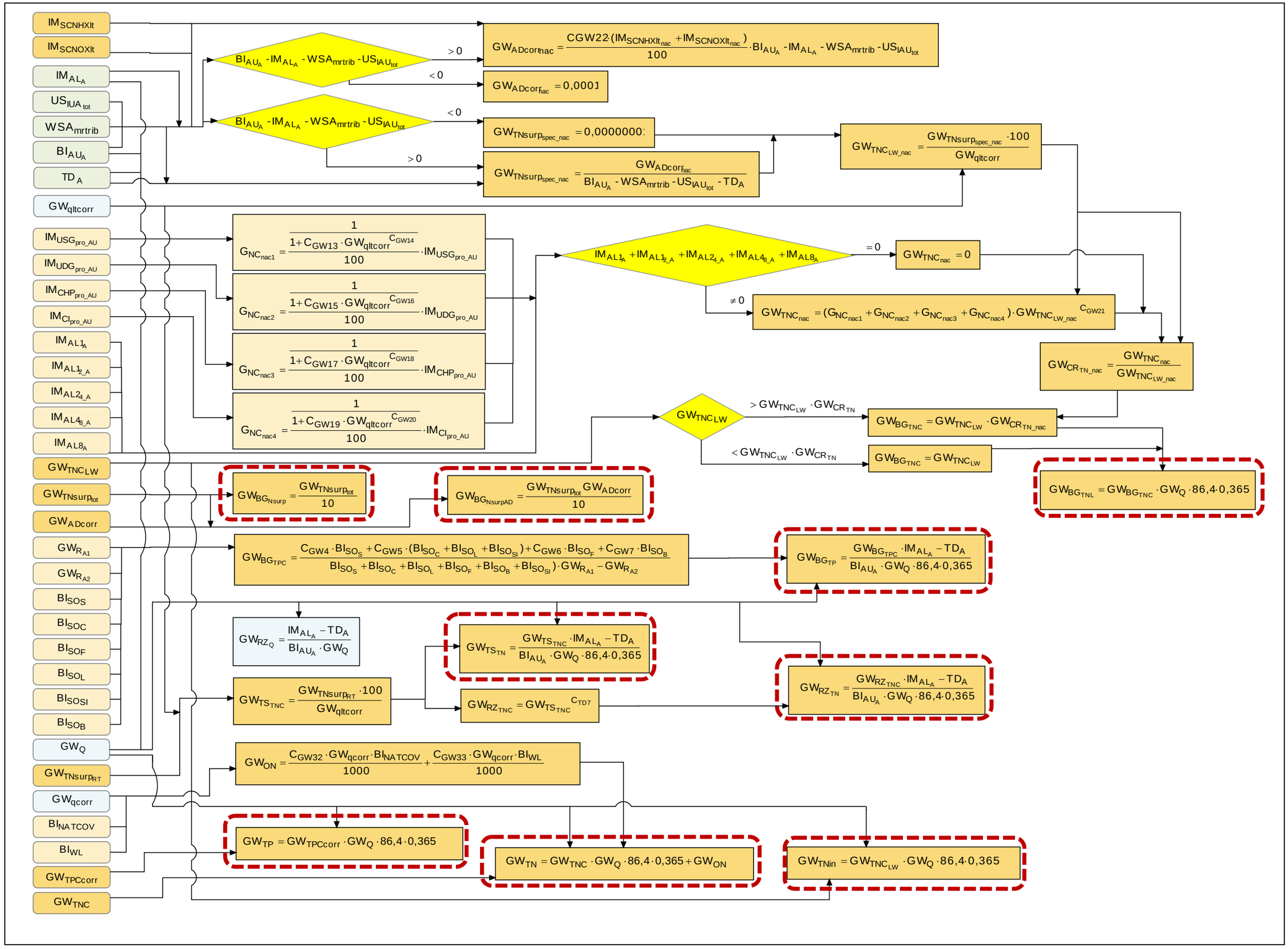
Grundwasser 1



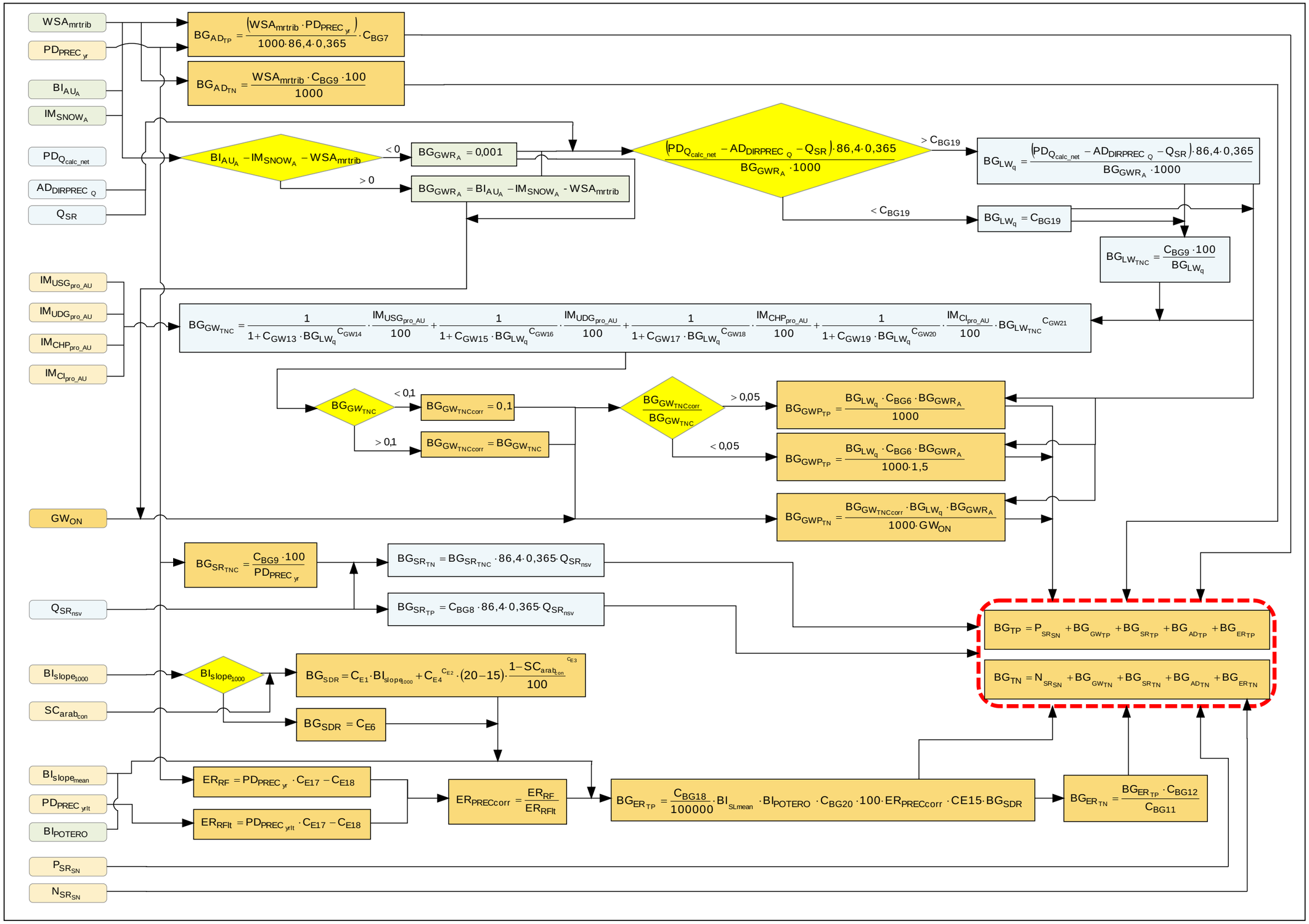
Grundwasser 2



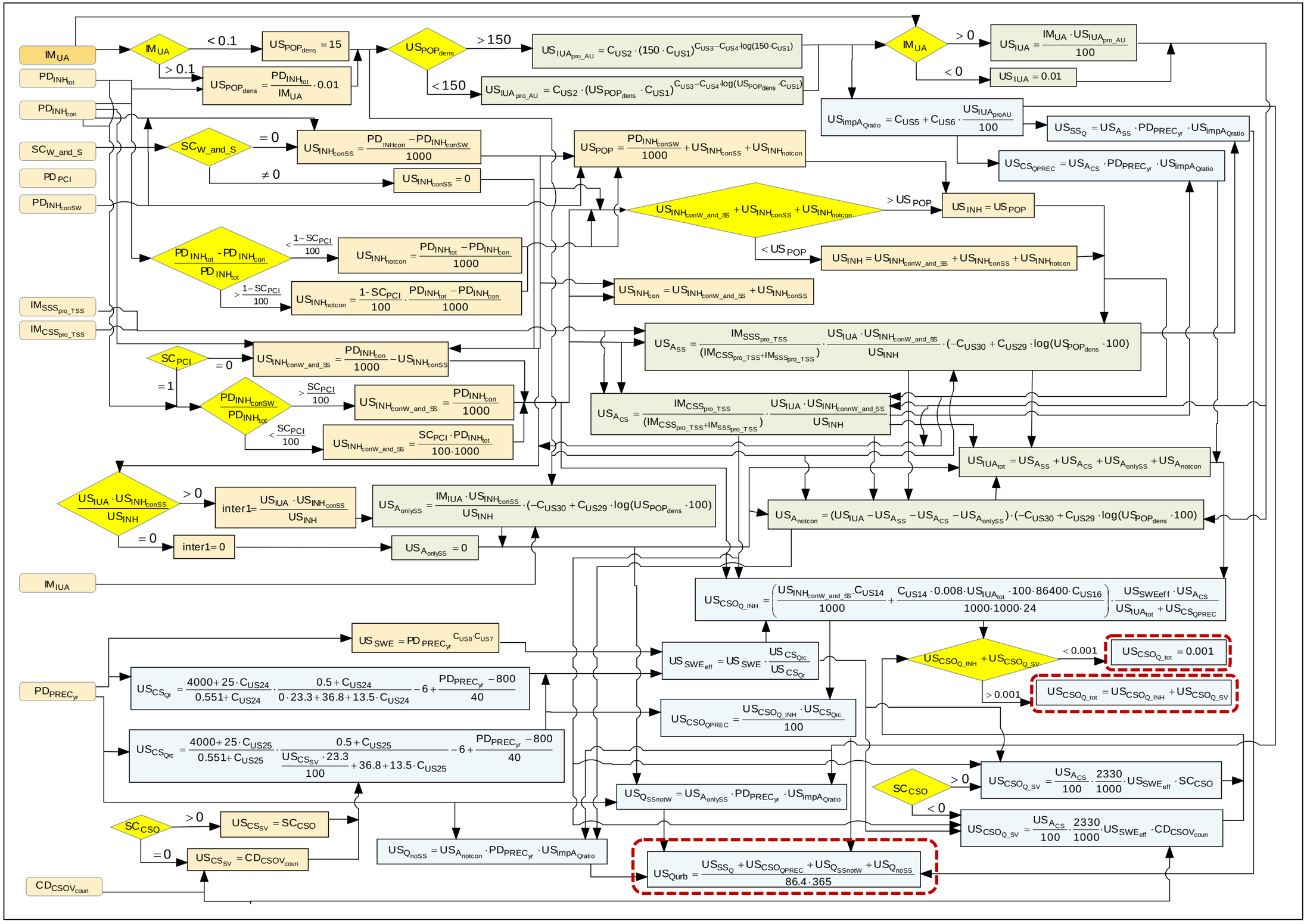
Grundwasser 3



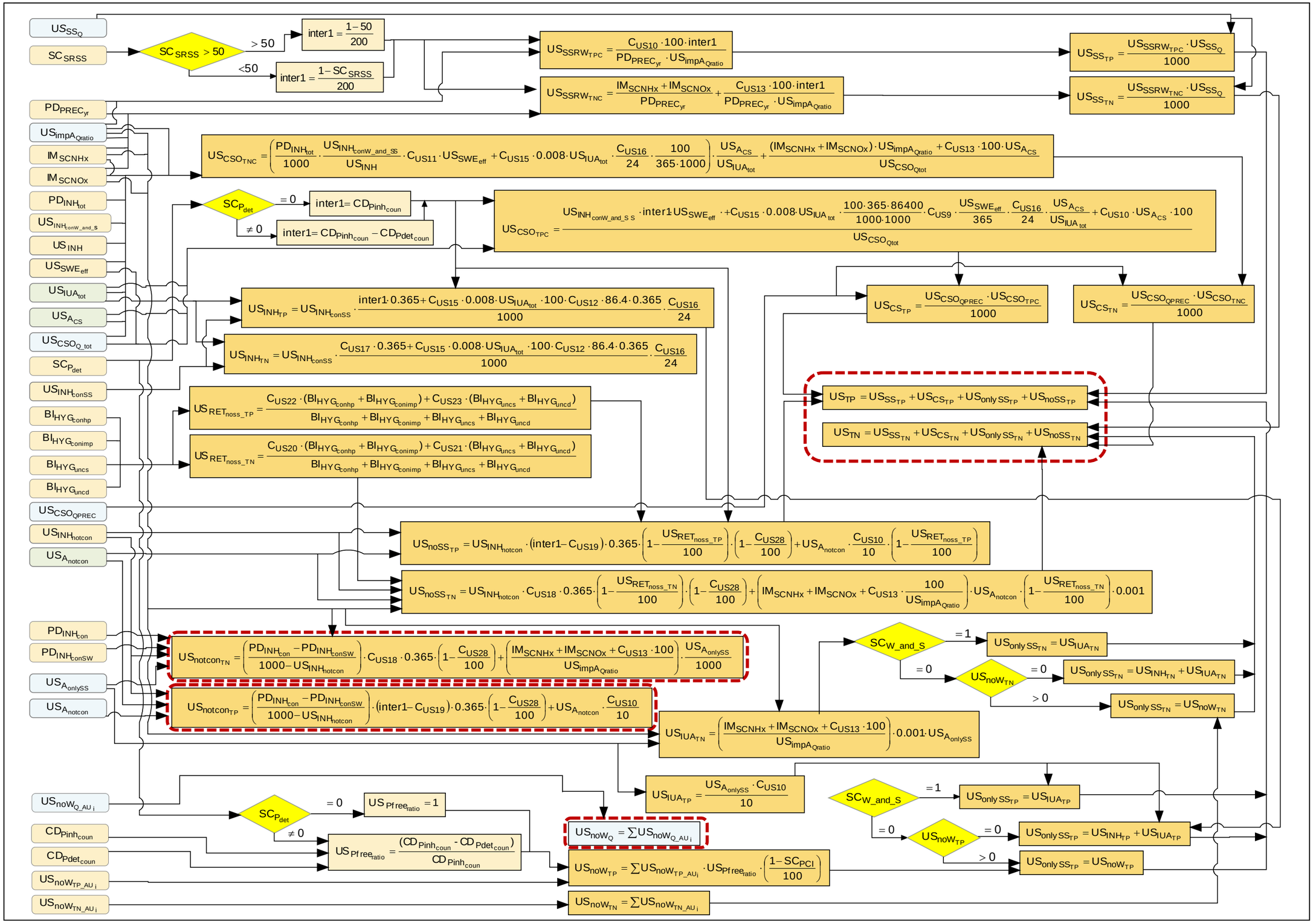
Natürliche Hintergrundbelastung



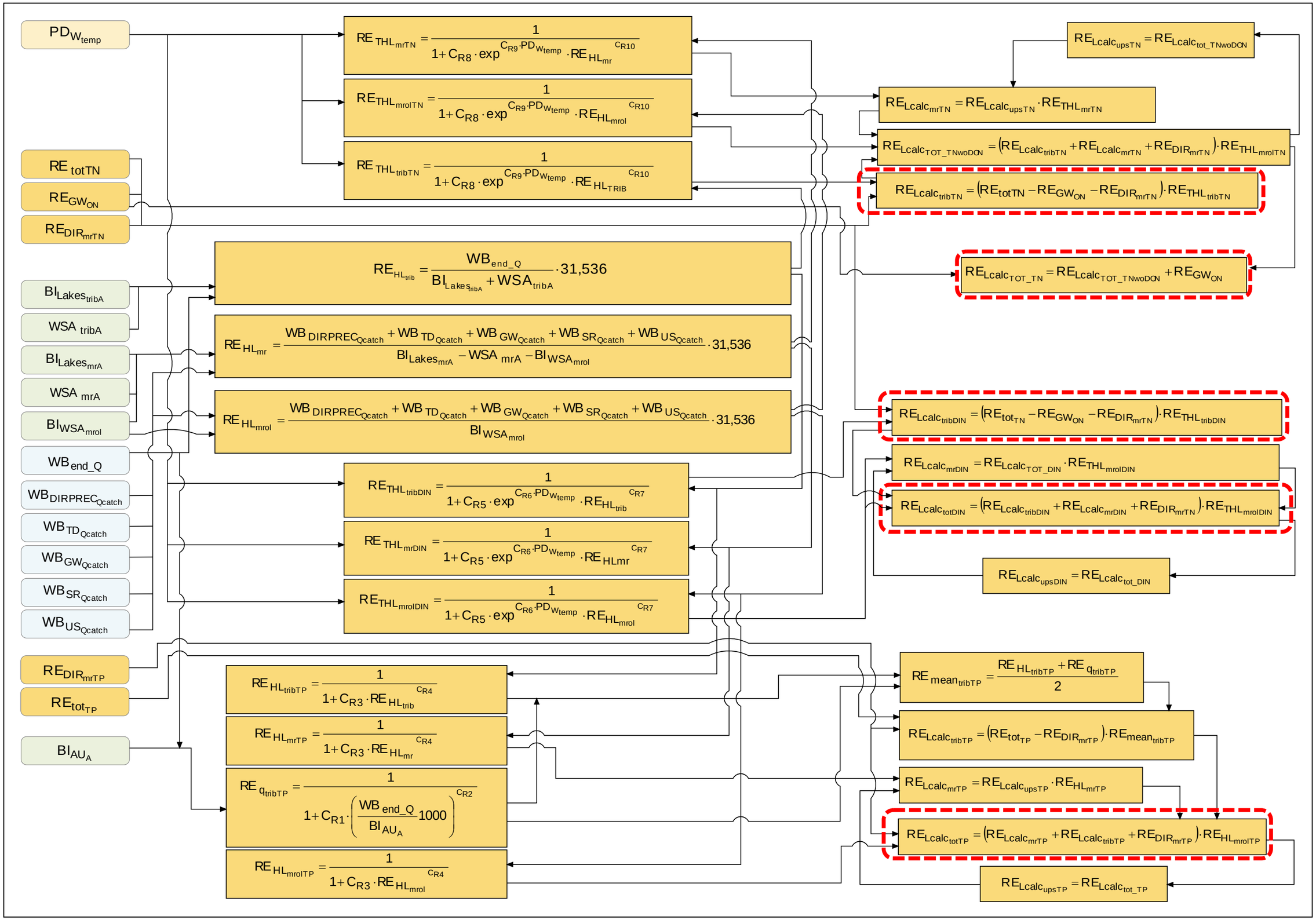
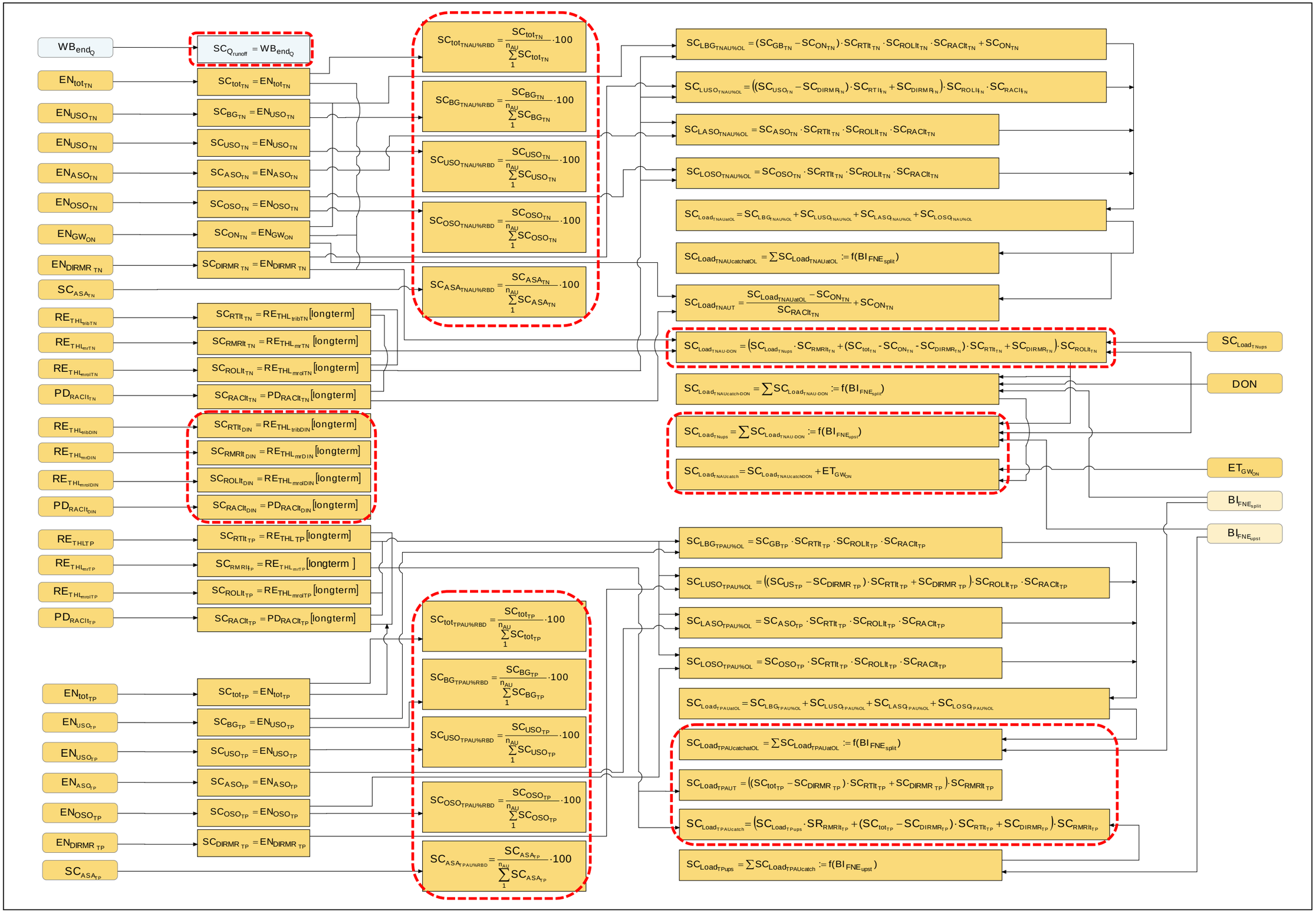
Urbane Systeme 1 – Flächen- und Abflussberechnungen



Urbane Systeme 2 – Stoffe



Retention


$PD_{W_{temp}}$
$RE_{THL_{mrTN}} = \frac{1}{1 + C_{R8} \cdot \exp^{C_{R9} \cdot PD_{W_{temp}}} \cdot RE_{HL_{mr}}^{C_{R10}}}$
$RE_{THL_{mrolTN}} = \frac{1}{1 + C_{R8} \cdot \exp^{C_{R9} \cdot PD_{W_{temp}}} \cdot RE_{HL_{mrol}}^{C_{R10}}}$
$RE_{THL_{tribTN}} = \frac{1}{1 + C_{R8} \cdot \exp^{C_{R9} \cdot PD_{W_{temp}}} \cdot RE_{HL_{TRIB}}^{C_{R10}}}$
$RE_{Lcalc_{upsTN}} = RE_{Lcalc_{tot_TNwoDON}}$
$RE_{Lcalc_{mrTN}} = RE_{Lcalc_{upsTN}} \cdot RE_{THL_{mrTN}}$
$RE_{Lcalc_{TOT_TNwoDON}} = (RE_{Lcalc_{tribTN}} + RE_{Lcalc_{mrTN}} + RE_{DIR_{mrTN}}) \cdot RE_{THL_{mrolTN}}$
RE_{totTN}
$RE_{GW_{ON}}$
$RE_{DIR_{mrTN}}$
$RE_{Lcalc_{tribTN}} = (RE_{totTN} - RE_{GW_{ON}} - RE_{DIR_{mrTN}}) \cdot RE_{THL_{tribTN}}$
$RE_{Lcalc_{TOT_TN}} = RE_{Lcalc_{TOT_TNwoDON}} + RE_{GW_{ON}}$
$RE_{HL_{trib}} = \frac{WB_{end_Q}}{BI_{Lakes_{tribA}} + WSA_{tribA}} \cdot 31{,}536$
$BI_{Lakes_{tribA}}$
WSA_{tribA}
$BI_{Lakes_{mrA}}$
WSA_{mrA}
$BI_{WSA_{mrol}}$
WB_{end_Q}
$WB_{DIRPREC_{Qcatch}}$
$WB_{TD_{Qcatch}}$
$WB_{GW_{Qcatch}}$
$WB_{SR_{Qcatch}}$
$WB_{US_{Qcatch}}$
$RE_{HL_{mr}} = \frac{WB_{DIRPREC_{Qcatch}} + WB_{TD_{Qcatch}} + WB_{GW_{Qcatch}} + WB_{SR_{Qcatch}} + WB_{US_{Qcatch}}}{BI_{Lakes_{mrA}} - WSA_{mrA} - BI_{WSA_{mrol}}} \cdot 31{,}536$
$RE_{HL_{mrol}} = \frac{WB_{DIRPREC_{Qcatch}} + WB_{TD_{Qcatch}} + WB_{GW_{Qcatch}} + WB_{SR_{Qcatch}} + WB_{US_{Qcatch}}}{BI_{WSA_{mrol}}} \cdot 31{,}536$
$RE_{Lcalc_{tribDIN}} = (RE_{tot_{TN}} - RE_{GW_{ON}} - RE_{DIR_{mrTN}}) \cdot RE_{THL_{tribDIN}}$
$RE_{Lcalc_{mrDIN}} = RE_{Lcalc_{TOT_DIN}} \cdot RE_{THL_{mrolDIN}}$
$RE_{Lcalc_{totDIN}} = (RE_{Lcalc_{tribDIN}} + RE_{Lcalc_{mrDIN}} + RE_{DIR_{mrTN}}) \cdot RE_{THL_{mrolDIN}}$
$RE_{THL_{tribDIN}} = \frac{1}{1 + C_{R5} \cdot \exp^{C_{R6} \cdot PD_{W_{temp}}} \cdot RE_{HL_{trib}}^{C_{R7}}}$
$RE_{THL_{mrDIN}} = \frac{1}{1 + C_{R5} \cdot \exp^{C_{R6} \cdot PD_{W_{temp}}} \cdot RE_{HLmr}^{C_{R7}}}$
$RE_{THL_{mrolDIN}} = \frac{1}{1 + C_{R5} \cdot \exp^{C_{R6} \cdot PD_{W_{temp}}} \cdot RE_{HL_{mrol}}^{C_{R7}}}$
$RE_{Lcalc_{upsDIN}} = RE_{Lcalc_{tot_DIN}}$
$RE_{DIR_{mrTP}}$
$RE_{tot_{TP}}$
BI_{AU_A}
$RE_{HL_{tribTP}} = \frac{1}{1 + C_{R3} \cdot RE_{HL_{trib}}^{C_{R4}}}$
$RE_{HL_{mrTP}} = \frac{1}{1 + C_{R3} \cdot RE_{HL_{mr}}^{C_{R4}}}$
$RE_{q_{tribTP}} = \frac{1}{1 + C_{R1} \cdot \left(\frac{WB_{end_Q}}{BI_{AU_A}} 1000 \right)^{C_{R2}}}$
$RE_{HL_{mrolTP}} = \frac{1}{1 + C_{R3} \cdot RE_{HL_{mrol}}^{C_{R4}}}$
$RE_{mean_{tribTP}} = \frac{RE_{HL_{tribTP}} + RE_{q_{tribTP}}}{2}$
$RE_{Lcalc_{tribTP}} = (RE_{tot_{TP}} - RE_{DIR_{mrTP}}) \cdot RE_{mean_{tribTP}}$
$RE_{Lcalc_{mrTP}} = RE_{Lcalc_{upsTP}} \cdot RE_{HL_{mrTP}}$
$RE_{Lcalc_{totTP}} = (RE_{Lcalc_{mrTP}} + RE_{Lcalc_{tribTP}} + RE_{DIR_{mrTP}}) \cdot RE_{HL_{mrolTP}}$
$RE_{Lcalc_{upsTP}} = RE_{Lcalc_{tot_TP}}$

Szenario Ergebnisse