

Abschlussbericht

zum Forschungsvorhaben

„Volkswirtschaftlicher Nutzen der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Elimination von organischen Spurenstoffen, Arzneimitteln, Industriechemikalien, bakteriologisch relevanten Keimen und Viren (TP 9)“

AZ IV-/-042 600 001I

Vergabenummer 08/0581

Untersuchungs- und Entwicklungsvorhaben im Bereich Abwasser zum
Themenbereich: Elimination von Arzneimitteln und organischen
Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen,
kostengünstigen Reinigungsverfahren

gerichtet an das

Ministerium für Klimaschutz, Umwelt,
Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz
des Landes Nordrhein-Westfalen



Für die TP 9 Arbeitsgemeinschaft:

Duisburg, im Juni 2013

Institut für Energie- und Umwelttechnik e. V. (IUTA)

Dr. rer. nat. Jochen Türk

Projektpartner

Projektleiter		Dr. Jochen Türk (IUTA)
Partner		Bearbeiter
	Emschergenossenschaft / Lippeverband (EG/LV) Kronprinzenstraße 24 45128 Essen	Dr.-Ing. Issa Nafo Dr.-Ing. Sven Lyko
	Forschungsinstitut für Wasser- und Abfallwirtschaft an der RWTH Aachen e. V. (FiW)	Dipl.-Ing. Paul Wermter Dr.-Ing. Natalie Palm Dipl.-Ing. Michael Reinders
	Grontmij GmbH Graeffstraße 5 50823 Köln	Dr.-Ing. Heinrich Herbst Dipl.-Ing. Arthur Matheja Dipl.-Ing. Christa Morgenschweis
	Institut für Wasserforschung GmbH (IfW) Zum Kellerbach 46 58239 Schwerte	Dipl.-Geogr. Frank Remmler Dr. Birgit Kuhlmann Dipl.-Ing. Ninette Zullei-Seibert
	Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISA) der RWTH Aachen Mies-van-der-Rohe-Straße 1 52056 Aachen	Dr.-Ing. David Montag Dr.-Ing. Laurence Palmowski Dipl.-Ing. Susanne Malms Dipl.-Ing. Christopher Keysers Dipl.-Ing. Frank Benstöm Univ.-Prof. Dr.-Ing. Johannes Pinnekamp
	Institut für sozial-ökologische Forschung GmbH (ISOE) Hamburger Allee 45 60486 Frankfurt a. Main	Dr. Engelbert Schramm Dr. Alexandra Lux
	Institut für Energie- und Umwelttechnik e. V. (IUTA) Bliersheimer Straße 58 - 60 47229 Duisburg	Dr. Jochen Türk Dipl.-Ing. Monika Vogt
	Fachhochschule Nordwestschweiz Hochschule für Life Science, Institut für Ecopreneurship Gründenstraße 40 4132 Muttenz (CH)	Prof. Dr.-Ing. Thomas Wintgens Dr. Fredy Dinkel Dipl.-Biol. Rita Hochstrat Matteo Dazio, Antje Langbein
	Ruhrforschungsinstitut für Innovations- und Strukturpolitik e.V. (RUFIS) Universitätsstraße 150 44801 Bochum	Dr. Nicola Werbeck Dipl.-Ök. Thomas Ebben Dr. Michael Kersting Prof. Dr. Dieter Hecht
	Ruhrverband Kronprinzenstraße 37 45128 Essen	Dr.-Ing. Michael Weyand Dr.-Ing. Thomas Grünbaum Dipl.-Ing. Gregor Lorenz
	Universität Duisburg-Essen Lehrstuhl für Betriebswirtschaftslehre, insbesondere Umweltwirtschaft und Controlling (UWCON) Campus Essen Universitätsstraße 12 45141 Essen	Prof. Dr. Sigrid Schaefer Dipl.-Kff. Veronika Hassani

Autorenverzeichnis

Autor(in) bearbeitete(s) Kapitel inkl. der entsprechenden Anhänge und Unterkapitel

Dazio, M.:	5.4.1 / 5.4.2
Dinkel, F.:	5.4 / 6.6
Ebben, T.:	1 / 2.1 / 2.2 / 2.3 / 3.1 / 5.1 / 5.2 / 5.3 / 5.6 / 6.5 / 6.7 / 7.3.2 / 7.4
Hassani, V.:	5.1 / 5.2 / 5.3 / 5.5 / 5.6 / 6.5 / 6.7
Herbst, H.:	3.1 / 3.2 / 3.5.3 / 3.6 / 4 / 6.8 / 7.1 / 7.4
Hochstrat, R.:	3.5.2 / 5.4 / 6.6 / 6.8
Matheja, A.:	3.2 / 3.5.3 / 3.6 / 4
Montag, D.:	2.4 / 3.1 / 3.5.2 / 3.5.3
Remmler, F.:	3.3 / 6.3.1 / 7.2
Schaefer, S.:	5.1 / 5.2 / 5.3 / 5.5 / 5.6 / 6.5 / 6.7
Schramm, E.:	3.5.1 / 7.4
Türk, J.:	1 / 2 / 3 / 4.1 / 4.2 / 6.8 / 7
Vogt, M.:	2.4 / 3.1
Werbeck, N.:	1 / 2.1 / 2.2 / 2.3 / 3.1 / 5.1 / 5.2 / 5.3 / 5.6 / 6.5 / 6.7 / 7.3.2 / 7.4
Wermter, P.:	1 / 2 / 3.1 / 3.4 / 6.1 / 6.2 / 6.3 / 6.4 / 6.8 / 7
Wintgens, T.:	5.4 / 6.6

Zitiervorschlag:

Türk, J., Dazio, M., Dinkel, F., Ebben, T., Hassani, V., Herbst, H., Hochstrat, R., Matheja, A., Montag, D., Remmler, F., Schaefer, S., Schramm, E., Vogt, M., Werbeck, N., Wermter, P., Wintgens, T. (2013): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben „Volkswirtschaftlicher Nutzen der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Elimination von organischen Spurenstoffen, Arzneimitteln, Industriechemikalien, bakteriologisch relevanten Keimen und Viren (TP 9)“, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV), AZ IV-7-042 600 001I, Vergabenummer 08/0581.

Danksagung

Die Mitglieder der TP 9 Arbeitsgemeinschaft und alle Projektbeteiligten bedanken sich beim MKULNV für die finanzielle Unterstützung der Arbeiten und beim LANUV NRW für die fachliche Begleitung. Für die Unterstützung bei Recherchen und Bereitstellung von Daten ein herzlicher Dank an alle beteiligten Mitarbeiter vom LANUV NRW und IT.NRW.

Ein besonderer Dank gilt den Planern, an Planungen beteiligten Forschungsinstituten und insbesondere den Kläranlagenbetreibern für die Unterstützung dieses Forschungsvorhabens bei der Datenbereitstellung und der Möglichkeit einige Anlagen auch vor Ort zu besuchen.

Den Teilnehmern des „Ökotox-Workshops“ sowie nachfolgend aufgeführten Personen und Institutionen wird für die ständige Diskussionsbereitschaft und Unterstützung gedankt:

Dr. Christian Abegglen, AWA Bern / VSA-Plattform "Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen" (Datenbereitstellung und Informationsaustausch zu Schweizer Anlagen).

Prof. Dr. Elke Dopp, IWW Zentrum Wasser (Workshop-Vortrag und Diskussion über Bewertungsmöglichkeiten mittels zellbasierter Testsysteme).

Dr. Monika Hammers-Wirtz, gaiac (Workshop-Vortrag und Diskussion über ökologische Risikobewertung und in vivo-Testverfahren).

Dr. Robert Kase, Oekotoxzentrum der Eawag (Bereitstellung von Stoffdatenblätter, Diskussion von Bewertungsmöglichkeiten zur Risikoabschätzung und Bereitstellung von Informationen zum Projekt „MIKROSCHADSTOFFE AUS KOMMUNALEM ABWASSER Stoffflussmodellierung, Situationsanalyse und Reduktionspotenziale für Nordrhein-Westfalen“).

Dr. Cornelia Kienle, Oekotoxzentrum der Eawag (Workshop-Vortrag und Diskussion über ökotoxikologische Risiken durch Spurenstoffe in der aquatischen Umwelt).

Dr.-Ing. S. Metzger, Kompetenzzentrum Spurenstoffe BW / Hochschule Biberach (Informationsaustausch).

Dr.-Ing. Laurence Palmowski, ISA der RWTH Aachen und den ENVELO – Projektpartner (gemeinsame Datenaufnahme und Informationsaustausch zwischen beiden Projekten).

Dr. Michael Schärer, BAFU (Informationsaustausch zu den Schweizer Aktivitäten).

Inhaltsverzeichnis

Autorenverzeichnis	
Inhaltsverzeichnis	IV
Verzeichnis der Bilder	XIII
Verzeichnis der Tabellen	XX
Verzeichnis der Abkürzungen und der Symbole	XXVII
Glossar	XXXIII
1 Zusammenfassung	1
2 Einleitung	4
2.1 Veranlassung	4
2.2 Projektziele	5
2.3 Vorgehensweise	6
2.4 Literaturlauswertung	7
3 Ermittlung relevanter Eingangsgrößen	14
3.1 Verwendung von Daten des Landes NRW und weiteren Datenbeständen	14
3.2 Systemcharakterisierung	17
3.2.1 Festlegung des Betrachtungsraums der Untersuchungen	17
3.2.2 Stadt/Land	19
3.2.3 Wassermengen im Mischwasserkanal (Mischsystem) und Schmutzwasserkanal (Trennsystem)	19
3.2.4 Regenwassereinleitung (Trennsystem)	20
3.2.5 Einleitungen aus kommunalen Kläranlagen	20
3.2.6 Direkt- und Indirekteinleitungen von Industrie und Gewerbebetrieben	22
3.2.7 Direkt- und Indirekteinleitungen aus Krankenhäusern	22
3.2.8 Pflegeeinrichtung	24
3.2.9 Mischwasserentlastung	24
3.2.10 Diffuse Eintragsquellen	25
3.2.11 Landwirtschaft	25
3.2.12 Wasserwerk	25

3.2.13 Gewässer	26
3.2.14 Fazit.....	26
3.3 Relevante Substanzen, Herkunft und Ableitung von Zielvorgaben	27
3.3.1 Einleitung/Allgemeines	27
3.3.2 Arzneimittel und Personal Care Produkte	30
3.3.2.1 Eintragspfade.....	30
3.3.2.2 Vorkommen in Oberflächengewässern.....	31
3.3.2.3 Stoffeigenschaften und Trinkwasserrelevanz	33
3.3.2.4 Vorhandene Grenz- und Zielwerte.....	35
3.3.2.5 Fazit „Arzneimittel und Personal Care Produkte“	40
3.3.3 Industriechemikalien.....	42
3.3.3.1 Eintragspfade.....	42
3.3.3.2 Vorkommen in Oberflächengewässern.....	43
3.3.3.3 Stoffeigenschaften und Trinkwasserrelevanz	44
3.3.3.4 Vorhandene Grenz- und Zielwerte.....	45
3.3.3.5 Fazit „Industriechemikalien“	47
3.3.4 Pflanzenschutzmittel.....	48
3.3.4.1 Eintragspfade.....	48
3.3.4.2 Vorkommen in Oberflächengewässern.....	49
3.3.4.3 Stoffeigenschaften und Trinkwasserrelevanz	50
3.3.4.4 Vorhandene Grenz- und Zielwerte.....	51
3.3.4.5 Fazit „Pflanzenschutzmittel“	53
3.3.5 Keime und Viren (hygienische Belastung).....	54
3.3.5.1 Wasserassoziierte Krankheitserreger	54
3.3.5.2 Eintragspfade.....	58
3.3.5.3 Wasserassoziierte Krankheitserreger in Oberflächengewässern Nordrhein- Westfalens	60
3.3.5.4 Bewertung hygienisch relevanter Belastungen.....	62
3.3.5.5 Fazit „Keime und Viren (hygienische Belastung)“	64
3.4 Immissionsbetrachtungen von Mikroschadstoffen.....	65
3.4.1 Allgemeines/Einleitung	65
3.4.2 Eintragspfade sowie Eliminationsfaktoren.....	68
3.4.3 Datengrundlage	70
3.4.4 Berechnungsmethodik.....	78

3.4.5	Frachten	78
3.4.5.1	Methodik der Frachtberechnung	78
3.4.5.2	Konzentrationen im Gewässer	85
3.5	Organisatorische und technische Lösungsansätze zur Erreichung der Zielwerte im Gewässer für ausgewählte Mikroschadstoffe, Keime und Viren	85
3.5.1	Spektrum möglicher Strategien zur Vermeidung des Einsatzes von Spurenstoffen	85
3.5.1.1	Verbesserung der Applikation der Spurenstoffe im Normalbetrieb	86
3.5.1.2	Stoffliche Substitution	86
3.5.1.3	Grundlegende Veränderung oder Verzicht des Anwendungsfeldes	87
3.5.1.3.1	Beispielhafte Sondierung stofflicher Substitutionspotenziale in einzelnen Anwendungsbereichen	87
3.5.1.3.2	Isoproturon	89
3.5.1.3.3	Carbamazepin	90
3.5.1.3.4	Diclofenac	90
3.5.1.4	Entwicklung konkreter Vermeidungsstrategien	91
3.5.1.5	Verbesserung der Applikation der Spurenstoffe im Normalbetrieb	93
3.5.1.6	Stoffliche Substitution	96
3.5.1.7	Grundlegende Veränderung oder Verzicht des Anwendungsfeldes	98
3.5.1.8	Potenztiale der betrachteten Strategietypen	98
3.5.1.9	Zwischenergebnis	100
3.5.2	Lösungsansätze bei Industriebetrieben (Indirekt- und Direkteinleiter)	102
3.5.3	Technische Lösungsansätze an kommunalen Kläranlagen	108
3.5.3.1	Verfahren zur Vollstrombehandlung	110
3.5.3.1.1	Ozonung des Ablaufs der Nachklärung mit anschließender biologischer Nachbehandlung	110
3.5.3.1.2	PAK-Dosierung im Ablauf der Nachklärung in ein separates Kontaktbecken und anschließende Phasenseparation sowie Filtration	113
3.5.3.1.3	PAK-Dosierung im Zulauf der Filtration	115
3.5.3.1.4	GAK-Filtration als nachgeschaltetes Verfahren	116
3.5.3.1.5	UV-Behandlung von gereinigtem Wasser	119
3.5.3.2	Verfahren zur Teilstrombehandlung	120
3.5.3.2.1	Ozonung des Ablaufs der Nachklärung und Rückführung in die biologische Reinigungsstufe	120
3.5.3.2.2	PAK-Dosierung des Ablaufs der Nachklärung in ein separates Kontaktbecken und Rückführung in die biologische Reinigungsstufe	121
3.5.3.3	Maßnahmen zur Verminderung von wasserassoziierten Krankheitserregern aus Kläranlagen	123

3.5.3.4	Zusammenstellung technischer Maßnahmen zur Reduzierung des Eintrages von Spurenstoffen.....	126
3.6	Entwicklung von Maßnahmenvarianten.....	130
3.6.1	Maßnahmenvariante 1: „Status Quo“ (MV 1)	131
3.6.2	Maßnahmenvariante 2: „Verminderung bzw. Vermeidung des Mikroschadstoffeintrages durch verändertes Nutzungsverhalten“ (MV 2).....	131
3.6.3	Maßnahmenvariante 3: „Elimination von Mikroschadstoffen an relevanten Punktquellen“ (MV 3).....	131
3.6.4	Maßnahmenvariante 4: „Elimination von Mikroschadstoffen in kommunalen Kläranlagen“ (MV 4)	132
3.6.5	Maßnahmenvariante 5: „Elimination von Mikroschadstoffen bei der Trinkwasseraufbereitung“ (MV 5)	134
3.6.6	Maßnahmenvariante 6: „Gesamtfrachtansatz – Mikroschadstoffelimination zur Frachtreduzierung in Oberflächengewässern“ (MV 6).....	135
3.6.7	Maßnahmenvariante 7: „Schutzziel Gewässernutzung – Mikroschadstoffelimination in Abhängigkeit der Gewässernutzung“ (MV 7) ...	136
3.6.8	Fazit Maßnahmenvarianten.....	137
4	Kostenbetrachtungen	142
4.1	Auswahl von Verfahrenstechniken für die weiteren monetären Betrachtung	142
4.1.1	Auswahl von Verfahrenstechniken	142
4.2	Überblick über Definition von Kosten, Annahmen zur Ermittlung von Kosten und bisherige Kostenermittlungen	146
4.2.1	Festlegung von Kostenarten, spezifische Kosten und Annahmen zur Kostenberechnung	146
4.2.1.1	Kläranlagen ohne Filtrationsstufe:	150
4.2.1.2	Kläranlagen mit Filtrationsstufe.....	151
4.2.2	Übersicht über Literaturangaben zu Jahreskosten.....	151
4.2.3	Darstellung der Investitions- und Betriebskosten realisierter Anlagen (Datenbasis)	154
4.3	Entwicklung von Kostenfunktionen	158
4.3.1	Allgemeines	158
4.3.2	Investitionskosten	159

4.3.3	Betriebskosten.....	166
4.3.4	Jahreskosten und spezifische Jahreskosten für die unterschiedlichen Verfahrenstechniken.....	171
4.4	Kosten für die Ertüchtigung der Kläranlagen in NRW.....	176
4.4.1	Kosten einer Ozonung auf Kläranlagen ohne Filtrationsstufe	176
4.4.2	Kosten einer Kläranlagenerweiterung um eine Filtrationsstufe	177
4.4.3	Kosten einer PAK-Dosierung in Anlehnung an das in Steinhäule-Ulm umgesetzte Verfahren für Kläranlagen mit Filtrationsstufe.....	178
4.4.4	Kosten einer Umrüstung der Filterbetten mit GAK bei Kläranlage mit Filtrationsstufe	179
4.4.5	Kosten einer Ozonung für Kläranlagen mit Filtrationsstufe	180
4.4.6	Fazit.....	180
4.4.6.1	Datengrundlage der Ermittlung der Kostenfunktionen	180
4.4.6.2	Verfahrensauswahl	180
4.4.6.3	Annahmen zur Ermittlung der Kostenfunktionen und Kostenunsicherheiten	181
4.4.6.4	Kostenreduzierungspotenziale aus der Abwasserabgabe.....	182
4.4.6.5	Literaturangaben zu Kosten.....	183
4.4.6.6	Abschätzung der Kosten für NRW für unterschiedliche Rahmenbedingungen.....	185
4.4.6.7	Anwendungsbedingungen der Kostenfunktion	186
4.4.6.8	Entwicklungspotenziale der Kosten	186
5	Nutzenbetrachtungen.....	188
5.1	Allgemeines	188
5.2	Identifizierung und Analyse von Nutzenaspekten.....	189
5.2.1	Ausgangssituation	189
5.2.2	Identifizierung und Analyse der Nutzen als Voraussetzung für die Nutzenbewertung	190
5.2.3	Ermittlungen der Nutzenaspekte als Voraussetzung für die Bewertung des Nutzens	203
5.2.4	Implikationen für das weitere Vorgehen	206
5.3	Auswahl einer Methode zur Nutzenbewertung	208
5.3.1	Einordnung und Abgrenzung.....	208

5.3.2	Monetäre Bewertungsmethoden	210
5.3.3	Nutzenorientierte Bewertungsmethoden	211
5.3.3.1	Marktpreismethode	211
5.3.3.2	Kontingente Bewertungsmethode.....	211
5.3.3.3	Attributbasierte Bewertungsmethode.....	215
5.3.3.4	Partizipative Bewertungsmethode	215
5.3.3.5	Reisekostenmethode	216
5.3.3.6	Kostenbasierte Ansätze	216
5.3.3.7	Hedonische Methode	217
5.3.4	Kostenorientierte Bewertungsmethoden	218
5.3.5	Benefit Transfer	218
5.3.6	Zwischenfazit.....	222
5.3.7	Nutzwertanalyse	223
5.3.8	Kosten-Wirksamkeits-Analyse	226
5.3.9	Kosten-Nutzen-Analyse.....	227
5.4	Bewertungen von Verfahrensoptionen durch Lebens-Zyklus-Analyse (LCA).....	230
5.4.1	Methodik der Lebenszyklusanalyse.....	231
5.4.1.1	Festlegung des Untersuchungsrahmens und -ziels.....	232
5.4.1.2	Sachbilanz	233
5.4.1.3	Wirkungsbilanz.....	233
5.4.1.4	Interpretation/Auswertung.....	236
5.4.1.4.1	Normalisierung	237
5.4.1.4.2	Gewichtung	238
5.4.2	Ökologische Beurteilung von Behandlungsverfahren zur Elimination von Spurenstoffen aus dem Abwasser.....	240
5.4.2.1	Methodik und LCA Software	240
5.4.2.2	Definition des Untersuchungsrahmens	241
5.4.2.3	Sachbilanz	242
5.4.2.4	Wirkungsbilanz.....	244
5.4.2.5	Ergebnisse unter Berücksichtigung der sechs Leitsubstanzen.....	246
5.4.2.5.1	Einfluss der Strombereitstellung	248
5.4.2.5.2	Analyse der verschiedenen Umweltauswirkungen.....	248
5.4.2.5.3	Detailanalyse des Umweltauswirkungen bezüglich der untersuchten Stoffe.....	250
5.4.2.6	Möglichkeiten und Grenzen der Beurteilung.....	250

5.4.2.6.1	Methodische Lücken und Unsicherheiten	251
5.4.2.6.2	Signifikanz der Ergebnisse.....	251
5.4.3	LCA unter Berücksichtigung einer erweiterten Stoffliste	252
5.4.3.1	Bewertung der beiden Verfahren bei Berücksichtigung weiterer Spurenstoffe.....	255
5.5	Entwicklung von ökologischen, ökonomischen und sozioökonomischen Kennzahlen zum Vergleich von Maßnahmen	258
5.5.1	Einordnung und Abgrenzung.....	258
5.5.2	Ökologische Kennzahlen.....	259
5.5.3	Ökonomische Kennzahlen.....	260
5.5.4	Sozioökonomische Kennzahlen	260
5.6	Abschätzung der Nutzen von Maßnahmen	261
5.6.1	Einordnung und Abgrenzung.....	261
5.6.2	Übertragungsmöglichkeiten von Nutzenwerten.....	264
5.6.3	Studien zur Bewertung des Nutzens	266
5.6.3.1	Studien aus dem europäischen Raum.....	267
5.6.3.2	Studien aus dem nordamerikanischen Raum	271
5.6.4	Auswahl der Primärstudie.....	274
5.6.4.1	Kriterien zur Auswahl übertragungsfähiger Studien.....	274
5.6.4.2	Auswahl der zu übertragenden Studien.....	276
5.6.4.2.1	Aus dem Amerikanischen Raum:.....	278
5.6.4.2.2	Aus dem Europäischen Raum:	279
5.6.5	Validität eines Benefit Transfers.....	283
5.6.6	Implikationen für das weitere Vorgehen	284
6	Kosten-Nutzen-Abschätzungen	285
6.1	Einleitung/Allgemeines	285
6.2	Ermittlung der Gewässerbelastungen als Gewässerfrachten und -konzentrationen an ausgesuchten Gewässermessstellen in der Ist-Situation	286
6.3	Plausibilitätsprüfung.....	289
6.3.1	Konzentrationen von Diclofenac und Carbamazepin in der Ruhr.....	289
6.3.2	Frachten von Diclofenac und Carbamazepin in der Ruhr.....	292
6.3.3	Modellierte Konzentrationen in Abhängigkeit vom Gewässerabfluss.....	293

6.3.4	Vergleich Modellergebnisse und Messungen.....	296
6.3.5	Vergleich von bilanzierten und aus Konzentrationsmessungen abgeleiteten Frachten für NRW.....	297
6.3.6	Fazit Plausibilisierung.....	300
6.4	Szenariobasierte Bilanzierung der Gewässerbelastung zur Ableitung der erforderlichen Ertüchtigungsmaßnahmen und der sich daraus ergebenden Maßnahmen.....	301
6.4.1	Szenariobasierte Bilanzierung der Gewässerbelastung zur Ableitung der erforderlichen Ertüchtigungsmaßnahmen	302
6.4.1.1	Maßnahmenhauptvariante Gewässerökologie	302
6.4.1.2	Maßnahmenvariante „Priorisierung nach Vorausstattung“	305
6.4.1.3	Maßnahmenvariante „Priorisierung nach Trinkwasserrelevanz“	308
6.4.1.4	Diskussion der Unterschiede in der Frachtreduktion zwischen Trockenwetter und Regenwetter.....	311
6.4.1.5	Ertüchtigungsmaßnahmen im Ruhreinzugsgebiet und für NRW	313
6.4.2	Maßnahmenkosten und Kosten-Effizienz.....	315
6.5	Kosten und zuordenbarer Nutzen von Maßnahmenkombination für die Ruhr.....	319
6.5.1	Grundlegende Daten zum Ruhreinzugsgebiet	319
6.5.2	Anpassungsmöglichkeiten hinsichtlich eines Benefit Transfers	319
6.5.3	Nutzenabschätzung im Ruhreinzugsgebiets	321
6.5.3.1	Ökologischer Nutzen.....	321
6.5.3.2	Nutzen des Freizeitangelns	322
6.5.3.3	Nutzen des Badens.....	323
6.5.3.4	Vermindertes Erkrankungsrisiko	323
6.5.4	Hochrechnung auf das Ruhreinzugsgebiet	327
6.6	Bewertung vorgeschlagener Maßnahmen an der Ruhr mittels LCA	330
6.6.1	Bewertung der Umweltentlastung für das Einzugsgebiet der Ruhr	330
6.6.1.1	Bewertung der Öko-Effizienz für das Einzugsgebiet der Ruhr.....	331
6.6.1.2	Gesamtbewertung des Ausbaus der Kläranlagen für das Einzugsgebiet der Ruhr	333
6.6.2	Grenzen der Beurteilung	334
6.7	Kosten und zuordenbarer Nutzen von Maßnahmenkombination für das Land NRW	336

6.7.1	Grundlegende Daten NRW.....	336
6.7.2	Nutzenabschätzung für NRW	336
6.7.2.1	Ökologischer Nutzen.....	336
6.7.2.2	Nutzen des Freizeitangelns	337
6.7.2.3	Nutzen des Badens.....	337
6.7.2.4	Vermindertes Erkrankungsrisiko	338
6.7.3	Hochrechnung auf das Land NRW	339
6.8	Darstellung des Daten- und Forschungsbedarfs zur Validierung und damit zur Erhöhung des Aussagewerts der Forschungsergebnisse	341
7	Fazit und Handlungsempfehlungen	344
7.1	Untersuchungsrahmen	344
7.2	Eintragsverminderungsmaßnahmen.....	345
7.3	Ertüchtigung von Kläranlagen.....	347
7.3.1	Kostengrundlagen der Ertüchtigung von Kläranlagen	347
7.3.2	Nutzengrundlagen der Ertüchtigung von Kläranlagen.....	348
7.3.3	Kosten der Ertüchtigung von Kläranlagen	349
7.3.4	Nutzen der Ertüchtigung von Kläranlagen.....	352
7.4	Handlungsempfehlungen.....	355
8	Literaturverzeichnis	357
Anhang 1: Stoffdosiers		
Anhang 2: Eingangsdaten der Bilanzierung		
Anhang 3: Anlagenparameter		
Anlage 4: Datenblatt kostenspezifische Kennwerte		

Verzeichnis der Bilder

Bild 3-1:	Betrachtungsraum NRW: Stoffflüsse und Volumenströme, Kenndaten (Stand 2010)	18
Bild 3-2:	Verteilung der Kläranlagen in NRW nach Größenklassen (Stand 2011)	20
Bild 3-3:	Verteilung der Kläranlagen mit Filtration in NRW nach Größenklassen (Stand 2011)	21
Bild 3-4:	Flusseinzugsgebiete NRW – Anzahl aller Kläranlagen und Ausbaugröße (Stand 2011).....	21
Bild 3-5:	Anzahl der Krankenhäuser nach Bettenanzahl.....	23
Bild 3-6:	Mittlere, Minimal- und Maximal Konzentrationen für ausgewählte Arzneimittel in Fließgewässern Nordrhein-Westfalens (Datengrundlage: ARW 2010 und 2011, RIWA 2010 und 2011, NRW-GÜS, Skark 2011)	32
Bild 3-7:	Jährliche Verkaufsmengen für Diclofenac und Carbamazepin in Deutschland (Daten aus Bund/Länderausschuss für Chemikaliensicherheit (2003), UBA (2011)).....	40
Bild 3-8:	Mittlere, Minimal- und Maximal Konzentrationen für ausgewählte Industriechemikalien in Fließgewässern Nordrhein-Westfalens (Datengrundlage: ARW 2010 und 2011, RIWA 2010 und 2011, NRW- GÜS; Skark, 2011).....	43
Bild 3-9:	Mittlere, Minimal- und Maximal Konzentrationen für ausgewählte Pflanzenschutzmittel in Fließgewässern Nordrhein-Westfalens (Datengrundlage: ARW 2010 und 2011, RIWA 2010 und 2011, NRW- GÜS)	49
Bild 3-10:	Logarithmische Darstellung der übermittelten Adeno-, Rota- und Norovirus-Fälle nach Jahren in Nordrhein-Westfalen. (Quelle: Robert- Koch-Institut: SurvStat, http://www3.rki.de/SurvStat , Datenstand: 30.05.2013).....	57
Bild 3-11:	Prozentuale Anteile der Jahresfrachten von E. coli, Clostridien und Giardia lamblia im Einzugsgebiet der Swist aus Kläranlagen, Mischwasserentlastungen und diffusem Eintrag (Daten MUNLV, 2009)	60
Bild 3-12:	Schema der Frachtbilanzierung	66
Bild 3-13:	Schema der Frachtbilanzierung am Beispiel des Trockenwetterfalls.....	69

Bild 3-14:	Schema der Frachtbilanzierung am Beispiel des Regenwetterfalls	70
Bild 3-15:	Regionalisierung des Abflusses an einem Bilanzknoten anhand von Bezugspegeln und Einzugsgebietsfläche der GÜS-Messstelle am Beispiel Volme	77
Bild 3-16:	Graphische Darstellung der Kumulierung von Frachten an Bilanzknoten am Beispiel des Ruhreinzugsgebietes, oben: Schema, unten: Kartendarstellung	83
Bild 3-17:	Biologische Reinigungsstufe mit ergänzender Ozonung und optionaler biologischer Nachbehandlung	111
Bild 3-18:	Biologische Reinigungsstufe mit ergänzter Adsorptionsstufe und anschließender Filtration; modifiziert nach (Metzger, 2010)	114
Bild 3-19:	PAK-Dosierung Ablauf Nachklärung	115
Bild 3-20:	GAK-Filtration Ablauf Nachklärung	117
Bild 3-21:	Biologische Reinigungsstufe mit ergänzender Ozonung im Rezirkulationsstrom	121
Bild 3-22:	Biologische Reinigungsstufe mit ergänzender PAK-Adsorption im Rezirkulationsstrom	122
Bild 3-23:	Mittlere frachtbezogene Elimination (Median) der Versuchseinstellung I ($C_{PAK} = 5 \text{ mg/L}$; dynamischer Rezirkulationsbetrieb) sowie Angabe der maximalen und minimalen frachtbezogenen Elimination ($n = 4$) (ARGE, 2011)	122
Bild 3-24:	Mittlere frachtbezogene Elimination (Median) der Versuchseinstellung III ($C_{PAK} = 15 \text{ mg/L}$; dynamischer Rezirkulationsbetrieb) sowie Angabe der maximalen und minimalen frachtbezogenen Elimination ($n = 4$) (ARGE, 2011)	123
Bild 3-25:	Mögliche Pfade des Mikroschadstoffeintrages und die Zugehörigkeit von Emittenten in den einzelnen Maßnahmenvarianten	130
Bild 3-26:	Flusseinzugsgebiete NRW – Anzahl der Filteranlagen und Ausbaugröße (Stand 2011)	133
Bild 3-27:	Blockschaltbild MV 6	136
Bild 3-28:	Entwicklung der Maßnahmenhauptvarianten	140

Bild 4-1:	Gesamtinvestitionskosten für Aktivkohlebehandlung mit PAK (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung (Schweiz, Baden-Württemberg und NRW).....	160
Bild 4-2:	Investitionskosten für die Bautechnik für Aktivkohlebehandlung mit PAK (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung (Schweiz, Baden-Württemberg und NRW).....	161
Bild 4-3:	Investitionskosten für die Maschinentechnik für Aktivkohlebehandlung mit PAK (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung (Schweiz, Baden-Württemberg und NRW)	162
Bild 4-4:	Investitionskosten für die EMSR-Technik für Aktivkohlebehandlung mit PAK (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung (Schweiz, Baden-Württemberg und NRW).....	163
Bild 4-5:	Investitionskosten für die Nebenkosten für Aktivkohlebehandlung mit PAK (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung (Schweiz, Baden-Württemberg und NRW).....	164
Bild 4-6:	Spezifische Gesamtinvestitionskosten für Aktivkohlebehandlung mit PAK (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung (Schweiz, Baden-Württemberg und NRW).....	165
Bild 4-7:	Gesamtbetriebskosten für Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung (Schweiz, Baden-Württemberg und NRW)	166
Bild 4-8:	Kosten für Energie für Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung (Schweiz, Baden-Württemberg und NRW)	167
Bild 4-9:	Betriebsmittelkosten für PAK/Sauerstoff für Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung (Schweiz, Baden-Württemberg und NRW).....	168
Bild 4-10:	Betriebsmittelkosten für PAK und Energie sowie Ozon und Energie für Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung (Schweiz, Baden-Württemberg und NRW)	169
Bild 4-11:	Personalkosten für Aktivkohlebehandlung mit PAK (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung (Schweiz, Baden-Württemberg und NRW)	170

Bild 4-12:	Spezifische Betriebskosten für Aktivkohlebehandlung mit PAK (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung (Schweiz, Baden-Württemberg und NRW).....	171
Bild 4-13:	Jahreskosten für die Verfahren Aktivkohlebehandlung mit PAK (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung in Abhängigkeit von der Jahresabwassermenge (Schweiz, Baden-Württemberg und NRW)	172
Bild 4-14:	Jahreskosten für die Verfahren Aktivkohlebehandlung mit PAK (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung in Abhängigkeit von der Jahresfrischwassermenge (Schweiz, Baden-Württemberg und NRW)	172
Bild 4-15:	Spezifische Jahreskosten (Abwasserbezogen) für die Verfahren der Pulveraktivkohledosierung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung in Abhängigkeit der angeschlossenen Einwohnerwerten (Schweiz, Baden-Württemberg und NRW)	174
Bild 4-16:	Spezifische Jahreskosten (Frischwasserbezogen) für die Verfahren der Pulveraktivkohledosierung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung in Abhängigkeit der angeschlossenen Einwohnerwerte (Schweiz, Baden-Württemberg und NRW)	175
Bild 5-1:	Schematische Unterteilung des Flusseinzugsgebietes in Objekte (Modifiziert nach LFW BAYERN, 2004)	191
Bild 5-2:	Pfad des Spurenstoffs XY	193
Bild 5-3:	Stoffwirkungen	194
Bild 5-4:	Notwendige Verminderungsrate.....	194
Bild 5-5:	Nutzungen im Flussgebiet.....	195
Bild 5-6:	In die Nutzenbewertung einbezogene Nutzungen	196
Bild 5-7:	Auswahlkriterien für Spurenstoffrelevanz.....	199
Bild 5-8:	Wirkungen von Spurenstoffen und Maßnahmen zur Elimination	199
Bild 5-9:	Nutzenaspekte	203
Bild 5-10:	Bewertung der Elimination eines Spurenstoffs	207
Bild 5-11:	Primäre Bereiche der Nutzenbestimmung	208

Bild 5-12:	Werte von Umweltgütern (Pearce und Turner, 1990)	209
Bild 5-13:	Monetäre Bewertungsmethoden	210
Bild 5-14:	Probleme der kontingenten Bewertung	213
Bild 5-15:	Darstellung eines Benefit Transfers	219
Bild 5-16:	Ablauf einer Nutzwertanalyse	223
Bild 5-17:	Ablauf einer Kosten-Nutzen-Analyse	228
Bild 5-18:	Schematischer Ablauf und Rahmen einer Ökobilanz nach ISO 14040.....	231
Bild 5-19:	Schematische Darstellung und kurze Beschreibung der Schritte einer Ökobilanz nach ISO 14040	232
Bild 5-20:	Schematische Darstellung der Emissionen und verbundener Wirkkategorien	234
Bild 5-21:	Einbettung der weitergehenden Behandlungsmaßnahmen in eine kommunale Kläranlage und Systemgrenzen der durchgeführten LCA (Dazio, 2011).....	241
Bild 5-22:	Sachbilanz der Nachbehandlung mittels Ozonung - vorgelagerte Prozesse sind nicht dargestellt (Dazio, 2011).....	243
Bild 5-23:	Sachbilanz der Nachbehandlung mittels Pulveraktivkohle; vorgelagerte Prozesse sind nicht dargestellt (Dazio, 2011).....	244
Bild 5-24:	LCA-Analyse unterschiedlicher Behandlungsverfahren (Nanofiltration, Ozonung, PAK). Dargestellt sind die erzeugten und vermiedenen Umweltauswirkungen	247
Bild 5-25:	LCA-Analyse unterschiedlicher Behandlungsverfahren - erzeugte und vermiedene Umweltauswirkungen für unterschiedliche Stromerzeugungsvarianten (Ozonung und Aktivkohle mit BHKW Strom gerechnet); Strommix Deutschland, Angaben für 2004: Braunkohle 23,2%; Steinkohle 20,8%; Atomkraft 25,3%; Erdgas 9,4%; Öl 1,5%; Windkraft 4,1%; Wasserkraft 4,4%; Photovoltaik 1%; Importe 10,5%; Sonstige Rest.....	248
Bild 5-26:	Beiträge einzelner Wirkkategorien zur Gesamtumweltauswirkung. Dargestellt ist die Nettoumweltauswirkung	249
Bild 5-27:	Beiträge der Elimination einzelner Indikatorsubstanzen an der Verminderung der Umweltauswirkungen durch verschiedene Behandlungsverfahren	250

Bild 5-28:	Unsicherheitsbereiche in den verschiedenen Wirkkategorien	252
Bild 5-29:	Beiträge der einzelnen Wirkkategorien zur Gesamtumweltauswirkung unter Berücksichtigung der erweiterten Stoffliste.....	256
Bild 5-30:	Beiträge der Verminderung einzelner Indikatorsubstanzen	257
Bild 5-31:	Kategorien von Kennzahlen	258
Bild 5-32:	Klassifizierung von Kennzahlen	259
Bild 5-33:	Von den Maßnahmen bis hin zum bewerteten Nutzen	261
Bild 6-1:	Bilanzergebnisse Diclofenac - Gewässerkonzentrationen bei Trockenwetter ohne Ertüchtigungsmaßnahmen (Ist-Situation) und bezogen auf einen mittleren Niedrigwasserabfluss (MNQ) für Bilanzierungsknoten in NRW	287
Bild 6-2:	Analysen-Ergebnisse des AWWR-Monitorings an der Ruhr für ausgewählte Stoffe (Anteil Positivbefunde > 20%) (Datengrundlage: Skark 2012).....	291
Bild 6-3:	Verlauf der Monatsmittel der Tagesfrachten für Essen-Rellinghausen, Zeitraum Feb. 2007 bis Dez. 2009 (Quelle: AWWR 2010)	292
Bild 6-4:	Abfluss der Ruhr unterhalb von Hattingen, 2007 - 2009 (Datenquelle: LANUV).....	293
Bild 6-5:	Konzentrationen aus der Ruhrlängsuntersuchung nach Fließkilometer (AWWR 2010).....	295
Bild 6-6:	Zur Plausibilitätsprüfung der Diclofenacergebnisse verwendete Bilanzknoten der Gewässerüberwachung des LANUV NRW	298
Bild 6-7:	Gegenüberstellung von konzentrationsbezogenen Frachten und Bilanzfrachten von Diclofenac für NRW (Datenquelle der Gütemessungen: LANUV, Zeitraum 2008 bis 2010).....	299
Bild 6-8:	Bilanzergebnisse Diclofenac Maßnahmenhauptvariante „Gewässerökologie“	304
Bild 6-9:	Bilanzierungsergebnisse Diclofenac Maßnahmenhauptvariante Priorisierung nach Vorausstattung - Gewässerkonzentrationen bei Trockenwetter mit PAK bei KA aller Größenklassen mit Filter-Vorausstattung bezogen auf MNQ.....	307

Bild 6-10:	Bilanzierungsergebnisse Diclofenac Maßnahmenhauptvariante Priorisierung nach Trinkwasserrelevanz - Gewässerkonzentrationen bei Trockenwetter mit Ozon bei KA aller Größenklassen weniger als 10 km oberhalb von Rohwasserentnahmen zur Trinkwassergewinnung bezogen auf MNQ.....	310
Bild 6-11:	Gewässerkonzentrationen Diclofenac entlang des Ruhrhauptlaufs Vergleich von Ist-Zustand und Maßnahmenvarianten bezogen auf einen Abfluss bei MNQ	314
Bild 6-12:	Bandbreite der Nutzenschätzung und Kosten an der Ruhr p.a.....	329
Bild 6-13:	Nutzen durch die Reduktion der chronischen Ökotoxizität bewertet mit der Methode EDIP. Die Resultate sind normiert auf Personen Äquivalente.	331
Bild 6-14:	Öko-Effizienz der verschiedenen Ertüchtigungen von Kläranlagen durch die Reduktion der chronischen Ökotoxizität bewertet mit der Methode EDIP.....	332
Bild 6-15:	Gesamtbewertung der Umweltauswirkungen der Ertüchtigung der Kläranlagen im Einzugsgebiet der Ruhr mit der Methode EDIP.	333
Bild 6-16:	Öko-Effizienz der verschiedenen Möglichkeiten zur Ertüchtigung der Kläranlagen im Einzugsgebiet der Ruhr unter Berücksichtigung der gesamten Umweltauswirkungen berechnet mit der Methode EDIP.....	334
Bild 6-17:	Bandbreite der Nutzenschätzung und Kosten für NRW p.a.....	340

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 3-1: Abwasseranfalls in NRW (MKULNV, 2008; MKULNV, 2010)	19
Tabelle 3-2: Herkunft, Verwendung und Haupteintragspfade von ausgewählten Spurenstoffen.....	28
Tabelle 3-3: Zusammenstellung von NOEC- und PNEC-Werten, Risikoquotienten und Vorschlägen zu Qualitätskriterien im Abgleich mit den für das nordrhein-westfälische Rheineinzugsgebiet formulierten Mittel- und Max-Konzentrationen	36
Tabelle 3-4: Zusammenstellung nutzenspezifischer Zielwerte und Bewertungskriterien für Stoffe, für die in der TrinkwV keine Grenzwerte festgelegt sind, und zum Vergleich für das nordrhein-westfälische Rheineinzugsgebiet formulierte Mittel- und Max-Konzentrationen ((1) ARW et al. (2010); (2) LAWA (1997); (3) Dieter (2011); (4) UBA (2008)).....	39
Tabelle 3-5: Zusammenstellung von NOEC- und PNEC-Werten, Risikoquotienten und Vorschlägen zu Qualitätskriterien im Abgleich mit den für das nordrhein-westfälische Rheineinzugsgebiet formulierten Mittel- und Max-Konzentrationen für ausgewählte Industriechemikalien (*Vorschläge nach EU (2012), Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie (2012), Moltmann (2007)/ ** Verhältnis mit PNEC berechnet).....	46
Tabelle 3-6: Zusammenstellung nutzenspezifischer Zielwerte und Bewertungskriterien für ausgewählte Industriechemikalien, für die in der TrinkwV keine Grenzwerte festgelegt sind, und zum Vergleich für das nordrhein-westfälische Rheineinzugsgebiet formulierte Mittel- und Max- Konzentrationen ((1) ARW et al. (2010); (2) LAWA (1997); (3) Dieter (2011); (4) UBA (2008); Summe Benzo- und Tolytriazol nach (3) aktualisiert 16.12.2011).....	47
Tabelle 3-7: Zusammenstellung von NOEC- und PNEC-Werten, Risikoquotienten und Qualitätskriterien für Pflanzenschutzmittel im Abgleich mit den für das nordrhein-westfälische Rheineinzugsgebiet formulierten Mittel- und Max-Konzentrationen (*UQN-Vorschläge nach EU (2012)).....	52

Tabelle 3-8: Zusammenstellung nutzenspezifischer Zielwerte und Bewertungskriterien für die Pflanzenschutzmittel Mecoprop, Isoproturon und Terbutryn und zum Vergleich für das nordrhein-westfälische Rheineinzugsgebiet formulierte Mittel- und Max-Konzentrationen ((1) ARW et al. (2010); (2) LAWA (1997); (3) Dieter (2011); (4) bfr.bund.de (2011)).....	53
Tabelle 3-9: Signifikanz wasserassoziierter Bakterien (aus Preuß et al. 2013 nach WHO, 2006 u. 2008)	55
Tabelle 3-10: Signifikanz wasserassoziierter Protozoen und Viren (aus Preuß et al. 2013 (geändert) nach WHO, 2006 und 2008).....	56
Tabelle 3-11: Mikrobiologische Grenz- und Richtwerte (TrinkwV, (2011), EU-Richtlinie 2006/7/ (2006)).....	63
Tabelle 3-12: Datengrundlage des Bilanzierungsmodells.....	71
Tabelle 3-13: Eingangsdaten und ihre Datenquellen des Bilanzierungsmodells für die Stoffe Diclofenac und Carbamazepin (Humanpharmaka) ¹	73
Tabelle 3-14: Beispiele für aus der Bilanzierung ausgeschlossene Kläranlagen im Mischsystem	76
Tabelle 3-15: Tabellarische Darstellung der Kumulierung von Frachten an Bilanzknoten am Beispiel des Ruhreinzugsgebietes	84
Tabelle 3-16: Rechtlicher Rahmen für unterschiedliche Einzelstoffe und deren Vermeidung (in den näher betrachteten Stoffgruppen).....	92
Tabelle 3-17: Potenzialabschätzung für die einzelstoffliche Vermeidung (kurz bis mittelfristig) nach Strategietypen.....	99
Tabelle 3-18 Eingeleitete Frachten aus den Jahren 2000 bis 2008 (arith. Mittelwerte) (Daten aus D-E-A).....	103
Tabelle 3-19: Tabelle: Industriechemikalien mit Anwendungszweck in der metallbe- und metallverarbeitenden Industrie, die im LANUV-Messprogramm im Einzugsgebiet der Ruhr untersucht wurden (Zeitraum 2000 bis 2009, n.n. = nicht nachgewiesen, Daten aus D-E-A).	105
Tabelle 3-20 Konzentrationen der Komplexbildner an der Einleitestelle in verschiedenen Betrieben der Papierbranche von NRW (Mittelwerte der Überwachungsergebnisse 2007-2010)	106

Tabelle 3-21	Zusammenstellung der Eliminationsraten einiger Industriechemikalien in verschiedenen Behandlungsverfahren ¹⁾ KHAN (2010) ²⁾ PANGLISCH & GIMBEL (2007) ³⁾ BERG (2002) , ⁴⁾ GALLENKEMPER (2005) ⁵⁾ SCHRÖDER, H. F. AND MEESTERS (2005) ⁶⁾ AGENSON et al. (2003) ⁷⁾ LEE (2008) ⁸⁾ YOON (2006) ⁹⁾ SCHMIDT (2006), ¹⁰⁾ PIRKANNIEMI et al. 2007, ¹¹⁾ KORHONEN et al. 2000, ¹²⁾ ALBERS, 2011, ¹³⁾ Metsärinne, 2004, ¹⁴⁾ FATH, 2011, ¹⁵⁾ SCHRADER 2007, ¹⁶⁾ Tsai et al. 2009; ¹⁷⁾ van Ginkel et al, 1999.....	107
Tabelle 3-22:	Technische Merkmale bereits realisierter Projekte (großtechnische Anlagen).....	126
Tabelle 3-23:	Anzahl der Kläranlagen in NRW sowie zugehörige Einwohnerwerte (EW) (Stand 2011)	133
Tabelle 4-1:	Kommunale Kläranlagen mit Reinigungsstufen zur Elimination von Mikroschadstoffelimination.....	142
Tabelle 4-2:	Kostenreduktion bei der Abwasserabgabe durch CSB Reduktion.....	148
Tabelle 4-3:	Nutzungszeitraum und Preissteigerung für die Kostenvergleichsrechnung.....	149
Tabelle 4-4:	Zusammenstellung einer Auswahl unterschiedlicher Angaben zu spez. Jahreskosten der Mikroschadstoffelimination mit unterschiedlichen Verfahren	152
Tabelle 4-5:	Kostenvergleich von Aktivkohleanlagen (verändert und Auszüge (ALT, 2011)).....	153
Tabelle 4-6:	Preissteigerungen bei der Einbeziehung der Schweizer Kostenstudie.....	154
Tabelle 4-7:	Investitionskosten für Verfahrensstufen der Mikroschadstoffelimination (Kostenstand 2010).....	155
Tabelle 4-8:	Betriebskosten der Kläranlagen (NRW, Baden-Württemberg und Schweiz).....	157
Tabelle 4-9:	Übersicht der Verfahren, der jeweiligen Anzahl der Anlagen, sowie Kosten (Großanlagenbasis)	159
Tabelle 4-10:	Gesamtinvestitionskosten für Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule Ulm) und Ozonung	160
Tabelle 4-11:	Investitionskosten der Bautechnik für Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung.....	162

Tabelle 4-12: Investitionskosten der Maschinentechnik für Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung.....	163
Tabelle 4-13: Investitionskosten der EMSR-Technik für Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung.....	164
Tabelle 4-14: Nebenkosten für Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung	165
Tabelle 4-15: Gesamtbetriebskosten der für Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung	167
Tabelle 4-16: Energiekosten der für Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung	168
Tabelle 4-17: Betriebsmittelkosten für PAK und Sauerstoff zur Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung.....	169
Tabelle 4-18: Betriebsmittelkosten für PAK und Energie sowie Sauerstoff und Energie zur Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung.....	170
Tabelle 4-19: Absolute Jahreskosten zur Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung bezogen auf die Frisch- und Abwassermenge.....	173
Tabelle 4-20: Kosten für die Erweiterung von Kläranlagen (ohne Filtrationsstufe) mit Ozonung.....	176
Tabelle 4-21: Kosten für die Erweiterung von Kläranlagen ohne Filtrationsstufe der Größenklassen I bis IV im Ruhreinzugsgebiet mit einer Ozonungsstufe.....	176
Tabelle 4-22: Kosten für die Erweiterung von Kläranlagen der GK III – V ohne eine Filtration um eine Filtrationsstufe zur biologische Nachbehandlung	178
Tabelle 4-23: Kosten für die Erweiterung um die PAK-Dosierung für Kläranlagen mit einer Filtrationsstufe.....	178
Tabelle 4-24: Kosten für die Erweiterung von bestehenden Filtrationsanlagen durch Einsatz von GAK anstelle konventioneller Filtermedien.....	179
Tabelle 4-25: Kosten für die Erweiterung durch eine Ozonung bei Kläranlagen mit einer Filtrationsstufe.....	180

Tabelle 4-26: Kostenfunktionen für Pulveraktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung ohne Nachbehandlung	184
Tabelle 4-27: Spezifische Jahreskostenfunktion zur Pulveraktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung bezogen auf die Frisch- und Abwassermenge	184
Tabelle 4-28: Jahreskosten für PAK (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) bzw. O ₃ in Abhängigkeit der Größenklassen und Ausbau-/Anschlussgrößen sowie Jahreskosten für eine optional benötigte Abwasserfiltration	185
Tabelle 5-1: Nutzungen und ihre Nutzungskomponenten.....	197
Tabelle 5-2: Wirkungen und Maßnahmen für den Spurenstoff Diclofenac	201
Tabelle 5-3: Beispielhafte Nutzenaspekte für den Spurenstoff Diclofenac	204
Tabelle 5-4: Gesamter ökologischer Wert im Gewässer (modifiziert nach Barbier, 1992).....	210
Tabelle 5-5: Analyseraster zur Kosten-Nutzen-Abschätzung	230
Tabelle 5-6: Auswahl von Wirkkategorien, welche typischerweise in Ökobilanzen verwendet werden.....	234
Tabelle 5-7: Beispielhafte Darstellung der Klassifizierung und Charakterisierung.....	235
Tabelle 5-8: Normalisierungsfaktoren (NF) der verschiedenen Wirkkategorien (Larson 2010); Das Ökotoxizitätspotential wird in m ³ des jeweiligen Umweltmediums angegeben. Dies entspricht dem Volumen des Umweltmediums bis zu der die Emission verdünnt werden sollte, damit von der Emission keine ökotoxikologischen Effekte zu erwarten sind.	238
Tabelle 5-9: Annahmen bezüglich Konzentration, Entfernung und Ökotoxizität der Indikatorsubstanzen (Quellen: BAFU Project Micropol, OECD (1998), AwwaRF Report (2007), UK EA (2007), Bericht TP6 (2011), NEPTUNE (2010), Escher et al. (2011)	246
Tabelle 5-10 Liste der berücksichtigten Substanzen zur Berechnung der LCA mit einem erweiterten Substanzspektrum (Ablaufwerte und Eliminationsraten [ER] aus Screeninguntersuchungen im TP6, Abegglen und Siegrist (2012), PNEC aquatisch nach Larsen et al (*) Munoz et al. (2009) sowie den Stoffdatenblättern des Ökotoxizitätszentrums der EAWAG (**), UBA (2011) ⁺)	253

Tabelle 5-11 Anteil der Elimination von Einzelsubstanzen an der ermittelten Gesamtumweltentlastung (Reduktion der chronischen aquatischen Toxizität) bei den Verfahren Ozonung und PAK	257
Tabelle 5-12: Ökologische Kennzahlen	259
Tabelle 5-13: Ökonomische Kennzahlen	260
Tabelle 5-14: Sozioökonomische Kennzahlen	261
Tabelle 5-15: Rahmendaten des Ruhreinzugsgebiets und des Landes NRW (Stand 2010)	264
Tabelle 5-16: Analyse und Auswertung der europäischen Studien (Teil 1)	267
Tabelle 5-17: Auswertung und Analyse der amerikanischen Studien (Teil 1)	271
Tabelle 5-18: Auswertung von Studien aufgrund des Bewertungsfokus	273
Tabelle 5-19: Ausgewählte Studien anhand der Kriterien	277
Tabelle 5-20: Messung der Validität des Benefit Transfer (Boyle u. a., 2010; Wronka, 2004; Muthke, 2002)	283
Tabelle 6-1: Bilanzergebnisse Diclofenac - Frachten und Gewässerkonzentrationen bei Trockenwetter ohne Ertüchtigungsmaßnahmen (Ist-Situation) und bezogen auf einen langjährigen mittleren Niedrigwasserabfluss (MNQ) für Teileinzugsgebiete in NRW	288
Tabelle 6-2: Probenahmestellen des AWWR-Monitorings für das Oberflächengewässer der Ruhr (Skark, 2012)	290
Tabelle 6-3: Ausgewählte Stoffe im AWWR-Monitoring (BG - Bestimmungsgrenze, gelb unterlegt - Anteil der Untersuchungen mit Positivbefund > 90% (Skark, 2012)	290
Tabelle 6-4: Diclofenac in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen ¹ und Mülheim ²	296
Tabelle 6-5: Diclofenac-Frachtvergleich, Zeitraum der Messungen 01.01.2008 bis zum 31.12.2010	299
Tabelle 6-6: Maßnahmenhauptvarianten zur Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen	301
Tabelle 6-7: Berechnete Diclofenac-Frachten und auf MNQ bezogene - Konzentrationen für die Maßnahmenhauptvariante Gewässerökologie	303
Tabelle 6-8: Berechnete Diclofenac-Frachten und auf MNQ bezogene - Konzentrationen für die Maßnahmenvariante Kläranlagen mit vorhandener Filtration	306

Tabelle 6-9: Frachten und auf einen Abfluss bei MNQ bezogene Konzentrationen für die Maßnahmenhauptvariante Priorisierung nach Trinkwasserrelevanz sowie Untervarianten	309
Tabelle 6-10: Vergleich der Jahresfrachten bei Trocken- und Regenwetter anhand der Maßnahmenhauptvariante „Gewässerökologie“ bei Ertüchtigung der KA der GK IV + V	312
Tabelle 6-11: Jahreskosten von Ertüchtigungsmaßnahmen an kommunalen Kläranlagen	316
Tabelle 6-12: Wirksamkeit und Kosten von Ertüchtigungsmaßnahmen an kommunalen Kläranlagen (Datenbasis Niklas-kom 2011)	318
Tabelle 6-13: Eingangsdaten für das Ruhreinzugsgebiet	319
Tabelle 6-14: Umrechnung und Anpassung der ausgewählten Studien	320
Tabelle 6-15: Hochrechnung des Nutzens auf das Ruhreinzugsgebiet.	328
Tabelle 6-16: Eingangsdaten für NRW	336
Tabelle 6-17: Hochrechnung auf das Land NRW.	339
Tabelle 7-1: Überblick Kosten der Ertüchtigung von Kläranlagen in NRW (Datenbasis der Kläranlagen, Ausbau- und Anschlussgröße, Anzahl der Filtrationsanlagen).....	351

Verzeichnis der Abkürzungen und der Symbole

Abkürzung	Erläuterung	Einheit
AF	Assessment Factor	-
AOP	Advanced Oxidation Process	-
AP	Arbeitspaket	-
ARA	Abwasserreinigungsanlage	-
ARW	Arbeitsgemeinschaft Rhein Wasserwerke	-
ATV	Abwassertechnische Vereinigung	-
AWWR	Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr	-
Ba,FG	Jahresfracht im Oberflächengewässer	[kg/a]
BAFU	Bundesamt für Umwelt	-
BB	Belebungsbecken	-
BFT	Benefit Function Transfer	-
BG	Bestimmungsgrenzen	-
BHO	Bundeshaushaltsordnung	-
BK	Betriebskosten	[€/a]
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung	-
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit	-
BSB	Biochemischer Sauerstoffbedarf	[mg/L]
BV	Bettvolumen	-
CE	Choice-Experiment	-
CR	Contingent Ranking	-
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf	[mg/L]
CV	Contingent Valuation	-
DBT	Direct Benefit Transfer	-
D-E-A	Datendrehscheibe Einleiterüberwachung Abwasser	-
Dt ₅₀	Halbwertszeit	[s]

Abkürzung	Erläuterung	Einheit
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.	-
E	Einwohner	-
EMSR	Elektrisches Messen, Steuern und Regeln	-
e0	Jahresentlastungsrate	[%]
EC ₅₀	Mittlere effektive Konzentration	
EDIP97	Environmental Design of Industrial Products	-
EDTA	Ethylendiamintetraessigsäure	-
EG	Europäische Gemeinschaft	-
EGW	Einwohnergleichwert	-
EMSR-Technik	elektrische Mess-, Steuer- und Regeltechnik	-
ENVALUE	Environment Valuation Database	-
ENVELO	MKULNV Auftrag „Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen“ (Aktenzeichen IV-7-042 600 003 J), Projektpartner: ISA, FiW, Pöyry, Emscher- genossenschaft, Ruhrverband.	-
EPA	Environmental Protection Agency	-
EUR	Euro	-
EVRI	Environmental Valuation Reference Inventory	-
EW	Einwohnerwert	-
EZ	Einwohnerzahl	-
EZG	Einzugsgebiet	-
f03	Faktor Eliminationsleistung Ozonung	-
fAus	Faktor der Ausscheidung der Muttersubstanz oder der aktiven Metaboliten	-
fCom	Faktor für Compliance (Therapietreue)	-
FE	Funktionelle Einheit	-

Abkürzung	Erläuterung	Einheit
fEnt	Faktor für die Entsorgung der Restarzneistoffe über Toilette und Ausguss	-
fFG	Faktor für Elimination im Oberflächengewässer	-
FHM	Flockungshilfsmittel	-
fKan	Faktor für Rückhalt im Kanal	-
FM	Flockungsmittel	-
fMS	Faktor für die Elimination in der Mischwasserbehandlung	-
fPAK	Faktor Eliminationsleistung Pulveraktivkohle	-
fR, KA	Faktor Anteil Fracht Regenwasser an Gesamtfracht	-
fwV	Faktor für Elimination weitergehendes Verfahren (z.B. Ozonung f03)	-
GAK	Granulierte Aktivkohle	-
GIS	Geoinformationssystem	-
GK	Größenklasse	[EW]
GOW	Gesundheitlicher Orientierungswert	-
GÜS	Gewässerüberwachungssystem	-
HGrG	Gesetz über die Grundsätze des Haushaltsrechts des Bundes und der Länder	-
i. d. R.	in der Regel	-
i. e. S.	im engeren Sinn	-
i. W. S.	im weiteren Sinn	-
IBN	Inbetriebnahme	-
IK	Investitionskosten	[€]
ISA	Institut für Siedlungswasserwirtschaft Aachen	-
IWW	Rheinisch westfälisches Institut für Wasser	-
JAM	Jahresabwassermenge	[m³/a]
JK	Jahreskosten	[€/a]
K	Zahl der Zielbeiträge	-

Abkürzung	Erläuterung	Einheit
KA	Kläranlage	-
KK	Kapitalkosten	[€/a]
KVR	Kommunalverband Ruhrgebiet	-
LANUV	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein Westfalen	-
LC ₅₀	Mittlere lethale Konzentration	-
LCA	Life Cycle Assessment	-
Log K _{ow}	Dekadischer Logarithmus des Oktanol-Wasser- Verteilungskoeffizienten K _{ow}	-
LT	Long Term	-
MBR	Membranbioreaktor	-
MEC	Measured Environmental Concentrations	-
Mg	Megagramm	-
MK	Mehrkosten	-
MKULNV	Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein- Westfalen	-
MNQ	Mittlerer Niedrigwasserabfluss	[m³/s]
MTBE	Methyl-Tertiär-Butylether	-
MWB	Mischwasserbehandlung	-
N	Anzahl der Befragten	-
NIKLAS.KOM	Kläranlagenkataster kommunaler Kläranlagen	-
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration	-
NOEC	No Observed Effect Concentrations	-
NRW	Nordrhein-Westfalen	-
NWP	Normalisierte Wirkpotentiale	-
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development	-

Abkürzung	Erläuterung	Einheit
PAK	Pulveraktivkohle	-
PBT	Persistenz, Bioakkumulation, Toxizität	-
PE	Person Equivalent	-
PET	Person Equivalent Targeted	-
PFBA	Perfluorbutansäure	-
PFOA	Perfluorooctansäure	-
pk_s	Dekadischer Logarithmus der Säurekonstante K_s	-
PNEC	Predicted No Effect Concentrations	-
RED	Review of Externalities Data	-
REBEKA	Regenbeckenkataster	-
RKI	Robert Koch Institute	-
RKM	Röntgenkontrastmittel	-
RRB	Regenrückhaltebecken	-
RÜB	Regenüberlaufbecken	-
RÜM	Regenüberlauf im Mischsystem	-
SK	Stauraumkanal	-
TBP	Tributylphosphat	-
TCPP	Tris(2-chlorisopropyl)phosphat	-
TP	Teilprojekt	-
TP 9	Teilprojekt 9	-
TVO	Trinkwasserverordnung	-
UBA	Umweltbundesamt	-
UQN	Umweltqualitätsnorm	-
USA	Vereinigte Staaten von Amerika	-
Vb	Verbrauchsmenge	$[\text{g}/(\text{E}+\text{a})]$
VPI	Verbraucherpreisindex	-
$\text{VQR}_{\text{a,eff}}$	Jährliche effektive Regenabflusssumme im Mischsystem	$[\text{m}^3/\text{a}]$

Abkürzung	Erläuterung	Einheit
VW	Vorsorgewerte	-
Wh	Wattstunde	-
WHG	Wasserhaushaltsgesetz	-
WP	Wirkpotential	-
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie	-
WS	Wertschätzung	-
WTP	Willingness to Pay	-
ZB	Zahlungsbereitschaft	-

Glossar

Abflussspenden:	Abfluss dividiert durch die Fläche des zugehörigen Einzugsgebiets [L/(s*km ²)]
Ästuar:	Form einer Flussmündung
Antiepileptikum:	Arzneimittel, das gegen Epilepsie verwendet wird.
Antiphlogistikum:	s. Entzündungshemmer
Antipyretikum:	fiebersenkendes oder vor Fieber schützendes Arzneimittel.
Antirheumatikum:	Arzneimittel, das gegen Krankheiten des rheumatischen Formenkreises eingesetzt wird.
Aquatische	
Biozönose:	Lebensgemeinschaft aller in einem aquatischen System (Biotop Gewässer) lebenden Pflanzen, Tiere und Mikroorganismen
Balneologie:	die Lehre von der medizinisch-therapeutischen Anwendung natürlicher Heilquellen, Heilgase und Heilsteine (Peloide) in Form von Bädern, Trinkkuren und Inhalationen (Bäderkunde).
Benefit Transfer:	Die Vorgehensweise beim Benefit Transfer bedient sich durchgeführter Befragungen. Auf Originärerhebungen wird verzichtet. Die Grundidee ist, dass die an einem Ort (study site) erhobene Wertschätzung für eine Gewässerleistung übertragbar auf einen anderen Ort (policy site) ist.
Bettvolumen:	Volumen der pro Stunde behandelten Flüssigkeit bezogen auf das Filterbettvolumen
Compliance:	Einhaltung von medizinisch-therapeutischen Verhaltensmaßnahmen und Richtlinien durch die Patientinnen und Patienten.
Cryptosporidien:	Parasiten im Darm von Haus- und Nutztieren, verursachen schwere Durchfallerkrankungen
Diskontierungs-	
zeitpunkt:	Alle zukünftigen Ein- und Auszahlungen einer Investition werden auf einen einheitlichen Zeitpunkt abgezinst.
Dragee:	Tablette mit einem Überzug, z. B. aus Zucker.
Dränung:	Entwässerung

Enteropathogene

Viren: Darmerkrankungen auslösende Viren wie z.B. Rota- oder Adenoviren

Eutrophierende

Stoffe: die Nährstoffsituation in einem Gewässer beeinflussende Stoffe, insbesondere Phosphor- und Stickstoffverbindungen

Generikum: Medikament, das eine wirkstoffgleiche Kopie eines bereits zugelassenen und unter einem Markennamen auf dem Markt eingeführten Arzneimittels ist (meist nach Ablauf von dessen Patentschutzzeit). Das Generikum kann sich vom Originalpräparat hinsichtlich enthaltenen Hilfsstoffe und der Herstellungstechnologie unterscheiden und wird im Allgemeinen zu einem niedrigeren Preis angeboten.

Giardien: weltweit verbreiteter Parasit (*Giardia lamblia*), der im oberen Dünndarm des Menschen lebt, verursacht die sog. Lambliekrankheit

Governance: Steuerungs- und Regelungssystem einer (politischen, sozialen oder wirtschaftlichen) Einheit oder eines Handlungsbereiches. Hierbei sind Steuerungs- und Regelungsanteile des politischen, des wirtschaftlichen und des sozialen Sektors unterscheidbar.

Hyorheische

Interstitial: Sedimentlückensystem der Fließgewässersohle

Invertebraten: Wirbellose (Tiere ohne Wirbelsäule)

Injektat: Arzneimittel- oder Salzlösung, die über Injektionen intravenös verabreicht wird.

Kosten-Effektivitäts

-Analyse: Unter einer Kosten-Effektivitäts-Analyse wird die Ausprägung der Kosten-Wirksamkeits-Analyse verstanden, bei der die Kosten bzw. das Budget vorgegeben sind. Es wird die im Hinblick auf die Zielerreichung beste Maßnahme gesucht, deren Kosten das vorgegebene Budget nicht überschreiten.

Kosten-Effizienz-

Analyse: Als Kosten-Effizienz-Analyse wird diejenige Ausprägung der Kosten-Wirksamkeits-Analyse bezeichnet, bei der die Ziele bzw. Effekte vorgegeben sind. Ermittelt wird demzufolge die kostengünstigste aller zielerreichenden Maßnahmen.

Kosten-Nutzen-

Analyse: Das Ziel von Kosten-Nutzen-Analysen ist es aufzuzeigen, inwieweit ein Projekt (z. B. die Ertüchtigung einer kommunalen Kläranlage) unter gesamtwirtschaftlichen Gesichtspunkten zweckmäßig erscheint. Durch Gegenüberstellung von Nutzen und Kosten wird ermittelt, welchen Nettonutzen die Maßnahmen für die Gesellschaft erbringen. Vorteilhaft ist die Durchführung einer Maßnahme dann, wenn der Nutzen die Kosten übersteigt.

Nutzen: Der volkswirtschaftliche Nutzen wird in diesem Projekt definiert als die bewertete Reduzierung der Wirkung von Spurenstofffrachten auf Menschen, Tiere Natur und Gewässer.

Nutzenaspekt: Ein Nutzenaspekt ist eine Verbesserung des vorherigen Zustandes aufgrund der Reduktion oder Elimination eines Spurenstoffes oder eine monetäre Einsparung an anderer Stelle. Beispiele können sein: in der Natur der Schutz von Fauna und Flora oder bei der konsumtiven Nutzung von Wasser und Gewässern der verbesserte Gesundheitsschutz im Sinne des Vorsorgeprinzips.

Nutzung: Um den volkswirtschaftlichen Nutzen – d. h. nützlich bewertete Effekte aus der Durchführung einer Maßnahme zur weiteren Verringerung der Spurenstoff-konzentration – zu bestimmen, ist es zunächst notwendig, die relevanten Nutzungen in einem Flusseinzugsgebiet zu identifizieren. Aus der Charakterisierung eines Flusseinzugsgebiets lassen sich im Einzelnen folgende Nutzungen unterscheiden:

- Nutzungen des seitlichen Einzugsgebietes (z. B. Siedlungsnutzung),
- Nutzungen des Oberflächenwasserkörpers (z. B. Aufstauen und Absenken),
- Nutzungen des Grundwasserkörpers (z. B. Einleiten und Einbringen).

Öko-Landbau: umweltschonende Herstellung von Nahrungsmitteln und anderen landwirtschaftlichen Erzeugnissen unter Verzicht auf Mineraldünger und den Einsatz synthetisch-organischer Pflanzenschutzmittel sowie Wachstumsförderer und Gentechnik nach bestimmten Regeln, die auch über die EU-Verordnung (EWG) Nr.2092/91 kodifiziert sind (auch biologische oder ökologische Landwirtschaft).

Pathogenitäts-

faktoren: Eigenschaften von Bakterien, Viren und Parasiten, die dem menschlichen Körper Schaden zufügen können (z.B. Adhäsion, Toxizität, Invasivität)

Resistenz-

management: Landwirtschaftliche Maßnahmen, mit denen eine durch Pflanzenschutzmitteleinsatz beginnende Selektion von Kulturpflanzen unterbrochen bzw. eine wirksame Krankheitsbekämpfung gewährleistet wird. Dieses Management kann nicht das Auftreten einer Resistenz in der Praxis verhindern, sondern zielt darauf ab, den entstehenden betriebs- und volkswirtschaftlichen Schaden zu minimieren.

Protozoen: Einzellige Lebewesen, die auch in parasitischen Formen vorkommen (z.B. Giardien und Cryptosporidien).

Redoxbedingungen: beschreiben chemische Systeme, bei denen Oxidation und Reduktion miteinander gekoppelt sind.

Trophiestufen: quantifizieren das Ausmaß der Ernährungssituation bzw. der Zufuhr von Nährstoffen in ein Gewässer

Use Pattern: In der chemischen Industrie und in der Chemiepolitik ist das use pattern oder Anwendungsmuster definiert als die Kenntnis der Einsatzbereiche von einzelnen Chemikalien im alltäglichen Konsum (Endverbrauch) und deren (quantitative) Erfassung.

Zahlungsbereit-

schaftsanalysen: In der Praxis bedeutend zur Erhebung des volkswirtschaftlichen Nutzens sind Befragungen, auch bekannt als Zahlungsbereitschaftsanalysen. Im Rahmen der kontingenten Bewertungsmethode können Zahlungsbereitschaften (engl. Willingnessto Pay, WTP), z. B. für eine verbesserte Gewässerqualität als Folge der Erweiterung von Kläranlagen um eine vierte Reinigungsstufe bestimmt werden.

1 Zusammenfassung

Das vom MKULNV NRW beauftragte Forschungsvorhaben befasste sich mit der Erstellung übertragbarer Kosten-Nutzen-Betrachtungen auf Basis von Literaturlauswertungen und im gleichen Themenschwerpunkt durchgeführten Untersuchungen im halb- und großtechnischen Maßstab im Hinblick auf eine Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen.

Für die detaillierte Analyse von Ertüchtigungsmaßnahmen wurden die Substanzen Diclofenac und Carbamazepin ausgewählt und vorhabensspezifische Zielwerte von 0,1 µg/L bzw. 0,5 µg/L für Oberflächengewässer festgelegt. Für nicht bewertete Mikroschadstoffe, Metabolite und Transformationsprodukte wird ein Vorsorgewert von 0,1 µg/L vorgeschlagen.

Im Rahmen dieses Projektes ließen sich die drei Maßnahmenhauptvarianten „Gewässerökologie“, „Priorisierung nach Vorausstaltung“ und „Priorisierung nach Trinkwasserrelevanz“ ableiten und wurden mittels Frachtbilanzierung an den Hauptgewässern in NRW betrachtet. Bei einer Ertüchtigung von Kläranlagen mit vorhandener Filtration mittels Pulveraktivkohle und der übrigen Kläranlagen der Größenklassen IV und V mittels Ozon werden die angesetzten Zielkonzentrationen von Diclofenac und Carbamazepin an den meisten Bilanzierungsknoten erreicht und eine Gesamt-Frachtreduktion von 80% erzielt. Daher wird die Maßnahmenhauptvariante „Gewässerökologie“ zur Spurenstoffelimination bei kommunalen Kläranlagen der Größenklassen IV und V vorgeschlagen.

Zur Ertüchtigung aller Kläranlagen der Größenklassen IV und V wurden ohne Berücksichtigung einer evtl. notwendigen biologischen Nachbehandlung bei der Ozonung und der Annahme, dass die Filtrationsanlagen ohne zusätzliche Investitionen genutzt werden können, Investitionskosten von ca. 100 Mio. € netto für das Ruhreinzugsgebiet und ca. 886 Mio. € netto für NRW ermittelt. Die Betriebskosten liegen unter der Annahme einer üblicherweise verwendeten Dosierung von 5 mg O₃/L beziehungsweise 10 mg PAK/L bei ca. 7,2 Mio. €/a netto für das Ruhreinzugsgebiet und ca. 79 Mio. €/a netto für NRW. Daraus ergeben sich Jahreskosten von ca. 14,7 Mio. €/a netto für das Ruhreinzugsgebiet und ca. 144 Mio. €/a netto für Nordrhein-Westfalen.

Der Nutzen einer Spurenstoffelimination konnte wegen fehlender Daten nicht unmittelbar in Geldeinheiten bestimmt werden. Der monetäre Wert einiger nützlicher Effekte betreffend das Freizeitangeln, das Baden, ein reduziertes Erkrankungsrisiko und eine unterbleibende Substitution von Leitungswasser durch Mineralwasser wurde mit einigen Annahmen grob abgeschätzt. Die Auswirkungen auf die Gewässerökologie dagegen konnten nicht bewertet werden. Die Literatur stellt nur Spannbreiten von Zahlungsbereitschaften für eine allgemein verbesserte oder gute Gewässerökologie bereit. Eine monetäre Wertschätzung speziell für den Beitrag, den reduzierte Spurenstoffeinträge zur Verbesserung der Gewässerökologie

leisten, konnte daraus nicht abgeleitet werden. Deshalb wurden die zuvor ermittelten Ertüchtigungskosten für die Spurenstoffelimination in Relation zum monetären Nutzen einer umfassenden Gewässerqualitätsverbesserung gesetzt, die mehr als eine Spurenstoffelimination voraussetzt. So konnte der Beitrag der Spurenstoffelimination zu einer Gewässerqualitätsverbesserung bestimmt werden, der erforderlich wäre, damit die Kosten der Elimination durch einen entsprechenden monetären Nutzen gedeckt sind. Aufgrund der ermittelten Kosten zeigt sich, dass der Beitrag der Kläranlagenertüchtigung zum Erreichen einer besseren Gewässerökologie an der Ruhr zwischen 7 und 29% betragen müsste, um eine Kostendeckung für die Spurenstoffelimination zu erreichen. Bezugsgrößen sind hier die durch Benefit Transfer ermittelten Wertschätzungen für eine verbesserte Gewässerökologie für das Ruhreinzugsgebiet in Höhe von 20 bis 80 Mio. €/a. Für NRW liegt die Wertschätzung für eine gute Gewässerökologie zwischen 178 und 712 Mio. €. Hier liegt der für eine Kostendeckung der Spurenstoffelimination erforderliche Beitrag zu einer besseren Gewässerökologie zwischen 14 und 55%. Zur Verifizierung dieser Abschätzungen sind weitere Studien zu konkreten Nutzen und ökotoxikologischen Effekten in Oberflächengewässern notwendig.

Als Ergänzung zur volkswirtschaftlichen Betrachtung von Ertüchtigungsmaßnahmen an Kläranlagen wurden deren ökologischen Auswirkungen mit der Methode der Ökobilanzierung (Life Cycle Assessment) beurteilt. Dabei hat sich gezeigt, dass mit den in dieser Studie gewählten Randbedingungen die Ozonung deutlich öko-effizienter ist als die Behandlung mit Pulveraktivkohle.

Im Mittelpunkt der Ergebnisdarstellung stand der Leitgedanke „Was ist der richtige Weg?“ zur Ableitung von Handlungsempfehlungen für das Land Nordrhein-Westfalen. Neben den zuvor empfohlenen Maßnahmen an 393 der 645 Kläranlagen in NRW sind im Sinne des Multibarrierenprinzips auch Maßnahmen bei relevanten Hotspots (z. B. Industrie- und Krankenhausabwässer mit einem hohen Frachtanteil an persistenten Mikroschadstoffen) sowie Vermeidungsmaßnahmen (Verhinderung des Spurenstoffeintrages durch Aufklärung und Sammlung relevanter Frachtanteile) geeignet, um Spurenstofffrachten in NRW-Gewässern signifikant zu reduzieren und somit eine Verbesserung der Gewässerökologie herbeizuführen. Vor der Ertüchtigung einer Kläranlage oder der Behandlung eines anderen relevanten Hotspots muss immer eine Einzelfallprüfung zur Festlegung der am besten geeigneten Verfahrensvariante und den daraus resultierenden Kosten erfolgen.

Das Land Nordrhein-Westfalen unterstützt in diesem Zusammenhang sowohl Machbarkeitsstudien zur Verfahrensverifizierung und Kostenermittlung als auch die Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen um eine Verfahrensstufe zur Mikroschadstoffentfernung.

Maßnahmen bei der Trinkwasseraufbereitung ("End-of-pipe"-Maßnahmen) sind im Rahmen dieses Projektes ebenfalls berücksichtigt worden. Über die bereits im Bericht „Reine Ruhr“ empfohlenen Maßnahmen, die nun an der Ruhr durch die bis 2018 geplanten Erweiterungen der Trinkwasseraufbereitung zum Schutz vor nicht vorhersehbaren mikrobiologischen oder chemischen Verunreinigungen umgesetzt werden, werden hier keine weiteren Maßnahmen bei der Trinkwasseraufbereitung empfohlen. Dieser Stand der Technik sollte aber auch für alle Trinkwasseraufbereitungsanlagen mit ähnlichen Randbedingungen in NRW gelten. In Einzelfällen kann es zusätzlich allerdings sinnvoll sein, Kläranlagen an kleineren Gewässern und in unmittelbarer Nähe zur Trinkwasseraufbereitung ebenfalls zu ertüchtigen.

2 Einleitung

2.1 Veranlassung

In Deutschland sind die Anforderungen an das technische Niveau und die Leistungsfähigkeit abwassertechnischer Anlagen sehr hoch. Dennoch können Kläranlagen viele organische Spurenstoffe wie Arzneimittel und Industriechemikalien mit hoher ökotoxikologischer Relevanz sowie Keime und Viren nur bedingt zurückhalten. Der Eintrag dieser anthropogenen Spurenstoffe erfolgt aus unterschiedlichen Quellen (Haushalte, Gewerbe und Industrie, Krankenhäuser sowie Landwirtschaft) über verschiedene Pfade (Punktquellen: kommunale und industrielle Kläranlagen; diffuse Quellen: landwirtschaftlicher Flächeneintrag) und betrifft u. a. Gewässernutzungen zur Trinkwassergewinnung, als Badegewässer oder in der Landwirtschaft. Das übergeordnete wasserwirtschaftliche Ziel ist die Vermeidung bzw. Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen im Rahmen eines Multibarrierenkonzepts.

Auf Grundlage des Angebots vom 18.12.2009 der Bietergemeinschaft beauftragte das damalige Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV, heute Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen MKULNV) die Arbeitsgemeinschaft mit der Durchführung des Untersuchungs- und Entwicklungsvorhabens „Volkswirtschaftlicher Nutzen der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Elimination von organischen Spurenstoffen, Arzneimitteln, Industriechemikalien, bakteriologisch relevanten Keimen und Viren“ als Teilprojekt 9 (TP 9) im Rahmen des Themenschwerpunkts „Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren“. Dem Angebot der Arbeitsgemeinschaft lag die Ausschreibung des MUNLV mit Projektbeschreibungen zu insgesamt zehn Untersuchungs- und Entwicklungsvorhaben im Bereich Abwasser zum o. g. Themenschwerpunkt vom 1.12.2008 (Vergabe-Nr. 08/058.1) zugrunde. Die Bearbeitung wurde im Vertrag vom 26.05.2010 zwischen dem MUNLV und dem Institut für Energie- und Umwelttechnik e.V. (IUTA) als bevollmächtigtem Vertreter der Bietergemeinschaft festgelegt (IV-7-042 600 001I). Die Bietergemeinschaft hat zur Durchführung des Auftrages am 10.06.2010 einen Konsortialvertrag geschlossen, in dem alle Rechte und Pflichten der einzelnen Projektpartner innerhalb der Arbeitsgemeinschaft geregelt wurden.

2.2 Projektziele

Das vom MKULNV beauftragte Forschungsvorhaben befasst sich mit der Untersuchung übertragbarer Kosten-Nutzen-Betrachtungen für die Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Elimination von Mikroverunreinigungen auf Basis von Literaturlauswertungen und im gleichen Themenschwerpunkt durchgeführten Untersuchungen im halb- und großtechnischen Maßstab. Auf Grundlage von relevanten repräsentativen Spurenstoffströmen wird ein Grundgerüst zur Bewertung von Maßnahmen zum Rückhalt bzw. zur Elimination von Einträgen an Mikroschadstoffen, Keimen und Viren auf kommunalen Kläranlagen erarbeitet.

Die Untersuchungen sind darauf ausgerichtet, das Methodeninventar für Kosten- und Nutzenabschätzungen von Eliminationsleistungen an kommunalen Kläranlagen zusammenzustellen bzw. anzupassen und zu entwickeln. Basierend auf dem konkreten Beispiel des Flußgewässers Ruhr soll eine erste Annäherung an die Ermittlung des volkswirtschaftlichen Nutzens der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Elimination von organischen Spurenstoffen, Arzneimitteln, Industriechemikalien sowie bakteriologisch relevanten Belastungen erfolgen, um damit eine Grundlage für wasserwirtschaftliche Entscheidungen zum vorsorgenden Gewässer- und Trinkwasserschutz in NRW zu schaffen. Die Vorgehensweise soll auf andere Regionen übertragbar sein, was durch eine Anwendung auf Gesamt-NRW nachgewiesen und erprobt wird.

Darüber hinaus sollen die betrachteten „nachgelagerten“ Ertüchtigungsmaßnahmen im Vergleich zu Alternativstrategien zum „vorgelagerten“ Rückhalt von Spurenstoffen diskutiert und bewertet werden. Basierend auf dem Multi-Barrieren-Prinzip werden dabei Maßnahmen an der Quelle (Vermeidung des Eintrags) ebenso betrachtet wie Maßnahmen bei der Trinkwasseraufbereitung ("End-of-pipe"-Maßnahmen).

Im Mittelpunkt aller Untersuchungen steht der Leitgedanke „**Was ist der richtige Weg**“ zur Elimination von organischen Spurenstoffen, Arzneimitteln, Industriechemikalien, bakteriologisch relevanten Keimen und Viren?

Konkret orientiert sich die Vorgehensweise im Rahmen dieses Projektes an folgenden Leitfragen:

1. Wie sind Kosten und Nutzen im Sinne des Projektes definiert?
2. Welche Nutzenaspekte im engeren und weiteren Sinne (nutzungsabhängige Ziele) können betrachtet werden und welche sollten detaillierter betrachtet werden?
3. Welche Maßnahmen sind geeignet, die im Projektverlauf hergeleiteten Zielwerte für ausgewählte Mikroschadstoffe, Keime und Viren im Gewässer zu erreichen?

4. Wie ist der Beitrag von Vermeidungsstrategien und Maßnahmen an der Quelle einzuschätzen?
5. Wie kann eine Bewertung der Nutzenaspekte der Ertüchtigung von Kläranlagen durchgeführt werden?
6. Welche Kosten entstehen für die Ertüchtigung der Kläranlagen zur Erreichung der Ziele?
7. Welche groben Nutzenabschätzungen können diesen Kosten gegenüber gestellt werden?
8. Welche Handlungsempfehlungen können hieraus abgeleitet werden?

2.3 Vorgehensweise

Zur Beantwortung der Leitfragen werden nach einleitenden und einordnenden Ausführungen in Kapitel 3 relevante Eingangsgrößen mit dem Ziel einer Auswahl von Leitsubstanzen und der Ableitung von projektspezifischen Zielvorgaben ermittelt und bewertet. Die hier ausgewählten Leitsubstanzen fließen im Anwendungskapitel (Kapitel 6) in die immissionsbasierte Maßnahmenableitung ein. Da für die Leitparameter Diclofenac und Carbamazepin keine Umweltqualitätsnormen (UQN) vorliegen, werden hier spezifische Zielwerte für die Anwendung im Vorhaben definiert. Genau wie die stoffliche Engführung ist auch eine Festlegung des Betrachtungshorizonts zu Anfang des Vorhabens erforderlich. Fließgewässer nehmen über die diffusen Einträge und Punktquellen diverse Schadstoffe, Keime und Viren auf. Eine Punktquelle für Mikroschadstoffe stellen kommunale Kläranlagen dar. Aus diesem Grunde dient die Charakterisierung der unterschiedlichen Stoffquellen und Eintragspfade der Festlegung des Bilanzraums des Vorhabens und begründet damit die Fokussierung auf den Eintragspfad der kommunalen Kläranlagen.

In Kapitel 4 erfolgt die Zusammenstellung und Bewertung von Maßnahmen zur Erreichung der angestrebten Zielwerte. Dies umfasst neben abwasserseitigen Maßnahmen auch die unterschiedlichen Vermeidungsansätze. Die Wirkung von Vermeidung, Substitution oder Verboten wird unter den aktuellen gesetzlichen und gesellschaftlichen Rahmenbedingungen bewertet. Entsprechend des Auftrages wird die Eintragsreduktion mittels gezielter Ertüchtigung kommunaler Kläranlage im Detail untersucht.

Welche Ertüchtigungsmaßnahmen mit Blick auf Eintragsreduktion, Trinkwasserrelevanz, Freizeitnutzung und Gewässerökologie unter Beachtung von neuen Risiken, Kosten und Nutzenkomponenten für welche Kläranlagen einsetzbar sind, wird in den folgenden Kapiteln systematisch analysiert. Die Kapitel 3.4, 4 und 5 stellen die verwendeten bzw. angepassten und entwickelten Methoden und Daten zur

- Wirkungsbetrachtung
Bilanzierung von Frachten und Ermittlung von Gewässerkonzentrationen,
- Kostenbetrachtung
Entwicklung von Kostenfunktionen und technischen Kennzahlen und Anwendung mit Blick auf konkrete Maßnahmenvarianten,
- Nutzenbetrachtung
Definition von Nutzungen und Nutzen, Möglichkeiten und Grenzen der Beurteilung, der Identifizierung und Analyse von Nutzenaspekten, der Entwicklung von Kennzahlen zum Vergleich von Maßnahmen sowie der Abschätzung der Nutzen von Maßnahmen

zusammen.

Schließlich dient Kapitel 6 der konkreten Kosten-Nutzen-Abschätzung in der Anwendung für das Ruhreinzugsgebiet und der Übertragung auf NRW.

Der Bericht schließt mit einem Fazit und Handlungsempfehlungen in Kapitel 7.

2.4 Literaturlauswertung

Da zur Elimination von organischen Spurenstoffen im technischen Maßstab derzeit im Wesentlichen zwei Verfahrensoptionen – die Ozonung und der Einsatz von Aktivkohle – zur Verfügung stehen, konzentrierte sich die Literaturlauswertung auf entsprechende Projekte und Forschungsberichte. Die verfügbare Literatur wurde vor allem im Hinblick auf Angaben zur Ermittlung von Kosten- und Nutzenkennziffern für die Verfahren zur Spurenstoffelimination ausgewertet.

Herangezogen wurden unter anderem die nachfolgend zusammengefassten Abschlussberichte von F+E-Projekten:

- *Senkung des Anteils organischer Spurenstoffe in der Ruhr durch zusätzliche Behandlungsstufen auf kommunalen Kläranlagen – Güte- und Kostenbetrachtung (RUKO-Studie), ISA Aachen und IWW Mülheim a. d. Ruhr, 2008*

Aufgrund der engen räumlichen Verzahnung von Abwasserentsorgung und Trinkwasserversorgung an der Ruhr hat das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV) vom Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISA) der RWTH Aachen und dem Rheinisch-Westfälischen Institut für Wasser (IWW) in Mülheim an der Ruhr untersuchen lassen, welche verfahrenstechnischen Optimierungen auf kommunalen Kläranlagen den Eintrag organischer

Spurenstoffe in die Ruhr wirkungsvoll begrenzen können und welche Kosten damit verbunden sind. Unter Berücksichtigung der Kosten-Nutzen-Relation erschienen vor allem die Ozonung sowie die Ozonung mit nachgeschalteter Aktivkohlefiltration als zusätzliche Aufbereitungstechnik auf Kläranlagen im Ruhreinzugsbereich geeignet. Die Wasserqualität der Ruhr wird durch den Eintrag von Arzneistoffen, Röntgenkontrastmitteln und Komplexbildnern beeinträchtigt.

- *Kostenstudie 2008 (Projekt Micropol, BAFU Schweiz): „Maßnahmen in ARA zur weitergehenden Elimination von Mikroverunreinigungen“; Hunziker, Winterthur, 2008*

In einer Studie sind die Eliminationskosten für die Ozonung sowie die Adsorption an Pulveraktivkohle für sechs schweizerische Referenzanlagen ermittelt worden. Auf dieser Basis wurden verschiedene Szenarien für den Ausbau der Abwasserreinigungsanlagen (ARA) (alle ARA an Fließgewässern, alle ARA an Seen, alle ARA immissionsbezogen) erstellt und die spezifischen Investitionskosten pro m³ behandeltes Abwasser ermittelt. Dabei sind die großen Spannweiten der spezifischen Investitionskosten je nach Größenklasse der ARA und betrachtetem Szenario auffällig.

- *Erster Zwischenbericht des Programms „Reine Ruhr“ - Strategie zur Verbesserung der Gewässer- und Trinkwasserqualität, Expertenkommission Programm „Reine Ruhr“ und Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV), 2009:*

Im ersten Zwischenbericht des Programms „Reine Ruhr“ steht die Bedeutung des Gewässer- und Trinkwasserschutzes im Hinblick auf Spurenstoffe, aber auch auf wasserübertragbare Krankheitserreger im Vordergrund. Hinsichtlich des Einsatzes von weitergehenden Verfahren der Abwasserreinigung und der Trinkwasseraufbereitung zur Verringerung der Konzentrationen von Mikroverunreinigungen in den Gewässern und im Trinkwasser wird auf wissenschaftlich begleitete großtechnische Versuche und Pilotversuche verwiesen.

- *Eliminierung von Spurenstoffen aus Krankenhausabwässern mit Membrantechnik und weitergehenden Behandlungsverfahren – Pilotprojekt Kreiskrankenhaus Waldbröl. ISA Aachen, 2009; S. Beier, 2010; C. Mauer, 2011.*

Gefördert durch das damalige Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV) wurde unter der Projektleitung des ISA der RWTH Aachen am Kreiskrankenhaus Waldbröl eine Anlage zur Erfassung und Reinigung des Abwassers errichtet. Mit einem großtechnischen Membranbioreaktor (MBR) in Verbindung mit verschiedenen anderen Verfahren

(Nanofiltration, Umkehrosmose, Ozonung und Aktivkohlefiltration) wurde die Elimination von pharmazeutischen Spurenstoffen untersucht. Aus wirtschaftlichen Gründen hat sich die Kombination MBR mit einer Ozonung als am geeignetsten für eine Abscheidung der Leitsubstanzen herausgestellt. Die Abscheidungsleistungen von Ozonung und Aktivkohlefiltration jeweils nach dem MBR waren allerdings vergleichbar.

- *Schlussbericht zum Pilotversuch Regensdorf 2009 und Lausanne 2011: „Ozonung von gereinigtem Abwasser“; BAFU Schweiz.*

Im Rahmen des Projekts „Strategie Micropol“ des Bundesamts für Umwelt (BAFU) der Schweiz sind sowohl auf der ARA Regensdorf als auch auf der ARA Vidy (Lausanne) Untersuchungen zur Eignung der Ozonung als zusätzliche Reinigungsstufe für die Entfernung von Spurenstoffen getestet worden. Auf der ARA Regensdorf konnte während der 16 monatigen Versuche ein breites Spektrum problematischer, organischer Spurenstoffe entfernt werden. Die Versuche zeigten die technische und wirtschaftliche Machbarkeit der zusätzlichen Ozonung. Die Betriebskosten der ARA würden sich bei einer festen Installation um ca. 10% durch zusätzliche Kosten für Betrieb und Abschreibung der Ozonung erhöhen.

An der ARA Vidy sind vergleichende Untersuchungen zur Ozonung mit Sandfilter bzw. Pulveraktivkohle mit Membranfiltration (Ultrafiltration) durchgeführt worden. Das einjährige Versuchsprogramm berücksichtigte auch den Einfluss einer ertüchtigten biologischen Behandlung mit Nitrifikation im Vergleich zur Belebtschlammbehandlung ohne Nitrifikation.

Untersucht wurde die Abscheidung von über 50 organischen Spurenstoffen. Die Eliminationsrate der Ozonung mit Sandfilter war bei den meisten Substanzen 80%.

- *Abschlussbericht zum Projekt „Aktivkohledosierung in den Zulauf zur Sandfiltration Kläranlage Kloten/Opfikon“ (ergänzende Untersuchungen zum Projekt Strategie Micropol), Dübendorf, 2011.*

In einem zweimonatigen Versuch wurde die Dosierung von Pulveraktivkohle (PAK) vor der Filtration auf der Kläranlage Kloten/Opfikon im Hinblick auf die Effizienz der Spurenstoffelimination untersucht und dabei verfahrenstechnisch optimiert.

Die PAK wurde weitestgehend vom Filtermedium zurückgehalten, wobei die Art der Einmischung von Aktivkohle und die Menge an Flockungsmittel entscheidend für die Bildung feiner und kompakter Feststoffe ist, die dann tief in das Filtermedium eindringen können. Das Verfahren ist auch bei schwankenden Zulaufmengen robust, und aufgrund des fast vollständigen Rückhaltes der PAK im Filter ist auch die Spurenstoffelimination verbessert

worden. Für nahezu alle untersuchten Spurenstoffe wurde eine Elimination von mehr als 80%, bezogen auf den Ablauf der Vorklärung, erreicht. Viele Substanzen konnten sogar bis zur Nachweisgrenze eliminiert werden. Aufgrund des Abriebs an PAK muss allerdings mit zunehmender Einsatzdauer der PAK von einer nachlassenden Spurenstoffelimination ausgegangen werden. Ferner ist bei der Auslegung der Aggregate (Pumpen und Rohrleitungen) der Feststoffgehalt durch den Abrieb der PAK zu berücksichtigen.

- *Schlussbericht zum Projekt Envelos; Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen – Phase 1, Aachen, 2011.*

Um Planern und Betreibern von Abwasseranlagen energetische und ökologische Bewertungskriterien für eine Technologieauswahl zur Verfügung zu stellen, sind die zur Spurenstoffelimination geeigneten Verfahren hinsichtlich Eliminationsleistung, Kosten, Energiebedarf und CO₂-Emissionen betrachtet worden. Dabei wurden Daten aus der Literatur, aus Betreiberumfragen sowie aus eigenen Abschätzungen verwendet. In einer 2. Projektphase werden durch die Auswertung der zwischenzeitlich verfügbaren Ergebnisse aus großtechnischen Pilotanlagen zur Spurenstoffelimination sowie anhand einer Modellkläranlage die Angaben zum Energiebedarf und den CO₂-Emissionen spezifiziert, so dass eine Bewertungsmatrix als Entscheidungshilfe für die Umsetzung von Verfahren zur Spurenstoffelimination bereitgestellt werden kann.

- *CSB- und Spurenstoffadsorption am Aktivkohlefestbett“ sowie „ GAK zur Mikroschadstoffelimination in vorhandenen Abwasserfiltrationsanlagen: Kläranlagen Obere Lutter und Düren-Merken“, IWW Mülheim; Hydro-Ingenieure GmbH, Düsseldorf; AOL, Gütersloh, 2011; Nahrstedt et al, 2012*

Bei Untersuchungen mit einem großtechnischen Adsorber sowie einem kontinuierlich betriebenen kleintechnischen Adsorber sind eine gute CSB- und TOC-Elimination von anfänglich 80 bis 90% erreicht worden. Dabei wurden nahezu alle untersuchten Spurenstoffe in den ersten Betriebswochen vollständig eliminiert. Nach 7.000 Bettvolumina (BV, Volumen der pro Stunde behandelten Flüssigkeit bezogen auf das Filterbettvolumen) findet beispielsweise für Carbamazepin und Metoprolol eine Adsorption von 90% statt; die Eliminationsleistung für Amidotrizoesäure beträgt dagegen nach 4.000 BV nur ca. 40%. Für einen großtechnischen Adsorber ist eine Filterlaufzeit von bis zu 4.000 BV möglich, bevor der CSB oder TOC durchbricht. Aus den Untersuchungen werden Empfehlungen für den Betrieb einer zukünftigen Adsorptionsstufe mit Aktivkohle am Standort Obere Lutter abgeleitet, die sich auf die Anzahl der Filterkammern, die Filtergeschwindigkeit und die Betthöhe beziehen. Ein intermittierender Betrieb zur Anpassung an einen für diese Anlage

typischen Wochengang und den Einfluss von industriellen Einleitungen hat sich als vorteilhaft auch für die Betriebskosten herausgestellt. Allerdings reicht die Planungssicherheit aufgrund fehlender Untersuchungen zu den Qualitätsanforderungen (Reaktivat oder frische Aktivkohle), zur Betriebsweise (kontinuierlich oder intermittierend) sowie zur Energieeffizienz für belastbare Kostenschätzungen noch nicht aus.

- *Statusbericht der Expertenkommission Programm „Reine Ruhr“ und des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz NRW: „Vom Programm **Reine Ruhr** zur Strategie einer nachhaltigen Verbesserung der Gewässer- und Trinkwasserqualität in Nordrhein-Westfalen“, Düsseldorf, 2012*

Das Programm „Reine Ruhr“ hat eine umfassende und nachhaltige Strategie zur Verbesserung der Gewässer- und Trinkwasserqualität an der Ruhr zum Ziel. Neben chemischen Spurenstoffen sind auch wasserassoziierte Krankheitserreger von Bedeutung.

Es wird eine umfassende Strategie entwickelt, die die Ermittlung maßgeblicher Stoffströme an organischen Spurenstoffen und ihrer Eintragspfade, eine Bewertung des gesundheitlichen und ökologischen Risikos, eine Bewertung von verschiedenen Maßnahmenvarianten sowie die Entwicklung eines Überwachungs- und Kommunikationskonzeptes umfasst. Es werden auch die notwendigen Anpassungen der apparativen, personellen und institutionellen Infrastrukturen ermittelt. Das Ziel ist die Schaffung eines Systems, das das Auftreten von organischen Spurenstoffen und von wasserübertragenen Krankheitserregern in relevanten Konzentrationen frühzeitig erkennt, bewertet und Ursachen identifiziert, so dass Maßnahmen vorrangig an der Quelle, bei der Abwasserbehandlung und/oder bei der Trinkwasseraufbereitung umgesetzt werden können. Damit soll ein bestmöglicher Schutz der menschlichen Gesundheit und gleichzeitig der Gewässerökologie gewährleistet werden.

Dem Gedanken eines Multibarrierensystems folgend sind vorrangig Maßnahmen an der Quelle (Vermeidung des Stoffeintrags), aber auch bei der Abwasserbehandlung sowie der Trinkwasseraufbereitung vorgesehen. Das Programm umfasst aber auch eine bessere Verzahnung bestehender Monitoringsysteme und Optimierung der Kommunikation zwischen den Akteuren der Wasserwirtschaft.

In dem Statusbericht werden der aktuelle Stand der Emissions- und Immissionssituation an der Ruhr dargestellt und die bisher getroffenen Maßnahmen zur Reduzierung des Eintrags an industriellen sowie kommunalen Kläranlagen sowie die Konzepte zur Minderung diffuser Schadstoffeinträge bewertet.

Da in NRW ein sehr hoher Anteil des Trinkwassers aus Uferfiltrat gewonnen wird, hat die Belastung von Fließgewässern wie der Ruhr mit organischen Spurenstoffen einen unmittelbaren Einfluss auf die Trinkwassergewinnung. Daher wird vor allem im

Einzugsbereich von Trinkwassergewinnungsanlagen die Ertüchtigung von Kläranlagen mit einer zusätzlichen Reinigungsstufe empfohlen.

- *COHIBA – control of hazardous substances in the Baltic Sea region (2009 bis 2012)*
 - o Recommendation Report „Cost effective management options to reduce discharges, emissions and losses of hazardous substances“, COHIBA project consortium 2012, www.cohiba-project.net/publications

Das Projekt COHIBA - „Control of hazardous substances in the Baltic Sea Region“ wurde zur Unterstützung der Umsetzung des HELCOM Ostseeaktionsplans (BSAP-„*Baltic Sea Action Plan*“) für den Themenbereich gefährliche Stoffe initiiert. Dabei sollen die Ostsee-Anrainerstaaten gemeinsam handeln, um den Eintrag gefährlicher Stoffe zu reduzieren bzw. zu unterbinden. Neben der Identifizierung der wichtigsten Eintragsquellen, -frachten und -pfade von elf ausgewählten besonders relevanten gefährlichen Stoffen/Stoffgruppen sowie der Entwicklung eines Kontrollsystems für diese Stoffe, waren auch Maßnahmen zur kosteneffizienten Reduzierung der Einträge der gefährlichen Stoffe zu entwickeln. Für dieses Arbeitspaket war das Umweltbundesamt mit Unterstützung des Fraunhofer Instituts ISI verantwortlich. Die Projektergebnisse sollen in die nationalen Implementierungsprogramme zur Umsetzung des BSAP einfließen.

Betrachtet wurden die Stoffe bzw. Stoffgruppen Dioxine (PCDD), Furane (PCDF) und dioxinähnliche Polychlorierte Biphenyle (PCB), Tributylzinnverbindungen (TBT), Triphenyltinnverbindungen (TPHT), Pentabromodiphenylether (pentaBDE), Octabromdiphenylether (octaBDE), Decabromdiphenylether (decaBDE), Perfluorooctansulfonat (PFOS), Perfluorooctansäure (PFOA), Hexabromcyclododecan (HBCDD), Nonylphenole (NP), Nonylphenolethoxylate (NPEO), Octylphenole (OP), Octylphenolethoxylate (OPEO), kurzkettige Chlorparaffine (SCCP oder Chloralkane C₁₀-C₁₃), mittelkettige Chlorparaffine (MCCP oder Chloralkane C₁₄-C₁₇), Endosulfan, Quecksilber und Cadmium.

Für die Reduzierung der Einträge dieser gefährlichen Stoffe/Stoffgruppen in die Ostseeregion sind stoffspezifische Richtlinien erstellt worden. Ferner wurden Empfehlungen für kosteneffiziente Reduktionstrategien zusammengefasst. Die Maßnahmen sind bei entsprechender Datenverfügbarkeit hinsichtlich Wirksamkeit und Kosten bewertet worden. Ein wesentliches stoffübergreifend geltendes Ergebnis ist die Empfehlung einer erweiterten Abwasserbehandlung, die z. B. durch eine 4. Reinigungsstufe für kommunale Kläranlagen durch Ozonung oder Einsatz von Aktivkohle realisiert werden kann. Die dort ermittelten Kosten sind von der Ausbaugröße der Kläranlage sowie dem Gehalt an gefährlichen Stoffen abhängig und werden mit 17.000 – 69.000 €/kg reduzierter Stoff angegeben.

Für urbane Gebiete wird in Abhängigkeit von der regionalen Infrastruktur eine erweiterte Abwasserbehandlung für Kläranlagen ab der Größenklasse 100.000 EW sowie gegebenenfalls beim Indirekteinleiter empfohlen (Punktquelle).

Eine Übersicht über die weitere ausgewertete Literatur ist nachfolgender Aufstellung zu entnehmen:

- Stephan Kabasci et al.; Oxidative Behandlung von Krankenhausabwasser-Teilströmen zur Beseitigung von persistenten, hochwirksamen Pharmazeutika, 2007
- Steffen Metzger und Helmut Kapp; Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen, VSA-Fachtagung vom 28. Oktober 2008 in Regensburg
- Steffen Metzger; Einsatz von Pulveraktivkohle zur weitergehenden Reinigung von kommunalem Abwasser. Dissertationsschrift TU Berlin, 2010
- Christian Abegglen; Spurenstoffe eliminieren: Kläranlagentechnik, EAWAG News 67d, Juni 2009
- Aktivkohle in der Abwasserreinigung, Tagungsband; 23./24. Juni 2010 Mannheim
- Klaus Alt und Alexander Mauritz; Projekt zur Teilstrombehandlung mit Pulveraktivkohle im Klärwerk Mannheim, Korrespondenz Abwasser, Abfall 2010
- Norbert Kreuzinger et al.; Technische Umsetzung und Implementierung einer Ozonungsstufe für nach dem Stand der Technik gereinigtes kommunales Abwasser, Heranführung an den Stand der Technik, lebensministerium.at, Wien, Juni 2011
- Heidrun Steinmetz; Neue Verfahren und Betriebsstrategien in der Abwasserbehandlung, 86. Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium am 13. Oktober 2011
- Reinhold Rölle und Bertram Kuch; Die Aktivkohlebehandlungsstufe auf der Kläranlage Kressbronn. Gezielte Entnahme von Pharmaka, Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmitteln, Korrespondenz Abwasser, Abfall 2011
- 45. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, Tagungsband; 14.-16. März 2012 in Essen

Bei den in der Literatur dargestellten Anlagen zur Spurenstoffelimination handelt es sich in der Regel um F+E-Anlagen, die entsprechend mit umfangreicher Messtechnik ausgestattet sind und deren Anlagentechnik in seiner Entwicklung noch nicht dem in anderen Bereichen der Abwassertechnik geltenden Stand der Technik entspricht. Damit verbunden sind tendenziell höhere Investitions- und Betriebskosten. Auch hängen die Kosten von der angestrebten Reinigungsleistung und den örtlichen Gegebenheiten der jeweils zu ertüchtigenden Kläranlage ab.

3 Ermittlung relevanter Eingangsgrößen

3.1 Verwendung von Daten des Landes NRW und weiteren Datenbeständen

Im Rahmen der Projektbearbeitung wurde auf zahlreiche externe Datenquellen zurückgegriffen. Die Daten fanden Verwendung für

- die Bewertung der Mikroschadstoffe mit Blick auf die Substanzauswahl und Ableitung von Zielvorgaben,
- die Ableitung von Kostenfunktionen,
- die Beschreibung der Ist-Situation der Gewässerbelastung in NRW,
- die Bilanzierung der Frachten und Konzentrationen
- sowie die Abschätzung der Reduktion der Gewässerbelastung durch Eliminationen an den Kläranlagen und
- die Abschätzung der Ertüchtigungskosten zur Einhaltung von Zielwerten in Gewässern an der Ruhr und in NRW sowie die Betrachtung von Nutzungen und Nutzenbestandteilen.

Für die Festlegung eines Bezugszeitraums und der zu verwendenden Daten fanden in 2010 Abstimmungen zwischen allen Teilprojekten statt. Die wichtigsten Datenbestände, die in TP 9 Anwendung fanden, waren:

- Daten der Datendrehscheibe Einleiterüberwachung Abwasser (D-E-A)

Die Erfassung von einzelnen Bilanzkomponenten sowie die Festlegung des Bilanzierungsraumes basiert auf Daten der IT.NRW, 2009, den Qualitätsberichten der Krankenhäuser (Stand 2008, Auswertung von TP 3) und der NIKLAS-Datenbank des MUNLV aus dem Jahr 2009. Für die vertiefende Bilanzierung der Spurenstoffeinträge in die Gewässer der Ruhr und NRWs wurden die nachfolgend auszugsweise erläuterten Daten verwendet.

Die Datenbanken NIKLAS.KOM und REBEKA wurden durch das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV) Anfang 2011 bereitgestellt. Aus der NIKLAS.KOM Datenbank wurden kläranlagenspezifische Daten, wie z. B. die angeschlossenen Einwohner, Einwohnergleichwerte, Einwohnerwerte, Jahresabwassermenge oder Hoch- und Rechtswerte, für die Arbeiten in TP 9 verwendet. Die Einteilung der Größenklassen I bis V erfolgte mit Bezug auf die für 2009 gemeldeten, tatsächlich angeschlossenen Einwohner. Aus der REBEKA Datenbank fanden Daten zu Mischwasserbauwerken Anwendung. Die Zuordnung der Bauwerke zu einzelnen Kläranlagen und bauwerksspezifische

Parameter zur Berechnung der Mischwassersituation einzelner Kläranlageneinzugsgebiete waren Bestandteil der Auswertungen.

- Daten des Ruhrverbandes

Der Ruhrverband stellte dem TP 9 erhobene Daten zu Spurenstoffkonzentrationen und -frachten an Kläranlagenabläufen und ausgewählten Messstellen der Jahre 2000 bis 2009 aus dem Verbandsgebiet zur Verfügung. Die Ergebnisse der Untersuchungen lieferten Daten zu verschiedenen Stoffgruppen, wie z. B. Humanpharmaka, Industriechemikalien oder Pflanzenschutzmittel.

- Beschaffenheitsdaten von Oberflächengewässern

Zur Charakterisierung des Ist-Zustandes im Hinblick auf Konzentrationen von ausgewählten Spurenstoffen sowie einer Frachtabschätzung zum Vorkommen in Gewässern wurde auf Beschaffenheitsdaten aus Monitoringprogrammen für einzelne Oberflächengewässer in NRW (Rhein und Ruhr) zurückgegriffen. Als Datenquellen sind hier für den Zeitraum 2009 bis 2011 Datenkompilationen der Arbeitsgemeinschaft Rhein-Wasserwerke (ARW), der Rhine Waterworks The Netherlands (RIWA) und der Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (AWWR) zu nennen, die in Ergänzung durch Daten der Gewässerüberwachung in NRW (GÜS) zur Charakterisierung der Gewässerbeschaffenheit für ausgewählte Spurenstoffe als Ausgangssituation ausgewertet und in Frachtabschätzungen verwendet wurden.

- Verbrauchsmengenangaben von Arzneistoffen

Die Verbrauchsmengen an Arzneistoffen wurden der Studie des Umweltbundesamtes „Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln“ (UBA 2011) entnommen, die auf Auswertungen von Daten der IMS Health AG und der AOK-Bundesverband GbR beruhen. Anhand jährlicher Verbrauchsmengen wurde für Humanpharmaka ein mittlerer Verbrauch pro Einwohner ermittelt, der als Grundlage für die Bilanzierung der Frachten in den betrachteten Kläranlageneinzugsgebieten NRWs verwendet wurde.

- Daten der Gewässerüberwachung, zu Gewässerpegeln und Gewässerabflüssen

Des Weiteren stellte das LANUV Daten der Gewässerüberwachung zu Gewässerpegeln und Gewässerabflüssen bereit. Die Abflussdaten wurden für die Herleitung der Abflüsse an den Bilanzierungspunkten verwendet, wozu der mittlere Niedrigwasserabfluss, die Abflussspende und die Fläche des Einzugsgebietes herangezogen wurden. Die Daten der Gewässerüberwachung wurden hinsichtlich der

festgelegten Stoffe ausgewertet. Auf Basis der errechneten Frachten wurden mit den ermittelten Abflüssen Konzentrationen an den Bilanzierungspunkten errechnet. Die gemessenen Konzentrationen dienten dem Plausibilisieren der Bilanzergebnisse (vgl. Kapitel 3.4).

- Geobasisdaten als GIS-Grundlage der Bilanzierungen

Die Geobasisdaten als Grundlage für die GIS-Darstellungen der Bilanzierung wurden der ATKIS-Objektdatenbank entnommen. Es sind verschiedene GIS-Shapes zu z. B. Flussgebietseinheiten, Teileinzugsgebieten, Planungseinheiten oder Flüssen verwendet worden.

- Kosten- und Wirkungsdaten zu Eliminationsverfahren und –anlagen

Die Kostenangaben und Wirkungsdaten für die Ermittlung der Kostenfunktionen stammen aus realisierten Projekten und Studien in Baden-Württemberg, NRW und der Schweiz.

Zusätzlich zur Datenbereitstellung durch das LANUV fand am 17.03.2011 ein Arbeitstreffen zwischen dem TP 9 (FiW) und dem LANUV zur Abstimmung der Frachtbilanzierungsmethoden und –daten statt. Auf Basis der vorhandenen Daten wurde das Bezugsjahr 2010 für bauwerksspezifische Daten (NIKLAS, REBEKA) festgelegt. Für die Auswertung von Konzentrationsdaten zu bilanzierungsrelevanten Spurenstoffen wurde zur Erfassung einer höheren Anzahl an Messwerten ein Auswertebereich von drei Jahren (2008 bis 2010) abgestimmt.

Die Ergebnisse aus den anderen Teilprojekten des NRW-Förderschwerpunktes wie

- *MIKROIND - Analyse der Eliminations-/Vermeidungsmöglichkeiten von Industriechemikalien in Industriebetrieben (TP 2),*
- *Analyse der Eliminationsmöglichkeiten von Arzneimitteln in den Krankenhäusern in NRW (TP 3),*
- *MIKROFLOCK - Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle (TP 5),*
- *Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen (TP 6),*
- *MIKROMEM - Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen durch den Einsatz von Membrantechnik (TP 7),*
- *MIKROLIGHT - Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen durch den Einsatz von Verfahren mit UV-Behandlung (TP 8),*
- *Metabolitenbildung beim Einsatz von Ozon (TP 10) sowie*

- *ENVELOLOS - Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen.*

wurden - soweit sie vorlagen - in der zweiten Projektphase von TP 9 ausgewertet und berücksichtigt. Hierzu gab es einen engen Informationsaustausch mit den Verantwortlichen der anderen Teilprojekte. Hervorzuheben seien hier der enge Austausch und die gemeinsamen Datenanfragen des IUTA (für TP 9) und ISA (für ENVELOLOS).

Mittlere Eliminationsraten für die Ozonierung und den Einsatz von PAK aus der ersten Phase des TP 6 gingen als Parameter zur Darstellung des Minderungspotentials der Frachten an Humanpharmaka auf Kläranlagen ein.

- Datenbanken und Quellen für Primärstudien zur Nutzenbewertung

Die Grundlage eines Benefit Transfers sind hinreichend ähnliche Primärstudien. Die Methodenkonvention des UBA (UBA 2007) verweist auf die Datenbanken Review of Externalities Data (RED), Environment Valuation Database (ENVALUE), The Environmental Valuation Reference Inventory (EVRI) sowie die Defra-Datenbank für eine Studienrecherche. Diese Datenbanken sind allerdings nicht stringent geführt, so dass sie allenfalls einen ersten (unvollständigen) Überblick ermöglichen.

Im Rahmen dieses Projektes wurde daher in den Originalquellen zu diesen Studien und – soweit diese nicht zugänglich waren – in Sekundärliteratur recherchiert. In Abschnitt 2.4 werden die analysierten Studien vorgestellt und in den Kapiteln 3.3, 3.4 und 3.5 die verwendeten Eingangsgrößen dargestellt.

In den nachfolgenden Kapiteln und im Anhang wird die Nutzung der ausgewerteten Daten für die einzelnen Arbeiten in TP 9 weitergehend erläutert.

3.2 Systemcharakterisierung

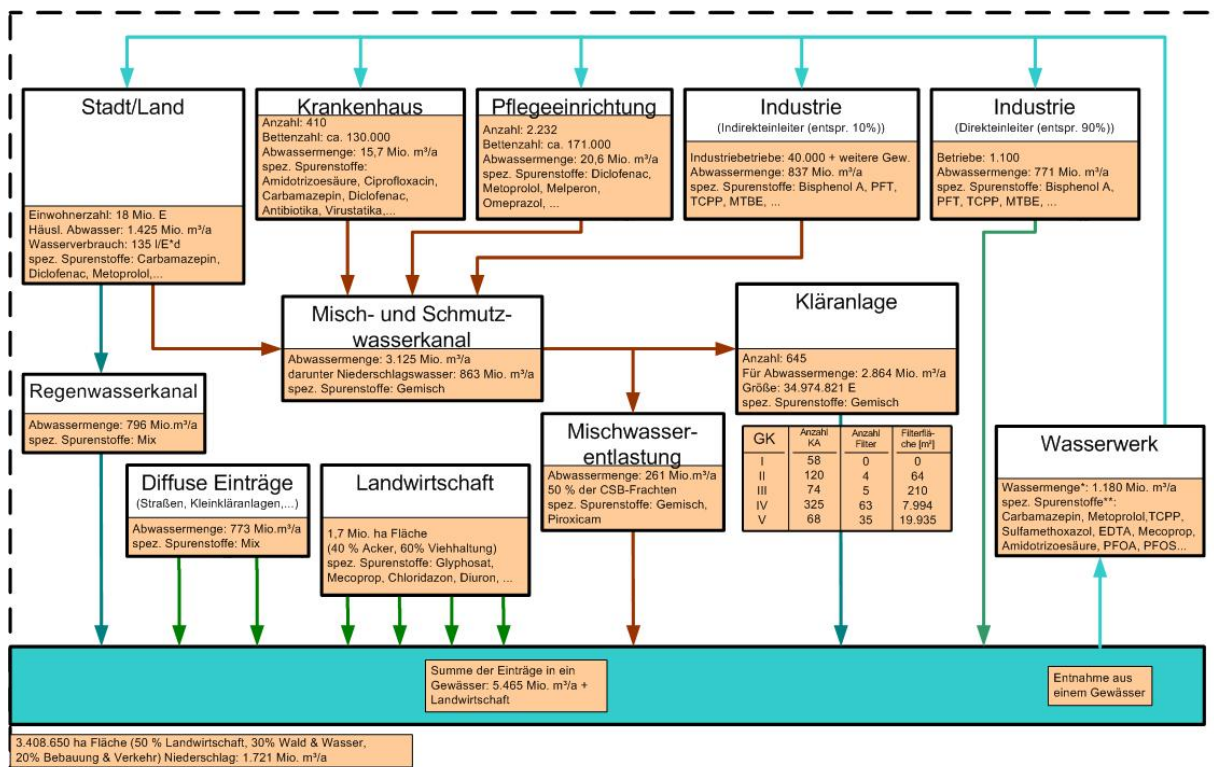
3.2.1 Festlegung des Betrachtungsraums der Untersuchungen

Wird Wasser durch häuslichen, gewerblichen oder industriellen Gebrauch verändert, so wird von Abwasser gesprochen (DIN 4045, 2003). Die Abwasserarten werden eingeteilt in häusliches Schmutzwasser, betriebliches Schmutzwasser, Fremdwasser und Niederschlagswasser. Die Ableitung von Abwasser erfolgt in der Regel im Misch- oder im Trennsystem. Niederschlagswasser kann je nach Verschmutzung z. B. im Regenklärbecken behandelt oder versickert werden. Abwässer werden in der Kanalisation gesammelt, transportiert und in der Regel in einer zentralen Kläranlage behandelt, bevor sie in ein Gewässer eingeleitet werden.

Eine Gruppe von Inhaltsstoffen des Abwassers, die derzeit im Fokus stehen, sind die sogenannten Mikroschadstoffe, wie z. B. Arzneimittelwirkstoffe, Röntgenkontrastmittel, Humanpflegemittel, Kosmetika, Biozide und Pestizide sowie Industriechemikalien.

Für die Bewertung der Eintragsquellen in die Gewässer und der unterschiedlichen Verfahrenstechniken bzw. Kombinationen von Verfahrenstechniken zur Elimination der Mikroschadstoffe wurde ein Betrachtungsraum definiert. In Bild 3-1 sind die systematischen Zusammenhänge im Betrachtungsraum dargestellt. Hier werden neben den für die Systemkomponenten beispielhaften Stoffen auch die Volumenströme für NRW dargestellt. Hinsichtlich des Eintrages von Keimen und Viren wird auf das Kapitel 3.3.5 verwiesen.

Dieser Betrachtungsraum umfasst die Einträge durch Abwässer aus unterschiedlichen Punktquellen, wie z. B. Krankenhäusern, Pflegeeinrichtungen, Industriebetrieben, Kläranlagen, Regenwasserentlastungen, Mischwasserentlastungen sowie die Einträge aus diffusen Quellen und der Landwirtschaft. Weiterhin werden Wasserwerke berücksichtigt, die Trinkwasser direkt oder indirekt aus Oberflächengewässern, Uferfiltrat oder aus künstlich angereichertem Grundwasser gewinnen.



Betrachtungsraum (Bezugsjahr 2009/2010)

*davon ca. 665 Mio. m³/a aus oberwasserbeeinflussten Trinkwasserressourcen (Oberflächengewässer, Uferfiltrat und künstlich angereichertes Grundwasser)

** in Abhängigkeit lokaler Randbedingungen (z.B. Rohwasserbelastung, Aufbereitung)

Bild 3-1: Betrachtungsraum NRW: Stoffflüsse und Volumenströme, Kenndaten (Stand 2010)

Die Summe der einzelnen Komponenten, z. B. über die Parameter „Abwassermenge“ (siehe Bild 3-1) oder „Einwohner“, stellt im Betrachtungsraum den summarischen Wert für NRW dar. So können beispielsweise alle Kläranlagen, alle Krankenhäuser oder alle Indirekteinleiter zusammengeführt und jeweils als eine Komponente bilanziert werden. Die einzelnen Komponenten werden im Folgenden beschrieben.

3.2.2 Stadt/Land

In NRW lebten im Jahr 2010 rd. 18 Mio. Einwohner auf einer Fläche von ca. 3,4 Mio. ha. Für die Komponente Stadt/Land fällt eine häusliche Abwassermenge von 1.425 Mio. m³/a an (MKULNV, 2010). Bei dieser Abwassermenge wurde ein Fremdwasseranteil von ca. 35% berücksichtigt. Zahlreiche Mikroschadstoffe, wie z. B. Carbamazepin, Diclofenac oder Metoprolol, gelangen auf diesem Weg ins Abwasser.

3.2.3 Wassermengen im Mischwasserkanal (Mischsystem) und Schmutzwasserkanal (Trennsystem)

Aus den Siedlungsgebieten werden Schmutz- und Niederschlagswasser in einen gemeinsamen Kanal abgeleitet. Für NRW kann der Abwasseranfall wie folgt abgeschätzt werden (MKULNV, 2008; MKULNV 2010):

Tabelle 3-1: Abwasseranfalls in NRW (MKULNV, 2008; MKULNV, 2010)

Parameter	Jahr 2008	Jahr 2010
Niederschlagswasser,	887 Mio. m ³ /a	863 Mio. m ³ /a
häusliches Schmutzwasser (inkl. Abwasser von Krankenhäusern und Pflegeeinrichtungen) und	1.386 Mio. m ³ /a	1.425 Mio. m ³ /a
Schmutzwasser aus Indirekteinleitungen,	747 Mio. m ³ /a	837 Mio. m ³ /a
Summe ca.	3.020 Mio. m³/a	3.125 Mio. m³/a

Im Betrachtungsraum werden diese Abwassermengen durch die Punktquellen Krankenhaus, Pflegeeinrichtung, industrielle Indirekteinleiter sowie Stadt/Land dargestellt. Die Mikroschadstoffeinträge in dieser Punktquellen werden in der Komponente Kläranlagen betrachtet.

3.2.4 Regenwassereinleitung (Trennsystem)

Im Trennsystem wird Niederschlagswasser separat in Regenwasserkanälen erfasst und direkt in die Gewässer eingeleitet. Ein Teil des Regenwassers wird vor der Gewässereinleitung vorbehandelt. Im Jahr 2010 wurden in NRW 796 Mio. m³ Regenwasser in Gewässer eingeleitet (MKULNV, 2010). Im Vergleich dazu wurden im Jahr 2008 noch 834 Mio.m³ Abwasser eingeleitet (MKULNV, 2008).

3.2.5 Einleitungen aus kommunalen Kläranlagen

In NRW gibt es 645 Kläranlagen, in denen eine Abwassermenge im Jahr 2010 von 2.864 Mio. m³/a von (2008, 2.768 Mio. m³/a) (MKULNV, 2008, MKULNV 2010) und die auf Basis der für 2009 gemeldeten Einwohnerwerten (EW) in fünf Größenklassen (Abwasserverordnung, 2004) eingruppiert werden.

Die Verteilung der Kläranlagen auf die fünf Größenklassen (GK) für NRW ist in Bild 3-2 dargestellt. In NRW stellen 68 Kläranlagen der GK V mit 22.272.888 Einwohnern (E) ca. 2/3 der Gesamtausbaugröße (ca. 35 Mio. E) der 645 Kläranlagen dar (MKULNV, 2010, NIKLAS-KOM Datenbank, 2011).

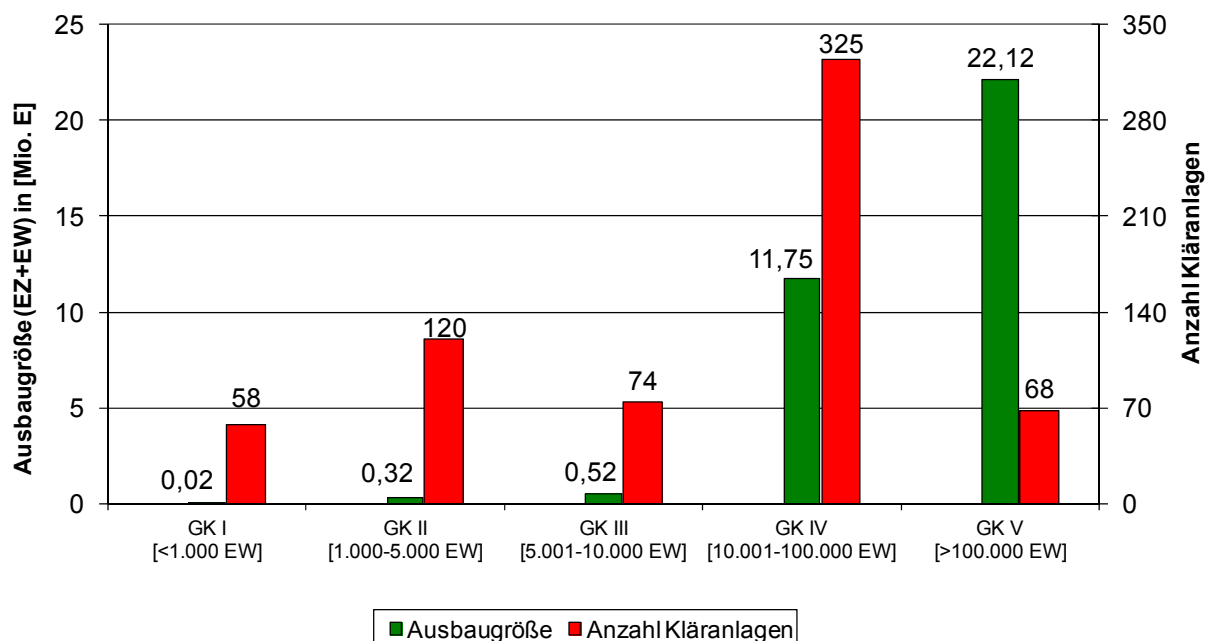


Bild 3-2: Verteilung der Kläranlagen in NRW nach Größenklassen (Stand 2011)

Von den 645 Kläranlagen in NRW verfügen mit Stand der Niklas-kom -Datenbank 2011 107 über eine Flockungsfiltrationsanlage (Bild 3-3), was einer Kläranlagen-Ausbaukapazität von ca. 14 Mio. Einwohnern entspricht (= 40% der gesamten Ausbaugröße in NRW).

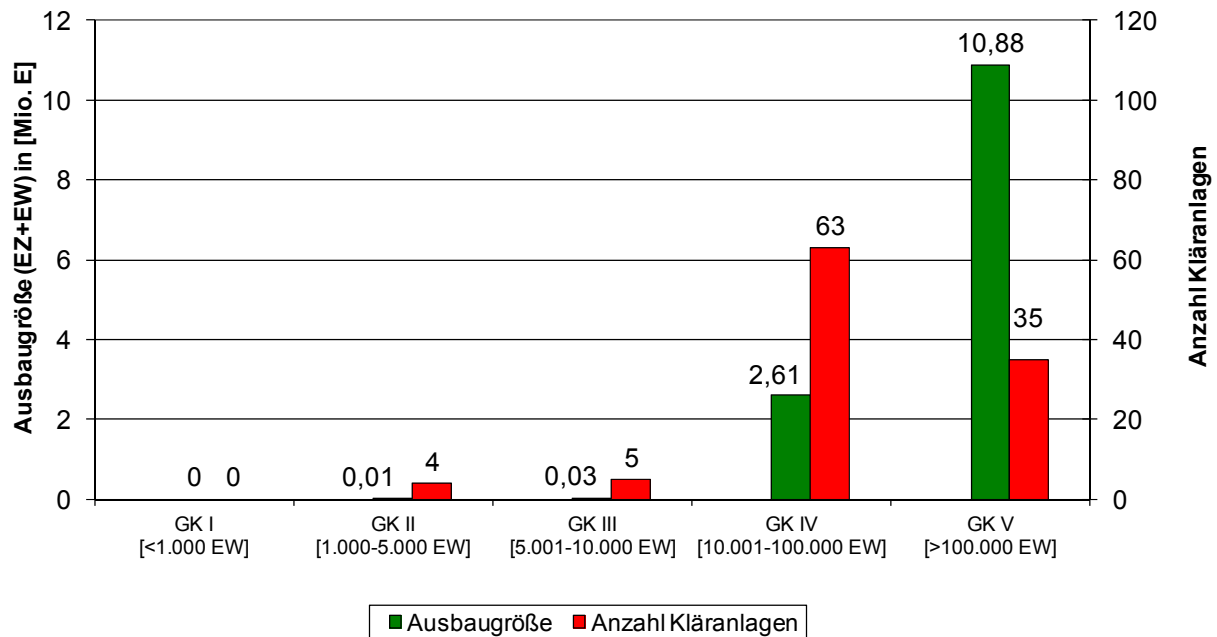


Bild 3-3: Verteilung der Kläranlagen mit Filtration in NRW nach Größenklassen (Stand 2011)

Die 645 kommunalen Kläranlagen in NRW sind 13 Flusseinzugsgebieten zugeordnet. In Bild 3-4 sind die Einzugsgebiete und die Anzahl der zugehörigen Kläranlagen inkl. der jeweiligen Ausbaugrößen dargestellt.

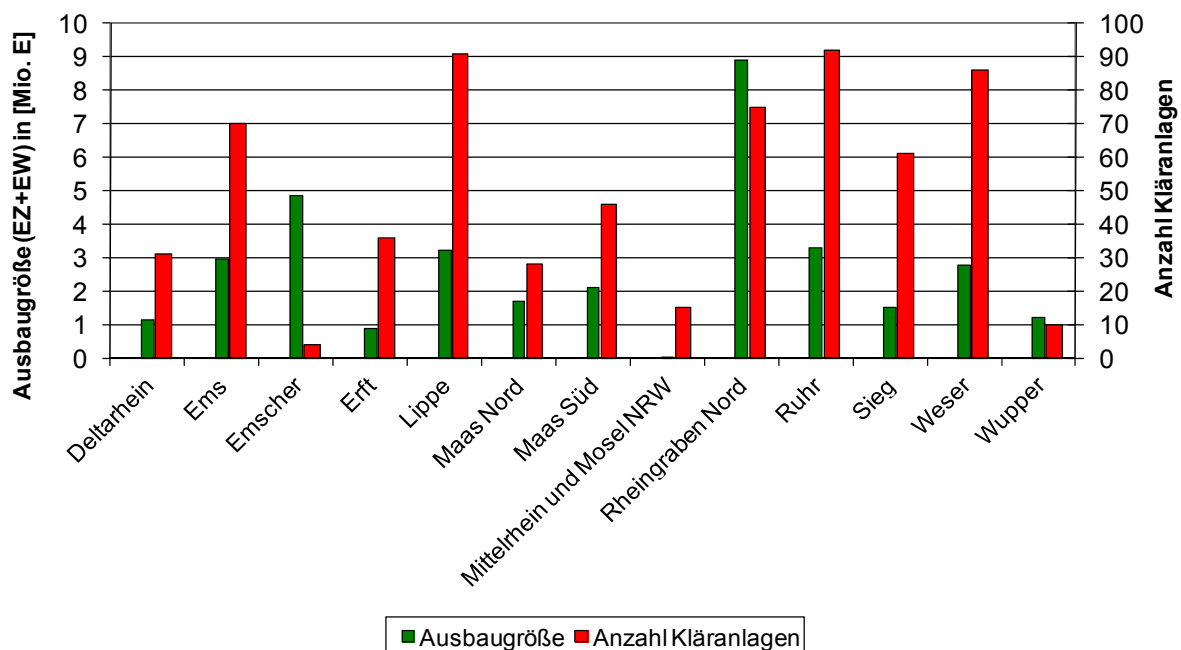


Bild 3-4: Flusseinzugsgebiete NRW – Anzahl aller Kläranlagen und Ausbaugröße (Stand 2011)

Es wird deutlich, dass die Einzugsgebiete generell sehr unterschiedlich strukturiert sind, was die Anzahl der kommunalen Kläranlagen und das Verhältnis zur Kläranlagenausbaugröße betrifft. So weist z. B. das Einzugsgebiet der Ruhr eine große Anzahl an Kläranlagen mit einer niedrigen Gesamtausbaugröße auf. Demgegenüber steht das Einzugsgebiet der Emscher mit wenigen Kläranlagen und einer hohen Ausbaugröße.

3.2.6 Direkt- und Indirekteinleitungen von Industrie und Gewerbebetrieben

Industrielles Abwasser kann gemäß der Anhänge der AbwV in NRW charakterisiert werden. Es ist jedoch nur schwer möglich, bestimmte Mikroschadstoffe den Herkunftsbereichen des Abwassers zuzuordnen. Es sind bereits Maßnahmen bei Direkt- und Indirekteinleitern in NRW durchgeführt worden, wobei es sich im Wesentlichen um die Reduzierung der PFT-Belastung im Gewässer handelte (MKULNV, 2010). Im Bereich der Industriebetriebe ist mit spezifischen Mikroschadstoffen wie z. B. Bisphenol A, PFT, TCPP und EDTA zu rechnen. Hier werden punktbezogene geeignete Maßnahmen zur Reduktion des Schadstoffeintrages vorgenommen. Die Industriebetriebe können auch flusseinzugsgebietsbezogen dargestellt werden.

Gewässer einleiten. In NRW gab es im Jahr 2010 ca. 1.200 industrielle Direkteinleiter (2008, 1.100 Direkteinleiter), die 771 Mio. m³ Abwasser (2008, 784 Mio. m³ Abwasser) in Oberflächengewässer einleiteten (MKULNV, 2009; MKULNV 2011). Betriebe, die ihr Abwasser vorbehandelt oder unbehandelt in eine öffentliche Kläranlage einleiten, werden als Indirekteinleiter bezeichnet. Im Jahr 2010 gab es in NRW ca. 40.000 genehmigungsbedürftige Indirekteinleiter, die 837 Mio. m³ Abwasser (2008, 747 Mio. m³ Abwasser) in kommunale Kläranlagen einleiteten, was im Jahr 2010 einen Anteil von 37 % des gesamt in NRW zu behandelnden Schmutzwassers ausmacht (MKULNV, 2010). Durch die Vorbehandlung und anschließende „Nachbehandlung“ in kommunalen Kläranlagen wird diese Abwassermenge punktuell direkt am Anfallort bzw. über die Kläranlagen erfasst.

3.2.7 Direkt- und Indirekteinleitungen aus Krankenhäusern

Nach Auswertung der Qualitätsberichte der Krankenhäuser (Gemeinsamer Bundesausschuss, 2008) gibt es in NRW ca. 410 Krankenhäuser mit einer Gesamtbettenzahl von ca. 130.000 Betten und einer Fallzahl (stationär behandelte Patienten) von ca. 4. Mio. Fälle/a. Für diese Krankenhäuser wurde eine Abwassermenge von ca. 14,7 Mio. m³/a abgeschätzt. Das entspricht einem prozentualen Anteil von 0,4% des gesamten Abwassers in NRW. Das Krankenhausabwasser setzt sich u. a. aus Arzneimittelwirkstoffen, wie z. B. Amidotrizoesäure, Diclofenac, Ciprofloxacin, Antibiotika, Virustatika und Carbamazepin, zusammen und hat eine 100 bis 1.000 mal höhere Konzentration an Pharmarückständen als häusliches Abwasser (Moser, 2007, TP 3 und PILLS-Project, 2012). Im Rahmen der Studie Micropol (IMS Health GmbH, 2005) zu Medikamentenverbräuchen in Krankenhäusern wird aufgezeigt, dass 18% aller verkauften Arzneimittel (zwischen 2000 und 2004) in der Schweiz in schweizerischen Spitälern ins Abwasser abgegeben werden (bezogen auf kg/Jahr für die 100 Wirkstoffe mit den höchsten Verbrauchsmengen). Tageskliniken werden in der weiteren Betrachtung nicht berücksichtigt. Die mittlere Aufenthaltszeit in den Krankenhäusern in NRW betrug im Jahr 2008 pro Patient

bzw. Fall 11 Tage. Auf Basis des Projekts TP 3 „Analyse der Eliminationsmöglichkeiten in den Krankenhäusern in NRW“ (noch unveröffentlicht) und der weiteren Betrachtungen im Rahmen von TP 3 werden diese Krankenhäuser nach folgenden Kriterien charakterisiert:

- Bettenzahl je Krankenhaus
- Belegungszahl je Fachabteilung und Krankenhaus
- Krankenhausfachabteilung (begrenzt auf 38)
- Verweildauer (Tage/Fall).

Für eine mögliche Bilanzierung wurden die Krankenhäuser nach ihrer Größe (Bettenzahl) in vier Größenklassen (G I bis G IV) klassifiziert (Bild 3-5):

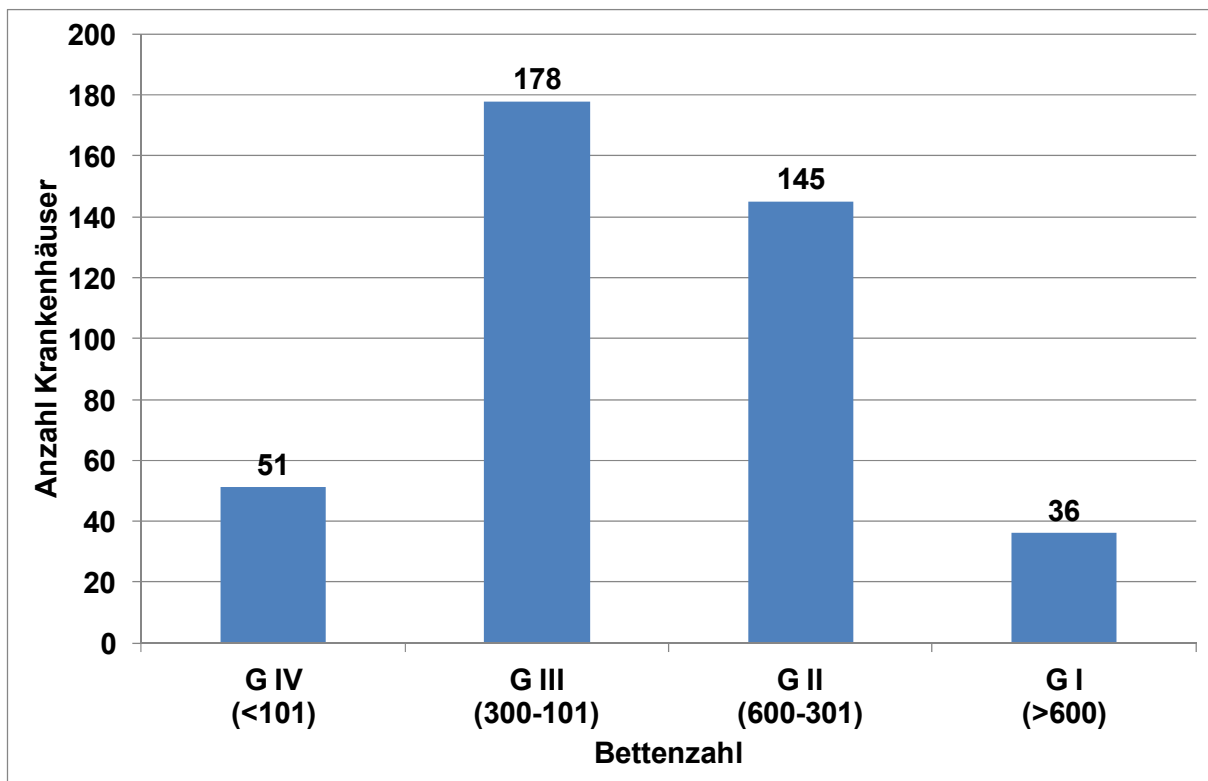


Bild 3-5: Anzahl der Krankenhäuser nach Bettenanzahl

Die durchschnittliche Abwassermenge eines Krankenhauses konnte durch eine von TP 3 durchgeführte Befragung der Krankenhäuser ermittelt werden (TP 3, unveröffentlichte Daten). Es wurden Angaben von 33 der befragten Krankenhäuser ausgewertet. In Abhängigkeit der Krankenhausgröße schwankte der Abwasseranfall zwischen im Mittel 295 und 432 L/(Bett*Tag). Dabei lag die Bettenzahl zwischen 33 und 1.016 Betten. Werden durchschnittlich 330 L/(Bett*Tag) angesetzt ergibt sich für die rd. 130.000 Krankenhausbetten in NRW ein Abwasseranfall von rd. 15,7 Mio. m³ Abwasser/a.

Aus der Literatur wurden die folgenden Werte ermittelt und gegenübergestellt:

- 250 bis 600 L je Bett und Tag (Pöppinghaus, 1984)
- in Spezialkrankenhäusern bis zu 1.500 L je Bett und Tag (Pöppinghaus, 1984)
- bis zu 1.000 L je Bett und Tag (DWA-M 775, 2009)
- 322 bis 575 L je Bett und Tag (Mittelwerte zwischen 310 und 500 (Flöser, V., 1995).

Krankenhäuser sind durch die an die Patienten verabreichten und verstoffwechselten Arzneimittel signifikant Quellen für Mikroschadstoffe. Die Herkunft ist somit nicht exakt bestimmbar. Da die Krankenhäuser in der Regel das Abwasser in das öffentliche Kanalnetz einleiten, ist im Einzelfall auf Grundlage örtlicher Rahmenbedingungen (z. B. Abwasserentsorgung) zu prüfen, ob trotz des geringen Abwasseranteils von weniger als 1 % des Kläranlagenzulaufs hier eine separate Abwasserbehandlung erforderlich ist.

3.2.8 Pflegeeinrichtung

In NRW gibt es 2.232 Pflegeeinrichtungen (IT.NRW, 2009) mit rd. 171.000 Plätzen. Die Abwassermenge ist nicht bekannt, kann aber in Anlehnung an die Abwassermenge der Krankenhäuser mit ca. 330 L/(Bett*Tag) abgeschätzt werden. Demnach würde in nordrheinwestfälischen Pflegeeinrichtungen eine Abwassermenge von insgesamt ca. 20,64 Mio. m³/a anfallen. Die im Abwasser enthaltenen Mikroschadstoffe sind z. B. Diclofenac, Metoprolol, Melperon und Omeprazol und vergleichbar mit den in Haushalten und Krankenhäusern verwendeten Arzneimitteln. Generell gelten hier vergleichbare Ansätze zu den Komponenten wie im Betrachtungsraum „Krankenhaus“.

3.2.9 Mischwasserentlastung

Um eine hydraulische Überlastung der Kläranlage zu verhindern, wird bei Regenwetter ein Teil des Abwassers nicht zu einer Kläranlage weitergeleitet, sondern teils mechanisch behandelt, teils unbehandelt direkt in ein Gewässer abgeschlagen (Mischwasserentlastung), versickert im Boden oder findet eine weitergehende Behandlung über Retentionsbodenfilter. In NRW wurden im Jahr 2010 ca. 261 Mio. m³ Abwasser (2008: ca. 252 Mio. m³ Abwasser) durch Mischwasserentlastungen in Gewässer eingeleitet (MKULNV, 2008, MKULNV 2010).

3.2.10 Diffuse Eintragsquellen

Unter diffusen Eintragsquellen werden u. a. Abflüsse von Straßen und Einleitungen von Kleinkläranlagen berücksichtigt. Im Jahr 2010 wurden so schätzungsweise 772 Mio. m³ Abwasser vergleichbar zum Jahr 2008 (2008, 773 Mio. m³ Abwasser) in Gewässer eingeleitet (MKULNV, 2008, MKULNV 2010). Unter diese Kategorie fallen auch Einträge aus der Landwirtschaft, die jedoch aufgrund des Umfangs und der Charakteristik gesondert beschrieben werden müssen, da diese frachtenmäßig nicht erfasst werden können.

3.2.11 Landwirtschaft

Die Einträge von anthropogenen Mikroschadstoffen aus der Landwirtschaft sind vorwiegend auf die Verwendung von Düngern und Pflanzenschutzmitteln zurückzuführen. Tierarzneimittel und Hormone, die in bestimmten Konzentrationen gewässerrelevant sind, stellen den kleineren, aber dennoch relevanten Eintrag dar (MKULNV, 2010).

Durch Abschwemmung, Auswaschung oder Erosion gelangen die Mikroschadstoffe in den Wasserkreislauf. Daher wurden zur Beschreibung der Mikroschadstoffeinträge aus der Landwirtschaft die genutzten Flächen mit einer Größe von 1,45 Mio. ha (IT.NRW, 2013) betrachtet. Dabei werden ca. 73% dieser Fläche als Ackerflächen und rd. 27% zur Viehhaltung genutzt. Bei der Komponente Landwirtschaft sind z. B. Mikroschadstoffe wie Mecoprop, Chloridazon, Diuron, Isoproturon und Glyphosat zu berücksichtigen.

3.2.12 Wasserwerk

Aus den Gewässern (Grund- und Oberflächengewässern) in NRW werden jährlich rd. 1.180 Mio. m³ (LANUV, 2009) Wasser zur Trinkwasseraufbereitung entnommen. Davon stammen rd. 665 Mio. m³ aus oberflächenbeeinflussten Trinkwasserressourcen, wie z. B. aus Oberflächengewässern, Uferfiltrat sowie künstlich angereichertem Grundwasser. Besondere Relevanz haben Kläranlagen, die sich oberstromig im Einzugsgebiet von Oberflächenwasser nutzenden Trinkwassergewinnungsanlagen befinden und dort in die Oberflächengewässer einleiten. Im Jahr 2010 lagen 53 kommunale Kläranlagen im Einzugsgebiet in einer Entfernung von bis zu 10 km oberhalb derartiger Trinkwassergewinnungsanlagen, die mehr als 100 m³/d Trinkwasser aus Oberflächenwasserkörpern gewonnen haben (MKULNV, 2010). Bei diesen Wasserwerken ist in Abhängigkeit der Rohwasserbelastung ein besonderes Augenmerk auf Aufbereitungsmaßnahmen zur Spurenstoffelimination zu legen.

3.2.13 Gewässer

Im Jahr 2010 wurden insgesamt 5.465 Mio. m³ Abwasser (2008; 5.411 Mio. m³ Abwasser in NRW in die Gewässer eingeleitet (MKULNV 2008, MKULNV 2010). In dem eingeleiteten, behandelten Abwasser finden sich unterschiedliche Mikroschadstoffe wieder, wie z. B. Rückstände von Medikamenten und Röntgenkontrastmitteln, Humanpflegemittel und Kosmetika, Biozide und Pestizide sowie Industriechemikalien. Nordrhein-Westfalen erfährt z. B. über den Rhein an der südlichen Landesgrenze (GÜS-NRW-Messstelle Bad Honnef) eine „Vorbelastung“ über einen Frachteintrag unterschiedlicher Stoffe. Eine ausführliche bilanzielle Erfassung und Darstellung erfolgt in den Kapiteln 3.4 und 6.

3.2.14 Fazit

Zur Abschätzung des Mikroschadstoffpotentials von relevanten Eintragsquellen im siedlungswasserwirtschaftlichen Gesamtsystem NRW kann auf Grund der Datenlage, im Hinblick auf Menge, Stoffkonzentration, Volumenstrom und Eintragspfad in die Oberflächengewässer lediglich die Punktquelle „Kläranlage“ näher betrachtet werden. Nur für diese Eintragsquelle liegen ausreichende Daten zu bestimmten Stoffen vor, sodass eine stoffliche Bilanzierung aufgestellt werden kann.

Für einzelne Gruppen von Indirekteinleitern, z. B. aus der Galvanik oder auch aus Krankenhäusern liegen bereits heute zahlreiche Daten vor. Diese Daten sind jedoch oft sehr produktionsspezifisch, woraus sich ergibt, dass Behandlungsverfahren nicht vergleichbar sind und so Kosten auf andere Gruppen von Einleitern nicht übertragen werden können. Aus diesen Gründen kann eine Abschätzung des Stoffeintrages in die Gewässer in Form einer Bilanz nur über die Kläranlagen erfolgen. Zum Einen stellt der Eintrag aus den Kläranlagen den größten Volumenstrom dar, und zum Anderen werden neben den relevanten im System bekannten Punktquellen „Krankenhäuser“, „Pflegeeinrichtungen“ auch einige spezielle Indirekteinleiter erfasst. Folglich bildet die Kläranlage das Gesamtsystem, wenn auch nicht exakt, aber in einer groben Abschätzung hinreichend genau ab.

3.3 Relevante Substanzen, Herkunft und Ableitung von Zielvorgaben

3.3.1 Einleitung/Allgemeines

Die in diesem Projekt vorgesehenen Untersuchungen können nicht stoffspezifisch differenziert für die Gesamtheit der unterschiedlichen Spurenstoffe bzw. Stoffgruppen, Keime und Viren erfolgen. Dies ist nur an Hand von einzelnen, wasserwirtschaftlich relevanten Substanzen sinnvoll und praktikabel durchführbar. Die dabei zu verwendenden und auszuwählenden Leitstoffe bzw. -parameter müssen im Wesentlichen die im Folgenden aufgeführten Kriterien erfüllen:

- die Stoffe werden in konventionellen Kläranlagen nur unzureichend zurückgehalten,
- sie können im Gewässer potenziell chronische oder schädliche Effekte (öko-toxikologische Wirkungen, Beeinträchtigung der Trinkwassernutzung) hervorrufen und
- sie müssen in ihren Eintragspfaden, dem Auftreten in Konzentration und Fracht sowie in ihren chemisch-physikalischen Eigenschaften eine Stellvertreterfunktion für viele andere anthropogene Spurenstoffe übernehmen können (Indikatorcharakter).

Außerdem ist es für die durchzuführenden Untersuchungen und deren Bewertung erforderlich, dass für die ausgewählten Substanzen eine ausreichende Datenbasis vorliegt und entsprechend der zu betrachtenden Ertüchtigungsmaßnahmen und deren potenziellen technischen und gewässerbezogenen Auswirkungen Zielwerte formuliert werden können.

In einer zunächst emissionsseitig orientierten Gesamtbetrachtung wurde in einem ersten Arbeitsschritt eine Auswahl von aktuell in der Fachwelt als relevant diskutierten Spurenstoffen, deren Herkunfts- und Anwendungsbereiche sowie deren Haupteintragspfade in Gewässer zusammengestellt. Dabei wurden vorwiegend solche Stoffe berücksichtigt, bei denen aktuell eine fortwährende breite Anwendung in Privathaushalten, Kliniken, Pflegeeinrichtungen, Industrie und Gewerbe sowie der Landwirtschaft erfolgt und ein kontinuierlicher Eintrag in Fließgewässer stattfindet sowie entsprechende gewässerbezogene Konzentrationen und Frachten vorliegen.

Die in Tabelle 3-2 aufgelisteten Spurenstoffe umfassen Humanarzneimittel, Röntgenkontrastmittel, Personal Care Produkte, Komplexbildner und Industriechemikalien sowie Pestizide und Biozide. Ergänzend sind Angaben zu deren Herkunft und Verwendung zusammengestellt.

Aus Literaturlauswertungen und dem Datenstudium von durchgeführten Untersuchungs- bzw. Monitoringprogrammen wurden für jeden einzelnen der in Tabelle 3-2 aufgeführten Stoffe die jeweiligen Haupteintragspfade in Oberflächengewässer benannt und die Angaben den Stoffen zugeordnet.

Tabelle 3-2: Herkunft, Verwendung und Haupteintragspfade von ausgewählten Spurenstoffen

Stoff	Herkunft, Verwendung und Haupteintragspfade*
Arzneimittel und Personal Care Produkte	
Amidotrizoesäure	Röntgenkontrastmittel, Anwendung in der Röntgendiagnostik [1]
Carbamazepin	Mittel gegen epileptische Krampfanfälle [1]
Diclofenac	Analgetikum mit antipyretischer (fiebersenkender), antiphlogistischer (entzündungshemmender) und antirheumatischer Wirksamkeit [1]
Galaxolid	Duftstoff, Verwendung in Konsumprodukten (Kosmetika, Wasch- und Reinigungsmittel) [1]
Iopamidol	Röntgenkontrastmittel, Anwendung in der Röntgendiagnostik [1]
Metoprolol	Betablocker, Behandlung von Bluthochdruck, Herzkrankheiten, Herzrhythmusstörungen, Akutbehandlung des Herzinfarkts, Migräneprophylaxe [1]
Sulfamethoxazol	Chemotherapeutikum, Behandlung von Harnwegsinfekten und Lungenentzündung [1, 5]
6-Acetyl-1,1,2,4,4,7-hexamethyltetraline (AHTN, Tonalid)	Duftstoff, Verwendung in Konsumprodukten (Kosmetika, Wasch- und Reinigungsmittel) [1]
17- α -Ethinylestradiol	Hormon, Empfängnisverhütungsmittel [1]
17- β -Estradiol	Hormon, natürliches Östrogen (Ausscheidung im Urin), Behandlung von Wechseljahresbeschwerden [1, 5]
Industriechemikalien	
Benzotriazol	Industriechemikalie, Anwendung als Korrosionsschutzmittel in Spülmittel, Kühlflüssigkeiten, Frostschutzmitteln und Enteisungsmitteln [1, 3, 4]
Bisphenol A	Zwischenprodukt, Ausgangskomponente für die Erzeugung von Polycarbonaten und Epoxidharzen, Herstellung von Thermopapieren, Fungizid [1]
Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA)	Industriechemikalie, Komplexbildner, Einsatz in Wasch- und Reinigungsmitteln für Industrie, Gewerbe und Haushalt, Textilindustrie, Landwirtschaft, Papier- und Galvanoindustrie, Kosmetika [3, 1, 4]
Methyltertiärbutylether (MTBE)	Zusatz in bleifreiem Benzin zur Verbesserung der Oktanzahl, Herstellung von Isobuten, Einsatz als Lösungsmittel [2, 3, 4, 1]
Perfluorbutanoat (PFBA)	Industriechemikalie, Einsatz bei Fluorpolymerherstellung [3]
Perfluoroctansulfonsäure (PFOS)	Industriechemikalie, Einsatz in der Galvanotechnik, Fotoindustrie, in Feuerlöschmitteln [3, 2, 5]
Perfluorooctanoat (PFOA)	Industriechemikalie, Oberflächenbeschichtung, Einsatz bei Fluorpolymerherstellung, z. B. von Polytetrafluorethylen (PTFE), Hilfsmittel [3]
Tris-(2-Chlorpropyl)-phosphat (TCPP)	Flammschutzmittel, Anwendung in elektrischen und elektronischen Geräten, Fahrzeugen, Baumaterialien, Möbel und Textilien [1, 3]
Pflanzenschutzmittel	
Isoproturon	Pflanzenschutzmittel, Harnstoff-Derivat, selektives Vor- und Nachlaufherbizid [5, 4, 1]
Mecoprop	Pflanzenschutzmittel in der Landwirtschaft, Biozid bei nicht-landwirtschaftlichen Anwendungen z.B. als Bauchemikalie [5, 2, 1]
Terbutryn	Pflanzenschutzmittel, Herbizid, Baumaterial (Verputze, Farben) [5, 2, 1]

*Eintragspfade: [1]=Kläranlage u. Mischwasserentlastung, [2]=Regenwasserentlastungen, [3]=Industrie, [4]=Direkteinleitungen, [5]=Oberflächenabflüsse

Im Wesentlichen wurden folgende Haupteintragspfade berücksichtigt:

- Einleitungen aus kommunalen Kläranlagen (hier werden auch Einleitungen aus Mischwassersystemen bzw. Entlastungen berücksichtigt) [1 in Tabelle 3-2]
- Einleitungen aus Regenwasserentlastungen [2 in Tabelle 3-2]
- Industrieleitungen [3 in Tabelle 3-2]
- Direkteinleitungen [4 in Tabelle 3-2]
- Einträge von Oberflächen (Oberflächenabflüsse, Drainagen, Abschwemmungen z. B. aus der Landwirtschaft) [5 in Tabelle 3-2].

Auf eine weitergehende Differenzierung der Einträge zwischen Kläranlage und Mischwasserentlastung wurde hier verzichtet, da für die kommunalen Abwässer und somit auch für die siedlungs- und nutzungsbedingten Spurenstoffeinträge pauschaliert stoffspezifisch davon ausgegangen werden kann, dass sie zu ca. 95% den Kläranlagen und Mischwasserentlastungen zugeleitet werden und darüber die Vorfluter erreichen können. Die verbleibenden ca. 5% verteilen sich auf Direkteinträge von nicht an die Kanalisation angeschlossenen Abwässern. Für den Großteil der Stoffe ist ein vorwiegend punktueller Eintrag festzuhalten. Für einzelne Stoffe, wie z. B. für das auch in der Landwirtschaft eingesetzte Pflanzenschutzmittel Mecoprop oder das Hormon 17- β -Estradiol sowie für den Benzinzusatz MTBE, sind aufgrund von unterschiedlichen Anwendungszwecken sowohl diffuse als auch punktuelle Einträge anzunehmen.

In Anhang 1 sind für alle in Tabelle 3-2 aufgeführten Stoffe neben Erläuterungen zur Anwendung die wesentlichen chemisch-physikalischen Stoffeigenschaften sowie, falls vorhanden, Daten zur Umwelttoxikologie und zur biologischen Abbaubarkeit zusammengestellt.

In den folgenden Abschnitten 3.3.2 bis 3.3.5 werden für die in Tabelle 3-2 aufgeführten Stoffe, gruppiert nach Arzneimitteln und Personal Care Produkten, Industriechemikalien, Pflanzenschutzmitteln und Keimen und Viren, deren Auftreten (Konzentration und Fracht) in Oberflächengewässern NRW, deren Stoffeigenschaften und Trinkwasserrelevanz sowie vorhandene Grenz- und Zielwerte näher betrachtet. Dabei werden neben dem Eintrag von Spurenstoffen auch der Eintrag von Keimen und Viren in Oberflächengewässer untersucht und mögliche Maßnahmen zur Eintragsverminderung bewertet.

3.3.2 Arzneimittel und Personal Care Produkte

3.3.2.1 Eintragspfade

Für alle in Tabelle 3-2 aufgeführten Humanarzneimittel sowie deren Umwandlungsprodukte, Diagnostika sowie natürliche und synthetische Östrogene erfolgt der Haupteintrag in Oberflächengewässer über kommunale Kläranlagen mit behandeltem Abwasser. So resultiert nach Zusammenstellungen der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) der Gewässereintrag von Diclofenac, Carbamazepin, 17- α -Ethinylestradiol und 17- β -Estradiol überschlägig zu ca. 97% über Kläranlagen und zu ca. 1 bis 2% über Mischwasserüberläufe (Sulfamethoxazol ca. 95% und ca. 5%) (IKSR 2010a, 2011). Für die Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure und Iopamidol werden ca. 89% bzw. 90% als Kläranlagenanteil sowie ca. 1,1% bzw. < 0,1% für industrielle Direkteinleitungen in Oberflächengewässer und ca. 10% als Einleitung in das Grundwasser über defekte Abwasserkanäle angegeben (IKSR 2010b, Schulte-Oehlmann et al. 2007).

Für einzelne Wirkstoffe können zwar lokal gewisse Emissionsquellen, wie zum Beispiel Krankenhäuser (z. B. für einige Antibiotika und Röntgenkontrastmittel) oder Arzneimittel-Produktionsbetriebe (Produktion von Aktivsubstanzen) von Bedeutung sein, wobei aber der Entwässerungspfad hauptsächlich über die Kläranlagen gegeben ist. Nach IKSR (2010) kann in etwa davon ausgegangen werden, dass Diclofenac und Carbamazepin zu ca. 95% aus Haushalten und zu ca. 5% aus Krankenhäusern in das Kanalsystem eingetragen werden (Sulfamethoxazol ca. 87,5% und ca. 12,5%). In der Literatur variieren die stoffspezifischen Anteile des Krankenhausabwassers am kommunalen Gesamtabwasser um die genannten Angaben. Als wesentliche Einflussgrößen werden neben den Wirkstoffen selbst die Charakteristika der Krankenhäuser sowie die des Einzugsgebietes genannt. Während z. B. die Konzentrationen einzelner Antibiotika und Röntgenkontrastmittel in Krankenhausabwässern teilweise um den Faktor 10 bis 100 höher liegen als in kommunalen Abwässern, zeigen die mehr in Haushalten applizierten Wirkstoffe wie Diclofenac und Carbamazepin deutlich höhere Konzentrationen im kommunalen Abwasser. Dies korrespondiert bei einzelnen Antibiotika, den Röntgenkontrastmitteln und bei Diclofenac und Carbamazepin auch mit den Anteilen von in Krankenhäusern und Haushalten verabreichten bzw. verkauften Pharmakamengen. Mauer (2011) ermittelte in Waldbröl an einem Kläranlageneinzugsgebiet mit einem angeschlossenen Krankenhaus in zwei Messkampagnen als Krankenhausemissionen für Diclofenac und Carbamazepin ca. 7 bis 9% bzw. ca. 3 bis 8%. In einem weiteren Beispiel zeigte Belouschek (2012), dass der Frachtanteil eines Krankenhauses an einer kommunalen Kläranlage der Größenklasse IV für Diclofenac und Carbamazepin mit etwa 0,1% als gering einzuschätzen ist, für das Röntgenkontrastmittel Iomeprol und das Antibiotikum Clarithromycin mit 99% bzw. 20% Frachtanteil allerdings sehr relevant ist und somit als Hotspot für diese beiden Spurenstoffe bezeichnet werden kann. Aus dem PILLS Abschlussbericht (2012) geht hervor, dass generell

höhere Konzentrationen an Antibiotika und Röntgenkontrastmitteln in Krankenhausabwässern nachgewiesen werden können. Die Frachtanteile für Röntgenkontrastmittel liegen zwischen 0 und 100% und für das Antibiotikum Clarithromycin zwischen 12 und 60%. Andere Wirkstoffgruppen hingegen weisen Frachtanteile von weniger als 20% auf. Bei einem solch hohen Frachtanteil an Arzneimittelrückständen muss die Einstufung von Krankenhäusern als Indirekteinleiter in Betracht gezogen werden.

Humanarzneimittel sind somit bezüglich ihres Eintrags über kommunale Kläranlagen in die Gewässer und ihr Vorkommen im Gewässer als repräsentativ für ein Reihe weiterer Stoffe wie Putzmittel, Duftstoffe, Kosmetika, natürliche und synthetische Östrogene und in Privathaushalten angewandte Biozide einzustufen.

3.3.2.2 Vorkommen in Oberflächengewässern

Für einen aktuellen Überblick zum Vorkommen der in Tabelle 3-2 aufgeführten Arzneimittel und Personal Care Produkte in Oberflächengewässern Nordrhein-Westfalens wurden für den Betrachtungszeitraum 2009 und 2010 verschiedene Messprogramme ausgewertet. Für den Rhein waren dies im Längsverlauf Untersuchungen an den Probenahmeorten Bad Honnef, Düsseldorf-Flehe und Lobith der Arbeitsgemeinschaft Rhein-Wasserwerke ARW (ARW 2010, 2011), der Rhine Waterworks The Netherlands (RIWA 2010, 2011) und des Gewässergüteüberwachungssystems NRW (GÜS). Für den Verlauf der Ruhr waren dies Daten aus einem Monitoringprogramm der Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr AWWR (Skark 2011) sowie an der Messstelle Mülheim des Gewässergüteüberwachungssystems NRW (GÜS). Diese und weitere aktuelle Messkampagnen wie die des Ruhrverbands für die Jahre 2000 bis 2010 finden auch Eingang in die unten vorgenommene Plausibilisierung der Fracht- und Konzentrationsbilanzierung (vgl. Kapitel 6) im Rahmen des Vorhabens. Da für die anderen Flusseinzugsgebiete in NRW (Weser, Ems und Maas) für die in Tabelle 3-2 dargestellten Parameter nur unzureichende Daten vorlagen, wurden diese hier zunächst nicht berücksichtigt. Für das nordrhein-westfälische Rheineinzugsgebiet wurden an den genannten Probenahmestellen für die beiden Jahre 2009 und 2010 stoffspezifisch jeweils die Minimal- und Maximalkonzentrationen sowie das arithmetische Konzentrationsmittel erfasst. Messungen an den Rheinstationen zu den Hormonen 17- α -Ethinylestradiol und 17- β -Estradiol wurden bei den Auswertungen nicht weiter berücksichtigt, da alle im Gewässergüteüberwachungssystem NRW (GÜS) eingetragenen Messungen unterhalb der Bestimmungsgrenze 0,1 $\mu\text{g/L}$ lagen. Für die Duftstoffe Galaxolid und Tonalid lagen keine verwertbaren Messungen aus Rhein und Ruhr vor.

Für den Rhein, der mit einer Fläche von ca. 21.000 km² das größte westfälische Flussgebiet mit 13,3 Mio. Einwohnern (74% der Gesamtbevölkerung des Landes) darstellt, wurden für

die Fließgewässer dieses Raumes auf Grundlage der o. g. Daten sogenannte NRW-MEC's (**M**asured **E**nvironmental **C**oncentrations) ermittelt. Hierfür sind für die Jahre 2009 und 2010 über alle betrachteten Messstellen an Rhein und Ruhr die jeweiligen Min- und Max-Konzentrationen herangezogen und für die mittleren Konzentrationen 2-Jahresmittelwerte gebildet worden. In Bild 3-6 sind für die Arzneimittel mit ausreichender Datenbasis die jeweiligen Min- und Max-Konzentrationen sowie eine mittlere Konzentration in den Fließgewässern, im Folgenden als sogenannte NRW-MEC's bezeichnet, graphisch dargestellt.

Ein Abgleich der so ermittelten NRW-MEC's für die Arzneimittel Diclofenac, Carbamazepin und Sulfamethoxazol sowie die Röntgenkontrastmittel mit Datenzusammenstellungen der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) zeigt bei den Mittel- und Max-Angaben gute Übereinstimmungen mit den Konzentrationswerten (IKSR 2010a, b). Alle gemessenen Maximalkonzentrationen liegen über $0,1 \mu\text{g/L}$. Mit durchschnittlichen Konzentrationen im Bereich von $0,1 \mu\text{g/L}$ und darüber sind Metoprolol und die beiden Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure und Iopamidol zu nennen.

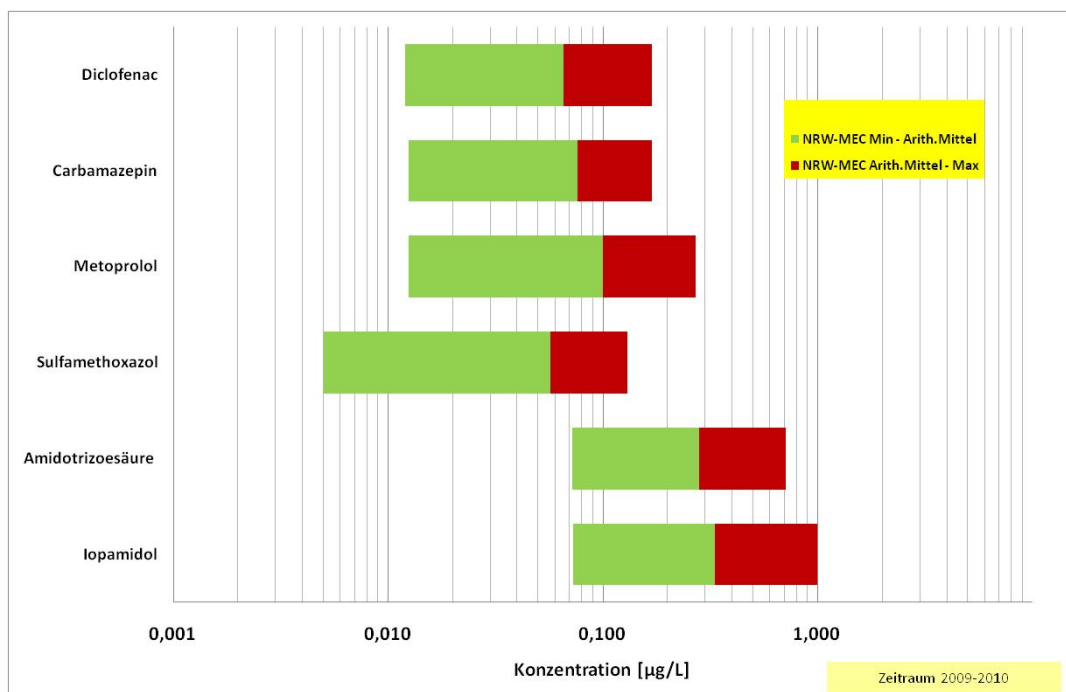


Bild 3-6: Mittlere, Minimal- und Maximal Konzentrationen für ausgewählte Arzneimittel in Fließgewässern Nordrhein-Westfalens (Datengrundlage: ARW 2010 und 2011, RIWA 2010 und 2011, NRW-GÜS, Skark 2011)

An Hand der an den einzelnen Messstellen zusammengestellten durchschnittlichen Konzentrationsangaben lassen sich, bei Berücksichtigung der mittleren Abflussvolumina, in 2009 und 2010 erste grobe Abschätzungen zur Charakterisierung einer jährlichen Fracht für die einzelnen Arzneimittel durchführen. Dabei sind an der südlichen Landesgrenze von Nordrhein-Westfalen (GÜS-NRW-Messstelle Bad Honnef, Rhein km 639,9) über den Rhein mittlere jährliche Frachteinträge z. B. für die Pharmaka Diclofenac, Carbamazepin und

Metoprolol in Größenordnungen von jeweils ca. drei bis vier Tonnen pro Jahr und z. B. für die Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure und Iopamidol von jeweils ca. neun bis 13 Tonnen pro Jahr zu verzeichnen. Im Abgleich der Frachtabschätzungen an den Stationen Bad Honnef und Lobith, wo der Rhein NRW verlässt, lässt sich somit für das nordrhein-westfälische Rheineinzugsgebiet (ca. 62% von Gesamt-NRW) ein Abwasser bedingter Eintrag z. B. für die Pharmaka Diclofenac, Carbamazepin und Metoprolol in Größenordnungen von jeweils ca. 0,5 bis zwei Tonnen pro Jahr und für die Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure und Iopamidol von jeweils ca. vier bis fünf Tonnen pro Jahr annehmen.

Ein Vergleich mit gemessenen und modellierten Frachtdaten der IKSr und einer Studie der Rhine Water Works The Netherlands (RIWA) für die Arzneimittel Diclofenac, Carbamazepin und die Röntgenkontrastmittel weist auf eine Plausibilität der abgeschätzten Frachtdaten in ihren Größenordnungen hin (IKSR 2010a, b; RIWA 2010a). In der RIWA-Studie konnte zudem für Diclofenac ein deutlicher saisonaler Trend erkannt werden, wobei höhere Mengen im Winter und niedrigere Mengen im Sommer ermittelt wurden. Diese saisonale Variation ist wahrscheinlich auf den temperaturbedingten Abbau dieser Stoffe in den Kläranlagen und der Umwelt sowie auf saisonbedingtes Konsumverhalten zurückzuführen (RIWA 2010a).

3.3.2.3 Stoffeigenschaften und Trinkwasserrelevanz

Für die einzelnen Arzneimittel und Personal Care Produkte aus Tabelle 3-2 wurden im Hinblick auf eine Bewertung ihrer Gewässer- und Trinkwasserrelevanz die wesentlichen chemisch-physikalischen Stoffeigenschaften sowie Daten zur biologischen Abbaubarkeit zusammengestellt (s. Anhang 1). Für die Datenrecherche wurden im Wesentlichen öffentlich zugängliche Datenbanken (z. B. <http://chem.sis.nlm.nih.gov/chemidplus>, <http://chimie.ineris.fr>, <http://drugbank.ca/drugs>, <http://echa.europa.eu/information-on-chemicals/registered-substances>) genutzt, aber stoffbezogen auch andere Datenkompilationen ausgewertet (z. B. Rippen 2009, Nagy et al. 2002, UBA 2011).

Es wird von der Grundannahme ausgegangen, dass die Mobilität und die Persistenz eines Stoffes die Schlüsseleigenschaften für das Verhalten in aquatischen Medien sind. Aus der Kombination beider lässt sich das Potenzial eines Stoffes, in Gewässern aufzutreten, abschätzen. Als stoffliche Eigenschaften, die die Mobilität entscheidend beeinflussen, sind insbesondere die Wasserlöslichkeit und der Verteilungskoeffizient zwischen Oktanol/Wasser (K_{ow}) zu nennen. Bei persistenten Stoffen wird im Allgemeinen davon ausgegangen, dass ein Stoff in der Umwelt mikrobiellen Abbauprozessen nicht zugänglich ist. Die Abbaubarkeit eines Stoffes wird in der Regel als Halbwertszeit (DT_{50}) in dem jeweiligen untersuchten Medium angegeben.

Während nur das Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure eine geringe Wasserlöslichkeit ($< 1 \text{ mg/L}$) und vier Stoffe (Diclofenac, Galaxolid, Tonalid, 17- β -Estradiol) eine mittlere Wasserlöslichkeit (1 bis 10 mg/L) aufweisen, sind für die anderen Arzneimittel größere Wasserlöslichkeiten von $> 10 \text{ mg/L}$ zu verzeichnen.

Betrachtet man den Logarithmus des Oktanol-Wasserverteilungskoeffizient ($\log K_{OW}$) der Arzneimittel und Personal Care Produkte, so liegt dieser mit Ausnahme von Diclofenac und den Duftstoffen bei Werten von < 4 (vgl. Anhang 1). Am mobilsten ist an Hand der K_{OW} -Werte (-2,42) das Röntgenkontrastmittel Iopamidol einzustufen.

Für die Persistenz der Stoffe bzw. den biologischen Abbau, hier als DT_{50} erfasst, ist anzumerken, dass der biologische Abbau eines Stoffes keine feste Größe ist, sondern von einer Vielzahl von Faktoren (wechselnde Redoxbedingungen, pH-Wert, Temperatur, mikrobielle Besiedlung) bestimmt wird. Es werden zwar in den standardisierten Abbautests unterschiedliche natürliche Gegebenheiten simuliert, dennoch lassen diese Tests unter Laborbedingungen immer nur relativ grobe Aussagen über die in der Natur tatsächlich ablaufenden Prozesse zu. Ein besonderes Problem tritt bei der Beurteilung der Abbaubarkeit von Stoffen auf, die, wie die hier berücksichtigten Substanzen, nur in sehr niedrigen Konzentrationen auftreten. Die in Abbautests im Milligramm- oder Gramm-Bereich ermittelten Daten sagen zum Teil nichts über die Abbaubarkeit im Spurenbereich aus, wo in vielen Fällen die Substanzen in Höhe einer Schwellenkonzentration vorliegen, bei der z. B. kein mikrobieller Abbau mehr stattfindet, und sie in dieser Konzentration dann persistent sind. Dennoch liefern diese Angaben wertvolle Hinweise auf eine mögliche Persistenz von Stoffen. Als schnell biologisch abbaubar (< 10 Tage) ist keiner der betrachteten Arzneimittel und Duftstoffe einzustufen. Die übrigen Stoffe weisen Halbwertszeiten auf, die mit < 100 Tagen (alle Arznei- und Röntgenkontrastmittel mit Ausnahme von Sulfamethoxazol, beide Hormone) auf einen geringen Abbau hinweisen. Halbwertszeiten von > 100 Tagen, die auf eine hohe Persistenz hindeuten, weisen Sulfamethoxazol, Galaxolid und Tonalid auf.

In einfacher Näherung kann postuliert werden, dass Stoffe

- mit einer Wasserlöslichkeit von über 10 mg/L ,
- einem $\log K_{OW}$ von < 4 und
- einer biologischen Halbwertszeit von über 10 Tagen

potentielle Kontaminanten mit Trinkwasserrelevanz darstellen. Kuhlmann et al. (2010) haben in einer Studie mit Hilfe eines Indexsystems für die genannten Stoffeigenschaften ein Screening-Instrument zur Bewertung der Trinkwasserrelevanz entwickelt. Bei Anwendung des Systems auf die in Tabelle 3-2 dargestellten Humanarzneimittel, Diagnostika, Östrogene und Personal Care Produkte kann Diclofenac und dem 17- β -Estradiol eine mittlere Trinkwasserrelevanz und allen anderen Verbindungen eine hohe Trinkwasserrelevanz

zugeordnet werden. Während diese Einstufungen und Bewertungen anhand der genannten chemisch-physikalischen Stoffkriterien nur einen Hinweis auf potentielle Belastungen geben, ist dann das konkrete nachgewiesene Auftreten eines Stoffes in Gewässern ein Beleg für sein Kontaminationspotenzial.

3.3.2.4 Vorhandene Grenz- und Zielwerte

Für die in Tabelle 3-2 dargestellten Humanarzneimittel, Diagnostika, Östrogene und Personal Care Produkte werden für Oberflächengewässer in der Oberflächengewässerverordnung keine Angaben zur Beurteilung des ökologischen Zustandes und zur Beurteilung des chemischen Zustandes gemacht. Somit erlangen im Hinblick auf eine Abschätzung der ökotoxikologischen Unbedenklichkeit in Oberflächengewässern für die o. g. Spurenstoffe abgeleitete PNEC-Werte (**P**redicted **N**o **E**ffect **C**oncentrations) und NOEC-Werte (**N**o **O**bserved **E**ffect **C**oncentration) eine Bedeutung.

Die Ableitung von PNEC-Werten für Oberflächengewässer stützt sich auf akute und chronische Toxizitätstests mit Organismen, die im Süßwasser leben und verschiedene Trophiestufen in der Nahrungskette darstellen. Zielorganismen können Bakterien als Destruenten organischen Materials, Algen als Primärproduzenten, invertebrate Lebewesen als Primärkonsumenten (z. B. Daphnien) und Fische als Sekundärkonsumenten sein. Aus der Vielzahl der Tests wird die niedrigste NOEC ausgewählt und einer weiteren Bewertung unterworfen. Hierzu wird ein Bewertungsfaktor (Sicherheitsfaktor, Assessment Factor AF) angewendet, der die Variabilität in der Testempfindlichkeit sowohl innerhalb einer Spezies oder unter verschiedenen Spezies, die zusammen die biologische Variabilität kennzeichnen, auch bei den Laborergebnissen ausgleichen soll. Weiterhin soll dieser Ausgleichfaktor die Übertragung von einem Test mit einer Spezies auf ein Ökosystem mit mehreren Spezies sowie vom Labortest auf die freie Natur abbilden (ECHA 2008a, b).

Hierzu kommen je nach untersuchten Trophiestufen und Tests zur Erfassung der akuten und chronischen Toxizität unterschiedliche Bewertungsfaktoren zum Tragen. Liegen lediglich für drei Trophiestufen – bevorzugt Fische, Invertebraten und Algen - Tests zur akuten Toxizität vor, wird vorsorglich ein konservativer Bewertungsfaktor von 1.000 angesetzt, durch den der niedrigste L(E)C50-Wert geteilt wird (ECHA, 2008a:19). Bei Vorliegen eines chronischen Toxizitätstests oder auch einer offensichtlich niedrigen Toxizität kann dieser AF auf 100 abgesenkt werden. Liegen chronische Tests an zwei oder drei Trophiestufen vor, werden Bewertungsfaktoren von 50 oder 10 eingesetzt. Die Ableitungen der PNEC-Werte spiegeln also Untersuchungen zu ökotoxischen Auswirkungen im aquatischen Bereich wieder. Werden sie eingehalten, kann begründet angenommen werden, dass der betrachtete Stoff

bei der Lebensgemeinschaft des Oberflächengewässers keine unerwünschten Wirkungen auslöst.

In der Tabelle 3-3 sind für die betrachteten Stoffe, soweit aus der Literatur verfügbar, die jeweiligen NOEC- und PNEC-Werte zusammengestellt. Wurden in der Literatur wie z. B. für Diclofenac, Carbamazepin und Sulfamethoxazol unterschiedliche Angaben zum PNEC gefunden, so sind diese mit aufgeführt. Alle angegebenen Werte basieren auf ökotoxikologischen Untersuchungen, die Ableitung der Daten im Einzelnen wurde nicht geprüft. Die benutzten Daten zum Umweltverhalten und zur Umwelttoxikologie sowie deren Herkunft sind in den jeweiligen Stoffsteckbriefen im Anhang 1 dargestellt.

Tabelle 3-3: Zusammenstellung von NOEC- und PNEC-Werten, Risikoquotienten und Vorschlägen zu Qualitätskriterien im Abgleich mit den für das nordrhein-westfälische Rheineinzugsgebiet formulierten Mittel- und Max-Konzentrationen

	NOEC	PNEC	Vorschläge Chronisches Qualitäts- kriterium (V)JD- UQN)	Vorschläge Akutes Qualitäts- kriterium (V)ZHK- UQN)	Risikoquo- tient _{chronisch} = NRW- MEC _{Mittel} / (V)JD-UQN	Risikoquo- tient _{akut} = NRW-MEC _{Max} / (V)ZHK- UQN	NRW- MEC _{Arith.} Mittel	NRW- MEC _{Max}
Einheit	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	-	-	µg/L	µg/L
Diclofenac	0,5/1	0,05/0,1	0,05/0,1		1,32 / 0,66		0,066	0,170
Carbama- zepin	25	0,5/2,5/1 7	0,5	2550	0,1530	0,0001	0,076	0,170
Metoprolol	5	3,2	64	76	0,0016	0,0036	0,100	0,270
Sulfa- methoxazol	5,9	0,15/0,59	1	3	0,0948	0,0481	0,057	0,130
17-α-Ethinyl- Estradiol	0,00016	0,000016	0,00035					
17-β- Estradiol	0,0027	0,00027	0,0004					
Galaxolid (HHCB)	44	4,4						
Tonalid (AHTN)	28,0	2,8						

Angaben zu den Röntgenkontrastmitteln Amidotrizoesäure und Iopamidol sind nicht in die Tabelle aufgenommen worden, da keine ökotoxikologisch relevanten Informationen vorliegen. Daher sind für RKM weder Umweltqualitätsnormen, noch Vorschläge für UQN vorhanden. Die Stoffe sind nach Angaben des Umweltbundesamtes nachweislich nicht gentoxisch und zeigen nachweislich kein neurotoxisches oder keimzellenschädigendes Potenzial. Subchronische und chronische Tierversuche fehlen hier bislang.

Weiterhin sind in der Tabelle 3-3 Vorschläge zu chronischen und akuten Qualitätskriterien aufgeführt, die gegenwärtig in der Fachwelt zur Übernahme als Qualitätsnormen für Oberflächengewässer diskutiert werden. Sie berücksichtigen weitgehend die aufgeführten NOEC- und PNEC-Werte in ihrer Ableitung und entstammen vorwiegend dem Schweizerischen Zentrum für angewandte Ökotoxikologie (2012), der LAWA und einem EU-Vorschlag (EU 2012), in dem auch einige Arzneistoffe (unter anderem Diclofenac und die Hormone 17- α -Ethinylestradiol und 17- β -Estradiol) als Aufnahmekandidaten für die Liste prioritärer Stoffe nach EG-Wasserrahmenrichtlinie diskutiert werden. Der Umweltausschuss des Europäischen Parlaments (Committee on the Environment, Public Health and Food Safety) hat in seiner Positionierung zum Entwurf der Erweiterung der Richtlinie zu den Prioritären Stoffen (EU, 2012) jedoch gefordert, die darin vorgeschlagenen Qualitätsnormen für die beiden Hormone sowie das Arzneimittel Diclofenac wieder zurückzunehmen. Die drei Stoffe sollen aber weiterhin als Aufnahmekandidaten in der Liste der prioritären Stoffe verbleiben und in eine Beobachtungsliste („Watch List“) aufgenommen werden (Seeber, 2012).

Neben den auch in Tabelle 3-3 für das nordrhein-westfälische Rheineinzugsgebiet formulierten Konzentrationen der NRW-MEC_{Mittel} und NRW-MEC_{Max} sind zusätzlich noch zwei Risikoquotienten (chronisch und akut) dargestellt, die im Zuge einer Risikobewertung mit den dazugehörigen Qualitätskriterien verglichen werden. Die jeweiligen Verhältnisse

- NRW-MEC_{Mittel}/Vorschlag chronisches Qualitätskriterium ((V)JD-UQN) und
- NRW-MEC_{Max}/Vorschlag akutes Qualitätskriterium ((V)ZHK-UQN)

beschreiben das entsprechende Risikopotential. Ist die ermittelte Konzentration im Oberflächengewässer (NRW-MEC's) größer als das Qualitätskriterium (Risikoquotient > 1), so kann ein Risiko für Wasserorganismen angenommen werden. Dabei kann abgeschätzt werden, ob eine Schädigung der Organismen innerhalb der nächsten 24 bis 96 h zu erwarten ist (Vorschlag akutes Qualitätskriterium, (V) ZHK-UQN) oder Belastungen über einen längeren Zeitraum (Vorschlag chronisches Qualitätskriterium, (V) JD-UQN) zu erwarten sind. Für kontinuierliche Einträge der Spurenstoffe durch Kläranlagenabläufe ist besonders das chronische Qualitätskriterium als relevant einzustufen. So können Organismen vor den Folgen von Langzeitbelastungen geschützt werden. Unter Verwendung des EU-Vorschlags (EU 2012) von 0,1 $\mu\text{g/L}$ für den PNEC-Wert für Diclofenac ergibt sich mit 0,66 ein chronischer Risikoquotient, der kleiner als 1 ist und somit in ökotoxikologischer Hinsicht auf keine erhöhten Risiken hinweist. Wie der farblichen Unterlegung in Tabelle 3-3 entnommen werden kann, ist bei Verwendung des vom Schweizerischen Zentrum für angewandte Ökotoxikologie (2012) vorgeschlagenen chronischen Qualitätskriteriums von 0,05 $\mu\text{g/L}$ für Diclofenac mit 1,32 ein chronischer Risikoquotient > 1 zu verzeichnen. Hier überschreiten die gemessenen mittleren Konzentrationen den PNEC-Vorschlag von

0,05 µg/L und weisen somit auf mögliche ökotoxikologische Risiken durch eine chronische Belastung hin. Bei Anwendung des Schweizer Wertes von 0,05 µg/L für die Berechnung des Risikopotentials würde ein mögliches sekundäres Intoxikationsrisiko von Diclofenac durch Bioakkumulation und Biomagnifikation mit einbezogen werden, was speziell bei der Ableitung des niedrigeren PNEC-Wertes Berücksichtigt worden ist.

In Deutschland erfolgt die öffentliche Trinkwasserversorgung in einem nicht unerheblichen Anteil mit ca. 30% (in NRW ca. 55%) aus oberirdischen Gewässern bzw. aus durch oberflächenwasserbeeinflussten Grundwässern wie Uferfiltrat oder künstliche Grundwasseranreicherung. In einem Memorandum des DVGW zusammen mit den wichtigsten Wasserwerks-Arbeitsgemeinschaften in Deutschland wurden für zahlreiche Parameter Zielwerte festgelegt, die in Fließgewässern und Talsperren, die als Ressource zur Trinkwassergewinnung, einschließlich Uferfiltrat und künstlicher Grundwasseranreicherung genutzt werden, eingehalten werden sollten (ARW 2010).

Viele der in Tabelle 3-2 dargestellten Arzneimittel und Personal Care Produkte werden in Kläranlagen nicht bzw. nur unzureichend zurückgehalten und bei Nutzung abwasserbeeinflusster Oberflächengewässer zur Trinkwassergewinnung auch teilweise in einzelnen Trinkwasseraufbereitungsstufen nur bedingt entfernt. Da die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung bzw. darüber hinaus festgelegte Bewertungskriterien für organische Stoffspuren, für die in der Trinkwasserverordnung keine Grenzwerte festgelegt sind, zu einem Großteil auf humantoxikologischen Ableitungen oder vorsorgeorientierten Festlegungen basieren, ist eine Nutzung dieser Vorgaben als Bewertungskriterien im Abgleich mit den Spurenstoffkonzentrationen in Oberflächengewässern auch als sinnvoll anzusehen.

Mit Ausnahme für Pflanzenschutzmittel existieren in der Trinkwasserverordnung für organische Spurenstoffe keine quantitativ unterlegten Grenzwerte. Hier greifen die Regelungen des in den letzten Jahren beim Umweltbundesamt entwickelten sog. GOW-Konzeptes mit Vorsorge-, gesundheitlichen Orientierungs-, Leit- und Maßnahmenwerten, die für trinkwasserrelevante Stoffe mit zunehmendem Erkenntniszuwachs eine stetige Weiterentwicklung erfahren (Dieter 2011). Für noch nicht geregelte Stoffe bzw. solche mit noch vorhandenen Kenntnisdefiziten hinsichtlich ihrer human- und ökotoxikologischen Wirkungen wird aus Vorsorgegründen zunehmend als Mindestqualitätsziel für organische Spurenstoffe in Oberflächengewässern, aus denen Trinkwasser gewonnen wird, ein allgemeiner Vorsorgewert von pauschal $\leq 0,1$ µg/L gefordert (Dieter 2011, Reine Ruhr 2012).

Tabelle 3-4 zeigt die genannten Bewertungsmaßstäbe für die dargestellten Arzneimittel und Personal Care Produkte mit den dort aktuell vorliegenden Werten. Zum Vergleich sind die für das nordrhein-westfälische Rheineinzugsgebiet formulierten Konzentrationen der NRW-MEC_{Mittel} und NRW-MEC_{Max} mit aufgeführt. Überschreitungen der Ziel- und Bewertungsgrößen durch die jeweiligen NRW-MEC's sind farbig unterlegt. Die nutzenspezifischen Zielwerte des DVGW werden hauptsächlich von den Maximalkonzentrationen (NRW-MEC_{Max}) aus den Jahren 2009 und 2010 überschritten.

Tabelle 3-4: Zusammenstellung nutzenspezifischer Zielwerte und Bewertungskriterien für Stoffe, für die in der TrinkwV keine Grenzwerte festgelegt sind, und zum Vergleich für das nordrhein-westfälische Rheineinzugsgebiet formulierte Mittel- und Max-Konzentrationen ((1) ARW et al. (2010); (2) LAWA (1997); (3) Dieter (2011); (4) UBA (2008))

	Nutzenspezifische Zielwerte	Bewertungskriterien für Stoffe, für die in der TrinkwV kein Grenzwert festgelegt ist				NRW-MEC _{Arith.Mittel}	NRW-MEC _{Max}
	Zielwerte für die Beschaffenheit von Fließgewässern und Talsperren (1)	Allgemeiner Vorsorgewert VW (3)	Gesundheitlicher Orientierungswert GOW (3)	Leitwert-/Eingriffswert LW (Besorgniswert BW) (3)	Maßnahmenwert MW (Gefahrenwert GefW) (3)		
Einheit	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
Diclofenac	0,1	≤ 0,1		1,75	20	0,066	0,170
Carbamazepin	0,1	≤ 0,1	0,3		3	0,076	0,170
Metoprolol	0,1					0,100	0,270
Sulfamethoxazol	0,1					0,057	0,130
Amidotrizoesäure		≤ 0,1	1,0			0,283	0,710
Iopamidol		≤ 0,1	1,0			0,335	1,000
17-alpha-Ethinylestradiol	0,1						
17-beta-Estradiol	0,1						
Galaxolid (HHCB)	1,0						
Tonalid (AHTN)	1,0						

Bei den Bewertungskriterien für organische Stoffspuren, für die in der Trinkwasserverordnung keine Grenzwerte festgelegt sind, werden im Wesentlichen die allgemeinen Vorsorgewerte (VW) ebenfalls von den beobachteten Maximalkonzentrationen

(NRW-MEC_{Max}) überschritten. Bei den beiden Röntgenkontrastmitteln überschreiten allerdings schon die Mittelwerte (NRW-MEC_{Mittel}) die aufgestellten Vorsorgewerte.

3.3.2.5 Fazit „Arzneimittel und Personal Care Produkte“

Aus den betrachteten Arzneimitteln, Diagnostika, Östrogenen und Personal Care Produkten wurden für die weitergehende detaillierte Analyse von Ertüchtigungsmaßnahmen an kommunalen Kläranlagen das Analgetikum Diclofenac und vertretungsweise das Anti-Epileptikum Carbamazepin als repräsentative Stoffe mit Indikatorcharakter für siedlungsbedingte Einträge in Oberflächengewässer über kommunale Kläranlagen ausgewählt.

Diclofenac ist eines der am häufigsten in Deutschland verkauften Schmerz- und Rheumamittel. Im Jahr 2008 wurden über 47.000 kg Diclofenac in Form von Tabletten verordnet. Darüber hinaus sind Diclofenac-haltige Präparate einschl. Salben und Cremes rezeptfrei erhältlich. Bild 3-7 zeigt die stetige Zunahme der Verkaufszahlen für Diclofenac in Deutschland, während der Verkauf von Carbamazepin rückläufig ist.

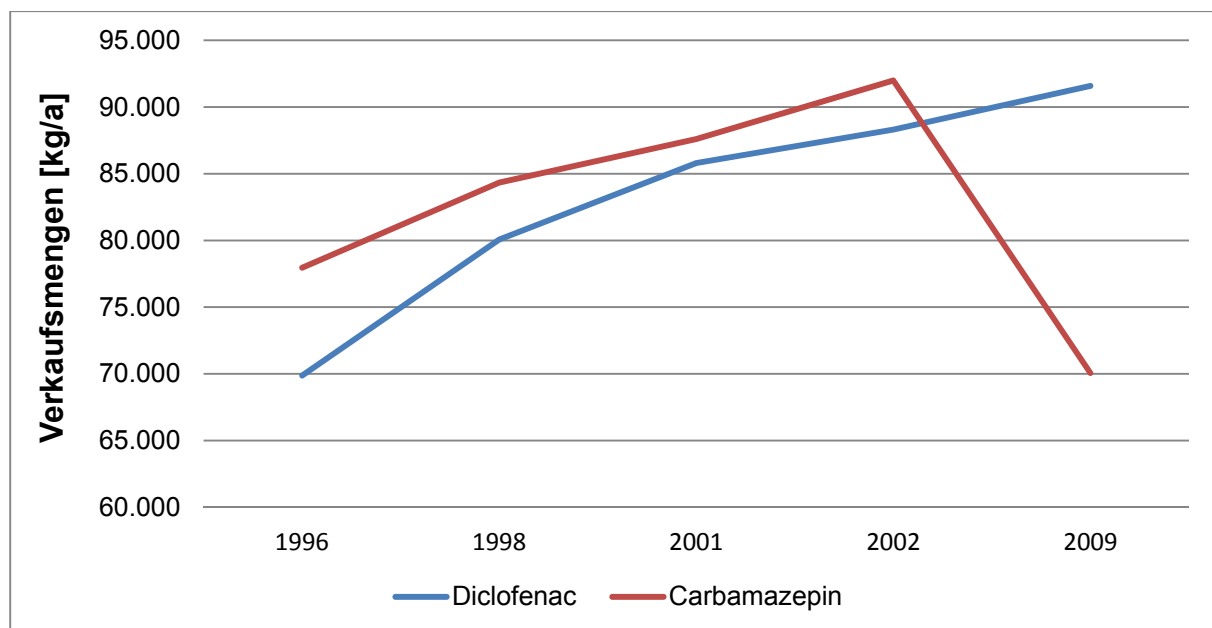


Bild 3-7: Jährliche Verkaufsmengen für Diclofenac und Carbamazepin in Deutschland (Daten aus Bund/Länderausschuss für Chemikaliensicherheit (2003), UBA (2011))

Für beide Stoffe existiert eine breite Datenbasis über ihr Vorkommen im Gewässer (Umweltkonzentrationen). Die über zwei Jahre gemittelten, gemessenen Diclofenac-Konzentrationen im nordrhein-westfälischen Rheineinzugsgebiet (NRW-MEC_{Mittel}) überschreiten das vom schweizerischen Zentrum für angewandte Ökotoxikologie vorgeschlagene chronische Bewertungskriterium von 0,05 µg/L (Ökotoxzentrum 2011, Berücksichtigung eines möglichen sekundären Intoxikationsrisikos). Beide Stoffe liegen auch

bei den beobachteten maximalen Gewässerkonzentrationen über den allgemeinen Vorsorgewerten.

Ebenso ist für Diclofenac und Carbamazepin eine breite Datenbasis zu ökotoxikologischen Eigenschaften vorhanden, die eine Formulierung und Ableitung von Zielwerten erlaubt. Vorhabensspezifisch werden als Zielvorgaben für die Analyse von Ertüchtigungsmaßnahmen an kommunalen Kläranlagen für Diclofenac – unter Berücksichtigung des EU-Vorschlags für eine JD-UQN (EU 2012) - und für Carbamazepin Konzentrationswerte von 0,1 µg/L bzw. 0,5 µg/L für Oberflächengewässer festgelegt. Diese Zielvorgaben begründen sich auch aus dem ökotoxikologischen Potenzial für Diclofenac, welches über nachgewiesene Bioakkumulation und cytologische Befunde in Fischen (Leber, Niere, Kiemen bei Regenbogenforellen) gegeben ist (Schwaiger et al. 2004, Triebkorn et al. 2004). Vor diesem Hintergrund wird derzeit auch diskutiert, Diclofenac in die Liste der prioritären Stoffe mit einem Jahresdurchschnitt für eine Umweltqualitätsnorm aufzunehmen (EU 2012).

Legt man nur die chemisch-physikalischen Bewertungskriterien an, so wird Diclofenac auf Grund des relativ hohen Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten und der mittleren Abbaubarkeit als weniger relevant eingeschätzt. In Oberflächengewässern wird die Substanz jedoch regelmäßig im mittleren bis oberen ng/L Bereich nachgewiesen. Durch den kontinuierlicher Eintrag in Gewässer scheint Diclofenac eine größere Persistenz zu haben, als die Daten zur Abbaubarkeit nahe legen. So wird beispielsweise in einem derzeit durchgeführten Monitoring des Oberflächenwassers an der Ruhr, längs des Flusslaufs, eine nahezu konstante Konzentration des Arzneimittels Diclofenac gefunden, obwohl aufgrund des beständigen Eintrags mit dem geklärten Abwasser eine stetige Zunahme der Konzentrationen zu erwarten wäre (Skark, 2010). Offensichtlich stellt sich zwischen Eintrag, teilweisem Abbau ($DT_{50} < 30$ d) und Verdünnung durch Abflusssteigerung ein Gleichgewicht ein, dass auch den Konzentrationsverlauf eines sehr persistenten Stoffes nach einem Eintrag über eine Punktquelle abbilden würde.

Da für die Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure und Iopamidol wie in Kapitel 3.3.2.2 bereits aufgeführt keine ökotoxikologisch relevantes Risikopotenzial vorliegt, wurden sie bei der weiteren Bearbeitung innerhalb von TP 9 nicht berücksichtigt. Ebenso wurden die Hormone 17- α -Ethinylestradiol und 17- β -Estradiol sowie die Duftstoffe Galaxolid und Tonalid bei der Auswahl nicht weiter berücksichtigt, da für sie aktuell zum Vorkommen in Gewässern nur unzureichend Daten vorliegen.

3.3.3 Industriechemikalien

Bei der Auswahl eines repräsentativen Stoffes für den industriell bedingten Eintrag in Oberflächengewässer aus den in Tabelle 3-2 dargestellten Industriechemikalien wurden die gleichen Kriterien angewendet wie bei den Arzneimittelwirkstoffen und Haushaltschemikalien (PPCP).

3.3.3.1 Eintragspfade

Während für die Industriechemikalien Benzotriazol, Bisphenol A, EDTA, TCPP und die perfluorierten Verbindungen PFBA, PFOS und PFOA hauptsächlich punktuelle Einträge über Kläranlagen mit unterschiedlichen Herkunftsschwerpunkten aus Haushalten, Industrie und Gewerbe in Oberflächengewässer zu verzeichnen sind, gelangt das MTBE (Methyl-tertiär-butylether) als Zusatz für Benzinkraftstoffe zur Erhöhung der Oktanzahl auch über diffuse Quellen in Oberflächengewässer. Hier sind insbesondere die diffusen Einträge in die aquatische Umwelt durch Regenwasser und niederschlagsbedingte Oberflächenabflüsse wie zum Beispiel von Verkehrsflächen zu nennen. In größeren, schiffbaren Fließgewässern sind für das MTBE neben den Einträgen aus industriellen und kommunalen Kläranlagen auch kurzzeitig höhere Konzentrationen über direkte Einträge aus Belüftungs- und Spülvorgängen aus Tankschiffen zu verzeichnen (DVGW-TZW, 2006).

Der Komplexbildner Ethylendinitrilotetraacetat (EDTA) wird aufgrund seiner vielfältigen Einsatzbereiche in Haushalt, Gewerbe und Industrie mit einer weitgehenden Grundbelastung in allen kommunalen und industriellen Kläranlagenabläufen gefunden, wobei der häusliche Anteil deutlich geringer ist (Schmidt und Brauch, 2003). Ebenso weist das Flammschutzmittel TCPP in Abläufen aus kommunalen Kläranlagen eine gewisse Grundbelastung auf. Bei den Industriekläranlagen ist für das TCPP eine ähnliche Grundbelastung wie bei den kommunalen Kläranlagen anzunehmen, jedoch treten in einzelnen Fällen deutlich höhere Belastungen bzw. bei angepasster Mikrobiologie auch niedrigere Konzentrationen auf (Bayer. Landesamt für Umwelt, 2006; EU, 2008).

Für die perfluorierten Verbindungen PFBA, PFOS und PFOA sind (neben der Bodenbelastung („Terraform“) an der oberen Ruhr) als relevante Eintragsquellen in Gewässer im Wesentlichen kommunale Abwässer mit Indirekteinleitungen aus Galvanikbetrieben und Abfallbehandlungsanlagen zu nennen. Daneben sind auch Direkteinleitungen über industrielle Abwässer aus Produktionsstätten und Abfallablagerungen gegeben. Auch der Einsatz fluorhaltiger Schaumlöschmittel bei Brandereignissen verursacht direkte und indirekte Einträge von PFC-Verbindungen in Gewässer.

3.3.3.2 Vorkommen in Oberflächengewässern

Für einen aktuellen Überblick zum Vorkommen der in Tabelle 3-2 aufgeführten Industriechemikalien in Oberflächengewässern Nordrhein-Westfalens wurden für den Betrachtungszeitraum von 2009 bis 2010 analog zu den Arzneimitteln die in Kapitel 0 aufgeführten Messprogramme ausgewertet. Für das nordrhein-westfälische Rheineinzugsgebiet wurden an den genannten Probenahmestellen für die beiden Jahre 2009 und 2010 ebenfalls stoffspezifisch jeweils die Minimal- und Maximalkonzentrationen sowie das arithmetische Konzentrationsmittel erfasst. Für die Fließgewässer dieses Raumes wurden dann auf Grundlage der o. g. Daten ebenfalls sogenannte NRW-MEC's bestimmt. Hierfür wurden für die Jahre 2009 und 2010 über alle betrachteten Messstellen an Rhein und Ruhr die jeweiligen Min- und Max-Konzentrationen herangezogen und für die mittleren Konzentrationen 2-Jahresmittelwerte gebildet. In Bild 3-8 sind für sechs ausgewählte Industriechemikalien die jeweiligen Min- und Max-Konzentrationen sowie eine mittlere Konzentration in den Fließgewässern, im Folgenden als sogenannte NRW-MEC's bezeichnet, graphisch dargestellt.

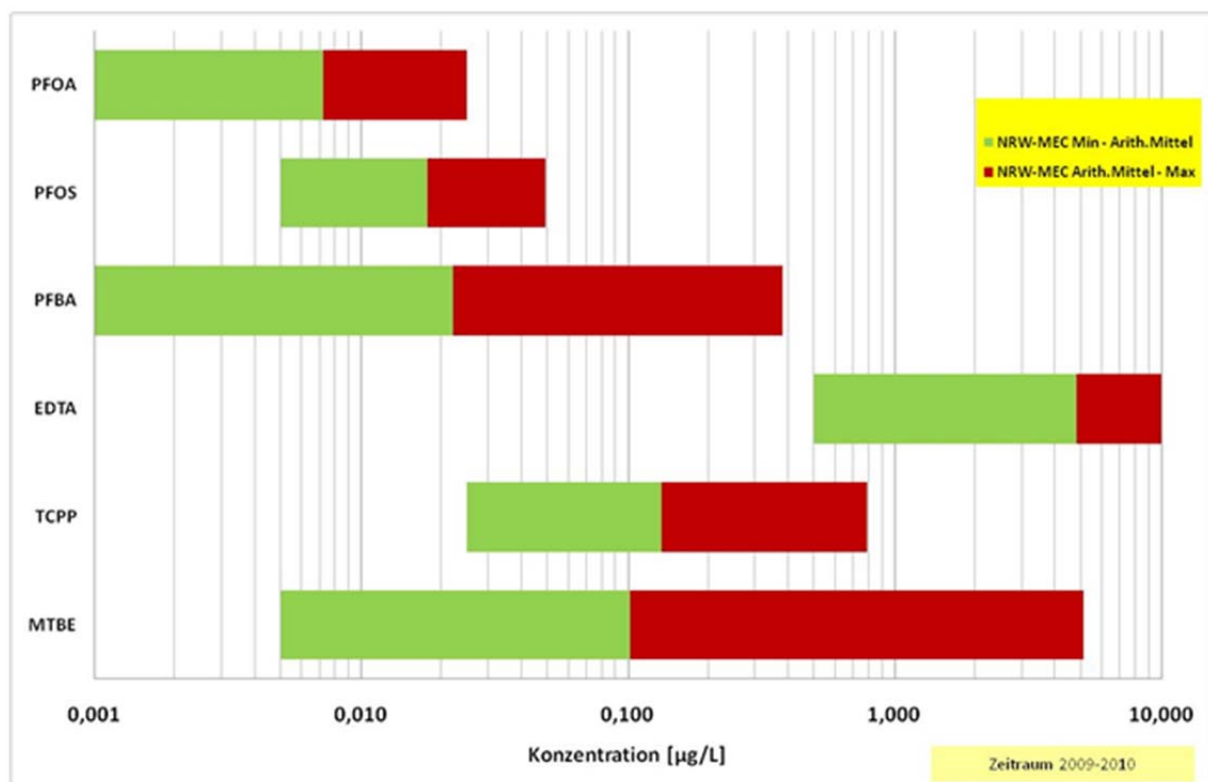


Bild 3-8: Mittlere, Minimal- und Maximal Konzentrationen für ausgewählte Industriechemikalien in Fließgewässern Nordrhein-Westfalens (Datengrundlage: ARW 2010 und 2011, RIWA 2010 und 2011, NRW-GÜS; Skark, 2011)

Mit Ausnahme der Konzentrationen von PFOA und PFOS liegen alle gemessenen Maximalkonzentrationen über 0,1 µg/L. Bei dem Komplexbildner EDTA und dem Flammschutzmittel TCPP sind durchschnittliche Konzentrationen größer 0,1 µg/L zu verzeichnen.

An Hand der an den einzelnen Messstellen zusammengestellten durchschnittlichen Konzentrationsangaben lassen sich, bei Berücksichtigung der mittleren Abflussvolumina, in 2009 und 2010 erste grobe Abschätzungen zur Charakterisierung einer jährlichen Fracht für die einzelnen Industriechemikalien durchführen. An der südlichen Landesgrenze von Nordrhein-Westfalen in Bad Honnef erfährt NRW über den Rhein einen mittleren jährlichen Frachteintrag in den Größenordnungen von z. B. ca. 0,3 t für die perfluorierte Verbindung PFOA, von ca. 4 t für das Flammschutzmittel TCPP oder von ca. 206 t für den Komplexbildner EDTA. Über eine Differenzbildung zwischen den Stationen Lobith und Bad Honnef kann für das nordrhein-westfälische Rheineinzugsgebiet ein durchschnittlicher, Abwasser bedingter Eintrag von jährlich z. B. ca. 24 kg PFOA, ca. 3,4 t TCPP oder ca. 79 t EDTA angenommen werden. Für das Einzugsgebiet der Ruhr weist der Statusbericht „Reine Ruhr“ für 2008 abgeschätzte Jahresfrachten von ca. 23 t für EDTA, 25 - 150 kg für PFC-Verbindungen und 25 - 150 kg für Flammschutzmittel aus (Expertenkommission Reine Ruhr, 2012).

3.3.3.3 Stoffeigenschaften und Trinkwasserrelevanz

Für die einzelnen Industriechemikalien aus Tabelle 3-2 wurden im Hinblick auf eine Bewertung ihrer Gewässer- und Trinkwasserrelevanz ebenfalls die wesentlichen chemisch-physikalischen Stoffeigenschaften sowie Daten zur biologischen Abbaubarkeit zusammengestellt (s. Anhang 1). Für die Datenrecherche wurden im Wesentlichen die in den einzelnen Stoffdossiers angegebenen Quellen ausgewertet.

Für alle Industriechemikalien sind mit Werten zwischen 146 mg/L und 51.000 g/L sehr hohe Wasserlöslichkeiten zu verzeichnen. Mit Ausnahme von PFOA und PFOS liegt bei allen anderen Industriechemikalien der Logarithmus des Oktanol-Wasserverteilungskoeffizienten ($\log K_{OW}$) bei Werten < 4 und weist auf eine geringe Adsorbierbarkeit hin. Alle aufgeführten Industriechemikalien sind auch aufgrund ihrer schlechten mikrobiologischen Abbaubarkeit als persistent einzustufen.

Bei Anwendung des Screening-Instruments zur Bewertung der Trinkwasserrelevanz nach Kuhlmann et al. (2010) auf die genannten Industriechemikalien kann unter Berücksichtigung der Daten zur Wasserlöslichkeit, der K_{OW} -Werte und den Daten zur biologischen Abbaubarkeit allen aufgeführten Stoffen eine hohe Trinkwasserrelevanz zugeordnet werden, wobei innerhalb des Bewertungssystems insbesondere dem Flammschutzmittel TCPP, dem Komplexbildner EDTA sowie dem MTBE die höchste Relevanz zuzuweisen ist. In

Zusammenhang mit dem konkret nachgewiesenen Auftreten der Stoffe in Gewässern ist dies als ein Beleg für ein Kontaminationspotenzial zu sehen.

3.3.3.4 Vorhandene Grenz- und Zielwerte

Für die in Tabelle 3-2 dargestellten Industriechemikalien werden in der Oberflächengewässerverordnung keine Umweltqualitätsziele benannt. Somit erlangen im Hinblick auf eine Abschätzung der ökotoxikologischen Unbedenklichkeit in Oberflächengewässern für die einzelnen Industriechemikalien abgeleitete PNEC- und NOEC-Werte eine Bedeutung.

In der Tabelle 3-5 sind für einige der aufgeführten Stoffe, soweit aus der Literatur verfügbar, die jeweiligen NOEC- und PNEC-Werte zusammengestellt. Das PFBA wurde aufgrund fehlender Daten nicht weiter berücksichtigt. Alle angegebenen Werte basieren auf ökotoxikologischen Untersuchungen, die Ableitung der Daten im Einzelnen wurde nicht geprüft. Alle benutzten Daten sind in den jeweiligen Stoffsteckbriefen im Anhang 1 dargestellt.

Weiterhin sind - soweit vorhanden - in Tabelle 3-5 Vorschläge zu chronischen und akuten Qualitätskriterien aufgeführt, die gegenwärtig in der Fachwelt zur Übernahme als Qualitätsnormen für Oberflächengewässer diskutiert werden. Sie entstammen dem Schweizerischen Zentrum für angewandte Ökotoxikologie (2012), Moltmann (2007) und einem EU-Vorschlag (EU, 2012), in dem auch die Perfluoroktansulfonsäure und ihre Derivate (PFOS) als Aufnahmekandidaten für die Liste prioritär gefährlicher Stoffe nach EG-Wasserrahmenrichtlinie diskutiert werden.

Neben den jeweiligen für das nordrhein-westfälische Rheineinzugsgebiet formulierten Konzentrationen der NRW-MEC_{Mittel} und NRW-MEC_{Max}, sind analog zu Kap. 0 die Risikoquotienten NRW-MEC_{Mittel}/Vorschlag chronisches Qualitätskriterium ((V)JD-UQN) und NRW-MEC_{Max}/Vorschlag akutes Qualitätskriterium ((V)ZHK-UQN) dargestellt.

Wie der farblichen Unterlegung in der Tabelle entnommen werden kann, wird für das PFOS das chronische Qualitätskriterium mit einem Risikoquotienten von 27,25 signifikant überschritten, so dass hier ökotoxikologische Langzeitriskiken durch kontinuierliche Kläranlageneinträge nicht ausgeschlossen werden können.

Tabelle 3-5: Zusammenstellung von NOEC- und PNEC-Werten, Risikoquotienten und Vorschlägen zu Qualitätskriterien im Abgleich mit den für das nordrhein-westfälische Rheineinzugsgebiet formulierten Mittel- und Max-Konzentrationen für ausgewählte Industriechemikalien (*Vorschläge nach EU (2012), Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie (2012), Moltmann (2007)/ ** Verhältnis mit PNEC berechnet)

	NOEC	PNEC	Vorschläge Chronisches Qualitätskri- terium (JD- UQN)	Vorschläge Akutes Qualitätskri- terium (ZHK- UQN)	Risikoquo- tient _{chronisch} = NRW- MEC _{Mittel} / (V)JD-UQN	Risikoquo- tient _{akut} = NRW- MEC _{Max} / (V)ZHK- UQN	NRW- MEC _{Ar} ith.Mittel	NRW- MEC _{Max}
Einheit	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	-	-	µg/L	µg/L
Perfluorooctanoat (PFOA)	0,41	570			0,00001 **	0,00004 **	0,007	0,025
Perfluorooctansulfon-säure (PFOS)	< 0,5	0,05	0,00065*	36*	27	0,001	0,018	0,049
Ethylendiamintetra-essigsäure (EDTA)	22.000	2.200	2.200*	12.100*	0,00219	0,00223	4,807	27
Tris-(2-Chlorpropyl)-phosphat (TCPP)	640	420			0,0003 **	0,0019 **	0,134	0,79
Methyltertiärbutyl-ether (MTBE)	26.000	2.600			0,00004 **	0,002 **	0,102	5,12
Bisphenol A	0,0079	2,3	0,0008*					
Benzotriazol	3.000	30	30*	120*				

Im Rahmen des NRW-Programms „Reine Ruhr“ wurden in den letzten Jahren, insbesondere im Zusammenhang mit Gewässereinträgen von PFT-Verbindungen an der Ruhr, mit Hilfe verschiedener Monitoringprogramme relevante Direkt- und Indirekteinleiter identifiziert. Bei 78 Indirekteinleitern und 14 Direkteinleitern wurden bis Ende 2010 bereits Maßnahmen zur Reduzierung der PFT-Belastung durchgeführt, vorbereitet oder vereinbart. Monitoring-ergebnisse der Jahre 2008 bis 2010 für NRW zeigen, dass an den meisten Überblicksmessstellen sowohl für die Einzelparameter als auch für die Summe der zehn wichtigsten PFT der angestrebte Zielwert von 0,1 µg/L im Jahresmittel eingehalten wurde. Für 2010 zeichnet sich, im Vergleich mit 2008 und 2009, eine Tendenz zu einem weiter abgesenkten Belastungslevel ab (Expertenkommission Reine Ruhr, 2012).

Bei den in Tabelle 3-6 dargestellten zum derzeitigen Stand vorhandenen nutzenspezifischen Zielwerten und Bewertungskriterien sind im Abgleich mit den Gewässer-Maximalkonzentrationen (NRW-MEC_{Max}) aus den Jahren 2009 und 2010 - mit Ausnahme der perfluorierten Verbindungen PFOA und PFOS – insbesondere Überschreitungen der Allgemeinen Vorsorgewerte für das PFBA und das TCPP, sowie für das EDTA und das MTBE bei den nutzenspezifischen Zielwerten zu verzeichnen. Beim TCPP überschreiten allerdings schon die Mittelwerte (NRW-MEC_{Mittel}) den aufgestellten Vorsorgewert.

Tabelle 3-6: Zusammenstellung nutzenspezifischer Zielwerte und Bewertungskriterien für ausgewählte Industriechemikalien, für die in der TrinkwV keine Grenzwerte festgelegt sind, und zum Vergleich für das nordrhein-westfälische Rheineinzugsgebiet formulierte Mittel- und Max-Konzentrationen ((1) ARW et al. (2010); (2) LAWA (1997); (3) Dieter (2011); (4) UBA (2008); Summe Benzo- und Tolytriazol nach (3) aktualisiert 16.12.2011)

	Nutzenspezifische Zielwerte		Bewertungskriterien für Stoffe, für die in der TrinkwV kein Grenzwert festgelegt ist				NRW-MEC _{Arith.} Mittel	NRW-MEC _{Max}
	Zielwerte für die Beschaffenheit von Fließgewässern und Talsperren (1)	Zielvorgaben LAWA für Schutzgut Trinkwasserversorgung (2)	Allgemeiner Vorsorgewert VW (3)	Gesundheitlicher Orientierungswert GOW (3)	Leitwert/Eingriffswert LW (Besorgniswert BW)(3)	Maßnahmenwert MW (Gefahrenwert GefW)(3)		
Einheit	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
Perfluorooctanoat (PFOA)					0,3		0,007	0,025
Perfluorbutanoat (PFBA)			≤ 0,1		7		0,022	0,38
Perfluorooctansulfonsäure (PFOS)	0,1				0,3		0,018	0,049
Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA)	5	10			600 (4)		4,807	27
Tris-(2-Chlorpropyl)-phosphat (TCPP)	1,0		≤ 0,1 (4)	1 (4)			0,134	0,79
Methyltertiärbuthylether (MTBE)	1,0						0,102	5,12
Bisphenol A	0,1							
Benzotriazol	1,0		≤ 0,1 (5)	3 (5)				

3.3.3.5 Fazit „Industriechemikalien“

Stellvertretend für industriebedingte Einträge in Oberflächengewässer über Kläranlagen als auch über Direkteinträge kann dem vorwiegend als Flammschutzmittel eingesetzten Tris-(2-Chlorpropyl)-phosphat (TCPP) eine entsprechende Relevanz zugewiesen werden. TCPP gehört mengenmäßig mit Abstand zu den bedeutendsten Trialkylphosphaten, ist schwer abbaubar, gut wasserlöslich und wird in Kläranlagen kaum reduziert.

Das auch mit einer Trinkwasserrelevanz belegte TCPP tritt im nordrhein-westfälischen Rheineinzugsgebiet mit gemessenen Maximal- und Mittelkonzentration über 0,1 µg/L auf.

Der Komplexbildner Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA) weist ebenfalls als Industriechemikalie eine hohe Relevanz auf. Das EDTA hat einen breiten Anwendungsbereich und wird in Wasch- und Reinigungsmitteln für Industrie, Gewerbe und Haushalt eingesetzt. Ebenso erfolgt eine Anwendung in Fotochemikalien, Textilindustrie, Landwirtschaft, Kosmetik, Papier- und Galvanoindustrie, Rauchgasentschwefelung und

Medizin. Von den betrachteten Stoffen weist das auch mit einer hohen Trinkwasserrelevanz belegte EDTA in den Gewässern die höchsten Konzentrationen und Frachten auf und überschreitet den von den wichtigsten Wasserwerks-Arbeitsgemeinschaften in Deutschland formulierten Zielwert für Fließgewässer und Talsperren, die als Ressource zur Trinkwassergewinnung, einschließlich Uferfiltrat und künstlicher Grundwasseranreicherung, genutzt werden.

3.3.4 Pflanzenschutzmittel

3.3.4.1 Eintragspfade

Für die drei in Tabelle 3-2 aufgeführten Pflanzenschutzmittel Isoproturon, Mecoprop und Terbutryn sind sowohl punktuelle als auch diffuse Emissionspfade je nach Verwendung gegeben. Bei landwirtschaftlicher Nutzung als Pflanzenschutzmittel erfolgt der Haupteintrag in Oberflächengewässer diffus über Abschwemmungen, Erosion und direkte Dränung. Punktuelle Einträge in Gewässer über kommunale Kläranlagen mit gereinigtem Abwasser erfolgen meist über Hofabläufe (Reinigung von Spritzgeräten) und bei nicht bestimmungsgemäßigem Einsatz. Für das Pflanzenschutzmittel Isoproturon erfolgen ca. zwei Drittel des Gesamteintrages in Oberflächengewässer über Punktquellen (Abflüsse von landwirtschaftlichen, mit dem Kanalsystem verbundenen Nutzflächen einschließlich Hofabläufe) (Hillenbrand et al, 2006).

Mecoprop wird zum einen in der Landwirtschaft als selektives hormonähnliches Nachlauf-Herbizid gegen Unkräuter im Getreidebau und auf Grünland eingesetzt und zum anderen im nicht-landwirtschaftlichen Bereich z. B. als Bauchemikalie bei Fassadenschutz und Flachdachabdichtungen. Nach Angaben der IKSR (2010a) ist der Eintrag in Oberflächengewässer aus der Landwirtschaft in etwa gleich groß wie die Biozid-Einträge aus der Siedlungsentwässerung. In einer Schweizer Studie wurden 40% des Gesamteintrages in Oberflächengewässer Entlastungen aus Mischwassersystemen zugeordnet. (Wittmer et al., 2010).

Terbutryn wird ebenfalls in der Landwirtschaft als selektives Herbizid und im nicht-landwirtschaftlichen Bereich als Algizid z. B. in Dispersionsfarben, in Wasserstraßen, Reservoirs und Fischteichen eingesetzt. Allerdings ist der Wirkstoff in Deutschland als Pflanzenschutzmittel nicht mehr zugelassen. Von daher ist, mit Ausnahme bei verbotenen landwirtschaftlichen Anwendungen als Herbizid, eher mit vorwiegend punktuellen Einträgen in Oberflächengewässer über Regen- und Mischwasserabflüsse und –entlastungen zu rechnen (Entec 2011, Kahle und Nöh 2009).

3.3.4.2 Vorkommen in Oberflächengewässern

Um einen aktuellen Überblick zum Vorkommen der in Tabelle 3-2 aufgeführten Pflanzenschutzmittel bzw. der teilweise als Biozid eingesetzten Wirkstoffe in Oberflächengewässern Nordrhein-Westfalens zu bekommen, wurden für den Betrachtungszeitraum 2009 und 2010 analog zu den Arzneimitteln und Industriechemikalien die in Kapitel 0 aufgeführten Messprogramme ausgewertet. Für das nordrhein-westfälische Rheineinzugsgebiet wurden an den genannten Probenahmestellen für die beiden Jahre 2009 und 2010 ebenfalls stoffspezifisch jeweils die Minimal- und Maximalkonzentrationen sowie das arithmetische Konzentrationsmittel erfasst. Für die Fließgewässer dieses Raumes wurden dann auf Grundlage der o. g. Daten ebenfalls sogenannte NRW-MEC's bestimmt. In Bild 3-9 sind für die drei Pflanzenschutzmittel die jeweiligen Min- und Max-Konzentrationen sowie eine mittlere Konzentration in den Fließgewässern, im Folgenden als sogenannte NRW-MEC's bezeichnet, graphisch dargestellt. Hierbei ist zu beachten, dass aufgrund wechselnder Bestimmungsgrenzen und der häufig aufgetretenen Befunde unterhalb der Bestimmungsgrenze (in die Berechnungen als halbe Bestimmungsgrenze eingegangen) der angegebene Konzentrationsbereich NRW-MEC Min – Arith. Mittel sich teilweise unterhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenzen bewegt.

Während sich die Mittel- bis Maximalkonzentrationen von Mecoprop und Terbutryn unterhalb von 0,1 µg/L bewegen, sind für das Isoproturon Maximalkonzentrationen über 0,1 µg/L zu verzeichnen. Gute Übereinstimmungen mit den ermittelten Konzentrationsbereichen sind für das Mecoprop anhand von Vergleichsdaten der IKSr gegeben (IKSR 2010a).

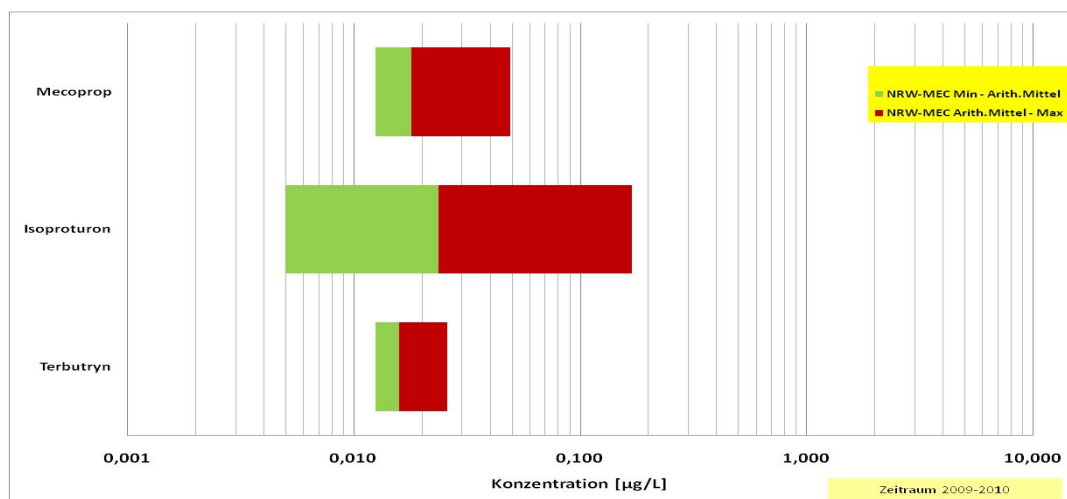


Bild 3-9: Mittlere, Minimal- und Maximal Konzentrationen für ausgewählte Pflanzenschutzmittel in Fließgewässern Nordrhein-Westfalens (Datengrundlage: ARW 2010 und 2011, RIWA 2010 und 2011, NRW-GÜS)

Aufgrund der häufig aufgetretenen Befunde unterhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenzen sowie der wechselnden Bestimmungsgrenzen lassen sich plausible Abschätzungen der Gewässerfrachten für die drei Pflanzenschutzmittel analog zu den Arzneimitteln und Industriechemikalien nicht durchführen. Eine Nutzung der Konzentrationsbefunde mit halber Bestimmungsgrenze kann hier zu einer erheblichen Überschätzung der Gewässerfrachten führen. Für die Anwendung in Deutschland als Pflanzenschutzmittel sind für Isoproturon und Mecoprop für das Jahr 2010 inländische Wirkstoffmengen von > 1.000 t bzw. 100 bis 250 t zu verzeichnen (Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit, 2011). Für das Harnstoff-Herbizid Isoproturon konnte Hillenbrand et al. (2006) für das Jahr 2002 einen deutschlandweiten Gewässereintrag von ca. 6 t abschätzen.

Bach und Frede (2012) haben für ausgewählte Pflanzenschutzmittelwirkstoffe in einer statistischen Auswertung von Zeitreihen (1990-2006) Trends zur Entwicklung von Anwendungsmengen und an verschiedenen Gewässerstationen Trendentwicklungen zu Gewässerfrachten ermittelt. Bei den Anwendungsmengen für Isoproturon und Mecoprop in Deutschland ist von 1999/2000 bis 2006 von einem signifikanten Abwärtstrend auszugehen. Für die Gewässerfrachten an Rhein und Ruhr (Stationen Köln und Schwerte) wurden für Isoproturon und Mecoprop für den Betrachtungszeitraum 1990/91 bis 2006 ebenfalls, teilweise mit hoher Signifikanz, rückläufige Trends beobachtet (Bach und Frede, 2012).

Für Terbutryn endete in der Europäischen Union mit der EG-Verordnung Nr. 2076/2002 die Zulassung als Pflanzenschutzmittel im Juli 2003. Im Jahr 2002 wurde in Deutschland noch eine inländische Absatzmenge von kleiner einer Tonne registriert (Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit 2003). Anwendungsmengen im Biozidbereich konnten nicht recherchiert werden.

Die in Deutschland vom Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit durchgeführten Rückstandsuntersuchungen von Pflanzenschutzmitteln in Lebensmitteln mit nur noch vereinzelt Befunden in den letzten Jahren für Isoproturon, Mecoprop und Terbutryn bestätigen den o. g. Trend (www.bvl.bund.de).

3.3.4.3 Stoffeigenschaften und Trinkwasserrelevanz

Für die einzelnen Pflanzenschutzmittel aus Tabelle 3-2 wurden im Hinblick auf eine Bewertung ihrer Gewässer- und Trinkwasserrelevanz ebenfalls die wesentlichen chemisch-physikalischen Stoffeigenschaften wie die Wasserlöslichkeit und der Verteilungskoeffizient zwischen Oktanol/Wasser (K_{OW}) sowie Daten zur biologischen Abbaubarkeit zusammengestellt (s. Anhang 1).

Für alle drei Pflanzenschutzmittel sind mit Werten zwischen 25 und 620 mg/L hohe Wasserlöslichkeiten zu verzeichnen. Betrachtet man den Logarithmus des Oktanol-

Wasserverteilungskoeffizient ($\log K_{OW}$) der jeweiligen Pflanzenschutzmittel, so liegt dieser bei Werten < 4 . Als schnell biologisch abbaubar (< 10 Tage) ist keines der betrachteten Pflanzenschutzmittel einzustufen. Isoproturon und Mecoprop weisen Halbwertszeiten auf, die mit < 100 Tagen auf einen geringen Abbau hinweisen. Für das Terbutryn liegen Daten für eine Sedimentmatrix vor, die Halbwertszeiten zwischen 180 und 240 Tagen ausweisen, die auf eine hohe Persistenz hindeuten (vgl. Anhang 1).

Bei Anwendung des Screening-Instruments zur Bewertung der Trinkwasserrelevanz nach Kuhlmann et al. (2010) auf die genannten Pflanzenschutzmittel kann unter Berücksichtigung der Daten zur Wasserlöslichkeit, den K_{OW} -Werten und den Daten zur biologischen Abbaubarkeit Isoproturon, Mecoprop und Terbutryn eine hohe Trinkwasserrelevanz zugeordnet werden. In Zusammenhang mit dem konkret nachgewiesenen Auftreten der Stoffe in Gewässern ist dies, und hier insbesondere für das Isoproturon, als ein Beleg für ein Kontaminationspotenzial zu sehen.

3.3.4.4 Vorhandene Grenz- und Zielwerte

Für die beiden Pflanzenschutzmittel Mecoprop und Isoproturon werden in der Oberflächengewässerverordnung einzuhaltende UQN zur Beurteilung des ökologischen Zustandes und des chemischen Zustandes von Oberflächengewässern vorgegeben. Zur Beurteilung des ökologischen Zustandes ist für Mecoprop eine UQN von $0,1 \mu\text{g/L}$ im Jahresdurchschnitt und für Isoproturon als prioritärem Stoff zur Beurteilung des chemischen Zustandes UQN von $0,3$ bzw. $1 \mu\text{g/L}$ als Jahresdurchschnitt bzw. als zulässige Höchstkonzentration benannt (s. Tabelle 3-7). Für das Terbutryn liegen derzeit Vorschläge zu chronischen und akuten Qualitätskriterien zur Übernahme als Qualitätsnormen für Oberflächengewässer nach einem EU-Vorschlag zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe vor (EU 2012). Ebenfalls sind in Tabelle 3-7 die jeweiligen NOEC- und PNEC-Werte aufgeführt, die bei der Ableitung der Qualitätsziele bzw. der aufgeführten Vorschläge berücksichtigt wurden. Die benutzten Daten sind in den jeweiligen Stoffsteckbriefen im Anhang 1 dargestellt.

Tabelle 3-7: Zusammenstellung von NOEC- und PNEC-Werten, Risikoquotienten und Qualitätskriterien für Pflanzenschutzmittel im Abgleich mit den für das nordrhein-westfälische Rheineinzugsgebiet formulierten Mittel- und Max-Konzentrationen (*UQN-Vorschläge nach EU (2012))

	NOEC	PNEC	OGeVV (2011) Chronisches Qualitätskri- terium (JD-UQN)	OGeVV (2011) Akutes Qualitätskri- terium (ZHK-UQN)	Risikoquo- tient _{chronisch} = NRW-MEC _{Mittel} / (V)JD-UQN	Risikoquo- tient _{akut} = NRW-MEC _{Max} / (V)ZHK-UQN	NRW- MEC _{Arith.} .Mittel	NRW- MEC _{Max}
Einheit	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	-	-	µg/L	µg/L
Mecoprop	220	5,5	0,1	160*	0,1791	0,0003	0,018	0,049
Isoproturon	3,2	0,32	0,3	1	0,0791	0,17	0,024	0,17
Terbutryn	0,27	0,034	0,065*	0,34*	0,2446	0,0765	0,016	0,026

Weiterhin sind in der Tabelle die für das nordrhein-westfälische Rheineinzugsgebiet formulierten Konzentrationen der NRW-MEC_{Mittel} und NRW-MEC_{Max} und die ermittelten Risikoquotienten (chronisch und akut) dargestellt. Beide Risikoquotienten der aufgeführten Pflanzenschutzmittel sind < 1, so dass hier keine expliziten Hinweise auf sowohl erhöhte akute und chronische ökotoxikologisch Risiken abzuleiten sind.

In Tabelle 3-8 sind für die drei Pflanzenschutzmittel nutzenspezifische Ziel- und Grenzwerte bzw. Bewertungskriterien dargestellt sowie zum Vergleich die jeweiligen stoffspezifischen für das nordrhein-westfälische Rheineinzugsgebiet formulierten Konzentrationen (NRW-MEC_{Mittel} und NRW-MEC_{Max}) aufgeführt. Bei den Zielwerten handelt es sich um von der LAWA und dem DVGW aus Vorsorgegründen formulierte Mindestqualitätsziele für organische Spurenstoffe in Oberflächengewässern, aus denen Trinkwasser gewonnen wird. Lediglich die für das Isoproturon für den Zeitraum 2009 bis 2010 ermittelten Maximalkonzentrationen (NRW-MEC_{Max}) überschreiten die nutzenspezifischen Zielwerte des DVGW und der LAWA sowie den Grenzwert der Trinkwasserverordnung (farbig hinterlegt).

Tabelle 3-8: Zusammenstellung nutzenspezifischer Zielwerte und Bewertungskriterien für die Pflanzenschutzmittel Mecoprop, Isoproturon und Terbutryn und zum Vergleich für das nordrhein-westfälische Rheineinzugsgebiet formulierte Mittel- und Max-Konzentrationen ((1) ARW et al. (2010); (2) LAWA (1997); (3) Dieter (2011); (4) bfr.bund.de (2011))

	Nutzenspezifische Zielwerte		Trinkwassergrenzwerte bzw. Bewertungskriterien für Stoffe, für die in der TrinkwV kein Grenzwert festgelegt ist				NRW-MEC Arith.Mittel	NRW-MEC Max
	Zielwerte für die Beschaffenheit von Fließgewässern und Talsperren (1)	Zielvorgaben LAWA für Schutzgut Trinkwasserversorgung (2)	Grenzwert TrinkwV (3)	Gesundheitlicher Orientierungswert GOW (3)	Leitwert/ Eingreifwert LW (Besorgniswert BW)(3)	Maßnahmenwert MW (Gefahrenwert GefW)(3)		
Einheit	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
Mecoprop	0,1	0,1	0,1	-	35	10	0,018	0,049
Isoproturon	0,1	0,1	0,1	-	53	10	0,024	0,17
Terbutryn	0,1		0,1	-	-	10	0,016	0,026

3.3.4.5 Fazit „Pflanzenschutzmittel“

Stellvertretend für landwirtschaftsbedingte Einträge in Oberflächengewässer kann dem in der Landwirtschaft beim Ackerbau in Deutschland am häufigsten eingesetzten Herbizid Isoproturon die höchste Relevanz zugeordnet werden. Es gelangt vorwiegend über Direkteinträge und Abschwemmungen sowie auch über mit dem Kanalsystem verbundene Nutzflächen (Hofabläufe) in die Oberflächengewässer. Gegenüber den in Tabelle 3-2 aufgeführten Stoffen Mecoprop und Terbutryn, die mit Ausnahme des nicht mehr zugelassenen Terbutryn ebenfalls in der Landwirtschaft mit eingesetzt werden und auch eine hohe Trinkwasserrelevanz aufweisen, überschreiten die gemessenen Isoproturon-Konzentrationen nutzenspezifische Zielwerte, den allgemeinen Vorsorgewert und die Umweltqualitätsnorm der Oberflächengewässerverordnung. Isoproturon ist in der WRRL-Tochterrichtlinie (Richtlinie 2008/105/EG) "Umweltqualitätsnormen" als einer der 33 dort aufgeführten prioritären oder prioritär gefährlichen Stoffe mit einer Umweltqualitätsnorm für oberirdische Gewässern belegt. Diese wurde für Isoproturon unverändert in der Oberflächengewässerverordnung in die Anlage 7 zur Beurteilung des chemischen Zustandes oberirdischer Gewässer übernommen (BMU, Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (OGewV), 2011).

Als Stellvertreter für Isoproturon kann dem ebenfalls in der Landwirtschaft angewendeten und bei nicht-landwirtschaftlichen Anwendungen als Biozid eingesetzten Pflanzenschutzmittel Mecoprop auch eine entsprechende Relevanz zugeordnet werden, da es in der Oberflächengewässerverordnung ebenfalls mit einer Umweltqualitätsnorm von 0,1 µg/L im Jahresdurchschnitt zur Beurteilung des ökologischen Zustandes belegt ist.

3.3.5 Keime und Viren (hygienische Belastung)

Neben dem Eintrag von Spurenstoffen aus der Siedlungsentwässerung ist auch der Eintrag von Keimen und Viren und hier im Besonderen von wasserassoziierten Krankheitserregern in Oberflächengewässer zu betrachten. Dies ist besonders dort relevant, wo Oberflächengewässer zur Trinkwassergewinnung herangezogen werden oder andere sensible Nutzungen wie z. B. als Badegewässer gegeben sind.

Mit Wasser übertragbare Krankheiten besitzen neben einer epidemiologischen auch eine ökonomische Relevanz. Volkswirtschaftliche Belastungen durch wasserassoziierte und scheinbar harmlose Erkrankungen, wie Diarrhö, entstehen u. a. durch Arbeitsausfälle, Kosten für Medikamente und ggf. Krankenhausaufenthalte. Eine Krankschreibung aufgrund von Durchfallerkrankungen ist einer der häufigsten durch Ärzte bescheinigten Gründe für Arbeitsunfähigkeit in Deutschland (RKI, 1999). Über die Krankschreibungsstatistik der AOK-Rheinland konnte im Rahmen einer Studie für versicherte Arbeitnehmer des Rheinisch-Bergischen Kreises eine mittlere Inzidenzrate von 1.130 Neuerkrankungen pro 100.000 Versicherten/Jahr abgeleitet werden, so dass entsprechend hohe Verluste der Produktivität durch Arbeitskraft angenommen werden (Dangendorf, 2003). Nach Schätzungen ergeben sich für die USA jährlich mehrere Milliarden US-Dollar Kosten durch trinkwasserassoziierte Erkrankungen (Buzby und Roberts, 1997). Auch in Deutschland könnten bei hygienischen Verunreinigungen des Wassers in großen Wasserversorgungsgebieten bis zu 1 Million Menschen aus der gleichen Quelle mit wasserassoziierten Krankheitserregern infiziert werden, was gravierende epidemiologische und ökonomische Konsequenzen haben könnte (Exner, 2007).

3.3.5.1 Wasserassoziierte Krankheitserreger

Eine der häufigsten Infektionsquellen für den Menschen sind mit Bakterien kontaminierte Lebensmittel. Einige dieser Bakterien können im Wasser überdauern und somit über unzureichend aufbereitetes Trinkwasser übertragen werden (WHO, 2008). Einige Wasserassoziierte Krankheitserreger weisen eine geringe erforderliche Infektionsdosis auf (Exner und Koch, 2011). Für das Trinkwasser sind in erster Linie fäkal-oral übertragbare Erreger von Bedeutung, die Darmerkrankungen verursachen und über fäkal belastetes Abwasser in zu Trinkwasserzwecken genutzte Oberflächengewässer gelangen. Diese Bakterien unterscheiden sich in ihrer gesundheitlichen Relevanz, ihrer Infektiosität, ihrer Persistenz in der Umwelt und ihrer Resistenz gegenüber Aufbereitungs- und Desinfektionsmaßnahmen (vgl. Tabelle 3-9).

Tabelle 3-9: Signifikanz wasserassoziierter Bakterien (aus Preuß et al. 2013 nach WHO, 2006 u. 2008)

BAKTERIEN		gesundheitliche Relevanz	Umwelt- Persistenz	(Chlor-) Resistenz	Infektiosität	Bemerkungen
Campylobacter	<i>C. jejuni</i>	xxx	xx	x	xx	
	<i>C. coli</i>	xxx	xx	x	xx	
<i>E. coli</i>	pathogene	xxx	xx	x	x	
	enteropath.	xxx	xx	x	xxx	
Salmonella	<i>S. typhi</i>	xxx	xx	x	x	
	Andere	xxx	Vermehrung	x	x	
Shigella	<i>spp.</i>	xxx	x	x	xx	Lebensmittel
Vibrio	<i>V. cholerae</i>	xxx	x	x	x	
Pseudomonas	<i>P. aeruginosa</i>	xxx	Vermehrung	xx	x	Trinkwasser- installation
<i>Legionella</i>	<i>spp.</i>	xxx	Vermehrung	x	xx	Inhalation
Mycobakterien	nicht tuberkol.	X	Vermehrung	xxx	x	Inhalation

xxx = hoch, xx = mäßig, x = gering

Darüber hinaus müssen aber auch Protozoen wie Cryptosporidien und Giardien sowie enteropathogene Viren als wasserassoziierte Krankheitserreger mit sehr hoher Signifikanz bewertet werden (Tabelle 3-10).

Tabelle 3-10: Signifikanz wasserassoziierter Protozoen und Viren (aus Preuß et al. 2013 (geändert) nach WHO, 2006 und 2008)

Viren und Protozoen		Gesundheitliche Relevanz	Umwelt-Persistenz	(Chlor-) Resistenz	Infektiosität	Bemerkungen
Adenoviren		xxx	xxx	xx	xxx	
Noroviren		xxx	xxx	xx	xxx	
Rotaviren		xxx	xxx	xx	xxx	
Enteroviren		xxx	xxx	xx	xxx	Infektionen werden nicht erfasst
Hepatitis A / B		xxx	xxx	xx	xxx	In Deutschland geringe Bedeutung
Cryptosporidien	<i>C. parvum</i>	xxx	xxx	xxx	xxx	
Giardien	<i>G. lamblia</i>	xxx	xxx	xxx	xxx	
Cyclospora	<i>C. cayetanensis</i>	xxx	xxx	xxx	xxx	
Acanthamoeba	<i>Spp.</i>	xxx	xxx	xxx	xxx	Inhalation
Naegleria	<i>N. fowleri</i>	xxx	Vermehrung	xxx	xxx	Hautinfektion

xxx = hoch, xx = mäßig, x = gering

Erkrankungen durch wasserassoziierte Erreger traten in Deutschland bisher nur regional eng begrenzt auf. Ursachen waren bei Ausbrüchen in der Regel verunreinigte Privatbrunnen, begrenzte Leckagen in Abwassersystemen, Unfälle in industriellen Betrieben oder extreme Niederschlagsereignisse. In den Sommermonaten sind außerdem vereinzelt erhöhte Befunde wasserassoziierter Krankheitserreger in Badegewässern festzustellen (MUNLV, 2009).

Laut Robert-Koch-Institut (RKI) handelt es sich bei den in NRW in den letzten Jahren am häufigsten aufgetretenen bakteriellen Darmerkrankungen um die Campylobacter-Enteritis, Erkrankungen durch pathogene *E.coli* und um Salmonellosen (RKI, 2008). Da die meisten der mit dem Wasser übertragenen Krankheitserreger Durchfallerkrankungen verursachen, werden sie häufig aufgrund eines leichten Krankheitsverlaufes nicht systematisch erfasst und treten somit in der Statistik des RKI nicht auf. Daher ist eine exakte Benennung der Erkrankungen pro Jahr in Deutschland letztendlich nicht gegeben und auch eine

Unterscheidung der Infektionsquelle (Lebensmittel, Wasser, Reisen) nicht zuverlässig möglich.

Im Vergleich zu Bakterien bedarf es zur Auslösung einer Infektion mit enteralen Viren wie z. B. Noroviren nur weniger Partikel (10 - 50) (Lindesmith et al., 2003). Dem gegenüber steht jedoch bei infizierten Personen eine hohe Ausscheidungsrate von bis zu 1.0^{11} Viren/g Faeces (Bosch, 1998). In der Gruppe der enteralen humanpathogenen Viren sind aus infektiologischer Sicht die Noro- und Rotaviren von besonderer Bedeutung. In Deutschland erkrankten im Jahr 2012 ca. 113.300 bzw. 39.300 Personen (gemeldete Fälle gem. RKI). Im Vergleich der letzten 10 Jahre nahm die Anzahl der gemeldeten Fälle in NRW zu (s. Bild 3-10). Während bei den Noro- und Rotaviren in den letzten Jahren eine in etwa gleichbleibende Anzahl gemeldeter Fälle zu verzeichnen ist, kann bei den humanen Adenoviren seit 2008 ein zunehmender Trend ausgemacht werden.

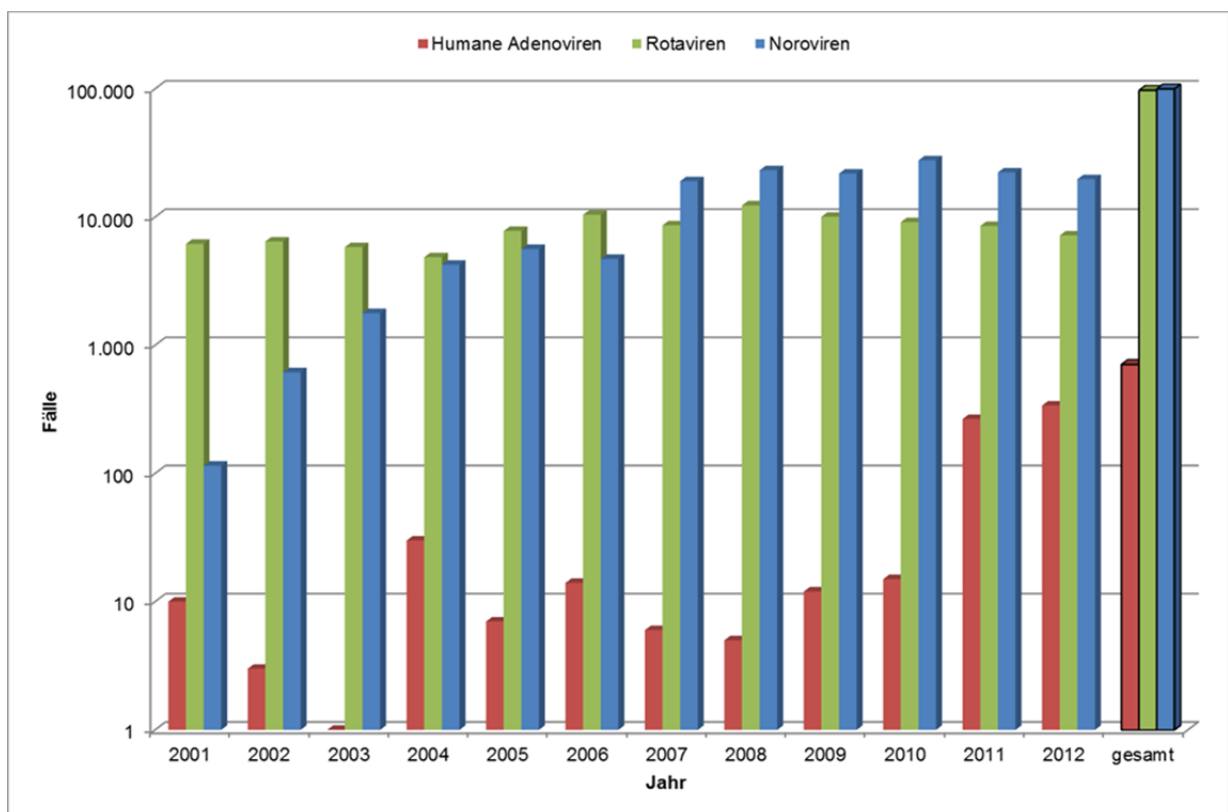


Bild 3-10: Logarithmische Darstellung der übermittelten Adeno-, Rota- und Norovirus-Fälle nach Jahren in Nordrhein-Westfalen.
(Quelle: Robert-Koch-Institut: SurvStat, <http://www3.rki.de/SurvStat>, Datenstand: 30.05.2013)

3.3.5.2 Eintragspfade

Zu den punktuellen und diffusen Eintragspfaden für Fäkalbakterien und Krankheitserreger in die aquatische Umwelt aus natürlichen und anthropogenen Quellen gehören Abwasser aus Kläranlagen, Mischwasserentlastungen, belastete Ab- und Sickerwässer aus Tanks, Sickergruben, Kanalisationsleckagen, industrielle Direkteinleiter, Abspülungen und Einträge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen wie gedüngte Äcker oder Viehweiden, Regenwasserüberläufe, Waldgebiete mit den Ausscheidungen von Haus- und Wildtieren, Bodenerosion, Friedhöfe sowie die Bakterienvermehrung im Wasser.

Gerade bei Starkregen machen sich Abwaschungen gedüngter Felder in der Gesamtfracht deutlich bemerkbar (u. a. Grottke et al., 2006). Ebenso können Starkregenereignisse zu einer Überlastung von Kläranlagen und Mischwasserentlastungen und damit zu einem vermehrten Eintrag von Krankheitserregern in die Umwelt führen.

Aber auch während trockener Sommermonate mit niedrigen Abflüssen konnten, wie Untersuchungen in den USA zeigten, z. B. Einträge von Viehweiden als Hauptquelle für fäkale Bakterien bestimmt werden. Hier wurde ein Transport typisierter *E.coli*-Stämme über Distanzen von mehreren Kilometern innerhalb von 36 Stunden nachgewiesen (Schumacher, 2002). Auch in einer mehrjährigen Studie von Derlet et al. (2008) konnten im Abstrom von Viehweiden signifikant häufiger hohe Konzentrationen von Fäkalindikatoren nachgewiesen werden als in Waldgebieten. Ebenso belegen Untersuchungen von Jolley et al. (2008) eine Abhängigkeit der Bakterienkonzentrationen in Gewässern von der Landnutzung in den jeweiligen Einzugsgebieten. Crowther et al. (2001) beobachteten in England eine deutliche Abhängigkeit zwischen der Bewirtschaftungsart von landwirtschaftlichen Nutzflächen und der Anwesenheit von Fäkalindikatoren in deren entwässernden Abflüssen.

Neben fäkalen Bakterien gelangen auch Parasitendauerstadien in erster Linie über das Abwasser und Abschwemmungen von landwirtschaftlich genutzten Flächen in Oberflächengewässer. Hierbei erfolgen der Eintrag von Giardien-Cysten vorwiegend über Kläranlagen und der Eintrag von Cryptosporidien-Oocysten vorwiegend aufgrund landwirtschaftlicher Einflüsse (Bischoff und Feuerpfeil, 2001). Die Höhe der Belastung mit Parasitendauerstadien wird durch eine Vielzahl an äußeren Faktoren beeinflusst, wie z. B. die topographischen Gegebenheiten, die landwirtschaftliche Nutzung und die Durchseuchung der Wildtierpopulationen im Einzugsgebiet, die Niederschlagsmengen und die Jahreszeit.

Hinsichtlich humanpathogener, enteraler Viren sind ebenfalls vor allem die Kläranlagenabläufe und Abschwemmungen von landwirtschaftlich genutzten Flächen (diffuse Quellen) als wesentliche Eintragspfade in Oberflächengewässer anzusehen. Bei der Einleitung von kommunalen Abwässern werden human-, tier- und pflanzenpathogene Viren

in die Gewässer eingebracht (Hamza et al., 2011). Die Konzentrationen im Zulauf und die Reduktionsrate für die einzelnen Viren unterscheiden sich zwischen verschiedenen Kläranlagen deutlich. Neben unterschiedlichen Aufbereitungs-, Behandlungs- und möglichen Desinfektionsverfahren spielt die Struktur des Einzugsgebietes eine entscheidende Rolle. Bei einer vornehmlich urban geprägten Region sind höhere Konzentrationen zu erwarten als bei überwiegend industriellen Einleitern.

Zur Charakterisierung des Eintrags von Viren in Oberflächengewässer über diffuse Quellen gibt es eine Untersuchung aus dem Einzugsbereich der Swist, in der Coliphagen als Indikatoren für enterale Viren untersucht wurden. In dieser Arbeit wurde folgende Reihenfolge der Landnutzung hinsichtlich des Eintrags von Viren in Oberflächengewässer aufgestellt: Wald < Obstanbau < Weideland < Ackerfläche (Kistemann et al., 2008). Diese Gewichtung wird indirekt durch eine Studie aus Canada gestützt, in der eine Übertragung von humanen Noroviren durch Schweine und Rinder belegt wurde (Mattison et al., 2007). Dementsprechend gelangen die von Rindern und Schweinen ausgeschiedenen humanpathogenen Viren über die Düngung der Felder und Wiesen und durch anschließende Auswaschung durch Niederschläge in die Oberflächengewässer. Letzteres wird durch eine Untersuchung aus dem Jahr 2000, in der ein Zusammenhang zwischen Starkregenereignissen und dem vermehrten Auftreten von enteralen Viren in Oberflächengewässern nachgewiesen wurde, belegt (Miossec et al., 2000).

Die Untersuchungen an der Swist zu mikrobiellen Fließgewässerbelastungen durch abwassertechnische Anlagen und diffuse Einträge haben in ihrer Bilanzierung gezeigt, dass im Verlauf eines hydrologischen Jahres erheblich größere Mengen von Krankheitserregern aus den Mischwasserentlastungen und aus den diffusen Quellen in die Vorfluter eingetragen werden, als aus den Kläranlagen (MUNLV, 2009, Kistemann et al., 2007). Es konnte dabei festgestellt werden, dass zu der stetigen Grundlast des Kläranlagenablaufs bei Entlastungsereignissen in wenigen Minuten die durchschnittliche Tagesfracht der Kläranlagenabläufe an Mikroorganismen zusätzlich eingeleitet wird. Im Jahresverlauf ist der in die Vorflut eingeleitete Bakterien-Frachtanteil der Mischwasserentlastungen ca. 20-mal höher einzustufen als der Kläranlagenanteil. Ebenso ist der Frachtanteil der diffusen Einträge von hygienisch-mikrobiologisch relevanten Belastungen über andere punktuelle Einleitungen wie Abschwemmungen von Flächen oder Resuspensionen in der Summe etwa den Frachten der Mischwasserentlastungen gleichzusetzen und somit größer als der Frachtanteil aus den Kläranlagen. Bild 3-11 zeigt anhand der Daten der Swist-Studie für die jeweiligen Eintragspfade die anteiligen Jahresfrachten von *E. coli*, Clostridien und *Giardia lamblia* und verdeutlicht damit die eher untergeordnete Rolle des Eintragspfades Kläranlage für diese Organismen.

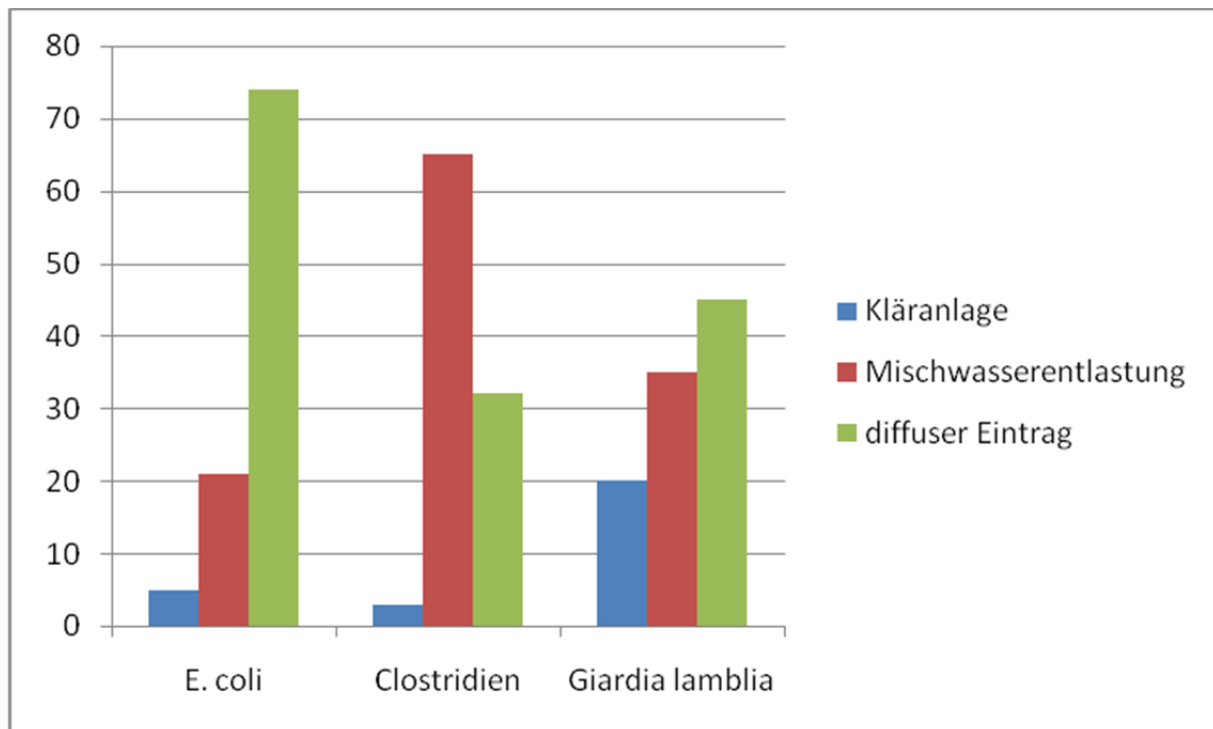


Bild 3-11: Prozentuale Anteile der Jahresfrachten von *E. coli*, Clostridien und *Giardia lamblia* im Einzugsgebiet der Swist aus Kläranlagen, Mischwasserentlastungen und diffusem Eintrag (Daten MUNLV, 2009)

3.3.5.3 Wasserassoziierte Krankheitserreger in Oberflächengewässern Nordrhein-Westfalens

Speziell wasserassoziierte Krankheitserreger in Oberflächengewässern werden hinsichtlich hygienischer Aspekte routinemäßig kaum untersucht. Lediglich fäkal-orale Indikatororganismen werden vereinzelt in Messprogrammen erfasst. Preuß et al. (2013) haben in einer Datenstudie für den Zeitraum 2000 bis 2010 die in der NRW-Datenbank HYGRIS vorhandenen mikrobiologischen Parameter ausgewertet. Hierbei ist anzumerken, dass die Datenbank zum Teil sehr heterogen ist und als sogenannte Rohwassermessstellen neben Grundwassermessstellen auch Oberflächenwassermessstellen beinhaltet, die die Autoren aber nicht weiter differenziert betrachtet haben. In der Auswertung waren bei Messstellen mit mikrobiologischen Datensätzen landesweit ca. 85% der Untersuchungen auf den Parameter *E. coli* als negativ (< Grenzwert Trinkwasserverordnung) gekennzeichnet. Für coliforme Bakterien waren fast 78% der Untersuchungen als negativ (< Grenzwert Trinkwasserverordnung) einzustufen, wobei die meisten positiven Befunde (> Grenzwert Trinkwasserverordnung) bei den Trinkwasserressourcentypen Quelle im Festgestein, Grundwasseranreicherung, Trinkwassertalsperre und Uferfiltrat auftraten.

Aufgrund des hohen Aufwandes sind die enteralen Viren ebenfalls keine Routineparameter, die regelmäßig in Oberflächengewässern oder Abwässern untersucht werden. Von daher ist die Datenlage zum Vorkommen dieser Viren in Oberflächengewässern in Deutschland bzw. auch in NRW sehr eingeschränkt.

Die Abteilung für Hygiene, Sozial- und Umweltmedizin der Ruhr-Universität Bochum hat über einen Zeitraum von zwei Jahren an der Ruhr und am Rhein Untersuchungen zum Nachweis humanpathogener Viren durchgeführt (Hamza et al., 2011, Jurzik et al., 2010). Die Probenahmen für die Virenuntersuchungen erfolgten im Zeitraum von Januar 2008 bis Dezember 2009 im Abstand von zwei Wochen an ausgewählten Probenahmestellen. Mit 96% der Proben waren fast alle untersuchten Oberflächenwasserproben aus Ruhr und Rhein positiv für humane Adenoviren. In nur knapp zweidrittel der Proben konnten Rotaviren und in 29% der Proben Noroviren GII nachgewiesen werden. Maximal konnten $6,3 \times 10^4$ gen. equ./L Noroviren GII bzw. $5,6 \times 10^4$ gen. equ./L für humane Adenoviren und $2,9 \times 10^4$ gen. equ./L für Rotaviren gemessen werden. Im Gegensatz zu den humanen Adenoviren, die dauerhaft ausgeschieden werden und latente Infektionen auslösen können, zeigten die Noroviren und Rotaviren im Untersuchungszeitraum einen deutlich saisonalen Verlauf mit erhöhten Befunden und Maxima zwischen Januar und Mai (Hamza et al., 2011, Jurzik et al., 2010).

Erste virologische Stichproben-Untersuchungen des Kläranlagenzulaufs an der Kläranlage Schwerte im Frühjahr 2011 im Rahmen des sog. MUNLV-Teilprojektes 6, „Elimination von Arzneimittlrückständen in kommunalen Kläranlagen“ zeigen für humane Adenoviren einen Konzentrationsbereich von 1×10^5 bis 1×10^7 gen. equ./L (ARGE, 2011).

Zu der Fragestellung, inwieweit im Ablauf von Kläranlagen vermehrt Mikroorganismen mit Antibiotika-Resistenzen auftreten, die dann bei Menschen in Krankheitsfällen bei medizinischer Behandlung zu Problemen führen können, liegen derzeit kaum verallgemeinerbare Untersuchungen vor. Eine Feld-Untersuchung im Einzugsgebiet der Swist (ohne Krankenhauszufluss) mit den Mikroorganismen *P. aeruginosa*, *Campylobacter* spp. und Rhodospirillaceae hat gezeigt, dass sich ganzjährig sowohl Antibiotika-resistente Krankheitserreger als auch resistente Nicht-Pathogene in Abwasser und Gewässern nachweisen lassen (Schreiber, 2011). Dabei variiert der Resistenzanteil sowohl zwischen den Spezies als auch mit den einzelnen untersuchten Antibiotika. Eine erhöhte Antibiotika-Resistenz im Gewässer unterhalb einer Kläranlagen-Einleitung bzw. im Vergleich zwischen Abwasser-unbelasteten Oberläufen und Vorfluter ließ sich nur für einzelne Antibiotika beobachten und war ebenfalls zwischen den Spezies unterschiedlich. Schreiber (2011) konnte bei den Untersuchungen keinen allgemeingültigen Einfluss des Siedlungsabwassers auf die Resistenzsituation ableiten. Es wurde jedoch festgestellt, dass mit zunehmendem Siedlungsabwassereinfluss bei den Pathogenen eindeutig ein Anstieg der Multi-Resistenzen

und hinsichtlich der Resistenzmuster eine etwas höhere Bandbreite unterschiedlicher Muster im Abwasser als im Fließgewässer zu verzeichnen war. In ihren Schlussfolgerungen weist die Autorin darauf hin, dass es neben zahlreichen in weitergehenden Studien noch zu klärenden offenen Fragen, zur Eindämmung von Antibiotika-Resistenzen erforderlich ist, die Antibiotika-Konzentrationen in Abwässern und Gewässern durch adäquate Abwasserbehandlungsmaßnahmen sowie durch einen verminderten medizinischen und landwirtschaftlichen Verbrauch von Antibiotika zu reduzieren (Schreiber, 2011).

Für Krankenhausabwässer ist nach einer Studie davon auszugehen, dass die Emissionen von Keimen mit erworbenen Resistenzen ca. um den Faktor 2 bis 10 über denen aus Privathaushalten liegen (Pauwels und Verstraete, 2006).

3.3.5.4 Bewertung hygienisch relevanter Belastungen

Die EG-Wasserrahmenrichtlinie schreibt einen „guten ökologischen Zustand“ aller Gewässer bis zum Jahr 2015 vor, ohne hierbei jedoch für Grund- und Oberflächengewässer hygienisch-mikrobiologische Parameter zu berücksichtigen oder Grenz- oder Richtwerte für hygienische Belastungen festzulegen. Bewertungsregeln für Oberflächengewässer hinsichtlich einer hygienisch-mikrobiologischen Belastung z. B. für die Ableitung von Infektionsrisiken oder als Restriktionen für anderweitige Gewässernutzungen wie z. B. die Trinkwassergewinnung liegen nicht vor. Lediglich durch die EU-Badegewässerrichtlinie werden über zwei mikrobiologische Parameter Vorgaben formuliert (EU-Richtlinie 2006/7/ (2006)) (s. Tabelle 3-11).

Für die Beurteilung von mikrobiologischen Belastungen in Roh- und Trinkwässern wird auf das Konzept der Indikatorbakterien zurückgegriffen. Dieses Indikatorprinzip bildet seit Jahrzehnten die Grundlage sowohl nationaler als auch internationaler Standards und Regelwerke für die hygienische Bewertung von Wasser (u. a. TrinkwV, 2011; WHO, 2008). In der Trinkwasserverordnung sind die erforderlichen Untersuchungsprogramme sowie die gesetzlichen Grenzwerte für die bakteriologische und chemische Beschaffenheit des Trinkwassers geregelt. Das Darmbakterium *Escherichia coli* (*E. coli*) und die heterogene Gruppe der übrigen coliformen Bakterien dienen dabei für die Untersuchung von Wasser als Indikatoren für fäkale Verunreinigungen. Diese Bakterien gehören zur normalen Darmflora von Warmblütern. Sie sind in der Regel nicht pathogen, können außerhalb des Darms jedoch insbesondere bei immungeschwächten Menschen zu Infektionen führen. Ihr Vorkommen im Wasser gibt Hinweise auf eine hygienisch unzureichende Wasserqualität. In Ausnahmefällen, z. B. bei Überschwemmungen oder bei unzureichender Filtration, können sie in das Grund- oder Rohwasser gelangen.

Die Grenzwerte nach TrinkwV liegen für *Escherichia coli* (*E.coli*), coliformen Bakterien, Enterokokken und *Clostridium perfringens* jeweils bei Null in 100 mL. Darüber hinaus können die Gesundheitsämter weitere Untersuchungen auch auf andere Krankheitserreger anordnen. Die Grenzwerte für die mikrobiologischen Parameter sind in Tabelle 3-11 aufgeführt.

Tabelle 3-11: Mikrobiologische Grenz- und Richtwerte (TrinkwV, (2011), EU-Richtlinie 2006/7/ (2006))

Parameter	Grenzwert/Anmerkung TrinkwV 2011	EU-Badegewässer- Richtlinie 2006
Mikrobiologische Parameter		
<i>E.coli</i>	0/100 mL	900/100 mL
Intestinale Enterokokken	0/100 mL	330/100 mL
Indikatorparameter		
Koloniezahlen bei 22°C	ohne abnorme Veränderung*	
Koloniezahlen bei 36°C	ohne abnorme Veränderung*	
Coliforme Bakterien	0/100 mL	
<i>Clostridium perfringens</i> (einschl. Sporen)	0/100 mL	
Spezielle Anforderungen (Trinkwasserinstallation)	Technischer Maßnahmewert	
<i>Legionella spec.</i>	100/100mL	
Untersuchungen auf Anordnung des zuständigen Gesundheitsamtes		
<i>Salmonella spec.</i>		
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>		
<i>Legionella spec.</i>		
<i>Campylobacter spec.</i>		
Enteropathogene <i>E.coli</i> (z. B. EHEC)		
<i>Cryptosporidium parvum</i>		
<i>Giardia lamblia</i>		
Coliphagen		

* Jedoch Grenzwert 100/ml am Zapfhahn bzw. Grenzwert 20/ml unmittelbar nach Abschluss der Aufbereitung bei Anwendung des Verfahrens nach Anlage 5 der TrinkwV

Eine mögliche Belastung mit Viren oder Parasiten wird mit diesen Indikatoren jedoch nicht erfasst, ebenso nicht die Bakterien, die sich im Versorgungsnetz oder in der Trinkwasserinstallation vermehren können (Girones et al., 2010; WHO, 2008). Für die meisten bakteriellen, gastro-intestinalen Infektionserreger wie z. B. Typhus, Cholera oder Shigellen ist jedoch eine gute Erfassung durch diese Indikatoren gegeben (Exner und Koch, 2011).

Viren sind im Wasser bisher analytisch nur schwer zu erfassen. Derzeit dienen teilweise noch Coliphagen als Indikatoren für fäkale Einträge, da somatische Coliphagen mittels einfacher, genormter Verfahren nachweisbar sind. Meist sind sie in Gewässern jedoch nur in geringen Konzentrationen vorhanden. Dagegen sind die humanpathogenen Adenoviren im Abwasser fast immer zu finden und mittels molekularbiologischer Verfahren (PCR) nachweisbar (Selenka et al., 2011). Derzeit werden in einigen Arbeitsgruppen verstärkt Verfahren zur Erfassung von Viren weiterentwickelt (Hamza et al., 2011, Jurzik et al., 2010).

In eine Routineüberwachung werden diese Parameter aufgrund probenahmetechnischer Anforderungen in naher Zukunft jedoch keinen Eingang finden, ebenso wie sehr zeit- und kostenintensive Verfahren zum Nachweis der Darmparasiten Cryptosporidien und Giardien.

3.3.5.5 Fazit „Keime und Viren (hygienische Belastung)“

Der Eintrag von wasserassoziierten Krankheitserregern in Oberflächengewässer ist insbesondere dort beträchtenswert, wo unterstromig Oberflächengewässer zu Trinkwasserzwecken bzw. als Badegewässer genutzt werden. Als wasserassoziierte Krankheitserreger ist hier fäkal-oral übertragbaren Erregern wie pathogenen *E.Coli*, Protozoen wie Cryptosporidien und Giardien sowie enteropathogenen Viren eine hohe Bedeutung beizumessen.

Neben den vorwiegend diffusen Eintragspfaden für Organismen wie z. B. von landwirtschaftlich genutzten Flächen stellen auch siedlungsbedingte Abwässer über Kläranlagen und Mischwasserentlastungen relevante Quellen dar, wobei die Frachtanteile der diffusen Einträge und Mischwasserentlastungen erheblich höher einzustufen sind als der Kläranlagenanteil.

Die Datenlage zum Vorkommen von speziell wasserassoziierten Krankheitserregern in Oberflächengewässern ist in Deutschland bzw. auch in NRW sehr eingeschränkt. Hygienische Aspekte werden routinemäßig in Oberflächengewässern kaum untersucht und enterale Viren sowie Parasiten stellen z. B. aufgrund des hohen Aufwandes auch keine Routineparameter dar, die regelmäßig in Oberflächengewässern oder Abwässern untersucht werden. Lediglich fäkal-orale Indikatororganismen werden vereinzelt in Messprogrammen erfasst. In einzelnen Feld-Untersuchungen wurden im Ablauf von Kläranlagen zwar auch vermehrt Mikroorganismen mit Antibiotika-Resistenzen detektiert, die dann bei Menschen in Krankheitsfällen bei medizinischer Behandlung zu Problemen führen können, aber für verallgemeinerbare Aussagen zu dieser Thematik liegen derzeit ebenfalls kaum Untersuchungen vor.

Ebenso liegen für Oberflächengewässer hinsichtlich einer hygienisch-mikrobiologischen Belastung z. B. für die Ableitung von Infektionsrisiken oder als Restriktionen für anderweitige

Gewässernutzungen keine Bewertungsregeln vor. Lediglich die EU-Badegewässerrichtlinie formuliert Vorgaben über zwei mikrobiologische Parameter. Für die Beurteilung von mikrobiologischen Belastungen in Roh- und Trinkwässern wird auf das Konzept der Indikatorbakterien zurückgegriffen. Eine mögliche Belastung von Oberflächengewässern mit Viren oder Parasiten wird mit diesen Indikatoren jedoch nicht erfasst, ebenso nicht die Bakterien, die sich z. B. in Versorgungsnetzen oder in der Trinkwasserinstallation vermehren können.

3.4 Immissionsbetrachtungen von Mikroschadstoffen

3.4.1 Allgemeines/Einleitung

Basierend auf den erarbeiteten Ergebnissen, wie der Systemcharakterisierung (Kapitel 3.2) und der Substanzbetrachtung (Kapitel 3.3), wird ein Bilanzmodell für die Immissionsberechnung der Einträge von Humanpharmaka über kommunale Kläranlagen als relevantem Eintragspfad aufgestellt und im Folgenden erläutert. Die Immissionsbetrachtung der Belastungen von Gewässern hat zum Ziel, den Eintrag von Mikroverunreinigungen gewässerbezogen zu modellieren. Der Ansatz ist als kumulative Bilanzierung von Frachten aufgebaut, wobei ein Worst-Case Fall abgebildet wird. Das Ziel ist die Belastung der nordrhein-westfälischen Gewässer zu modellieren und auf Basis der Modellergebnisse zu bewerten. Der Bilanzierungsansatz orientiert sich an den Methoden, die in der RUKO-Studie (MUNLV, 2008), in Entwicklung und Stand der Abwasserreinigung in Nordrhein-Westfalen (MKULNV, 2010) und in den Arbeiten zum Eintrag von Mikroverunreinigungen in die Gewässer der Schweiz (Gälli, 2009) Anwendung fanden. Sie sind darüber hinaus um einen eigenen Bilanzierungsansatz zur Bewertung der Einträge von Mikroverunreinigungen aus der Mischwasserbehandlung erweitert worden. Die Methoden und Ergebnisse dieser Arbeiten dienen als Basis für die Erarbeitung eines NRW weiten Ansatzes zur Bilanzierung des Eintrags von Mikroverunreinigungen in die Gewässer von NRW. Die Frachten werden von der Quelle, hier Siedlung, bis ins Gewässer für Kläranlageneinzugsgebiete bilanziert. Für den Eintragspfad der kommunalen Kläranlagen sind Humanpharmaka als charakteristische Belastungsquelle privater Haushalte ausgewählt worden (vgl. Kapitel 3.3). Gegenstand der Bilanzierung sind hier Diclofenac und Carbamazepin. Als Eingangswert dient die mittlere Verbrauchsmenge pro Einwohner, basierend auf den jährlichen Verbrauchsmengen der Wirkstoffe, wie von IMS Health 2009 ermittelt (UBA, 2011). Dieser Betrachtungsansatz beschränkt sich allein auf die Kläranlage als Standort von potenziellen Maßnahmen zur Reduzierung der betrachteten Mikroschadstoffe und die Darstellung der daraus resultierenden Veränderungen von Konzentrationswerten im Gewässer. Eine Berücksichtigung der potenziellen Auswirkungen einer Frachtreduktion an anderen hierfür

denkbaren Stellen (z. B. Teilstrombehandlung in Krankenhäusern oder Umsetzung von Vermeidungsstrategien) erfolgt im Folgenden nicht. Im Rahmen dieses Vorhabens sind diese Maßnahmenvarianten aufgrund unzureichender Grundlagendaten im Bilanzmodell nicht dargestellt. Stattdessen enthält Kapitel 3.5 eine entsprechende Thematisierung. Bild 3-12 stellt das Schema der Bilanzierung von der Quelle bis ins Gewässer dar.

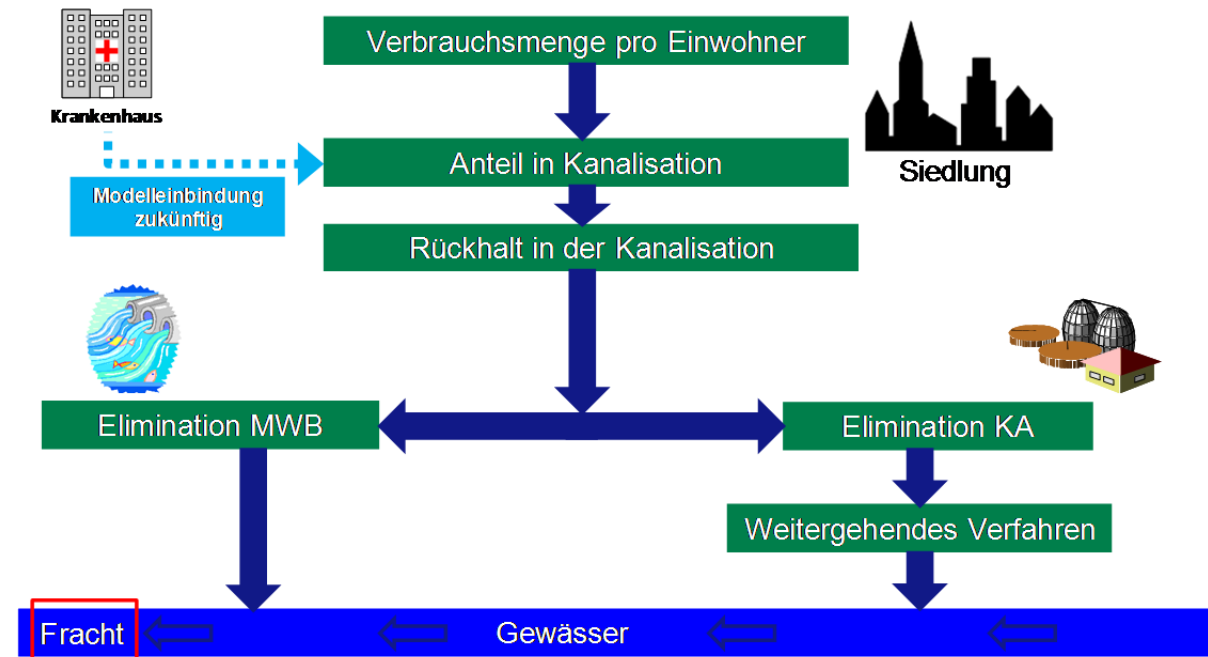


Bild 3-12: Schema der Frachtbilanzierung

Bei der Bilanzierung ist grundsätzlich zwischen Trockenwetter und Regenwetter zu unterscheiden. Gelangen Mikroverunreinigungen im Zuge der Anwendung von Diclofenac und Carbamazepin bei Trockenwetter ausschließlich über die Kläranlagenabläufe in die Gewässer, so wird ein Teil der Fracht bei Regenwetter über die Entlastungsanlagen im Mischsystem abgeführt. Die nachfolgend zusammengefasste Methodik wird in den folgenden Kapiteln vertiefend erläutert.

Die Frachtbilanzierung gliedert sich in die Abschnitte Verbrauch, Eintrag, Kanalisation, Kläranlage ohne und mit weiterführenden Verfahren zur Elimination von Mikroverunreinigungen sowie die Entlastungsanlagen im Mischsystem (bei Regenwetter). Jedem Abschnitt werden Rückhalte- oder Eliminationsfaktoren zugeordnet (siehe Kapitel 3.4.2), die anhand von Literaturwerten festgelegt sind.

Grundsätzlich sind Frachtreduktionen der Mikroverunreinigungen bis zum Abfluss ins Gewässer und auch im Verlauf der Gewässerstrecke zu erwarten. An ca. 40 ausgewählten Messstellen des Gewässergüteüberwachungssystems NRW (GÜS-Messstellen) des Landes

Nordrhein-Westfalen und an projektspezifisch festgelegten Bilanzpunkten werden die Frachten aus Kläranlagenabflüssen flussabwärts aufsummiert. Die Gesamtheit an GÜS-Messstellen und zusätzlich festgelegten Bilanzpunkten werden im Folgenden als Bilanzknoten der Bilanzierung bezeichnet. Die Konzentrationen der Mikroverunreinigungen werden auf Basis der kumulierten Frachten mit Bezug auf die langjährigen, mittleren Niedrigwasserabflüsse (MNQ) an den Bilanzknoten (Anhang 2) berechnet. Es handelt sich somit um eine konservative Herangehensweise, die in Kapitel 6 diskutiert und plausibilisiert wird.

Ein Unterschied zwischen der hier verwendeten Bilanzierung und den verwendeten Eingangsdaten und der Vorgehensweise von Götz et al. (2012) liegt in der räumlichen Auflösung. Götz et al. (2012) verwenden alle Kläranlagen als Bilanzknoten und erreicht damit eine höhere räumliche Auflösung. Ein weiterer Unterschied zwischen beiden Betrachtungen liegt beim Thema Mischwassereinträge. Götz et al. (2012) treffen dazu keine Aussagen und bilanziert allein die Trockenwettersituation. Im Rahmen dieser Untersuchungen erfolgt die Bilanzierung jedoch auf Basis der unten erläuterten Ansätze sowohl die durchschnittliche Jahresfracht bei Trockenwetter als auch zusätzlich die durchschnittliche Jahresfracht unter Beachtung von Regenwetter. Auf Basis des Vergleichs von durchschnittlichen Jahresfrachten bei Trockenwetterelimination und bei Regenwetterelimination wird im Kapitel 6 die Relevanz von Mischwassereinträgen dargestellt und diskutiert. Somit ergänzen sich beide Bilanzierungen in den Ergebnissen.

Das Ruhreinzugsgebiet bildet den Bilanzraum für eine vertiefende Betrachtung des Eintrags von Mikroverunreinigungen und dient als Grundlage für die Übertragung der Bilanzierung auf Nordrhein-Westfalen. Das Ruhreinzugsgebiet stellt ein besonders gut untersuchtes Gewässersystem dar, dass sich durch eine hohe zeitlich und räumlich aufgelöste Datenerhebung sowohl durch das Land NRW als auch den Ruhrverband und die Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (AWWR) auszeichnet. Es eignet sich auch deshalb besonders für Detailuntersuchungen, weil es sich um ein abgeschlossenes Teileinzugsgebiet des Rheins handelt, für das Quellen und Eintragspfade weitgehend erfasst sind. Es eignet sich somit, anders als der Rheinhauptlauf in NRW, besonders gut als geschlossener Bilanzraum zur Entwicklung und Plausibilisierung der Bilanzierung.

3.4.2 Eintragspfade sowie Eliminationsfaktoren

Die vorgestellte Bilanzierung der Humanpharmaka umfasst den Pfad des kommunalen Abwassers aus den privaten Haushalten über die kommunalen Kläranlagen (vgl. Bild 3-13 oder Bild 3-14) in die Gewässer. Es werden hauptsächlich Gewässer betrachtet, die in NRW entspringen und nur in NRW verlaufen. Für den Rheinhauptlauf als Transitgewässer wird die Oberliegerfracht nach Götz et al. (2012) übernommen und als obere Randbedingung verwendet. Die Summe der Frachten aus den Teileinzugsgebieten der großen Rheinnebenflüsse in NRW (Sieg, Wupper, Ruhr, Emscher, Lippe und Erft) sowie der direkten Zuflüsse im Verlauf des Rheins durch NRW stellt den Frachtanteil dar, der in NRW über den Rheinhauptlauf zusätzlich in die Niederlande emittiert wird. Ebenso wie der Rhein nehmen auch die anderen in NRW befindlichen Flusssysteme Mikroverunreinigungen auf und belasten damit die Gewässer der Unterlieger in den Niederlanden, Niedersachsen und Hessen. Es handelt sich dabei um die Maaszufüsse Rur, Schwalm und Niers, das Isseleinzugsgebiet u. a. mit der Berkel, das Emseinzugsgebiet in NRW sowie NRW-Anteile der Weser, insbesondere die Werre.

Mikroverunreinigungen gelangen an ihrer Eintragsquelle ins System und durchlaufen dieses bis zum Eintritt ins Gewässer. Nicht jeder Stoff gelangt zu 100% in die Kanalisation und wird ohne Verminderung ins Gewässer eingeleitet. Vielmehr unterliegen die Stoffe Rückhaltemechanismen wie Entsorgung in den Hausmüll oder Abbauprozessen in der Kanalisation, der Kläranlage oder dem Gewässer. Um dies bilanziell abzubilden, werden Abminderungsfaktoren in die Bilanzierung aufgenommen. Eine konservative Berechnungsmethodik wird angewendet, bei der der Abbau im Gewässer oder eine Verdünnung im Regenwetterfall durch das ins Gewässer eingeleitete Regenwasser vernachlässigt wird (vgl. Kapitel 3.4.4). Außerdem wird durch den Berechnungsansatz keine saisonale Veränderung oder Veränderung im Tagesgang des Eintrags von Mikroverunreinigungen in Gewässern abgebildet. Stattdessen handelt es sich um eine jährliche, einwohnerspezifische Verbrauchsmenge ohne Betrachtung saisonaler Schwankungen des Verbrauchs und der Fracht.

Die tatsächlichen Eintragsverhältnisse werden durch die Verwendung von Korrekturfaktoren näherungsweise bestimmt. Bei Humanpharmaka werden z. B. die stoffspezifischen Faktoren Compliance (Therapietreue oder Einnahme- und Anwendungstreue), Ausscheidung eines Stoffes über Urin und Fäkalien sowie Entsorgung der Stoffe über die Toilette und/oder den Ausguss angesetzt.

Ein potentieller Rückhalt eines Humanarzneimittels in der Kanalisation, z. B. im Sediment der Ablagerungen, wird in der Bilanzierung durch den stoffspezifischen Faktor f_{kan} abgebildet. Die ins Kanalnetz abgeleitete Fracht vermindert sich bis zum Vorfluter zur Kläranlage um diesen Faktor. Die Fracht, die in die Kanalisation eingeleitet wird, zusammengesetzt aus der

Verbrauchsmenge und den Faktoren zur Compliance, zur Ausscheidung und zur Entsorgung über Toilette und Ausguss, wird mit dem Faktor Rückhalt Kanal (f_{kan}) multipliziert. Das Ergebnis stellt die Fracht dar, die der Kläranlage zufließt.

Bei der Bilanzierung wird zwischen Trockenwetter und Regenwetter unterschieden. Der Vergleich der Bilanzierungsergebnisse zwischen Trockenwetter und Regenwetter dient der Bewertung der beiden Belastungspfade. Bild 3-13 stellt das allgemeine Schema im Trockenwetterfall und Bild 3-14 dasjenige im Regenwetterfall dar.

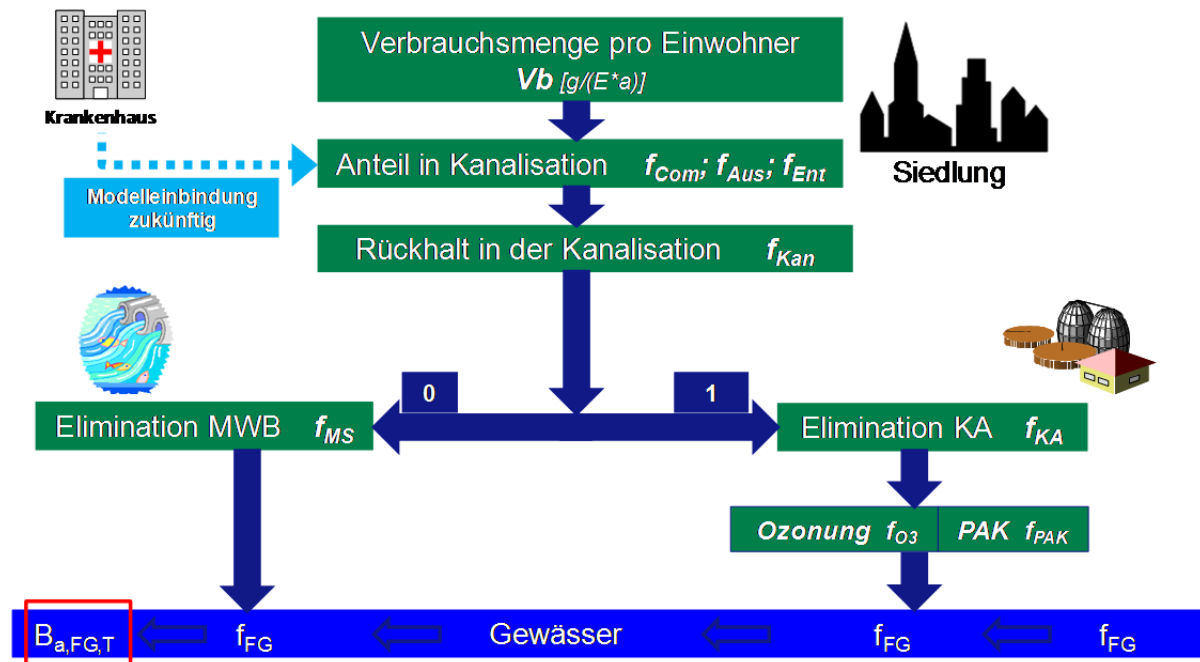


Bild 3-13: Schema der Frachtbilanzierung am Beispiel des Trockenwetterfalls

Im Trockenwetterfall wird das gesamte anfallende Abwasser, hier die anfallende Fracht an Mikroverunreinigungen, über die Kläranlage ins Gewässer eingeleitet. Im Regenwetterfall teilt sich die Einleitung ins Gewässer auf die Kläranlage und die Entlastungsanlagen im Mischsystem auf. Der Regenwetterfall wird nur für Kläranlagen mit Mischsystemkanalisation angewendet.

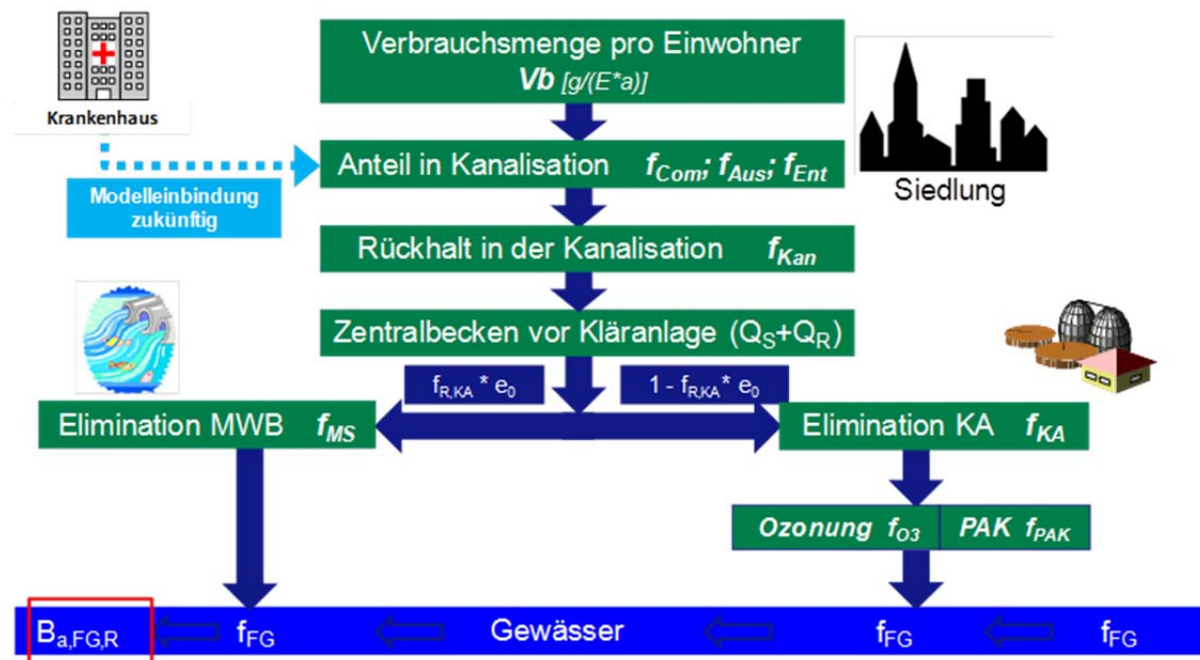


Bild 3-14: Schema der Frachtbilanzierung am Beispiel des Regenwetterfalls

Die geteilte Ableitung der Fracht über die Kläranlage und die Entlastungsanlagen im Mischsystem wird über zwei Faktoren realisiert. Der Faktor $f_{R,KA}$ (*Faktor Anteil Fracht im Regenwasser an Gesamtfracht*) und e_0 (*zulässige Jahresentlastungsrate*) bestimmen die jeweiligen Anteile an der Gesamtfracht aus der Kanalisation. Die Berechnungen der Frachten und Faktoren ist in Kapitel 3.4.4 erläutert.

3.4.3 Datengrundlage

Das Bilanzierungsmodell nutzt – wie in Kapitel 3.1 zusammenfassend dargestellt – zur Berechnung der Frachten zahlreiche Eingangsdaten aus verschiedenen Quellen. Tabelle 3-12 gibt einen Überblick über Datenquellen, die verwendeten Daten und den Stand der Daten. Zum überwiegenden Teil wurden nordrhein-westfälische Landesdaten verwendet. Die Landesdaten beziehen sich hauptsächlich auf die Gewässer, Abflüsse an Pegeln, GÜS-Messstellen, Kläranlagen und Entlastungsanlagen im Mischsystem. Die Bauwerks- und Einleiterdaten basieren auf den durch die Datendrehscheibe D-E-A (Datendrehscheibe Einleiterüberwachung Abwasser) des Landes Nordrhein-Westfalen zur Verfügung gestellten Daten.

Tabelle 3-12: Datengrundlage des Bilanzierungsmodells

Datenquelle	Daten	Herkunft	Stand der Daten	Ort im System	Bemerkung
Niklas_Kom	Anlagennummer; Name; Kurzname; Rechts- und Hochwert; Zuordnung Trenn- und/oder Mischsystem im Einzugsgebiet; Angeschlossene Einwohner; Einwohnergleichwerte; Einwohnerwerte; Jahresabwassermenge; Einleitungsstelle; Stationierung; Zuordnung Flusseinzugsgebiet	DEA-Datendreh-scheibe, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV)	2009	Gesamt-system (Einwoh-ner bezogene Daten) Kläranlage	Datenbank zu kommunalen Kläranlagen in NRW
REBEKA	Beckennummer; Volumina, $A_{e,b}$ (befestigte Fläche); $q_{r,KA}$ (Regenabflussspende in der Drossel zur KA); Zuordnung Trenn- und/oder Mischsystem im Einzugsgebiet; Einleitungsstelle; Stationierung; Zuordnung Flusseinzugsgebiet	DEA-Datendreh-scheibe, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV)	2009	Misch-wasser-behandlung	Datenbank zu Bauwerken der Regenwasserbe-handlung; Daten aus REBEKA bilden Grundlage für Berechnungen; Berechnungen erfolgen bezogen auf die Einzugsgebiete der Kläranlagen nach dem Zentralbecken-ansatz
Gewässer-über-wachung LANUV	Konzentrationen im Gewässer; Messstellen (Hoch- und Rechtswerte, Stationierung); Abflussdaten Gewässer und Kläranlagen	Messwerte aus dem Überwachungsprogramm des Landes NRW	2008 – 2010	Gewässer	stoffbezogenen Daten
Pegel	Abflussdaten der Gewässer an Pegeln in NRW	LANUV NRW	2010	Gewässer	nicht für alle GÜS ein direkter Pegel, Herleitung der Abflüsse über Abflussspende und Fläche des GÜS Einzugsgebietes
Literatur	Eliminationsraten; Verbrauchsmenge; Verteilungsraten; Konzentration; Richt- und Grenzwerte (geltend oder in Diskussion)	Literaturdaten	siehe Literatur-verzeichnis	Gesamtsystem	stoffbezogenen Daten aus z.B. folgenden Quellen: RUKO-Studie, Pilotstudien zu technischen

Datenquelle	Daten	Herkunft	Stand der Daten	Ort im System	Bemerkung
					Verfahren der Schweiz und Österreichs
Ruhrverband	Konzentration und Frachten im Gewässer und in Kläranlagenabläufen; Messtellen (Hoch- und Rechtswerte, Stationierung); Abflussdaten Gewässer und Kläranlagen	Messprogramm und Datenbasis des Ruhrverbandes	2000 - 2010	Kläranlage Gewässer	stoffbezogenen Daten
ESTAB 2010	Einwohnerwerte der Kläranlagen, einwohnerwertspezifischer Schmutzwasseranfall pro Kläranlage	ESTAB 2010; Niklas_Kom	siehe ESTAB 2010	Kläranlagen und Mischwasserbehandlung	Bericht "Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen", 14. Auflage (2010)

Die nordrhein-westfälischen Landesdaten werden aus den Datenbanken NIKLAS.KOM und REBEKA entnommen. Das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV NRW) stellte außerdem Daten aus der Gewässerüberwachung, zu Gewässerpegeln und Gewässerabflüssen bereit. Aus NIKLAS.KOM und REBEKA werden Lageinformationen der Kläranlagen und der Entlastungsanlagen im Mischsystem genutzt. Die angeschlossenen Einwohner der Kläranlagen werden für die Berechnung der Fracht basierend auf der einwohnerspezifischen Verbrauchsmenge verwendet. Die mittleren langjährigen Niedrigwasserabflüsse wurden zur Berechnung der Konzentrationen an Bilanzknoten verwendet. Sie stellen den Abfluss eines Gewässers dar, der ungefähr in 95% des Jahres überschritten wird. Dies ist somit dem in der Schweiz verwendeten Q_{347} (Gälli, 2009) näherungsweise vergleichbar. Aus den Gewässerüberwachungs- und den Pegeldaten wurden die Lageinformationen der GÜS-Messstellen und der Pegel verwendet, um diese in GIS-Darstellungen einzubinden.

Die Verbrauchsmengen der Mikroverunreinigungen wurden aus der aktuellen Literatur übernommen. Das Umweltbundesamt gibt mit der Studie „Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln“ (UBA, 2011) einen Überblick über Verbrauchsmengendaten, die durch die IMS Health AG und den AOK-Bundesverband GbR für Forschungsvorhaben zur Verfügung gestellt wurden. Die dort angegebene jährliche

deutschlandweite Verbrauchsmenge fand Verwendung, um einwohnerspezifische Frachten der Verbrauchsmengen zu kalkulieren. Anhand der Verbrauchsmenge und der Einwohnerzahl für die Bundesrepublik Deutschland für das Jahr 2010 (Statistik Portal, 2010) wurde eine stoffspezifische jährliche Fracht pro Einwohner errechnet. Diese jährliche Fracht dient als Eingangsparameter der Frachtbilanzierungen der Kläranlagen.

Tabelle 3-13 gibt einen Überblick über die verwendeten Verbrauchsmengen und Faktoren für Diclofenac und Carbamazepin sowie über die jeweiligen Datenquellen und Annahmen. In der Spalte „Ort im System“ wird die Position entlang des Bilanzierungspfads ausgewiesen, an dem der Faktor angewendet wird. So lassen sie sich auch dem Schema der Bilanzierung (Bild 3-13 und Bild 3-14) zuordnen, in denen ebenfalls die einzelnen Variablen dargestellt sind.

Tabelle 3-13: Eingangsdaten und ihre Datenquellen des Bilanzierungsmodells für die Stoffe Diclofenac und Carbamazepin (Humanpharmaka)¹

Variable	Einheit	Diclofenac	Datenquelle	Carbamazepin	Datenquelle	Ort im System
Vb	[g/(E*a)]	1,114	UBA 2011 - IMS Health AG und AOK Daten (Verbrauchsmengen) mit Einwohnerzahl (Mittelwert 2010) aus Stastik-portal.de berechnet	0,783	UBA 2011 - IMS Health AG und AOK Daten (Verbrauchsmengen) mit Einwohnerzahl (Mittelwert 2010) aus Stastik-portal.de berechnet	Quelle (nur Siedlung) - Menge pro Einwohner
f _{Com} f _{Ent} f _{Aus}	[%]	80 (Compliance) 16 (Ausscheidung) 5 (Entsorgung)	Compliance: Annahme nach TR EU directive 2000/60/EC; Ausscheidungsfaktor nach Lienert et al. 2007; Entsorgung: Annahme (nach Vorgehen Gälli 2009)	60 (Compliance) 26 (Ausscheidung) 16 (Entsorgung)	RUKO-Studie (2008) PILLS (2012), TP3 (2012) RUKO-Studie (2008)	Quelle (nur Siedlung) - Anteil in Kanalisation
f _{Kan}	[%]	0	Annahme worst-case; keine Elimination im Kanal	0	Annahme worst-case; keine Elimination im Kanal	Kanalisation - Rückhalt
f _{KA}	[%]	34	Emission von Arzneimitteln und Desinfektionsmitteln aus Spitälern und Behandlung von Spitalabwasser – Abschlussbericht July 2011	11	Götz 2010 – Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser	Kläranlage - Eliminationsrate
f _M	[%]	0	Annahme worst-case; keine Elimination in der Mischwasser-	0	Annahme worst-case; keine Elimination in der Mischwasserbehandlung	Mischwasserbehandlung - Eliminationsrate

Variable	Einheit	Diclofenac	Datenquelle	Carbamazepin	Datenquelle	Ort im System
			behandlung			
f_{O_3}	[%]	94±4	TP6 Abschlussbericht Phase I (5mg Ozon/L)	97±2	TP6 Abschlussbericht Phase I (5mg Ozon/L)	Kläranlage - 4te Stufe - Eliminationsrate Ozonung
f_{PAK}	[%]	85±7	TP6 Abschlussbericht Phase I (cPAK, RZ = 10mg PAK/L)	84±6	TP6 Abschlussbericht Phase I (cPAK, RZ = 10mg PAK/L)	Kläranlage - 4te Stufe - Eliminationsrate PAK (dynamische Rezirkulation mit PAK-Dosierung)
f_{GAK}	[%]	79	Abschlussbericht Obere Lutter (kontinuierlicher Kleinadsorber; Filtergeschwindigkeit 10m/h; Leerbettkontaktzeit 15 min; 5/7 Tage-Betrieb)	90	Abschlussbericht Obere Lutter (kontinuierlicher Kleinadsorber; Filtergeschwindigkeit 10m/h; Leerbettkontaktzeit 15 min, 5/7 Tage-Betrieb)	Kläranlage - 4te Stufe - Eliminationsrate GAK
f_{FG}	[%]	0	Annahme worst-case; keine Elimination im Gewässer	0	Annahme worst-case; keine Elimination im Gewässer	Gewässer - Eliminationsrate
$B_{a,FG}$	[kg/a]	Ergebnis	eigene Berechnungen	Ergebnis	eigene Berechnungen	Gewässer - Fracht

¹ Kirhensteine I., 2011; Lienert J., 2007a; Lienert J., 2007b; McArdell C.S., 2011; MKULNV, 2011; 2012; MUNLV, 2008; UBA, 2011

Neben den Faktoren, die den Eintrag an Mikroverunreinigungen (Fracht) von der Quelle bis zum Vorfluter der Kläranlage beschreiben, werden Eliminationsfaktoren angesetzt. Die stoffspezifischen Eliminationsfaktoren für die Kläranlage, die Entlastungsanlagen im Mischsystem, weitergehende Reinigungsverfahren auf der Kläranlage und für das Gewässer basieren auf Literaturwerten (vgl. Tabelle 3-13). Für die *Faktoren Rückhalt Kanal* (f_{kan}) und *Elimination im Oberflächengewässer* (f_{FG}) wurde die Methodik des Schweizer Stoffflussmodells (Gälli, 2009) übernommen. Es wird dabei weder von Rückhalt im Kanal noch von Elimination im Gewässer ausgegangen, also der Worst-Case Fall abgebildet.

Für die Eingangsdaten der Mischsysteme sind Plausibilitätsprüfungen durchgeführt worden. In einzelnen Fällen führten unplausible Werte zum Ausschluss von Mischsystemen aus der Bilanzierung. Tabelle 3-14 nennt Beispiele von ausgeschlossenen Mischsystemen nach Kläranlagen und benennt die Ausschlussgründe für Daten und Parameter der Mischwasserberechnung. Die vollständige Gesamttabelle der verwendeten und ausgeschlossenen Systeme findet sich in Anhang 2. Ein weiterer Grund für einen Ausschluss ist eine unvollständige Datenbasis, die nicht ausreicht, um anhand des gewählten Zentralbeckenansatzes eine Berechnung durchzuführen. Dazu sind kläranlagenspezifische Daten zur Regenwasserbewirtschaftung, die aus REBEKA ermittelt

wurden, auf ihre Plausibilität, Konsistenz und Vollständigkeit geprüft worden. Für die Kläranlage Halle-Hörste zeigte sich z. B., dass weder Regenüberlaufbecken noch Stauraumkanal (SK) im Einzugsgebiet der Kläranlage vorliegen (vgl. Tabelle 3-14). Der Berechnungsansatz kann aber nur für Kläranlagen mit angeschlossenem Mischsystem durchgeführt werden, bei denen alle notwendigen Eingangsdaten zur Verfügung stehen. Ein anderes Ausschlusskriterium ist die Zusammenführung der aus REBEKA-Daten errechneten Werte (jährliche Regenabflusssumme, Entlastungsvolumenstrom) mit Werten (Jahresabwassermenge (JAM)) aus NIKLAS.KOM. Bei der Subtraktion des Entlastungsvolumenstroms von der JAM kommt es z. B. bei der KA Setterich zu einem negativen Ergebnis für das Schmutzfrachtvolumen (vgl. Tabelle 3-14). Deshalb wurde diese Kläranlage aus den Berechnungen nach dem Zentralbeckenansatz ausgeschlossen. Für den Regenwetterfall wurde für die ausgeschlossenen Kläranlagen nur der Eintragspfad der Kläranlage ohne Entlastungsanlagen im Mischsystem betrachtet.

Tabelle 3-14: Beispiele für aus der Bilanzierung ausgeschlossene Kläranlagen im Mischsystem

Anlagen Nr.	Name	Trenn-system	Misch-system	Bemerkung
9	Setterich	0	1	JAM (NIKLAS.KOM) und jährliche Entlastungsvolumen (Berechnung auf Basis von REBEKA-Daten) nicht vereinbar; negativer Wert, Eingangsparameter der Bilanzierung zum Mischwassereintragspfad zu Null gesetzt
25	Woffelsbach	0	1	einziges RÜB im Jahr 2005 stillgelegt, keine Berechnung nach gewählten Ansatz durchführbar
160	Houverath	1	1	Keine Daten zu Regenbecken im Kläranlagen EZG (Abgleich REBEKA-Daten mit ELWAS-IMS-Daten)
321	Halle, Hörste	1	1	Kein RÜB und SK in EZG der Kläranlage (Abgleich REBEKA-Daten mit ELWAS-IMS-Daten)
394	Bueren, Wewelsburg	1	1	Keine Daten zu Regenbecken im Kläranlagen EZG (Abgleich REBEKA-Daten mit ELWAS-IMS-Daten)
610	Wuppertal-Schöller	0	1	1 RRB; Kein RÜB und SK in EZG der Kläranlage (Abgleich REBEKA-Daten mit ELWAS-IMS-Daten)
930	Voerde	1	1	Nur RKB in EZG der Kläranlage (Abgleich REBEKA-Daten mit ELWAS-IMS-Daten)
1233	Herscheid Wellin	0	1	Ein RÜM in EZG der Kläranlage (Abgleich REBEKA-Daten mit ELWAS-IMS-Daten – keine spezifischen Daten zum Becken)
1239	Kierspe Bahnhof	0	1	1 RÜB; negative Entlastungsrate in EZG der Kläranlage (Abgleich Berechnungsdaten mit ELWAS-IMS-Daten)
1530	Stadtlohn-Büren	0	1	Keine Daten zu Regenbecken im Kläranlagen EZG in EZG der Kläranlage (Abgleich REBEKA-Daten mit ELWAS-IMS-Daten)

Des Weiteren gingen Daten des Ruhrverbandes (vgl. Tabelle 3-12) in die Bilanzierung ein. Ermittelte Frachten und Konzentrationen aus der Eigenüberwachung der Kläranlagen und Gewässer des Ruhrverbandes sowie aus Messkampagnen zur Beurteilung der Kläranlagenabläufe dienten zur Plausibilitätsprüfung der bilanzierten Frachten und Konzentrationen (vgl. Kapitel 6.3).

Kläranlagen gingen z. B. nur in die Betrachtungen ein, wenn diese im Jahr 2010 noch in Betrieb waren (MKULNV, 2010). Somit beinhaltet die Bilanzierung 645 Kläranlagen (siehe Anhang 2). Im Regenwetterfall wurde neben dem Eintrag aus Kläranlagen auch der Eintrag aus Mischsystemen betrachtet.

Die Konzentrationen, die sich im Gewässer ergeben, werden anhand der berechneten Frachten und der langjährigen mittleren Niedrigwasserabflüsse der Gewässer ermittelt. Die Berechnung der Konzentrationen wird für die Bilanzknoten durchgeführt. Die Frachten eines Bilanzknotens werden aus den Frachten im Fließverlauf oberhalb liegender Kläranlagen errechnet. Nicht zu jeder GÜS-Messstelle und nicht zu jedem Bilanzpunkt liegt ein Abflusswert vor, weshalb eine Regionalisierung der verfügbaren Abflussdaten vorgenommen wurde, um Abflüsse an gewählten Punkten zu bestimmen.

Bild 3-15 zeigt ein Beispiel für die Regionalisierung von Abflüssen an der GÜS-Messstelle Volme im Ruhreinzugsgebiet.

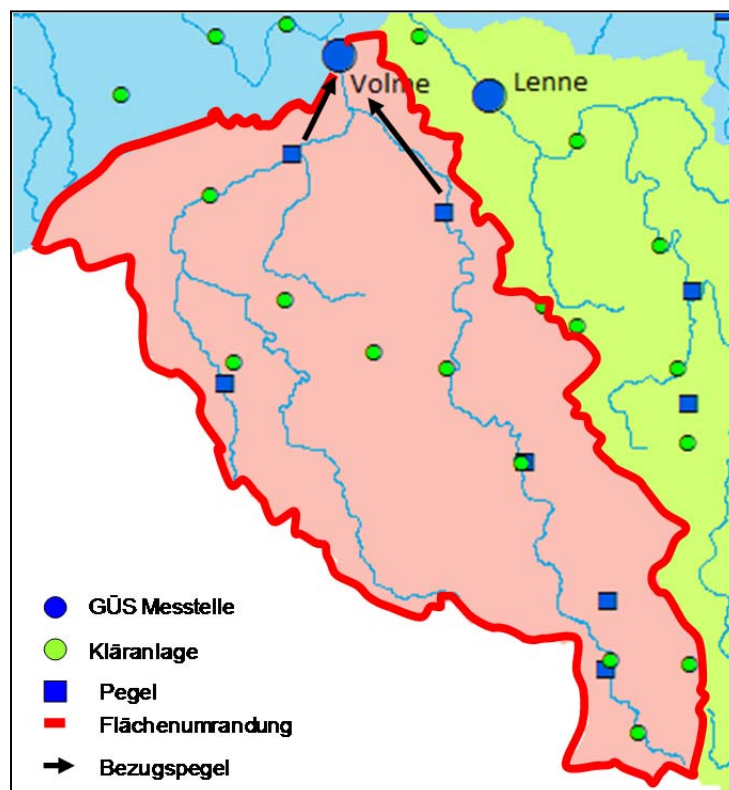


Bild 3-15: Regionalisierung des Abflusses an einem Bilanzknoten anhand von Bezugspegeln und Einzugsgebietsfläche der GÜS-Messstelle am Beispiel Volme

Zur Ermittlung des Abflusses an der GÜS-Messstelle Volme werden aus den oberhalb gelegenen Pegeln, mit kürzester Distanz zur GÜS-Messstelle, Abflussspenden berechnet. Die Abflussspende errechnet sich aus dem Abfluss, dem mittleren langjährigen Niedrigwasserabfluss und der Einzugsgebietsfläche des Pegels. Am Beispiel Volme werden zwei Pegel (siehe Bild 3-15) verwendet, um die Abflüsse der beiden Einzugsgebiete zu erfassen. Des Weiteren wird die Fläche des Einzugsgebietes der GÜS-Messstelle (rote Linie, Bild 3-15) bestimmt. Aus dem Mittelwert der Abflussspenden beider Pegel und der Fläche des Einzugsgebietes wird der Abfluss an der GÜS-Messstelle Volme berechnet. Abflüsse

eines Gewässers an Kläranlagen dienen neben den Abflüssen an Pegeln ebenfalls für die Regionalisierung der Abflüsse der Bilanzknoten.

3.4.4 Berechnungsmethodik

Der Ansatz der Methodik zur Berechnung von Frachten und Konzentrationen wird in den nachfolgenden Kapiteln, Kapitel 3.4.5 (Frachten) und Kapitel 3.4.5.2 (Konzentrationen), erläutert. In Kapitel 3.4.4 wird neben der Berechnung der Frachten auch die Berechnung der Verteilungsverhältnisse im Regenwetterfall dargestellt.

3.4.5 Frachten

3.4.5.1 Methodik der Frachtberechnung

Nachfolgend wird die Methodik der Frachtberechnung in Einzelschritten aufgezeigt. Dabei wird zwischen Trocken- und Regenwetter unterschieden. Gleichung 3-1 gibt die Berechnungsformel für die Fracht eines Humanarzneimittels, das einer Kläranlage zufließt, wieder. Die einwohnerspezifische Verbrauchsmenge (V_b) multipliziert mit der Einwohnerzahl bzw. den Einwohnerwerten einer Kläranlage ergibt die Eingangsfracht, die an der Quelle der Mikroverunreinigung anliegt. Der Einwohnerwert wird in angeschlossene Einwohner und Einwohnergleichwerte aufgeteilt, um die Herkunft der Mikroverunreinigungen abzubilden. Im Falle eines Humanarzneimittels liegt die Quelle bei den privaten Haushalten, weshalb nur die angeschlossenen Einwohner mit der Verbrauchsmenge multipliziert werden. Diese Fracht wird einerseits mit dem *Faktor für Compliance* (f_{Com}) und dem *Faktor für die Ausscheidung* (f_{Aus}) multipliziert und andererseits wird der Anteil der Mikroverunreinigung berechnet, der nicht durch den Menschen eingenommen wird. Der nicht aufgenommene Frachtanteil wird mit dem *Faktor der Entsorgung* (f_{Ent}), Entsorgung über Toilette und Ausguss, multipliziert. Die Addition der beiden Teilergebnisse, Ausscheidung und Entsorgung, ergibt die Fracht, die in einem Kläranlageneinzugsgebiet in die Kanalisation eingetragen wird. Aus dem Gewerbe- und Industriebereich werden für die Humanpharmaka keine Frachtanteile emittiert.

$$Fracht_{Kanal} \left[\frac{kg}{a} \right] = \underbrace{\left((Vb * EZ * f_{Com} * f_{Aus}) \right)}_{\text{Ausscheidung}} + \underbrace{\left((Vb * EZ * (1 - f_{Com}) * f_{Ent}) \right)}_{\text{Entsorgung über Toilette}} * f_{Kan} = B_{a,Kan} \quad \text{Gleichung 3-1}$$

$B_{a,Kan}$	[kg/a]	Jahresfracht, die aus dem Kanal der Kläranlage und/oder der Regenwasserbehandlung (in Mischsystemen zuströmt)
Vb	[g/(E*a)]	spezifischer Arzneimittelverbrauch ermittelt aus Verbrauchszahlen (Bergmann 2011) und der durchschnittlichen Einwohnerzahl zum Monatsende in Deutschlands für 2010 (http://www.statistik-portal.de/Statistik-Portal/de_zs01_bund-asp)
EZ	[E]	Einwohnerzahl – Angeschlossene Einwohner an Kläranlage(n) (NiklasKom Datenbank)
f_{Com}	[-]	Faktor für Compliance (Therapietreue)
f_{Aus}	[-]	Faktor der Ausscheidung der Muttersubstanzen oder der aktiven Metaboliten (1 = 100% Ausscheidung der aktiven Substanz)
f_{Ent}	[-]	Faktor für die Entsorgung der Restarzneistoffe über Toilette und Ausguss
f_{Kan}	[-]	Faktor Rückhalt im Kanal

Gleichung 3-2 stellt die Berechnungsformel für die Fracht dar, die sich im Gewässer einstellt. Die Fracht ($B_{a,Kan}$), die aus der Kanalisation der Kläranlage zufließt, wird mit den zuvor genannten Eliminationsfaktoren (vgl. Kapitel 3.4.2) multipliziert.

$$Fracht_{FG,KA,T} \left[\frac{kg}{a} \right] = B_{a,Kan} * f_{KA} * f_{wv} * f_{FG} = B_{a,FG,KA,T} \quad \text{Gleichung 3-2}$$

$B_{a,FG,KA,T}$	[kg/a]	Jahresfracht aus der Kläranlage ins Gewässer im Trockenwetterfall
$B_{a,Kan}$	[kg/a]	Jahresfracht, die aus dem Kanal der Kläranlage und/oder der Regenwasserbehandlung (in Mischsystemen) zuströmt
f_{KA}	[-]	Faktor für Elimination in der Kläranlage
f_{wv}	[-]	Faktor für Elimination weitergehendes Verfahren (z. B. Ozonung – f_{O3})
f_{FG}	[-]	Faktor für Elimination im Oberflächengewässer

Der Eliminationsfaktor f_{KA} gibt einen stoffspezifischen Wert an, um den die Fracht durch die Klärtechnik einer Kläranlage vermindert wird. Dieser Faktor wird für alle Kläranlagen angenommen.

Um den Einsatz einer Ozonung oder einer Pulveraktivkohleadsorption an einem Kläranlagenstandort abzubilden, wird der Faktor f_{wv} genutzt. Es ist ein verfahrensspezifischer

Wert, der auf den Ergebnisauswertungen der parallel in Bearbeitung befindlichen Teilprojekten und Literaturangaben beruht (vgl. Tabelle 3-13).

Die Verhältnisse der Elimination im Gewässer werden durch den Eliminationsfaktor f_{FG} in die Bilanzierung miteinbezogen. Der Eliminationsfaktor für Kanal und Fließgewässer wird konservativ auf 0 gesetzt (worst case).

Gleichung 3-3 stellt die Berechnungsformel des Frachteintrags aus Kläranlagen im Regenwetterfall und Gleichung 3-4 die Berechnungsformel des Frachteintrags aus den Entlastungsanlagen im Mischsystem dar.

$$Fracht_{FG,KA,R} \left[\frac{kg}{a} \right] = (B_{a,Kan} * (1 - f_{R,KA} * e_0)) * f_{KA} * f_{wv} * f_{FG} = B_{a,FG,KA,R} \quad \text{Gleichung 3-3}$$

$B_{a,Kan}$	[kg/a]	Jahresfracht, die aus dem Kanal der Kläranlage und/oder der Regenwasserbehandlung (in Mischsystemen) zuströmt
$f_{R,KA}$	[-]	Faktor Anteil Fracht im Regenwasser an Gesamtfracht
e_0	[-]	Jahresentlastungsrate (REBEKA-Daten)
f_{KA}	[-]	Faktor für Elimination in der Kläranlage
f_{wv}	[-]	Faktor für Elimination weitergehendes Verfahren (z. B. Ozonung – f_{O3})
f_{FG}	[-]	Faktor für Elimination im Oberflächengewässer

Zur Aufteilung der aus der Kanalisation zur Kläranlage fließenden Fracht wurden zwei Faktoren verwendet. Es wurde angenommen, dass der Anteil $f_{R,KA} * e_0$ der Fracht aus der Kanalisation den Entlastungsanlagen im Mischsystem zufließt, die ins Gewässer einleiten. Der verbleibende Anteil $(1 - f_{R,KA} * e_0)$, fließt über die Kläranlage ins Gewässer (vgl. hierzu Bild 3-14). Beim Kläranlageneintragspfad wurden Faktoren für die Elimination durch den Kläranlagenprozess (f_{KA}), für weitergehende Verfahren zur Elimination von Mikroverunreinigungen (f_{wv}) und für die Elimination im Gewässer (f_{FG}) in der Bilanzierung berücksichtigt (vgl. Gleichung 3-4), wie es auch im Trockenwetterfall angenommen wurde. Für den Abschlag aus dem Mischsystem wurde ein Faktor für die Elimination in Entlastungsanlagen im Mischsystem (f_{MS}) und ebenso der Faktor für die Elimination im Gewässer (f_{FG}) (vgl. Gleichung 3-4) integriert.

Für die Elimination im Gewässer wurde der Worst-Case Fall, nach (Gälli, 2009), angenommen, d. h. es findet keine Elimination eines Stoffes im Fließverlauf eines Gewässers statt. Für die betrachteten Humanpharmaka wird dieser Ansatz ebenfalls gewählt, da bis jetzt keine aussagefähigen Forschungsergebnisse zum Potenzial der Elimination von Mikroverunreinigungen in Entlastungsanlagen im Mischsystem vorliegen.

$$Fracht_{MS} \left[\frac{kg}{a} \right] = (B_{a,Kan} * f_{R,KA} * e_0) * f_{MS} * f_{FG} = B_{a,FG,MS} \quad \text{Gleichung 3-4}$$

$B_{a,Kan}$	[kg/a]	Jahresfracht, die aus dem Kanal der Kläranlage und/oder der Regenwasserbehandlung (in Mischsystemen) zuströmt
$f_{R,KA}$	[-]	Faktor Anteil Fracht im Regenwasser an Gesamtfracht
e_0	[-]	Jahresentlastungsrate
f_{MS}	[-]	Faktor für Elimination in der Mischwasserbehandlung
f_{FG}	[-]	Faktor für Elimination im Oberflächengewässer

Wie oben beschrieben, fließt der Frachtanteil $f_{R,KA} * e_0$ über die Entlastungsanlagen im Mischsystem ins Gewässer. Für die Ableitung über die Kläranlage gilt im Umkehrschluss $1 - f_{R,KA} * e_0$. Der Faktor $f_{R,KA}$ errechnet sich aus dem *Regenwasseranteil an der Jahresabwassermenge* $Q_{R,KA}$ dividiert durch die *Jahresabwassermenge* (vgl. Gleichung Gleichung 3-5).

$$f_{R,KA} [-] = \frac{Q_{R,KA}}{JAM} \quad \text{Gleichung 3-5}$$

$f_{R,KA}$	[-]	Faktor Anteil Fracht im Regenwasser an Gesamtfracht
$Q_{R,KA}$	[m³/a]	Regenwasseranteil an Jahresabwassermenge; $Q_{R,KA} = VQ_{R,a,eff} - (VQ_{R,a,eff} * e_0)$
$VQ_{R,a,eff}$	[m³/a]	jährliche effektive Regenabflusssumme im Mischsystem
e_0	[-]	zulässige Jahresentlastungsrate (nach ATV-A-128)
JAM	[m³/a]	Jahresabwassermenge; $JAM = w_{S,d} * EW_{KA}$
$w_{S,d}$	[L/(EW*d)]	einwohnerspezifischer Schmutzwasseranfall pro Kläranlage
EW_{KA}	[EW]	Einwohnerwert der Kläranlage (ESTAB 2010, Anhang A/NIKLAS-KOM)

Der Faktor e_0 ist die zulässige Jahresentlastungsrate nach ATV-A 128 (ATV, 1992), die aus den REBEKA-Daten für jedes Kläranlageneinzugsgebiet mit Mischsystem berechnet wurde. Diese Daten sind plausibilisiert, bei Bedarf angepasst oder bei Unplausibilität aus der Bilanzierung herausgenommen worden (vgl. Kapitel 6.2 und Anhang 2). Kriterien zur Plausibilitätsprüfung sind die Vollständigkeit der Daten, einzelne Eingangswerte der Berechnung, wie z. B. die befestigte Fläche im Mischsystem ($A_{e,b,MS}$), das Speichervolumen aller Entlastungsanlagen im Mischsystem für Regenüberlaufbecken (RÜB) und Stauraumkanäle (V_{MS}), die spezifische Regenabflussspende zur Kläranlage ($q_{r,KA}$) oder das kumulierte spezifische Speichervolumen (V_S) sowie die Berechnungsergebnisse. Eingangswerte, wie z. B. negative Werte sind oder deren Werte die nicht anhand von Datenabgleichen mit anderen Eingangsdaten plausibilisiert werden können, sind aus der Berechnung ausgeschlossen. Werte, die anhand eines Datenabgleichs z. B. für einzelne

Kläranlagen nicht plausibilisiert werden können, sind z. B. die befestigte Fläche, die im Vergleich zum vorhandenen Beckenvolumen eine nicht plausible Größenordnung aufweist. Bei den Berechnungsergebnissen für die zulässige Jahresentlastungsrate werden z. B. nach detaillierter Eingangsdatenprüfung negative Ergebnisse für die weitere Berechnung ausgeschlossen. In diesem Fall wurden die Eingangswerte und die Berechnungsergebnisse für die weitere Berechnung zu Null gesetzt. Die Berechnung der zulässigen Jahresentlastungsrate wurde nach der Methodik, die den Berechnungen für den Bericht „Entwicklung und Stand der Abwasserreinigung in Nordrhein-Westfalen“ (ESTAB) zu Grunde liegt (MKULNV, 2010), durchgeführt. „Die Frachtberechnung erfolgt angelehnt an das Arbeitsblatt ATV-A 128. Dafür wird eine zulässige Entlastungsrate aus Behandlungsanlagen im Mischsystem pro KA-Teileinzugsgebiet berechnet. Aus der Entlastungsrate und der Regenabflusssumme ergibt sich das Entlastungsvolumen, das für die Frachtberechnung im Mischsystem zugrunde gelegt wird. Die Eingangsdaten für die Frachtberechnungen werden zum einen dem Regenbeckenkataster (REBEKA) entnommen, welches regelmäßig aktualisiert wird, und zum anderen werden das amtliche topographisch-kartographische Informationssystem (ATKIS) sowie Angaben des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV) zum Niederschlag genutzt.“

Die Jahresabwassermenge (JAM) errechnet sich aus dem einwohnerspezifischen Schmutzwasseranfall pro Kläranlage und dem Einwohnerwert je Kläranlage (vgl. Gleichung 3-5). Auch die Berechnung der JAM folgt demnach der Entwicklung und Stand der Abwasserreinigung in Nordrhein-Westfalen 2010 (MKULNV, 2010).

Die Frachten an einzelnen Bilanzknoten setzten sich aus Frachten oberhalb liegender Einzugsgebiete zusammen. Bild 3-16 stellt am Beispiel des Ruhreinzugsgebietes graphisch die Kumulierung der Frachten dar.

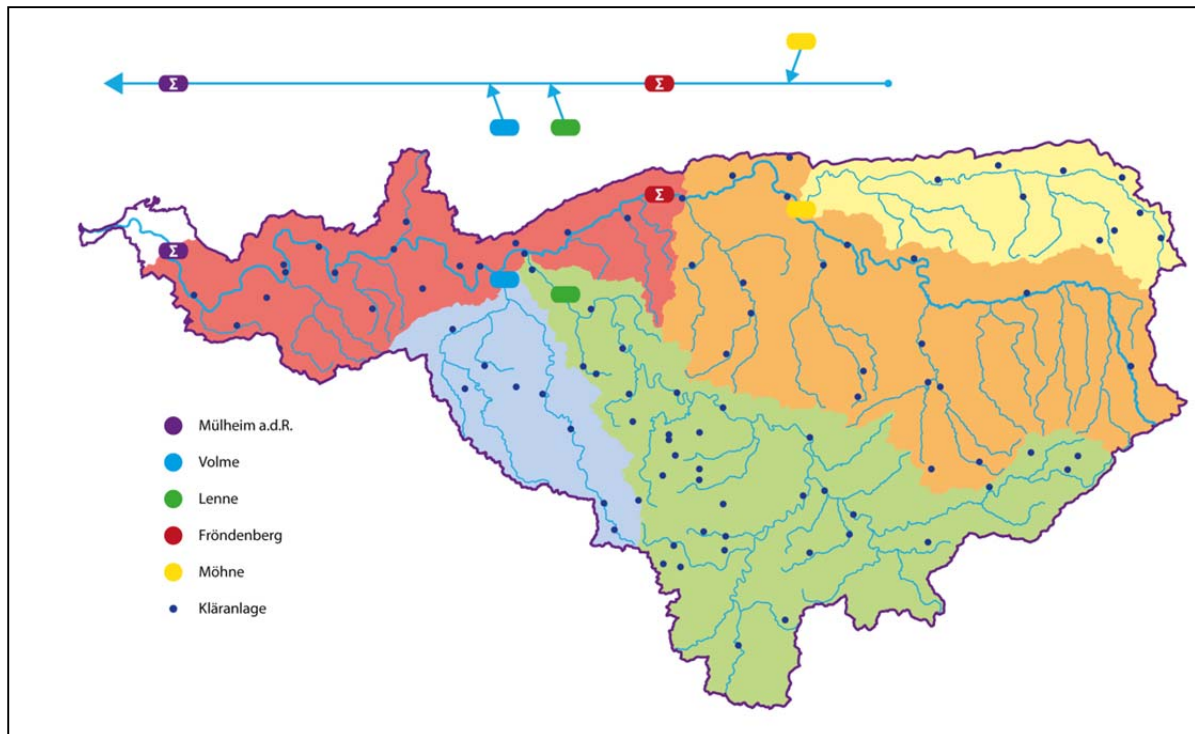


Bild 3-16: Graphische Darstellung der Kumulierung von Frachten an Bilanzknoten am Beispiel des Ruhreinzugsgebietes, oben: Schema, unten: Kartendarstellung

An jedem Bilanzknoten wurden die Frachten der Kläranlagen, die oberhalb der Bilanzknoten liegen sowie aller ebenso oberhalb gelegener Bilanzknoten kumuliert. In Tabelle 3-15 ist die Kumulierung der Fracht in tabellarischer Darstellung ersichtlich. Die Betrachtung des Ruhreinzugsgebietes weist die folgenden fünf Bilanzknoten auf:

- Möhne
- Ruhr OL (Fröndenberg)
- Lenne
- Volme
- Ruhr UL (Mülheim an der Ruhr)

Diese Gliederung entspricht der Stationierung der Bilanzknoten in Fließrichtung der Ruhr (vgl. Bild 3-16). Der Bilanzknoten Möhne fasst das Teileinzugsgebiet der Möhne zusammen. Hierfür wurde die Fracht aus den Kläranlagen, die oberhalb dieses Bilanzknotens liegen, aufsummiert. Neun Kläranlagen haben einen Bezug zum Bilanzknoten Möhne. Die Fracht weist damit deren Frachteintrag in die Ruhr aus. In Tabelle 3-15 sind die Kläranlagen nach den Größenklassen I bis V (Einteilung nach Abwasserverordnung Juni 2004 (N.N., 2004), jedoch mit Bezug auf die für 2009 gemeldeten, tatsächlich angeschlossenen Einwohner) im Ruhreinzugsgebiet in Fließrichtung aufgetragen.

Tabelle 3-15: Tabellarische Darstellung der Kumulierung von Frachten an Bilanzknoten am Beispiel des Ruhreinzugsgebietes

GÜS-Messtelle	Gewässer	GK (EW 2009 - Niklas.Kom)	Anzahl KA	Fracht [kg/a]	Fracht an GÜS	Fracht kumuliert	Hierarchie
416204	Möhne	GK_I	3	0,02	5,58		Nebenlauf
		GK_II	1	0,14			
		GK_III	2	1,67			
		GK_IV	3	3,74			
4108	Ruhr OL	GK_I	3	0,05	35,5	41,0	Hauptlauf
		GK_II	4	0,75			
		GK_III	3	2,44			
		GK_IV	8	22,66			
		GK_V	2	9,56			
422800	Lenne	GK_I	16	0,44	32,1		Nebenlauf
		GK_II	5	1,23			
		GK_III	1	0,35			
		GK_IV	12	30,11			
441200	Volme	GK_I	2	0,02	15,4		Nebenlauf
		GK_II	2	0,32			
		GK_III	1	0,66			
		GK_IV	5	14,44			
22810	Ruhr UL	GK_I	3	0,02	96,8		Hauptlauf
		GK_II	1	0,19			
		GK_III	1	0,84			
		GK_IV	9	38,24			
		GK_V	4	57,54			

An der GÜS-Messstelle Fröndenberg (GÜS-Messstelle: 004108) und an der Messstelle Mülheim an der Ruhr (GÜS-Messstelle: 022810) wurden die Frachten der oberhalbliegenden Einleitungen kumuliert. Für Fröndenberg werden die Frachten aus dem Einzugsgebiet der Möhne und aus dem restlichen Einzugsgebiet der Ruhr oberhalb von Fröndenberg aufsummiert. An der Messstelle Mülheim an der Ruhr werden die Frachten aller Messstellen des Ruhreinzugsgebietes inklusive der Teileinzugsgebiete der Lenne und Volme kumuliert.

3.4.5.2 Konzentrationen im Gewässer

Im Trockenwetterfall wird die Summe der Fracht aus den im Fließverlauf oberhalb des Bilanzknoten liegender Kläranlagen durch den mittleren MNQ an dem Bilanzknoten dividiert (vgl. Gleichung 3-6).

$$\text{Konzentration}_{\text{Stoff,FG,GUeS}} \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{l}} \right] = \sum \frac{B_{a,FG,KA,T}}{Q_{\text{GUeS}}^{\text{MNQ}}} = C_{\text{Stoff,FG,GUeS}} \quad \text{Gleichung 3-6}$$

$C_{\text{Stoff,FG,GUeS}}$ [µg/l]	Konzentration eines Stoffes an einer Gewässerüberwachungsstelle im Gewässer im Trockenwetterfall
$B_{a,FG,KA,T}$ [kg/a]	Jahresfracht aus der Kläranlage ins Gewässer im Trockenwetterfall
$Q_{\text{GUeS/MNQ}}$ [l/s]	Abfluss an Gewässerüberwachungsstelle/MNQ

3.5 Organisatorische und technische Lösungsansätze zur Erreichung der Zielwerte im Gewässer für ausgewählte Mikroschadstoffe, Keime und Viren

3.5.1 Spektrum möglicher Strategien zur Vermeidung des Einsatzes von Spurenstoffen

Eine nahe liegende Lösung zur Verringerung von Gewässerbelastungen mit Problemstoffen ist es, ihren Einsatz möglichst weitgehend zu vermeiden oder zumindest auf Anwendungen zu beschränken, die Gewässereinträge ausschließen. Im Sinne des Multi-Barrieren-Prinzips wird der Frage nachgegangen, ob Vermeidungsstrategien für anthropogene Spurenstoffe auch technisch umsetzbar, gesellschaftliche Akzeptanz finden und ökonomisch sinnvoll sind.

Vermeidungsstrategie lässt sich unterschiedlich verstehen. Solange es nicht nur um eine grundsätzliche Vermeidung des Einsatzes der Spurenstoffe im Einzugsgebiet geht, sondern auch eine bessere Anwendung der Spurenstoffe, die eine Vermeidung ihres Eintrages in den Wasserkreislauf verhindert, nicht ausgeschlossen ist, lässt sich ein breites Spektrum unterschiedlicher Strategien identifizieren, die geeignet sind, Situationen oder Verhaltensweisen, welche ein Risiko oder eine Gefährdung für die Gewässer darstellen, zu vermeiden. Letztlich können verallgemeinert drei Grundtypen von Strategien zur Eintragsvermeidung unterschieden werden, die sich auf Spurenstoffe anwenden lassen und zugleich wirtschaftliche Tätigkeit erlauben; diese können z. T. auch als Minderungsstrategien betrachtet werden:

- Verbesserung der Applikation der Spurenstoffe im Normalbetrieb
- Stoffliche Substitution der Spurenstoffe
- Grundlegende Veränderung oder Verzicht des Anwendungsfeldes

3.5.1.1 Verbesserung der Applikation der Spurenstoffe im Normalbetrieb

Hintergrund dieser Strategie ist die Annahme, dass ein Großteil der problematischen Spurenstoff-Immissionen durch Anwendungsfehler verursacht wird. Folglich geht es darum, Anwendungsfehler möglichst konsequent ausschließen; dabei wird geprüft, ob die Regeln der guten fachlichen Praxis bereits ausreichen; hierzu gehört auch das Problem, ob die Regeln einer guten fachlichen Praxis im Anwendungsbereich ausreichend bekannt sind und angewendet werden. Die verbesserte Applikation wird sich am Prinzip der geschlossenen Anwendung orientieren, bei der die Spurenstoffe das Sicherheitsbehältnis nicht verlassen dürfen. Diese Orientierung an der geschlossenen Anwendung wird durch den im Wasserhaushaltsgesetz festgeschriebenen Umgang von Industrie und Gewerbe mit wassergefährdenden Stoffen illustriert. Wassergefährdende Stoffe dürfen nur in zuverlässig dichten Anlagen produziert, verwendet, gelagert und abgefüllt werden. Schutzvorkehrungen wie Leckanzeigen bzw. Auffangräume gewährleisten dabei die Sicherheit der Anlagen, die regelmäßig überprüft werden. Diese Orientierung wird aber für bestimmte, umweltoffene Anwendungsbereiche von Spurenstoffen, wie sie beispielsweise in den Bereichen der Landwirtschaft oder der Medizin vorherrschen, eine nur in wenigen Fällen direkt umsetzbare Vorbildfunktion haben, da dort Anwendungen jenseits von umweltgeschlossenen Bereichen (z. B. Gewächshäusern oder medizinischen Einrichtungen zur stationären Therapie, die mit einer eigenen leistungsfähigen Abwasserbehandlung ausgestattet werden könnten) der Regelfall sind.

3.5.1.2 Stoffliche Substitution

Hintergrund dieser Strategie ist die Annahme, dass der ordnungsgemäße Normalbetrieb zu den Immissionen führt. Im Zentrum der Strategie steht daher, durch konsequentes Umsteigen auf einen Ersatzstoff bzw. Ersatzlösungen die Einträge des Spurenstoffes in den Wasserkreislauf zu vermeiden. Der eigentlich wünschbare Ersatz von besonders persistenten Spurenstoffen durch biologisch schnell und vollständig abbaubare Stoffe, die im Prinzip keine Gewässerbelastung darstellen, ist bisher nur im Einzelfall möglich (vgl. Kümmerer & Schramm 2008), wäre aber eigentlich notwendig. Nur so kann verhindert werden, dass durch die Substitution unter Umständen „Probleme zweiter Ordnung“ verursacht werden, weil sich auch die Ersatzstoffe wieder als Problemursachen erweisen können. Die Substitution wird entweder durch freiwillige Maßnahmen der Hersteller und/oder

Anwender realisiert oder aber, wenn freiwilligen Maßnahmen keine Folge geleistet wird, indem ein ordnungspolitisches Anwendungsverbot ausgesprochen wird.

In vergleichbaren Fällen weit verbreitet ist eine Variante der Strategie, bei der Vermeidungsmaßnahmen auf besonders sensible Gebiete beschränkt werden (z. B. auf ausgewiesene Wasserschutzgebieten nach § 19 Abs. 4 Wasserhaushaltsgesetz), um so Immissionen in jenen Teilbereichen zu vermeiden, die unter Schutz gestellt wurden, weil sie nach dem Multi-Barrieren-Prinzip als besonders vulnerabel angesehen werden. Diese Strategievариante ist aber keine echte Vermeidungs-, sondern eine Minderungsstrategie. Denn in ihr werden letztlich Schutz- von Gebieten mit verringerten Schutzanforderungen unterschieden. Dabei kommt es in den Gebieten mit verminderten Anforderungen weiterhin zu Immissionen in die Gewässer; dennoch sind mit einer solchen Strategie, insbesondere für den Schutz von Trinkwasservorkommen nach dem Multi-Barrieren-Prinzip, pragmatische Erfolge verbunden.

3.5.1.3 Grundlegende Veränderung oder Verzicht des Anwendungsfeldes

Eine weitergehende Strategie für die erfolgreiche Vermeidung der Verwendung von problematischen Spurenstoffen bzw. der Verminderung ihres Eintrags in den Wasserkreislauf ist darin zu sehen, die gesamte Stoffgruppe (also auch den Einsatz von Substitutionsstoffen) zu vermeiden bzw. auf den Einsatz gänzlich zu verzichten, indem nicht-stoffliche Anwendungsalternativen umgesetzt werden. Auf diese Weise lassen sich auch Folgeprobleme bei der stofflichen Substitution von vornherein vermeiden. Im Allgemeinen wird es in solchen Fällen zu einer weitgehenden Veränderung der Anwendung kommen, die als Transformation begriffen werden kann. Eine derartige Transformation kann aber nur für solche Anwendungsfelder in Betracht gezogen werden, in denen eine derartige Alternative formuliert ist und ausreichend praktische Erfahrungen mit dieser gemacht wurden (z. B. in der Landwirtschaft die Konversion zum Öko-Landbau).

3.5.1.3.1 Beispielhafte Sondierung stofflicher Substitutionspotenziale in einzelnen Anwendungsbereichen

Aus der Kenntnis der Anwendungsmuster der Spurenstoffe („Use-Patterns“) lassen sich angepasste Vermeidungsstrategien für die Spurenstoffe entwickeln. Erst aufgrund des Wissens um die spezifischen Anwendungen durch die Endnutzer der Chemikalien und die bestehenden sozio-ökonomischen und rechtlichen Rahmenbedingungen lässt sich erkennen, ob sich spezifische Spurenstoffe ersetzen lassen und ob eine solche Substitution breit erfolgen kann oder nur für bestimmte, sehr wenige Anwendungsfälle möglich sind.

Folglich ist es für eine realistische Ausgestaltung von Vermeidungsstrategien entscheidend, die Anwender und Anwendungszusammenhänge ausreichend zu identifizieren. Bezogen auf

die Anwendungsbereiche der konkreten Spurenstoffe bleiben auch nach intensiverer Recherche erstaunlicherweise immer noch Bereiche, die nicht aufgeklärt werden konnten; insbesondere für Industriechemikalien wie TCP und EDTA ist deren häufige Anwendung bekannt. So weist z. B. das TCP aufgrund der Anwendungsbereiche mit seinem mittlerweile ubiquitären Auftreten eine in der EU steigende Produktionsmenge von ca. 30.000 t/a auf. Dies begründet sich zum Teil durch die zunehmende Substitution von TCEP durch TCP. Zudem soll TCP das Potential besitzen auch bromierte Flammschutzmittel zu substituieren. Der Risk Assessment Report der EU-Kommission zu TCP geht allerdings für die nahe Zukunft nur noch von geringen Produktionszunahmen aus (EU, 2008). Auch aufgrund beschriebener cytotoxischer Wirkungen (vgl. Föllmann/Wober 2006) ist hier möglicherweise zukünftig mit freiwilligen Produktionsänderungen bzw. Anwendungseinschränkungen zu rechnen. Ebenso weist der Komplexbildner EDTA mit einer in Deutschland verwendeten Jahresmenge von ca. 3.700 t eine breite Verwendung in Industrie, Gewerbe und Haushalten auf. Auch hier hat in den letzten Jahren im Rheineinzugsgebiet eine Emissionsminderung durch eine teilweise Substitution durch andere Komplexbildner wie NTA, DTPA etc. stattgefunden. Allgemein wird in NRW für den biologisch schwer abbaubaren Komplexbildner EDTA von einem Frachtverhältnis von 40 zu 60 für Einträge aus kommunalen Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern ausgegangen (IKSR, 2013). Die Situation an der Ruhr zeigt aber, dass lokal einzelne Emittenten (z. B. Stora Enso Kabel GmbH) mit hohen Frachtanteilen aus Industrie und Gewerbe dieses Verhältnis erheblich verschieben können. Ebenso gelangt EDTA auch über Indirekteinleiter in die Oberflächengewässer, so dass es nicht ausreichend ist, alleine Substitutionsalternativen bei einem wichtigen Direkteinleiter zu betrachten. Hier sind unter Effizienzgesichtspunkten neben den Maßnahmen zur Konzentrations- bzw. Frachtverminderung direkt an der Quelle zusätzlich auch dezentrale Maßnahmen zu betrachten. In den letzten Jahren haben in NRW einzelne Maßnahmenpakete z. B. an der Ruhr, die unmittelbar an den Emittenten angesetzt haben, erfolgreich den Eintrag von trinkwasserrelevanten Spurenstoffen vermindert. Zu nennen sind hier exemplarisch die umgesetzten Vermeidungsansätze für Perfluorierte Tenside, TOSU oder Sulfolan bei einzelnen Indirekteinleitern.

Trotz der umweltanalytischen Hinweise konnte mit vertretbarem Mitteleinsatz die (aktuelle) Relevanz bestimmter Anwendungsgebiete nur unzureichend identifiziert werden. Daher war es nicht möglich, für TCP und EDTA mögliche Ersatzstoffe und konkrete Vermeidungsstrategien zu identifizieren, so dass die beiden Industriechemikalien nicht eingehender hinsichtlich tatsächlicher Vermeidungsmöglichkeiten betrachtet werden konnten. Alternativ wurde daher auch für EDTA versucht, einen ausreichenden Überblick über die Use-Pattern zu erzeugen. Allerdings konnte auch für EDTA das Ergebnis nicht überzeugen, so dass im Folgenden für Industriechemikalien keine konkrete

Vermeidungsstrategie untersucht werden konnten. Konkreter betrachtet werden daher alleine Spurenstoffe aus zwei unterschiedlichen Anwendungsbereichen, Landwirtschaft (einschließlich Garten- und Freiraumpflege) einerseits, der Medizin und Gesundheitspflege andererseits: Isoproturon, Carbamazepin, Diclofenac. Für diese Spurenstoffe ist es ansatzweise möglich, sowohl Substitutionspotenziale abzuschätzen als auch die durch die Vermeidung entstehenden Kosten.

3.5.1.3.2 Isoproturon

Grundsätzlich ist eine stoffliche Substitution von Isoproturon durch verschiedene andere Herbizide möglich, die alle auch zu den Sulfonylharnstoff-Abkömmlingen gehören: Als Substitut ist nach Auskunft landwirtschaftlicher Berater zunächst Flumioxazin, zukünftig auch Beflubutamid geeignet. Die Kosten für die alternative Erreichung des mit dem Stoff verbundenen Einsatzzweckes betragen nach Auskunft landwirtschaftlicher Berater insgesamt ca. 10 €/ha * a bei stofflicher Substitution durch Flumioxazin (Mitteilung Wasserschutzberatung Kooperationsgebiete Kreis Coesfeld 2011).

Da Sulfonylharnstoff-Derivate u. a. zu nicht-erwünschten Resistenzen in der Beigras- bzw. Beikrautflora führen, ist ohnehin im landwirtschaftlichen Resistenzmanagement ein kluges Wechseln von Wirkstoffgruppen vorgesehen; unter Umständen ist es allerdings aus diesem Grund auch erforderlich, dass (in sehr seltenen Abständen) auch eine gelegentliche Behandlung der Kultur mit Isoproturon erwünscht ist, da ein vollständiger Verzicht auf dieses Mittel Resistenzbildungen gegenüber den Substituten fördert.

Neben der stofflichen Substitution ist vom Grundsatz her auch eine „chemiefreie“ Variante möglich, durch Konversion zum Öko-Landbau. Diese Variante bedingt einerseits eine Transformation des bäuerlichen Wirtschaftens insgesamt, führt aber auch zu zahlreichen weiteren Veränderungen. Bei vereinfachter Betrachtung können hier Kosten von 400 €/ha * a angenommen werden. Diese Kosten entsprechen dem staatlichen Förderbeitrag bei Umstellung von Ackerlandbetrieben auf organische Landwirtschaft in den ersten beiden Jahren in Nordrhein-Westfalen, mit dem der theoretische Minderertrag kompensiert wird (Landwirtschaftskammer NRW 2012); ab dem dritten Jahr erhalten die in Umstellung befindlichen Landwirte bisher für Einkommenseinbußen 180 €/ha * a. Für Dauergrünlandflächen werden 270 €/ha * a Förderbeiträge gezahlt, für Gemüse- und Obstkulturen hingegen 1200 €/ha * a. Dabei sind die Förderbeiträge in NRW höher als in anderen Bundesländern (Nieberg et al. 2011).

3.5.1.3.3 Carbamazepin

Carbamazepin wird hauptsächlich als Antiepileptikum verwendet. Hier lässt es sich durch einige in den letzten Jahren entwickelte Arzneimittel ersetzen, ohne dass es in der Regel zu Einbußen in der Therapie kommt. Da Carbamazepin ein vergleichsweise altes Arzneimittel ist, werden in Deutschland häufig kostengünstigere Generika verabreicht (2010 zu 84,4% bei 1.199.900 Verschreibungen bei Kassenpatientinnen und -patienten, Schwabe und Paffrath, 2011). Die durchschnittlichen Tagesdosierungskosten von Carbamazepin liegen daher mit 0,69 € sehr niedrig gegenüber den deutlich höheren Kosten der neueren Substitute wie Gabapentin (2,87 €) oder Pregabalin (4,47 €; vgl. Lieb et al. 2011, sowie Schwabe und Paffrath 2011). Aus Sicht der Arzneimittelkommission der deutschen Ärzteschaft, die jedoch die Gewässerproblematik nicht abgewogen hat, sind beispielsweise die höheren Aufwendungen insbesondere für Pregabalin nicht mit einer höheren Wirksamkeit oder anderen Zusatznutzen zu rechtfertigen (vgl. Kassenärztliche Bundesvereinigung, Arzneimittelkommission der deutschen Ärzteschaft 2007).

Gewässerschonende Substitutionsmöglichkeiten bezüglich des Einsatzes von Carbamazepin als Phasenprophylaktikum bei verschiedenen psychiatrischen Erkrankungen oder begleitend zur Bekämpfung von Nervenschmerzen (z. B. nach einer Amputation aufgrund von Diabetes) konnten hingegen nicht ermittelt werden.

3.5.1.3.4 Diclofenac

Im Unterschied zu Carbamazepin wird Diclofenac als Arzneimittel vergleichsweise breit eingesetzt; es wirkt als Antipyretikum, Antirheumatikum, Entzündungshemmer und Schmerzmittel. Neben verschreibungspflichtigen Verabreichungsformen (insbesondere Tabletten und Dragees, aber auch Injektate) sind auch Sportler- bzw. Rheumasalben auf dem Markt, die in den Apotheken (ebenso wie schwach dosierte Tabletten) frei verkäuflich sind.

Als Antirheumatikum insbesondere in Tablettenform ist Diclofenac für die Ärzteschaft immer noch ein bevorzugtes Arzneimittel der Wahl (vgl. Schwabe und Paffrath, 2011); substituierbar ist es teilweise durch Ibuprofen. Neuere Mittel gelten als zu teuer oder mit zu vielen Unsicherheiten behaftet (Rebscher, 2006; Gysling, 2004). Nach Herzinfarkt werden zur Risikominimierung teilweise auch Therapien mit den schwächer wirkenden Arzneimitteln Naproxen oder Meloxicam versucht (Deutsche Herzstiftung, 2010). Bei den in einem breiteren Anwendungsbereich (auch zur Entzündungshemmung und als Schmerzmittel) eingesetzten Salben und Schmerz Gelen gibt es hingegen zahlreiche direkte Substitutionsmöglichkeiten; einerseits kann auch hier Diclofenac beispielsweise durch Ibuprofen ersetzt werden, andererseits sind auch Arzneimittel auf pflanzlicher Basis einsetzbar, wie etwa die Kytta-F-Salbe (Frey, 2005; Gräfe, 2008) oder die Traumeel-S-Salbe.

Die Kosten für die Kytta-F-Salbe liegen in der gleichen Größenordnung wie die für ein Diclofenac-Gel; Salben mit dem Wirkstoff Ibuprofen sind geringfügig teurer. Die Kosten für 150 g Packungen betragen etwa für Voltaren-Schmerzgel zwischen 9,97 € und 15,90 € und für die Kytta-F-Salbe zwischen 10,98 € und 15,97 € (Vgl. http://www.apodiscouter.de/muskeln-gelenke-rheumatische-erkrankung-c-268_477.html, 11. Juli 2012). Unter der Annahme einer täglichen Applikationsmenge von 1,5 g ergeben sich in beiden Fällen Tagesdosierungskosten von maximal 16 Cent. Insbesondere bei rheumatischen Erkrankungen können zudem nach Krankheitsursache und -verlauf zahlreiche andere Therapieformen neben die Medikation treten oder diese sogar ersetzen (z. B. Thermalbäder, Fango, Infrarotlicht). Teilweise sind diese Therapien auch schulmedizinisch anerkannt und werden von den Kassen übernommen (Pighin, 2004). Allerdings kommen die nicht-medikamentösen Therapieformen „oft nur begrenzt als Substitute in Frage, da sie oft nur auf Spezialfälle anwendbar sind“ (Hajen et al., 2011).

3.5.1.4 Entwicklung konkreter Vermeidungsstrategien

Im Folgenden wird für die näher betrachteten Spurenstoffe zu erörtern versucht, ob und welche der drei Möglichkeiten von Vermeidungs- bzw. Verminderungsstrategien jeweils geeignet erscheint. Dabei ist es erforderlich, die rechtlichen Regimes zu berücksichtigen, denen die unterschiedlichen Spurenstoffe aufgrund ihrer verschiedenen Anwendungsgebiete unterliegen (vgl. Tabelle 3-16).

Je nach Stoffgruppe unterliegen die betrachteten Spurenstoffe einer unterschiedlichen rechtlichen Regelungsstruktur (Governance), die Auswirkungen auf die Gestaltung von Instrumenten zur Vermeidung von Immissionen der Spurenstoffe hat. Während für Pflanzenschutzmittel und für Arzneimittel spezielle Gesetze vorhanden sind, ist dies für Industriechemikalien wie TCP nicht der Fall. (Dabei hat aus juristischer Perspektive immer das Spezialrecht Vorrang vor den allgemeinen Rechtsvorschriften des Chemikalienrechts.)

Bereits in der Antragsphase des Projektes war bekannt, dass sich bei Spurenstoffen die betrachteten Vermeidungsstrategien für bestimmte Stoffgruppen besonders schwierig realisieren lassen, weil sie stoffrechtlich privilegiert sind. Zu diesen Ausnahmeregelungen kommt es, wie die Beispiele Arzneimittel und Pflanzenschutzmittel zeigen, wenn der Einsatz der Stoffe mit einem hohen individuellen und gesellschaftlichen Nutzen verbunden und durch die Politik anerkannt ist (Dohmann, 2003).

Tabelle 3-16: Rechtlicher Rahmen für unterschiedliche Einzelstoffe und deren Vermeidung (in den näher betrachteten Stoffgruppen)

	Pflanzenschutzmittel	Industriechemikalien	Arzneimittel
Rechtlicher Rahmen	Wasserrecht, Pflanzenschutzmittelrecht (Chemikalienrecht; REACH nicht gültig)	Wasserrecht, Chemikalienrecht	Arzneimittelrecht (Wasserrecht) (Chemikalienrecht; REACH nicht gültig)
Verbesserung der Applikation	entsprechende Rechtsverordnungen bereits vorhanden	Rechtsverordnungen bisher nicht vorhanden	Rechtsverordnungen bisher nicht vorhanden
Substitution (flächendeckend)	Widerruf der Zulassung möglich über Pflanzenschutzgesetz. Evtl. sollten Landwirte ihr Resistenzmanagement nicht autonom planen und durchführen, sondern benötigte wassergefährdende Problemstoffe nur auf „Rezept“ der zuständigen Landesbehörden erhalten.	Durchführbar entsprechend Chemikalien-Verbotsverordnung bzw. EG-Richtlinien (z.B. PFOS/PFT). denkmöglich bei Nachweis von politisch nicht akzeptablen Schäden oder Risiken bzw. entsprechenden Kosten-Risiko-Betrachtungen nach dem REACH-Regime	So nicht möglich; allerdings ist eine Verringerung der Einträge in den Wasserkreislauf nach einem Transfer der sog. Schwedischen Liste (s. u.) möglich; ebenso ist ein Widerruf der Zulassung für freiverkäufliche Mittel denkbar
Substitution (räumlich begrenzt)	möglich via § 19 (4) WHG	Analog möglich via § 19 (4) WHG; für Spurenstoffe aber könnte bei ubiquitärer Anwendung (z.B. TCPP) ein Anwendungsverbot im ausgewiesenen Schutzgebiet ausgesprochen werden (evtl. wirken sonst auch abwasserrechtliche Einleitungsverbote wie bei Sulfolan oder TOSU substitutionsfördernd)	evtl. bedingt möglich analog § 19 (4) WHG, aber nur als freiwillige Maßnahme
Veränderung des Anwendungsfeldes	über spezielle Gesetze (Landwirtschaftsrecht, Verbraucherschutz) prinzipiell möglich	nicht bekannt bzw. abschätzbar	über spezielle Gesetze und Rechtsverordnungen prinzipiell möglich

3.5.1.5 Verbesserung der Applikation der Spurenstoffe im Normalbetrieb

Immer wieder hinterfragt wird in der Literatur, ob im Anwendungsfeld Landwirtschaft (einschließlich Gartenbau und Gärtnereibetriebe), die „gute fachliche Praxis“ bei der Anwendung der Pflanzenschutzmittel (Sachkunde, Spritztechnik) durchgängig etabliert ist. In den letzten Jahren stark verbessert hat sich der landwirtschaftliche Umgang mit Restmengen (die nicht mehr einfach im Hof, z. B. in den Gully, abgelassen, sondern auf dem Feld ausgebracht werden). Auch bei der Reinigung der Spritzen wird stärker als in der Vergangenheit beachtet, dass keine Pestizidreste in die Gewässer gelangen können. Anders sieht es im Bereich der Garten- und Freiraumpflege aus. Hobbygärtner und Hausbesitzer, die teilweise ebenfalls mit Pflanzenschutzmitteln arbeiten, um Beikräuter und Beigräser zu kontrollieren, haben vermutlich die erforderliche Sachkunde nur unzureichend; auch reinigen sie die verwendete Gerätschaft weiterhin so, dass Spritzmittelreste ins kommunale Abwasser gelangen können.

Bei Pflanzenschutzmitteln wie Isoproturon lassen sich die Immissionen ins Gewässer weiter verringern, wenn die Uferrandstreifen verbreitert werden; entsprechende Fördermaßnahmen, die über die landwirtschaftlichen Umweltprogramme mit EU- und staatlichen Fördermitteln gefördert werden könnten, verringern nach Einschätzung von Pflanzenschutzexperten auch das Eintragsrisiko für weitere Pflanzenschutzmittel, die auf den gleichen Nutzflächen angewendet werden. Diese Maßnahme ergänzt im Übrigen Maßnahmen an der Kläranlage, da sie auf Einträge von Spurenstoffen zielt, die ins Gewässer direkt (und nicht auf dem Weg über die Kanalisation) gelangen.

Nicht nur im Bereich der Landwirtschaft (hier einschließlich Gartenbau und Gärtnereien verstanden) ist in Einzelfällen noch eine optimierte Applikation der Pestizide durch weiter verbesserten Technikeinsatz möglich. Daneben ist in der Praxis zu beobachten, dass Pflanzenschutzmittel auch für die Freilandpflege und in den Hausgärten eingesetzt werden. Insbesondere für diese Anwendergruppen von Pflanzenschutzmitteln (Hobbygärtner, Hausbesitzer, Grundstücksverwaltungen usw.) existiert bisher überhaupt kein Governance-Regime, mit dem die nach dem Pflanzenschutzrecht für die professionellen Anwender vorgesehenen Sachkundenachweise und Nachweise für eine Applikation(stechnik) nach dem Stand von Wissenschaft und Technik auch für diese Anwendergruppen durchgesetzt werden können. Damit ist der Chemikalieneinsatz von Hobbygärtnern, Hausverwaltungen usw. zur Bekämpfung von selbstdefinierten Eingriffssituationen, für die die Pflanzenschutzmittel eigentlich nicht zugelassen sind, derzeit nicht ausreichend regulierbar. Situationen, für die Herbizide beispielsweise nicht zugelassen sind, wie die chemische Kontrolle von unwillkommenen Bewuchs etwa auf privaten Verkehrsflächen, können sich gewässergefährdend entwickeln (beispielsweise kann eine Teilversiegelung der Fläche dazu führen, dass die im Überschuss eingesetzten Spritzmittelbrühen überwiegend in den nächsten Gully oder direkt ins Gewässer gelangen).

Der Großteil der Arzneimittel wird verschrieben. Für Ärzte und ausgebildetes medizinisches Personal kann aufgrund der Aus- und Weiterbildung davon ausgegangen werden, dass eine hohe Sachkunde im Umgang mit Arzneimitteln vorhanden ist und deren Applikation dem Stand von Wissenschaft und Technik genügt. Allerdings gibt es bei Ärzten ebenso wie beim medizinischen Personal Wissensdefizite über die Umwelteigenschaften der Wirkstoffe; bei der Verschreibung bzw. Applikation eines Mittels werden bisher diese Umwelteigenschaften häufig nicht berücksichtigt. Dieser blinde Fleck gilt ähnlich auch für Empfehlungen durch den Apotheker bezüglich freiverkäuflicher Arzneimitteln. Bisher liegen anders als für Haushaltungen keine wissenschaftlichen Daten darüber vor, ob die Entsorgung von Arzneimittelresten in Altenpflegeheimen (und evtl. auch in Hospizen) immer sachgerecht ist oder ob hier nicht teilweise (bei der Auflösung von Medikamenten-Beständen im Todesfall) auch ins Abwasser „entsorgt“ wird.

Zur Ergänzung der medizinisch-pharmazeutischen Sachkunde um die erforderlichen Umweltaspekte ist die sog. Schwedische Liste geeignet (Stockholm län landsting/Stockholm County Council, 2011). Das Stockholm County Council ordnete gemeinsam mit dem schwedischen Verband der pharmazeutischen Industrie und der staatseigenen Apothekenkette Apotek therapeutisch vergleichbare Arzneimittel-Wirkstoffe (insgesamt 192 verschiedene Substanzen) sowohl hinsichtlich verschiedenen Indikationsgruppen als auch im Hinblick auf ihre Umweltgefährdung (Ågerstrand et al., 2009). Ärzten wird es so ermöglicht, bei einer Medikation im Falle von medizinisch gleichwertigen Lösungen den Wirkstoff mit der geringsten Umweltgefährdung zu verordnen; hierzu sind die Ärzte in der Region Stockholm bei Verschreibungen angehalten. Diese Liste stellt eine Gefährdungskategorisierung nach PBT-(Persistenz, Bioakkumulation, Toxizität) Kriterien dar und berücksichtigt nach bisherigen Untersuchungen die Belange des Gewässerschutzes in guter Weise (Wennmalm und Gunnarsson, 2005; Ågerstrand et al., 2010). Wennmalm und Gunnarsson (2008, 2010) zufolge hat die Liste dazu beigetragen, die Spurenstoffbelastungen in der Region Stockholm zu reduzieren.

Wie es in anderen Produktbereichen schon lange üblich ist, sollte künftig in Deutschland ein an der schwedischen Umweltklassifikation orientiertes System bereitstehen, das es vor allem Ärzten und Apothekern ermöglicht, Aspekte des Umwelt- und Trinkwasserschutzes bei Verschreibung oder Verkauf von Arzneimitteln zu berücksichtigen (ISOE, 2010). Aufbauend auf derartigen Umweltklassifizierungen könnte auch in Deutschland eine Sensibilisierungsstrategie der Ärzteschaft stattfinden (Götz et al., 2011). In einem neuen UBA-Projekt (2012 – 2014) sollen diese Inhalte direkt in der Ausbildung der Mediziner verankert werden (UBA, 2012). In diesem Zusammenhang muss auch auf die Notwendigkeit der Weiterbildung des medizinischen Pflegepersonals hingewiesen werden.

Anders als die vorgenannten Gruppen haben medizinische Laien i. d. R. keine Sachkunde, so dass es hier sowohl zu medizinisch-therapeutisch falschen bzw. problematischen Applikationen kommen kann als auch zu wasserschädigendem Verhalten. Zunächst einmal ist das Konsultationsverhältnis zwischen Arzt und Patient entscheidend dafür, dass es zu einer hohen Befolgung der ärztlichen Therapievorschriften (Compliance) durch die Patienten kommt. Allerdings entscheiden die medizinischen Laien – Patienten/Patientinnen ebenso wie ihre familiären Betreuungspersonen – bei zahlreichen Mitteln selbst über deren Anschaffung. Dies gilt nicht nur für die freiverkäuflichen Arzneimittel, sondern auch für jene Arzneimittel, die verschrieben wurden, aber von den Patientinnen und Patienten in der Apotheke durch Einlösen des Rezeptes käuflich erworben werden müssen. Bereits die aus Gründen der Kostendämpfung (von Kassenpatienten) erhobene Zuzahlung kann hier eine Hürde darstellen. Auch über die faktische Anwendung bereits vorhandener Arzneimittel entscheidet im häuslichen Kontext alleine die Patientenschaft (bzw. deren häusliche Betreuungspersonen). Die beste Arzneimitteltherapie bleibt jedoch wirkungslos, wenn die PatientInnen die verschriebenen und gekauften Medikamente nicht bestimmungsgemäß einnehmen (vgl. Kojda 2008). Es wird vermutet, dass sich die teilweise unbefriedigende Compliance noch dadurch verschärft, weil aufgrund der abgeschlossenen Rabattverträge zwischen Krankenkassen und Arzneimittelherstellern die PatientInnen evtl. andere Mittel erhalten als verschrieben (z. B. Kombinationspräparate), welche unter Umständen auch unerwünschte Nebenwirkungen haben und daher von ihnen abgesetzt werden (May et al., 2008).

Grundsätzlich festzuhalten ist, dass bezogen auf die Spurenstoffproblematik bisher nicht erwogen wurde, auch gestützt auf das allgemeine Chemikalienrecht ausreichende Sachkundenachweise und Nachweise für eine Applikationstechnik nach dem Stand von Wissenschaft und Technik (analog zum Pflanzenschutzrecht) durchzusetzen, mit denen sich vermutlich die Anwendung der Spurenstoffe im Einzelfall verbessern ließe. Derartige Verbesserungen könnten auf dem Weg über Rechtsverordnungen etabliert werden. Davon unabhängig wäre es auch möglich, mit freiwilligen Maßnahmen (z. B. über Schulungen von medizinischen Laien als Arzneimittelanwender) Verbesserungen der Anwendung zu erreichen. Auch Werbemaßnahmen für Produkte könnten dazu verwendet werden, um die Anwender zu schulen, z. B. darauf hinzuweisen, dass beispielsweise ein Diclofenac-Gel nicht besser wirkt, wenn sie dick aufgetragen wird bzw. falls dies doch passiert, die Salbe vor der Körperreinigung mit Papiertaschentüchern abgerieben und diese im Müll entsorgt werden sollten.

3.5.1.6 Stoffliche Substitution

Eine Vermeidung von Immissionen durch Einschränkungen in der Anwendung von Spurenstoffen kann freiwillig immer geschehen. Ordnungsrechtlich unterliegt sie grundsätzlich einem hohen Begründungszwang, solange kein Stoffverbot vorliegt. Bisher hat sich der Gesetzgeber nur in Ausnahmefällen (z. B. DDT) zu einem wirklichen Stoffverbot durchgerungen. In den meisten Fällen wird vielmehr politisch alleine die Zulassung eines Stoffes widerrufen, was ihre weitere Inverkehrbringung durch Verkauf und Kauf regelt, nicht aber jede Herstellung oder Anwendung (z. B. zu Versuchszwecken oder, wie bei den Pflanzenschutzmitteln in der Vergangenheit beobachtbar war, auch den Verbrauch von gebunkerten Restmengen) unterbindet. Bei einigen Industriechemikalien (z.B. PFOS) hat der europäische Gesetzgeber aufgrund ihrer hohen gesundheitlichen und Umweltrisiken nicht nur die Verwendung, sondern auch das Inverkehrbringen eingeschränkt (vgl. Richtlinie 2006/122/EG (2006)).

Sieht man von einzelnen Herbiziden ab, die regelmäßig zur Überschreitung der Trinkwasser-Grenzwerte führten, bilden für Spurenstoffe bisher ausschließliche Umweltrisiken keine politisch ausreichenden Gründe für Maßnahmen wie ein tatsächliches Zulassungsverbot. Spurenstoffe sind bisher u. a. dadurch charakterisiert, dass der Schaden, der durch die Anwendung dieser Spurenstoffe entsteht, nicht eindeutig benannt werden kann, da die Spurenstoffe aus Gründen der Umweltvorsorge unter Aufmerksamkeit geraten sind und auch die bisher vorhandenen Grenzwerte (etwa für Pflanzenschutz- und Behandlungsmittel im Trinkwasser) nicht aus gesundheitlichen Gründen festgelegt worden sind, sondern dem Vorsorgehandeln entspringen und damit letztlich sogar als „trinkwasserästhetische“ Grenzwerte betrachtet werden können (Dieter/Schmidt 2011).

Trotz neuer Erkenntnisse über potenzielle Schäden auch im Spurenbereich für einige Chemikalien (Oehlmann et al., 2006; Kümmerer und Al Ahmad, 2010) ist das Risiko des Vorhandenseins der Spurenstoffe insgesamt für die Gesellschaft und für den Naturhaushalt oberhalb des Vorsorgegrenzwertes nur schwer zu quantifizieren. Daher können auch entstehende Nachteile durch eine Kontamination von Wasser in der Dimension des Grenzwertes bisher nicht wirklich objektiv benannt werden, sondern werden aus bestimmten gesellschaftlichen Partialperspektiven bestimmt. Diese betreffen insbesondere die Wasserwirtschaft und den Naturschutz.

Besonders zu erwähnen ist das Beispiel der Humanarzneimittel, da im Arzneimittelrecht das Schutzgut menschliche Gesundheit gegenüber anderen Schutzgütern, die etwa mit dem Wasserrecht geschützt werden, privilegiert wird: Daher kann bisher die Zulassung eines neuen Arzneimittel-Wirkstoffs selbst dann nicht versagt werden, wenn die obligatorische Umweltverträglichkeitsprüfung zweifelsfrei Risiken für die Umwelt feststellt. Dies führt nicht zur Ablehnung des neuen Medikaments, sondern bestenfalls zu Auflagen bei der Zulassung.

„In der Praxis beschränken sich die Auflagen auf Hinweise zu den festgestellten Umweltrisiken auf der Packungsbeilage sowie in der Fachinformation.“ (Gießen 2011) Allerdings ist es möglich, auch hier freiwillige Maßnahmen zu ergreifen, die sich etwa an den wasserwirtschaftlichen Maßnahmen in Trinkwasserschutzgebieten orientieren können.

Trotz dieser rechtlichen Schwierigkeiten ergeben sich für die direkte Vermeidungsstrategie Potenziale, die die Darstellung in Abschnitt 3.5.1.3 deutlich macht. Jeweils abhängig von den vorhandenen Ersatzstoffen, aber auch von den Kosten für die Substitution kann es in bestimmten Fällen möglich sein, eine weitgehende Vermeidung aufgrund der vorhandenen Substitutionsalternativen zu erreichen. Beispielsweise könnte der Widerruf der Zulassung für freiverkäufliche Diclofenac-Präparate für die Patientinnen und Patienten nach einer Umstellungszeit gut funktionieren und zu einer deutlichen Verringerung des Diclofenac-Eintrags in den Wasserkreislauf führen, auch wenn die Ärzte für andere Einsatzzwecke weiter mit Diclofenac therapieren. Dagegen ist es unter den gegenwärtigen gesundheitspolitischen Rahmenbedingungen kaum denkbar, dass Carbamazepin flächendeckend durch die zur Verfügung stehenden, wesentlich teureren Ersatzstoffe substituiert wird. Ähnlich ist auch eine weitgehende Substitution von Isoproturon durch die beiden genannten Ersatzstoffe möglich (allerdings muss es für das Resistenzmanagement wieder ausnahmsweise möglich sein, Isoproturon einzusetzen (Gehring et al., 2012)).

Sofern die Trinkwasserschutzgebiete in Größe der Einzugsgebiete rechtlich ausgewiesen werden, erlaubt das bestehende (ordnungsrechtliche und ökonomische) Instrumentarium mittlerweile im Grundsatz einen guten Immissionsschutz. Auch hier ist bisher jedoch im Einzelfall mit einer Durchlöcherung zu rechnen, wie das Beispiel der Pflanzenschutzmittel zeigt: Diese werden auch von Privatleuten in den Hausgärten und zur Entfernung von Beikräutern im Bereich privater Hofeinfahrten usw. angewendet (was bisher außerhalb der Reichweite der praktizierten wasserwirtschaftlichen Maßnahmen in Wasserschutzgebieten ist).

Sofern Einrichtungen der gesundheitlichen Versorgung in Wasserschutzgebieten liegen, ist es zwar unter Hinweis auf das Multi-Barrieren-Prinzip grundsätzlich denkbar, diese noch zusätzlich zu einer Abwasservorbehandlung als Indirekteinleiter anzuhalten, was auch aufgrund der Keim bzw. Virenbelastung zu überlegen wäre (vgl. TP 3).

3.5.1.7 Grundlegende Veränderung oder Verzicht des Anwendungsfeldes

Bezogen auf nicht-stoffliche Substitutionsalternativen unterscheidet sich die Situation in den beiden Anwendungsfeldern Landwirtschaft, Garten- und Freiraumpflege einerseits sowie andererseits Medizin und Gesundheitspflege grundlegend. Bezogen auf die Hauptanwendung im erstgenannten Bereich ist mit dem Öko-Landbau eine Alternative vorhanden, die den Einsatz problematischer Spurenstoffe vermeidet. Anders ist im Bereich Medizin und Gesundheitspflege die Möglichkeit von Therapien, mit denen die Gabe von Spurenstoffen vermieden wird, nicht durchgängig gegeben.

Das Land Nordrhein-Westfalen sieht im Bereich des Öko-Landbaus einen erheblichen Nachholbedarf; daher wird versucht, durch vergleichsweise hohe, kostendeckende Förderprämien Landwirte zur Konversion der Betriebe zu bringen. Allerdings ist fraglich, ob diese Absicht sich ohne weitere Maßnahmen realisieren lässt.

Schon aus Kostengründen werden sich im Anwendungsfeld Medizin und Gesundheitspflege Alternativen zur chemischen Therapie in absehbarer Zeit nicht durchsetzen. Die vorhandenen Alternativen können aber neben der chemischen Basistherapie eine wichtige Funktion als flankierende Therapieangebote spielen. Dies kann künftig auch dazu führen, dass in bestimmten Bereichen (z. B. zur Behandlung rheumatischer Krankheiten) weniger Arzneimittel eingesetzt werden. In anderen Anwendungsbereichen (z. B. Epilepsie-Therapie) gibt es jedoch keine Hinweise auf eine solche Verminderung.

3.5.1.8 Potenziale der betrachteten Strategietypen

Aus der Kenntnis der spezifischen Anwendungen und der potenziellen Substitutionsmöglichkeiten wurden überschlägig die Potenziale für die drei identifizierten Strategietypen bestimmt (vgl. Tabelle 3-17). Kein Strategietyp überzeugt völlig. Bezogen auf die betrachteten Einzelstoffe lässt sich keine der Strategien vollständig alleine umsetzen. Im Pflanzenschutzbereich ist ein rechtlicher Rahmen vorhanden, der die Vermeidung einzelner Mittel erlaubt. Das ist für den Arzneimittelbereich so nicht gegeben. Um dort eine einzige Strategie so wirksam zu machen, dass mit ihr eine deutliche Vermeidung erreicht würde, wären erhebliche Veränderungen in den rechtlichen Regelungsrahmen erforderlich, sowohl auf europäischer als auch auf bundesdeutscher Ebene.

Tabelle 3-17: Potenzialabschätzung für die einzelstoffliche Vermeidung (kurz bis mittelfristig) nach Strategietypen

	Pflanzenschutzmittel (Isoproturon)	Industriechemikalien (TCPP, EDTA)	Arzneimittel (Diclofenac, Carbamazepin)
Verbesserung der Applikation	Potenzial fast ausgeschöpft, aber nicht bezogen auf nicht-professionelle Anwender	Potenzial derzeit nicht ermittelbar	Trotz Beipackzettel ist Potenzial bei Diclofenac bei den Kranken und deren nicht-professionellen Betreuern keinesfalls ausgeschöpft
Substitution (flächendeckend)	Potenzial vorhanden (Entzug der Zulassung ist möglich)	Potenzial derzeit nicht ermittelbar	Potenzial ist bei Diclofenac bedingt vorhanden (anders bei Carbamazepin)
Substitution (räumlich begrenzt)	sehr gutes Potenzial in ausgewiesenen Wasserschutzgebieten; Trinkwasserversorgung bezahlt evtl. für freiwillige, weitergehende Substitution	Potenzial derzeit nicht ermittelbar	Potenzial ist evtl. vorhanden
Veränderung des Anwendungsfeldes	Alternativkonzept „Öko-Landbau“	Potenzial derzeit nicht ermittelbar	Nur bei Diclofenac: Linderung von z. B. rheumatischen Phänomenen durch vermehrte Bäder-Anwendungen usw.

Langfristig könnten weitere Substitutionseffekte erzielt werden, wenn entsprechende gesellschaftliche Anstrengungen unternommen werden: Entsprechend wurde (bisher nur für Arzneimittel) aufgrund der Spurenstoffproblematik in den Gewässern der Ansatz des gezielten Designs wirksamer und zugleich umweltverträglicher Wirkstoffe entwickelt (Kümmerer und Schramm, 2008). Mit einer solchen Strategie werden nach den bisher vorliegenden Erfahrungen vornehmlich Unternehmen der forschenden pharmazeutischen Industrie, aber auch Hochschulen und weitere Forschungsinstitute angesprochen.

Die Politik muss jedoch noch Rahmenbedingungen schaffen, damit diese Strategie realisiert werden kann. Dafür wäre eine Bündelung der politischen Kräfte auf verschiedenen Ebenen (Länder, Bund und eigentlich auch Europa) erforderlich. Die breite (Fach-)Öffentlichkeit könnte den Ansatz fördern, wenn sie ihn besser kennt und weitere überzeugende Beispiele vorliegen, die zeigen, dass er wirkungsvoll ist.

An einem Wirkstoffranking von aus therapeutischer Sicht vergleichbarer Wirkstoffe unter Umweltaspekten hat bereits heute die Fachöffentlichkeit ein großes Interesse, wie die Auswertung von Expertenworkshops ergab (ISOE, 2010). Grundsätzlich kann sowohl Ärzten als auch Patienten ein großes Interesse an „grünen“ Wirkstoffen unterstellt werden, insbesondere, wenn sie zusätzlich Vorteile in der Therapie aufweisen (Kümmerer und Schramm, 2008).

Zwar folgen auch aus einem abwasserrechtlichen Einleitungsverbot für die einzelnen Anwender möglicherweise Maßnahmen der Produktionsumstellung, die entweder zu einem neuen Produktionsverfahren oder aber zur Anwendung stoffliche Substitute führen kann; hier ist es aber dem Anwender ebenso auch möglich, sich für verbesserte umwelttechnische Maßnahmen zu entscheiden, um die Zielsetzung des Abwasserbescheides zu erreichen. Insofern stellt das Einleitungsverbot, wenn die wesentlichen Anwender in einem Einzugsgebiet bekannt sind, eine in der Praxis bewährte Alternative zum hier behandelten Substitutionsgebot dar, um die Immission ins Gewässer zu vermeiden. Das belegen auch zahlreiche wasserwirtschaftliche Herausforderungen im Einzugsgebiet der Ruhr (z.B. Sulfolan, TOSU).

Als weiteres Ergebnis der Untersuchung ist festzuhalten, dass die Spurenstoffe rechtlich bisher nur unzureichend im Fokus sind, und es auch deshalb schwierig ist, konkrete Vermeidungsinstrumente zu implementieren.

3.5.1.9 Zwischenergebnis

Grundsätzlich schließt die Art der Anwendung von Pflanzenschutz- und Arzneimitteln fast immer eine umweltgeschlossene Anwendung aus, so dass es bei diesen Fällen (anders als bei einer industriellen Anwendung) immer wieder zu unbeabsichtigten Immissionen kommen kann. Das ist ein starkes Argument für die Verfolgung von nicht-stofflichen Anwendungsalternativen. Diese haben aufgrund ihrer häufig weitreichenden Auswirkungen idealerweise auch positive Effekte in anderen Zusammenhängen (z. B. Kostenreduktion im Gesundheitswesen durch die Vermeidung des Einsatzes von Arzneimitteln, wenn gleichwertige, nicht-medikamentöse Therapieformen vorliegen), die häufig auch mit weiteren Trade-offs verbunden sind (z. B. Auswirkungen eines Kuraufenthalts auf die Lebensführung und damit auch die Lebensqualität der Behandelten).

Ein Bewertungsansatz für Vermeidungsstrategien wird zunächst berücksichtigen, ob und in welcher Zeitskala (kurz-, mittel- oder langfristig) die Strategie technisch, sozial und ökonomisch verwirklicht ist. Im Projektzusammenhang spielen für einen Bewertungsansatz soweit ermittelbar, die Vermeidungskosten eine wichtige Rolle, hier insbesondere die direkten und auch die indirekten Umsetzungskosten. Daneben ist es aber auch wichtig, soziale Bewertungskriterien angemessen zu berücksichtigen. Hier ist einerseits

danach zu fragen, auf welcher politischen Ebene Veränderungen angestoßen und verwirklicht werden können (z. B. Einzugsgebiet eines Abwasserunternehmens, Kommune, Bundesland, Europa). Weiterhin sind insbesondere auftretende Zielkonflikte zu nennen, soweit diese nicht schon bei der Ermittlung der Vermeidungskosten berücksichtigt werden konnten. Wie bereits ausgeführt, wird es zu Zielkonflikten des Gewässer- und Umweltschutzes mit der Ernährungssicherung und der individuellen Gesundheitsförderung kommen, aber auch zu solchen zwischen Vorsorgehandeln und Gewerbefreiheit. Weiterhin sind hier auch Ängste, verzerrte Risikowahrnehmungen und Akzeptanzprobleme zu berücksichtigen. Grundsätzlich ist zudem zu berücksichtigen, dass die ermittelten Vermeidungskosten sich aus pragmatischen Gründen nur auf wenige, exemplarisch ausgewählte Substanzen beschränken, die pars pro toto betrachtet werden. Hingegen ist die Situation in den Gewässern Nordrhein-Westfalens dadurch charakterisiert, dass die betrachteten Spurenstoffe nicht alleine auftreten, sondern mit zahlreichen anderen Spurenstoffen (in spezifischen Schwankungen). Wie die Diskussion der letzten Jahre zum Thema Spurenstoffe in Gewässern immer wieder ergeben hat, ist die Frage der Stoffgemische für die (Fach-)Öffentlichkeit wichtig. „Eine Betrachtung von Stoffen und Stoffgemischen, die sich im Organismus anreichern oder in ihrer Wirkung gegenseitig verstärken können, fehlt“ (DWA 2010); auch wenn die Wissenschaft (die klinische Toxikologie genauso wie die Umweltökonomie) notwendigerweise zur Komplexitätsreduktion auf einzelne Stoffe abhebt, ist es für den Bewertungsansatz relevant, Stoffgemische zu berücksichtigen, damit auch den Fall, dass die einzelnen Stoffe nicht unabhängig nebeneinander im Gewässer existieren, sondern sich dort gegenseitig synergetisch (etwa in ihren Wirkungen auf Gewässerorganismen) verstärken können. Derzeit ist eine derartige wissenschaftlich zufriedenstellende Bewertung jedoch noch nicht möglich, so dass hier ein hoher Handlungsbedarf besteht (Hüttl und Bens, 2012).

Bereits hinsichtlich der Vermeidung der Immissionen bei einem Anwendungsfall können Zielkonflikte auftreten, die weder auf der Ebene eines Einzugsgebietes noch eines Bundeslandes lösbar sind (z. B. zwischen menschlicher Gesundheit bzw. Therapiefreiheit einerseits, Gewässerschutz andererseits). Dieses Problem verschärft sich, wenn Spurenstoffe aus unterschiedlichen Anwendungsbereichen (z. B. Medizin, Landwirtschaft, Industrie) das Gewässer belasten. Auch dieses Problem weist darauf hin, dass nicht mehr länger auf der Ebene der einzelnen Spurenstoffe nach einer Lösung gesucht werden sollte, sondern zur Minimierung des Risikos parallel Maßnahmen bei der Entwicklung und Zulassung der Stoffe und zur Verbesserung ihrer Anwendung vorzusehen sind.

3.5.2 Lösungsansätze bei Industriebetrieben (Indirekt- und Direkteinleiter)

Zur Erhebung der Betriebe der Direkt- und Indirekteinleiter an der Ruhr wurden im Rahmen des Projektes *MIKRORUHR - Eintragspotenzial von Industriechemikalien durch Industriebetriebe am Beispiel des Eintragsgebietes der Ruhr* Daten aus der amtlichen Überwachung des Landes Nordrhein-Westfalen ausgewertet. Dabei wurden 4.508 Betriebe identifiziert, die als Indirekteinleiter ihre Abwässer über insgesamt 92 kommunale Kläranlagen in die Ruhr und deren Nebengewässer einleiten. Weiterhin wurden 294 Direkteinleiter im Ruhreinzugsgebiet identifiziert.

Die größte Anzahl der Indirekteinleiter leitet mineralöhlhaltige Abwässer ein (1.976), gefolgt von Zahnarztpraxen (887) und Betrieben der Metallbearbeitung und Metallverarbeitung (448). Häusliche Abwässer wurden von 333 Indirekteinleitern eingeleitet. Einleitungen von Abwässern aus anderen Branchen erfolgen in deutlich geringerer Anzahl. Eine Ermittlung der von den Indirekteinleitern ermittelten Frachten organischer Industriechemikalien war im Rahmen des Projektes nicht möglich, da die Einletermengen nicht überwacht wurden und organische Industriechemikalien nur als Summenparameter (z. B. AOX, LHKW), jedoch nicht als Einzelstoffe überwacht wurden.

Die größte Anzahl der Direkteinleiter leitet Abwasser aus der Wasseraufbereitung, von Kühlsystemen und von Anlagen zur Dampferzeugung ein (150). Häusliche Abwässer werden von 43 Direkteinleitern eingeleitet. Mineralöhlhaltige Abwässer werden von neun, Abwässer aus den Bereichen Steine und Erden sowie Eisen- und Stahlerzeugung von jeweils sieben und Abwässer aus der Metallverarbeitung und Metallbearbeitung von fünf Direkteinleitern eingeleitet. Einleitungen von Abwässern aus anderen Branchen erfolgen in deutlich geringerer Anzahl. Anhand der Überwachungswerte organischer Industriechemikalien und eingeleiteter Abwassermengen konnten relevante Industriechemikalien identifiziert und deren Frachten berechnet werden (Tabelle 3-18).

Tabelle 3-18 **Eingeleitete Frachten aus den Jahren 2000 bis 2008 (arith. Mittelwerte) (Daten aus D-E-A)**

Name	Fracht in Mg/a								
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Dichlormethan	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	<0,01	<0,01	0,00	0,00
Chloroform	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,00	0,00	0,00	<0,01	<0,01
Tetrachlormethan	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	<0,01	0,00
Tribrommethan	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	<0,01	0,00	0,00
1,2-Dichlorethan	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Bromdichlormethan	0,00	0,00	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,00	0,00
Dibromchlormethan	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	<0,01	<0,01	0,00	0,00
1,1,1-Trichlorethan	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Trichlorethen	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Tetrachlorethen	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,00
1,2-Dichlorethen, cis	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1,2-Dichlorethen, trans	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Leichtflüchtige HKW	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Ampa	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,15	0,00	0,00	0,00
Naphthalin	<0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Phenanthren	<0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Polycyclische aromatische KW	<0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2,4,8,10-Tetraoxaspiro[5.5]undecan	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
Nitrioltriessigsäure (NTA)	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,08	0,02	0,04	0,07
Ethylendinitrioltetraessigsäure (EDTA)	0,00	0,00	0,34	0,00	0,00	8,78	1,90	6,69	7,85
Diethylentriaminpentaessigsäure (DTPA)	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00	114,40	47,32	131,83	41,52

Dabei zeigte sich, dass regelmäßige größere eingeleitete Frachten mit über einer Tonne pro Jahr lediglich für EDTA und DTPA nachgewiesen werden konnten, wobei als Einleiter ein Betrieb der Papierherstellung identifiziert wurde.

Eine Auswertung der Abwasserbehandlungsanlagen der Direkteinleiter ergab, dass die meisten Anlagen zur Behandlung von Abwässern aus der Wasseraufbereitung, Kühlsystemen oder der Dampferzeugung (Anhang 31), Abwässern aus dem Anwendungsbereich Steine und Erden (Anhang 26), mineralöhlhaltige Abwässern (Anhang 49) und häuslichen und kommunalen Abwässer (Anhang 1) dienen. Dabei kommen gemäß den Angaben in NIKLAS-IGL vorwiegend konventionelle Verfahren zum Einsatz (Sedimentation, Leichtflüssigkeitsabscheider und Belebtschlammanlage). Abwässer aus der Metallbearbeitung und Metallverarbeitung (Anhang 40) werden vorwiegend mittels Leichtflüssigkeitsabscheider behandelt.

Weitergehende Abwasserbehandlungsverfahren, die ggf. besonders gut zur Elimination von organischen Industriechemikalien geeignet sein können (wie z. B. Adsorption, Oxidation, Ozonung, Membranverfahren und chemische Abscheideverfahren, Flockung und Fällung) werden nicht oder nur in sehr geringem Umfang eingesetzt.

Im Rahmen des Projektes wurden 32 Betriebe als Direkteinleiter an der Ruhr und deren Nebenflüssen identifiziert, von denen potenziell ein Eintrag organischer Industriechemikalien in die Ruhr ausgehen kann, wobei der Großteil dieser Betriebe (15) Anlagen zur Oberflächenbehandlung von Metallen sowie von Metallen und Kunststoffen betreiben.

Zur Quantifizierung des Eintragspotenzials wurde vereinfachend die Summe der Anzahl der Betriebe herangezogen, die ihre Abwässer in die Ruhr direkt oder über deren Nebenflüsse abgeben. Eine Spezifikation des Eintragspotenzials erfolgt durch eine Charakterisierung der Einleitungen gemäß der Zuordnung zu einem Anhang der Abwasserverordnung. Das Eintragspotenzial nimmt gemäß der Anzahl der einleitenden Betriebe entlang des Verlaufs der Ruhr zu, wobei sich als Eintragungsschwerpunkte die Einleitungen über die Nebenflüsse, insbesondere der Lenne und der Volme abzeichnen.

Bei den Indirekteinleitern kann eine Berechnung möglicher Frachten von Industriechemikalien nicht erfolgen, da Mengenangaben und detaillierte Untersuchungsergebnisse fehlen. Aus den Recherchen in den Datenbanken geht deutlich eine starke Verbreitung verschiedener metallbe- und metallverarbeitender Betriebe hervor, die auch im Bereich der Lenne und Volme zu einem Einfluss auf die aus kommunalen Kläranlagen emittierte Fracht von Industriechemikalien in die Ruhr beitragen können. Eintragungsschwerpunkte sind die Kläranlagen Bochum-Ölbachtal, Hattingen und Hagen-Vorhalle, die die meisten Indirekteinleiter in ihrem Einzugsgebiet aufweisen. Die Kläranlage, die laut ELWAS-IMS den höchsten Anteil an Industrieabwasser behandelt (72,4%), ist die Kläranlage Arnsberg-Wildshausen mit 79 gelisteten Indirekteinleitern.

Bei den Direkteinleitern weisen Betriebe, die Abwässer nach Anhang 1 (häusliches und kommunales Abwasser) und Anhang 31 (Wasseraufbereitung, Kühlsysteme, Dampferzeugung) einleiten, aufgrund der hohen Anzahl ein vergleichsweise hohes Eintragspotenzial auf. Aufgrund der Analyse der Einleitungen aus Industriebetrieben hinsichtlich der Herkunft der Abwässer war insbesondere die metallbe- und metallverarbeitende Industrie als Branche mit vielen einleitenden Betrieben und somit mit hohem Eintragspotenzial für organische Industriechemikalien identifiziert worden. Beispielhaft wurde somit diese Branche näher untersucht. Hierzu wurden Literaturdaten und eine Datenbank (OEKOPRO-Datenbank) zum Einsatz von Industriechemikalien in verschiedenen Branchen hinsichtlich der in der metallverarbeitenden Industrie eingesetzten organischen Stoffe ausgewertet. Eine Abfrage der Datenbank zu Stoffen, die in der metallverarbeitenden Industrie eingesetzt werden, ergab 961 organische bzw. metallorganische Einzelstoffe. 26 dieser Stoffe wurden in den Jahren 2000 bis 2009 in der Ruhr untersucht, wobei 20 dieser Stoffe mit Positivbefunden in der Ruhr nachgewiesen wurden (Tabelle 3-19).

Tabelle 3-19: Tabelle: Industriechemikalien mit Anwendungszweck in der metallbe- und metallverarbeitenden Industrie, die im LANUV-Messprogramm im Einzugsgebiet der Ruhr untersucht wurden (Zeitraum 2000 bis 2009, n.n. = nicht nachgewiesen, Daten aus D-E-A).

CAS-Nr.	Stoffname	Anwendung (nach Baumann & Herberg-Liedtke, 1996)	Anzahl Mes-sungen	Anzahl Positiv-befunde	Max. Konzen-tration (µg/l)
71-55-6	1,1,1-Trichlorethan	Entfettung von Metalloberflächen	3686	7	0,09
79-01-6	1,1,2-Trichlorethen	Reinigung und Entfettung von Werkstückoberflächen	3758	44	0,69
75-34-3	1,1-Dichlorethan	Entfettung von Metalloberflächen	973	0	n.n.
107-06-2	1,2-Dichlorethan	Entfettung von Metalloberflächen	3615	8	0,12
58-90-2	2,3,4,6-Tetrachlorphenol	Kühlschmierstoffbestandteil	6	0	n.n.
88-06-2	2,4,6-Trichlorphenol	Kühlschmierstoffbestandteil	10	2	0,07
120-83-2	2,4-Dichlorphenol	Kühlschmierstoffbestandteil	10	1	0,02
95-57-8	2-Chlorphenol	Kühlschmierstoffbestandteil	10	0	n.n.
90-04-0	2-Methoxyanilin	Kühlschmierstoffbestandteil	147	0	n.n.
59-50-7	4-Chlor-3-methylphenol	Kühlschmierstoffbestandteil	4	0	n.n.
1570-64-5	4-Chlor-o-kresol	Kühlschmierstoffbestandteil	28	0	n.n.
106-48-9	4-Chlorphenol	Kühlschmierstoffbestandteil	10	2	0,03
62-53-3	Anilin	Kühlschmierstoffbestandteil	332	3	1,14
71-43-2	Benzol	(1) Kühlschmierstoffbestandteil (2) Oberflächenbeschichtung; Hartstoffschichtherstellung; Herstellung funktioneller Schichten	3161	35	0,23
75-09-2	Dichlormethan	Entfettung und Reinigung der Werkstückoberflächen vor der Beschichtung	2446	55	11,01
67-43-6	Diethylentriaminpentaessigsäure (DTPA)	Kühlschmierstoffbestandteil	266	147	63,20
60-00-4	Ethylendinitrilotetraessigsäure (EDTA)	(1) Kühlschmierstoffbestandteil (2) Bestandteil der Reinigungslösung für Werkstückoberflächen	403	374	87,00
91-20-3	Naphthalen	Kühlschmierstoffbestandteil	1070	56	1,80
139-13-9	Nitrilotriessigsäure (NTA)	(1) Kühlschmierstoffbestandteil; (2) Bestandteil von Reinigungslösungen für Werkstückoberflächen	403	293	100,00
126-71-6	Phosphorsäuretriisobutylester	Kühlschmierstoffbestandteil	23	16	0,26
115-86-6	Phosphorsäuretriphenylester	Kühlschmierstoffbestandteil	339	2	0,11
117-81-7	Phthalsäuredi(2-ethylhexyl)ester	Kühlschmierstoffe	29	20	4,50
126-86-3	Surfynol 104	Kühlschmierstoffbestandteil	172	127	3,49
127-18-4	Tetrachlorethen	Entfettung und Reinigung von Werkstoffoberflächen	3756	2239	1,15
108-88-3	Toluol	(1) Werkstückvorbereitung; Entfettung von Metalloberflächen (2) Oberflächenbeschichtung; Hartstoffschichtherstellung	3198	554	1,23
1330-20-7	m-Xylol und p-Xylol	(1) Kühlschmierstoffbestandteil (2) Entfettung von Metalloberflächen	3195	416	8,00

Die höchsten Konzentrationen (zwischen 10 und 100 µg/L) traten bei NTA, EDTA, DTPA und Dichlormethan auf. Die höchsten Anteile an Positivbefunden traten bei Tetrachlorethen, NTA, EDTA und DTPA auf. Für verschiedene Verfahren der metallverarbeitenden Industrie konnte weiterhin eine Vielzahl von eingesetzten organischen Stoffen identifiziert und für einige Stoffe die in Deutschland eingesetzten Jahresmengen recherchiert werden. Eine Ermittlung

von Einleitungsmengen für einzelne, organische Industriechemikalien durch Betriebe der metallverarbeitenden Industrie im Ruhreinzugsgebiet war jedoch nicht möglich.

Die Einleitung von Abwasser aus Industriebetrieben in Gewässer und kommunale Kläranlagen durch wird die Bestimmungen in den branchenspezifischen Anhängen zur Abwasserverordnung rechtlich reglementiert. Untersuchungen im Rahmen des Teilprojektes 2 (MIKROIND) haben gezeigt, dass darin jedoch nur wenige Einzelsubstanzen aus dem Spektrum organischer Spurenstoffe reguliert sind, wobei zumeist keine Grenzwerte festgelegt werden sondern generell gefordert wird, dass sie nicht im Abwasser enthalten sein dürfen oder die Verwendung einzuschränken ist, bis hin zum Verzicht auf die Verwendung.

Die folgenden Substanzen finden in den Anhängen Erwähnung

- organischen Komplexbildner (19, 27, 28, 29, 31, 38, 40, 43, 49, 53, 54 und 56)
- schlecht abbaubare Tenside (4, 38 und 57)
- Alkylphenoethoxylate (28, 37, 38, 57)

Für PFT-Verbindungen sind (derzeit) keine gesetzlichen Anforderungen definiert. Jedoch zuletzt für die Revision des Anhang 28 (Papierindustrie) vorgeschlagen, im Abschnitt B „Allgemeine Anforderungen“ einzufügen: „Verzicht auf den Einsatz von Betriebs- und Hilfsstoffen, die perfluorierte Verbindungen enthalten oder zu deren Bildung beitragen können“ verbunden mit Einzelfallprüfung und Nachweispflicht der Betriebe und Hilfsmittelhersteller (Reichart, 2009).

Der Einsatz von Komplexbildnern in der Papierindustrie macht diese zu einem der Hauptemittenten von EDTA und DTPA in NRW. Die Überwachungswerte (D-E-A Datenbank) zeigen Abwasserkonzentrationen bis zu 6 mg/l an den Einleitestellen. (Tabelle 3-20) Frühere Forschungsvorhaben kamen bereits zu dem Schluss, dass (basierend auf Prognoseberechnungen, „für DTPA der Zielwertbereich in der Ruhr nur erreicht werden kann, wenn der Frachteintrag durch den Industriebetrieb Stora Enso Kabel erheblich reduziert wird.“ (Pinnekamp et al 2008).

Tabelle 3-20 Konzentrationen der Komplexbildner an der Einleitestelle in verschiedenen Betrieben der Papierbranche von NRW (Mittelwerte der Überwachungsergebnisse 2007-2010)

Parameter		Konzentration (µg/l)			
	Betrieb Nr. in NIKLAS	574	817	467	253
NTA					
EDTA		870 ± 541	65 ± 19	250	26 ± 12
DTPA		4381 ± 3883		6325 ± 2661	

Um Substanzen während der Abwasserbehandlung zu entfernen stehen verschieden Verfahren zur Verfügung, für die in untenstehender Tabelle Eliminationsraten für die Stoffgruppen Komplexbildner (EDTA, DTPA) und perfluorierte Verbindungen (PFOA, PFOS) und Bisphenol A zusammengestellt sind. Es ist zu erwähnen, dass die Verfahren selten im großtechnischen Maßstab für reales industrielles Abwasser untersucht wurden oder nicht immer im Hinblick auf Spurenstoffelimination, sondern bezüglich anderer Parameter wie CSB Abbau, biologische Abbaubarkeit oder Entfärbung. Genauere Ausführungen finden sich im Schlussbericht des Projektes MIKROIND.

Tabelle 3-21 Zusammenstellung der Eliminationsraten einiger Industriechemikalien in verschiedenen Behandlungsverfahren

¹⁾KHAN (2010) ²⁾PANGLISCH & GIMBEL (2007) ³⁾BERG (2002) , ⁴⁾GALLENKEMPER (2005) ⁵⁾SCHRÖDER, H. F. AND MEESTERS (2005) ⁶⁾AGENSON et al. (2003) ⁷⁾LEE (2008) ⁸⁾YOON (2006) ⁹⁾SCHMIDT (2006), ¹⁰⁾PIRKANNIEMI et al. 2007, ¹¹⁾KORHONEN et al. 2000, ¹²⁾ALBERS, 2011, ¹³⁾Metsärinne, 2004, ¹⁴⁾FATH, 2011, ¹⁵⁾SCHRADER 2007, ¹⁶⁾Tsai et al. 2009; ¹⁷⁾van Ginkel et al, 1999

Verfahren	Substanz				
	EDTA	DTPA	PFOS	PFOA	BPA
Biologischer Abbau	30 – 80 % ¹⁷⁾	< 1% ¹³⁾			
Advanced Oxidation Processes					
Photo-degradation		80 - > 90% (>15 W/cm ²) ¹³⁾			
Photooxidation mit TiO ₂					90-95% ¹⁶⁾
O ₃ /H ₂ O ₂			< 10 % ⁵⁾		
Ozon	60-90 % ¹⁾	< 10 % ⁵⁾			> 90 % ¹⁾
	90% ¹¹⁾				42% ¹⁵⁾
Fenton	> 90% ¹⁰⁾				
Elektrochemisch			>90 % ¹⁴⁾		
Membranverfahren					
Nanofiltration	> 99 % ³⁾		97–99 % ²⁾	96–98 % ²⁾	50–99 % ^{4,6)}
Umkehrosmose	> 99 % ³⁾		97–99 % ²⁾	96–98 % ²⁾	
Adsorptionsverfahren					
PAK	< 25 % ¹⁾				50-90 % ¹⁾
GAK	< 25 % ¹⁾		> 90 % ⁹⁾		> 90 % ¹⁾
IEX			95% ¹²⁾		

Abwasser aus der Zellstoff- und Papierindustrie

Galvanikabwässer

Im Zuge der Problematik von PFCs in Umweltmedien und Abwässern wurde durch spezielle intensive Monitoringkampagnen des Landes direkt und indirekt einleitende Industriebetriebe

identifiziert, die maßgeblich zur PFT Fracht im Gewässer beitragen. Es handelt sich dabei laut LANUV(2009) um Einleiter aus u.a.

- Dem Metallgewerbe und der Oberflächenbehandlung: Galvaniken (Cu-Ni-Cr), Kunststoffgalvaniken, Metallbearbeitung,
- Der Entsorgungsbranche:CP-Anlage, CPB-Anlage; Altfilmaufbereitung,
- Papierindustrie, Druckerei,
- Großwäscherei, Textilausrüster, Textilindustrie
- Leiterplattenfertigung

Die im Zuge der Messkampagne ermittelten Emittenten von PFC haben zum Großteil eine der nachfolgenden Maßnahmen zur Verminderung eingeführt (MKULNV, 2010):

- Umkehrosmose
- Vacuumverdampfer
- Ionenaustauscher und am häufigsten
- Aktivkohle

Somit wurde eine Verringerung der Belastung an der Quelle erzielt.

3.5.3 Technische Lösungsansätze an kommunalen Kläranlagen

Kommunale Kläranlagen verfügen hinsichtlich der Elimination von Kohlenstoff und Nährstoffen über eine gute Reinigungsleistung; dennoch kann die Einleitung biologisch gereinigter Abwässer zu unerwünschten Effekten in der aquatischen Umwelt führen. Eine Ursache hierfür sind organische Spurenstoffe, wie Arzneimittel, Röntgenkontrastmittel, Östrogene, Reinigungs- und Geschirrspülmittel, Körperpflegeprodukte/Duftstoffe, Komplexbildner und Industriechemikalien sowie Pestizide und Biozide. Die verfahrenstechnischen Merkmale der Kläranlage, wie das Schlammalter der biologischen Stufe oder die kinetischen Bedingungen für den Stoffumsatz, sind für die Elimination von Spurenstoffen nachrangig gegenüber den jeweiligen Eigenschaften der betrachteten Stoffe, wie Polarität, Hydrophobie etc.. Erst weitergehende chemische und physikalische Verfahren bzw. deren Kombination ermöglichen in vielen Fällen die Elimination oder zumindest eine weitgehende Reduzierung der, bei der konventionellen Abwasserreinigung nur unzureichend eliminierbaren, Mikroverunreinigungen, aber auch bakteriologisch relevanter Keime und Viren.

Die Verfahren der Ozonung und Aktivkohleadsorption durch Pulveraktivkohle (PAK) oder granulierten Aktivkohle (GAK) gelten als wirkungsvolle Verfahren für eine weitergehende Abwasserbehandlung und werden u. a. innerhalb weiterer Projekte des vom MKULNV

finanzierten Forschungsschwerpunktes derzeit großtechnisch auf verschiedenen Kläranlagen in NRW untersucht.

Im Rahmen dieses Auftrages erfolgt eine Fokussierung auf die derzeit großtechnisch umgesetzten und erforschten Einsatzmöglichkeiten und damit auf den Einsatz von Ozon und Aktivkohle. Diese Verfahrenstechniken sind in Verbindung mit kommunalen Kläranlagen am weitesten entwickelt und untersucht. Zur Einbindung dieser Verfahren zur Spurenstoffelimination in den Abwasserreinigungsprozess existieren unterschiedliche Ansätze.

Bei den Verfahren der Ozonung bzw. Aktivkohleadsorption wird der Nachklärung die weitergehende Reinigungsstufe nachgeschaltet. Wird das Abwasser in dieser Stufe im Vollstrom behandelt, kann eine zusätzliche biologische Nachbehandlung bzw. Filtration nötig sein. Bei der Teilstrombehandlung erfolgt (zeitweise) eine Rezirkulation in die biologische Reinigungsstufe, wo in Abhängigkeit der Verfahren (Ozonung oder PAK-Adsorption) die biologische Nachbehandlung ozonierten Abwassers oder die Separation der Kohlepartikel erfolgt. Konkret stellen sich die Möglichkeiten zur Umsetzung der oxidativen und adsorptiven Verfahren durch eine Voll- bzw. Teilstrombehandlung wie folgt dar:

- Verfahren zur Vollstrombehandlung
 - o Ozonung des Ablaufs der Nachklärung mit und ohne anschließende biologischer Nachbehandlung
 - o Pulveraktivkohle (PAK)-Dosierung im Ablauf der Nachklärung mit separater Dosier-, Reaktions- und Sedimentationsstufe oder Filtration
 - o PAK-Dosierung im Zulauf einer Filtrationsanlage
 - o Filtration mit granulierter Aktivkohle (GAK)
 - o UV-Behandlung im Ablauf

- Verfahren zur Teilstrombehandlung
 - o Ozonung des Ablaufs der Nachklärung und Rückführung in die biologische Reinigungsstufe
 - o PAK-Dosierung des Ablaufs der Nachklärung in ein separates Kontaktbecken und Rückführung in die biologische Reinigungsstufe

3.5.3.1 Verfahren zur Vollstrombehandlung

3.5.3.1.1 *Ozonung des Ablaufs der Nachklärung mit anschließender biologischer Nachbehandlung*

Die Oxidation organischer Abwasserinhaltsstoffe mittels Ozon (O_3) ist ein effektives Verfahren zur Elimination organischer Spurenstoffe. Das biologisch gereinigte Abwasser wird in einem, dem Nachklärbecken nachgeschalteten, Reaktionsbehälter mit Ozon versetzt. Die selektive direkte Reaktion mit Ozon und die indirekte, unselektive Reaktion mit OH-Radikalen führen zu Transformationsprodukten der organischen Verbindungen (Tuerk et al. 2011, von Sonntag und van Gunten 2012). Anschließend kann das ozonierte Abwasser einer biologischen Nachbehandlungsstufe zugeführt werden, um beim Spurenstoffabbau gebildeten assimilierbaren organischen Kohlenstoff (AOC) weiter zu eliminieren (BAFU, 2009, Hollender et al. 2009).

Im Zuge mehrerer halb- und großtechnischer Untersuchungen wurde das Verfahren zur Elimination organischer Spurenstoffe auf kommunalen Kläranlagen untersucht. Die bereits umgesetzten Verfahren zur Ozonung gereinigten Abwassers unterscheiden sich im Wesentlichen in Bezug auf das Eintragssystem des O_2/O_3 -Gasgemisches (Injektor/Diffusor) und die Art einer ggf. erforderlichen biologischen Nachbehandlung (Schönungsteich, biologisch aktivierte Filtration, biologische Festbettverfahren). Ein allgemeines Verfahrensschema der nachgeschalteten Ozonung auf kommunalen Kläranlagen ist in Bild 3-17 dargestellt.

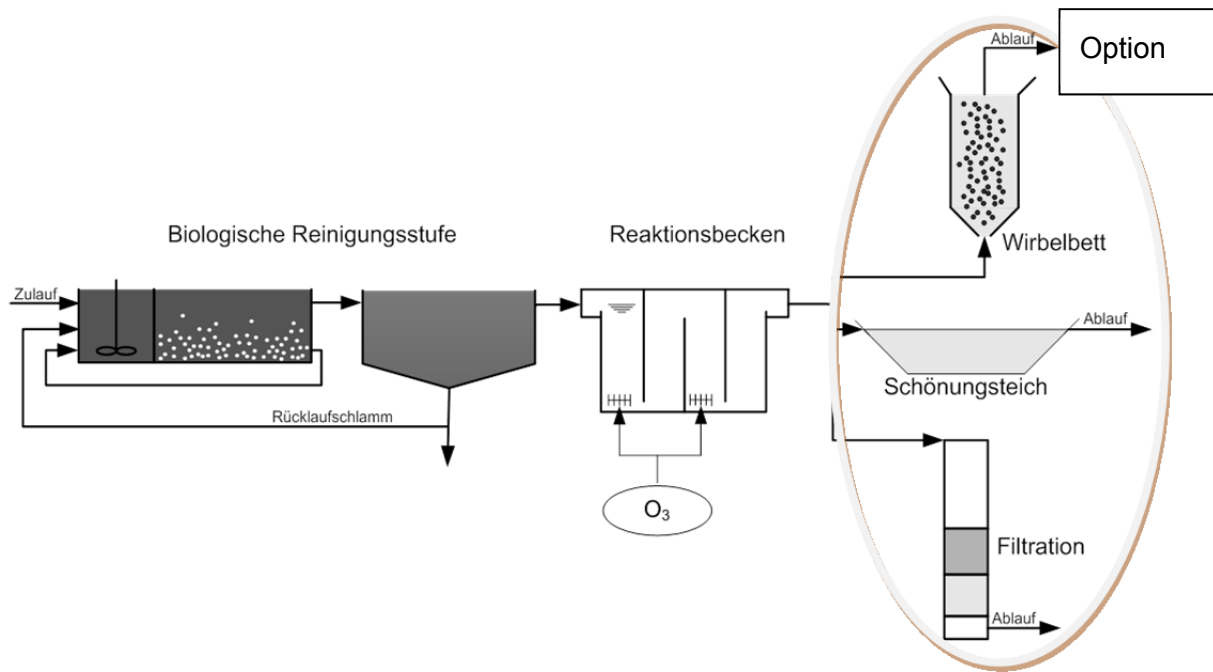


Bild 3-17: Biologische Reinigungsstufe mit ergänzender Ozonung und optionaler biologischer Nachbehandlung

Das Volumen der Ozonungsstufe ist so auszulegen, dass eine Aufenthaltszeit von fünf bis zehn Minuten bei maßgeblichem Zufluss sichergestellt ist. Die Spanne der Aufenthaltszeiten bei maßgeblichem Zufluss der bereits realisierten Anlagen liegt zwischen 5 und 30 Minuten.

Die Erfordernis einer biologischen Nachbehandlung des ozonierten Abwassers kann derzeit noch nicht abschließend bewertet werden. Abegglen et al. (2009) konnten durch effektbasierte Ökotoxizitätstest eine deutliche Abnahme des ökotoxikologischen Potenzials des ozonierten Abwassers nachweisen. Die biologische Nachbehandlungsstufe wird ihrerseits als Sicherheitsbarriere für die weitere Reduktion der Oxidationsnebenprodukte angesehen. Eine abschließende Bewertung über das Erfordernis der Nachbehandlung von ozoniertem Abwasser kann derzeit noch nicht gegeben werden. Nachfolgend werden die Leistungen einiger realisierten Großanlagen beschrieben:

KA Bad Sassendorf

Für Carbamazepin und Diclofenac können schon bei Ozondosen von 2 mg O_3/L ($z_{spez.} = 0,3$ bis $0,5 \text{ g}_{O_3}/\text{g}_{DOC}$) Abbauraten von rund 90% erzielt werden, wohingegen sich für Stoffe, die eine deutlich geringere stoffspezifische Reaktionskonstante haben, wie z. B. Metoprolol, Abbauraten von ca. 30% ergeben. Bei einer Dosierung von 5 mg O_3/L ($z_{spez.} = 0,4$ bis $1,2 \text{ g}_{O_3}/\text{g}_{DOC}$) konnten für Carbamazepin und Diclofenac verbesserte Eliminationsraten (ca. 95%) erzielt werden. Für den Stoff Metoprolol konnte die Elimination bei dieser Dosis ebenfalls auf bis zu ca. 95% gesteigert werden. Für das Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure konnte unabhängig von der verwendeten Ozondosis keine nennenswerte Elimination festgestellt werden, die oberhalb des analytischen Fehlers liegt. (ARGE, 2011)

KA Duisburg - Vierlinden

Die Ozonung in Duisburg-Vierlinden ist zweistraßig aufgebaut. In Straße 1 wird ein Pumpe-Injektor-System zum Ozoneintrag mit nachgeschalteten Wirbelschichtbett zur biologischen Nachbehandlung eingesetzt. In Straße 2 ist ein der Anlage in Bad Sassendorf ähnlicher Diffusor zum Ozoneintrag eingebaut. Bei niedrigen Ozondosen wird Diclofenac in beiden Straßen gut abgebaut, wohingegen das langsam reagierende Metoprolol erst bei einem $z_{\text{spez.}}$ von 0,7-1,0 $\text{g}_{\text{O}_3}/\text{g}_{\text{DOC}}$ zu über 80% abgebaut wird.

ARA Würi, Regensdorf, CH

Im Rahmen der Pilotversuche auf der Kläranlage Regensdorf (Schweiz) konnte für Carbamazepin und Diclofenac schon bei geringen Ozondosen ($z_{\text{spez.}} = 0,4 \text{ g}_{\text{O}_3}/\text{g}_{\text{DOC}}$) eine Elimination von größer 95% ermittelt werden, für Metoprolol betrug die Elimination rund 60%. Durch die Erhöhung der Ozondosis ($z_{\text{spez.}} = 0,8 \text{ g}_{\text{O}_3}/\text{g}_{\text{DOC}}$) konnte für Metoprolol eine Stoffentnahme von größer 90% erzielt werden (Abegglen et al., 2009).

ARA Vidy, Lausanne, CH

In Pilotversuchen (2009 - 2010) testete die Abwasserreinigungsanlage Vidy in Lausanne, die wichtigste ARA im Genfersee-Einzugsgebiet, die Ozonung und die Behandlung mit Pulveraktivkohle. Die heutige Anlage ist auf die Entfernung von abbaubarem organischem Kohlenstoff, Schwebstoffen und Phosphor ausgerichtet. Für den Pilotversuch wurden folgende Anlagen neu installiert:

- **Nitrifizierendes Wirbelbett** für eine komplette Nitrifikation
- **Ozonungsreaktor mit nachgeschaltetem Sandfilter (O_3)** (100 L/s): entfernt durch Oxidation den Grossteil der Mikroverunreinigungen, die mit der biologischen Reinigung nicht entfernt werden können und bewirkt eine Teil-Desinfektion des Abwassers. Im Sandfilter werden labile Reaktionsprodukte abgebaut.
- **Anlage zur PAK-Dosierung mit nachgeschalteter Ultrafiltration (PAK)** (10 L/s): läuft parallel zur Ozonung, entfernt durch Adsorption den Großteil der restlichen Mikroverunreinigungen aus der Biologie. Die Membranen der Ultrafiltration halten Keime vollständig zurück und bewirken so eine Desinfektion des Abwassers.

Mit der chemischen Spurenanalytik wurden 58 verschiedene organische Spurenstoffe untersucht, die in herkömmlichen ARAs nicht oder nur ungenügend abgebaut werden und teilweise eine unerwünschte Wirkung auf Wasserorganismen haben (z. B. Medikamentenrückstände, hormonaktive Stoffe, Biozide). Zudem wurde mittels

25 ökotoxikologischer Tests die Wirkung auf Wasserlebewesen untersucht. Da die Bucht von Vidy zum Baden sehr beliebt ist, wurden hygienische Messungen durchgeführt.

Mit der neu eingebauten Nitrifikationsstufe konnte der Entfernungsgrad für Spurenstoffe von 23% auf 44% verbessert werden. Die getesteten weitergehenden Verfahren (O_3 und PAK) konnten die Mikroverunreinigungen zu über 80% entfernen. Einige Substanzgruppen wie z. B. Röntgenkontrastmittel wurden nur schlecht entfernt. Die durchgeführten ökotoxikologischen Tests zeigten, dass die Toxizität des Abwassers bereits nach der biologischen Behandlung stark abnimmt. Die Ozonung und die Aktivkohle-Dosierung entfernen die Toxizität vollständig. Während der Ozonung formte sich das Nebenprodukt Bromat, jedoch in Konzentrationen unterhalb der Toleranzwerte für Trinkwasser.

Die Pilotversuche haben gezeigt, dass beide Verfahren (O_3 und PAK) geeignet sind, Mikroverunreinigungen aus dem kommunalen Abwasser zu entfernen.

3.5.3.1.2 PAK-Dosierung im Ablauf der Nachklärung in ein separates Kontaktbecken und anschließende Phasenseparation sowie Filtration

Das Verfahren der PAK-Adsorption nach Metzger und Kapp, das auf der KA Ulm-Steinhäule an einer halbtechnischen Versuchsanlage untersucht wurde, besteht aus einer der biologischen Stufe nachgeschalteten Adsorptionsstufe in Form eines Kontaktreaktors und eines Sedimentationsbeckens sowie einer anschließenden Sandfiltration. Das Verfahrensschema ist in Bild 3-18 dargestellt.

Im Zulauf des als Kaskade ausgeführten Kontaktreaktors erfolgt zunächst eine Zudosierung von Fällmittel zum Aufbau einer abtrennbaren Flocke. Anschließend wird PAK direkt in den Kontaktreaktor als Suspension zudosiert. Die Beimischung von Flockungshilfsmittel im Ablauf des Kontaktreaktors bewirkt eine Verbesserung der Abtrenneigenschaften der Kohle-Wasser-Suspension. Die im Sedimentationsbecken abgesetzte Kohle wird zur Mehrfachbeladung als Rücklaufkohle in den Kontaktreaktor zurückgeführt. Die Überschussskohle wird aus der Adsorptionsstufe ausgetragen und in die biologische Stufe rezirkuliert, wodurch eine zusätzliche Beladung erfolgen kann. Überschüssige PAK wird über den Überschussschlammabzug aus dem System ausgetragen. Nach der Sedimentationsstufe erfolgt zum Rückhalt abtreibender Feinstpartikel erneut eine Zugabe von Fällmittel. Des Weiteren ist an dieser Stelle optional eine Nachdosierung von PAK möglich, um das Reinigungsergebnis zu verbessern. Das gereinigte Abwasser wird im Anschluss an die Adsorptionsstufe über einen Sandfilter zur Restentnahme von Feststoffen und PAK geleitet. Das Filterspülwasser wird in die biologische Stufe zurückgeführt (Metzger, 2010).

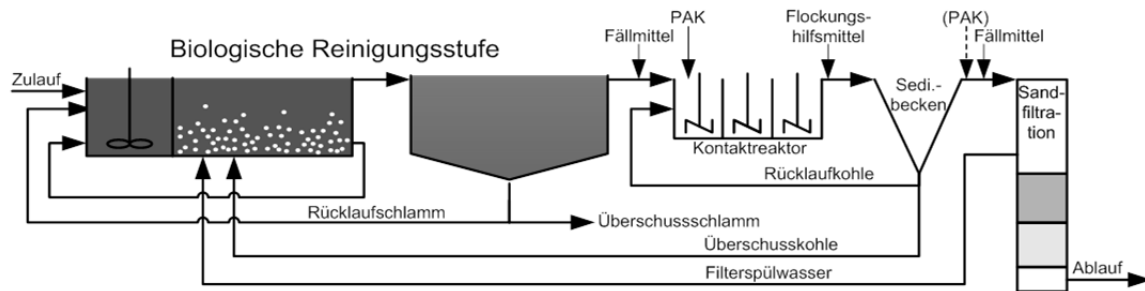


Bild 3-18: Biologische Reinigungsstufe mit ergänzter Adsorptionsstufe und anschließender Filtration; modifiziert nach (Metzger, 2010)

Nach Metzger und Kapp (2005) können mit einer Dosierung von 10 mg PAK/L DOC-Konzentrationen im Kläranlagenablauf von bis zu 12,5 mg DOC/L (35 mg CSB_{fil}/L) soweit verringert werden, dass eine Unterschreitung des CSB-Schwellenwerts gemäß Abwasserabgabengesetz von 20 mg CSB/L (7 mg DOC/L) möglich ist.

Hinsichtlich der Elimination von Spurenstoffen konnten nach Metzger (2010) bereits bei einer Dosierung von 10 mg PAK/L die meisten der innerhalb der Versuche betrachteten Arzneimittelwirkstoffe, wie bspw. Carbamazepin, Diclofenac und Metoprolol, um durchschnittlich mehr als 80% in der Adsorptionsstufe entfernt werden. Die Gesamtentnahme betrug für Diclofenac knapp 90% und für Carbamazepin rund 94%. Durch eine Verdopplung der PAK-Zugabe auf 20 mg PAK/L konnte keine signifikante Steigerung der Elimination für die Adsorptionsstufe nachgewiesen werden, was u. a. darauf zurückzuführen ist, dass die Spurenstoffkonzentrationen im Ablauf bereits bei einer Dosierung von 10 mg PAK/L teilweise unterhalb der Bestimmungsgrenze von 50 ng/L lagen. Die Elimination von RKM lag bei den nicht-ionischen RKM Iomeprol, Iopromid und Iohexol bei einer PAK-Dosierung von 10 mg PAK/L, bezogen auf die Konzentrationen im biologisch gereinigten Abwasser, bei durchschnittlich über 70%. Die ionische Amidotrizoesäure konnte lediglich zu 10% eliminiert werden. Durch eine Dosierung von 20 mg PAK/L konnte die Elimination von Amidotrizoesäure auf 40% gesteigert werden; bei den nicht-ionischen RKM bis auf rund 90% (Metzger und Kapp, 2008).

Nach Metzger (2010) ist der Kontaktreaktor für eine Mindestaufenthaltszeit von 30 Minuten bei maximalem Zufluss zu bemessen; die Aufenthaltszeit im Sedimentationsbecken sollte nicht weniger als zwei Stunden betragen und eine Oberflächenbeschickung von 2 m/h nicht überschritten werden.

Metzger und Kapp (2008) empfehlen für die Sandfiltration eine maximale Filtergeschwindigkeit von 12 m/h; der Filteraufbau aus 75 cm Sandschicht (Ø 0,71 - 1,25 mm) und darüber 75 cm Hydroanthrazitschicht (Ø 1,4 - 2,5 mm) hat sich innerhalb der Versuche bewährt.

3.5.3.1.3 PAK-Dosierung im Zulauf der Filtration

Bei der Dosierung von PAK in den Zulauf der Filtration wird der Filterüberstau von abwärtsdurchströmten Flockungsfiltren und soweit vorhandenen Koagulationsbecken als Reaktionsraum für die Aktivkohleadsorption genutzt. Auf vielen Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen sind solche Filter zur Feststoff- und Phosphorelimination installiert worden und können ohne den Bau separater Reaktions- und Sedimentationsbecken auf eine PAK-Adsorption umgerüstet werden.

Zum Umbau der vorhandenen Filter ist neben der Anpassung der MSR-Technik auch eine zusätzliche Dosier- und Einmischstation für die PAK sowie ein Lagersilo vorzusehen. Zusätzlich kann noch ein Rührwerk für den Filterüberstand installiert werden, um die PAK in Schwebe zu halten (Bild 3-19). Die zur Verfügung stehende mittlere Kontaktzeit der zu adsorbierenden Stoffe mit der PAK ergibt sich aus der Filtergeschwindigkeit. Die Verweilzeit der Aktivkohle im System wird durch die Dauer des Filtrationsintervalls bis zur Rückspülung des Filters bestimmt. Das Filterspülwasser mit der beladenen PAK kann ins Belebungsbecken zurückgeführt werden, um ggf. eine weitere Beladung der PAK zu ermöglichen. Alternativ kann eine Rückführung in den Zulauf der Kläranlage erfolgen, um die PAK schneller aus dem System zu entfernen.

Die PAK-Dosierung in den Zulauf der Filtration wurde auf der Kläranlage Wuppertal-Buchenhofen des Wupperverbands für einen Teilstrom realisiert.

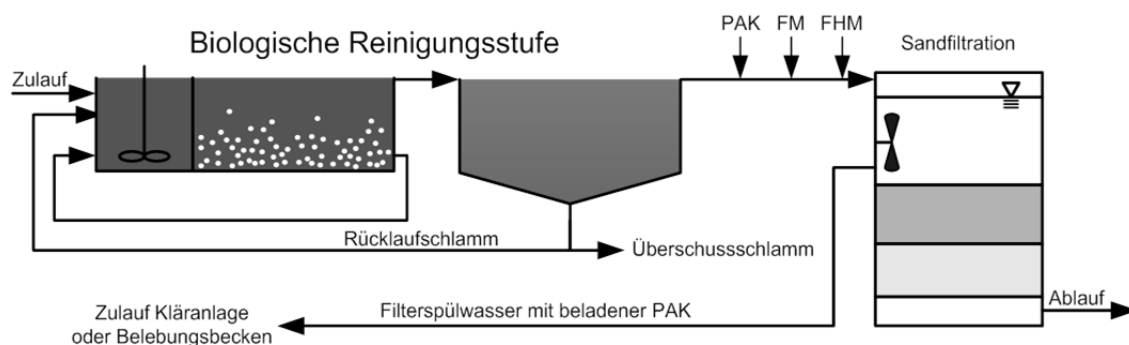


Bild 3-19: PAK-Dosierung Ablauf Nachklärung

Der Filter dieser Kläranlage verfügt über 28 einzelnen Betonfilterzellen zu je 60 m². Die Filterschichten der Zellen bestehen aus Hydroanthrazit (1,4 m) und Quarzsand (0,4 m). Im Frühjahr 2010 wurde, eine der 28 Filterzellen für den Einsatz von PAK umgerüstet. Dazu wurden zur separaten Beschickung der Filterzelle zwei Pumpen installiert, die über eine regelbare Förderleistung von insgesamt 50 bis 200 L/s verfügen. Der Filtrationszyklus hatte eine konstante Dauer von 24 h, anschließend wurde eine Rückspülung eingeleitet. Neben den Beschickungspumpen wurden zur Lagerung der PAK ein Silo mit einem Nutzinhalt von 75 m³, eine Dosier- und Einmischvorrichtung für die PAK sowie, zur bedarfsweisen

Zudosierung, für ein Flockungsmittel (FM) und ein Flockungshilfsmittel (FHM) vorgesehen (Bornemann et al., 2011).

Als optimal wurde eine PAK-Konzentration von 20 mg/L in Verbindung mit einer Fällmitteldosierung von 0,1 bis 0,2 mg Fe/mg PAK ermittelt. Die PAK konnte im Mittel zu 96% im Filterbett zurückgehalten werden. Mit der Rückspülung des Filters erfolgt die quantitative Entfernung aus dem Filterbett. Die Rückspülintervalle waren ähnlich wie die des Referenzfilters ohne PAK-Zugabe. Bezogen auf den Zulauf zur Filtration ergibt sich durch die PAK-Zugabe für Carbamazepin, Diclofenac und Metoprolol eine gute adsorptive Entnahme von ca. 80 - 90%. Für EDTA wurde eine Eliminationsleistung von ca. 20%, für Sulfamethoxazol ca. 40 - 50% ermittelt. (Bornemann et al., 2012)

3.5.3.1.4 GAK-Filtration als nachgeschaltetes Verfahren

Die Filtration über GAK ist ein in der Industrieabwasserreinigung, der Altlastensanierung und Deponiesickerwasserbehandlung sowie der Trinkwasseraufbereitung seit Jahrzehnten etabliertes und zuverlässiges Adsorptionsverfahren. Zur Spurenstoffeliminationsleistung mittels eines großtechnischen Einsatzes von GAK liegen bislang gesicherte Erkenntnisse nur aus dem Trinkwasserbereich vor. Diese sind jedoch nicht auf die Aufbereitung von kommunalem Abwasser generell übertragbar, da die Wasserzusammensetzung (z. B. Hintergrund-DOC, Feststofffracht etc.) einen maßgeblichen Einfluss auf die zu erwartende Eliminationsleistung hat.

Die prinzipiellen Vorteile von GAK im Gegensatz zu PAK liegen in der Möglichkeit der Reaktivierung nach erschöpfter Adsorptionskapazität und damit einer möglichen Wiederverwendung. Zudem kann GAK in der Regel höher beladen werden als PAK und neben der Adsorption in ihrer Funktion als Filterkorn gleichzeitig zur Feststoffabscheidung dienen.

Die GAK-Filtration lässt sich in zwei Verfahrensvarianten durchführen (Bild 3-20). Die erste Variante besteht in der Verwendung von Druckkesseln zur Aufnahme der GAK als Filtermaterial. Die zweite Variante beinhaltet den Austausch des Filtermaterials von bereits vorhandenen Flockungsfiltren durch GAK. Auf vielen Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen wurden derartige Flockungsfiltren zur Feststoff- und Phosphorelimination errichtet. Diese Filter werden in der Regel als Mehrschichtfilter betrieben, um eine bessere Raumfiltrationswirkung zu erzielen und somit die Rückspülintervalle zu verlängern. Auf der Kläranlage Düren-Merken des Wasserverbands Eifel-Rur wurde eine solche Flockungsfilterzelle auf GAK umgerüstet. Neben dieser abwärts durchströmten Variante besteht ebenso die Möglichkeit aufwärts durchströmte Filter umzurüsten. Im Klärwerk Obere Lutter wurde dies anhand eines BIOFOR-Filters erprobt und ist großtechnisch umgesetzt.

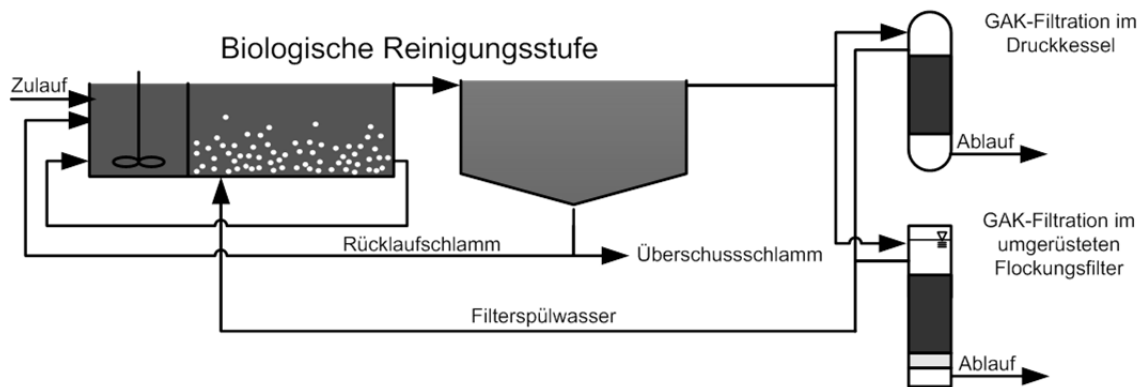


Bild 3-20: GAK-Filtration Ablauf Nachklärung

KA Dören-Merken

Das Abwasser der KA Dören ist durch industrielle Einleiter, wie bspw. die Papierindustrie, geprägt, die einen bedeutenden Teil zu der organischen Belastung beitragen. Seit 1992 wird auf der Kläranlage Dören-Merken ein Mehrschicht-Flockungsfilter betrieben, der eine weitergehende Feststoffentnahme hinter der Nachklärung bewirkt. Es handelt sich hierbei um zwölf abwärtsdurchströmte, offene Betonfilterzellen mit einer Fläche von jeweils 37,5 m². Die Filterschichten setzen sich gemäß Planungsunterlagen von oben nach unten aus Blähschiefer (Ø 1,4 – 2,5 mm; h = 1,2 m) und Sand (Ø 0,7 – 1,25 mm; h = 0,5 m) zusammen. Unterhalb der eigentlichen Filterschichten befinden sich zwei Kiesschichten (jeweils 0,1 m mit Ø 3,15 – 5,6 mm bzw. Ø 5,6 – 8 mm), die das Filterbett tragen (Stützschiicht). Die Filtergeschwindigkeit beträgt 7,5 m/h im Trockenwetterfall und 14 m/h bei Regenwetter. Der Filterzulauf zeichnet sich durch relativ hohe Feststoffkonzentrationen (Median AFS 20 bis 30 mg/L) und hohe CSB-Konzentrationen (50 bis 60 mg/L) aus.

Im Juni 2011 wurde erstmalig eine der zwölf Filterzellen auf GAK umgerüstet. Dazu wurde das bisherige Filtermaterial mittels Saugfahrzeug bis auf 0,40 m Restmächtigkeit entfernt. Für die erste GAK-Füllung (23 Mg, Schichthöhe 1,20 m) wurde die gleiche Körnung (1,4 – 2,5 mm) wie im ursprünglichen Filtermaterial gewählt, was sich hinsichtlich der Betriebssicherheit (Feststoffentnahme, Spülintervalle, etc.) als positiv erwiesen hat: Betrieblich funktionierte die GAK-Filtration einwandfrei. Die GAK-Filterzelle wies zu Beginn der Betriebszeit Spurenstoff-Eliminationen von knapp 100% auf, die nach 8.000 BV (Betttolumina: Volumen der behandelten Flüssigkeit bezogen auf das Filterbettvolumen) für Metoprolol bis auf etwa 60% und für Diclofenac und Carbamazepin bis auf jeweils etwa 40% abfielen. Bei der zweiten GAK-Füllung (23 Mg, 1,50 m Schichthöhe, Körnung 0,5 – 2,5 mm) wurden die verbleibenden 0,40 m konventionelles Filtermaterial (erste GAK Füllung) ebenfalls durch GAK ersetzt. Nach 12.000 BV war für Metoprolol, Diclofenac und Carbamazepin noch eine Entnahme von 50 bis 80% feststellbar. Allerdings setzte

druckverlustbedingt die Rückspülung bereits nach sechs Stunden ein, so dass mit dieser GAK-Körnung keine praktikablen Filtrationszyklen erzielt werden konnten. (Bornemann et al., 2012)

Es ist vorgesehen, eine dritte GAK einzusetzen und wissenschaftlich zu untersuchen, die die guten betrieblichen Eigenschaften der ersten GAK mit der guten Spurenstoffadsorptionsleistung der zweiten GAK kombiniert. Ergebnisse hierzu werden im Herbst 2013 erwartet.

KA Obere Lutter

Auf dem Verbandsklärwerk Obere Lutter (380.000 EW) wurde eine der zehn vorhandenen aufwärtsdurchströmten Filterzellen (Filterfläche je 40 m²) auf GAK umgerüstet. Dadurch sollte neben einer Spurenstoffelimination eine sichere Unterschreitung des erklärten CSB-Wertes gewährleistet werden. Aufgrund der guten Eliminationsergebnisse in Bezug auf den CSB wurden Ende 2012 weitere Filterzellen auf GAK umgerüstet. Der Betreiber geht davon aus, dass sich bei den speziellen örtlichen Randbedingungen die zusätzlichen Kosten für die GAK durch die zukünftige Einsparung von Abwasserabgaben rechnen (Alt und Barnscheidt, 2012; Glocke, 2011). Parallel zur Großtechnik wurde eine halbtechnische GAK-Filtersäule betrieben, um den Einfluss der Filtrationsgeschwindigkeit und des intermittierenden Betriebs auf die Elimination zu untersuchen. Beim intermittierenden Betrieb wird der GAK-Filter nur an fünf von sieben Tagen betrieben, da der Einleiter dessen Abwasser potentiell zu den unerwünschten CSB-Spitzen führt, nur an Werktagen einleitet. Der intermittierende Betrieb stellte sich auf der KA Obere Lutter als vorteilhaft gegenüber dem kontinuierlichen Betrieb dar, da damit auch nach entsprechender Umrechnung höhere Beladungen erzielt werden konnten (Nahrstedt et al., 2011; Nahrstedt et al., 2012). Während beim kontinuierlichen Betrieb bereits ab ca. 4.500 Bettvolumina der Filter erneuert werden muss, ist bei einem diskontinuierlichen Betrieb ein Austausch erst ab ca. 9.500 Bettvolumina erforderlich.

Die Ergebnisse der Spurenstoffelimination sind nicht mit den in der KA Düren-Merken erzielten Eliminationen bzw. erreichbaren Bettvolumina vergleichbar, da durch die vorgeschaltete Verfahrensstufe der Festbettdenitrifikation bei der Oberen Lutter ein weitgehend feststoffreies Abwasser (Düren: 20 mg AFS/L) im Zulauf zur Adsorptionsstufe vorliegt. Weiterhin wurde lediglich mit einer Filtrationsgeschwindigkeit von 2 m/h (Düren: $v = 7,5 - 14$ m/h) gefahren, und die GAK-Schüttung weist eine Höhe von 3,0 m (Düren: Betthöhe 1,2 bzw. 1,5 m) auf. So konnten auf der Kläranlage Obere Lutter ca. 4.500 bzw. 9.500 Bettvolumina erreicht werden hingegen auf der Kläranlage Düren-Merken nur 900 – 4.200 BV je nach eingesetzter Kohle.

3.5.3.1.5 UV-Behandlung von gereinigtem Wasser

Mit dem Ziel Keime und Viren zu entfernen erfolgte beispielhaft bereits 2003 im Rahmen des Sonderprogramms „Badegewässerqualität Obere Isar“ die UV-Behandlung von Kläranlagenabläufen. Dabei wurde auf den Kläranlagen Wolfratshausen und Starnberg jeweils eine Anlage zur Desinfektion des biologisch gereinigten Abwassers errichtet (BAYRISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 2003). Bei diesem Verfahren wurde das gereinigte Abwasser mittels einer UV-Bestrahlungseinrichtung (ultraviolettes Licht der Wellenlänge 254 Nanometer) desinfiziert. Durch die UV-Behandlung des Abwassers werden die meisten gesundheitsschädlichen Mikroorganismen wie z. B. Bakterien und Viren getötet bzw. in ihrer Vermehrung gehindert (BAYRISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 2005; Huber und Popp, 2005). Die Konzentrationen der Fäkalindikatorbakterien wurden mit Hilfe der UV-Bestrahlung um drei bis fünf Zehnerpotenzen im Vergleich zum nicht desinfizierten Ablauf reduziert. Nicht-sporenbildende bakterielle Krankheitserreger wie Salmonellen und *Campylobacter spp.* werden in den UV-Bestrahlungsanlagen vollständig eliminiert. Als widerstandsfähiger gegen die UV-Strahlung haben sich sporenbildende Bakterien wie z. B. *Clostridium perfringens* gezeigt. Für die parasitischen Protozoen wurde angemerkt, dass durch die UV-Strahlung zwar die Infektiosität vermindert werden kann, aber für eine zahlenmäßige Reduktion eine zusätzliche Sandfiltration effektiv ist. Hinsichtlich der UV-Sensibilität humanpathogener Viren wurden bei den Untersuchungen Unterschiede festgestellt. Die Autoren schließen aus ihren Ergebnissen für somatische Coliphagen (Reduktion > vier Log-Stufen), dass UV-sensiblere Viren wie Noro- und Enteroviren in den UV-Anlagen effektiv zerstört werden können. Rota- und vor allem Adenoviren werden an Hand von Untersuchungen von F-spezifischen RNA-Bakteriophagen, die als Modellorganismen für humanpathogene Viren wie Rota- und vor allem Adenoviren fungieren, als UV-resistenter eingestuft (Reduktion von zwei Log-Stufen) (Huber und Popp, 2005). Obwohl sich die hohen Reduktionsleistungen einer UV-Abwasserdesinfektion für Fäkalindikatorbakterien nicht ohne weiteres auf alle Krankheitserreger übertragen lassen, kann eine Abwasserdesinfektion eine wichtige Maßnahme für abwasserbelastete Fließgewässer mit Badenutzung sein. Hier ist aber anzumerken, dass trotzdem weiterhin ein Infektionsrisiko besteht durch bei der Desinfektion evtl. nicht abgetötete Krankheitserreger aus den Kläranlagen und Einträge aus Regenüberläufen und diffusen Quellen wie z. B. Abschwemmungen von landwirtschaftlich genutzten Flächen.

- Im Rahmen des zweiphasigen Teilprojektes MIKROLIGHT - Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen durch den Einsatz von Verfahren mit UV-Behandlung werden die Möglichkeiten der Spurenstoffelimination mittels Bestrahlung mit ultraviolettem Licht (UV-Licht) untersucht. Das Ziel dieses Projektes besteht in der Reduzierung von Spurenstoffen und Keimen im Ablauf kommunaler Kläranlagen. In

Kombination mit weiteren oxidativen Verfahren, soll untersucht werden, ob sich diese sogenannten Advanced Oxidation Processes (AOPs) auch zur Entfernung von Spurenstoffen eignen. Zu den untersuchten Verfahren gehören die Kombinationen aus

- einer Ozonung und einer UV-Bestrahlung,
- der Zugabe von Wasserstoffperoxid und einer UV-Behandlung,
- einer Ozonung und einer Zugabe von Wasserstoffperoxid,
- der Zugabe von Titandioxid und einer UV-Bestrahlung.

In der ersten Phase wurden Versuche zur Leistungsfähigkeit und Wirtschaftlichkeit dieser Verfahren untersucht. Zusätzlich wurden Versuche bei einer UV-Bestrahlung im kurzwelligen Spektralbereich ($< 200 \text{ nm}$) durchgeführt. Hierbei handelt es sich um ein innovatives Verfahren zur Spurenstoffbeseitigung, welches bislang noch ohne Anwendung ist.

Darüber hinaus wird während der zweiten Projektphase die Praxistauglichkeit für die Verfahren mit UV, Wasserstoffperoxid und Ozon herausgearbeitet. Hierzu werden halbertechnische Versuche durchgeführt.

3.5.3.2 Verfahren zur Teilstrombehandlung

Im Rahmen des MKULNV-Forschungsvorhabens „Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen“ werden neben den Verfahren der oxidativen Behandlung mit einer Rückführung des Teilstroms in die biologische Reinigungsstufe auch die adsorptive (sowie die Kombination aus adsorptiver und oxidativer) Elimination von Spurenstoffen durch eine Pulveraktivkohlezugabe im Rezirkulationsbetrieb auf der zweistraßigen Kläranlage Schwerte untersucht

3.5.3.2.1 Ozonung des Ablaufs der Nachklärung und Rückführung in die biologische Reinigungsstufe

Die Realisierung dieses verfahrenstechnischen Ansatzes zur oxidativen Elimination organischer Spurenstoffe umfasst eine - durch die Rückführung des ozonierten Abwassers in die biologische Reinigungsstufe - integrierte biologische Nachbehandlung (Bild 3-21). Durch die Rezirkulation in die biologische Reinigungsstufe wird der Zulaufvolumenstrom der Ozonung durch die hydraulische Kapazität der Nachklärung limitiert. Die Nachklärung wird somit durchgängig mit dem Mischwasserzufluss beschickt. Die Einleitung des Rezirkulationsstroms sollte in den aeroben Teil des Belebungsbeckens erfolgen, um eine Sauerstoffverschleppung in den anoxischen Teil zu vermeiden und um den gelösten Sauerstoff im Rezirkulationsstrom für die biologischen Prozesse zu nutzen.

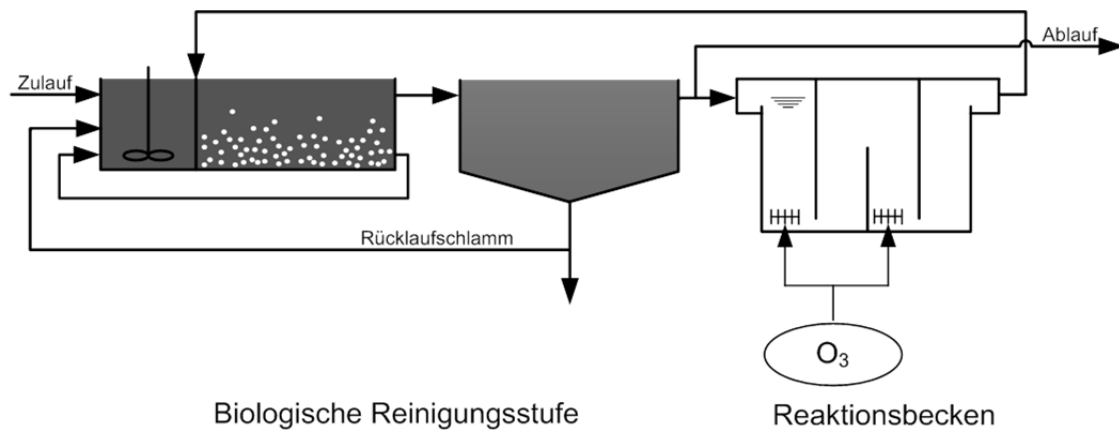


Bild 3-21: Biologische Reinigungsstufe mit ergänzender Ozonung im Rezirkulationsstrom.

Durch die Rückführung des Rezirkulationsstroms kommt es zu Verdünnungseffekten und hieraus resultierend zur Abnahme der Feststoffkonzentration im Belebungsbecken. Im Vergleich zu Verfahren, die der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung nachgeschaltet sind, ist die Stoffentnahme nicht nur von der Eliminationsleistung der Ozonungsstufe, sondern auch von der Rezirkulationsrate abhängig (Enxing et al., 2009).

Die Umsetzung dieses Verfahrensansatzes der Ozonung bietet sich für Kläranlagen an, die keine Abwasserfiltration besitzen, da zur Nachbehandlung die biologische Reinigungsstufe der konventionellen Kläranlage genutzt wird. Die bautechnischen Aufwendungen zur Umsetzung dieses Verfahren begrenzen sich demnach auf die Errichtung der Ozonungsstufe und in Abhängigkeit der örtlichen Randbedingungen (geodätische Höhen) auf die Errichtung eines Rezirkulationspumpwerks.

3.5.3.2.2 PAK-Dosierung des Ablaufs der Nachklärung in ein separates Kontaktbecken und Rückführung in die biologische Reinigungsstufe

Die verfahrenstechnische Umsetzung der PAK-Zugabe im Rezirkulationsbetrieb (Bild 3-22) hat im Vergleich zur PAK-Adsorption nach Metzger und Kapp (2009) den Vorteil, dass auf eine zusätzliche Separationsstufe zur Abtrennung der PAK verzichtet werden kann. Nachteilig ist die deutlich geringere PAK-Konzentration innerhalb der Adsorptionsstufe aufgrund der fehlenden PAK-Rückführung.

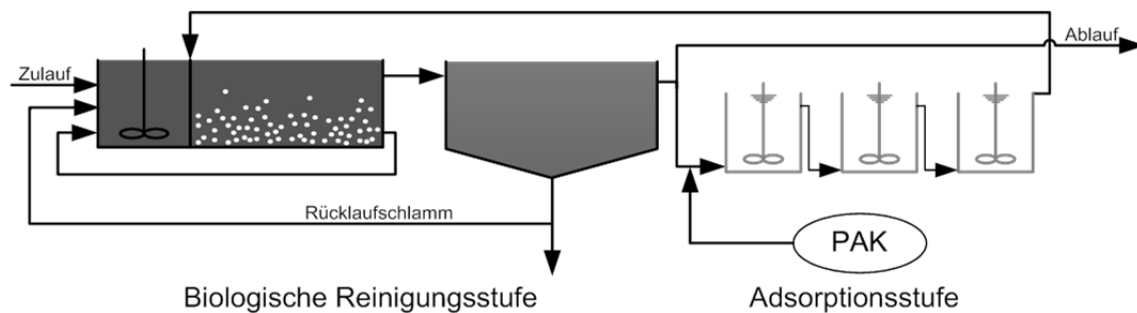


Bild 3-22: Biologische Reinigungsstufe mit ergänzender PAK-Adsorption im Rezirkulationsstrom

Im Zuge der großtechnischen Untersuchungen wurden die PAK-Zugabemenge variierte zwischen 5 und 20 mg PAK/L. Die Adsorptionsstufe wurde auf eine Aufenthaltszeit von 30 Minuten bei maßgeblichem Zufluss dimensioniert.

Die Ergebnisse von zwei Versuchsphasen ($c_{\text{PAK}} = 5 \text{ mg/L}$ und $c_{\text{PAK}} = 15 \text{ mg/L}$ bezogen auf den Zulaufstrom zur Adsorptionsstufe) als Eliminationsleistung der Straße 2 im Vergleich zur konventionellen Straße 1 der Kläranlage Schwerte sowie die Eliminationsleistung der Adsorptionsstufe sind beispielhaft in Bild 3-23 und Bild 3-24 dargestellt. Deutlich wird, dass die Eliminationsleistung sowohl stoffspezifisch als auch dosierungsabhängig ist.

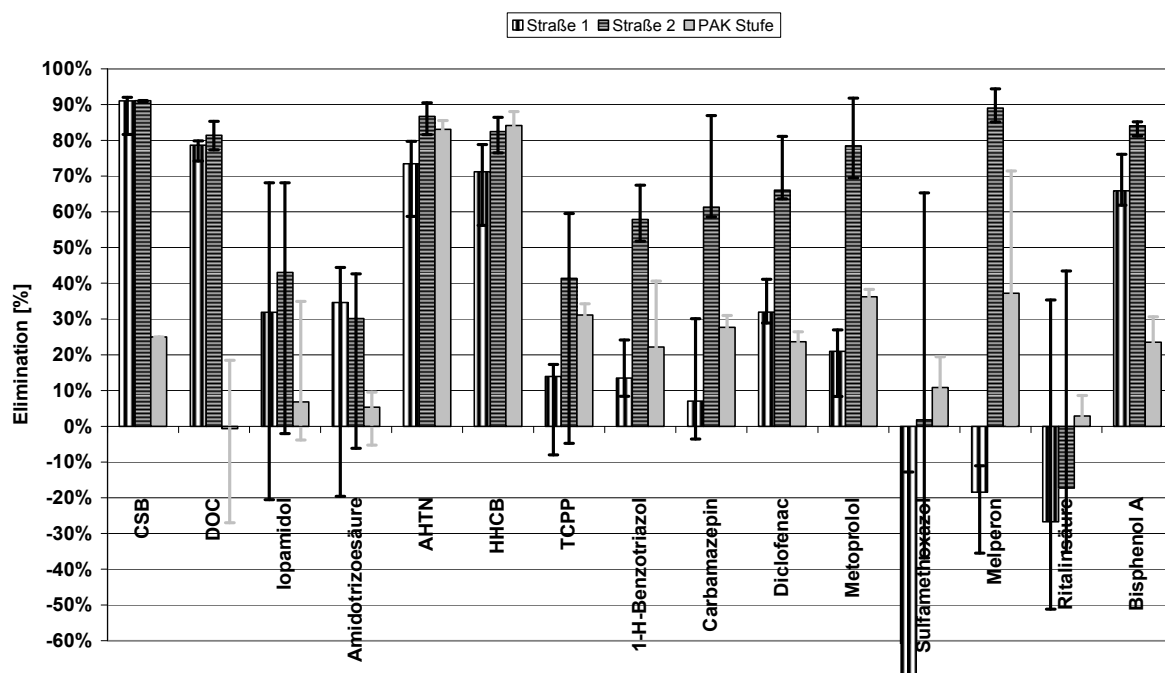


Bild 3-23: Mittlere frachtbezogene Elimination (Median) der Versuchseinstellung I ($c_{\text{PAK}} = 5 \text{ mg/L}$; dynamischer Rezirkulationsbetrieb) sowie Angabe der maximalen und minimalen frachtbezogenen Elimination ($n = 4$) (ARGE, 2011)

Die für einige Stoffe (Sulfamethoxazol, Melperon und Ritalinsäure) negativen Eliminationen sind auf Metabolisierungsprozesse im Belebungsbecken zurückzuführen. Durch die Bilanzierung von Sulfamethoxazol und dessen Hauptmetaboliten konnten die Stoffumwandlungsprozesse nachgewiesen werden.

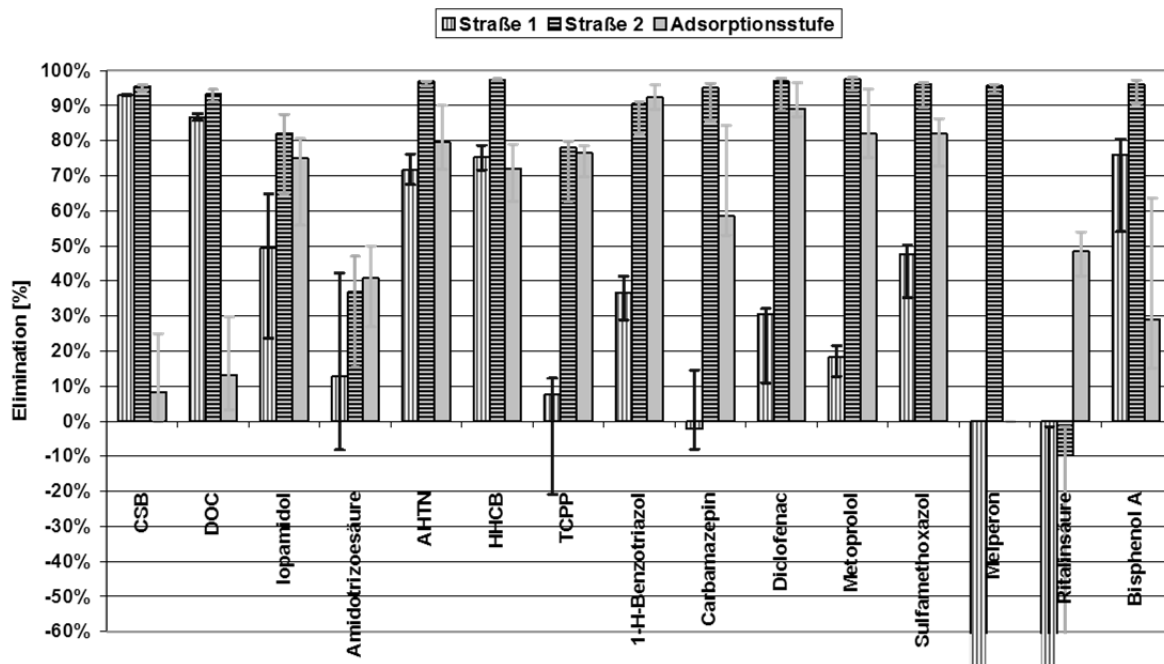


Bild 3-24: Mittlere frachtbezogene Elimination (Median) der Versuchseinstellung III ($C_{PAK} = 15 \text{ mg/L}$; dynamischer Rezirkulationsbetrieb) sowie Angabe der maximalen und minimalen frachtbezogenen Elimination ($n = 4$) (ARGE, 2011)

3.5.3.3 Maßnahmen zur Verminderung von wasserassoziierten Krankheitserregern aus Kläranlagen

Im Rahmen der Diskussionen zur Verminderung von Spurenstoffen in Kläranlagen wird zunehmend auch der Rückhalt von mikrobiellen Belastungen angesprochen. Wie in den vier Untersuchungen im Einzugsgebiet der Swist in Nordrhein-Westfalen zu abwasserbürtigen mikrobiellen Einträgen ermittelt werden konnte (s.a. Kap. 3.3.5.3), beträgt der Anteil des Kläranlagenablaufs am Gesamteintrag potenzieller, wasserassoziierten Krankheitserreger bzw. ihrer Indikatoren in das Oberflächengewässer zwar nur ca. 1 bis 20% und ist damit im Vergleich mit Einträgen aus Mischwasserentlastungen und diffusen Quellen als relativ gering anzusetzen (Kistemann et al. 2001, 2004, 2007, MUNLV, 2009). Dennoch bedingen die Einleitungen aus Kläranlagen trotz hoher Gesamtfrachten mit Ausnahme der Parasitendauerstadien, insbesondere bei *Giardia*, eine kontinuierliche hygienisch-bakteriologische/parasitologische Grundbelastung der Gewässer, die Nutzungen des Wassers, sei es als Badegewässer oder für die Entnahme von Rohwasser zur Trinkwassergewinnung, beeinträchtigen kann.

Für konventionell ausgestattete Kläranlagen konnte in zahlreichen Studien in der Vergangenheit gezeigt werden, dass eine Reduktion der Gesamtkeimzahl um bis zu 98% erreicht werden kann und dass eine abschließende Flockung und Filtration eine nochmalige Reduktion bewirkt. Die im Rahmen der Swist-Studien ermittelte bakteriologische Reinigungsleistung der untersuchten Kläranlagen lag je nach Ausbaugrad und Organismus im Bereich einer Reduktion um zwei bis vier log-Stufen, die parasitologische Reinigungsleistung darunter (MUNLV, 2009). Für Viren ist festzustellen, dass der Reduktionsfaktor in Kläranlagen zwischen 1 - 3 log₁₀ beträgt (Carducci et al., 2008). In einer von der Abteilung für Hygiene, Sozial- und Umweltmedizin der Ruhr-Universität-Bochum durchgeführten Untersuchung an einer Kläranlage in NRW wurden für somatische Coliphagen Reduktionsraten von 1,7 - 3 log₁₀ und für humane Adenoviren 1,7 - 3,7 log₁₀ ermittelt (Hamza et al., 2011).

Da trotz dieser genannten Reduktionen Einleitungen aus Kläranlagen eine kontinuierliche hygienisch-bakteriologische/parasitologische Grundbelastung der Gewässer verursachen, wird zunehmend eine weitergehende Verringerung mikrobieller Frachten aus Kläranlagen gefordert.

Im Bereich der Regen- und Mischwasserentlastungsanlagen wurden in den letzten Jahren z. B. die bewachsenen Bodenfilter als weitere Filterstufe sowie Pflanzenkläranlagen (insbesondere zur dezentralen Abwasserbeseitigung) verstärkt diskutiert. Die Ergebnisse zahlreicher Studien zu bewachsenen Retentionsbodenfiltern als weiterer Stufe bei der Regen- und Mischwasserentlastung zeigen zum Teil gute Reduktionsleistungen von mikrobiellen Belastungen (z. B. Hagendorf et al. 2002, Papiri et al. 2003). Nach MUNLV (2009) ist auf Basis der Ergebnisse der Swist-Studien aus Sicht der Hygiene, unabhängig vom gewählten Verfahren, die effektivste Verbesserung der hygienisch-mikrobiologischen Gewässergüte bei einer Ertüchtigung von Entlastungsanlagen der Mischkanalisation zu erwarten.

Eine weitgehende Keimverminderung kann darüber hinaus auch über eine UV-Desinfektion des (filtrierten) Kläranlagenablaufs erreicht werden. Die Ergebnisse eines Forschungsvorhabens an der Isar zeigen, dass mit Hilfe einer UV-Bestrahlung von Kläranlagenabläufen der Eintrag von potenziell pathogenen Mikroorganismen in Gewässer wesentlich reduziert werden konnte (Huber und Popp, 2005). Die Konzentrationen der Fäkalindikatorbakterien wurden mit Hilfe der UV-Bestrahlung um drei bis fünf Zehnerpotenzen im Vergleich zum nicht desinfizierten Ablauf reduziert. Nicht-sporenbildende bakterielle Krankheitserreger wie Salmonellen und *Campylobacter spp.* werden in den UV-Bestrahlungsanlagen vollständig eliminiert. Als widerstandsfähiger gegen die UV-Strahlung haben sich sporenbildende Bakterien wie z. B. *Clostridium perfringens* gezeigt. Für die parasitischen Protozoen wurde

angemerkt, dass durch die UV-Strahlung zwar die Infektiosität vermindert werden kann, aber für eine zahlenmäßige Reduktion eine zusätzliche Sandfiltration effektiv ist. Hinsichtlich der UV-Sensibilität humanpathogener Viren wurden bei den Untersuchungen Unterschiede festgestellt. Die Autoren schließen aus ihren Ergebnissen für somatische Coliphagen (Reduktion > vier Log-Stufen), dass UV-sensiblere Viren wie Noro- und Enteroviren in den UV-Anlagen effektiv zerstört werden können. Rota- und vor allem Adenoviren werden an Hand von Untersuchungen von F-spezifischen RNA-Bakteriophagen, die als Modellorganismen für humanpathogene Viren wie Rota- und vor allem Adenoviren fungieren, als UV-resistenter eingestuft (Reduktion von zwei Log-Stufen) (Huber und Popp, 2005). Obwohl sich die hohen Reduktionsleistungen einer UV-Abwasserdesinfektion für Fäkalindikatorbakterien nicht ohne weiteres auf alle Krankheitserreger übertragen lassen, kann eine Abwasserdesinfektion eine wichtige Maßnahme für abwasserbelastete Fließgewässer mit Badenutzung sein. Hier ist aber anzumerken, dass trotzdem weiterhin ein Infektionsrisiko besteht durch bei der Desinfektion evtl. nicht abgetötete Krankheitserreger aus den Kläranlagen und Einträge aus Regenüberläufen und diffusen Quellen, wie z. B. Abschwemmungen von landwirtschaftlich genutzten Flächen.

Aussagekräftige Untersuchungen zum Rückhaltevermögen von hygienisch relevanten Belastungen bei einer Kläranlagenertüchtigung wie z. B. durch eine zusätzliche Ozonungsstufe und eine Adsorptionsstufe (Aktivkohle) liegen derzeit nur unzureichend vor. Im Rahmen des Teilprojektes 6 „Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen“ werden gegenwärtig die zwei genannten Verfahren an drei kommunalen Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen umgesetzt und das Rückhaltevermögen gegenüber ausgewählten mikrobiologischen Belastungen analytisch begleitet. Erste virologische Stichproben-Untersuchungen an der Kläranlage Schwerte zeigen die Tendenz, dass die Zugabe von Pulveraktivkohle die virale und bakterielle Belastung nur geringfügig reduziert. Der Reduktionsfaktor zwischen Zu- und Ablauf beträgt sowohl bei den humanen Adenoviren als auch bei den humanen Polyomaviren durchschnittlich 2 log₁₀-Stufen. Die Konzentration für *E. coli* und Enterokokken wird während der Abwasseraufbereitung um durchschnittlich 2,5 log₁₀-Stufen reduziert (ARGE, 2011). Detaillierte und belastbare Aussagen sind hier erst nach Abschluss des Projektes in 2013 zu erwarten.

Bei Versuchen im Pilotmaßstab zur Abwasserreinigung haben Gerrity et al. (2011) in Reno, Nevada (USA) eine Verfahrenskombination von Ozon/H₂O₂ mit anschließender Aktivkohle-Filtration untersucht. In den mehrmonatigen Versuchen erzielten sie für fäkale Coliforme eine Reduktionsleistung von > 3 log₁₀-Stufen und eine virale Verminderung

von 6,5 $\log_{10}$ -Stufen. Für *Bacillus* Sporen (stellvertretend für Protozoen wie Giardien und Cryptosporidien) konnte lediglich eine geringe Verminderung ($< 1 \log_{10}$ -Stufe) festgestellt werden (Gerrity et al. 2011).

Zusammenfassend ist hier im Hinblick auf einen verminderten Eintrag von Keimen und Viren durch Ertüchtigungsmaßnahmen an Kläranlagen festzuhalten, dass bei einer Ertüchtigung von Kläranlagen (Ozon in Kombination mit Pulveraktivkohle, UV-Desinfektion) zwar zusätzliche Barrieren gegenüber einem Gewässereintrag geschaffen werden und dass die hygienisch-bakteriologischen/parasitologischen Grundfrachten verringert werden, dass aber weiter über Einträge aus Mischwasserentlastungen und diffusen Quellen insbesondere bei Starkregenereignissen relevante Einträge von wasserassoziierten Krankheitserregern gegeben sind und von daher insbesondere im Bereich der Mischwasserentlastungen ein Handlungsbedarf hinsichtlich einer Eintragsverminderung von hygienisch relevanten Organismen besteht.

3.5.3.4 Zusammenstellung technischer Maßnahmen zur Reduzierung des Eintrages von Spurenstoffen

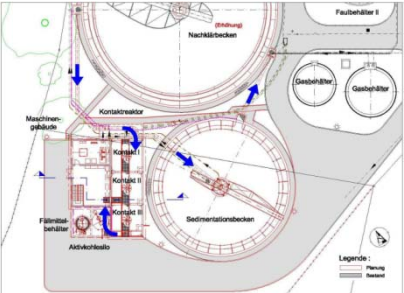
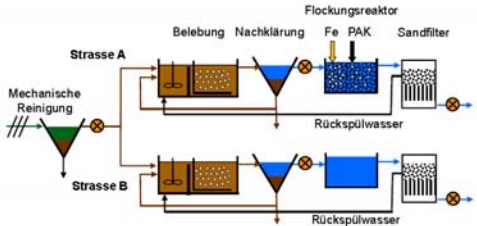
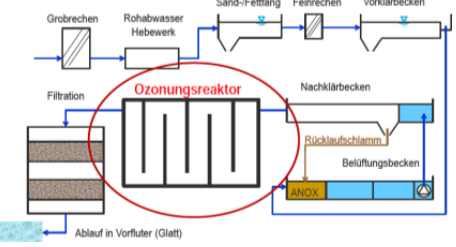
Hinsichtlich der Maßnahmen zur Mikroschadstoffelimination an kommunalen Kläranlagen können unterschiedliche Verfahren angewendet werden. In Tabelle 3-22 sind für eine Auswahl der bereits gebauten Pilotanlagen relevante technische Merkmale und wenn vorhanden Fließbilder der Reinigungsstufen zur Mikroschadstoffelimination zusammengefasst.

Tabelle 3-22: Technische Merkmale bereits realisierter Projekte (großtechnische Anlagen).

Standort	Verfahren	Technische Merkmale	Anlagenfließbild
Duisburg Vierlinden	Ablauf-ozonung und Wirbelbett	- Volumenstrom: $Q_{\max}$ 800 m³/h Q_{TW} 400 m³/h - max. Dosierung: 3,8 kg O₃/h - Aufenthaltszeit t: 30 min - Beckengröße: 2 * 100 m³	Quelle: ARGE TP 6
Bad Sassendorf	Ablaufozonung u. Schönungs- teich	- Volumenstrom: $Q_{\max}$ 650 m³/h Q_{TW} 300 m³/h - max. Dosierung: 4,6 kg O₃/h - Aufenthaltszeit t: 13 min - Beckengröße: 2 * 32,5 m³	Quelle: ARGE TP 6

Schwerte	Ablaufzonen und PAK-Dosierung	- Volumenstrom: $Q_{\max} 2.304 \text{ m}^3/\text{h}$ $Q_{\text{TW}} 1.152 \text{ m}^3/\text{h}$ - max. Dosierung: TW $10 \text{ mg O}_3/\text{l}$ bei 10 mg PAK/L - Aufenthaltszeit t: 30 min - Beckengröße: 192 m^3	Quelle: ARGE TP 6
Essen-Süd	Einsatz von UV, O_3 , und H_2O_2	Laborversuche	Quelle Ruhrverband
Regensdorf	Ablaufzonen und Sandfiltration	- Volumenstrom: $Q_{\max} 110 \text{ m}^3/\text{h}$ $Q_{\text{TW}} 430 \text{ m}^3/\text{h}$ - max. Dosierung: $3 \text{ mg O}_3/\text{L}$ - Aufenthaltszeit t: 2,5 - 21 min - Beckengröße: 36 m^3	Quelle: www.micropoll.ch
Lausanne	Ablaufbehandlung: Ozonung und PAK	- Dosierung max: $5,5 \text{ mg O}_3/\text{L}$ - Aufenthaltszeit t: 20 min - Beckengröße: 129 m^3	Quelle: www.micropoll.ch
Obere Lutter	GAK-Filter	- Aufenthaltszeit t: 75 min - Beckengröße: 100 m^3 - Spülgeschwindigkeit: 27 m/h - Filterschichten GAK: $0,5 \text{ m (2-4,75 mm)}$ 2,36mm) 2 m (0,6-	Quelle: degremont-technologies
Düren-Merken	GAK-Filter	- Aufenthaltszeit t: 14 min - Spülgeschwindigkeit: 27 m/h - Filterschichten GAK: $0,2 \text{ m (3-8 mm Kies)}$ 1,5 m (0,5-2,5 mm)	Quelle: Essener Tagung 2012

Wuppertal-Buchenhofen	PAK-Dosierung	- Volumenstrom: $Q_{\max}$ 200 m³/h Q_{TW} 50 m³/h $Q_{\text{beh.}}$ 1,7 Mio. m³/a - max. Dosierung: 20 mg PAK/L - Aufenthaltszeit t: 12,5 - 50 min - Beckengröße: 150 m³ - Umrüstung eines Mehrschichtfilters mit einer Filterfläche von 60 m² für Probebetrieb	Quelle: (Grontmij GmbH)
Mannheim	PAK-Dosierung	- Volumenstrom: $Q_{\max}$ 4.000 m³/h Q_{TW} 1.600 m³/h - max. Dosierung: PAK/L - Aufenthaltszeit t: 30 min	Quelle: Hydro-Ingenieure GmbH
Ulm Steinhäule	PAK-Dosierung	- Volumenstrom: Q_{TW} 1.400 m³/h - max. Dosierung: 5 - 20 mg PAK/L - Aufenthaltszeit t: 40 - 75 min - Beckenvolumen: 6 * 1.100	Quelle: METZGER und KAPP, 2008
Böblingen Sindelfingen	PAK-Dosierung	- Volumenstrom: $Q_{\text{beh.}}$ 31,5 Mio m³/a - max. Dosierung: 10 mg PAK/L - Aufenthaltszeit t: 30 min - Beckenvolumen: 1.800	Quelle: Tuttahs&Meyer
Stockacher Aach	PAK-Dosierung	- Volumenstrom: $Q_{\max}$ 1.620 m³/h $Q_{\text{beh.}}$ 7,9 Mio m³/a - max. Dosierung: 10 mg PAK/L - Aufenthaltszeit t: 57-67 min	Quelle: Rölle, R., Schirmeister, W., (2010)

Kressbronn Langenargen	PAK-Dosierung	- Volumenstrom: $Q_{\max}$ 907 m³/h Q_{beh} 8,4 Mio m³/a - max. Dosierung: 10 mg PAK/L - Aufenthaltszeit t: 35 - 60 min	 Quelle: Rölle, R., Schirmeister, W., (2010)
Kloten/ Opfikon	PAK-Dosierung	- Volumenstrom: Q_{beh} 3,3 Mio m³/a - max. Dosierung: 15 mg PAK/L - Aufenthaltszeit t: 11 min	 Quelle: www.micropoll.ch
Dübendorf	Ablaufozonung	- Volumenstrom: $Q_{\max}$ 1800 m³/h Q_{TW} 850 m³/h - max. Dosierung: 0,8-1 gO₃/gDOC - Aufenthaltszeit t: 17-34 min - Beckengröße: 530 m³	 Quelle: Wittmer, 2012

3.6 Entwicklung von Maßnahmenvarianten

Für einen Vergleich der Eintragspfade sowie der Verfahren oder Verfahrenskombinationen zur Elimination von Mikroschadstoffen wurden unterschiedliche Maßnahmenvarianten definiert. In diesem Kapitel werden die möglichen Maßnahmenvarianten dargestellt.

Maßnahmenvariante 1: „Status Quo“

Maßnahmenvariante 2: „Verminderung bzw. Vermeidung des Mikroschadstoffeintrages durch verändertes Nutzungsverhalten“

Maßnahmenvariante 3: „Elimination von Mikroschadstoffen an relevanten Punktquellen“

Maßnahmenvariante 4: „Elimination von Mikroschadstoffen in kommunalen Kläranlagen“

Maßnahmenvariante 5: „Elimination von Mikroschadstoffen bei der Trinkwasseraufbereitung“

Maßnahmenvariante 6: „Gesamtfrachtansatz – Mikroschadstoffelimination zur Frachtreduzierung in Oberflächengewässern“

Maßnahmenvariante 7: „Schutzziel Gewässernutzung – Mikroschadstoffelimination in Abhängigkeit der Gewässernutzung“

Einen Überblick über die Maßnahmenvarianten ist in Bild 3-25 grafisch dargestellt.

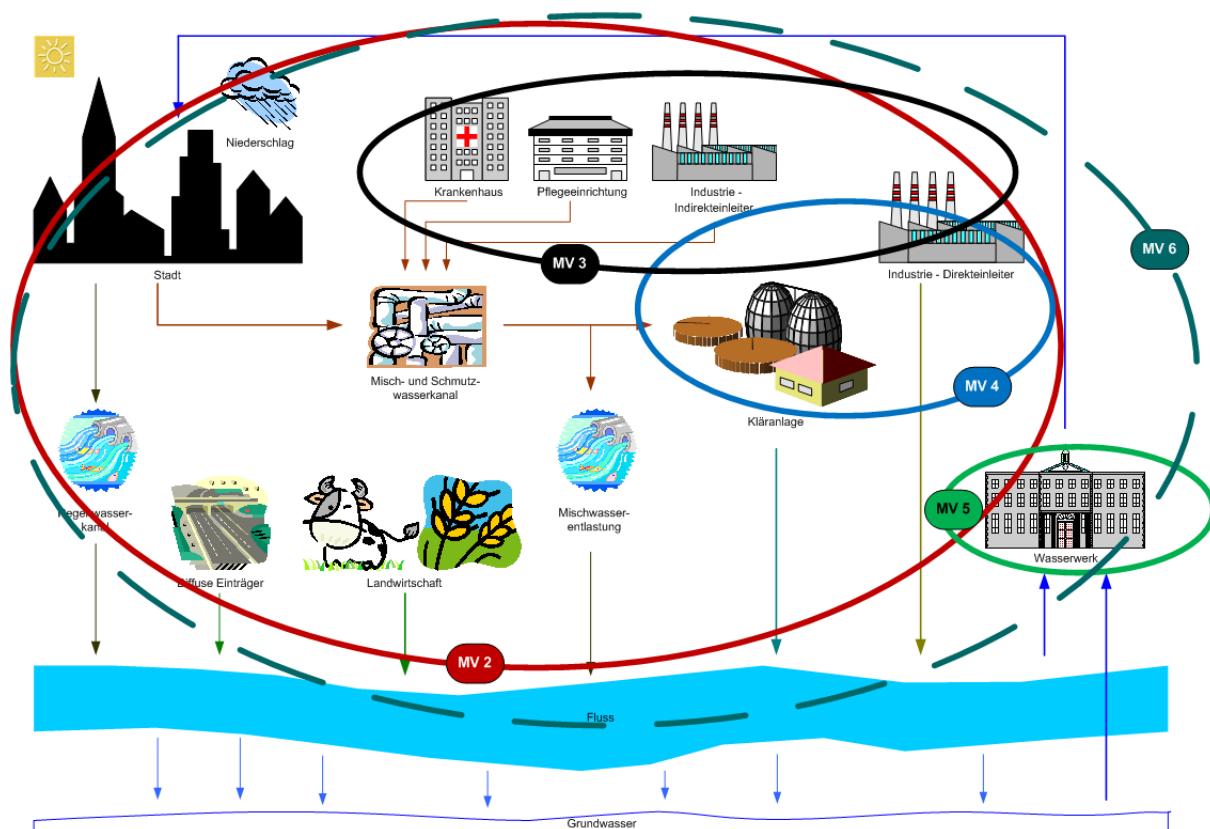


Bild 3-25: Mögliche Pfade des Mikroschadstoffeintrages und die Zugehörigkeit von Emittenten in den einzelnen Maßnahmenvarianten

Die hier vorgenommene Beschreibung der relevantesten Maßnahmenvarianten dient der Charakterisierung von denkbaren Handlungsoptionen. Mit Blick auf eine Detailanalyse im Anwendungsteil (Kapitel 6) wurde eine Stoffauswahl (Leitparameter) vorgenommen sowie

die dafür zu betrachtenden Haupteintragspfade in Oberflächengewässer festgelegt (vgl. Kapitel 3.3). Die Detailanalyse basiert methodisch auf der Frachtbilanzierung des Kapitels 3.4.5 und den Kosten-Nutzen-Betrachtungen in Kapitel 6 im Anwendungsteil des Berichts. Die vergleichenden Untersuchungen basieren damit auf einer Auswahl der möglichen Maßnahmenvarianten. Die im Anwendungsteil nicht weiter betrachteten Maßnahmenvarianten werden in Kapitel 3.6 einer Bewertung unterzogen.

3.6.1 Maßnahmenvariante 1: „Status Quo“ (MV 1)

Bei der Maßnahmenvariante 1 wird davon ausgegangen, dass sich das Verhalten der Bevölkerung sowie der Industrie von NRW nicht ändert und damit die Einleitung von Mikroschadstoffen unverändert, wie in Bild 3-25 dargestellt, fortgesetzt wird. Diese Maßnahmenvariante wird nicht weiter betrachtet, da hierdurch keine zusätzlichen Kosten entstehen, bzw. Nutzen bezüglich der Mikroschadstoffelimination gezogen werden kann. Für die weiteren Szenarien werden die Veränderungen gegenüber dem Status Quo angegeben.

3.6.2 Maßnahmenvariante 2: „Verminderung bzw. Vermeidung des Mikroschadstoffeintrages durch verändertes Nutzungsverhalten“ (MV 2)

Die „Maßnahmenvariante 2“ betrachtet das Umdenken der Bevölkerung und der Industrie (Bild 3-25). Durch die „Vermeidungs-Variante“ wird der Eintrag von Mikroschadstoffen in die Oberflächengewässer reduziert. Die positiven Effekte einer Verminderung des Spurenstoffeintrages sind im Kapitel 3.5.1 beschrieben, wie z. B. Kosten bzw. Kosteneffekte und qualitative Auswirkung. Allerdings sind diese Effekte langfristig zu erzielen und auch nicht auf alle Stoffe übertragbar. Eine Betrachtung über ganz NRW oder das Einzugsgebiet der Ruhr ist aufgrund der Datengrundlage nicht möglich.

3.6.3 Maßnahmenvariante 3: „Elimination von Mikroschadstoffen an relevanten Punktquellen“ (MV 3)

Mikroschadstoffelimination an relevanten Punktquellen (Hotspots) bedeutet, dass direkt am Anfallort eine dezentrale Behandlung erfolgt (siehe Bild 3-25). Zu den maßgeblichen Emittenten zählen Krankenhäuser, Pflegeheime und industrielle Indirekteinleiter sowie industrielle Direkteinleiter.

Eine generelle Empfehlung zu „welchen Punktquellen“ „welche Maßnahmen“ ergriffen werden können kann nicht gegeben werden. So sind die eingetragenen Stoffe und der Einfluss der Einleitung der Punktquelle auf eine z. B. nachgeschaltete zentrale Kläranlage

maßgebliche Kriterien für die Errichtung einer dezentralen Behandlung am Anfallort. Dies ist jeweils durch eine Einzelfallprüfung, in Abhängigkeit der örtlichen Rahmenbedingungen und hier insbesondere den Abwasserentsorgungsbedingungen (Art des Abwassers, Inhaltsstoffe, Abwasserbelastung, stoffliche Einträge der Punktquellen und z. B. örtliche Kläranlagen), zu prüfen und dann festzulegen. Für eine volkswirtschaftliche Betrachtung ist aufgrund der Vielfältigkeit, insbesondere der industriellen Abwässer eine Abschätzung der Kosten und Wirkungen in einer derartigen Maßnahmenvariante, aufgrund einer lückenhaften Datenlage kaum möglich. Dies kann nur durch eine sehr aufwendige differenzierte Betrachtung der einzelne Indirekteinleiter und die dazugehörigen nachfolgenden Netze und zentralen Kläranlagen erfolgen (siehe Kapitel 3.5.2). Gleiches gilt für Krankenhaus- und Pflegeheimabwässer, deren Abwasserzusammensetzung (Belastung) nicht ausreichend ermittelt ist. Auch diese sind im Vorfeld zu einer Abschätzung der Kosten und Wirkungen differenziert zu betrachten über den gesamten Transportweg bis in die Gewässer.

3.6.4 Maßnahmenvariante 4: „Elimination von Mikroschadstoffen in kommunalen Kläranlagen“ (MV 4)

Durch die kommunalen Kläranlagen in NRW wird ca. 2.604 Mio. m³/a behandeltes Abwasser in die Gewässer eingeleitet. Für die zahlreichen Mikroschadstoffe erfolgt der Eintrag in die Gewässer über die kommunalen Kläranlagen.

In dieser Maßnahmenvariante sollen die Mikroschadstoffe schwerpunktmäßig in der zentralen kommunalen Kläranlage eliminiert werden. In Bild 3-25 ist die schematische Abfolge der Maßnahmenvariante 4 dargestellt. Hierbei sollen insbesondere Verfahren berücksichtigt werden, die sich bislang für kommunale Kläranlagen ökonomisch sinnvoll erwiesen haben. Dazu zählen die Verfahren der Aktivkohle-Behandlung sowie das der Ozonung.

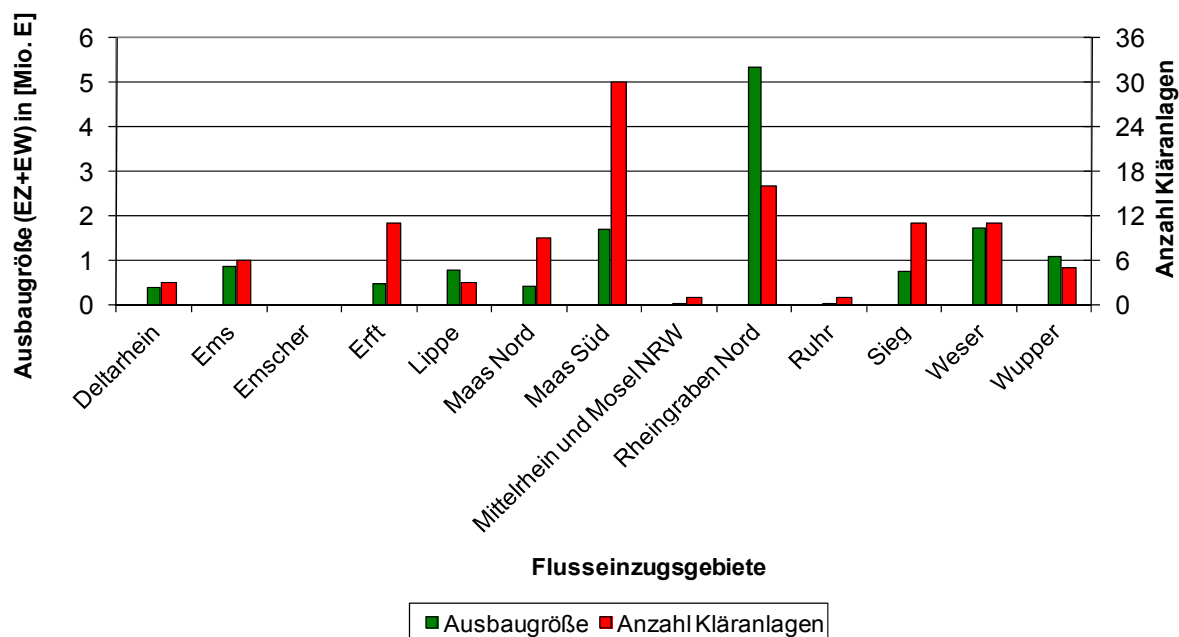
Die hierfür möglichen technischen Verfahren wurden im Kapitel 3.5.3 erläutert. Auf Grundlage der in Kapitel 3.2.5 beschriebenen Aufteilung der Kläranlagen nach Größenklassen und weitergehender technischer Ausrüstung, wie z. B. Abwasserfiltrationsstufen, ergeben somit unterschiedliche Ansätze zur Erweiterung der bestehenden Anlagen. In der nachfolgenden Tabelle ist die Verteilung der angeschlossenen Einwohnerwerte (EW) auf die einzelnen Größenklassen der Kläranlagen in NRW dargestellt.

Tabelle 3-23: Anzahl der Kläranlagen in NRW sowie zugehörige Einwohnerwerte (EW) (Stand 2011)

Größenklasse	Anzahl KA	EW (Ausbau)	Anteil NRW (Ausbau)	EW (Anschluss)	Anteil NRW (Anschluss)
Einheiten	Stück	Mio. EW	%	Mio.EW	%
NRW gesamt	645	34,721	100	27,866	100
I	58	0,020	0,1	0,016	0,1
II	120	0,317	0,9	0,257	0,9
III	74	0,518	1,5	0,420	1,5
IV	325	11,744	33,8	9,672	34,7
V	68	22,121	63,7	17,501	62,8

Aus der Tabelle ist ersichtlich, dass insbesondere durch die Erweiterung der Kläranlagen GK IV und GK V ca. 98% der in NRW angeschlossenen EW (Einwohner/Haushalte, Industrie und Gewerbe) erfasst werden. Ebenso zeigt Bild 3-3, dass zahlreiche Abwasserfiltrationsanlagen der Größenklassen IV und V vorhanden sind, die umgerüstet werden können.

In NRW verfügen 107 Kläranlagen über eine Flockungsfiltrationsanlage (Bild 3-3) mit einer Ausbaupkapazität von ca. 14 Mio. EW entsprechend 40% der gesamten Ausbaugröße in NRW. In Bild 3-26 sind alle Kläranlagen mit einer Flockungsfiltrationsanlage (107 Kläranlagen) flusseinzugsgebietsbezogen dargestellt.

**Bild 3-26: Flusseinzugsgebiete NRW – Anzahl der Filteranlagen und Ausbaugröße (Stand 2011)**

Die Filtrationsanlagen können zur Mikroschadstoffelimination eingesetzt werden. Durch die Ertüchtigung der Filtrationsanlagen wird eine Abwassermenge behandelt, die ca. 40% der gesamten Ausbaugröße in NRW entspricht. Im Hinblick auf die Ertüchtigung von Kläranlagen mit Abwasserfiltration bietet sich der Rheingraben an, da dort relativ wenige Kläranlagen einen großen Anteil der Abwassermenge behandeln. Zahlreiche große Anlagen mit Filtration sind im Rheingraben installiert (16 Kläranlagen) mit ca. 15% der Ausbaugröße aller Kläranlagen in NRW. Durch die Ertüchtigung der Kläranlagen im Flusseinzugsgebiet Rheingraben Nord (16 Kläranlagen) wären ca. 50% der Ausbaugröße aller Filtrationsanlagen in NRW (ca. 14 Mio. m³/a) abzudecken. Gleichzeitig sind am Rhein zahlreiche Wasserwerke angesiedelt die indirekt das Rheinwasser als Rohwasser für die Trinkwasseraufbereitung nutzen.

3.6.5 Maßnahmenvariante 5: „Elimination von Mikroschadstoffen bei der Trinkwasseraufbereitung“ (MV 5)

Lagen in den bisherigen Maßnahmenvarianten der Umgang mit Mikroschadstoffen bzw. die Eintragsorte im Vordergrund, so wird in dieser Variante die Elimination von Mikroschadstoffen bei der Trinkwassergewinnung und -aufbereitung in den Fokus gestellt (Bild 3-25). Besonderes Augenmerk ist hier auf die Wassergewinnungsanlagen zu richten, die abwasserbeeinflusste Oberflächengewässer als Rohwasser zur Trinkwassergewinnung nutzen. Zum Schutz des Rohwassers und als Vorsorgemaßnahme gegenüber nicht vorhersehbaren mikrobiologischen oder chemischen Verunreinigungen wurden an der Ruhr bereits im Jahr 2006 in Abstimmung zwischen dem damaligen Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV) und der Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (AWWR) entsprechende Strategien entwickelt und in der „Arnsberger Vereinbarung“ nieder gelegt. Die Wasserwerke an der Ruhr haben hier ihre Bereitschaft zur Umsetzung technischer Maßnahmen erklärt. Im Rahmen des von der Landesregierung NRW konzipierten sieben Punkte - Programms "Reine Ruhr" wird, neben anderen Maßnahmen wie z. B. durch ein behördlich geführtes Risikokataster und Anstrengungen zur Vermeidung von Einträgen an der Quelle, die bisherige Trinkwasseraufbereitung in einzelnen Ruhrwasserwerken in den nächsten Jahren durch zusätzliche Verfahrensstufen zur Spurenstoffelimination ergänzt. Die technischen Konzepte sind mit den Aufsichtsbehörden abgestimmt und werden bereits umgesetzt und sollen bis 2018 mit einem Gesamtinvestitionsvolumen von rund 300 Millionen Euro abgeschlossen sein (AWWR 2012).

Eine Ertüchtigung von Kläranlagen mit Maßnahmen zur Spurenstoffelimination insbesondere im Oberstrom von Wassergewinnungsanlagen, die Oberflächengewässer mit hohem Abwasseranteil zur Trinkwassergewinnung nutzen, würde neben anderen

Verminderungsstrategien eine relevante Vorsorgemaßnahme darstellen, die auch das Multi-Barrieren-System als Trinkwassersicherungskonzept sowie die geplanten technischen Maßnahmen bei der Trinkwasseraufbereitung unterstützen würde. Zudem würde bei einer Kläranlagenerhöhung im Vorfeld von Wassergewinnungsanlagen auch eine Behandlung von relevanten Indirekteinleitungen wie z. B. von Krankenhausabwässern gegeben sein. Insgesamt sind in NRW im Oberlauf von 152 Wassergewinnungsanlagen, die auf abwasserbeeinflusste Oberflächenwasserressourcen zurückgreifen, 262 Krankenhäuser zu verzeichnen. Das sind knapp 64% aller Krankenhäuser in NRW, was einem Abwasser von ca. 83.000 Krankenhausbetten in NRW entspricht.

Die Betrachtung der Maßnahmenvariante - Elimination von Mikroschadstoffen bei der Trinkwasseraufbereitung- wird aufgrund der im Wasserwerksbereich insbesondere an der Ruhr bereits geplanten und z. T. bereits umgesetzten Maßnahmen hier nicht weiter verfolgt. Zudem wäre bei Maßnahmen zur Ertüchtigung von Kläranlagen an Transitgewässern in NRW (wie z. B. am Rhein) aufgrund der über das Gewässer bereits vorliegenden (Grund)Belastung der Wirkungsgrad als unzureichend einzustufen. Der Maßnahmenansatz für die Ertüchtigung von Kläranlagen im Vorfeld von Wassergewinnungsanlagen wird als Maßnahmenhauptvariante in Kapitel 6 in abgeänderter Form aufgegriffen.

3.6.6 Maßnahmenvariante 6: „Gesamtfrachtansatz – Mikroschadstoff-elimination zur Frachtreduzierung in Oberflächengewässern“ (MV 6)

Der Gesamtfrachtansatz beinhaltet die Reduzierung des Mikroschadstoffeintrags im Gewässer um einen bestimmten Prozentsatz, unabhängig von den Emittenten und der Schadstofffracht. In Anlehnung an die schweizerischen Maßnahmen zur Mikroschadstoffelimination könnte z. B. ein Prozentsatz von 80% gewählt werden. Im ersten Schritt wird anhand der Leitsubstanzliste ermittelt, welcher Emittent den größten Anteil am Gesamtausstoß hat. Durch die Elimination von Mikroschadstoffen an den Hotspots Krankenhäuser, Pflegeeinrichtungen und industriellen Indirekteinleitern könnten die Maßnahmen an den Kläranlagen reduziert werden. Bei dieser Variante wird davon ausgegangen, dass an unterschiedlichen Standorten Anlagen zur Mikroschadstoffeliminierung errichtet werden. Diese Anlagen können sowohl auf Kläranlagen als auch an Hotspots und Wasserwerken errichtet werden. Maßnahmenvariante 6 vereint die unterschiedlichen Ansätze aus allen bisherigen Varianten (vgl. Bild 3-27).

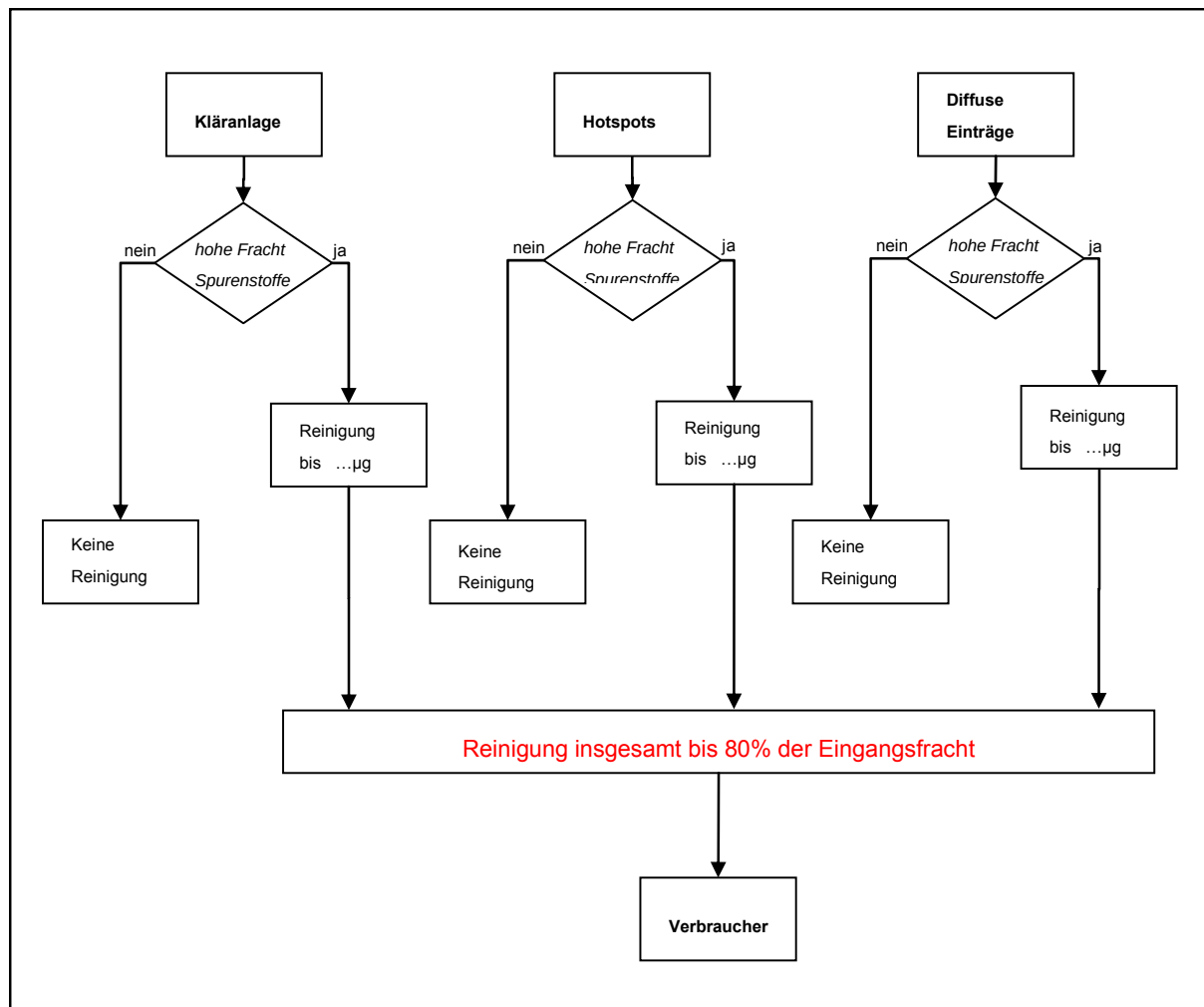


Bild 3-27: Blockschaltbild MV 6

3.6.7 Maßnahmenvariante 7: „Schutzziel Gewässernutzung – Mikroschadstoffelimination in Abhängigkeit der Gewässernutzung“ (MV 7)

In dieser Maßnahmenvariante werden verschiedene Nutzungen (wie Fischerei, Badegewässer, Trinkwassergewinnung, Naherholung, FFH-Gebiet usw.) unterschiedlichen Gewässern zugeordnet. Je nach Nutzung werden Qualitätsziele definiert, die eine bestimmte Behandlungsweise benötigen. So wird abhängig vom Gewässer entschieden, in welchem Umfang und ggf. an welchem Standort Mikroschadstoffe eliminiert werden sollen. Insgesamt vereint diese Maßnahmenvariante die Varianten 2 bis 5.

3.6.8 Fazit Maßnahmenvarianten

Die abschließende Bewertung der in diesem Kapitel beschriebenen unterschiedlichen Maßnahmenvarianten und die Möglichkeiten einer Bilanzierung im Hinblick auf eine Mikroschadstoffelimination führen zu folgendem Ergebnis:

1. Maßnahmenvariante 2: „Verminderung bzw. Vermeidung des Mikroschadstoffeintrags durch verändertes Nutzungsverhalten“

Hier sind generell Möglichkeiten vorhanden, die jedoch nur langfristig und nur in Teilbereichen zu einer Reduzierung einzelner ausgewählter Stoffe führen können. Eine flächendeckende Reduzierung des Mikroschadstoffeintrags ist nicht zu erwarten, trotzdem wird befürwortet Vermeidungs- und Verminderungsstrategien im Bereich der Arzneimittel-, Waschmittel- und Industriechemikalien unbedingt voranzutreiben, um das das Eintragsniveau an Mikroschadstoffen zu reduzieren.

2. Maßnahmenvariante 3: „Elimination von Mikroschadstoffen an relevanten Punktquellen“

Es liegen Erkenntnisse vor, dass an einzelnen Punktquellen wie z. B. Industriebetrieben oder Krankenhäusern effektiv Verfahren eingesetzt werden können, die auch zu einer deutlichen Entlastung, z. B. von Kläranlagen, führen können. Eine generelle auf die Fläche NRW bezogene Betrachtung dieser Punktquellen hinsichtlich Kosten für die Elimination und Wirkungen ist jedoch nicht möglich, da hier standortspezifische Faktoren einen zu großen Einfluss auf die Anlagentechnik und damit auf die Kosten und die Wirkungen haben. Für die Umsetzung einer Gesamtstrategie ist bei einem konkreten Anwendungsfall die Elimination am Entstehungsort immer zu prüfen.

3. Maßnahmenvariante 4: „Elimination von Mikroschadstoffen in kommunalen Kläranlagen“

Es konnte gezeigt werden, dass hier große Potenziale hinsichtlich der Elimination von Mikroschadstoffen vorhanden sind. Hier gibt es bereits erste Verfahren, die es ermöglichen Kostenansätze und Wirkungen verallgemeinert auf eine größere Anzahl von Kläranlagen zu übertragen. Auch sind hier unterschiedliche Varianten denkbar, welche Kläranlagen unter welchen Randbedingungen umgerüstet werden sollen. Beispielsweise wird durch die Ertüchtigung der Filtrationsanlagen eine Abwassermenge behandelt, die ca. 40% der gesamten Ausbaugröße in NRW entspricht. Die Erweiterung um eine bzw. die entsprechende Ertüchtigung einer vorhandenen Abwasserreinigungsstufe

(Filtration) stellt deshalb die derzeit effizienteste Möglichkeit dar, den Eintrag von Mikroschadstoffen in die Gewässer zu reduzieren.

Als weiteres Kriterium zur Auswahl von Kläranlagen zur Erweiterung für die Mikroschadstoffelimination können Flusseinzugsgebiete gewählt werden. Im Hinblick auf die Ertüchtigung von Kläranlagen durch eine weitere Reinigungsstufe bietet sich z. B. das Einzugsgebiet der Ruhr besonders an, da die Ruhr ebenso wie der Rhein zur Trinkwassergewinnung aus Oberflächenwasser herangezogen wird.

4. Maßnahmenvariante 5: „Elimination von Mikroschadstoffen bei der Trinkwasseraufbereitung“

Maßnahmen zur Spurenstoffelimination im Bereich der Trinkwassergewinnung und – Aufbereitung werden insbesondere dort, wo auf abwasserbeeinflusste Oberflächenwassersysteme zu Trinkwasserzwecken zurückgegriffen wird, derzeit geplant und z. T. bereits umgesetzt. Eine Weiterverfolgung als eigene Maßnahmenvariante ist somit nicht erfolgt. Näher zu untersuchen ist aber eine Ertüchtigung von Kläranlagen im Oberstrom von Wassergewinnungsanlagen, die Oberflächengewässer mit hohem Abwasseranteil zur Trinkwassergewinnung nutzen. Dieser Ansatz kann zu einer effektiven Verbesserung der Rohwasserbeschaffenheiten beitragen und stellt eine relevante Vorsorgemaßnahme dar, die auch das Multi-Barrieren-System als Trinkwassersicherungskonzept unterstützt.

5. Maßnahmenvariante 6: „Gesamtfrachtsatz-Mikroschadstoffelimination zur Frachtreduzierung in Oberflächengewässern“

Diese Variante sieht vor, dass flächendeckend über alle Eintragsquellen wie z. B. Punktquellen wie Industriebetriebe, Krankenhäuser und Kläranlagen eine prozentuale Reduzierung des Eintrags vorgenommen wird. Dieser Ansatz lässt sich derzeit nur für kommunale Kläranlagen bilanzieren. Die anderen Emittenten sind hier schwer zu erfassen (siehe oben).

6. Maßnahmenvariante 7: „Schutzziel Gewässernutzung – Mikroschadstoffelimination in Abhängigkeit der Nutzung“

Bei dieser Maßnahmenvariante wurde diskutiert, die Mikroschadstoffelimination so für einzelne Gewässer umzusetzen, dass das Gewässer dann einer bestimmten Nutzung zur Verfügung steht. Für die unterschiedlichen Nutzungen wurde versucht Qualitätsziele zu definieren, um daraus Reinigungstechnologien abzuleiten. Aussagen hinsichtlich einer

Bilanzierung von derartigen Maßnahmen in Abhängigkeit der Gewässernutzung sind zum heutigen Zeitpunkt nicht durchführbar. Ein mögliches Szenario wäre hier die Nutzung des Gewässers als Trinkwasserressource. So könnte hierdurch eine Forderung an die Einleiter in das Gewässer aufgestellt werden. Dieses Szenario wäre mit diesem Ansatz vergleichbar zur Maßnahmenvariante 5.

Auch für die Maßnahmenvariante 7 ist auf Grundlage der verfügbaren Datengrundlage keine Abschätzung von Kosten und Nutzungen derzeit möglich.

Auf Basis der zahlreichen Unwägbarkeiten, die insbesondere bei einer Bilanzierung bzw. Kostennutzenermittlung für ganz NRW aufgrund der vorliegenden Datenlage nicht möglich ist, wurden aus diesen Maßnahmenvarianten (2 bis 7) weitere Szenarien sogenannte Maßnahmenhauptvarianten (siehe Bild 3-28) abgeleitet, die es ermöglichen zum Einen die Grundgedanken der sechs Maßnahmenvarianten umzusetzen und zum Anderen Aussagen hinsichtlich der volkswirtschaftlichen Kosten und Wirkungen für das Flusseinzugsgebiet der Ruhr als auch für ganz NRW zu treffen. Die Entwicklung von drei Maßnahmenhauptvarianten ist in Bild 3-28 dargestellt.

Maßnahmenvariante	Bemerkung	Maßnahmen- hauptvariante
-------------------	-----------	-----------------------------

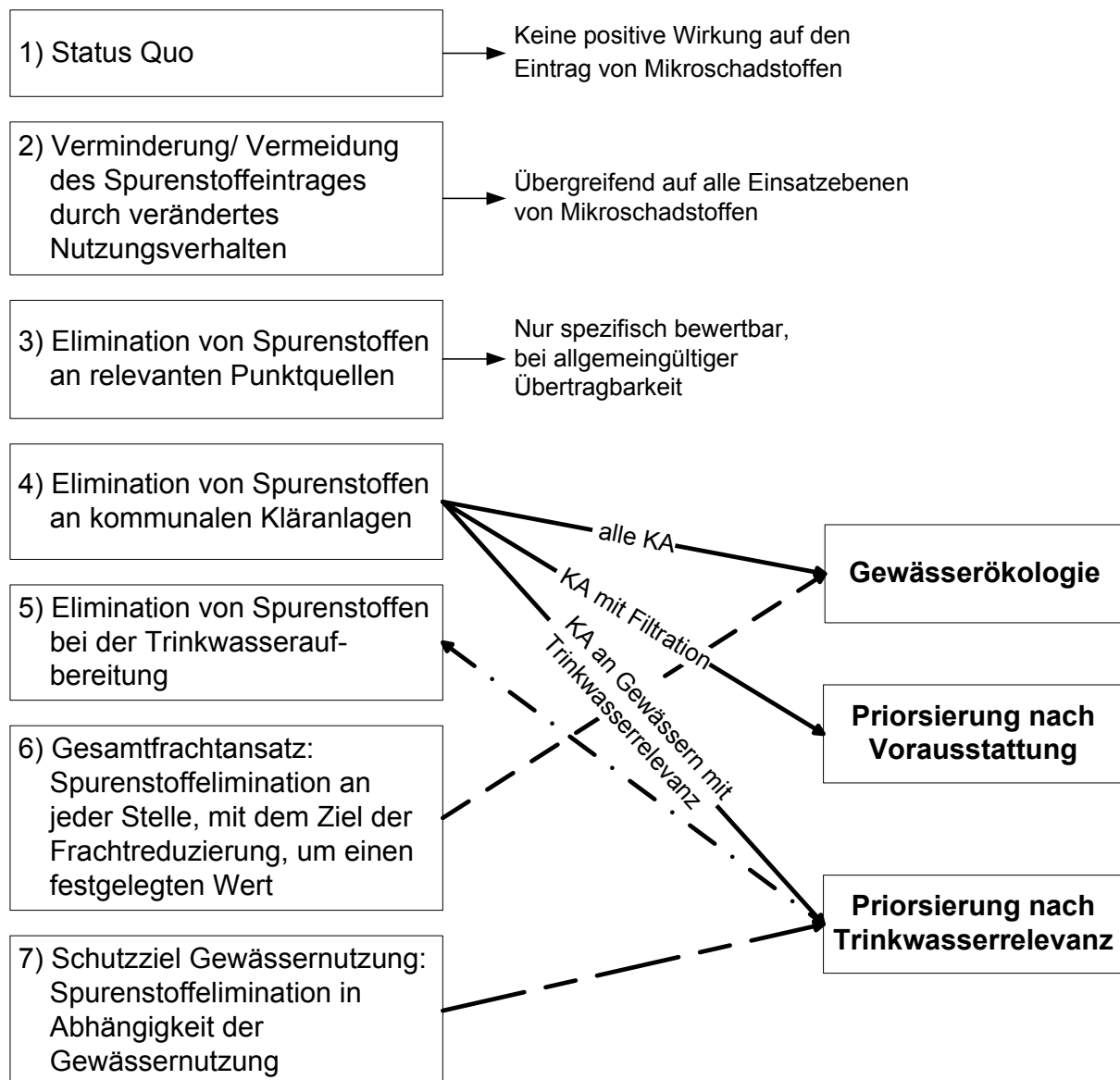


Bild 3-28: Entwicklung der Maßnahmenhauptvarianten

Als wesentlicher Bestandteil wurden hier nur die kommunalen Kläranlagen betrachtet. Im Einzelfall einer jeden Kläranlage ist jedoch zu prüfen, inwieweit im Einzugsgebiet Punktquellen vorhanden sind, bei denen eine Behandlung am Anfallort wirtschaftlicher ist, als eine Behandlung zur Mikroschadstoffelimination in der nachgeschalteten kommunalen Kläranlage. Die Kläranlagen wurden unterschieden hinsichtlich ihrer Lage z. B. an trinkwasserrelevanten Gewässern oder nach ihrer verfahrenstechnischen Gestaltung z. B. ausgerüstet mit einer Abwasserfiltration. Somit wurden die Maßnahmenhauptvarianten wie folgt entwickelt:

- Gewässerökologie

Die Kläranlagen werden nach Größenklassen differenziert ertüchtigt, wobei so vorgegangen wird, dass über eine Konzentrationsverminderung eine prozentuale Frachtreduktion erfolgt. Damit bildet diese Maßnahmenhauptvariante eine Mischung aus den Maßnahmenvariante 5 und Maßnahmenvariante 6.

- Priorisierung nach Vorausstattung

Schwerpunktmäßig werden insbesondere die Anlagen, die eine Abwasserfiltration besitzen, umgerüstet. Auch hier wird über eine Konzentrationsverminderung von einer prozentualen Frachtreduktion an den Kläranlagen ausgegangen.

- Priorisierung nach Trinkwasserrelevanz

Es werden jene Kläranlagen ertüchtigt, die an Gewässern mit Trinkwasserrelevanz angesiedelt sind. Auch hier wird über eine Konzentrationsverminderung eine prozentuale Frachtreduktion vorgenommen. Diese Maßnahmenhauptvariante ist entstanden aus der Maßnahmenvariante 5, Maßnahmenvariante 7 und Maßnahmenvariante 4.

4 Kostenbetrachtungen

4.1 Auswahl von Verfahrenstechniken für die weiteren monetären Betrachtung

4.1.1 Auswahl von Verfahrenstechniken

Die unterschiedlichen Verfahren zur Mikroschadstoffelimination wurden in der Vergangenheit in einer Vielzahl von nationalen und internationalen Forschungsvorhaben hinsichtlich ihrer Effizienz untersucht. Tabelle 4-1 gibt einen Überblick, für welche Kläranlagen im In- und Ausland Studien und Versuche im halbtechnischen Maßstab zur Mikroschadstoffelimination durchgeführt und welche Kläranlagen bereits um eine zusätzliche Reinigungsstufe erweitert wurden.

Tabelle 4-1: Kommunale Kläranlagen mit Reinigungsstufen zur Elimination von Mikroschadstoffelimination

Verfahren	Standort	Studie/geplant	Versuchsanlagen (Halbtechnischer Maßstab)	Pilotanlagen (Großtechnischer (Maßstab)	
NRW					
O ₃	Duisburg Vierlinden			x	1
O ₃	Bad Sassendorf			x	2
O ₃ +PAK	Schwerte			x	3
PAK	Wuppertal-Buchenhofen			x	4
GAK	Obere Lutter		x	x	5
GAK/PAK	Neuss-Ost	x			6
GAK	Düren-Merken			x	7
GAK/PAK	Lage	x			8
UV	Kalterherberg			x	9
UV	Rosenthal			x	
UV/O ₃ /H ₂ O ₂	Essen-Süd	x			
Baden-Württemberg					
PAK	Steinhäule Ulm			x	10
PAK	Mannheim			x	11
PAK	Böblingen Sindelfingen			x	12
PAK	Kressbronn-Langenargen			x	13
PAK	Stockacher Ach			x	
PAK	Espasingen			x	14
PAK	Ravensburg			x	
PAK	Albstadt-Ebingen			x	
PAK	Lautlingen			x	

Verfahren	Standort	Studie/geplant	Versuchsanlagen (Halbtechnischer Maßstab)	Pilotanlagen (Großtechnischer Maßstab)	
PAK	Hechingen			x	
PAK	Lahr	x			
PAK	Karlsruhe	x			
PAK	Stuttgart	x			
Schweiz					
O ₃	Regensdorf			x	15
PAK	Kloten-Opfikon		x		16
PAK/O ₃	Untersee	x			17
PAK/O ₃	Aadorf	x			
PAK/O ₃	Furt	x			
PAK/O ₃	Au	x			
PAK/O ₃	Luzern	x			
PAK/O ₃	Werdhölzli	x			
O ₃	Lausanne			x	18
O ₃	Dübendorf	x			19
Sonstige					
UV	Wolfertshausen			x	20
UV	Starnberg			x	

¹ TÜRK et al., 2011, ² BOLLE, 2011, ³ NAHRSTEDT, 2011; BOLLE, 2011, ⁴ BIEBERSDORF, 2011, ⁵ NAHRSTEDT et al., 2012, ⁶ HERBST und HILBIG, 2012, ⁷ ALT, 2012, ⁸ ALT, 2012, ⁹ PINNEKAMP, 2012, ¹⁰ HILLER, 2011, ¹¹ ALT, 2010, ¹² BIEBERSDORF, 2011, ¹³ RÖLLE, 2010, ¹⁴ METZGER, 2012, ¹⁵ ABEGGLEN, 2009, ¹⁶ BÖHLER et al., 2011, ¹⁷ BAFU, 2008, ¹⁸ MARGOT, 2011, ¹⁹ WITTMER, 2012, ²⁰ Bayrisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 2003

Bei den bereits großtechnisch umgesetzten Vorhaben werden im Rahmen der betriebs- und volkswirtschaftlichen Kostenberechnung diese für die weiteren Betrachtungen herangezogen. Dabei werden die folgenden Verfahrenskombinationen betrachtet:

- Zugabe von PAK bei Nutzung einer separaten Reaktions-, Koagulations- und Abscheidestufe, ähnlich dem auf der Kläranlage in Ulm-Steinhäule umgesetzten Verfahren (Hiller, 2011). Die Aufwendungen für die PAK-Dosierung in Anlehnung an das Verfahren aus Ulm erfordert i. d. R. die umfangreichsten Baumaßnahmen bei den Verfahren zur PAK-Dosierung, wenn alles neu errichtet und kein vorhandenes Bauvolumen genutzt werden kann. Im Vergleich zu anderen Verfahren stellt dieses gleichzeitig auch das kostenintensivste Verfahren in Bezug auf die Investitionskosten dar. Da für dieses Verfahren die Kosten von realisierten Anlagen vorliegen, werden für diese Verfahrenstechnik Kostenfunktionen erarbeitet.
- Zugabe von PAK direkt in den Zulauf einer Filtration mit Nutzung eines Koagulationsbeckens und Reaktionsraum im Filterüberstand vergleichbar zu den Pilotprojekten Kloten Opfikon (Böhler, 2011) und Buchenhofen (Bornemann, 2012), sowie zu den Studien Neuss (Herbst und Hilbig, 2012) und Lage (Alt, 2012). Aufgrund der geringen Anzahl an Studien und fehlenden Umsetzungen sowie ähnlichen Ausbaugrößen der in den Studien betrachteten Kläranlagen ist eine Verallgemeinerung auf alle „Größen“ von Kläranlagen nicht möglich.
- Abwasserfiltration mit GAK ähnlich dem Pilotprojekten Obere Lutter (Austausch des Filtermaterials) (Nahrstedt, 2012) und Düren-Merken. Vergleichbare Studien zum Austausch von GAK gibt es für die Kläranlage Lage und Neuss Ost. Versuche werden ebenfalls auf der Kläranlage Düren Merken durchgeführt. Aufgrund der ähnlichen Ausbaugrößen dieser Kläranlagen, ist analog zur „PAK-Dosierung auf den Filter“ eine Verallgemeinerung auf alle „Größen“ nicht möglich. Außerdem zeigt der Vergleich der Ergebnisse „Obere Lutter“ und „Düren Merken“, dass bzgl. der Bettvolumina (= Standzeit) gravierende Unterschiede bestehen, die auf die Feststoffbelastung der Filterstufen und die tägliche Laufzeit zurückzuführen sind. Hierzu müssen noch weitere Untersuchungen erfolgen, bevor die Ergebnisse auf andere Anlagen übertragen werden können. Daher werden für diese Verfahrenstechniken keine Kostenfunktionen ermittelt.
- Abwasserozonung ähnlich der Projekte Bad Sassendorf und Duisburg-Vierlinden. Für die Abwasserozonung werden u. a. die realisierten Pilotprojekte Bad Sassendorf, Duisburg-Vierlinden heran gezogen. Eine ggf. notwendige weitergehende biologische Nachbehandlung wurde hierbei nicht berücksichtigt. Sollte aufgrund örtlicher Randbedingungen eine Nachbehandlung erforderlich werden bzw. gefordert werden, so stehen hier z. B. ein Festbett/Wirbelbett-Verfahren oder eine Sandfiltration zur Verfügung. Die Kosten hierfür müssten dann zu den Kosten für die Ozonung addiert werden.

Mit der Ozonung kann auch eine Reduzierung von Keimen und Viren im Ablauf der kommunalen Kläranlagen erfolgen. Detaillierte Ergebnisse zur Wirksamkeit der Ozonung als Desinfektionsverfahren für kommunale Kläranlagenabläufe liegen derzeit allerdings noch nicht vor. Zur Desinfektion von Kläranlagenabläufen werden UV-Behandlungsverfahren bereits im großtechnischen Maßstab eingesetzt:

- Die Behandlung von Keimen und Viren erfolgte beispielhaft bereits 2003 im Rahmen des Sonderprogramms „Badegewässerqualität Obere Isar“. Dabei wurde auf den Kläranlagen Wolfratshausen und Starnberg jeweils eine Anlage zur Desinfektion des biologisch gereinigten Abwassers errichtet (Bayrisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 2003). Bei diesem Verfahren wurde das gereinigte Abwasser mittels einer UV-Bestrahlungseinrichtung desinfiziert. Im Teilprojekt MIKROLIGHT wurden 11 UV-Anlagen im Einzugsgebiet der Isar und Würm betrachtet (siehe Kapitel 3.5.3.1.5). Der spezifische Stromverbrauch lag dabei zwischen 30 bis 60 Wh/m³. Für diese Anlagen lagen spezifische Ausbaukosten je Einwohner vor. Betriebskosten für die UV-Behandlung liegen auf den Kläranlagen Kalterherberg, Rosenthal, Starnberg und Wolfratshausen vor. Für die Entwicklung einer Kostenfunktion ist die Datengrundlage zu gering und heterogen. So wird z. B. auf der Kläranlage Kalterherberg ca. 700.000 m³ Abwasser behandelt zu Betriebskosten von 37.000 €/a während auf der Kläranlage Starnberg 10-mal mehr Wasser behandelt wird für 25.000 €/a. Auch mit diesen Angaben ist eine Kostenabschätzung für NRW nicht hinreichend genau möglich. Daher werden Kosten zur Reduzierung von Keimen und Viren nicht weiter betrachtet.

Zusammenfassend ist, auch unter Berücksichtigung der Angaben in Tabelle 4-1 zur eingesetzten Verfahrenstechnik in realisierten Studien und erfassten Projekte festzustellen, dass hinsichtlich einer fundierten Datenlage nur für die Ozonung und die PAK-Dosierung in Anlehnung an das Verfahren in Steinhäule-Ulm die Entwicklung von Kostenfunktionen durchgeführt werden sollte.

4.2 Überblick über Definition von Kosten, Annahmen zur Ermittlung von Kosten und bisherige Kostenermittlungen

4.2.1 Festlegung von Kostenarten, spezifische Kosten und Annahmen zur Kostenberechnung

Für mögliche Maßnahmen zur Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Reduzierung der Einträge von Mikroschadstoffen in die Gewässer werden Investitions- und Betriebskosten ermittelt. Die Anlagen zur Elimination von Mikroschadstoffen in NRW sollten aufgrund der geringen Konzentrationen auf den Trockenwetterzufluss ausgelegt werden. Hierdurch wird die effektive und weitgehende Elimination sichergestellt. Die technischen Anlagen die meist hydraulisch dimensioniert wurden, sind nicht so großen Schwankungen ausgesetzt, und die Konzentration der Stoffe im Regenwetterfall ist i. d. R. nicht messbar und daher die Wirkung fraglich. Im Rahmen dieser Kostenstudie wird daher für die Auslegung vom einfachen Trockenwetterzufluss ausgegangen.

Die in diesem Projekt betrachteten Kosten sind ausschließlich Nettokosten und werden in Investitionskosten, Betriebskosten und Jahreskosten unterschieden. Die Mehrwertsteuer wurde dabei mit 19% berücksichtigt.

Die Investitionskosten sind die zur Erstellung, zum Erwerb oder zur Erneuerung von Anlagen erforderlichen einmalig aufzuwendenden Kosten. Diese setzen sich zusammen aus:

- Kosten für die Bautechnik
- Kosten für die Maschinentechnik
- Kosten für die Elektrotechnik
- Nebenkosten (Honorare, Gutachten, Unvorhergesehenes, Sonstiges)

Die Betriebskosten sind in der Betriebsphase regel- oder unregelmäßig wiederkehrende Aufwendungen. Diese werden aufgeschlüsselt nach:

- Personalkosten
- Energiekosten
- Wartungskosten/Unterhaltskosten
- Betriebsmittelkosten wie z. B. Sauerstoff, Pulveraktivkohle, Schlammmentsorgung und Flockungshilfsmittel

Für die Ermittlung der Betriebskosten wurden weiterhin folgende Einzelkosten berücksichtigt, die in Abstimmung im Projekt erfolgten bzw. aus Literaturangaben stammen:

- elektrische Energie (zu 0,15 €/kWh)
- Personalkosten (zu 50.000 €/(Personenjahr*a))
- Wartung/Unterhalt als prozentualer Ansatz der Investitionskosten (Baukosten mit 1%, Maschinentechnik mit 4% und Elektrotechnik mit 2% der entsprechenden Investitionskosten)
- Betriebsmitteleinsatz
 - o Sauerstoff: 0,14 €/kg O₂, 5 mg O₃/L (Annahmen)
 - o PAK: 1.100 €/Mg, 10 mg PAK/L (Annahmen)
 - o GAK: 900 €/Mg (regenerierte Kohle), (ALT, 2012)
1.300 €/Mg (frische Kohle bei Erstbefüllung), (ALT, 2012)
 - o Flockungshilfsmittel: 1.300 €/Mg
- Schlamm Entsorgung (25% TS): 50 €/Mg Mitverbrennung (SCHEIDIG, 2011)
80 €/Mg Monoverbrennung (SCHEIDIG, 2011)
- Abwasserabgabe: 35,79 €/Schadeinheit

Durch den Einsatz von Pulveraktivkohle und granulierter Aktivkohle kann im Ablauf der Kläranlage der Parameter CSB, Phosphor und Stickstoff leicht reduziert werden. Diese qualitative Verbesserung der Ablaufqualität hat eine Reduzierung der Abwasserabgabe und damit der Betriebskosten zur Folge. Erste Ergebnisse zeigen ein Potential von ca. 20% bis 30% auf. Ähnliche Ergebnisse konnten auch z. B. an der Abwasserozonung in Duisburg-Vierlinden erzielt werden, wo hingegen in der Kläranlage Bad Sassendorf keine CSB-Reduktion ermittelt wurde. Da die aktuellen Überwachungswerte bzw. erklärten Ablaufwerte der Anlagen nicht bekannt sind und die Konzentrationsreduzierungen je nach aktuellem Ablaufwert auch deutlich geringer ausfallen kann, wird die Reduzierung der Abwasserabgabe über alle Kläranlagen in NRW nicht berücksichtigt. Bei einem konkreten Betrachtungsfall muss dieser Aspekt betrachtet werden. Für die Berechnung der Reduzierung der Abwasserabgabe wurden die Überwachungswerte der Kläranlagen gemäß Abwasserverordnung (AbwV, Anhang 1) heran gezogen.

Beispiele zu möglichen Kostensenkungspotentialen bei der Abwasserabgabe durch den Einsatz von Pulveraktivkohle, granulierter Aktivkohle oder der Ozon (unter der Annahme einer 20%igen CSB Reduktion) sollen an Anlagen unterschiedlicher Größenklassen dargestellt werden. Die Rahmenbedingungen hierzu sind:

Tabelle 4-2: Kostenreduktion bei der Abwasserabgabe durch CSB Reduktion

Kläranlage	Größen- klasse	Überwachungswert nach AbwV für CSB	Kostenreduktion bei der Abwasserabgabe
A (1.000 EW)	I	150 mg/L	0
B (5.000 EW)	II	110 mg/L	4.000 [€/a]
C (10.000 EW)	III	90 mg/L	4.900 [€/a]
D (100.000 EW)	IV	90 mg/L	0
E (500.000 EW)	V	75 mg/L	92.000 [€/a]

Demnach ergibt sich für eine kommunale Kläranlage mit der Ausbaugröße von 500.000 EW eine Kostenreduktion in Höhe von ca. 92.000 €/a.

$$\text{Abwasserabgabe} = \frac{\text{Jahresschmutzwassermenge} \left[\frac{\text{m}^3}{\text{a}} \right] * \text{Überwachungswert} \left[\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right]}{\text{Schadeinheit CSB [50kg]}} * 35,79 \text{ i} \quad \text{Gleichung (4-1)}$$

Somit ergibt sich für eine exemplarische Berechnung ein Kostensenkungspotential von ca. 3,2 Mio. €/a für alle Filtrationsanlagen in NRW.

Zur Durchführung einer dynamischer Kostenvergleichsrechnungen auf Basis der KVR-Leitlinien (LAWA, 2005) wurde die Annuitätenmethode angewendet. Dabei wird der Kapitalwert einer Investition auf die Nutzungsdauern verteilt, und somit in sogenannte Annuitäten umgewandelt. Der Annuitätenfaktor wird auch Kapitalwiedergewinnungsfaktor genannt. Für die Berechnung der Jahreskosten wurde auf Basis der KVR-Leitlinien folgende nominale und reale Preissteigerungsraten ermittelt, sowie unterschiedliche Betrachtungszeiträume heran gezogen:

Tabelle 4-3: Nutzungszeitraum und Preissteigerung für die Kostenvergleichsrechnung

Nutzungszeitraum			
Bautechnik	30 a		
Maschinentechnik	15 a		
Elektrotechnik	10 a		
Preissteigerungsrate	nominal 1998-2011	real 1998-2011	real 2010-2040
Personal	1,08%	-0,34%	0,5%
Energie/Strom	3,70%	2,25%	3,0%
Betriebsmittel PAK	1,74%	0,32%	1,0%
Betriebsmittel O ₂	1,68%	0,26%	1,0%
Bautechnik	1,45%	0,03%	0,5%
Maschinentechnik	1,38%	-0,04%	0,3%
E-Technik	0,75%	-0,66%	0%
Reinvestition		1,0%	
Inflationsrate		1,36	
Zinssatz		3,0%	

Zur Ermittlung der Jahreskosten wurden die Kapital- und Betriebskosten aufsummiert. Die Preissteigerungsraten für die Betriebskosten sowie für Bautechnik, die E-Technik und Maschinentechnik wurden für den Zeitraum von 1998 bis 2011 ermittelt (Statistisches Bundesamt, 2012). Als Basis wurde der Verbraucherpreisindex (VPI) für die Jahre 1998 bis 2011 heran gezogen.

Die Berechnung der realen Preisänderungsraten erfolgt in Anlehnung an die Vorgaben der LAWA, so dass in der dynamischen Kostenberechnung nominale Größen anhand der Inflationsrate in reale Größen überführt werden müssen. Die reale Preisänderungsrate wurde wie folgt berechnet:

$$r(\text{real}) = \frac{(1+r(\text{nom}))}{(1+r(\text{VPI}))} - 1 \quad \text{Gleichung (4-2)}$$

$r(\text{nom}) =$ nominale Preisänderung

$r(\text{VPI}) =$ Rate der Geldwertänderung (Verbraucherpreisindex)

Um die jährlichen Schwankungen zu glätten, wurde der Durchschnittswert der letzten 13 Jahre genommen. Bei der Berechnung der realen Preisänderung wurde eine mittlere Inflationsrate von ca. 1,5% ermittelt.

Auf dieser Basis wurden Kapital- Betriebs- und, Jahreskosten ermittelt. Aus den Jahreskosten werden zur Vergleichbarkeit der Verfahren spezifische Jahreskosten zu folgenden abwassertechnischen Kenngrößen berechnet:

- je m³ behandeltes Abwasser
- je m³ Frischwasser

Grundlage für diese Berechnung war die NIKLAS-Datenbank (NIKLAS-KOM, 2011), aus der die Werte für die Abwassermenge und die Einwohner entnommen wurde.

Für die Berechnung der spezifischen Jahreskosten je m³ Frischwasser wurden die EW der tatsächlich angeschlossenen Einwohner mit der spezifischen Trinkwasserverbrauch (Haushalte und kleingewerbliche Betriebe) der Einwohner in NRW multipliziert. Diese lag im Jahr 2007 und im Jahr 2010 bei 135 L/Einwohner und Tag (IT NRW, 2012). Zum Vergleich lag der Trinkwasserverbrauch im Bundesdurchschnitt bei 122 L/Einwohner und Tag (IT NRW, 2012)

Aufgrund der Vielfältigkeit der Kläranlagen in NRW müssen im Zuge der Kostenabschätzung dieser Studie für die Erweiterung der Anlagen um eine weitergehende Reinigungsstufe zur gezielten Elimination von Mikroschadstoffen Verallgemeinerungen getroffen werden. Dies betreffen die verfahrenstechnische Gestaltung der Kläranlagen bzw. einzelner Verfahrensstufen wie z. B. der Filtration, aber auch die räumlichen Verhältnisse der einzelnen Kläranlage, wie z. B. Abwasserförderung in eine Anlage zur Mikroschadstoffelimination. Da im Rahmen einer Betrachtung über alle kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen hinweg nicht jede mit ihren Spezifika berücksichtigt werden kann, werden folgende Annahmen getroffen:

4.2.1.1 Kläranlagen ohne Filtrationsstufe:

Für die Anlagen wird nur die Ozonung vorgesehen.

Die Ozonerzeugung erfolgt aus Reinsauerstoff. Folgende technische und monetäre Randbedingungen liegen der Kostenberechnung zu Grunde:

- Bemessungswassermenge: einfacher Trockenwetterzufluss Q_{TW}
- spezifischen Ozonerzeugung: 0,1 kgO₃/kg O₂
- Ozondosis: 5 mg/L O₃
- Spezifischer Preis für Reinsauerstoff (inkl. Anlagentechnik): 0,14 €/kg O₂

4.2.1.2 Kläranlagen mit Filtrationsstufe

In NRW gibt es 645 kommunale Kläranlagen, von denen 107 über eine Filtrationsstufe verfügen (NIKLAS-KOM, 2009). Abweichende Angaben zu der Anzahl der Filter können daher kommen, dass 83 Flockungsfilter sowie 24 weitere Filter ohne Flockung in NRW errichtet wurden. Alle Kläranlagen mit dieser Filtrationsstufe können für die *Pulveraktivkohledosierung in den Zulauf zur Filtration (PAK)*, *Abwasserfiltration mit granulierter Aktivkohle (GAK)*, Ozon und UV-Bestrahlung herangezogen werden. Vorteil dieser Umrüstung ist, dass die Filtrationsstufen bereits errichtet seit Jahren, in Betrieb und in weiten Teilen abgeschrieben sind.

Aufgrund der zahlreichen unterschiedlichen Filtrationsverfahren werden zur Kostenabschätzung für die Pulveraktivkohle-Adsorption alle Abwasserfiltersysteme gleichbehandelt, da auch hier einzelne technische Spezifikationen nicht für jede Anlage berücksichtigt werden können.

Insbesondere die räumliche Situation auf den Kläranlagen kann die Einsatzmöglichkeiten der unterschiedlichen Verfahren zur Mikroschadstoffelimination deutlich einschränken.

Da auch die räumlichen Randbedingungen nicht für alle Kläranlagen explizit berücksichtigt werden können, werden für die PAK-Dosierung 10 mg/L angenommen. Im Rahmen der Betriebskostenermittlung findet diese Berücksichtigung statt, bei einem zu behandelnden Abwasservolumenstrom des einfachen Trockenwetterzuflusses Q_{TW} .

4.2.2 Übersicht über Literaturangaben zu Jahreskosten

Einen Überblick über bislang veröffentlichte Angaben sind der folgenden Zusammenstellung zu entnehmen. Nachfolgend werden die Kostenansätze dieser ausgewählten Veröffentlichungen kurz erläutert.

Der Literatúrauszug von Kostenstudien zum Thema Elimination von Mikroschadstoffen hat Folgendes ergeben:

Tabelle 4-4: Zusammenstellung einer Auswahl unterschiedlicher Angaben zu spez. Jahreskosten der Mikroschadstoffelimination mit unterschiedlichen Verfahren

Literaturstelle	Spezifische Jahreskosten [€/m³]
Dohmann et. al, (2005): Kosten der gezielten Elimination organischer Spurenstoffe aus Abwässern - in 38. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, Aachen	PAK: 0,10 - 0,25 O ₃ : 0,10 - 0,15 UV: 0,03 - 0,06
Ivashechkin, Pavel (2006): Elimination organischer Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser - in GWA-Band 205, Aachen	GAK: 0,34 - 0,5 PAK: 0,16 - 0,19 O ₃ : 0,07 - 0,21
Spiteller, M. et al. (2008): Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen, Phase 3 (MUNLV NRW, 2006-2008)	O ₃ : 0,072 - 0,103 GAK: 0,101 - 0,168 PAK: 0,098 - 0,152
BAFU, (2008 und 2012): Kostenstudie Massnahmen in ARA zur weitergehenden Elimination von Mikroverunreinigungen; Hunziger, Winterthur Kosten der Elimination von Mikroverunreinigungen im Abwasser; BG Ingenieure und Berater AG, Bern	O ₃ : 0,02 - 0,14 O ₃ +SF: 0,04 - 0,26 PAK: 0,04 - 0,23 PAK+SF: 0,07 - 0,35
Senkung des Anteils organischer Spurenstoffe in der Ruhr durch zusätzliche Behandlungsstufen auf kommunalen Kläranlagen – Güte- und Kostenbetrachtungen (MKULNV NRW, 2008)	O ₃ : 0,04 - 0,06 O ₃ +UV: 0,05 - 0,07 PAK+SF: 0,11 - 0,13 PAK in BB: 0,15 - 0,17

Für die Aktivkohlebehandlung mit PAK ergeben sich im Mittel spezifische Jahreskosten in Höhe von 0,15 €/m³ Abwasser und 0,11 €/m³ Abwasser für die Ozonung. Die Aktivkohlebehandlung mit GAK ist nach diesen Angaben die kostenintensivste mit ca. 0,26 €/m³ Abwasser.

Neben den oben aufgezählten Literaturstellen gibt es neuere Veröffentlichungen zu spezifischen Jahreskosten, die in Tabelle 4-5 zusammengestellt sind.

Tabelle 4-5: Kostenvergleich von Aktivekohleanlagen (verändert und Auszüge (ALT, 2011))

Kläranlage	EW	Spez. Jahreskosten bezogen auf		Status quo (Stand 06/2012)
		Schmutzwasser [€/m ³] ¹	Frischwasser [€/m ³] ¹	
KA Mannheim	145.000	0,05	0,07	In Betrieb
KW Steinhäule (Ulm)	400.000	0,08 (0,02) ^{2,3}	0,19 (0,13) ^{2,3}	Baubeginn
KA Böblingen-Sindelfingen	250.000	0,03 (0,03) ²	0,07 (0,06) ²	In Betrieb
KA Stockacher Aach	48.000	0,07	0,14	In Betrieb
KA Kressbronn-Langenargen	30.000	0,08-0,09	0,16	In Betrieb
KA Schwerte (PAK)	50.000	0,13	0,34	In Betrieb
KA Obere Lutter	380.000	0,06	0,11	Teilbetrieb+ Bau
KA Dülmen (PAK)	55.000	0,06 ⁵	0,37 ⁵	Planung
KA Lage (GAK)	80.000	0,09 (0,08) ²	0,24 (0,22) ²	Vorplanung
KA Neuss Ost (Variante 4)	280.000	0,04 - 0,07 (0,02 - 0,04) ^{3,4}	0,05 - 0,09 (0,03 - 0,05) ^{3,4}	Studie

¹ Ohne Berücksichtigung der Förderung der Investitionskosten und Reduzierung der Abwasserabgabe

² Werte in Klammern unter Berücksichtigung der Reduzierung der Abwasserabgabe

³ Unter Berücksichtigung der Förderung der Investitionskosten

⁴ Nach Hilbig und Herbst (2012)

⁵ Nahrstedt (2012)

Für die spezifischen Jahreskosten ergeben sich im Mittel Kosten in Höhe von 0,07 €/m³ Schmutzwasser und 0,17 €/m³ Frischwasser ohne Berücksichtigung der Förderung.

Die aufgeführten spezifischen Jahreskosten lassen sich nur beschränkt miteinander vergleichen, da unterschiedliche Randbedingungen zur Kostenberechnung angesetzt wurden. Hier sind insbesondere die Nutzungszeiträume und die Zinssätze zu nennen, die einen erheblichen Einfluss auf die Größe der Jahreskosten haben.

4.2.3 Darstellung der Investitions- und Betriebskosten realisierter Anlagen (Datenbasis)

Da die Investitions- und Betriebskosten der verschiedenen Anlagen bzw. Projekte aus unterschiedlichen Jahren stammen, wurden diese auf einen einheitlichen Preisstand des Jahres 2010 umgerechnet. Dazu wurden die Preissteigerungen für Bau, Maschinentechnik und EMSR sowie für die Betriebskosten berücksichtigt (siehe Tabelle 4-3). Die Kostenangaben der Schweiz stammen aus einer Studie aus dem Jahr 2008 (BAFU, 2008). Es ist zu beachten, dass die Kostenschwankung für die schweizerischen Kläranlagen bei $\pm 25\%$ liegt. Diese Kosten wurden unter Berücksichtigung des damaligen Wechselkurses (0,61 €/CHF) und der Preissteigerungen auf den Kostenstand des Jahres 2010 umgerechnet (vgl. Tabelle 4-6). Eine Aktualisierung der bestehenden Kostenkurven des Jahres 2008, in der zusätzlich vorhandene Kostendaten ergänzt wurden, hat gezeigt, dass insbesondere die Investitionskosten für den Einsatz von PAK (mit neuer Filtration) für kleine Anlagen (ca. 6.000 EW) um ca. 30 % höher liegen (BAFU, 2012). Für größere Anlagen wird die Kostendifferenz zwischen neuen und alten Kosten immer kleiner. Bei Anlagen einer Größe von 1.000.000 EW sind die Kosten identisch.

Tabelle 4-6: Preissteigerungen bei der Einbeziehung der Schweizer Kostenstudie

Preissteigerungsrate	Nominal 2007-2010	real 2007-2010	real 2010-2040
Personal	2,34%	1,30%	0,5%
Energie/Strom	0,99%	-0,03%	3,0%
PAK	1,73%	0,70%	1,0%
O ₂	3,89%	2,84%	1,0%
Bau	1,36%	0,34%	0,5%
Maschinentechnik	3,89%	0,25%	0,3%
EMSR-Technik	1,27%	-0,39%	0,0%
Reinvestition		1,0%	
Inflationsrate		1,36%	

Alle anderen im Rahmen dieses Projektes betrachteten Kosten beziehen sich auch auf das Jahr 2010. In Tabelle 4-7 sind Investitionskosten (Grundlage sind sowohl Planungsdaten als auch abgerechnete Kosten realisierter Projekte) für die Errichtung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination in NRW, Baden-Württemberg, Bayern und der Schweiz zusammengestellt.

Tabelle 4-7: Investitionskosten für Verfahrensstufen der Mikroschadstoffelimination (Kostenstand 2010)

Ver- fahren	Standort	Bautechnik [€]	Maschinen- technik [€]	EMSR- Technik [€]	Neben- kosten [€]	
NRW						
1	Duisburg Vierlinden	536.000	482.000	319.000	200.000	1
1	Bad Sassendorf	332.000	275.000	127.000	249.000	2
1,3	Schwerte	441.000	758.000	232.000		
4	Obere Lutter	282.000	290.000	285.000		3
3	Buchenhofen			264.000 ¹	83.000	4
2	Lage	461.000	680.000	285.000	-	5
3	Lage	540.000	603.000	285.000	-	
4	Lage	459.000	721.000	300.000	-	
9	Lage	420.000	440.000	285.000	-	
Baden-Württemberg						
2	Mannheim	360.000	850.000	240.000	-	6
2	Böblingen S.	653.000	334.000	207.000	612.000	4
2	Kressbronn-Langenargen liegen derzeit nur Gesamtkosten vor: netto 2.436.975 €					
2	Stockacher Aach, liegen derzeit nur Gesamtkosten vor: netto 2.268.908					
2	Steinhäule Ulm, liegen derzeit Gesamtkosten mit Filtration: netto 42.000.000					7
Bayern						
10	Starnberg	441.000	244.000	172.000	282.000	8
10	Wolfratshausen	252.000	161.000	179.000	-	
Schweiz						
1	Regensdorf	396.000	865.000		59.000	9
5	Untersee	206.000	405.000	119.000	260.000	10
	Aadorf	421.000	469.000	326.000	455.000	
	Furt	517.000	574.000	423.000	528.000	
	Au	705.000	705.000	743.000	718.000	
	Luzern	1.037.000	1.538.000	1.255.000	1.257.000	
	Werdhölzli	2.055.000	2.118.000	1.138.000	1.751.000	
6	Untersee	332.000	718.000	137.000	436.000	
	Aadorf	638.000	788.000	381.000	712.000	
	Furt	797.000	1.135.000	572.000	868.000	
	Au	977.000	1.499.000	743.000	1.077.000	
	Luzern	2.781.000	3.241.000	1.254.000	2.377.000	
	Werdhölzli	5.865.000	6.215.000	1.163.000	4.412.000	

Ver-fahren	Standort	Bautechnik [€]	Maschinen- technik [€]	EMSR- Technik [€]	Neben- kosten [€]	
7	Untersee	206.000	423.000	119.000	270.000	
	Aadorf	421.000	536.000	236.000	475.000	
	Furt	517.000	670.000	423.000	555.000	
	Au	705.000	986.000	743.000	804.000	
	Luzern	1.037.000	2.291.000	1.255.000	1.456.000	
	Werdhölzli	2.055.000	3.873.000	1.138.000	2.305.000	
8	Untersee	332.000	718.000	137.000	436.000	
	Aadorf	638.000	788.000	382.000	712.000	
	Furt	797.000	1.136.000	572.000	868.000	
	Au	977.000	1.499.000	743.000	1.077.000	
	Luzern	2.781.000	3.241.000	1.254.000	2.377.000	
	Werdhölzli	5.865.000	6.215.000	1.163.000	4.412.000	
	¹⁾ Umrüstung					
	Verfahren: 1. Abwasserozonung 2. PAK-Adsorption im Kontakt- und Absetzbecken (Ulmer Verfahren) 3. PAK-Adsorption im Flockungsraum (Buchenhofener Verfahren) 4. GAK-Filtration nachgeschaltet (einstufig) 5. Abwasserozonung mit 5 mg O ₃ /L, Kosten ohne Filtration 6. PAK Adsorption mit 10 mg PAK/L, Kosten ohne Filtration 7. Abwasserozonung mit 10 mg O ₃ /L, Kosten ohne Filtration 8. PAK Adsorption mit 20 mg PAK/L, Kosten ohne Filtration 9. Nutzung vorhandener Filterzellen für GAK 10. UV-Desinfektion					

¹ TÜRK et al., 2011, ² BOLLE, 2011, ³ NAHRSTEDT, 2011, ⁴ BIEBERSDORF, 2011, ⁵ ALT, 2012, ⁶ ALT, 2010, ⁷ HILLER, 2011, ⁸ BAYRISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 2003, ⁹ ABEGGLEN, 2009, ¹⁰ BAFU, 2008

In Baden-Württemberg gibt es neben den hier aufgezählten kommunalen Kläranlagen noch drei weitere (vgl. Kapitel 4.1.1), die bereits seit mehr als 10 Jahren mit Aktivkohleadsorptionsfiltrationen ausgerüstet sind. Kosten zu diesen Anlagen liegen nicht vor.

Die Jahresabwassermengen sowie die Ausbaugrößen und die angeschlossenen Einwohnerwerte der nordrhein-westfälischen Pilotprojekte auf Kläranlagen sowie der Anlagen aus der Schweiz und Baden-Württemberg sind in Anhang 3 dargestellt. Die Kenndaten der Kläranlagen aus NRW wurden der NIKLAS-Datenbank (NIKLAS-KOM, 2009) die Daten der Schweiz und Baden-Württemberg aus unterschiedlichen Veröffentlichungen entnommen.

In Tabelle 4-8 sind zu den der zuvor genannten Anlagen die jeweiligen Betriebskosten aufgeführt.

Tabelle 4-8: Betriebskosten der Kläranlagen (NRW, Baden-Württemberg und Schweiz)

Standort	Personal [€/a]	Energie [€/a]	Ozon [€/a]	UV [€/a]	PAK/GAK [€/a]	Wartung/ Instand- haltung [€/a]	FHM, FM + Schlamm- entsorg. [€/a]	
NRW								
Duisburg Vierlinden	27.000	24.000	19.000		-	20.000		1
Bad Sassendorf	-	16.000	26.000		-	11.700		2
Obere Lutter	9.800	4.600			130.000			3
Buchenhofen	-	700	-		51.000	1.500	8.000	4
Lage V. 1	20.000	17.000	-	-	120.000	34.000	59.000	5
Lage V. 2	8.000	8.000	-	-	144.000	32.000	60.000	
Lage V. 3	20.000	17.000	-	-	181.000	35.000	-	
Lage V. 5a					195.000			
Kalterherberg	8.000	20.000		7.000				6
Rosenthal	8.000	24.000		5.000				7
Baden-Württemberg								
Mannheim	20.000	31.000	-		84.000	-	3.000	8
Böblingen S.	19.500	22.500	-		201.000	19.500	65.000	9
Schweiz								
Regensdorf	23.000	8.000	28.000		-	20.000		10
5 mg O₃/L								
Untersee	1.900	13.000	4.000		-	15.000		11
Aadorf	1.900	54.000	17.000		-	24.000		
Furt	1.900	54.000	22.000		-	29.000		
Au	1.900	137.000	53.000		-	42.000		
Luzern	4.600	259.000	206.000		-	81.000		
Werdhölzli	4.600	6980.000	446.000		-	94.000		

Standort	Personal [€/a]	Energie [€/a]	Ozon [€/a]	UV [€/a]	PAK/GAK [€/a]	Wartung/ Instand- haltung [€/a]	FHM, FM + Schlamm- entsorg. [€/a]	
10 mg PAK/L								
Untersee	3.000	6.000	-		13.000	25.000	9.000	11
Aadorf	3.000	20.000	-		47.000	35.000	32.000	
Furt	11.000	19.000	-		63.000	49.000	43.000	
Au	13.000	52.000	-		146.000	65.000	100.000	
Luzern	66.000	100.000	-		603.000	128.000	419.000	
Werdhölzli	132.000	396.000	-		1.304.000	212.000	905.000	
V. 1.	PAK-Adsorption im Kontakt- und Absetzbecken							
V. 2.	PAK-Adsorption im Flockungsraum							
V. 3.	GAK-Filtration nachgeschaltet (einstufig)							
V. 5a.	Nutzung vorhandener Filterzellen für GAK							

¹ Ermittlung Grontmij 2012, Submissionsunterlagen, ² Fragebogen für Betreiber, LYKO Emschergenossenschaft/Lippeverband, 2010, ³ NAHRSTEDT, 2011, ⁴ BIEBERSDROF, 2011, ⁵ ALT, 2012, ⁶ PINNEKAMP, 2012, ⁷ PINNEKAMP, 2012, ⁸ ALT, 2010, ⁹ BIEBERSDROF, 2011, ¹⁰ ABEGGLEN, 2009, ¹¹ BAFU, 2008

4.3 Entwicklung von Kostenfunktionen

4.3.1 Allgemeines

Für die Entwicklung der Kostenfunktionen wurden die aus Literaturangaben, Studien und realisierten Projekten verfügbaren Investitionskosten (Bau-, Maschinentechnik- und EMSR-Technik sowie Nebenkosten) und Betriebskosten ((Betriebsmittel, Energie, Personal, Wartung und Instandhaltung) aus der Schweiz, Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen, siehe Tabelle 4-7 und Tabelle 4-8) herangezogen. Die einzelnen Kostenpositionen wurden in den vorherigen Kapiteln erklärt und haben zur Ermittlung von funktionalen Zusammenhängen für die Investitions-, Betriebs- und daraus hergeleitete Jahreskosten geführt. Für die einzelnen Investitionskosten, der zuvor beschriebenen Anlagen, wurden eine einheitliche Bemessungswassermenge (Trockenwetterzufluss), einheitliche Nutzungszeiträume, sowie einheitliche Zins und Preissteigerungsraten angesetzt. Darüber hinaus wurden in Bezug auf erwähnte örtliche Randbedingungen, diese für alle Anlagen gleichgesetzt.

Aus den Tabelle 4-7 und Tabelle 4-8 kann bezogen auf die unterschiedlichen Technologien eine unterschiedlich fundierte Datengrundlage abgeleitet werden, die in Tabelle 4-9 zusammengestellt wird. So wird deutlich, dass nur für:

- PAK-Dosierung in Anlehnung an ein in Ulm umgesetztes Verfahren und
- Abwasserozonung

die Kostenfunktionen auf einer breiten Datenbasis ermittelt werden können.

Tabelle 4-9: Übersicht der Verfahren, der jeweiligen Anzahl der Anlagen, sowie Kosten (Großanlagenbasis)

Verfahren	Anzahl Großanlagen	Anzahl der Anlagen in Studien
Ozonung von Abwasser	5	6
PAK Dosierung in Anlehnung an das in Ulm umgesetzte Verfahren	10	9
Austausch von konventionellem Filtermaterial gegen granuliert Aktivkohle	1	3
PAK Einsatz in einem Reaktionsbeckens vor einer Filtration und A-Kohle Abtrennung auf der Filtration	1	2
Einsatz von UV-Anlagen zur Keimreduzierung	4	1

4.3.2 Investitionskosten

Für die Ermittlung der Kostenfunktionen für die Investitionskosten wurden unterschiedliche Regressionsfunktionen herangezogen, um eine bestmögliche Abbildung der Referenzkosten aus den realisierten Anlagen und Studien, insbesondere der Schweiz, zu erhalten.

Die Regressionskurven der Investitionskosten für die Ozonung wurden mit Potentialfunktionen berechnet. Für die Pulveraktivkohle-Adsorption wurde nur die Regressionskurve für die Investitionskosten der Elektrotechnik mit der Potentialfunktion berechnet, die Regressionskurven für die Investitionskosten für die Bautechnik, Maschinentechnik und die Nebenkosten wurden mit polynomischen Regressionsfunktionen berechnet.

Bild 4-1 stellt die Kostenfunktionen der Gesamtinvestitionskosten in Abhängigkeit der Jahresabwassermenge dar.

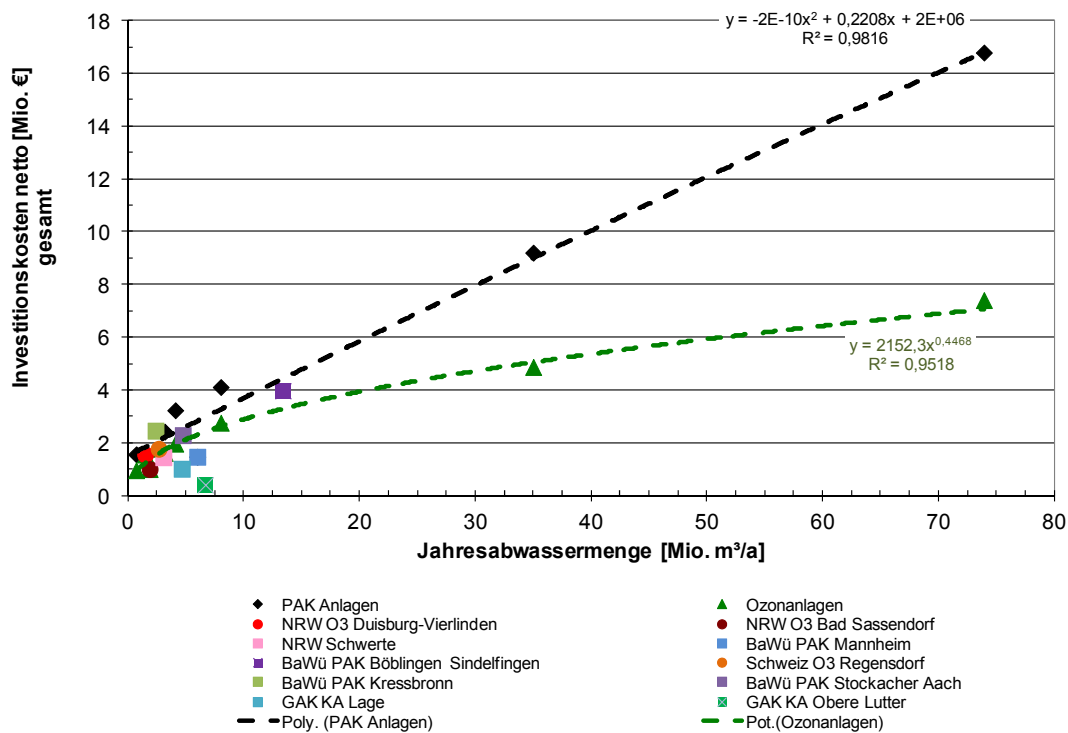


Bild 4-1: Gesamtinvestitionskosten für Aktivkohlebehandlung mit PAK (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule Ulm) und Ozonung (Schweiz, Baden-Württemberg und NRW).

In folgender Tabelle werden die Investitionskosten für die Verfahren Ozonung und PAK-Adsorption am Beispiel von drei Kläranlagenausbaugrößen, die die Größenklassen der AbwV GK IV bis GK V widerspiegeln, dargestellt.

Tabelle 4-10: Gesamtinvestitionskosten für Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule Ulm) und Ozonung

Verfahren	Kostenfunktion in [€] x in m³ Abwasser behandelt	KA Ausbau 50.000 EW [Mio. €]	KA Ausbau 100.000 EW [Mio. €]	KA Ausbau 250.000 EW [Mio. €]
Ozon	$y = 2.152 \cdot x^{0,4468}$	1,87	2,92	3,68
PAK	$y = -2 \cdot 10^{-10} x^2 + 0,2208 \cdot x + 2 \cdot 10^6$	2,34	3,76	5,25
KA 50.000 EW mit Jahresabwassermenge 3,8 Mio.m³ KA 100.000 EW mit Jahresabwassermenge 10,3 Mio.m³ KA 250.000 EW mit Jahresabwassermenge 17,2 Mio.m³				

Die polynomische (PAK-Anlagen) und potentielle (O₃-Anlagen) Regressionskurve der Gesamtinvestitionskostenfunktionen verdeutlichen, dass bei kleineren Anlagen eine geringere Kostenspreizung vorliegt als bei größeren Anlagen. Die große Spreizung betrifft insbesondere schweizerische Anlagen, die keine realisierten Projekte darstellen, sondern

eine Kostenstudie auf Basis einer Kostenschätzung für diese Anlagen ist. Die Grafik zeigt auch, dass die Investitionskosten für die Pulveraktivkohle-Adsorption höher liegen als für die Ozonung. Grund hierfür ist, dass das gewählte Verfahren technisch aufwendiger ist, da sowohl größere wie auch zusätzliche Bauwerke zur Reaktion, Entstabilisierung und Flockung errichtet werden müssen, sowie neue Maschinenteknik für die Lagerung und Dosierung von Aktivkohle bzw. Fäll- und Flockungsmittel beschafft werden muss. Als mittlere Durchflusszeit wird ca. 1 Stunde zur Bemessung empfohlen. Bei der Ozonung wird i. d. R. nur ein Reaktionsbecken mit kürzerer Aufenthaltszeit (von 0,25 bis 0,5 Stunden) benötigt. Dies führt zu deutlich kleineren Becken.

Eine detaillierte Darstellung der einzelnen Positionen der Gesamtinvestitionskosten erfolgt in den folgenden Grafiken (Bild 4-2, Bild 4-3 und Bild 4-4). Dabei werden einzelne Kostenfunktionen für die Bereiche Bautechnik, Maschinenteknik, EMSR-Technik und die Nebenkosten dargestellt.

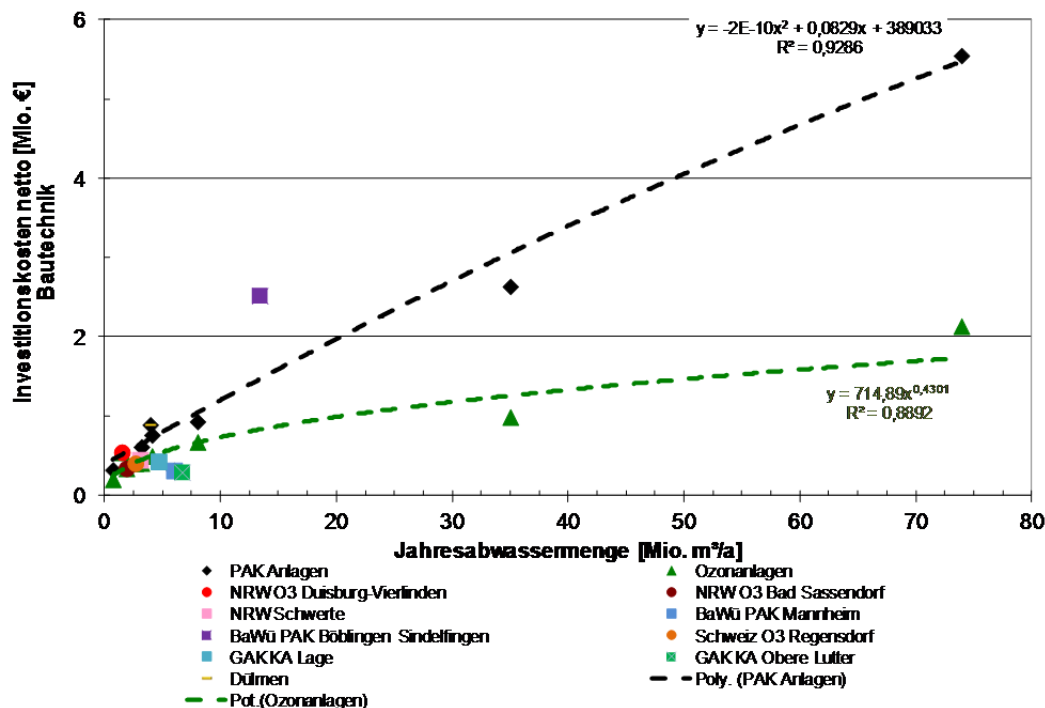


Bild 4-2: Investitionskosten für die Bautechnik für Aktivkohlebehandlung mit PAK (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung (Schweiz, Baden-Württemberg und NRW)

Beispielhaft sind in Tabelle 4-11 die Baukosten für eine Aktivkohlebehandlung und Ozonung für drei Ausbaugrößen von Kläranlagen dargestellt.

Tabelle 4-11: Investitionskosten der Bautechnik für Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung

Verfahren	Kostenfunktion in [€] x in m^3 Abwasser behandelt	KA Ausbau 50.000 EW [Mio. €.]	KA Ausbau 100.000 EW [Mio. €.]	KA Ausbau 250.000 EW [Mio. €.]
Ozon	$y=715 \cdot x^{0,4301}$	0,48	0,74	0,93
PAK	$y=-2 \cdot 10^{(-10)} \cdot x^2 + 0,0829 \cdot x + 389,033$	0,70	1,22	1,76
KA 50.000 EW mit Jahresabwassermenge 3,8 Mio. m^3 KA 100.000 EW mit Jahresabwassermenge 10,3 Mio. m^3 KA 250.000 EW mit Jahresabwassermenge 17,2 Mio. m^3				

Die Spreizung der Kostenfunktionen wird umso höher, je größer die Anlagen werden. Infolge dessen schwanken auch die Schätzungen für Anlagen > 200.000 EW sehr stark. Bild 4-3 zeigt die Investitionskosten für die Maschinenteknik der ausgewählten Verfahren.

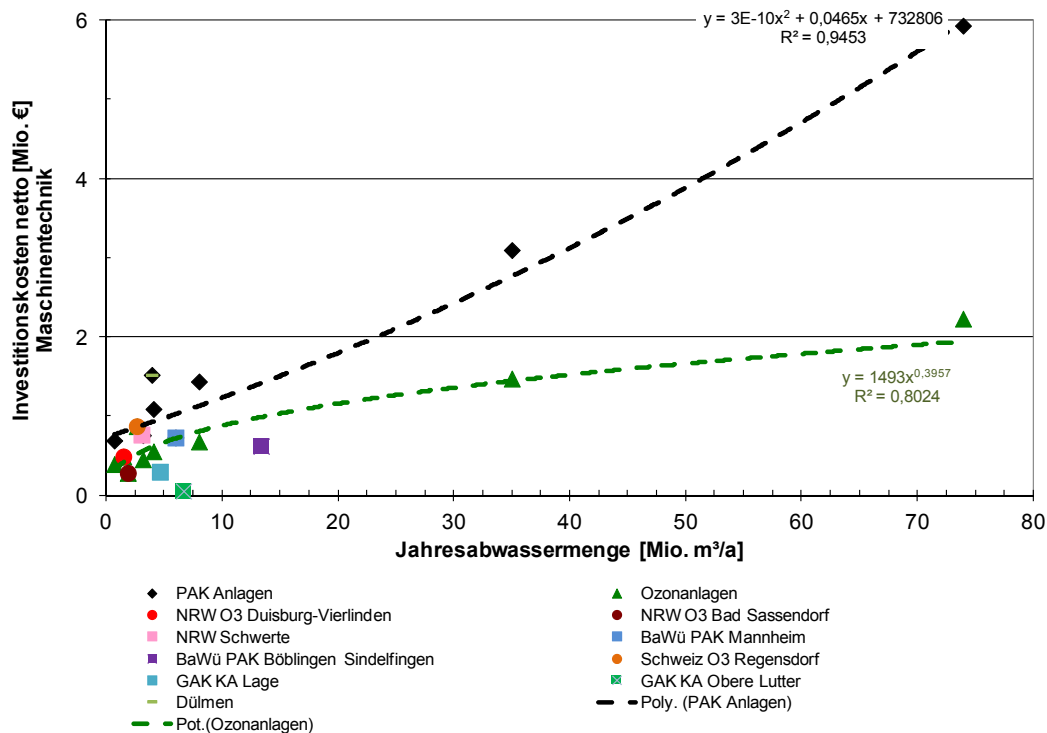


Bild 4-3: Investitionskosten für die Maschinenteknik für Aktivkohlebehandlung mit PAK (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung (Schweiz, Baden-Württemberg und NRW)

Tabelle 4-12 zeigt für die Ausbaugrößen 50.000 EW, 100.000 EW und 250.000 EW beispielhaft die erforderlichen Investitionskosten für die Maschinenteknik für die betrachteten Verfahren.

Tabelle 4-12: Investitionskosten der Maschinentechnik für Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung

Verfahren	Kostenfunktion in [€] x in m^3 Abwasser behandelt	KA Ausbau 50.000 EW [Mio. €]	KA Ausbau 100.000 EW [Mio. €]	KA Ausbau 250.000 EW [Mio. €]
Ozon	$y = 1.493 \cdot x^{0,3957}$	0,60	0,89	1,01
PAK	$y = 3 \cdot 10^{(-10)} \cdot x^2 + 0,0465 \cdot x + 732.806$	0,91	1,25	1,63
KA 50.000 EW mit Jahresabwassermenge 3,8 Mio. m^3 KA 100.000 EW mit Jahresabwassermenge 10,3 Mio. m^3 KA 250.000 EW mit Jahresabwassermenge 17,2 Mio. m^3				

Die „Kostenfunktionen“ für die Maschinentechnik Bild 4-3 unterscheiden sich ebenfalls deutlich hinsichtlich der Verfahren. Für kleinere Kläranlagen mit einer Jahresabwassermenge von bis zu ca. 10 m^3/a verlaufen die Investitionskostenfunktionen etwa parallel. Für große Anlagen hingegen nimmt die Spreizung mit der Größe zu. Diese Zunahme ist deutlich größer als bei den Investitionskosten für die „Bautechnik“.

In Bild 4-4 sind die Investitionskosten für die EMSR-Technik für die Aktivkohlebehandlung und Abwasserozonung der betrachteten Kläranlagen, sowie die zugehörige Regressionskurve dargestellt.

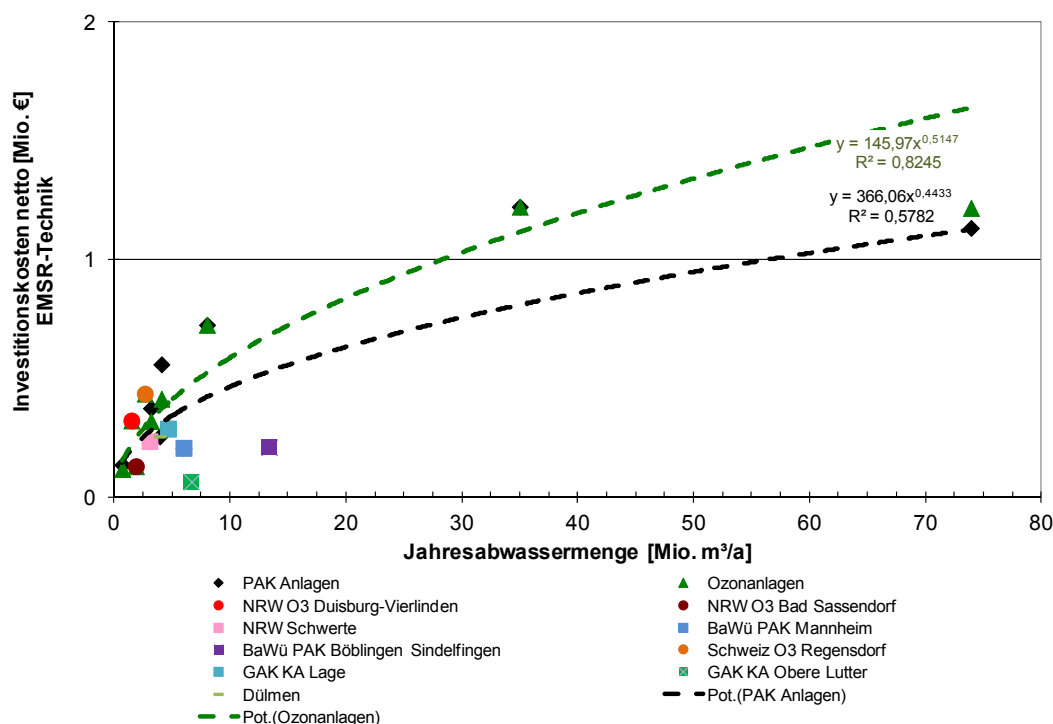


Bild 4-4: Investitionskosten für die EMSR-Technik für Aktivkohlebehandlung mit PAK (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule Ulm) und Ozonung (Schweiz, Baden-Württemberg und NRW)

Tabelle 4-13 gibt beispielhaft die Investitionskosten für drei Kläranlagenausbaugrößen wieder.

Tabelle 4-13: Investitionskosten der EMSR-Technik für Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule Ulm) und Ozonung

Verfahren	Kostenfunktion in [€] x in m ³ Abwasser behandelt	KA Ausbau 50.000 EW [Mio. €]	KA Ausbau 100.000 EW [Mio. €]	KA Ausbau 250.000 EW [Mio. €]
Ozon	$y=146 \cdot x^{0,5147}$	0,36	0,59	0,77
PAK	$y=366 \cdot x^{0,4433}$	0,30	0,47	0,59

KA 50.000 EW mit Jahresabwassermenge 3,8 Mio.m³
 KA 100.000 EW mit Jahresabwassermenge 10,3 Mio.m³
 KA 250.000 EW mit Jahresabwassermenge 17,2 Mio.m³

Die „Kostenfunktion“ für die Investitionskosten der EMSR-Technik (Bild 4-4) zeigen ein ähnliches Verhalten wie die „Kostenfunktion der Bautechnik (Bild 4-2)“, jedoch mit einer deutlich geringeren Spreizung bei den Großanlagen. Die Grafik verdeutlicht die höheren EMSR-Kosten für die Ozonung. Diese sind zurückzuführen auf den größeren steuertechnischen Aufwand für dieses Verfahren.

Die mit der Errichtung von Anlagen zur Behandlung des Abwassers mittels Aktivkohle bzw. Ozon verbundenen Nebenkosten sind in Bild 4-5 dargestellt.

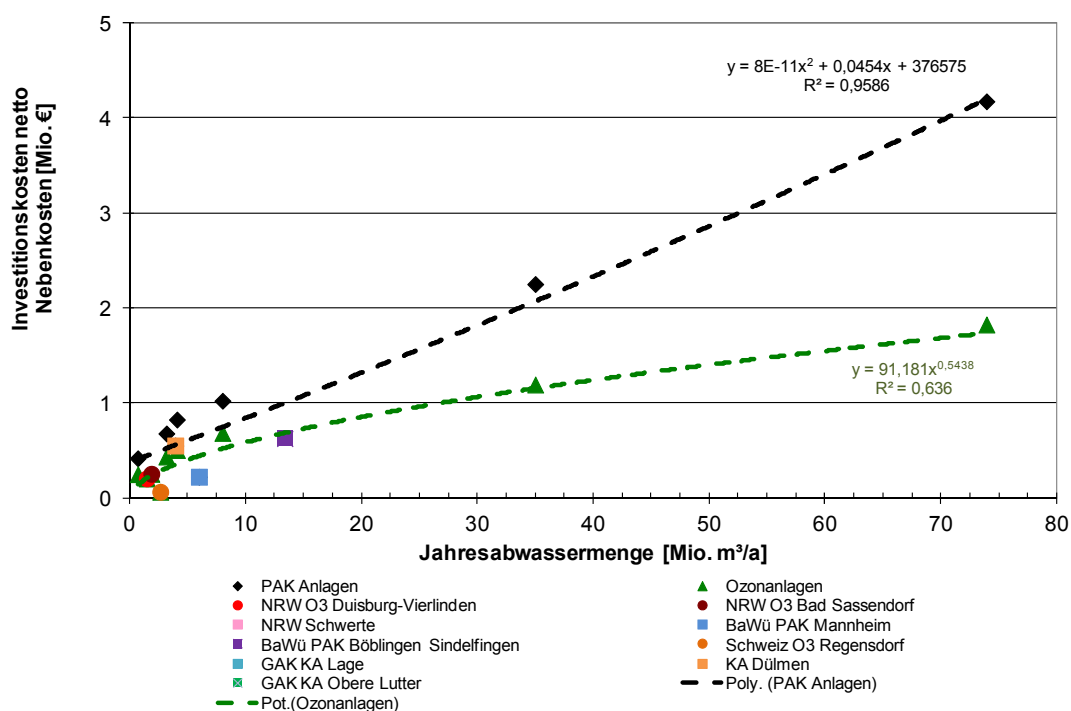


Bild 4-5: Investitionskosten für die Nebenkosten für Aktivkohlebehandlung mit PAK (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung (Schweiz, Baden-Württemberg und NRW)

Tabelle 4-14 zeigt beispielhaft die anfallenden Nebenkosten der Investitionskosten, die zur Errichtung von Anlagen zur PAK-Dosierung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) bzw. Ozonung zu berücksichtigen sind.

Tabelle 4-14: Nebenkosten für Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung

Verfahren	Kostenfunktion in [€] x in m^3 Abwasser behandelt	KA Ausbau 50.000 EW [Mio. €]	KA Ausbau 100.000 EW [Mio. €]	KA Ausbau 250.000 EW [Mio. €]
Ozon	$y=91 \cdot x^{0,5438}$	0,35	0,59	0,78
PAK	$y=3 \cdot 10^{(-10)} \cdot x^2 + 0,0465 \cdot x + 732.806$	0,55	0,85	1,18
KA 50.000 EW mit Jahresabwassermenge 3,8 Mio. m^3 KA 100.000 EW mit Jahresabwassermenge 10,3 Mio. m^3 KA 250.000 EW mit Jahresabwassermenge 17,2 Mio. m^3				

Die Verläufe der „Kostenfunktionen für die Nebenkosten“ zeigen ein ähnliches Verhalten wie der bereits beschriebenen Investitionskosten. Die Spreizung ergibt sich durch eine prozentuale Ermittlung der Nebenkosten auf Basis der Summe der Investitionskosten aus Bau-, Maschinen- und EMSR-Technik.

Die folgende Abbildung (Bild 4-6) zeigt die spezifischen Investitionskosten pro m^3 behandeltes Abwasser in Abhängigkeit zu den angeschlossenen Einwohnerwerten.

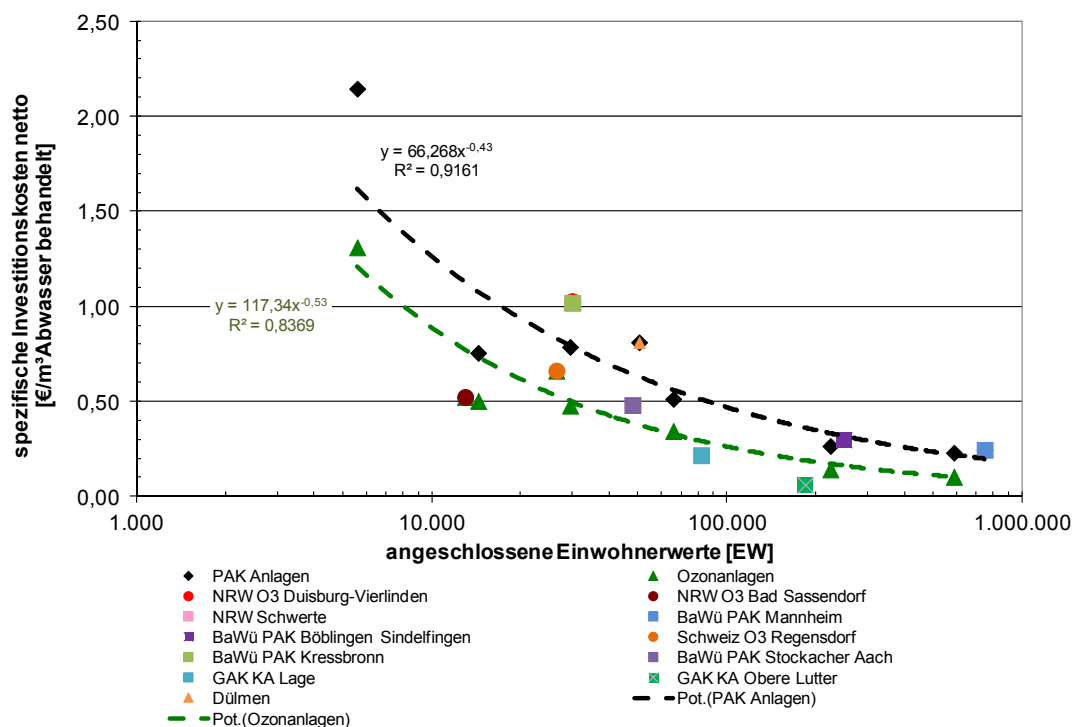


Bild 4-6: Spezifische Gesamtinvestitionskosten für Aktivkohlebehandlung mit PAK (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung (Schweiz, Baden-Württemberg und NRW)

Die Grafik verdeutlicht, dass die spezifischen Gesamtinvestitionskosten für die Pulveraktivkohle-Adsorption um ca. 40% höher sind, als für die Ozonung.

4.3.3 Betriebskosten

In Analogie zu den aus den Regressionsgeraden ermittelten Kostenfunktionen für die Investitionskosten wurden Kostenfunktionen für die Betriebskosten ermittelt (Bild 4-7 ff.). Im Wesentlichen sind die Betriebskosten abhängig von der Zuflussmenge, da die Dosierung der Betriebsmittel, wie z. B. von PAK bzw. O₃ mengenproportional bzw. frachtproportional erfolgt. Aus diesem Grund wurden für die Betriebskosten lineare Regressionsfunktionen herangezogen. Kostenreduzierungen im Bereich Personal (Synergieeffekte bei großen Anlagen) oder Energieverbrauch durch größere Anlagengruppen werden nicht berücksichtigt, um die Betriebskosten nach oben abzuschätzen. Maßgebliche Kostenblöcke sind neben dem Energieverbrauch die Betriebsmittel PAK und Reinsauerstoff zur Ozonerzeugung.

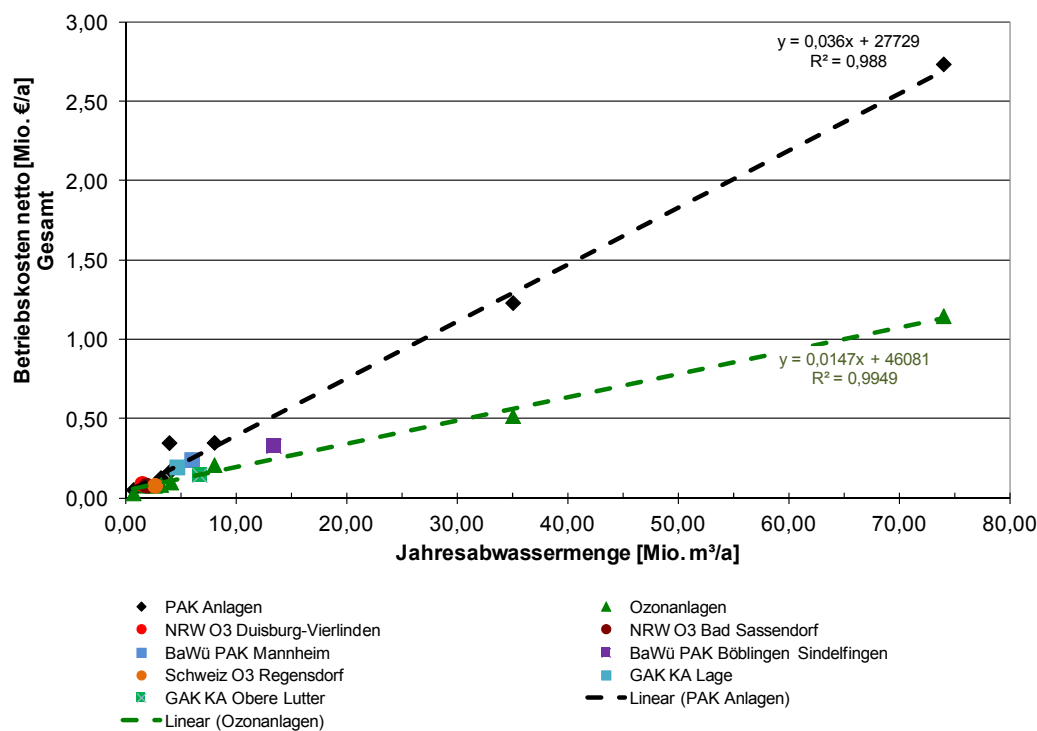


Bild 4-7: Gesamtbetriebskosten für Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung (Schweiz, Baden-Württemberg und NRW)

Tabelle 4-15 zeigt beispielhaft die gesamten Betriebskosten, die zur Errichtung von Anlagen zur PAK-Dosierung bzw. Ozonung zu berücksichtigen sind.

Tabelle 4-15: Gesamtbetriebskosten der für Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung

Verfahren	Kostenfunktion in [€/a] x in m^3 Abwasser behandelt	KA Ausbau 50.000 EW [Mio. €/a]	KA Ausbau 100.000 EW [Mio. €/a]	KA Ausbau 250.000 EW [Mio. €/a]
Ozon	$y=0,0147 \cdot x+46.081$	0,10	0,20	0,30
PAK	$y=0,036 \cdot x+27.729$	0,17	0,40	0,65
KA 50.000 EW mit Jahresabwassermenge 3,8 Mio. m^3 KA 100.000 EW mit Jahresabwassermenge 10,3 Mio. m^3 KA 250.000 EW mit Jahresabwassermenge 17,2 Mio. m^3				

Die Gesamtbetriebskosten für die Pulveraktivkohle-Adsorption sind deutlich höher als die für die Ozonung. Der Grund dafür liegt in den Betriebsmittelkosten für die Aktivkohle.

Eine detaillierte Darstellung der einzelnen Positionen der Betriebskosten erfolgt in den folgenden Grafiken. Dabei wurden die Funktionen für die Energiekosten (Bild 4-8), die Betriebsmittel PAK und Ozon (Bild 4-9) ermittelt. Die Kosten für die benötigte Energie sind in Bild 4-8 für die Beispielanlagen zusammengestellt.

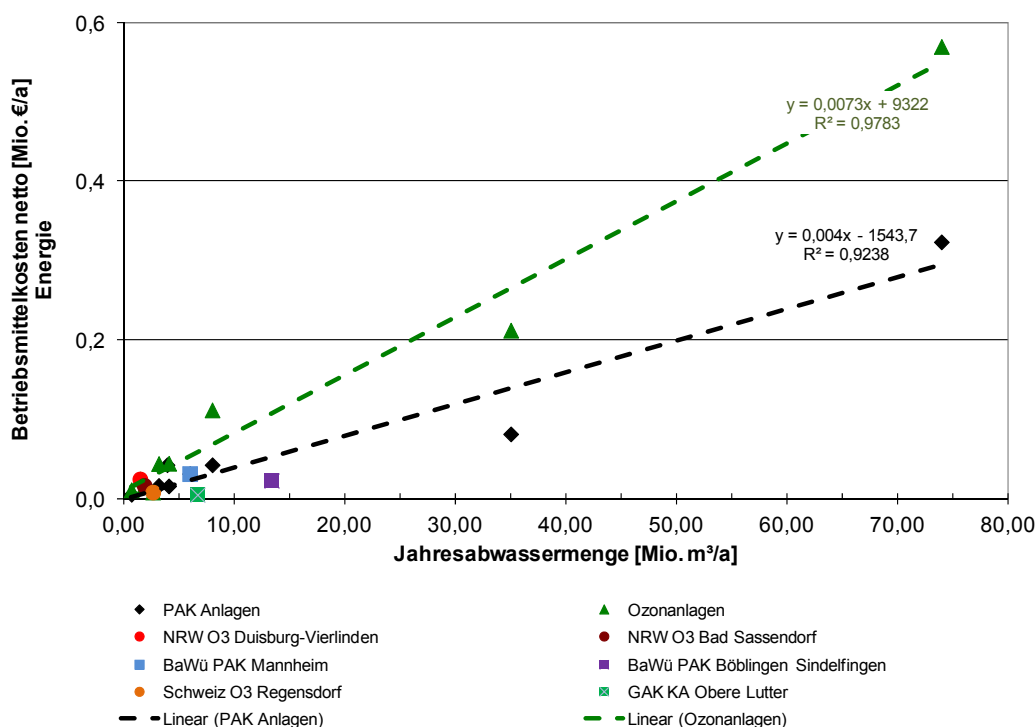


Bild 4-8: Kosten für Energie für Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung (Schweiz, Baden-Württemberg und NRW)

Tabelle 4-16 zeigt beispielhaft die anfallenden Energiekosten, die zur Errichtung von Anlagen zur PAK-Dosierung bzw. Ozonung zu berücksichtigen sind.

Tabelle 4-16: Energiekosten der für Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung

Verfahren	Kostenfunktion in [€/a] x in m ³ Abwasser behandelt	KA Ausbau 50.000 EW [Mio. €/a]	KA Ausbau 100.000 EW [Mio. €/a]	KA Ausbau 250.000 EW [Mio. €/a]
Ozon	$y=0,0073 \cdot x + 9.322$	0,04	0,09	0,14
PAK	$y=0,004 \cdot x - 1.543,7$	0,01	0,04	0,07

KA 50.000 EW mit Jahresabwassermenge 3,8 Mio.m³
 KA 100.000 EW mit Jahresabwassermenge 10,3 Mio.m³
 KA 250.000 EW mit Jahresabwassermenge 17,2 Mio.m³

Wie erwartet zeigt Bild 4-8, dass die Kosten für den Energieaufwand für die Ozonung höher sind als für die Pulveraktivkohle-Adsorption, da das „Ozon“ aus „Sauerstoff“ mittels elektrischer Energie hergestellt werden muss.

Die Energiekosten und die Kosten für die Betriebsmittel PAK und Sauerstoff die dominanten Betriebskosten. Die Aufwendungen für den Anlagenbetrieb für die Betriebsmittel Pulveraktivkohle und Sauerstoff (zur Ozonerzeugung) sind in Bild 4-9 dargestellt.

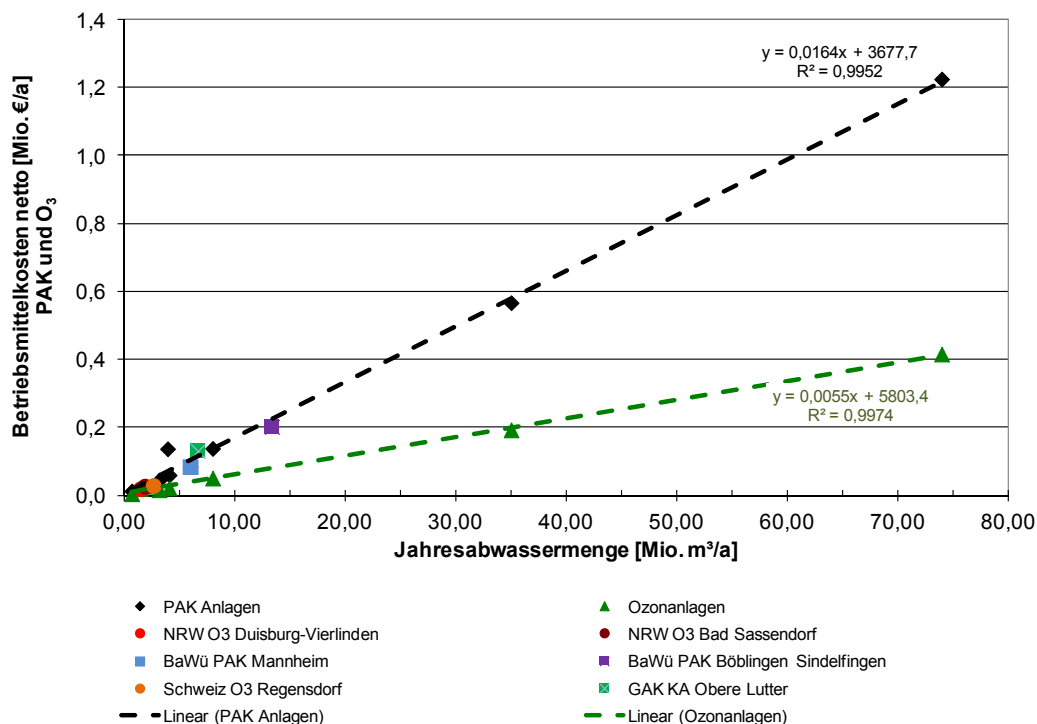


Bild 4-9: Betriebsmittelkosten für PAK/Sauerstoff für Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung (Schweiz, Baden-Württemberg und NRW)

Tabelle 4-17 zeigt beispielhaft die anfallenden Betriebsmittelkosten für PAK und Sauerstoff, die zur Errichtung von Anlagen zur PAK-Dosierung bzw. Ozonung zu berücksichtigen sind.

Tabelle 4-17: Betriebsmittelkosten für PAK und Sauerstoff zur Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung

Verfahren	Kostenfunktion in [€/a] x in m ³ Abwasser behandelt	KA Ausbau 50.000 EW [Mio. €/a]	KA Ausbau 100.000 EW [Mio. €/a]	KA Ausbau 250.000 EW [Mio. €/a]
Ozon	$y=0,0055 \cdot x + 5.803,4$	0,03	0,06	0,10
PAK	$y=0,0164 \cdot x + 3.677,7$	0,07	0,17	0,29
KA 50.000 EW mit Jahresabwassermenge 3,8 Mio.m ³ KA 100.000 EW mit Jahresabwassermenge 10,3 Mio.m ³ KA 250.000 EW mit Jahresabwassermenge 17,2 Mio.m ³				

Bild 4-9 verdeutlicht die hohen Kosten für die Aktivkohle im Vergleich zum Sauerstoff. Je größer die Kläranlagen werden umso größer sind die Kostenunterschiede zwischen den beiden Verfahren. Zur besseren Vergleichbarkeit der wesentlichen Betriebskosten müssen für die Verfahren PAK-Dosierung und Ozonung die Kosten für Energie und Betriebsmittel gemeinsam betrachtet werden. Die Summierungen der Betriebsmittelkosten für Energie und PAK bzw. Energie und Sauerstoff ergeben die in Bild 4-10 dargestellten Kostenfunktionen.

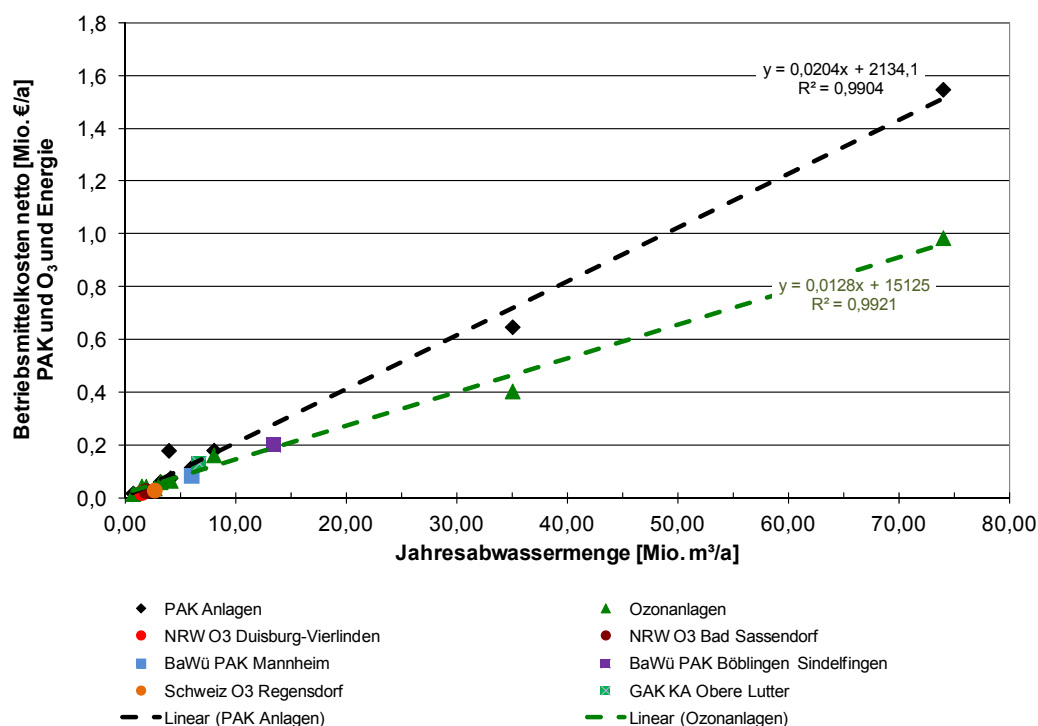


Bild 4-10: Betriebsmittelkosten für PAK und Energie sowie Ozon und Energie für Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung (Schweiz, Baden-Württemberg und NRW)

Bild 4-10 zeigt, dass der Vergleich der Summe der Betriebskostenpositionen Energie und Betriebsmittel zu höheren Betriebskosten bei der PAK-Dosierung führt.

Tabelle 4-18 zeigt beispielhaft die anfallenden Betriebsmittelkosten für PAK und Energie sowie Sauerstoff und Energie, die zur Errichtung von Anlagen zur PAK-Dosierung bzw. Ozonung zu berücksichtigen sind.

Tabelle 4-18: Betriebsmittelkosten für PAK und Energie sowie Sauerstoff und Energie zur Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung

Verfahren	Kostenfunktion in [€/a] x in m ³ Abwasser behandelt	KA Ausbau 50.000 EW [Mio. €/a]	KA Ausbau 100.000 EW [Mio. €/a]	KA Ausbau 250.000 EW [Mio. €/a]
Ozon	$y = 0,0128 \cdot x + 15.125$	0,06	0,15	0,24
PAK	$y = 0,0204 \cdot x + 2.134,1$	0,08	0,21	0,35
KA 50.000 EW mit Jahresabwassermenge 3,8 Mio.m ³ KA 100.000 EW mit Jahresabwassermenge 10,3 Mio.m ³ KA 250.000 EW mit Jahresabwassermenge 17,2 Mio.m ³				

Für die Personalkosten liegen bislang wenige Erfahrungswerte vor. So werden diese Aufwendungen bislang auf Grundlage der Annahmen in Kapitel 4.2.1 weitestgehend abgeschätzt und sind in Bild 4-11 dargestellt. Die Personalkosten für die Pulveraktivkohle-Adsorption liegen höher als für die Ozonung.

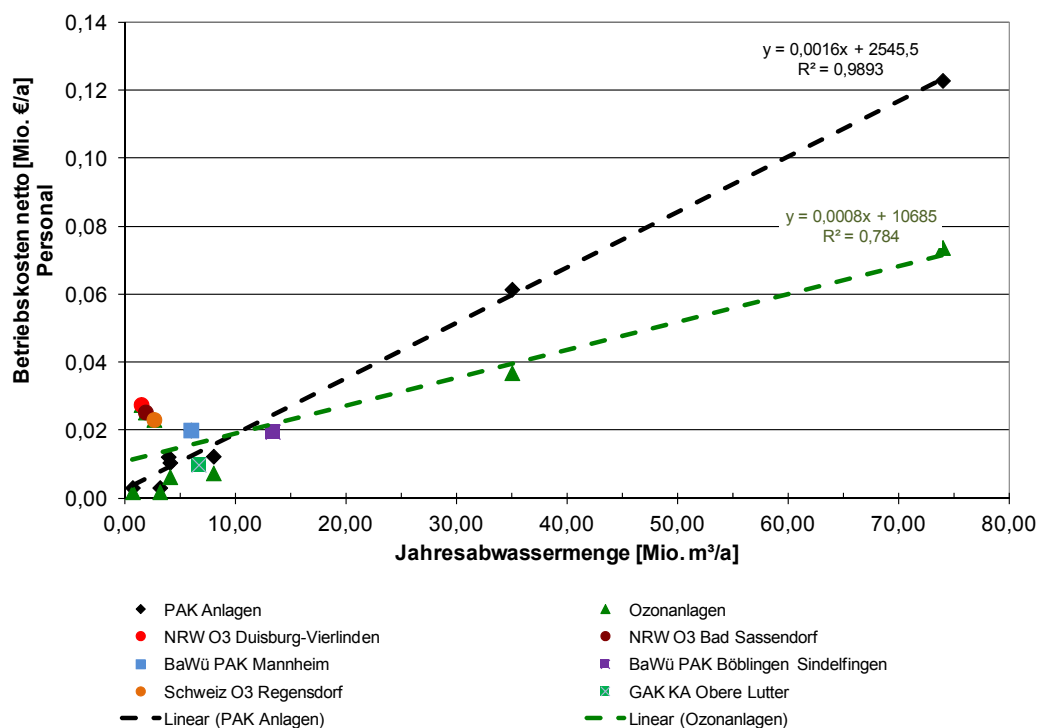


Bild 4-11: Personalkosten für Aktivkohlebehandlung mit PAK (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung (Schweiz, Baden-Württemberg und NRW)

Die folgende Abbildung (Bild 4-12) zeigt die spezifischen Betriebskosten pro m³ behandeltes Abwasser in Abhängigkeit zu den angeschlossenen Einwohnerwerten.

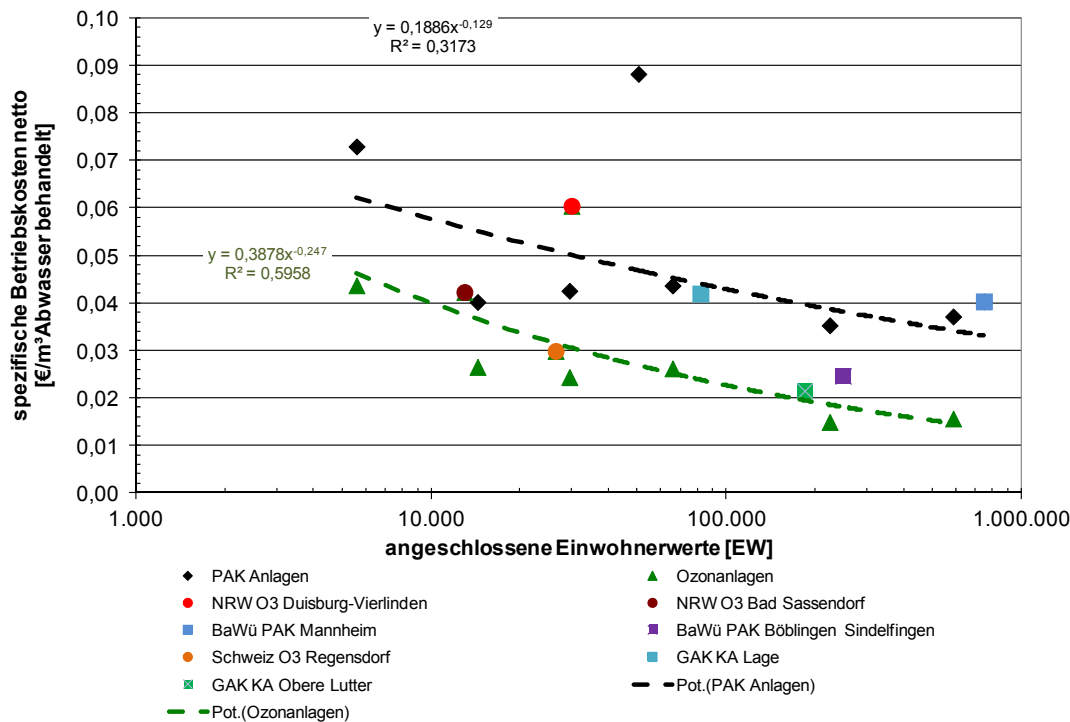


Bild 4-12: Spezifische Betriebskosten für Aktivkohlebehandlung mit PAK (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung (Schweiz, Baden-Württemberg und NRW)

Die Grafik verdeutlicht, dass die spezifischen Betriebskosten für die Pulveraktivkohle-Adsorption bei Anlagen der Größe 10.000 EW um ca. 40% höher sind als für die Ozonung.

4.3.4 Jahreskosten und spezifische Jahreskosten für die unterschiedlichen Verfahrenstechniken

Analog zu der bisherigen Vorgehensweise wurden auch für die Jahreskosten und die spezifischen „Kostenfunktionen“ auf Basis von Regressionskurven erstellt.

Die Kostenfunktionen der Jahreskosten für die Verfahren mit Pulveraktivkohle Dosierung und Ozonung sind in den folgenden Grafiken (Bild 4-13 und Bild 4-14) dargestellt. Dabei wurden die Kosten zum einen über der betrachteten Jahresabwassermenge und zum anderen über die Jahresfrischwassermenge aufgetragen. Wie in Kapitel 4.2.1 beschrieben, wurde die Jahresabwassermenge aus der Bemessungswassermenge der Anlagen ermittelt. Die Frischwassermenge wurde aus den angeschlossenen Einwohnern und der für NRW spezifischen Frischwasserbedarfsmenge von 135 L/(E*d) ermittelt.

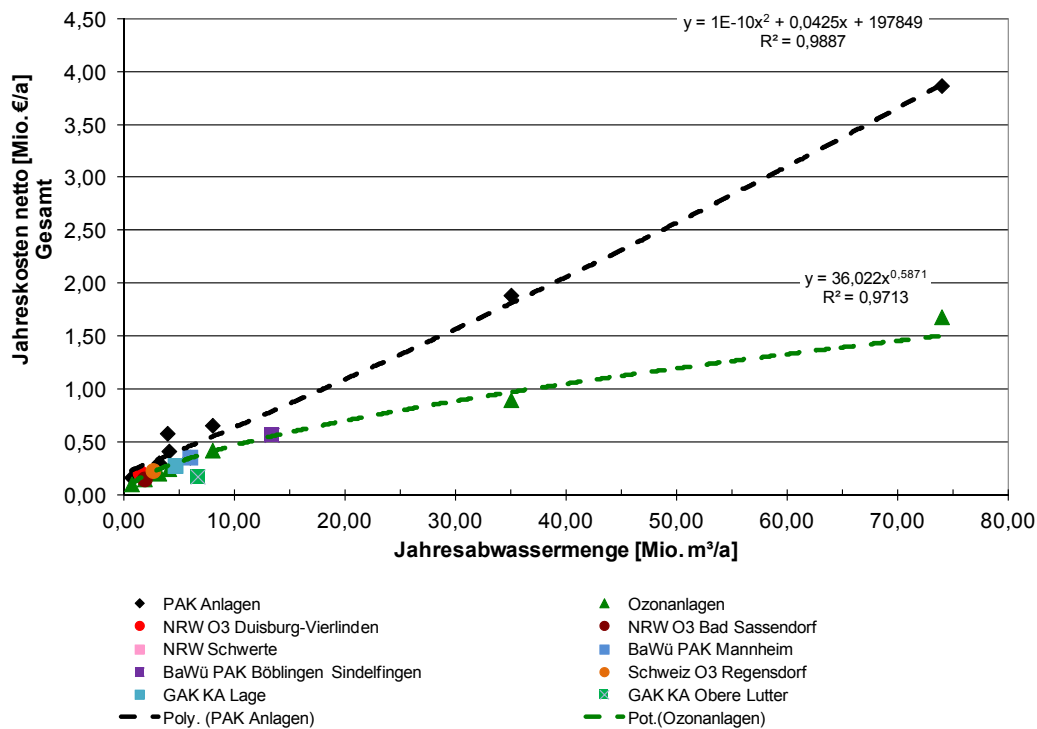


Bild 4-13: Jahreskosten für die Verfahren Aktivkohlebehandlung mit PAK (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung in Abhängigkeit von der Jahresabwassermenge (Schweiz, Baden-Württemberg und NRW)

Werden die Jahreskosten über die „Frishwassermenge“ aufgetragen, dann ergibt sich ein ähnlicher Kurvenverlauf (Bild 4-14).

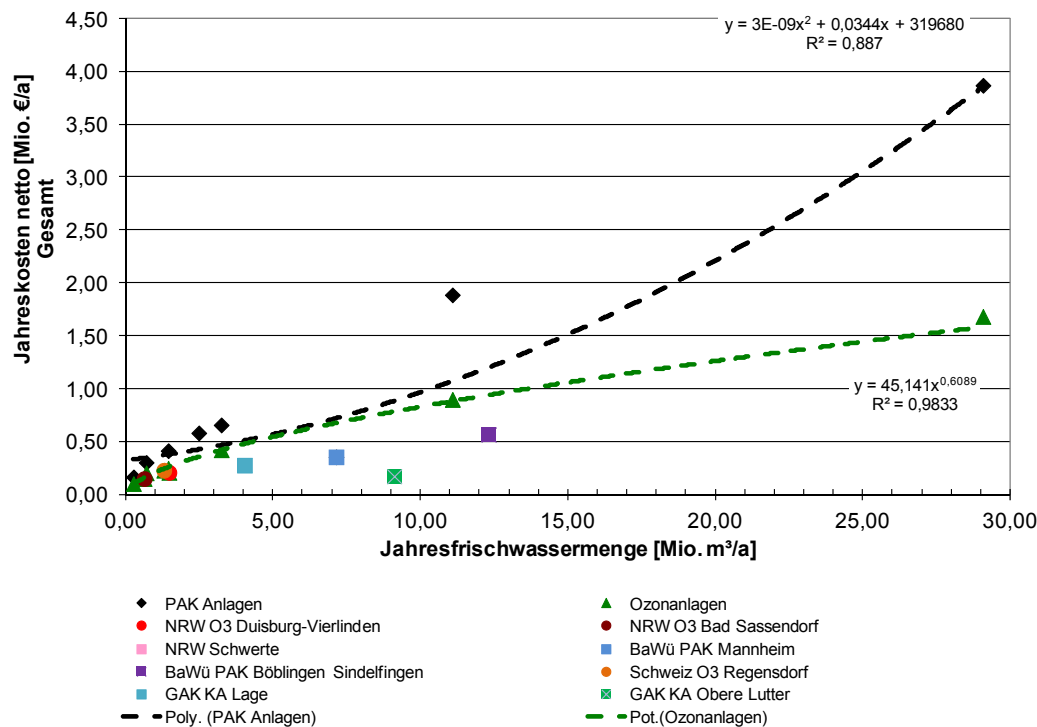


Bild 4-14: Jahreskosten für die Verfahren Aktivkohlebehandlung mit PAK (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung in Abhängigkeit von der Jahresfrishwassermenge (Schweiz, Baden-Württemberg und NRW)

Tabelle 4-19 zeigt beispielhaft die anfallenden Jahreskosten sowie die Kostenfunktionen für die Verfahren Aktivkohle-Adsorption und Ozonung (abwassermengenbezogen), die zur Errichtung von Anlagen zur PAK-Dosierung bzw. Ozonung zu berücksichtigen sind.

Tabelle 4-19: Absolute Jahreskosten zur Aktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung bezogen auf die Frisch- und Abwassermenge

Verfahren	Kostenfunktion in [€/a] x in m ³ Abwasser behandelt bzw. x in m ³ Frischwasser	KA Ausbau 50.000 EW [Mio. €/a]	KA Ausbau 100.000 EW [Mio. €/a]	KA Ausbau 250.000 EW [Mio. €/a]
Ozon (Abwasser)	$y=36,022 \cdot x^{0,5871}$	0,26	0,47	0,64
Ozon (Frischwasser)	$y=45,141 \cdot x^{0,6089}$			
PAK (Abwasser)	$y=1 \cdot 10^{(-10)} \cdot x^2 + 0,0425 \cdot x + 197.849$	0,36	0,65	0,96
PAK (Frischwasser)	$y=3 \cdot 10^{(-9)} \cdot x^2 + 0,0344 \cdot x + 319.680$			
KA 50.000 EW mit Jahresabwassermenge 3,8 Mio.m ³ KA 100.000 EW mit Jahresabwassermenge 10,3 Mio.m ³ KA 250.000 EW mit Jahresabwassermenge 17,2 Mio.m ³				

Spezifische Jahreskosten werden ermittelt mit Bezug zur behandelten Abwassermenge und zur Frischwassermenge. Die Kostenfunktionen der spezifischen Jahreskosten für die Verfahren der Pulveraktivkohledosierung und Ozonung werden über die angeschlossenen Einwohnerwerte ermittelt. Die dargestellten spezifischen Jahreskosten in Abhängigkeit zur behandelten Abwassermenge liegen im Bereich von 0,02 €/m³ bis 0,16 €/m³ Abwasser (Bild 4-15), bezogen auf das Frischwasser ergeben sich spezifische Jahreskosten in Höhe von 0,05 €/m³ bis 0,60 €/m³ (Bild 4-16).

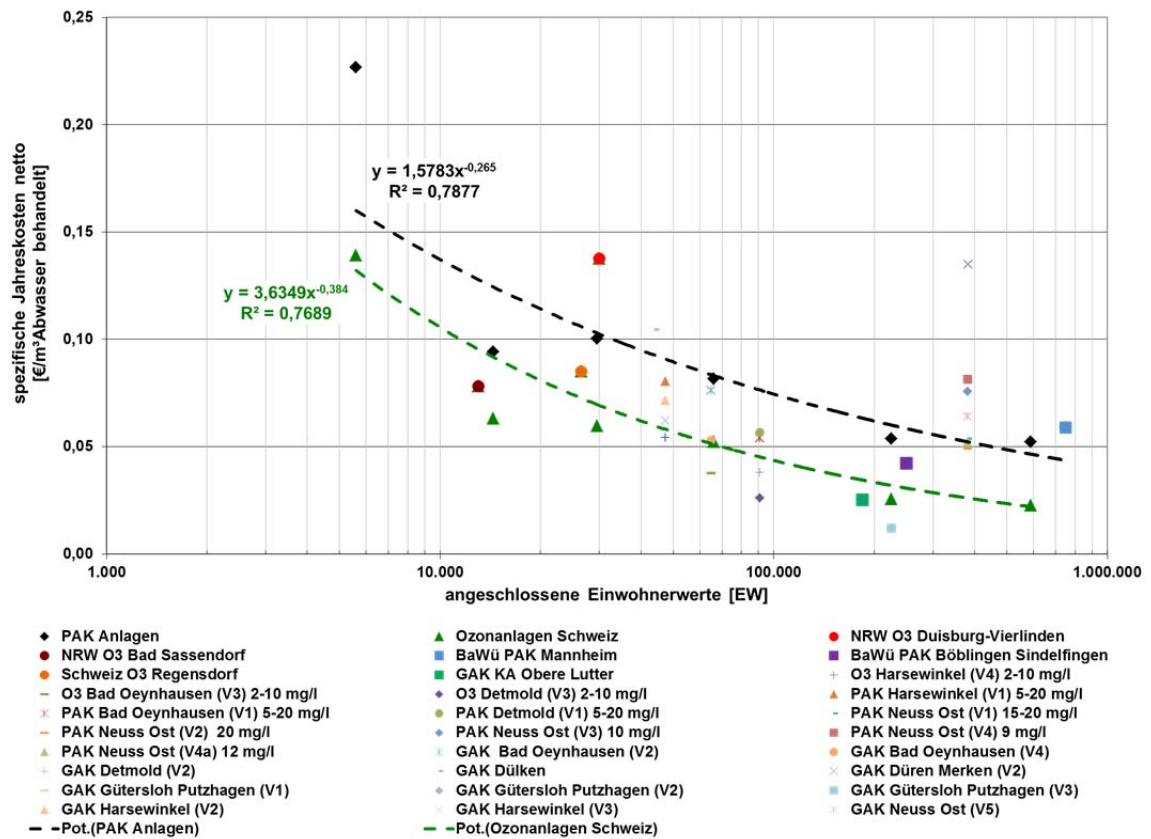


Bild 4-15: Spezifische Jahreskosten (Abwasserbezogen) für die Verfahren der Pulveraktivkohledosierung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung in Abhängigkeit der angeschlossenen Einwohnerwerte (Schweiz, Baden-Württemberg und NRW)

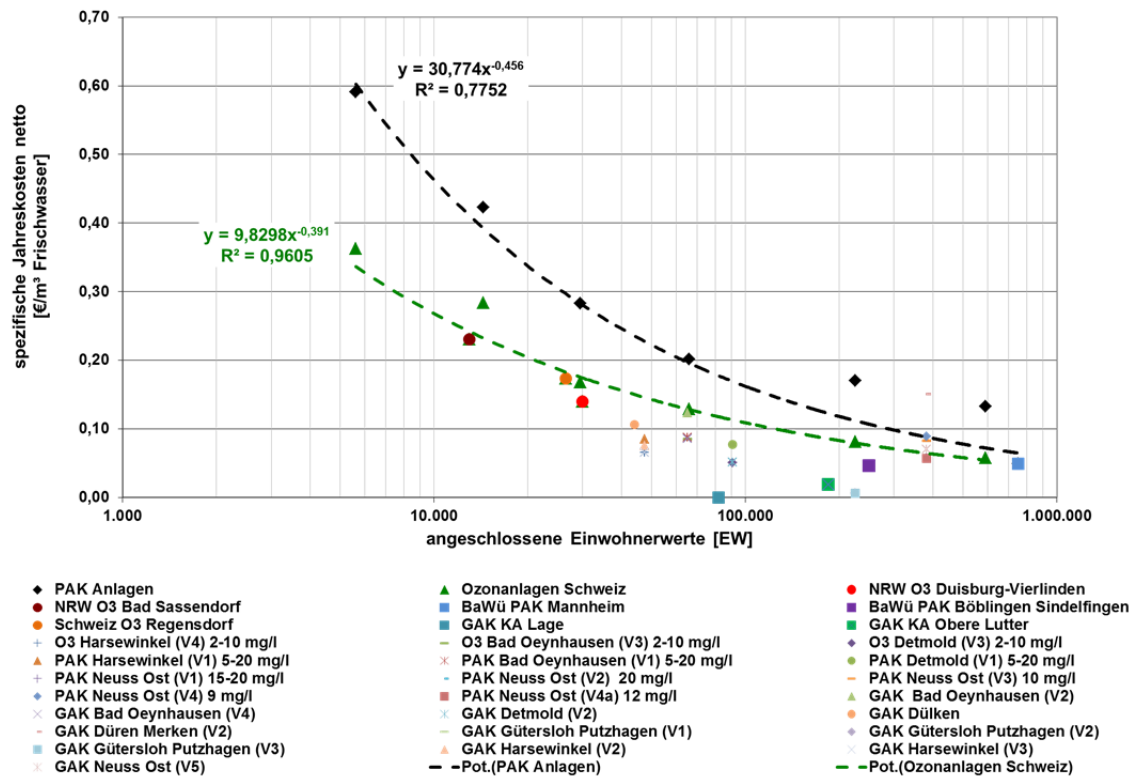


Bild 4-16: Spezifische Jahreskosten (Frischwasserbezogen) für die Verfahren der Pulveraktivkohledosierung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung in Abhängigkeit der angeschlossenen Einwohnerwerte (Schweiz, Baden-Württemberg und NRW)

Für eine Kläranlage mit einer Ausbaugröße von 100.000 EW ergeben sich somit spezifische Jahreskosten in Höhe von ca. 0,04 €/m³ behandeltes Abwasser für die Ozonung und ca. 0,08 €/m³ behandeltes Abwasser für die PAK-Dosierung. Bezogen auf das Frischwasser liegen die spezifischen Jahreskosten für die Ozonung bei ca. 0,10 €/m³ und bei ca. 0,15 €/m³ für die PAK-Dosierung. Die hier betrachteten spezifischen Jahreskosten beziehen sich ausschließlich auf die Verfahren Ozonung und PAK-Dosierung, jeweils ohne eine nachgeschaltete Sandfiltration.

4.4 Kosten für die Ertüchtigung der Kläranlagen in NRW

4.4.1 Kosten einer Ozonung auf Kläranlagen ohne Filtrationsstufe

Von insgesamt 645 Kläranlagen in NRW werden diejenigen 538 Kläranlagen ohne Filtrationsstufe mit einer Ozonungsstufe ausgerüstet. Unter Anwendung der entwickelten Kostenfunktionen wurden hierzu folgende Kosten abgeschätzt.

Tabelle 4-20: Kosten für die Erweiterung von Kläranlagen (ohne Filtrationsstufe) mit Ozonung

GK	Kläranlagen	Investitions- kosten [Mio. €]	Betriebskosten [Mio. €/a]	Kapitalkosten [Mio. €/a]	Jahreskosten [Mio. €/a]
I	58	9,7	2,7	0,7	3,5
II	116	57,0	5,8	4,3	10,1
III	69	56,8	3,9	4,3	8,2
IV	262	396,5	23,7	30,0	53,7
V	33	137,1	19,2	10,4	29,6
Σ	538	657,1	55,3	49,7	105,1

Für die 538 kommunalen Kläranlagen lassen sich zudem die spezifischen Jahreskosten mit 0,01 bis 52,41 €/m³ (schmutzwasserbezogen) und 0,02 bis 57,04 €/m³ (frischwasserbezogen) abschätzen. Bezogen auf eine Kläranlagenausbaugröße von ca. 100.000 E ergeben sich spezifische Jahreskosten in Höhe von 0,03 bis 0,08 €/m³ (schmutzwasserbezogen) und 0,06 bis 0,20 €/m³ (frischwasserbezogen).

Neben den Kostenangaben für alle Größenklassen der Kläranlagen in NRW wurden für das Einzugsgebiet der Ruhr separat die o. g. Kosten angegeben (siehe Tabelle 4-22).

Tabelle 4-21: Kosten für die Erweiterung von Kläranlagen ohne Filtrationsstufe der Größenklassen I bis IV im Ruhreinzugsgebiet mit einer Ozonungsstufe

GK I – IV	Kläranlagen	Investitions- kosten [Mio. €]	Betriebskosten [Mio. €/a]	Kapitalkosten [Mio. €/a]	Jahreskosten [Mio. €/a]
Σ	91	113,6	9,3	8,5	17,9

Für das Einzugsgebiet der Ruhr ergeben sich somit Investitionskosten in Höhe von ca. 114 Mio. € und Jahreskosten von ca. 18 Mio. €/a für die Ertüchtigung aller Kläranlagen (GK I bis IV) ohne eine Filtrationsstufe mit einer Ozonungsstufe.

4.4.2 Kosten einer Kläranlagenerweiterung um eine Filtrationsstufe

Derzeit ist strittig, ob eine Nachbehandlung nach der Ozonstufe aufgrund möglicher negativen Wirkung der dort entstehenden Transformationsprodukte (vgl. Lit. Regensdorf, Lausanne, PILLS) notwendig ist. Falls die oben genannten 538 Kläranlagen ohne Filtrationsstufe mit einer zusätzlichen Filtrationsstufe ausgerüstet werden müssen, erhöhen sich die oben genannten Investitionskosten für eine zusätzliche Filtrationsstufe um ca. 690 Mio. €. Für diese Erweiterung der Kläranlagen wurden Investitionskosten (Schröder, 1998), Betriebskosten (Wagner, 2001), sowie Kapital- und Jahreskosten ermittelt. Die filterflächenspezifischen Kostenfunktionen für die Investitionskosten wurden ermittelt für Filterflächen zwischen 20 m² und 1.000 m². Für eine erste Abschätzung wurden diese Kosten für größere Filter extrapoliert. Für die Überschlagsbemesung der Filterflächen wurde die Bemessungswassermenge für die Ozonanlage angesetzt und um 10% erhöht zur Berücksichtigung des Betriebszustandes Filterspülung (1 Filter außer Betrieb). Da diese filter biologisch aktiv sein sollen, die Belastungen aber deutlich niedriger sein werden als bei den konventionell eingesetzten biologischen Abwasserfiltrationen wurde statt der zu wählenden 5 m/h (ATV A203, 1995) Filtergeschwindigkeit diese mit 6 m/h angenommen. Für die Anlagen der Größenklasse I liegen die ermittelten Filterflächen unter 20 m² und werden in der nachfolgenden Tabelle nicht aufgeführt. Die Betriebskosten wurden als Mittelwert aus zu 0,037 €/m³ ermittelt auf Grundlage von Schröder (1998).

In der Tabelle 4-22 wurden für die Kläranlagen der GK III bis V die keine Abwasserfiltration besitzen, die entsprechenden Investitions-, Betriebs- und daraus resultierende Jahreskosten abgeschätzt.

Tabelle 4-22: Kosten für die Erweiterung von Kläranlagen der GK III – V ohne eine Filtration um eine Filtrationsstufe zur biologische Nachbehandlung

GK	Kläranlagen	Investitions- kosten [Mio. €]	Mittlere Betriebskosten [Mio. €/a]	Kapitalkosten [Mio. €/a]	Jahreskosten [Mio. €/a]
III	69	36,8	1,6	2,8	4,4
IV	262	398,7	26,6	29,8	59,4
V	33	254,4	41,6	18,8	60,4
Σ	364	690,0	69,9	51,3	121,2

Die Kostenangaben beziehen sich auf den Neubau von Anlagen. Große Kostenunsicherheiten sind besonderes bei Kläranlagen der Größenklassen II und III vorhanden.

4.4.3 Kosten einer PAK-Dosierung in Anlehnung an das in Steinhäule-Ulm umgesetzte Verfahren für Kläranlagen mit Filtrationsstufe

Kläranlagen mit einer Filtrationsstufe können für die Pulveraktivkohledosierung nach dem in Steinhäule-Ulm umgesetzte Verfahren erweitert werden. Für diese Umrüstung wurden folgende Kosten abgeschätzt.

Tabelle 4-23: Kosten für die Erweiterung um die PAK-Dosierung für Kläranlagen mit einer Filtrationsstufe

GK	Kläranlagen	Investitions- kosten [Mio. €]	Betriebskosten [Mio. €/a]	Kapitalkosten [Mio. €/a]	Jahreskosten [Mio. €/a]
I	0	-	-	-	-
II	4	5,9	0,2	0,5	0,6
III	5	7,6	0,2	0,6	0,8
IV	63	140,7	9,6	10,7	20,2
V	35	200,6	26,4	14,0	40,4
Σ	107	354,8	36,3	25,8	62,1

Für die 107 kommunalen Kläranlagen wurden die spezifischen Jahreskosten mit 0,05 bis 1,62 €/m³ (schmutzwasserbezogen) und 0,05 bis 2,64 €/m³ (frischwasserbezogen) abgeschätzt. Bezogen auf eine Kläranlagenausbaugröße von ca. 100.000 E ergeben sich spezifische Jahreskosten in Höhe von 0,07 bis 0,18 €/m³ (schmutzwasserbezogen) und 0,10 bis 0,20 €/m³ (frischwasserbezogen). Im Flusseinzugsgebiet der Ruhr gibt es eine kommunale Kläranlage mit einer Filtrationsstufe.

4.4.4 Kosten einer Umrüstung der Filterbetten mit GAK bei Kläranlage mit Filtrationsstufe

Für bestimmte Anwendungsfälle hat sich bei Abwasserfiltrationsanlagen der Austausch der vorhandenen Filtermedien gegen granuliert Aktivkohle als wirtschaftliche Erweiterungsmaßnahme ergeben. Die belegen unterschiedliche Studien die für einzelne Anlagen durchgeführt werden wie auch erste großtechnische Versuche und Pilotanlagen.

Einige dieser Anlagen sind nachfolgend benannt und die hierfür publizierten Kosten sind beispielhaft aufgeführt. Die Rahmenbedingungen hinsichtlich der Jahreskostenermittlung wurden nicht vereinheitlicht. Als Literaturdatenquelle wurden die auf der Internetseite www.masterplan-wasser.nrw.de abgelegten Steckbriefe dieser Anlagen herangezogen (Stand Mai 2013). Die Kosten insbesondere Investitionskosten hängen maßgeblich von den örtlichen Randbedingungen und Bausubstanz ab. Die Betriebskosten werden über die vorhandene Belastung des zufließenden Wassers an abfiltrierbaren Stoffen bestimmt, da dies die Bettvolumina bestimmt. In (Tabelle 4-24) sind die Kosten für die Erweiterung von bestehenden Filtrationsanlagen durch Einsatz von GAK anstelle konventioneller Filtermedien zusammengefasst.

Tabelle 4-24: Kosten für die Erweiterung von bestehenden Filtrationsanlagen durch Einsatz von GAK anstelle konventioneller Filtermedien

Kläranlage	Studie Pilotanlage größtechnischer Versuch	Filterfläche [m²]	Investitions- kosten [Mio. €]	Betriebs- kosten [Mio. €/a]	Jahreskosten [Mio. €/a]
Obere Lutter	Pilotanlage	5 x 40	0,390	0,249	0,171
Bad Oeynhausen	Studie	3 x 37	2,5	0,215	0,280
Harsewinkel	Studie (mehrere Varianten)	4 x 13,5 (Druckkessel)	0,7 - 1,02	0,089 – 0,096	0,157 – 0,183
Neuss Ost	Studie		0,990	0,554	0,599
Gütersloh- Putzhagen	Studie/Pilotanlage	2 x 42	0,076	0,055 – 0,100	0,07

4.4.5 Kosten einer Ozonung für Kläranlagen mit Filtrationsstufe

Neben den Kläranlagen ohne Filtration können auch die Anlagen mit einer Filtrationsstufe für die Behandlung mittels Ozonung ausgerüstet werden. Die Kosten sind wie folgt abzuschätzen (siehe Tabelle 4-25). Dies ist wirtschaftlich jedoch nur sinnvoll, wenn eine aufwendige biologische Nachbehandlung aufgrund der vorliegenden Abwassermatrix erforderlich ist.

Tabelle 4-25: Kosten für die Erweiterung durch eine Ozonung bei Kläranlagen mit einer Filtrationsstufe

Verfahren (107 Kläranlagen)	Investitionskosten [Mio. €]	Betriebskosten [Mio. €/a]	Kapitalkosten [Mio. €/a]	Jahreskosten [Mio. €/a]
O ₃	220	18	17	35

Die spezifischen Jahreskosten für eine Erweiterung mittels Ozonung für die 107 Kläranlagen mit Filtrationsstufe werden auf 0,02 - 0,58 €/m³ Schmutzwasser bzw. 0,03 - 0,94 €/m³ Frischwasser abgeschätzt.

4.4.6 Fazit

4.4.6.1 Datengrundlage der Ermittlung der Kostenfunktionen

Grundlage für die Ermittlung von allgemeinen Kostenfunktionen für Investitions-, Betriebs- und Jahreskosten sowie spezifische Jahreskosten waren entsprechende Veröffentlichungen zu Kosten im Rahmen von Studien und realisierten Projekten zum Thema Mikroschadstoffelimination aus den Ländern Schweiz, Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen.

Insgesamt standen aus Studien und realisierten Projekten ca. 35 Anlagen zur Auswertung zur Verfügung. Von diesen Anlagen wurden, soweit möglich, die Investitionskosten (Bau-, Maschinen- und EMSR-Technik sowie Nebenkosten) und die entsprechenden Betriebskosten (Betriebsmittel Ozon, BHK oder GHK, Energie, Personal, Wartung und Instandhaltung) zur Auswertung heran gezogen.

4.4.6.2 Verfahrensauswahl

Zunächst wurde eine Vielzahl von unterschiedlichsten Verfahren zur Mikroschadstoffelimination hinsichtlich Leistungsfähigkeit, Datenverfügbarkeit und Datenmenge betrachtet. Hierunter fallen die Abwasserozonung, die Dosierung von Pulveraktivkohle in den Abwasserreinigungsprozess an unterschiedlichen Stellen, wie z. B.

Ablauf Nachklärung und anschließender separater Reaktions-, Koagulations- und Abscheidestufe, Zulauf Filtration und direkt in die biologische Stufe.

Des Weiteren wurden Verfahren zur Filtration über einen Aktivkohlefilter (Einsatz von granulierter Aktivkohle) und UV-Technologien untersucht. Ziel dieser Betrachtungen war es, eine breite Kostenbasis zu ermitteln, die es ermöglicht Kosten allgemeingültig auf eine Vielzahl von Kläranlagen zu extrapolieren.

Die Bewertung der einzelnen Studien ergab, dass lediglich für die Verfahren: Zugabe von pulverisierter Aktivkohle bei Nutzung einer separaten Reaktions-, Koagulations- und Abscheidestufe, ähnlich dem auf der Kläranlage in Steinhäule-Ulm umgesetzten Verfahren, eine ausreichende Anzahl an entsprechenden Kostenermittlungen vorliegt.

Das zweite Verfahren, das ausgewählt wurde, ist die nachgeschaltete Abwasserozonung. Auch hier lagen zahlreiche Kostenerhebungen für unterschiedliche Anlagen vor, so dass auch diese Kosten auf eine große Anzahl von Kläranlagen übertragen werden können.

Weitere Verfahren, die betrachtet wurden, waren z. B. der Einsatz von granulierter Aktivkohle in einer Abwasserfiltration sowie der Einsatz von Pulveraktivkohle direkt bei der Abwasserfiltration ohne zusätzliche Reaktionsbecken, wie bei dem Ulmer Verfahren. Hierzu ist jedoch festzustellen, dass keine ausreichende Anzahl von realisierten Projekten bzw. Studien vorlag, so dass keine Verallgemeinerung auf unterschiedliche Kläranlagengrößen durchführbar war.

4.4.6.3 Annahmen zur Ermittlung der Kostenfunktionen und Kostenunsicherheiten

Die Ermittlung der Kosten für eine flächendeckende Ertüchtigung von kommunalen Kläranlagen zur Mikroschadstoffelimination erfordert zahlreiche Annahmen. Diese Annahmen betreffen zum einen die Ermittlung der betriebswirtschaftlichen Kosten, die bereits erläutert wurden sowie die technischen und örtlichen Randbedingungen. In Nordrhein-Westfalen gibt es eine Vielzahl unterschiedlichster Verfahrenstechniken zur kommunalen zentralen Abwasserreinigung. So besitzen einige Kläranlagen Abwasserfiltrationsanlagen als dritte Reinigungsstufe. Auch bei diesen Abwasserfiltrationsanlagen gibt es verfahrenstechnisch zahlreiche und erhebliche Unterschiede. Um eine generelle Betrachtung für ein Bundesland, wie Nordrhein-Westfalen durchzuführen, müssen bezüglich dieser erheblichen technischen Unterschiede Vereinheitlichungen festgelegt werden. So wurde im Rahmen der Studie keine örtlichen Randbedingungen der Kläranlagen betrachtet, alle Filtrationsverfahren in Wirkung und Leistungsfähigkeit gleich behandelt und für jede Kläranlage mit einer Abwasserfiltration eine Pulveraktivkohleadsorptionsstufe nach dem Verfahren der Kläranlage Ulm-Steinhäule

berücksichtigt. Aufgrund der großen Beckenvolumina, die diese Technologie erfordert, kann es auf einzelnen Kläranlagen zu räumlichen Problemen führen, diese Anlagen technisch einzubauen. Dies konnte jedoch nicht berücksichtigt werden. Hier sind dann gegebenenfalls alternative Verfahren, die zurzeit in der Erprobung sind, zu installieren.

Weitere technische Unwegbarkeiten, wie die Erfordernis zur Förderung des Abwassers auf die entsprechenden Behandlungsanlagen, konnten nur in Ansätzen betrachtet werden. Hinsichtlich der Nutzung gegebenenfalls vorhandener Bauwerke, die für eine Mikroschadstoffelimination zur Verfügung stehen könnten, wurde die Annahme getroffen, dass alle Anlagenteile zur Errichtung der Verfahrensstufen zur Mikroschadstoffelimination neu errichtet werden müssen.

Hinsichtlich der Betriebskosten waren insbesondere die Personalkosten nur aufgrund von Annahmen und ersten Betriebsergebnissen von Pilotanlagen abzuschätzen. Die Schwankungsbreite der hierbei verfügbaren Aufwendungen ist sehr hoch, da gleichzeitig an diesen Pilotanlagen auch Forschungsarbeiten durchgeführt werden. Diese werden in weiten Teilen vom Betriebspersonal der Kläranlage mit durchgeführt, was eine Trennung zwischen „normalem Standardanlagenbetrieb“ und „Anlagenbetrieb mit wissenschaftlicher Forschungsunterstützung“ erschwert. Hier sind je nach Anlage Kostensenkungspotentiale vorhanden.

4.4.6.4 Kostenreduzierungspotenziale aus der Abwasserabgabe

Ein weiterer Kostenblock sind die Betriebskosten für die Abwasserabgabe. Erste Erfahrungen zeigen, dass für die Verfahren der Pulveraktivkohledosierung und der Abwasserozonung unterschiedliche Reduktionspotenziale für die Parameter CSB, Stickstoff und Phosphor vorhanden sind. Insbesondere bezüglich des Einsatzes der Pulveraktivkohle ist festzuhalten, dass hier ein positiver Effekt auf die Stickstoff-, Phosphor- und insbesondere die CSB-Elimination gegeben ist, über die adsorptive Wirkung der Kohle.

Da es derzeit keine einheitlichen Erkenntnisse darüber gibt, in welchem Maße diese Parameter durch die Zugabe von Ozon oder Pulveraktivkohle reduziert werden können, wurde innerhalb der Studie dieser Kostenblock nicht näher betrachtet und bei der Betriebskostenermittlung nicht berücksichtigt. Folgende Kostenabschätzung soll jedoch das Potential der Reduzierung der Abwasserabgabe aufzeigen. So kann bei einer generellen Reduzierung der CSB-Ablaufwerte von 20% die Kostenreduzierung aus der Abwasserabgabe je m³ behandeltem Abwasser jährlich mit 0,005 € bzw. je angeschossenem EW und Jahr mit 0,31 € abgeschätzt werden.

4.4.6.5 Literaturangaben zu Kosten

Ein Literaturvergleich von durchgeführten Kostenerhebungen aus den Jahren von 1998 bis 2012 zum Thema Mikroschadstoffelimination ergab, dass für die Pulveraktivkohle Jahreskosten in einer Größenordnung zwischen 0,05 bis 0,25 € je behandeltem m³ Abwasser prognostiziert wurden. Für die Abwasserozonung lagen die Kosten in einem Bereich von 0,07 – 0,21 € je behandeltem m³ Abwasser. Beide Kostenspannen enthalten nicht eine gegebenenfalls erforderliche Abwasserfiltration zur biologischen Nachbehandlung bzw. Aktivkohle Rückhaltung.

Neuere Kostenerhebungen ab dem Jahr 2010, bereits auf eine Reduzierung der Kosten hin, die zurückzuführen ist auf Ergebnisse erster realisierter Anlagen. Die Kostenspanne für die PAK-Dosierung beträgt demnach 0,03 – 0,13 € je behandeltem m³ Abwasser.

Aufgrund der uneinheitlichen Vorgehensweise bei den unterschiedlichen in der Literatur veröffentlichten Kostenberechnungen hinsichtlich der Parameter Nutzungszeiträume und Zinssätze wurden im Rahmen dieses Projektes die absoluten Investitions- und Betriebskosten für die Berechnung heran gezogen und mit einheitlichen Nutzungszeiträumen (Bautechnik: 30 Jahre, Maschinenteknik: 15 Jahre, EMSR-Technik: 10 Jahre) und einheitlichem Zinssatz (3%) für die weitere Betrachtungen berücksichtigt.

Des Weiteren wurden die Investitions- und Betriebskostenangaben der in unterschiedlichen Jahren erstellen Anlagen bzw. Studien auf das Bezugsjahr 2010 über reale Preissteigerungsraten hochgerechnet. Soweit die schweizerischen Anlagen berücksichtigt wurden, wurden die Wechselkurse entsprechend des Bezugsjahres angepasst.

Aufgrund der in Teilen unterschiedlichen Auslegung der Anlagen wurde zur Ermittlung der Kostenfunktion die Jahresabwassermenge bzw. der Trockenwetterzufluss als einheitliche Grundlage der Bemessung und zur Angabe der spezifischen Kosten herangezogen.

Für die Investitions- und Betriebskosten wurden die jeweiligen Kostenfunktionen unter einheitlichen Vorgaben (z.B. Zins und Wartungszeiträume) erstellt. Es erfolgte eine Spezifizierung für die einzelnen Kostenblöcke der Investitionskosten (wie Bau-, Maschinen- und EMSR-Technik) und Betriebskosten (wie Personal, Betriebsmittel, Energie, Wartung und Instandhaltung).

Zusammenfassend sind die Kostenfunktionen der Gesamtinvestitionskosten und Gesamtbetriebskosten (in Tabelle 4-26) dargestellt.

Tabelle 4-26: Kostenfunktionen für Pulveraktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung ohne Nachbehandlung

Verfahren	Kostenfunktionen für X in m ³ Abwasser behandelt	
	[€]	[€/a]
	Investitionskosten	Betriebskosten
Ozon	$y = 2.152 \cdot x^{0,4468}$	$y = 0,0147 \cdot x + 46.081$
PAK	$y = -2 \cdot 10^{(-10)} \cdot x^2 + 0,2208x + 2 \cdot 10^6$	$y = 0,036 \cdot x + 27.729$

Bei den Betriebskosten dominieren die Kosten für die Betriebsmittel Strom und Ozon bzw. Pulveraktivkohle. Bei den Investitionskosten sind die Baukosten der dominante Faktor. Hier ist darauf hinzuweisen, dass bei dem Ulmer Verfahren deutlich größere Bauvolumina zu errichten sind, als bei der Ozonung. Beide Verfahren werden im Wesentlichen über die hydraulische Aufenthaltszeit und die zufließende Wassermenge bestimmt.

Aus der Ermittlung der unterschiedlichen Kostenfunktionen und der Jahreskosten wurden die spezifischen Jahreskosten abgeleitet. Die spezifischen Jahreskosten wurden ermittelt bezogen auf die behandelte Abwassermenge und die Frischwasserbedarfsmenge. Dabei wurde von einer spezifischen Frischwasserbedarfsmenge in Nordrhein-Westfalen von 135 L/Einwohner und Tag ausgegangen.

Eine Zusammenstellung der spezifischen Jahreskostenfunktionen zur Pulveraktivkohlebehandlung und Ozonung, bezogen auf die jeweilige Frisch- bzw. Abwassermenge, ist in Tabelle 4-27 aufgeführt.

Tabelle 4-27: Spezifische Jahreskostenfunktion zur Pulveraktivkohle-Behandlung (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) und Ozonung bezogen auf die Frisch- und Abwassermenge

Verfahren	Kostenfunktion	
	x in m ³ Abwasser behandelt	bzw. x in m ³ Frischwasser
Ozon (Abwasser)	$y = 36,022 \cdot x^{0,5871}$	in [€/ (a * m ³ Abwasser behandelt)]
Ozon (Frischwasser)	$y = 45,141 \cdot x^{0,6089}$	in [€/ (a * m ³ Frischwasser)]
PAK (Abwasser)	$y = 1 \cdot 10^{(-10)} \cdot x^2 + 0,0425x + 197.849$	in [€/ (a * m ³ Abwasser behandelt)]
PAK (Frischwasser)	$y = 3 \cdot 10^{(-9)} \cdot x^2 + 0,0344 \cdot x + 319.680$	in [€/ (a * m ³ Frischwasser)]

4.4.6.6 Abschätzung der Kosten für NRW für unterschiedliche Rahmenbedingungen

In Nordrhein-Westfalen sind 645 kommunale Kläranlagen in Betrieb, die hinsichtlich ihrer Anschlussgrößen in fünf Größenklassen (vgl. Abwasserverordnung) unterteilt sind.

All diese Kläranlagen in NRW haben eine Ausbaugröße von 34,72 Mio. EW. Der tatsächliche Anschluss liegt bei 27,87 Mio. EW. 107 Kläranlagen haben eine Abwasserfiltration bzw. eine Flockungsfiltration. Hierzu gehören eine Gesamtausbaugröße von 13,53 Mio. EW und eine Anschlussgröße von 10,21 Mio. EW. Somit sind ca. 39% der an kommunalen Kläranlagen angeschlossenen Einwohnerwerte an eine Kläranlage mit einer Abwasserfiltration angeschlossen.

Die Summierung der Ausbau- und Anschlussgrößen unterschiedlicher Größenklassen zeigt, dass insbesondere für die Addition der Größenklassen IV und V ca. 33,9 Mio. EW (Ausbau), bzw. 27,87 Mio. EW (Anschluss) erfasst sind. Somit ergibt sich ein Anteil von ca. 95 % der Gesamtkapazität kommunaler Kläranlagen bzw. aller an kommunalen Kläranlagen angeschlossenen Einwohnern, die an Verfahrensstufen zur Mikroschadstoffelimination angeschlossen werden könnten.

Unter der Annahme, dass aus betriebswirtschaftlichen Gründen kommunale Kläranlagen, die über eine Abwasserfiltration verfügen, mit einer Pulveraktivkohledosierung (in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) ausgerüstet und jene Anlagen, die keine Abwasserfiltration besitzen, mit einer Ozonung zur Mikroschadstoffelimination erweitert werden, können für die einzelnen Größenklassen die entsprechenden Investitions- und Betriebskosten und daraus resultierenden Jahreskosten ermittelt werden. Die Kosten hierzu sind in der Tabelle 4-28 aufgeführt.

Tabelle 4-28: Jahreskosten für PAK (Kostenfunktion in Anlehnung an das Verfahren Steinhäule-Ulm) bzw. O₃ in Abhängigkeit der Größenklassen und Ausbau-/Anschlussgrößen sowie Jahreskosten für eine optional benötigte Abwasserfiltration

GK	Anzahl KA	EW (Ausbau)	EW (Anschluss)	JK O ₃	JK PAK	JK Gesamt O ₃ /PAK	JK optionale Filtration
	Stück	Mio. EW	Mio. EW	Mio. €/a	Mio. €/a	Mio. €/a	Mio. €/a
I	58	0,02	0,02	3,5	-	3,5	-
II	120	0,32	0,26	10,1	0,7	10,8	-
III	74	0,52	0,42	8,2	0,8	9,0	4,4
IV	325	11,74	9,67	53,7	20,2	73,9	56,4
V	68	22,12	17,50	29,6	40,4	70,0	60,4
Σ	645	34,72	27,87	105,1	62,1	167,2	121,2

Die Erweiterung aller kommunalen Kläranlagen der Größenklassen IV und V mit einer Ozonung (ohne Nachbehandlung) oder PAK-Dosierung (bei vorhandener Filtration) entspricht einer Anschlussgröße von 27 Mio. EW und einem Anschlussgrad von 97,5% in NRW. In Summe führt diese Erweiterung zu Jahreskosten in Höhen von ca. 144 Mio. €/a. Dabei würden für die einzelnen Verfahren ca. 83 Mio. €/a für die Ozonung und ca. 61 Mio. €/a für die Pulveraktivkohle-Dosierung aufgewendet werden müssen.

4.4.6.7 Anwendungsbedingungen der Kostenfunktion

Für die Nutzung der Kostenfunktion bei einer konkreten Anwendung ist es zwingend erforderlich, die örtlichen Rahmenbedingungen mit zu berücksichtigen. Insbesondere die baulichen Randbedingungen, wie Höhenlage der Becken bzw. Nutzung vorhandener Anlagenressourcen hat einen maßgeblichen Einfluss auf die Investitionskosten. Für die Betriebskosten gilt ebenfalls, dass die Höhenlage der neuen Behandlungsanlage (Pumpkosten) wie auch die mögliche Reduzierung der Abwasserabgabe einen deutlichen Einfluss auf die Betriebskosten haben können.

Die hier erarbeiteten Kostenfunktionen zeigen eine Kostenspanne für unterschiedliche Behandlungsverfahren zur Mikroschadstoffelimination unter normierten Randbedingungen und zahlreichen Annahmen auf. Sie können daher nur einen Anhalt geben für die Höhe der zu erwartenden Investitions-, Betriebs- und Jahreskosten, die eine derartige Anlage im konkreten Anwendungsfall verursachen kann.

4.4.6.8 Entwicklungspotenziale der Kosten

Aufgrund der erheblichen Einflussfaktoren (örtliche Randbedingungen usw.) auf die Kostenfunktionen ist mit einer großen Schwankungsbreite der Kosten zu rechnen. Des Weiteren ist zu berücksichtigen, dass hier Kosten von Pilotanlagen in Ansatz gebracht wurden, um Kostenfunktionen abzuleiten.

Die langjährigen Erfahrungen mit der Implementation von neuen Technologien in der kommunalen Abwasserbehandlung haben sehr deutlich gezeigt, dass bei einem vermehrten Einsatz derartiger Technologien über den Wettbewerb am Markt insbesondere die Investitionen deutlich sinken, je zahlreicher diese Anlagen eingesetzt werden. Außerdem setzen Optimierungsprozesse ein, die auch die Betriebskosten nochmals deutlich senken. Beispielhaft sei hier auf die Preisentwicklung für die Errichtung von Abwasserfiltrationsanlagen Mitte der 1980iger bis Ende 1990iger Jahre hingewiesen. So betrugen die spezifischen Investitionskosten Ende der 1980iger Jahre noch 40.000 bis 50.000 DM/m³. Zum Ende der 1990iger Jahre sanken diese Werte auf 18.000 bis

25.000 DM/m³ (Gassen, 1998). Diese nahezu 50%ige Kostenreduzierung für die Investitionskosten ist im Wesentlichen auf die Weiterentwicklung und Optimierung dieser Abwasserfiltrationsanlagen zurückzuführen.

Ein Anlagenoptimierungspotenzial für die Anlagen zur Mikroschadstoffelimination zeigt sich bereits jetzt. So gibt es zahlreiche Ansätze, die Dosierung von pulverisierter Aktivkohle nicht entsprechend den verfahrenstechnischen Vorgaben, abgeleitet aus der Kläranlage Ulm, durchzuführen. In einigen Anwendungsfällen mit Aktivkohle wird diese direkt auf die Abwasserfiltration gegeben oder das Filtermaterial gegen granuliert Aktivkohle ausgetauscht. Diese beiden Technologieansätze versprechen eine deutliche Kostenreduzierung gegenüber dem Verfahren aus Steinhäule-Ulm bei vergleichbarer Eliminationsleistung, dass hier als Grundlage für die Ermittlung der Kosten für ganz NRW angesetzt wurde. Auch hinsichtlich der Abwasserozonung sind Optimierungen abzusehen, die dazu führen werden, dass die Investitionskosten hier deutlich sinken können. Aufgrund dieser Umstände ist ein deutliches Kostensenkungspotenzial auch für diese Technologie bei einem vermehrten Einsatz zu erwarten.

5 Nutzenbetrachtungen

5.1 Allgemeines

Der volkswirtschaftliche Nutzen wird in diesem Projekt definiert als die bewertete Reduzierung der Wirkung von Spurenstofffrachten auf Menschen, Tiere Natur und Gewässer.

Um den volkswirtschaftlichen Nutzen – d. h. nützlich bewertete Effekte aus der Durchführung einer Maßnahme zur weiteren Verringerung der Spurenstoffkonzentration – zu bestimmen, ist es zunächst notwendig, die relevanten Nutzungen in einem Flusseinzugsgebiet zu identifizieren. Aus der Charakterisierung eines Flusseinzugsgebiets lassen sich im Einzelnen folgende Nutzungen unterscheiden:

- Nutzungen des seitlichen Einzugsgebietes (z. B. Siedlungsnutzung),
- Nutzungen des Oberflächenwasserkörpers (z. B. Aufstauen und Absenken),
- Nutzungen des Grundwasserkörpers (z. B. Einleiten und Einbringen).

Hinsichtlich der Nutzungen ist zwischen belastenden Nutzungen (also Emissionsquellen) und beeinträchtigten Nutzungsmöglichkeiten – infolge negativer Wirkungen auf Nutzungen – zu unterscheiden. So führt z. B. die Arzneimittelverwendung in Krankenhäusern zu Belastungen. Aus dem Wasserkörper entnommenes spurenstoffbelastetes Trinkwasser hingegen kann einen negativen Effekt auf die Trinkwassernutzung in Haushalten und Krankenhäusern haben.

Ein Nutzenaspekt ist eine Verbesserung des vorherigen Zustandes aufgrund der Reduktion oder Elimination eines Spurenstoffes oder eine monetäre Einsparung an anderer Stelle. Beispiele können sein: in der Natur der Schutz von Fauna und Flora oder bei der konsumtiven Nutzung von Wasser und Gewässern der verbesserte Gesundheitsschutz im Sinne des Vorsorgeprinzips.

5.2 Identifizierung und Analyse von Nutzenaspekten

5.2.1 Ausgangssituation

Seit jeher sind Fließgewässer die Lebensadern unserer Landschaft, sie bilden aber auch eine wichtige Basis für unsere kulturelle, soziale und wirtschaftliche Entwicklung (BMU, 2005). Dabei stehen Gewässer und Einzugsgebiet – „ein Gebiet, aus welchem über Ströme, Flüsse und möglicherweise Seen der gesamte Oberflächenabfluss an einer einzigen Flussmündung, einem Ästuar oder Delta ins Meer gelangt“ (EG WRRL, 2000 und WHG, 2009) – in ständiger Interaktion und entziehen sich somit einer singulären Betrachtung.

Insbesondere beeinflussen die menschlichen Aktivitäten die Form, die Eigenschaften sowie die Qualität von Gewässern. Eine weitestgehend vollständige Übersicht dieser Aktivitäten wurde bereits bei der Festlegung des Betrachtungsraumes in Kapitel 3.2 aufgeführt. Hier sind beispielhaft Eingriffe in die Fließgewässer zur, Nähr- und Schadstoffeinträge aus der Landwirtschaft sowie kommunale und gewerbliche Abwassereinleitungen zu nennen. Dabei stellen organische Spurenstoffe, Arzneimittel, Industriechemikalien und Bakterien, Viren und Keime eine besondere Form der Belastung dar. Vorzugsweise für Oberflächengewässer in Regionen mit hoher Siedlungsdichte und starker industrieller Nutzung, die neben einer Abwasserbeseitigung auch der Trinkwasserversorgung dienen, ist die Vermeidung oder auch nur die Verringerung der Emission organischer Spurenstoffe von besonderer Bedeutung. Die Vermeidung oder Verringerung von Einträgen direkt an der Quelle (z. B. Aufklärung der Haushalte) ist Gegenstand des Kapitels 3.5.1. Um Risiken von Spurenstoffen in Wasser und Gewässer zu reduzieren, werden immer neue Technologien zu ihrer Eliminierung verwendet. Diese setzen bspw. mit der Ertüchtigung von Kläranlagen an der Schnittstelle Abwässerkanäle/Gewässer oder mit Maßnahmen in Wasserwerken an der Schnittstelle Gewässer/Wasserversorgungssysteme an (Pinnekamp et al., 2010).

Den grundlegenden rechtlichen Rahmen für die nachhaltige Bewirtschaftung von Gewässern liefert insb. der erste Artikel der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) (Bosenius, 2001 für einen Überblick der programmatischen Ziele). Zentrales Ziel der Richtlinie ist der gute Zustand aller Gewässer, der im Regelfall bis spätestens 15 Jahre nach Inkrafttreten der Richtlinie, d. h. bis Ende 2015, mit Inanspruchnahme von Ausnahmetatbeständen und Fristverlängerungen bis zum Jahr 2027, erreicht werden muss.

Neben diesem primären Ziel werden in Art. 4 Absatz 1 WRRL weitere Umweltziele genannt, die insb. die Verhinderung der Verschlechterung des Gewässerzustands, die Verhinderung oder Begrenzung der Einleitung von Schadstoffen in die Gewässer sowie die Sanierung verschmutzter Wasserkörper betreffen. Die Arten der Schadstoffe sind in der WRRL im Anhang VIII und IX aufgeführt. Für die in Abschnitt 3.3 diskutierten Spurenstoffe werden in der WRRL allerdings noch keine verpflichtenden Grenzwerte genannt.

Ein wesentlicher Bestandteil der WRRL ist die Integration ökonomischer Aspekte. Erstmals wird in einer verbindlichen Regelung der EU zum Gewässerschutz ausdrücklich auf den Einsatz ökonomischer Prinzipien (z. B. Kostendeckung, Verursacherprinzip) und Instrumente (z. B. Gestaltung der Wasserpreise) hingewiesen (Art. 9 Abs. 1 und Erwägungsgrund 38). Damit wird anerkannt, dass für die Erreichung der anspruchsvollen Ziele der WRRL die Berücksichtigung wirtschaftlicher Faktoren und die Einbeziehung von ökonomischen Instrumenten unabdingbar sind (Brackemann et al., 2002). Entscheidungen bezogen auf Maßnahmen zur Vermeidung der Spurenstoffe direkt an der Quelle oder die Ertüchtigung einer Kläranlage oder eines Wasserwerks verlangen stets eine Kostenbetrachtung und – wie in diesem Teilprojekt – auch eine Nutzenbetrachtung.

5.2.2 Identifizierung und Analyse der Nutzen als Voraussetzung für die Nutzenbewertung

Um einen gesamtwirtschaftlichen Nutzen – d. h. nützliche bewertete Effekte aus der Durchführung einer Maßnahme zur weiteren Verringerung der Spurenstoffkonzentration – zu bestimmen, ist es zunächst notwendig, die Nutzungen (z. B. Energiegewinnung, Trinkwasserversorgung, Abwasserbeseitigung) in einem Flusseinzugsgebiet zu identifizieren. Darüber hinaus ist zu bedenken, dass ein Nutzen auch für Akteure entstehen kann, die die Gewässer selbst nicht nutzen („Nicht-Nutzungs-Werte“). Hierauf wird in Abschnitt 5.3 genauer eingegangen. Dazu ist eine Modellierung der potenziellen Einflussgrößen allein auf das Flusseinzugsgebiet bezogen nicht hinreichend. Daher muss im Hinblick auf die Bestandteile der Eintragspfade und der Betrachtung der Maßnahmenvarianten und Rahmenbedingungen eine weitergehende Differenzierung vorgenommen werden. Dazu wird der Untersuchungsraum – entsprechend der strukturell-geographischen Abgrenzung der in Flusseinzugsgebieten zu bewirtschaftenden Objekte – in **seitliches** Einzugsgebiet, Oberflächenwasserkörper und Grundwasserkörper unterteilt (vgl. Bild 5-1).

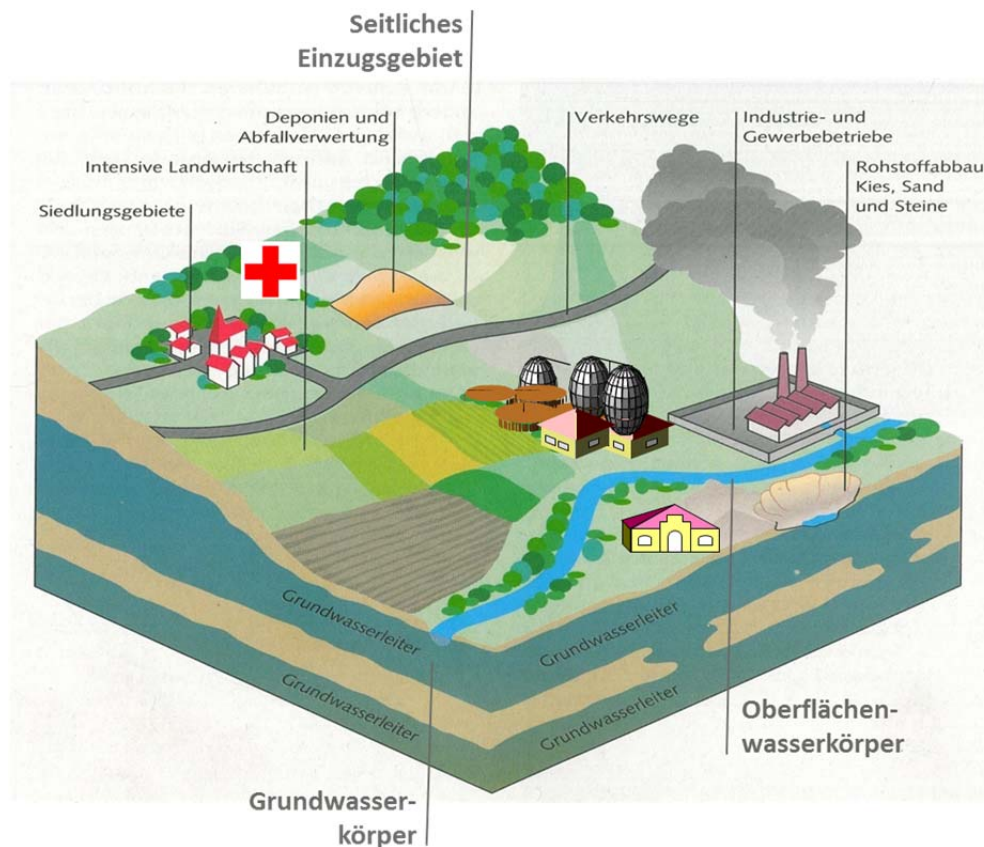


Bild 5-1: Schematische Unterteilung des Flusseinzugsgebietes in Objekte (Modifiziert nach LFW BAYERN, 2004)

Das seitliche Einzugsgebiet ist das Untersuchungsgebiet ohne die den Oberflächenwasser- oder den Grundwasserkörpern zuzurechnenden Bestandteile. Räumlich abgegrenzt werden Einzugsgebiete anhand der Wasserscheiden (BLUME et al., 2010). Die Abgrenzung erfolgt in Anlehnung an die Bestandteile des Betrachtungsraums in Kapitel 3.2.1. Damit sind die Kanäle für Misch-, Schmutz- und Regenwasser sowie sämtliche angesiedelten potenziellen Einleiter einbezogen. Diese umfassen zum einen Verursacher von Hotspots wie Krankenhäuser und Pflegeeinrichtungen, wobei zu erwarten ist, dass diese im Zuge des demographischen Wandels durch höhere Auslastungen zukünftig die Gewässer noch stärker belasten werden. Zum anderen werden auch die Landwirtschaft und weitere diffuse Einträge erfasst. Des Weiteren stehen private Haushalte, in denen Arzneimittel genutzt und möglicherweise unsachgemäß entsorgt werden, indirekt einleitende Industrien sowie Klär- und Wasserwerke im Fokus der Betrachtung.

Der Oberflächenwasserkörper ist definiert als einheitlicher und bedeutender (Längs-) Abschnitt eines Oberflächengewässers (WRRL, Art. 2 Nr. 10), welcher seitlich vom Gewässerrandstreifen begrenzt wird. Der Gewässerrandstreifen bemisst sich ab der Linie des Mittelwasserstandes bzw. bei Gewässern mit ausgeprägter Böschung ab der Böschungskante und ist 5 m breit. Nach unten wird der Gewässerkörper durch das hyporheische Interstitial gegen den Grundwasserkörper abgegrenzt.

Der Grundwasserkörper ist im Hinblick auf ein Flusseinzugsgebiet ein abgegrenztes Grundwasservolumen innerhalb eines oder mehrerer Grundwasserleiter (WRRL, Art. 2 Nr. 12). Die Abgrenzung des Grundwasserkörpers nach oben wird von der über den wassergesättigten und den wasserungesättigten Teilen des Grundwasserleiters liegenden Deckschicht gebildet.

Die in diesem Teilprojekt interessierenden Zusammenhänge werden an dieser Stelle übersichtsartig am Beispiel des Eintrages des Spurenstoffs „XY“ verdeutlicht. Entsprechend zeigt Bild 5-2 in einer Grobstrukturierung Eintragspfade von Spurenstoffen, Nutzungen spurenstoffbelasteter Gewässer und mögliche Auswirkungen von Stoffeinträgen auf. Die Bedeutung des Einflusses von „Spurenstoff XY“ entlang des Wasserkreislaufs wird dabei veranschaulicht.

Es werden in einem Haushalt – der als Indirekteinleiter bestimmt ist – Arzneimittel eingenommen. Diese werden zu einem hohen Teil durch den Urin wieder ausgeschieden oder – wie es trotz Aufklärungsmaßnahmen (MUNLV, 2007) leider immer noch häufig der Fall ist – über den Toilettenabfluss als Abfall entsorgt (Götz 2007, start 2008, PILLS 2012). Die Arzneimittel beinhalten einen „Spurenstoff XY“, der wiederum in eine Kläranlage eingeleitet wird. Wird dieser Stoff nicht vollständig oder nur teilweise eliminiert, gelangt er durch den Abfluss der Kläranlagen in das Oberflächengewässer. Hier kann er sich bereits negativ auf die Flora und Fauna im Gewässer auswirken (Gewässerökologie). Das Wasser wird anschließend wieder entnommen und zu Trinkwasser aufbereitet. Der in Kläranlagen nicht entfernte Spurenstoff kann durch Maßnahmen bei der Trinkwasseraufbereitung eliminiert werden. Soweit das technisch nicht möglich ist oder aus Kostengründen unterbleibt, kann vorerst davon ausgegangen werden, dass der Stoff als Bestandteil des Trinkwassers unerwünschte Wirkungen entfaltet (er verursacht Schäden). Der Nutzen von Maßnahmen besteht darin, dass diese nachteiligen Wirkungen oder Schäden reduziert oder vermieden werden. Es ist zu analysieren, welcher Ansatzpunkt (z. B. Verursacher, Kläranlage, Wasserwerk) für Minderungs- oder Vermeidungsmaßnahmen vorteilhaft erscheint.

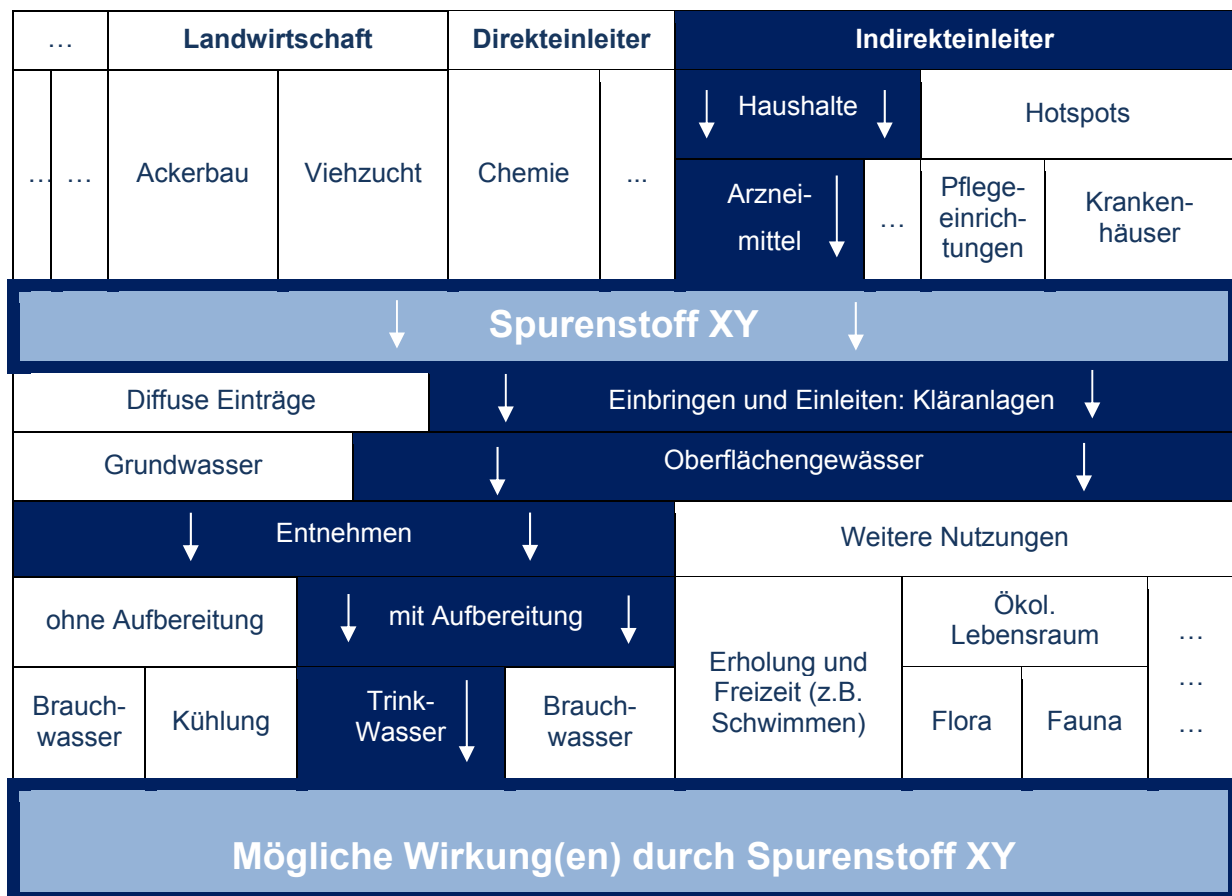


Bild 5-2: Pfad des Spurenstoffs XY

Das Projekt ist nicht zentral darauf fokussiert, Spurenstoffeinträge in Gewässer durch ein Verbot der Inverkehrbringung oder Nutzung zu reduzieren. Vielmehr geht es einerseits darum zu ermitteln, wie diese Stoffe mit Blick auf mögliche Schäden kostengünstig aus dem Wasser entfernt werden oder von Gewässern ferngehalten werden können. Andererseits soll der mit solchen Maßnahmen verbundene Nutzen ermittelt werden, d. h. der Nutzen geringer belasteten Abwassers, Trinkwassers und weniger stark belasteter Gewässer. Dazu ist es nötig, sich nach einer Darstellung der Pfade, auf denen Spurenstoffe in der Umwelt unterwegs sind, einen Überblick darüber zu verschaffen, welche Spurenstoffe generell in diesem Projekt untersucht werden sollen, da damit unterschiedliche Eintragspfade und Verursacher verbunden sein können. Zur Vereinfachung ist für die folgenden Ausführungen der Spurenstoff Diclofenac beispielhaft als Untersuchungsgegenstand ausgewählt worden.

In einem ersten Schritt stellt sich die Frage, welche Wirkung von diesem Stoff ausgeht, d. h. konkreter: Wie wirkt Diclofenac auf Oberflächenwasser, Grundwasser und seitliches Einzugsgebiet? Es ist also zunächst die Frage danach zu beantworten: **Was wirkt worauf?**

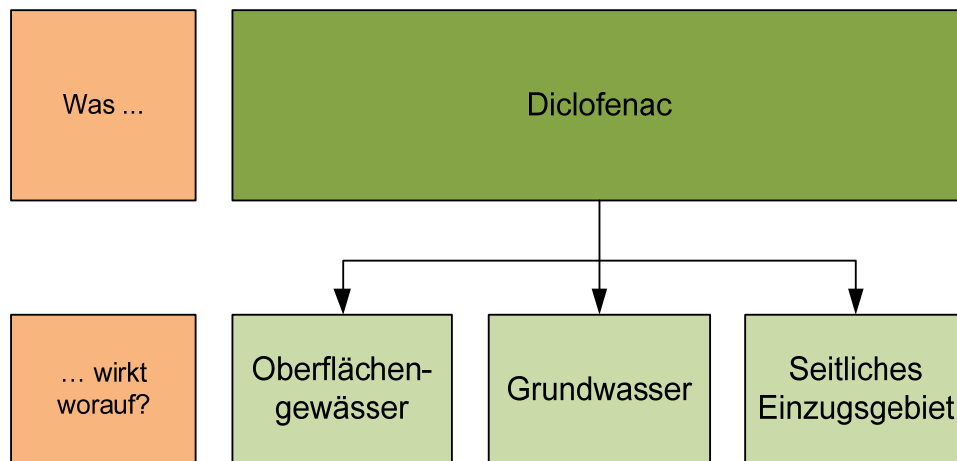


Bild 5-3: Stoffwirkungen

Ergibt sich aufgrund von Literaturrecherchen und Input der naturwissenschaftlichen und technischen Disziplinen im Projekt kein Hinweis auf eine potenzielle Schadwirkung des Stoffes auf eine der drei Komponenten, endet die Untersuchung nützlicher Effekte von Maßnahmen an dieser Stelle.

Sollte allerdings eine relevante Wirkung vorliegen, so ist im nächsten Schritt zu fragen, wie hoch die Minderung, im einfachsten Fall eine prozentuale Vermeidung des Eintrags, ausfallen muss, um eine Schadensreduktion zu erreichen. Wie viel reduziert werden muss, kann in einem ersten Schritt über Expertenbefragungen geklärt werden.

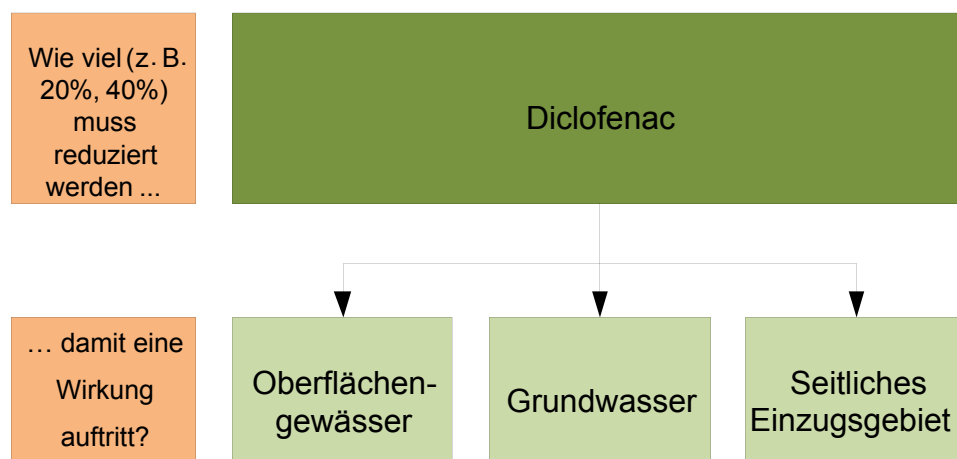


Bild 5-4: Notwendige Verminderungsrate

Eine derartige zweistufige Betrachtungsweise ist für alle im Projekt als Leitsubstanzen definierten Spurenstoffe durchzuführen, um damit die Basis für die Bewertung von Eliminations- oder Minderungsmaßnahmen, die den Fokus in Kapitel 5.3 darstellt, zu legen.

Aus der Charakterisierung des Flusseinzugsgebiets lassen sich im Einzelnen folgende Nutzungen unterscheiden:

- Nutzungen des seitlichen Einzugsgebietes,
- Nutzungen des Oberflächenwasserkörpers,
- Nutzungen des Grundwasserkörpers.

Die Nutzungen des Flusseinzugsgebiets können weitergehend untergliedert werden (vgl. Bild 5-5).

Nutzungen im Flusseinzugsgebiet			
Seitliches Einzugsgebiet	Oberflächenwasserkörper	Grundwasserkörper	Sonstige Nutzungen
Siedlungsnutzung	Entnehmen, Aufbereiten und Ableiten	Aufstauen und Absenken	
Wirtschaftliche/ Industrielle Nutzung	Aufstauen und Absenken	Einleiten und Einbringen	
Landwirtschaftliche Nutzung	Einbringen und Einleiten	Zu Tage fördern und zu Tage leiten	
Forstwirtschaftliche Nutzung	Entnehmen fester Stoffe		
Tage-/Bergbauliche Nutzung	Schifffahrt		
Erholungs- und Freizeitnutzung	Unterhalt		
Altstandorte/ Altablagerungen und Deponien	Ausbau		
Ökologischer Lebensraum (inkl. Schutzgebiete)	Ökologischer Lebensraum (inkl. Schutzgebiete)		

Bild 5-5: Nutzungen im Flussgebiet

Diese Differenzierung entspricht dem Vorgehen in Benchmarkingprojekten (Lange et al., 2009). Die Übersicht bildet die Nutzungen – aus Gründen der Übersichtlichkeit und Verständlichkeit des weiteren Vorgehens – vereinfachend zweidimensional ab.

Hinsichtlich der Nutzungen ist zwischen belastenden Nutzungen (also Emissionsquellen) und beeinträchtigten Nutzungsmöglichkeiten – infolge negativer Wirkungen auf Nutzungen – zu unterscheiden. So führt bspw. die Arzneimittelverwendung in Krankenhäusern zu

Belastungen, aus dem Wasserkörper entnommenes spurenstoffbelastetes Trinkwasser hingegen kann einen negativen Effekt auf die Trinkwassernutzung in Haushalten und Krankenhäusern haben.

Nicht jede der in Bild 5-5 dargestellten Nutzungen wird durch Spurenstoffeinträge beeinträchtigt. In Abstimmung mit den ingenieurwissenschaftlichen Projektpartnern werden daher nur die in Bild 5-6 nicht gestrichenen Nutzungen in die weiteren Analysen einbezogen.

Nutzungen im Flusseinzugsgebiet			
Seitliches Einzugsgebiet	Oberflächenwasserkörper	Grundwasserkörper	Sonstige Nutzungen
Siedlungsnutzung	Entnehmen, Aufbereiten und Ableiten	Aufstauen und Absenken	
Wirtschaftliche/ Industrielle Nutzung	Aufstauen und Absenken	Einleiten und Einbringen	
Landwirtschaftliche Nutzung	Einbringen und Einleiten	Zu Tage fördern und zu Tage leiten	
Forstwirtschaftliche Nutzung	Entnehmen fester Stoffe		
Tage-/Bergbauliche Nutzung	Schifffahrt		
Erholungs- und Freizeitnutzung	Unterhalt		
Altstandorte/ Altablagerungen und Deponien	Ausbau		
Ökologischer Lebensraum (inkl. Schutzgebiete)	Ökologischer Lebensraum (inkl. Schutzgebiete)		

Bild 5-6: In die Nutzenbewertung einbezogene Nutzungen

Den identifizierten Nutzungen im seitlichen Einzugsgebiet sowie der Oberflächenwasserkörper und Grundwasserkörper werden ausgewählte Nutzungskomponenten zugeordnet. In Tabelle 5-1 werden diese veranschaulicht.

Tabelle 5-1: Nutzungen und ihre Nutzungskomponenten

Nutzungen		Nutzungskomponenten	
		Nutzungen Seitliches Einzugsgebiet	
Siedlungsnutzung	Trinkwasserversorgung Haushalte, Krankenhäuser, Pflegeeinrichtungen		
	Abwasserbeseitigung Haushalte		
	Abwasserbeseitigung Krankenhäuser		
	Abwasserbeseitigung Pflegeeinrichtungen		
	Abfluss von Verkehrsflächen		
Wirtschaftliche/ Industrielle Nutzung	Trinkwasserversorgung Produktion und Reinigung		
	Brauchwasserversorgung Produktion und Reinigung		
	Wasserversorgung Kühlung		
	Abwasserbeseitigung Produktion und Reinigung (Indirekteinleiter)		
	Abwasserbeseitigung Kühlung		
Landwirtschaftliche Nutzung	Wasserversorgung Agrarflächen		
	Wasserversorgung Tiere		
	Bewirtschaftung von landwirtschaftlichen Flächen (Gülleausbringung, PSM-Einsatz, Klärschlamm)		
Forstwirtschaftliche Nutzung	Bewirtschaftung bewaldeter Flächen (z.B. Einsatz Unkrautvernichtungsmittel)		
Erholungs- und Freizeitnutzung	Baden		
	Fischerei		
	Boote/ Liegeplätze		
	Wander- und Radfahrwege		
Altstandorte/ Altablagerungen und Deponien	Belastete Grundwasserzuflüsse, in Abhängigkeit vom Wirkungspfad Boden - Wasser		
Ökologischer Lebensraum	Gewässerökologie		
		Nutzungen Oberflächenwasserkörper	
Entnehmen, Aufbereiten und Ableiten	Trinkwasserversorgung		
	Brauchwasserversorgung		
	Kühlwasserversorgung		
Aufstauen und Absenken	Durch Aufstauen überschwemmte Flächen		
	Fischteiche		
Einbringen und Einleiten	Abwasserbehandlung (industrielle Direkteinleiter)		
	Abwasserbehandlung (kommunale Direkteinleiter)		
	Mischwasserentlastung (ggf. Niederschlagswasserentlastung)		
	Niederschlagswasserentlastung		
	Kühlwassereinleitung		
Ökologischer Lebensraum	Gewässerökologie		
		Nutzungen Grundwasserkörper	
Einbringen und Einleiten	Infiltration aus undichten Kanälen		
	Abwasserverrieselung		
	Kleinkläranlagen mit Einleitung in das Grundwasser		
Zu Tage fördern und zu Tage leiten	Entnahme von Grundwasser zur Trinkwasserversorgung aus Tiefengrundwasserleitern		
	Entnahme von Grundwasser zur Trinkwasserversorgung aus Oberflächenwasserleitern		
	Entnahme von Grundwasser zur Trinkwasserversorgung aus Quellen		
	Entnahme von Grundwasser zur Trinkwasserversorgung aus Brunnen		
	Entnahme von Brauchwasser für industrielle Prozesse, inkl. Energieerzeugung		
	Entnahme von Brauchwasser zur Bewässerung		
	Geothermienutzung		

Legende

	Einfluss Nutzungskomponente gering bis vernachlässigbar
	Nutzungskomponente kann durch Stoffeintrag negativ beeinflusst werden (möglicher "Beschädigter")
	Nutzungskomponente kann direkt oder indirekt Stoff eintragen (möglicher "Verursacher")

Dabei sind den Nutzungen nicht alle grundsätzlich möglichen Nutzungskomponenten zugeordnet worden. In Analogie zu den Nutzungen sind nur diejenigen Nutzungskomponenten in Bild 5-6 und damit in den Strukturierungsrahmen zur Nutzungsanalyse und Bewertung des Nutzens aufgenommen worden, bei denen Wirkungen durch Spurenstoffeinträge – i. S. einer Beeinträchtigung von Mensch, Flora und Fauna – zu erwarten sind.

Um die Voraussetzungen für die Nutzenbewertung der Spurenstoffelimination zu schaffen, sind – wie im vorherigen Kapitel bereits ausgeführt – dem Strukturierungsrahmen die Spalten „Wirkung auf Nutzung bei Stoffeintrag“ sowie „Wirkung durch Nutzung“ hinzugefügt worden. Hier wird seitens der ingenieurwissenschaftlichen Projektpartner die Beeinflussung auf bzw. durch die Nutzung explizit bestätigt. Nutzungskomponenten (und damit Zeilen der Tabelle), denen im Projektverlauf keine Umweltwirkungen zugeordnet werden können oder – etwa aus Gründen der Eingrenzung des Untersuchungsrahmens – zugeordnet werden sollen, wurden im Projektverlauf sukzessive aus dem Strukturierungsrahmen entfernt. Für die Analyse von Nutzungsaspekten bzw. die Bewertung des Nutzens wird ihnen demzufolge keine Bedeutung zugemessen.

Gleichermaßen wird für die zu betrachtenden Leitsubstanzen vorgegangen. Als relevant für eine weitergehende Untersuchung der Nutzungen (als Input für eine Bewertung des Nutzens einer Spurenstoffelimination) werden zum einen die Stoffe eingespeist, die entweder im Rahmen des Projektes in ihrer Konzentration gemessen werden bzw. für die Messwerte verfügbar sind und deren Wirkung als relevant für die Bewertung eingestuft wird. Zum anderen werden nicht gemessene Stoffe, deren Wirkung aufgrund von Literaturstudien als relevant einzustufen ist, berücksichtigt. Gemessene Spurenstoffe, deren Wirkung von Experten als nicht relevant eingestuft wurde, bleiben im Weiteren außerhalb der Betrachtung.

Eine Übersicht liefert das folgende Bild 5-7:

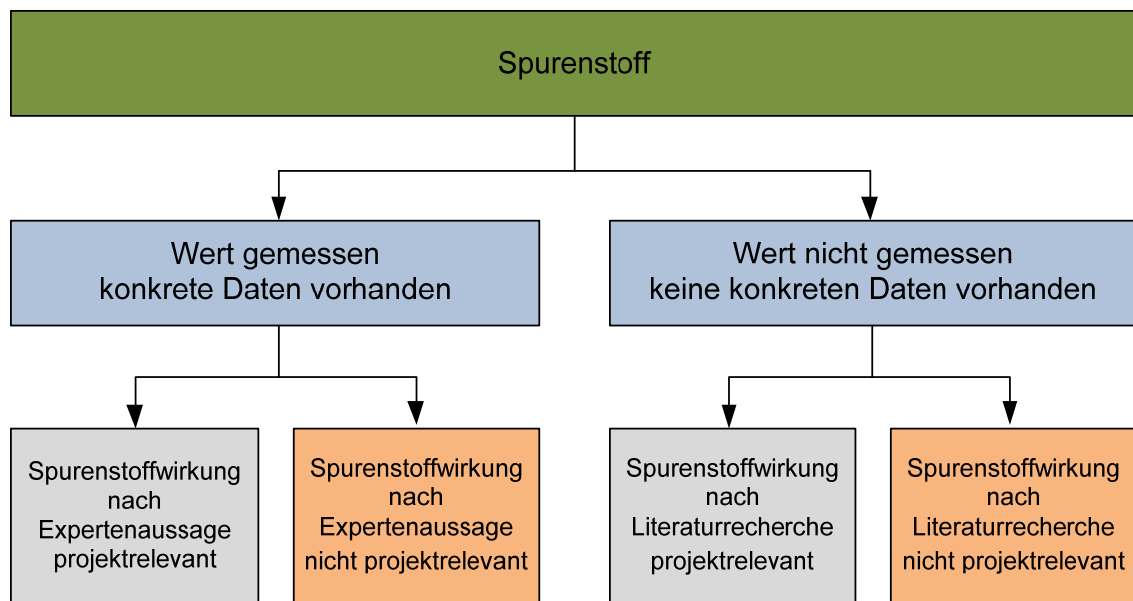


Bild 5-7: Auswahlkriterien für Spurenstoffrelevanz

Mit der Nutzung des Flusseinzugsgebietes sind anthropogen verursachte Gewässerbelastungen verbunden, die durch Spurenstoffe ausgelöst werden können. Dabei fokussieren sich die folgenden Untersuchungen auf die im Abschnitt 3.3 festgelegten Stoffe. Dies sind Diclofenac und Carbamazepin. Bild 5-8 stellt die zentralen Komponenten zur Wirkungsanalyse von Spurenstoffen sowie zur Ableitung von Maßnahmen, die auf die Verminderung von Spurenstoffeinträgen ausgerichtet sind, im Überblick dar.



Bild 5-8: Wirkungen von Spurenstoffen und Maßnahmen zur Elimination

Falls eine Nutzungskomponente (siehe Bild 5-8) durch einen relevanten Spurenstoff beeinflusst wird, ist es in einem nächsten Schritt notwendig, die Wirkung zu ermitteln. Dazu wird zunächst die Wirkungskategorie bestimmt. Festgestellt werden soll dabei, ob die

Beeinträchtigung einer Nutzungskomponente auf Mensch, Flora oder Fauna einwirkt. Dabei wird in diesem Kontext zwischen der human- und/oder ökotoxischen Wirkung von Spurenstoffen differenziert. Aussagen zur Wirkungskategorie sind erforderlich für die Bemessung des Umfangs der möglichen zu ergreifenden Maßnahmen. Dieser wiederum ist Ausgangspunkt für die volkswirtschaftliche Bewertung der Maßnahmen.

Weiterhin sollen die Konzentration (übliche Angabe als Mittelwert, z. B. Tacke et al., 2008) sowie ein Maximalwert in den Strukturierungsrahmen eingetragen werden, d. h. es ist anzugeben, wie hoch ein Spurenstoff im Gewässer konzentriert ist. Ebenso wird die Konzentration im 90. Perzentil untersucht, bei der relevant ist, ob eine Spurenstoffkonzentration eventuell durch äußere Einflüsse (z. B. Wetterbedingungen wie Trockenheitsperioden) schwankt. Konkret wird damit ausgesagt, dass die angegebene Konzentration in neun von zehn Fällen nicht überschritten wird (Borz und Schuster, 2010).

Auch sind der Zielwert oder die Qualitätsnorm, dem bzw. der ein Spurenstoff unterliegt, zu untersuchen, damit anhand dieser Vergleichsbasis ein möglicher Handlungsbedarf aufgezeigt werden kann. Letztendlich werden Unterschiede in der räumlichen (z. B. bedingt durch Unterschiede in der Altersstruktur der Bevölkerung) und zeitlichen Verteilung (z. B. saisonal abhängige Eintragspfade in der Landwirtschaft) je Spurenstoff ermittelt, sofern Positionierung und Anzahl der Messpunkte diese Information zulassen.

Um Belastungen durch Spurenstoffe zu reduzieren oder vollständig zu eliminieren ist es notwendig, Maßnahmen zu ergreifen, mit denen eine Verbesserung der Ist-Situation erreicht werden kann. Diese Maßnahmen, z. B. Ertüchtigung von Kläranlagen mit einer vierten Reinigungsstufe oder Bau einer Kläranlage an einem Hotspot, wurden bereits in Kapitel 3.6. „Maßnahmenvarianten und Rahmenbedingungen“ technisch erläutert. Für jede dieser Maßnahmen werden (geschätzte) Investitionssummen sowie laufende Kosten in den Strukturierungsrahmen des Kapitels 4 eingetragen. Ebenfalls ist es notwendig, die Nutzungsdauer einer Maßnahme anzugeben, um die Kosten normieren und über den Untersuchungszeitraum im Zuge einer dynamisierten Kostenbetrachtung verteilen zu können. Zudem werden die erwartete Reduktion des Spurenstoffs und der geographische Bezug angegeben. Von Bedeutung für die weitere Analyse ist auch die Beantwortung der Frage, ob durch die Maßnahme nur ein Spurenstoff oder gleichzeitig mehrere Stoffe oder Viren/Keime erfasst und dadurch eliminiert und/oder verringert werden können. Die isolierte Betrachtung eines Stoffes könnte zu einer falschen Beurteilung einer Maßnahme (Maßnahmenkombination) führen, weil den entsprechenden Kosten nur ein Teil des entstehenden Nutzens gegenübergestellt würde. Bild 5-9 zeigt die beispielhafte Erfassung der Wirkung sowie der Maßnahmen zur Eliminierung des Beispielspurenstoffs Diclofenac anhand der aus den vorherigen Betrachtungen resultierenden Datentabelle.

Tabelle 5-2: Wirkungen und Maßnahmen für den Spurenstoff Diclofenac

Nutzungen	Nutzungskomponenten	Wirkung auf Nutzung bei Stoffeintrag	Wirkung durch Nutzung (Emissionsquelle)	Spurenstoff								Maßnahmen			
				Wirkungen Diclofenac								Maßnahmen			
				humantoxisch	ökotoxisch	Konzentration (Mittelwert)	Konzentration (Maximaler Wert)	Konzentration (90%-til)	Zielwert/Qualitätsnorm	räumliche Verteilung	zeitliche Verteilung	Art der Maßnahme	Investitionssumme	Laufende Kosten	Nutzungsdauer
Nutzungen Seitliches Einzugsgebiet															
Siedlungsnutzung	Trinkwasserversorgung Haushalte, Krankenhäuser, Pflegeeinrichtungen	X		tox. begründet LW 1,75 ug/L (UBA)		1-6ng/L im TW			allg. Vorsorge-wert 0,1 ug/L (UBA)	nicht relevant	nicht relevant	M ₁			
												M ₂			
												M ₃			
												M ₄			
	Abwasserbeseitigung Haushalte		X (ind., kom. Abwasserb.)			Konz. Abwasser			keine			M ₁			
												M ₂			
												M ₃			
												M ₄			
	Abwasserbeseitigung Krankenhäuser		X (ind., kom. Abwasserb.)			Konz. Abwasser			keine	ja/nein	ja/nein	M ₁			
												M ₂			
												M ₃			
Wirtschaftliche/ Industrielle Nutzung	Abwasserbeseitigung Pflegeeinrichtungen		X (ind., kom. Abwasserb.)			Konz. Abwasser			keine			M ₁			
												M ₂			
												M ₃			
												M ₄			
	Abfluss von Verkehrsflächen		X (ind., MWE, RE.)			Konz. Abwasser			keine			M ₁			
												M ₂			
												M ₃			
												M ₄			
	Trinkwasserversorgung Produktion und Reinigung	X		tox. begründet LW 1,75 ug/L (UBA)		1-6ng/L im TW			allg. Vorsorge-wert 0,1 ug/L (UBA)	nicht relevant	nicht relevant	M ₁			
												M ₂			
Landwirtschaftliche Nutzung												M ₃			
												M ₄			
	Brauchwasserversorgung Produktion und Reinigung											M ₁			
												M ₂			
	Wasserversorgung Kühlung											M ₃			
												M ₄			
	Abwasserbeseitigung Produktion und Reinigung (Indirekteinleiter)		X			Konz. Abwasser						M ₁			
												M ₂			
												M ₃			
												M ₄			
Landwirtschaftliche Nutzung	Abwasserbeseitigung Kühlung					Konz. Abwasser						M ₁			
												M ₂			
												M ₃			
												M ₄			
	Wasserversorgung Agrarflächen											M ₁			
												M ₂			
												M ₃			
												M ₄			
Landwirtschaftliche Nutzung	Wasserversorgung Tiere	X		tox. begründet LW 1,75 ug/L (UBA)		1-6ng/L im TW			GOW 0,3 ug/L (UBA)	nicht relevant	nicht relevant	M ₁			
												M ₂			
												M ₃			
												M ₄			
	Bewirtschaftung von landwirtschaftlichen Flächen (Gülleausbringung, PSM-Einsatz, Klärschlamm)		X			Konz. Zufluss						M ₁			
												M ₂			
												M ₃			
												M ₄			

Tabelle 5-2: Wirkungen und Maßnahmen für den Spurenstoff Diclofenac (Fortsetzung)

[illegible]

Legende

Legende	
	Einfluss Nutzungskomponente gering bis vernachlässigbar
	Nutzungskomponente kann durch Stoffeintrag negativ beeinflusst werden (möglicher "Beschädigter")
	Nutzungskomponente kann direkt oder indirekt Stoff eintragen (möglicher "Verursacher")

5.2.3 Ermittlungen der Nutzenaspekte als Voraussetzung für die Bewertung des Nutzens

Um Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen bewerten zu können, müssen Nutzenaspekte identifiziert werden. Ein Nutzenaspekt ist eine Verbesserung des vorherigen Zustandes aufgrund der Reduktion oder Elimination eines Spurenstoffes oder eine monetäre Einsparung an anderer Stelle. Beispiele für Nutzenaspekte in der Natur sowie bei der produktiven und konsumtiven Wasser- und Gewässernutzung zeigt:

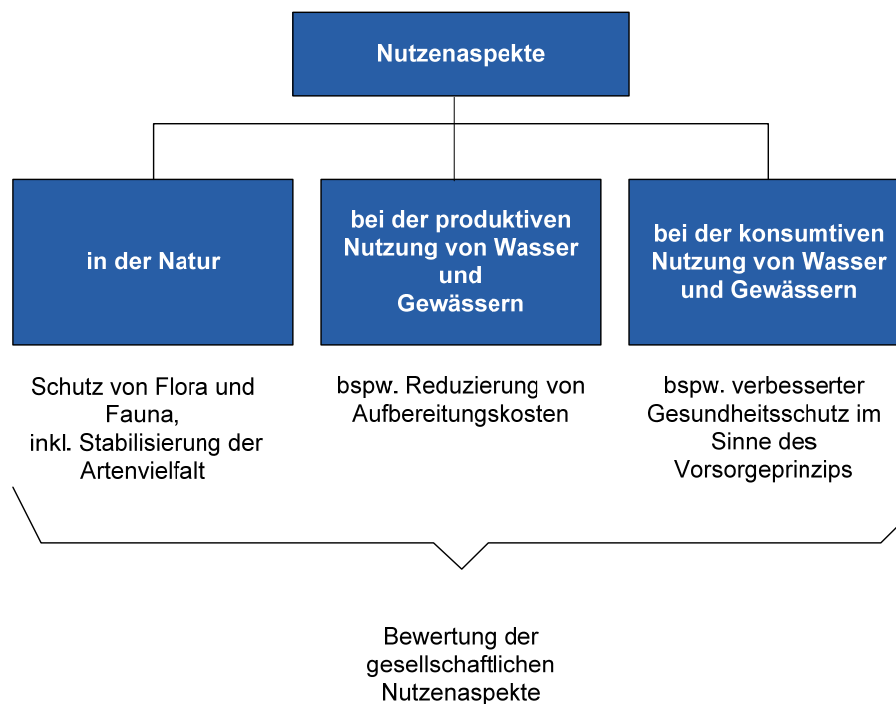


Bild 5-9: Nutzenaspekte

Ausgehend von den in Kapitel 5.2.2 dargestellten Analyseschritten wird im nächsten Schritt ermittelt, welche Nutzenaspekte relevant sind. Folgendes Beispiel soll hier die Kausalität zwischen der Nutzungskomponente und dem Nutzenaspekt darstellen. Dem seitlichen Einzugsgebiet ist die Siedlungsnutzung mit der Nutzungskomponente Trinkwasserversorgung der Haushalte zugeordnet. Diese wird durch die Wirkung eines Spurenstoffes (hier beispielhaft XY genannt) beeinflusst. Mit der Durchführung einer Maßnahme, z. B. der Ertüchtigung einer Kläranlage durch Aktivkohle, wird der Spurenstoff teilweise oder vollständig eliminiert. Diese Maßnahme beinhaltet Nutzenaspekte, und zwar den Schutz der Gesundheit durch eine Verbesserung der Trinkwasserqualität oder eine Einsparung von Kosten bei der Trinkwasseraufbereitung infolge einer höheren Rohwasserqualität.

Tabelle 5-3 zeigt die möglichen Nutzenaspekte bei der Elimination des Wirkstoffs Diclofenac. Die Bedeutung der Farbgebung ist die dieselbe wie in Tabelle 5-2.

Tabelle 5-3: Beispielhafte Nutzenaspekte für den Spurenstoff Diclofenac

		Spurenstoff Diclofenac	
		Maßnahmen	
Nutzungen	Nutzungskomponenten	Art der Maßnahme	Nutzenaspekte
Nutzungen Seitliches Einzugsgebiet			
Siedlungsnutzung	Trinkwasserversorgung Haushalte, Krankenhäuser, Pflegeeinrichtungen	M ₁	Verbesserung der Trinkwasserqualität zum Schutz der Gesundheit
		M ₂	Verbesserung der Trinkwasserqualität zum Schutz von Flora und Fauna z. B. bei Bewässerung
		M ₃	
		M ₄	Verbesserung der Trinkwasserqualität zum Schutz der Gesundheit
	Abwasserbeseitigung Haushalte	M ₁	Einsparungen [%], z. B. an der Kläranlage etwa durch Vermeidung einer Zusatz-, Erweiterungs- oder Folgeinvestition
		M ₂	
		M ₃	
		M ₄	
	Abwasserbeseitigung Krankenhäuser	M ₁	Einsparungen [%], z. B. an der Kläranlage
		M ₂	
		M ₃	
		M ₄	
	Abwasserbeseitigung Pflegeeinrichtungen	M ₁	Einsparungen [%], z. B. an der Kläranlage
		M ₂	
		M ₃	
		M ₄	
	Abfluss von Verkehrsflächen	M ₁	Einsparungen [%], z. B. an der Kläranlage
		M ₂	
		M ₃	
		M ₄	
Wirtschaftliche/ Industrielle Nutzung	Trinkwasserversorgung Produktion und Reinigung	M ₁	→ Nutzenbeeinträchtigung nur im Einzelfall
		M ₂	
		M ₃	
		M ₄	
	Brauchwasserversorgung Produktion und Reinigung	M ₁	→ keine weitere Nutzenanalyse
		M ₂	
		M ₃	
		M ₄	
	Wasserversorgung Kühlung	M ₁	→ keine weitere Nutzenanalyse
		M ₂	
		M ₃	
		M ₄	
Landwirtschaftliche Nutzung	Wasserversorgung Agrarflächen	M ₁	Verbesserung der Wasserqualität zum Schutz der Gesundheit
		M ₂	Verbesserung der Wasserqualität zum Schutz von Flora und Fauna
		M ₃	
		M ₄	
	Wasserversorgung Tiere	M ₁	Verbesserung der Wasserqualität zum Schutz der Gesundheit
		M ₂	
		M ₃	
		M ₄	
	Bewirtschaftung von landwirtschaftlichen Flächen (Gülleausbringung, PSM-Einsatz, Klärschlamm)	M ₁	
		M ₂	
		M ₃	
		M ₄	
Forstwirtschaftliche Nutzung	Bewirtschaftung bewaldeter Flächen (z.B. Einsatz Unkrautvernichtungsmittel)	M ₁	
		M ₂	
		M ₃	
		M ₄	

Tabelle 5-3: Beispielhafte Nutzenaspekte für den Spurenstoff Diclofenac (Fortsetzung)

Erholungs- und Freizeitnutzung	Baden	M1	Verbesserung der Wasserqualität zum Schutz der Gesundheit
		M2	Verbesserung der Wasserqualität zum Schutz von Flora und Fauna
		M3	
		M4	
	Fischerei	M1	
		M2	
		M3	
		M4	
Altstandorte/ Altablagerungen und Deponien	Belastete Grundwasserzuflüsse, in Abhängigkeit vom Wirkungspfad Boden - Wasser	M1	
		M2	
		M3	
		M4	
Ökologischer Lebensraum	Gewässerökologie	M1	Wasserqualität zum Schutz der von Flora und Fauna z.B. bei Bewässerung
		M2	
		M3	
		M4	
Nutzungen Oberflächenwasserkörper			
Entnehmen, Aufbereiten und Ableiten	Trinkwasserversorgung	M1	Verbesserung der Trinkwasserqualität zum Schutz der Gesundheit
		M2	
		M3	
		M4	
	Brauchwasserversorgung	M1	Einsparungen in [%]
		M2	
		M3	
		M4	
	Kühlwasserversorgung	M1	→ keine weitere Nutzenanalyse
		M2	
		M3	
		M4	
Aufstauen und Absenken	Fischteiche	M1	
		M2	
		M3	
		M4	
Einbringen und Einleiten	Abwasserbehandlung industrielle Direkteinleiter)	M1	Einsparungen in [%]
		M2	
		M3	
		M4	
	Abwasserbehandlung (kommunale Direkteinleiter)	M1	Einsparungen in [%]
		M2	
		M3	
		M4	
	Mischwasserentlastung (ggf. Niederschlagswasserentlastung)	M1	Einsparungen in [%]
		M2	
		M3	
		M4	
	Külwassereinleitung	M1	→ keine weitere Nutzenanalyse
		M2	
		M3	
		M4	
Ökologischer Lebensraum	Gewässerökologie	M1	Wasserqualität zum Schutz der von Flora und Fauna z.B. bei Bewässerung
		M2	
		M3	
		M4	
Nutzungen Grundwasserkörper			
Einbringen und Einleiten	Infiltration aus undichten Kanälen	M1	→ keine weitere Nutzenanalyse
		M2	
		M3	
		M4	
	Abwasserverrieselung	M1	
		M2	
		M3	
		M4	
	Kleinkläranlagen mit Einleitung in das Grundwasser	M1	
		M2	
		M3	
		M4	
Zu Tage fördern und zu Tage leiten	Entnahme von Grundwasser zur Trinkwasserversorgung	M1	
		M2	
		M3	
		M4	
	Entnahme von Grundwasser zur Trinkwasserversorgung aus Brunnen	M1	
		M2	
		M3	
		M4	

Legende

	Einfluss Nutzungskomponente gering bis vernachlässigbar
	Nutzungskomponente kann durch Stoffeintrag negativ beeinflusst werden (möglicher "Beschädigter")
	Nutzungskomponente kann direkt oder indirekt Stoff eintragen (möglicher "Verursacher")

5.2.4 Implikationen für das weitere Vorgehen

In Abschnitt 5.2 „Identifizierung und Analyse von Nutzenaspekten“ sind die Nutzungen, Nutzungskomponenten sowie Nutzenaspekte, die durch Spurenstoffe beeinflusst werden könnten, identifiziert und analysiert worden. Um diese Nutzenaspekte in Abschnitt 5.6. „Abschätzung der Nutzen von Maßnahmen“ bewerten zu können, sind monetäre oder nicht-monetäre Methoden einzusetzen. Diese werden in Abschnitt 5.3 „Auswahl einer Methode zur Nutzenbewertung“ diskutiert, um die für die Projektziele „beste“ Methode auswählen zu können.

Zur Bewertung bestehen grundsätzlich zwei Wege:

- Die verschiedenen Nutzenaspekte einzelner Maßnahmen oder Maßnahmenkombinationen werden im Rahmen einer Nutzwertanalyse (oder einem ähnlichen Verfahren, z. B. einem Schulnotensystem) in Nutzenwerte übertragen, gewichtet, miteinander verknüpft und zu einem „Gesamtnutzen“ verdichtet. Dabei stellen sich – weil der Gesamtnutzen einer Maßnahme nicht monetär ausgedrückt wird – zwei grundlegende Schwierigkeiten:
 - o Es kann keine Aussage darüber getroffen werden, ob sich die „beste“ Maßnahme oder Maßnahmenkombination zur Elimination oder Minderung von Spurenstoffeinträgen volkswirtschaftlich rechnet. Der Grund liegt darin, dass den Auszahlungen, die mit einer Anpassungsmaßnahme verbunden sind, nicht-monetäre Nutzen gegenübergestellt werden.
 - o Es kann aber nach Möglichkeiten gesucht werden, die relative Vorteilhaftigkeit einzelner Maßnahmen zu bestimmen. Mit verschiedenen Maßnahmen werden unterschiedliche Investitionssummen, aber auch unterschiedliche Nutzenaspekte und damit Nutzen verbunden sein. Diese Effekte müssen vergleichbar gemacht werden, um die relativ „besten“ Maßnahmen bestimmen zu können.
- Theoretisch erforderlich, praktisch aber aufwändig und im Projekt auch nicht vorgesehen, wäre eine monetäre Bestimmung der Nutzen durch Expertenbefragungen oder durch Bürgerbefragungen im Sinne bspw. von Zahlungsbereitschaftsanalysen (Contingent Valuation Method). Damit könnte den Kosten ein monetärer Nutzen gegenübergestellt werden, was eine Auswahl der „besten“ Maßnahme erlauben würde. Eine abgeschwächte Vorgehensweise bestünde in einer monetären Bewertung der Veränderung von Nutzwerten (oder Schulnoten). Die Fragestellung würde dann in etwa wie folgt lauten: Durch Maßnahmen wäre es möglich, einen Spurenstoff aus einem Gewässer zu eliminieren und die

Gewässerqualität somit um eine Note zu verbessern. Was wären Sie bereit dafür zu zahlen? Dies wäre ein Weg, Nutzen monetär zu bewerten.

Das folgende Bild 5-10 veranschaulicht die Zusammenhänge beispielhaft für den Spurenstoff Diclofenac:

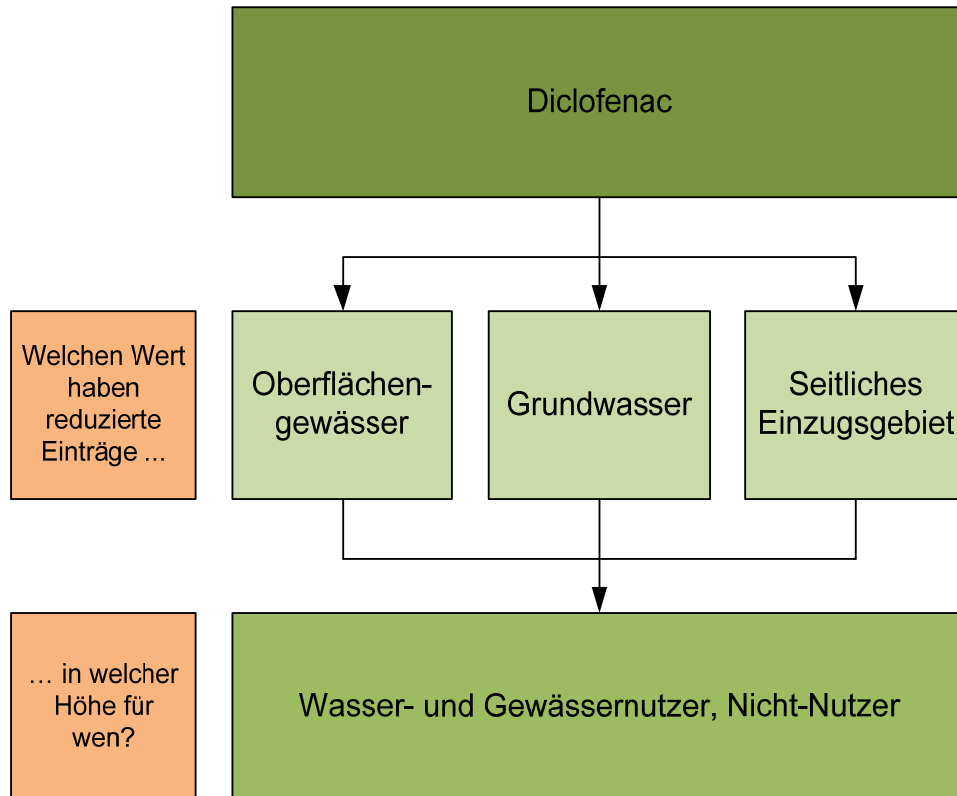


Bild 5-10: Bewertung der Elimination eines Spurenstoffs

Die zu beschreibenden und zu diskutierenden Bewertungsverfahren dienen als Ausgangspunkt für die Bewertung des Nutzens im Abschnitt 5.6. „Abschätzung der Nutzen von Maßnahmen“.

Insbesondere der Einfluss der ausgewählten Spurenstoffe auf die Nutzungsbereiche Trinkwasser, Erholung und Freizeit sowie ökologischer Lebensraum – also grob differenziert die Nutzung durch Mensch und ökologisches System – sind im Projekt als relevant eingestuft worden. Das sind in der Betrachtung des Weges eines Spurenstoffes (Bild 5-11) die dunkelblau markierten Bereiche, die über unterschiedliche Pfade beeinträchtigt werden können.

...		Landwirtschaft		Direkteinleiter		Indirekteinleiter		
...	...	Ackerbau	Viehzucht	Chemie	...	Haushalte (Arzneimittel)	Hotspots	
							Pflegeeinrichtungen	Krankenhäuser
Spurenstoff XY								
Diffuse Einträge				Einbringen und Einleiten: Kläranlagen				
Grundwasser		Oberflächengewässer						
Entnehmen				Weitere Nutzungen				
ohne Aufbereitung		mit Aufbereitung		Erholung und Freizeit (z.B. Schwimmen)		Ökol. Lebensraum		
Brauchwasser	Kühlung	Trinkwasser	Brauchwasser			Flora	Fauna	
Mögliche Wirkung(en) durch Spurenstoff XY								

Bild 5-11: Primäre Bereiche der Nutzenbestimmung

5.3 Auswahl einer Methode zur Nutzenbewertung

5.3.1 Einordnung und Abgrenzung

Mit Gewässernutzungen ist ein Nutzen für unterschiedliche Akteure verbunden. Sind die Nutzungen identifiziert (vgl. Abschnitt 5.2), kann anhand dieser der Kreis der relevanten Akteure eingegrenzt werden. Diese Akteure können Nutzer oder Nicht-Nutzer sein (Wronka, 2004). Sie messen Gewässernutzungen einen Wert zu, der grob in Nutzer- und Nicht-Nutzer-Werte (auch Gebrauchs oder Nicht-Gebrauchswerte) unterteilt werden kann. Das Konzept, welches die Werte zusammenfasst, ist der ökonomische Gesamtwert (Total Economic Value). Es ist ein vielfach gewählter und in der heutigen Literatur konsensualer Ausgangspunkt für die ökonomische Bewertung von Veränderungen in Natur und Landschaft (Pearce und Turner, 1990). Wird ein Gewässer z. B. zur Erholung genutzt, geht damit ein Nutzerwert einher, der direkt oder indirekt sein kann (Grossmann et al., 2010 und die dort angegebene Literatur). Direkte Gebrauchswerte resultieren aus der unmittelbaren Nutzung von Natur und Landschaft (z. B. Nutzung als Trinkwasser, Freizeit- und Erholungsnutzen, landwirtschaftliche Nutzung) (Wagner, 2000). Indirekte Gebrauchswerte ergeben sich dagegen nicht aus einer direkten Nutzung, sondern aus den Dienstleistungen der Ökosysteme (z. B. Erhaltung bestimmter Fischarten, Verminderung von Schadstoffen zur Verbesserung der Trinkwasserqualität) (Meyerhoff et al., 2006). Aber auch Menschen, die ein Gewässer nicht selbst nutzen, können einer Qualitätsverbesserung einen Wert beimessen. Dies sind die so genannten „Nicht-Nutzer-Werte“, die in Existenz- sowie

ggf. Options- und Vermächtniswerte aufgeteilt werden können (vgl. (Lesser et al., 1997; Faucheux und Noël, 2001). Je weiter die Grenzen des Untersuchungsfeldes gezogen werden, desto größer wird der Kreis der Nicht-Nutzer sein. Umgekehrt gilt: Je größer die Bedeutung ist, die den Nicht-Nutzerwerten zugeschrieben wird, desto größer wird das Untersuchungsfeld sein müssen (Schaefer et al., 2011).

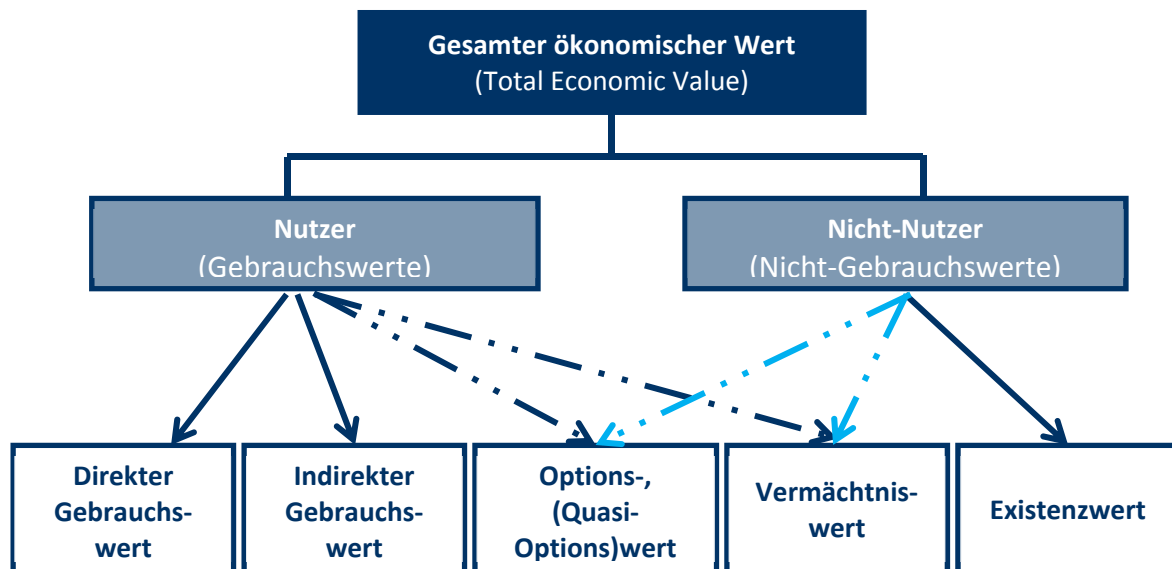


Bild 5-12: Werte von Umweltgütern (Pearce und Turner, 1990)

Obleich in der Literatur weitgehend Einigkeit darüber entsteht, dass Nutzer- und Nicht-Nutzer-Werte voneinander unterschieden werden können, wird die Zuordnung weiterer Wertkomponenten nicht einheitlich vorgenommen. Entsprechend wird der Optionswert teilweise unter die Nutzerwerte gefasst. Auch wird der Vermächtniswert nicht einheitlich als Unterkategorie des Nicht-Nutzerwertes interpretiert. Insofern kann das obige Bild 5-12 nur als mögliches Beispiel für eine Einteilung angesehen werden.

Der Optionswert ergibt sich daraus, dass Menschen einem besseren Gewässerzustand einen Wert zumessen, obwohl sie das Gewässer aktuell nicht nutzen. Sie beabsichtigen aber, dieses in Zukunft in irgendeiner Weise zu tun. Aber auch ohne ein solches Nutzungsvorhaben ist es möglich, dass Gewässern allein aufgrund ihres Vorhandenseins ein Wert beigemessen wird (Existenzwert). Beim Vermächtnismotiv resultiert eine Wertschätzung daraus, dass nachfolgenden Generationen die Nutzung von Gewässerleistungen ermöglicht wird. Tabelle 5-4 veranschaulicht beispielhaft den gesamten ökonomischen Wert von Gewässernutzungen.

Tabelle 5-4: Gesamter ökologischer Wert im Gewässer (modifiziert nach Barbier, 1992)

Gesamter ökonomischer Wert				
Nutzer (Gebrauchswerte) und Nicht-Nutzer (Nicht - Gebrauchswerte)				
(1) Direkte Werte	(2) Indirekte Werte	(3) Optionswert	(4) Vermächtniswert	(5) Existenzwert
• Trinkwasser • Erholung • Fischerei • Ökologische Land- und Forstwirtschaft	• Schutz von Wasserressourcen • Nährstoffsенke • Abbau von Schadstoffen • Einfluss auf regionales/lokales Klima	• Zukünftige Nutzungen von (1) und (2)	• Sicherstellung der zukünftigen Nutzungen von (1) und (2) durch nachfolgende Generationen	• Objekte intrinsischer Werte, (einmalige Naturlandschaften) • ggf. Verantwortung gegenüber Späterem

5.3.2 Monetäre Bewertungsmethoden

Um die im vorherigen Abschnitt beschriebenen Nutzer- und Nicht-Nutzer-Werte quantifizieren zu können, wurden in der Ökonomie Methoden entwickelt, die sich in verschiedenen Aspekten unterscheiden. Dabei sind nicht alle Methoden in der Lage, auch sämtliche Teilaspekte wie bspw. Optionswerte zu erfassen (Schaefer et al., 2011). Bild 5-13 gibt eine Übersicht über die Methoden zur Monetarisierung der Nutzen, die in den Abschnitten 5.3.3 - 5.3.5 genauer beschrieben werden.

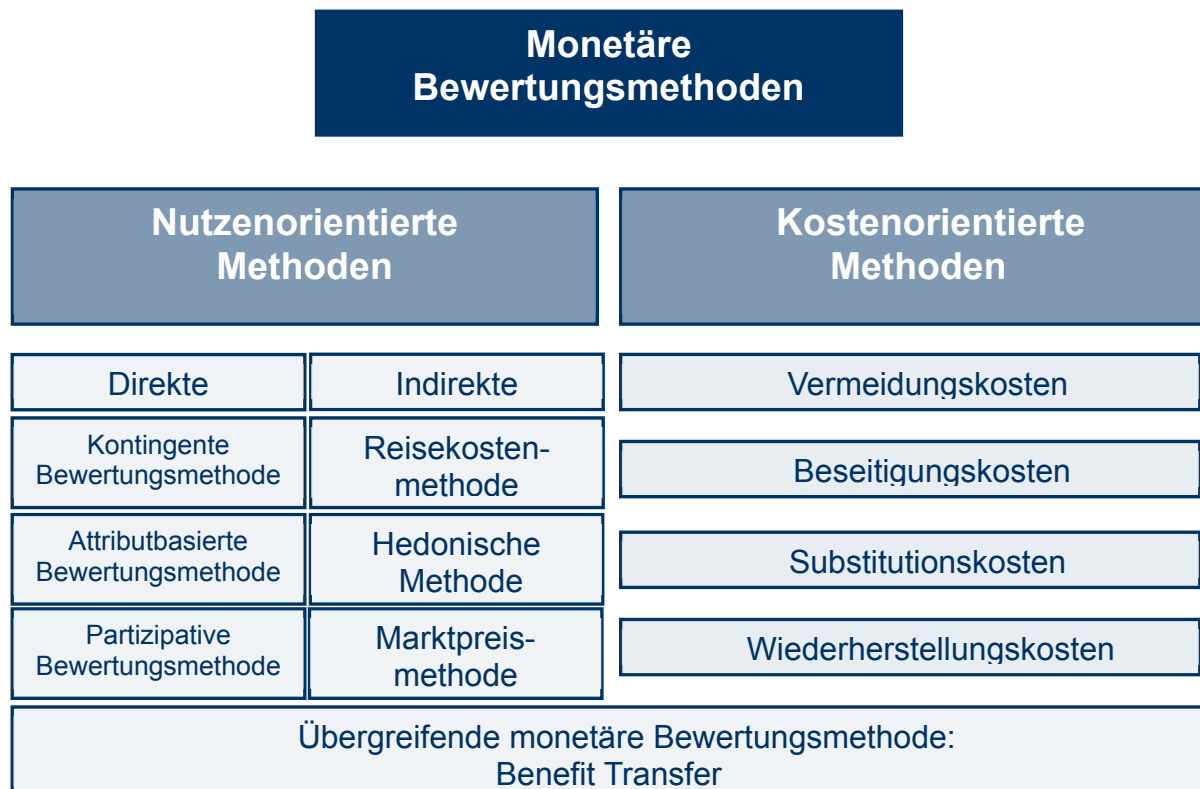


Bild 5-13: Monetäre Bewertungsmethoden

Darüber hinaus existieren auch Methoden, die Nutzen qualitativ erheben. Diese werden insbesondere dann eingesetzt, wenn die Bestimmung der Nutzen in Geldwerten aufgrund von Datenproblemen nicht erfolgen kann. Jedoch weist diese Vorgehensweise im Vergleich zur Monetarisierung eine deutliche Einschränkung des Erkenntniswertes auf.

5.3.3 Nutzenorientierte Bewertungsmethoden

5.3.3.1 Marktpreismethode

Idealerweise bilden sich Preise auf einem Markt. Märkte sind in der Lage, Präferenzen dadurch aufzudecken, dass die sich dort durch Interaktionen der Teilnehmer ergebenden Preise gerade die Nutzen der gehandelten Güter widerspiegeln (Lesser et al., 1997; King und Mazzotta, 2000a). Wird bspw. durch die Elimination einer bestimmten zusätzlichen Menge an Spurenstoffen eine feststellbare Anzahl an marktgängigen Fischen nicht sterben, so reflektiert der Preis je Kilo dieser Fischart einen Teil des Nutzens an dem saubereren Gewässer (Pommerehne und Römer, 1992). Ebenso ist denkbar, dass durch die Aufrüstung von Kläranlagen die Kosten für die Gewinnung von Trinkwasser in nachgelagerten Wasserwerken sinken. Reduzieren sich bspw. durch verminderte Laufzeiten die Energiekosten, reflektieren diese Einsparungen ebenfalls einen Teil des Nutzens aus der zusätzlichen Elimination.

Auch wenn es aus theoretischer Sicht wünschenswert wäre, sämtliche Nutzen über die Marktpreise ablesen zu können, existieren für eine große Zahl der Gewässerleistungen keine Marktpreise. Jedoch gibt es Möglichkeiten, diese unter Zuhilfenahme der im Folgenden beschriebenen Methoden herzuleiten (Umweltbundesamt, 2007).

5.3.3.2 Kontingente Bewertungsmethode

Weitaus bedeutender als die Marktpreismethode sind in der Praxis Befragungen, auch bekannt als Zahlungsbereitschaftsanalysen. Im Rahmen der kontingenten Bewertungsmethode können Zahlungsbereitschaften (engl. Willingness to Pay, WTP), z. B. für eine verbesserte Gewässerqualität als Folge der Erweiterung von Kläranlagen um eine vierte Reinigungsstufe bestimmt werden (Meyerhoff, 1999; Alberini und Kahn, 2006).

Zunächst ist das zu bewertende Gut präzise zu beschreiben (Arrow et al., 1993). Die Befragten müssen eindeutig erkennen, wozu genau sie ihre Zahlungsbereitschaft angeben sollen. Da hier ein realer Marktvorgang im Sinne eines Kaufs erfolgt, ist durch die Beschreibung der Gewässerleistung eine möglichst realitätsnahe Situation herzustellen.

Erfolgt die Befragung über persönliche Interviews, können zusätzlich Bilder des Gewässers gezeigt werden, um diesen Effekt zu unterstützen.

Sodann ist festzulegen, wie die Zahlung erfolgen soll. Denkbar sind bspw. Steuern oder Gebühren. Ebenso muss der Turnus der Zahlung bestimmt werden. Hierbei gibt es unterschiedliche Varianten von monatlicher bis zu jährlicher Zahlung oder auch Einmalzahlungen (Hanley et al., 2007).

Letztlich sind die Zahlungsbereitschaften aus der repräsentativen Erhebung der Stichprobe zu einer Summe auf die Bevölkerung im relevanten Untersuchungsgebiet aufzuaddieren. Dabei kommen als Basis der Median oder der Mittelwert in Betracht (Pearce et al., 2006).

Bei der Durchführung von Befragungen gibt es unterschiedliche Verfahren, die wiederum jeweils unterschiedliche Vor- und Nachteile sowie Umsetzungskosten aufweisen. Bei der Art der Fragestellung kann gewählt werden, ob offene Fragen, ein Referendum oder die Versteigerung eingesetzt werden sollen.

Bei offenen Fragen werden die Probanden üblicherweise gebeten, ohne Hilfsmittel ihre Zahlungsbereitschaft zu nennen. Unterstützend ist es möglich, Zahlungskarten einzusetzen. Zu berücksichtigen ist bei der Interpretation von Ergebnissen aus dieser Art der Befragung, dass viele Menschen keine Erfahrung mit der Bewertung nicht-marktgängiger Güter wie Gewässerleistungen haben.

Im Falle eines Referendums wird das zu bewertende Gut mit einem Preis versehen, wodurch die Befragten in eine ihnen bekannte Situation des Einkaufs in einem Supermarkt versetzt werden.

Für eine Versteigerung müssen die Befragten ausgehend von einem Wert angeben, ob sie diesen akzeptieren oder nicht. Der Wert wird dabei so lange nach oben oder unten korrigiert, bis die Befragten sich nicht mehr zwischen Annahme und Ablehnung entscheiden können (Liebe, 2007). Allerdings kann hierbei der zuerst genannte Betrag als Anker wirken und das Ergebnis maßgeblich beeinflussen.

Die Befragung an sich kann über verschiedene Kanäle durchgeführt werden (Meyerhoff, 1999; Kooten und Bulte, 2000). Zum einen ist es möglich, die Zahlungsbereitschaft mittels telefonischer Interviews zu erheben, die ohne visualisierende Hilfsmittel auskommen müssen. Bei schriftlichen Befragungen ist es den Probanden nicht möglich, Rückfragen zu stellen und es ergibt sich darüber hinaus das Problem geringer Rücklaufquoten, was die Repräsentativität und somit eine Hochrechnung auf die relevante Region gefährden kann. Ideal, aber auch sehr kostenintensiv ist das persönliche Interview. Dieses hat nicht die Schwächen der anderen Varianten, jedoch kann es hier durch den Interviewer selbst zu Verzerrungen kommen, sei es, weil die Befragten konform handeln wollen, um den

vermeintlichen Erwartungen des Interviewers zu entsprechen oder weil dieser tatsächlich die Beantwortung im Sinne seines eigenen Interesses zu beeinflussen versucht (Carson, 2000).

Die Kontingente Bewertung weist eine Reihe von spezifischen Anwendungsproblemen (Hecht und Werbeck, 2010) auf, die das folgende Bild 5-14 zusammenfasst.

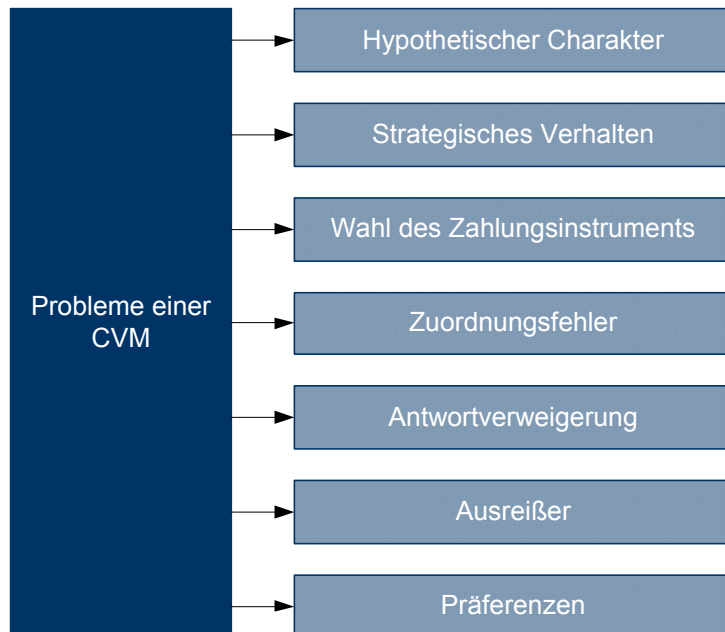


Bild 5-14: Probleme der kontingenten Bewertung

Zusätzlich zum hypothetischen Charakter ist es möglich, dass die Befragten antizipieren, dass sie über eine Umlage in zukünftigen Abwassergebühren die Aufrüstungen der Kläranlagen mitfinanzieren müssen. In diesem Falle ist es wahrscheinlich, dass sie sich strategisch verhalten und ihre Zahlungsbereitschaft für eine verbesserte Gewässerqualität zu gering ausweisen (Elsasser, 1996).

Zudem kann die Wahl des Zahlungsinstruments die Höhe der Zahlungsbereitschaft beeinflussen. Wird die Reinhaltung der Gewässer als Aufgabe des Staates betrachtet, ist zu erwarten, dass die Bereitschaft, dafür eine zusätzliche Gebühr zu zahlen, geringer ausfallen wird. Haben die Befragten den Eindruck, dass die Steuerlast generell zu hoch ist, kann die Wertschätzung bei einer Finanzierung über eine Steuer ebenfalls geringer angegeben werden. Die Ursache für beide Effekte liegt dabei nicht in der zu bewertenden Reduktion der Spurenstofffracht, die eine Verbesserung der Gewässerqualität mit sich bringt. Auch ist es möglich, dass die Probanden zwar eine Wertschätzung für ein Gut aufweisen, jedoch im Zuge des Verursacherprinzips die Meinung vertreten, dass diejenigen dafür aufkommen sollen, die die Gewässerbelastung hervorrufen. Wichtig ist, dass den Befragten aufgezeigt wird, dass sie ihre Angaben aus ihren Einkünften aufbringen müssen, damit es zu realitätsnahen Werten kommt. Ein notwendiges Hilfsmittel zur Überprüfung der finanziellen Leistungsfähigkeit sind Fragen zu sozio-demographischen Merkmalen. Deutliche Übertreibungen können auf Protestantworten hindeuten.

Die Zuordnung der angegebenen Zahlungsbereitschaften kann ebenfalls mit Fehlern behaftet sein. Sollen z. B. mehrere positive Effekte, die eine zusätzliche Elimination von Spurenstoffen nach sich ziehen, beurteilt werden, ist es möglich, dass durch die moralische Befriedigung (warm glow) der Erstgenannte das Gros der Wertschätzung erfährt. Dem Embedding-Effekt, der beschreibt, dass für Bündel von Gewässerleistungen meist eine geringere Zahlungsbereitschaft genannt wird als für die Einzelmaßnahmen, kann bspw. dadurch begegnet werden, dass zunächst die gesamte Wertschätzung abgefragt und im Anschluss auf die Komponenten verteilt wird (Arrow et al., 1993; Carson, 2000).

Antwortverweigerungen können ebenfalls Schwierigkeiten mit sich bringen. Im Extremfall ist die Repräsentativität der Befragungsstichprobe nicht mehr gegeben. Dabei ist zu unterscheiden, ob keine Zahlungsbereitschaft oder 0 € angegeben wurde. Während erstere Missings sind und bei der Aggregation nicht berücksichtigt werden können, ist die angegebene Wertschätzung von 0 € durchaus relevant. Darüber hinaus ist nicht auszuschließen, dass die Befragten mit dem größten Eigeninteresse an der zu bewertenden Gewässerleistung (bspw. weil diese von ihnen besonders häufig in Anspruch genommen wird) ihre Zahlungsbereitschaft systematisch übertreiben.

Die genannten Probleme können z. T. durch die Wahl des Medians zur Aggregation der Zahlungsbereitschaften, aufgrund seiner Robustheit gegenüber solchen Angaben, reduziert werden.

Auch die Präferenzen sind Quelle für Anwendungsprobleme. Grundannahme ist, dass Menschen diese kennen und ordnen können. Häufig werden diese aber erst bei der Befragung bewusst und in dem Zuge in Abhängigkeit von einer grundsätzlichen Einstellung (Attitude) der Probanden gebildet. Dabei wird davon ausgegangen, dass z. B. Mitglieder einer Umweltorganisation höhere Zahlungsbereitschaften für saubere Gewässer aufweisen als Nicht-Mitglieder.

Die Durchführung einer kontingenten Bewertung ist mit relativ hohen Kosten und viel Zeitaufwand verbunden. Allerdings ist es mit ihr möglich, auch Nicht-Nutzer-Werte zu erfassen, die im Extremfall sogar die Nutzer-Werte übersteigen können. Vorteilhaft ist zudem, dass auch sehr geringe Verbesserungen der Gewässerqualität bewertet werden können, sofern es gelingt diese greifbar zu beschreiben. Die Durchführung der wissenschaftlich wünschenswerten kontingenten Bewertung ist explizit nicht Bestandteil des vorliegenden Projektes, würde aber eine sinnvolle und zweckmäßige Ergänzung der Ausführungen darstellen, wenn die Repräsentativität der Ergebnisse sichergestellt werden kann.

5.3.3.3 Attributbasierte Bewertungsmethode

Ähnlich der kontingenten Bewertung ist die sogenannte attributbasierte Bewertungsmethode eine Methode, mit der im Rahmen von Choice Experimenten die Zahlungsbereitschaften indirekt abgefragt werden (King und Mazzotta, 2000b; Liebe und Meyerhoff, 2005). Dies erfolgt mit Hilfe sogenannter Choice Sets. Diese beinhalten verschiedene Szenarien mit unterschiedlichsten Ausprägungen zur Gewässerqualität und damit einhergehenden Eigenschaften. Bei diesem präferenzzerlegenden Verfahren wird also versucht, die Befragten in eine Situation zu bringen, in der sie sich zwischen Gütern mit unterschiedlichen Eigenschaften und Preisen entscheiden müssen. Durch statistische Methoden werden letztlich die Wertschätzungen für die einzelnen Ausprägungen isoliert (Schmitz et al., 2003).

In der praktischen Anwendung werden die Eigenschaften des Gewässers systematisch variiert, was dazu führt, dass besonders wertgeschätzte Attribute ermittelt werden können, indem eine Abwägungsentscheidung zu treffen ist. Hierfür ist erforderlich, dass die Qualitätskomponenten überhaupt anpassbar und verständlich beschreibbar sind. Aufgrund der Komplexität und relativ hohen Dauer sind nur wenige Abwandlungen einer begrenzten Zahl an Eigenschaften abfragbar. Ebenso darf es keine Wechselwirkungen der Attribute geben, da sonst die Präferenzen nicht zu einer wissenschaftlich haltbaren Zahlungsbereitschaft verdichtet werden können (Hanley et al., 1998).

Basierend auf dem gegenwärtigen naturwissenschaftlichen Forschungsstand (Projekttreffen am 10.10.2011, Expertenkommission Programm „Reine Ruhr“ und MKULNV, 2012) können mit dieser Methode im Projektkontext weder Aussagen zur Einhaltung der vorgegebenen Zielwerte im Gewässer noch zu Differenzierungen zwischen unterschiedlichen Zielwerten unter Berücksichtigung verschiedener Eliminationsverfahren getroffen werden. Es mangelt an Informationen sowohl zu den ökotoxikologischen sowie zu den humantoxikologischen Wirkungen von Spurenstoffen im Gewässer.

5.3.3.4 Partizipative Bewertungsmethode

Aufgrund zu geringer Informationen über eine zu bewertende Gewässerqualität, was die Angabe einer Zahlungsbereitschaft oder die Auswahl von Bündeln wie bei der attributbasierten Methode erschwert, existiert mit der Methode der partizipativen Bewertung der Versuch, diese Defizite zu beheben (Layenaar, 2008; Dienel, 2009). Generell werden dabei zwei Varianten unterschieden, die mit einer kleinen Stichprobe aus der betreffenden Bevölkerung durchgeführt werden. In zwei bis drei Tagen werden mehrere Gruppendiskussionen geführt und Experten angehört. Während die Bewertung bei „CitizenJuries“ sowohl durch die ausgewählten Bürger (meist zehn bis zwölf) untereinander als auch mit Experten erfolgt und abschließend eine gemeinsame Wertschätzung festgelegt

wird, erfolgt die Bewertung bei „Market Stalls“ individuell und anonym am Ende jeder Diskussion (durch meist acht bis zehn Bürger) (Hespelt und Krebs, 2005). Die Bürger halten dabei ihre Gedanken und Fragen persönlich und schriftlich fest und bringen diese in die nächste Sitzung ein, was ihre Zahlungsbereitschaft im Laufe der Zeit beeinflussen kann (Umweltbundesamt, 2007). Wie bereits bei der attributbasierten Bewertungsmethode ist aufgrund der fehlenden Wirkungsketten diese Methode im Projektkontext mit dem derzeitigen naturwissenschaftlichen Forschungsstand nicht vereinbar.

5.3.3.5 Reisekostenmethode

Grundannahme dieser Methode ist, dass die Wertschätzung für ein Gewässer mindestens den Kosten entspricht, die für den Besuch aufgewendet werden. Diese unterteilen sich hauptsächlich in Planungs-, Fahrt-, Zeit- und Aufenthaltskosten (Lesser et al., 1997; Faucheux und Noël, 2001). Mit unterschiedlichen Distanzen zu einem Umweltgut, bspw. zur Freizeit- und Erholungsnutzung, gehen unterschiedliche Kosten und auch Häufigkeiten einher, so dass daraus ein fiktiver Eintrittspreis für den Besuch an einem Gewässer bestimmt werden kann. Limitierend wirkt dabei, dass nur aktuelle Gewässereigenschaften bewertet werden können, da die abgeleiteten Nutzen auf Beobachtungen realen Verhaltens der Erholungsuchenden basieren (Tietenberg und Lewis, 2009; Parsons, 2003). Die Methode existiert in verschiedenen Ausprägungen, die unterschiedlich tiefgehende Informationen erheben. Dies reicht vom reinen Feststellen der Nummernschilder über Fragen zu Anfahrtstrecken und Mitfahrern bis hin zu ausführlichen Befragungen, die auch soziodemographische Charakteristika zur Feststellung der Opportunitätskosten der jeweiligen Personen erheben, die statistisch weitergehend ausgewertet werden (King und Mazzotta, 2000c; Hanley et al., 2007).

Bei dieser Methode fehlt also die Ableitung der Mindestwertschätzung einer Änderung der Gewässerqualität. Diese könnte nur ex post festgestellt werden, darüber hinaus sind die festgestellten Kosten nur ein Indiz für den tatsächlichen Nutzen aus dem Besuch eines Gewässers. Aus diesen Gründen eignet sich die Reisekostenmethode im Projektkontext nicht zur Nutzenbestimmung.

5.3.3.6 Kostenbasierte Ansätze

Werden Einträge von Spurenstoffen in Gewässer nicht vermieden, gehen damit Kosten einher, die einem Betroffenen entstehen, z. B. Vermeidungs- oder Substitutionskosten. Die Frage ist hier, welchen Geldbetrag die Betroffenen aufwenden, um mögliche Schadstoffe (Spurenstoffeinträge), denen sie ausgesetzt sind, zu beseitigen oder zu vermeiden (King und Mazzotta, 2000d). Beispiele hierfür sind die Kosten für einen Schwimmbadbesuch, wenn ein

Gewässer nicht mehr als Badegewässer genutzt werden kann, sowie das Ausweichen eines Anglers auf ein anderes weiter entferntes Gewässer, weil das Gewässer bereits so stark mit Spurenstoffen belastet ist. Problematisch ist jedoch, dass diese Kosten den Nutzen nicht in jedem Fall reflektieren. Nur weil z. B. ein Ausweichen mit Kosten verbunden ist, bedeutet dies nicht automatisch, dass auch Nutzen in entsprechender Höhe erzeugt wird. Werden diese Kosten jedoch als Mindestnutzen interpretiert, wird genau das angenommen (vgl. Abgrenzung zu kostenorientierten Methoden in Abschnitt 0).

Darüber hinaus ist es aus einer volkswirtschaftlichen Perspektive nicht ausreichend, lediglich direkte Vermeidungs- oder Substitutionskosten zu betrachten. Vielmehr müssten damit einhergehende Wettbewerbs- und Arbeitsmarkteffekte sowie sonstige Auswirkungen einbezogen werden, um dem umfangreicheren volkswirtschaftlichen Kostenverständnis gerecht werden zu können.

5.3.3.7 Hedonische Methode

Der Ansatz hedonischer Preise fußt auf der Idee, dass bei manchen marktgängigen Gütern, insbesondere Immobilien, die Gewässerqualität eingepreist ist (Lesser et al., 1997; Faucheux und Noël, 2001; King und Mazzotta, 2000e; Taylor, 2003). Werden zwei Häuser mit ansonsten gleichen Eckdaten betrachtet, wovon eines an einem mit Spurenstoffen übermäßig belasteten Gewässern liegt und eines an einem solchen, bei dem die Zielwerte eingehalten werden, müsste der Kaufpreis des letzteren höher sein. Dieser Unterschied kann dann als Wertschätzung für die bessere Gewässerqualität angesetzt werden. In der Praxis sind diese Fälle extrem schwierig zu identifizieren, da Unterschiede zwischen Immobilien kaum monokausal zu erklären sind (Wronka, 2004). Es ist aber mit statistischen Methoden grundsätzlich möglich auf die beschriebene Wertschätzung zu schließen. Auf der einen Seite jedoch setzt dies eine ausreichende Datenlage für Immobilien im betrachteten Einzugsgebiet voraus. Auf der anderen Seite kann diese Methode ebenso wenig den vollständigen volkswirtschaftlichen Nutzen abbilden, da sie nur einen kleinen Teilausschnitt und nicht sämtliche Nutzen, die mit einem Gewässer einhergehen, repräsentiert.

5.3.4 Kostenorientierte Bewertungsmethoden

Kostenorientierte Bewertungsmethoden setzen die für Maßnahmen – z. B. zur Vermeidung (vgl. Abschnitt 3.5.1. für mögliche Ansätze), Verminderung bzw. Beseitigung von Beeinträchtigungen des Gewässerzustands – anfallenden Kosten eines Verursachers einer Schädigung als Wertuntergrenze für die volkswirtschaftlichen Kosten an. Die Kosten der Gewässerbelastungen sind damit mindestens so hoch wie die einmaligen und laufenden Auszahlungen bzw. Kosten für die Planung, Steuerung und Kontrolle von Maßnahmen zu deren Vermeidung, Beseitigung oder Wiederherstellung (vgl. Bild 5-13).

Dabei können die Kosten der Maßnahmen, die einem Verursacher entstehen (z. B. die Umstellung der Produktion, die nachträgliche Klärung oder die Renaturierung eines Gewässers), über Marktpreise ermittelt und mit dem betriebswirtschaftlichen Instrumentarium der Investitionsrechnung (z. B. Discounted Cash Flow-Verfahren) über den gesamten Lebenszyklus der Maßnahmen hinweg – möglichst unter Berücksichtigung unsicherer Erwartungen – aggregiert werden. Vorteile kostenorientierter Methoden sind die relativ gute Datenqualität und Datenverfügbarkeit (Palm, 2011).

5.3.5 Benefit Transfer

Während die beschriebenen Methoden auf eigenen Erhebungen im Sinne durchgeführter Studien basieren, bedient sich die Vorgehensweise beim Benefit Transfer dieser durchgeführten Befragungen. Auf Originärerhebungen wird daher verzichtet. Die Grundidee ist, dass die an einem Ort (studysite) erhobene Wertschätzung für eine Gewässerleistung übertragbar auf einen anderen Ort (policysite) ist (Boyle und Bergstrom, 1992). Dieser Transfer ist teilweise verbunden mit Korrekturverfahren, die den unterschiedlichen Charakteristika der betrachteten Orte Rechnung tragen sollen.

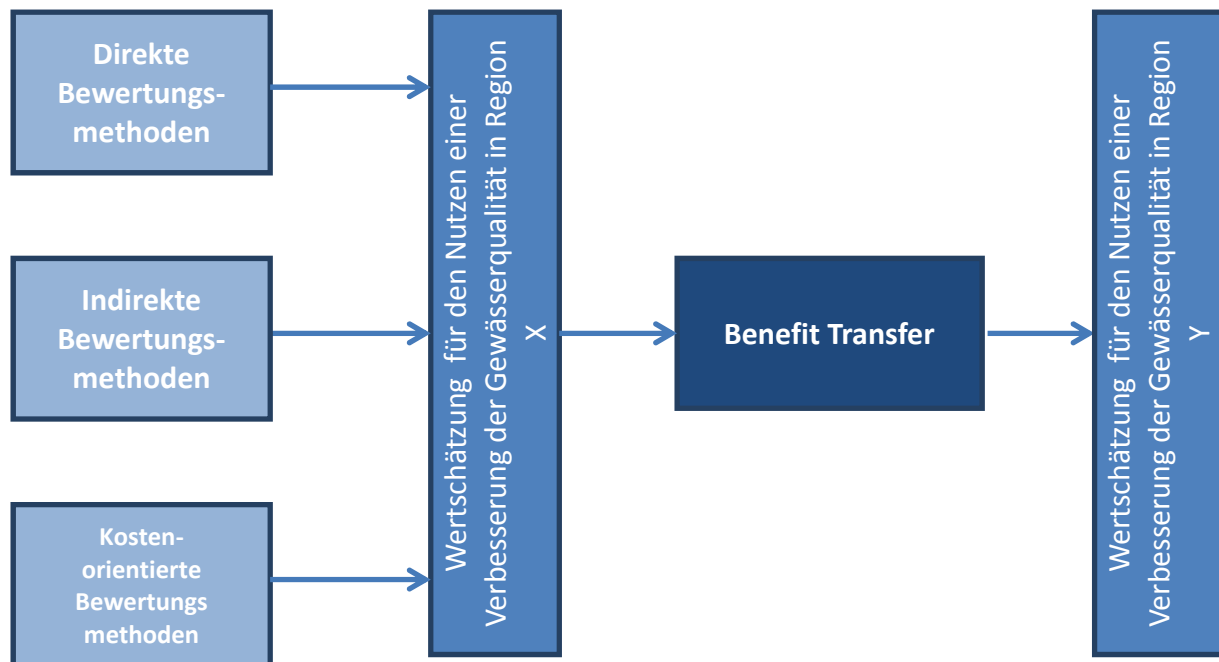


Bild 5-15: Darstellung eines Benefit Transfers

Entscheidend für einen erfolgreichen Benefit Transfer sind Ähnlichkeiten der betrachteten Orte. Dies betrifft u. a. regionale Gegebenheiten, den Zeitrahmen der Untersuchung sowie das zu betrachtende Umweltgut.

Zunächst ist sorgfältig zu recherchieren, welche Studien für eine Übertragung im Kontext der Verbesserung der Gewässerqualität in Frage kommen. Dabei ist es auch möglich, die Wertschätzung (Muthke, 2002) für Teile von Gewässer(einzugsgebiets)leistungen zu transferieren. Dabei wird die Wertschätzung zumeist im Rahmen einer Zahlungsbereitschaftsanalyse (Kontingente Bewertungsmethode) ermittelt. Ebenso muss die Qualität der Studien mit besonderem Augenmerk auf deren Repräsentativität überprüft werden. Im Einzelnen können folgende Verfahrensschritte unterteilt werden:

1. **Beschreibung der policysite:** Dies bezieht sich auf die eindeutige Definition der betrachteten Umweltgüter, z. B. der Verbesserung der Gewässerqualität (Brookshire und Neill, 1992). Vorgeschlagen wird dabei eine Art Informationsprotokoll, das folgende beispielhafte Faktoren beinhalten könnte: Art des Umweltgutes (z. B. Gewässer), Leistungsaspekte des Umweltgutes (z. B. Trinkwasser, Freizeit), Messbarkeit der Ausgangsqualität (z. B. Einträge an Spurenstoff zurzeit) und Qualitätsveränderung (z. B. nach der Anwendung einer Maßnahme), Charakteristika des Umweltgutes etc. (Desvousges et al., 1992). Daneben können noch die Einflussmöglichkeiten der Bevölkerung, der Zeitraum sowie der Umfang der Untersuchung einbezogen werden. Die relevante Bevölkerung sollte zudem anhand ihrer sozio-ökonomischen Kenngrößen sowie insb. hinsichtlich ihrer regionalen Kulturkreise ähnlich sein. Denn selbst wenn die sozio-ökonomischen Größen wie Alter, Geschlecht und Einkommen gleich sind, so können doch

aufgrund der unterschiedlichen Kulturkreise, wie z. B. Stadt - und Landbevölkerung, unterschiedliche Wertschätzungen für ein Umweltgut gegeben sein (Muthke, 2002).

2. **Auswahl und Suche der Primärstudie:** Im nächsten Schritt wird nach einer übereinstimmenden Primärstudie gesucht, die mit möglichst vielen Kriterien folgender Aufzählung übereinstimmt: Umweltgut, Umweltqualitätsänderung, zeitliche Dimension, Untersuchungsrahmen, Faktoren der Bevölkerung, Marktgegebenheiten, Verfügungsrechte oder Untersuchungen hinsichtlich vorhandener Substitute (je mehr Substitute für ein Gut existieren, desto geringer wird die Zahlungsbereitschaft für dieses Gut). Diese können einen wichtigen Einfluss auf die Wertschätzung für das Umweltgut haben (Ahlheimer und Lehr, 2002; Schmitz, o. J.).
3. **Nutzenwertübertragung:** Der eigentliche Benefit Transfer, die Nutzenwertübertragung erfolgt in diesem Schritt. Hierbei ist eine direkte, modifizierte oder aus mehreren Studien zusammengesetzte Übertragung möglich (siehe folgender Abschnitt zu den Arten eines Benefit Transfers).
4. **Berechnung des Gesamtnutzens:** Nach einer Abgrenzung der für die Studie relevanten Bevölkerungsgruppe wird im letzten Schritt die Wertschätzung mit der Bezugsgröße (z. B. Haushalte, Einwohner) multipliziert, um einen Gesamtnutzen zu erhalten. Im vorliegenden Projekt ist eine Hochrechnung auf das Ruhreinzugsgebiet bzw. NRW angestrebt (Desvousges et al., 1992).

Bei der praktischen Anwendung des Benefit Transfers gibt es verschiedene Arten, die methodisch unterschiedlich aufgebaut sind, wobei die bereits durchgeführte Primärstudie stufenweise angepasst wird.

Die erste und einfachste Form ist die Wertschätzungsübertragung im Rahmen eines Direct Benefit Transfers. Dabei wird die geschätzte, mittlere Wertschätzung für die Verbesserung der Gewässerqualität von der Primärstudie auf die Sekundärstudie übertragen. Allerdings wird hier von der unrealistischen Annahme ausgegangen, dass an beiden Orten die gleichen Einflussfaktoren und Ursache - Wirkungsbeziehungen herrschen. Dadurch ist die Validität dieser Methode fraglich.

Die Methoden, in denen systematische Anpassungen vorgenommen werden, sind der Adjusted Benefit Transfer und der Benefit Function Transfer (wobei zwischen diesen, in einigen Literaturquellen nicht unterschieden wird). Durch Ausgleichsfaktoren können Gegebenheiten, die sich an der study und policysite stark unterscheiden, angepasst werden. Beim Adjusted Benefit Transfer wird beispielsweise eine Anpassung hinsichtlich des Einkommens vorgenommen. Dies wird gerne verwendet, weil dadurch ein Vergleich zwischen Industrie- und Entwicklungsländern möglich ist.

Der Benefit Function Transfer überträgt nicht die konkreten Nutzenwerte, sondern Bewertungsfunktionen (Benefit Function) (Loomis, 1992). Das Resultat einer Umweltbewertungsstudie ist ein funktionaler Zusammenhang zwischen dem geschätzten individuellen Nutzenwert einer Verbesserung der Gewässerqualität (Zahlungsbereitschaft) einerseits und einem Vektor x von unabhängigen Größen andererseits (unabhängige Größen können dabei sein: Einkommen, Ausbildung, Alter). Diese können sein: Eigenschaft und Qualität des Umweltguts, Merkmale der Bevölkerung (wie Einkommen, Ausbildung, Alter), Vorhandensein und Nutzung von Substituten, Marktverhältnisse, Wissen, Meinung und Einstellung zu Umweltgütern etc.

Darüber hinaus wird eine Variation des Benefit Function Transfers verwendet, die Daten aus mehreren Studien überträgt und Meta Benefit Function Transfer genannt wird. Das Vorgehen ähnelt der Methode des Benefit Function Transfer, jedoch müssen beim Meta Benefit Function Transfer die Variablen der zugrunde liegenden Bewertungsstudien vereinheitlicht werden und weitere Erklärungsvariablen w berücksichtigt werden, die den methodischen Unterschied der einzelnen Bewertungsstudien beschreiben.

Nachteile eines Benefit Transfers können darin bestehen, dass Fehler übernommen werden, die bereits bei der Primärdatenerhebung aufgetreten sein können (vgl. Probleme der einzelnen Methoden). Die unpräzise Darstellung der policy site oder mangelnde Qualitätskontrolle der Primärstudie, stellen weitere Mängel dar. Weiter können bei der Nutzenwertübertragung Anpassungsfehler, die Hinzunahme falscher Erklärungsvariablen oder eine falsche Übertragungsart zu Ungenauigkeiten führen (Muthke, 2002).

Auch die Perspektive der Übertragungsräume spielt eine wichtige Rolle. In der Literatur zur Untersuchung der Validität wird zwischen einem nationalen (innerhalb der Staatsgrenzen) und internationalen (über Staatsgrenzen hinaus) Benefit Transfer unterschieden. Von Bedeutung ist diese Unterscheidung deshalb, weil einerseits die Sensibilität der Bevölkerung für die Umweltgüter unterschiedlicher ausfallen kann und andererseits die sozio-ökonomischen Strukturen, die von der historischen Entwicklung abhängig sind, abweichend sein können (Rozan, 2000). Es wird davon ausgegangen, dass diese beiden Faktoren innerhalb einer Nation i. d. R. mehr Übereinstimmung finden als über die Staatsgrenzen hinaus (Ready et al., 1999; Ready et al., 2004).

Der Fehler bei einem Benefit Transfer liegt durchschnittlich bei 40% bis 50%, so dass Vorteilhaftigkeitsaussagen auf dieser Basis durchaus kritisch zu betrachten sind (Transferfehler können auch bis 366% betragen. Zur Validität von Benefit Transfers: Brouwer und Spaninks, 1999; Thiele und Wronka, 2001; Kirchhoff, 1997; Boyle et al., 2010). Allerdings wird diese Methode gerade in den USA häufig angewandt (Johnston und Rosenberger, 2010) um Entscheidungsfindungen zu unterstützen, da sie relativ zu originären Zahlungsbereitschaftsanalysen einen geringeren zeitlichen, personellen und finanziellen

Aufwand mit sich bringt. Doch ist zu konstatieren, dass dort bereits seit deutlich längerer Zeit als in Deutschland Primärstudien zu Zahlungsbereitschaften durchgeführt werden und somit die Basis für Übertragungen eher gegeben ist (Görlach und Interwies, 2004).

5.3.6 Zwischenfazit

Die Bewertungsverfahren weisen Schwächen auf, die in der jeweiligen Methodik begründet sind. Erschwerend kommt durch die vorhandenen Wissenslücken in den Naturwissenschaften/Toxikologie hinzu, dass die meisten Methoden der Nutzenerhebung nicht anwendbar sind, da ihre Voraussetzung das Wissen über Wirkungszusammenhänge ist. Darüber hinaus repräsentieren viele Methoden nicht sämtliche Nutzen, die mit einem Gewässer einhergehen, und setzen manchmal nur Ersatzwerte an. Auf Basis dieser Teilnutzen jedoch ist keine Gesamtaussage über die Vorteilhaftigkeit von Maßnahmen zur Steigerung der Gewässerqualität möglich.

Somit ist die wissenschaftlich wünschenswerte Alternative die eigenständige Erhebung der Zahlungsbereitschaft für die Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Reduzierung der Einträge von Mikroschadstoffen sowie von Keimen und Viren in die Gewässer im Einzugsgebiet der Ruhr und/oder Nordrhein-Westfalen. Dies ist allerdings nicht Projektgegenstand.

Im Rahmen dieses Projektes wird dem Gedanken insofern Rechnung getragen, als ein Benefit Transfer ein erstes Gefühl für die Größenordnungen eines Nutzens vermitteln soll. Hierfür wird basierend auf einer ausführlichen Literaturrecherche eine Vielzahl an Studien analysiert, die die Verbesserung der Gewässerqualität fokussieren. Im Rahmen des Abschnitt 5.5 werden diese auf Übertragbarkeit hin geprüft. Ziel ist es, den auf Basis der Kostenvergleichsrechnung ermittelten Maßnahmenkosten zur Einhaltung der verschiedenen Zielwerte eine übertragene Wertschätzung aus einem anderen Gebiet gegenüberzustellen, sodass letztlich auf dieser Basis eine Aussage getroffen werden kann, ob die Maßnahmen zur Erreichung mit einer hinreichenden volkswirtschaftlichen Nutzenvorstellung einhergehen könnten, der die Größenordnung der Aufwendungen rechtfertigt.

Allerdings ist – wie erwähnt – darauf zu verweisen, dass Benefit Transfers mit Übertragungsfehlern behaftet sein können, was bei der Gegenüberstellung von Kosten und Nutzen und der Interpretation der Ergebnisse zu beachten ist. Grund dafür können z. B. unsichtbare Besonderheiten der Region, aus der die Zahlungsbereitschaft übertragen wird, sein. Demgegenüber stehen die deutlich geringeren Kosten der Nutzenbewertung, da auf die eigene Erhebung einer Primärstudie verzichtet wird. Der einzige Weg, um im Kontext der Spurenstoffelimination zu einer belastbaren Aussage zu kommen, ist (ggf. in einem

Folgeprojekt oder einer Erweiterung) derjenige, den Maßnahmenkosten die konkret erhobenen Zahlungsbereitschaften der hier betrachteten Region gegenüberzustellen.

5.3.7 Nutzwertanalyse

Von ihrem Begründer Zangemeister wird die Nutzwertanalyse verstanden als die „Analyse einer Menge komplexer Handlungsalternativen mit dem Zweck, die Elemente dieser Menge entsprechend den Präferenzen des Entscheidungsträgers bezüglich eines multidimensionalen Zielsystems zu ordnen. Also die Verfolgung mehrerer Ziele, wie bspw. ökonomischer (hohe Elimination zur geringen Kosten) und ökologischer (keine Verursachung neuer Emissionen) Ziele gleichzeitig. Die Abbildung dieser Ordnung erfolgt durch die Angabe der Nutzwerte (Gesamtnutzwert) der Alternativen.“ (Zangemeister, 1976)

Die Berücksichtigung mehrerer – entsprechend ihrer Bedeutung für den Entscheidungsträger gewichteter – Zielgrößen, ermöglicht eine nachvollziehbare Entscheidungsfindung durch die Offenlegung der berücksichtigten Kriterien. Dabei können nicht-monetäre sowie monetäre Größen berücksichtigt werden (Götze, 2008; Hoffmeister, 2007). Bild 5-16 veranschaulicht den Ablauf einer Nutzwertanalyse (Schulte-Zurhausen, 2010):

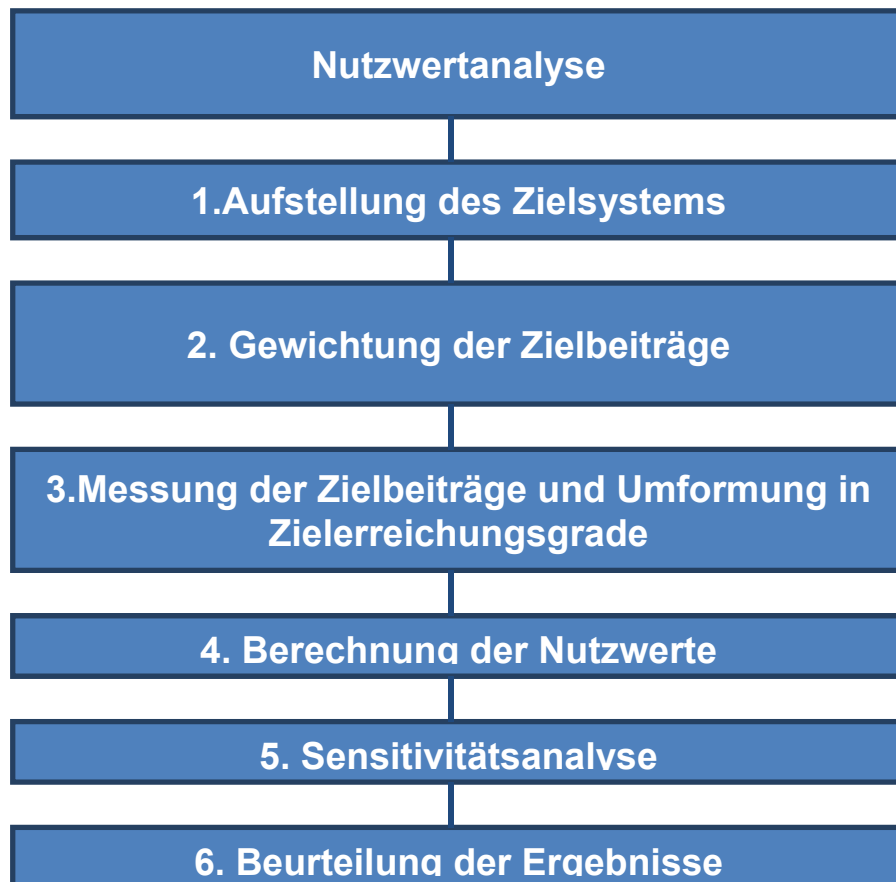


Bild 5-16: Ablauf einer Nutzwertanalyse

1. Aufstellen des Zielsystems (Zielhierarchie)

Im ersten Schritt wird ein Zielsystem festgelegt, das alle für das Entscheidungsproblem relevanten Ziele enthält. Bei komplexen Entscheidungsproblemen bietet es sich an, die einzelnen Ziele in Teilziele (bzw. Zielbeiträge) aufzuspalten und so eine Zielhierarchie aufzubauen, an deren Spitze das Gesamt- oder Oberziel steht. Ein Oberziel ist z. B. die Elimination von Spurenstoffen in einem Flusseinzugsgebiet mittels der Alternativen Ozonung oder Einsatz von Pulveraktivkohle. Ein Teilziel könnte dabei der Wirkungsgrad sein. Je niedriger die Hierarchieebene ist, desto konkreter und handhabbarer sind die Teilziele (Götze, 2008).

Die Festlegung des Zielsystems sollte unter Beachtung der folgenden Grundsätze erfolgen:

- **Operationale Formulierung der Zielbeiträge:** Jeder Zielbeitrag (z. B. Erreichung eines hohen Wirkungsgrades an der Kläranlage) sollte einer nominalen, ordinalen oder kardinalen Messskala zugeordnete werden.
- **Redundanzfreiheit:** Eine Mehrfacherfassung von Projekteigenschaften sollte vermieden werden.
- **Nutzenunabhängigkeit aller Zielbeiträge:** Diese sollten sich nicht gegenseitig in dem Sinne bedingen, dass die Erreichung eines Zielbeitrags nur nach Erfüllung eines anderen möglich ist.

2. Gewichtung der Zielbeiträge

Bei der Vergabe der Gewichte, die Zielbeiträge hinsichtlich ihres Beitrags zur Gesamtzielerfüllung bewerten, wird i. d. R. entsprechend der Zielhierarchie von oben nach unten vorgegangen. Ähnliche Kriterien sind zu gruppieren (Hoffmeister, 2008). Es können dabei verschiedene Skalierungsmethoden, wie z. B. die direkte und indirekte Intervallskalierung herangezogen werden.

Die direkte Intervallskalierung erfolgt, indem den Zielbeiträgen Werte aus einer Intervallskala so zugeordnet werden, dass deren Abstände die Präferenzunterschiede des Entscheidungsträgers widerspiegeln. Dem Teilziel hoher Wirkungsgrad wird z. B. eine Präferenz von 40% zugeordnet. Bei einer indirekten Intervallskalierung wird zunächst eine Rangfolge der Zielbeiträge gebildet. Entsprechend seiner Position in der Rangfolge erhält jeder Beitrag eine Rangziffer, wobei dem wichtigsten Zielbeitrag der Wert „K“ (K = Zahl der Zielbeiträge) und dem unwichtigsten Zielbeitrag der Wert „1“ zugeordnet werden kann. Wenn z. B. ein hoher Wirkungsgrad als sehr bedeutend angesehen wird und es vier Teilziele gibt, bekommt dieser den Wert 4 zugeordnet. Anschließend werden die Rangziffern in Gewichte

transformiert, die mit einer Intervallskala gemessen werden. Jedes Gewicht spiegelt eine subjektive Wertschätzung wieder.

3. Messung der Zielbeiträge und Umformung in Zielerreichungsgrade

In diesem Schritt sind zunächst die Ausprägungen der einzelnen Zielbeiträge, auf i. d. R. unterschiedlichen Skalen und in verschiedenen, zuvor eindeutig festzulegenden Dimensionen, zu bestimmen. Bei einer Ordinalskala kann lediglich die Reihenfolge ermittelt werden. Über die Abstände der Attribute hingegen kann keine Aussage getroffen werden.

Die Messung der Zielbeiträge erfolgt z. B. anhand eines Wirkungsgrades. Anschließend sind die Zielgrößenausprägungen gemäß den Präferenzvorstellungen des Entscheidungsträgers zu bewerten. Dies geschieht anhand von als (Teil-)Nutzen bezeichneten Zahlen (i. d. R. innerhalb eines Intervalls von 1 - 10 oder 1 - 100), die den einzelnen Zielgrößenausprägungen mittels einer Zuordnungsvorschrift zugeteilt werden, um so eine Aussage über die Vorteilhaftigkeit der Ausprägung zu gestatten. Wenn der Einsatz von Ozon den höheren Wirkungsgrad erreicht, dann ist dies die bessere Alternative, der ein Indexwert von z. B. 100 zugesprochen wird. Diese Zuordnungen von Zielgrößenausprägungen zu Nutzen ergeben so genannte Transformationsfunktionen.

4. Berechnung der Nutzwerte: Stufenweise Zusammenfassung der Teilbewertungen zur Gesamtbewertung

Die Ermittlung des Nutzwertes für jede Alternative erfolgt, indem die Teilnutzenwerte von der untersten Zielebene ausgehend fortschreitend zum Gesamtnutzwert zusammengefasst werden. Die Teilnutzenwerte werden durch die Addition der, mit den Kriteriengewichten multiplizierten Teilnutzen ermittelt, wobei eine additive Präferenzfunktion unterstellt. Anhand der so für jede Alternative ermittelten Gesamtnutzwerte können diese in eine Rangordnung gebracht werden. Mit dem Abschluss dieses Schrittes kann festgelegt werden, welche Maßnahme zur Ertüchtigung einer Kläranlage zweckentsprechend ist (Zangemeister, 1976).

5. Sensitivitätsanalyse der Rangfolge bei veränderten Knotengewichten

Für die Beurteilung der Stabilität der ermittelten Rangfolge bietet sich die Durchführung von Sensitivitätsanalysen an (vgl. Abschnitt 5.3.2). Diese können entweder auf Basis von Veränderungen der Zielkriteriengewichte oder der jeweiligen Zielkriterienausprägungen und der Analyse ihrer Auswirkungen auf das Gesamtergebnis erfolgen. Im Rahmen der Sensitivitätsanalyse werden somit Anzahl, Umfang, Inhalt und Wichtigkeit der Zielbeiträge überprüft, um Informationen darüber zu erhalten, inwieweit die favorisierte Alternative (geringfügigen) Variationen der Prioritätensetzung standhält. Es wäre z. B. sinnvoll zu analysieren, welche Änderungen sich bei dem Einsatz von unterschiedlichen Mengen an Ozon oder Pulveraktivkohle ergeben.

6. Beurteilung der Ergebnisse der Nutzwertanalyse

Im letzten Schritt erfolgt im Rahmen einer Interpretation der Ergebnisse die Beurteilung der Vorteilhaftigkeit der betrachteten Alternativen. Eine Alternative ist absolut vorteilhaft, wenn ihr Nutzwert größer ist als ein vorzugebender Wert. Relativ vorteilhaft ist eine Handlungsalternative, wenn ihr Gesamtnutzwert größer ist als der einer anderen zur Wahl stehenden Alternative.

Zusammenfassend ist zu betonen, dass die Nutzen, die als Nutzwerte ausgedrückt werden, nicht in Geldeinheiten bewertet werden (Hoffmeister, 2008). Eine Monetarisierung des volkswirtschaftlichen Nutzens, die im Rahmen dieses Projekts angestrebt wird, wird damit nicht erreicht. Es stehen den Nutzwertpunkten die Kosten gegenüber. Besitzt eine Alternative bspw. 100 Nutzwertpunkte und kostet 10 Millionen Euro, während eine andere 90 Punkte bei Kosten von 5 Millionen Euro erhalten hat, ist nicht bestimmbar, ob die 10 Nutzwertpunkte 5 Millionen Euro wert sind. Es ist also lediglich die Bildung der Reihenfolge, die bereits hoch subjektiv bedingt durch Kriteriengewichtung und auch Punkteverteilung ist, möglich. Dies ist der entscheidende Unterschied zur Kosten-Nutzen-Analyse.

5.3.8 Kosten-Wirksamkeits-Analyse

Mittels einer Kosten-Wirksamkeits-Analyse kann die absolute gesellschaftliche Vorteilhaftigkeit von Maßnahmen nicht ermittelt werden (die Beurteilung der absoluten Vorteilhaftigkeit kann nur auf Basis eines Vergleichs gesellschaftlicher Kosten und Nutzen mittels Kosten-Nutzen-Analysen erfolgen). Vielmehr werden die kostengünstigsten Maßnahmen bzw. die Maßnahmen mit dem höchsten Zielerreichungsgradient identifiziert (relative Vorteilhaftigkeit).

Die Kosten-Wirksamkeitsanalyse (i. w. S.) kann sowohl eine Kosten-Effizienz-Analyse als auch eine Kosten-Effektivitätsanalyse (Kosten-Wirksamkeits-Analyse i. e. S.) bezeichnen (Fritz, 2006, zur Abgrenzung der Begriffe).

Als Kosten-Effizienz-Analyse wird diejenige Ausprägung der Kosten-Wirksamkeits-Analyse bezeichnet, bei der die Ziele bzw. Effekte vorgegeben sind (Levin und McEwan, 2001). Ermittelt wird demzufolge die kostengünstigste aller zielerreichenden Maßnahmen. Untersuchungsziel ist es daher bezogen auf das vorliegende Projekt, die Maßnahme zur Ertüchtigung von Kläranlagen zu identifizieren, die am wenigsten kostet und den Zielwert von bspw. 0,1 erreicht bzw. ihm möglichst nahe kommt (Ansatz einer fixen Effektivität) (Tietenberg, 2006; Schulte-Zurhausen, 2010). Der Kosten-Effizienz-Analyse liegt damit letztlich eine Kostenvergleichsrechnung zugrunde.

Unter einer Kosten-Effektivitäts-Analyse wird die Ausprägung der Kosten-Wirksamkeits-Analyse verstanden, bei der die Kosten bzw. das Budget vorgegeben sind (Ott, 2011). Es wird die im Hinblick auf die Zielerreichung beste Maßnahme gesucht, deren Kosten das vorgegebene Budget nicht überschreiten (Umweltbundesamt, 2002). Untersuchungsziel könnte es sein, die wirksamsten Maßnahmen hinsichtlich der Elimination von Spurenstoffen (z. B. die Maßnahme, die den Zielwert am deutlichsten unterschreitet) zu bestimmen (Ansatz fixer Kosten). Eine Budgetvorgabe ist nicht Gegenstand des vorliegenden Projektes. Kosten-Effektivitäts-Analysen werden daher aus der weiteren Betrachtung ausgeschlossen. Ausgehend von Daten, die insb. in Abschnitt 0 bereitgestellt werden, wird eine Kosten-Effizienzanalyse – ausgestaltet als Kostenvergleichsrechnung – vorgenommen.

5.3.9 Kosten-Nutzen-Analyse

Die Kosten-Nutzen-Analyse ist ein häufig angewandtes wirtschaftlichkeitsanalytisches Verfahren im öffentlichen Sektor (Sasonne und Schaffer, 1978; Feess, 2007; Hanusch, 2011). Durch die rechtliche Verankerung in der Bundeshaushaltordnung (BHO § 7 II) auf Bundesebene sowie im Haushaltsgrundsätzegesetz (HGrG § 6 II) auf Landesebene i. S. v. Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen wird zunehmend auf dieses Instrument zurückgegriffen (Homann, 2005; Schmidt, 2006).

Das Ziel von Kosten-Nutzen-Analysen ist es aufzuzeigen, inwieweit ein Projekt (z. B. die Ertüchtigung einer kommunalen Kläranlage) unter gesamtwirtschaftlichen Gesichtspunkten zweckmäßig erscheint. Durch Gegenüberstellung von Nutzen und Kosten wird ermittelt, welchen Nettonutzen die Maßnahmen für die Gesellschaft erbringen (Umweltbundesamt, 2007). Vorteilhaft ist die Durchführung einer Maßnahme dann, wenn der Nutzen die Kosten übersteigt.

Die Ausgangsbasis für die Kosten-Nutzen-Analyse im Rahmen der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen liefern hauptsächlich Kapitel 4 mit Informationen bzgl. der spezifischen Maßnahmen- und Kapitel 6.2 und 0 gewässerbezogenen Kosten sowie Abschnitt 5.2. mit der Analyse der Nutzenaspekte.

Im Einzelnen kann der phasenbezogene Ablauf einer Kosten-Nutzen-Analyse wie in Bild 4-17 dargestellt, den Arbeitspaketen zugeordnet werden (die Kosten-Nutzen-Analyse wurde für das vorliegende Projekt modifiziert, zu den Ablaufschritten einer Kosten-Nutzen-Analyse: Schmidt, 2006):

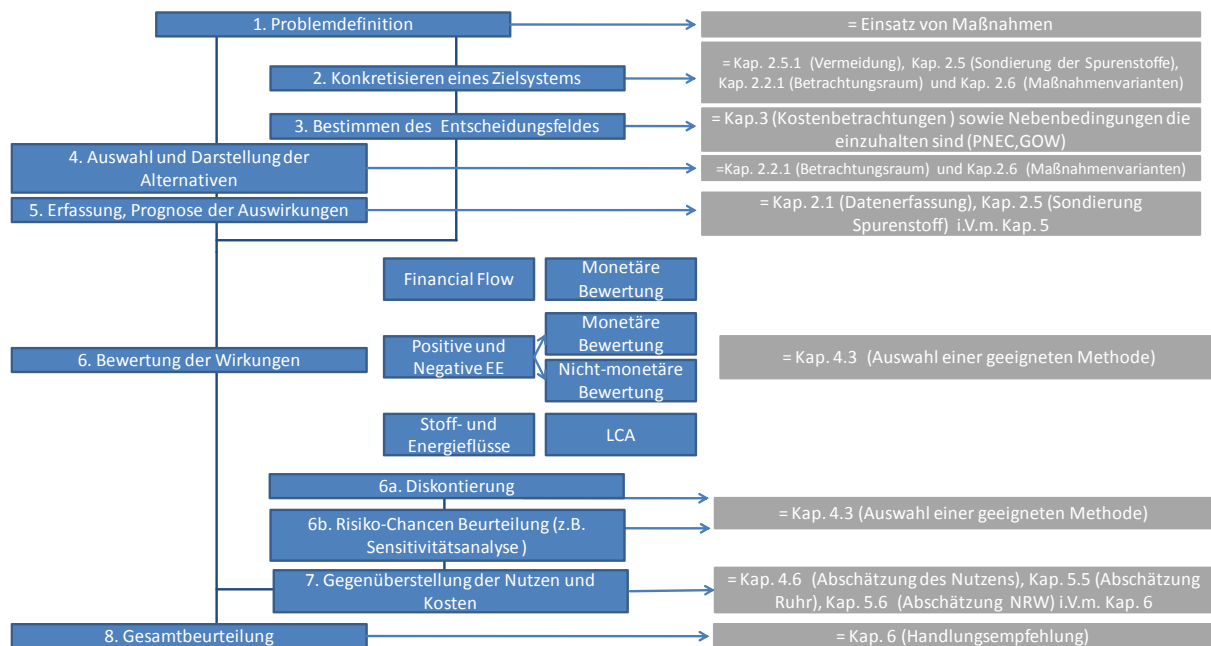


Bild 5-17: Ablauf einer Kosten-Nutzen-Analyse

In den ersten fünf Phasen erfolgt die Bereitstellung von Informationen zur Abschätzung der Wirkungen. Sie verlangt umfassende Kenntnisse aus den Ingenieurwissenschaften, der Medizin und den Naturwissenschaften. Ohne diesen Input ist es nicht möglich die Kosten-Nutzen-Analyse durchzuführen. Der Arbeitsschritt 6 „Bewertung der Wirkungen“ bildet den Kern der Kosten-Nutzen-Analyse. Er kann in drei Teilbereiche unterteilt werden: Dies ist zunächst die Erfassung des Financial Flow mit betriebswirtschaftlichen Methoden, wie insb. der Direct Cash Flow-Methode (diese wurden im Rahmen des Kapitels 4 ermittelt). Die monetären und nicht-monetären Methoden zur Bewertung positiver und negativer Externer Effekte wurden in Abschnitt 5.3.2 ausführlich erläutert. Die Auswahl einer geeigneten Methode zur Nutzenbewertung von Maßnahmen zur Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen ist zentraler Gegenstand des Abschnitts 5.3.

Mit Hilfe der Diskontierung wird dem “Time Value of Money” – dem Zeitwert des Geldes – Rechnung getragen. Während bei einem Projekt die Investitionskosten zum Investitionszeitpunkt anfallen, sind Nutzeneffekte möglicherweise erst in den folgenden Perioden zu erwarten. Zudem sind zusätzlich laufende Betriebskosten (z. B. Versicherung, Instandhaltung, Wartung, etc.) eines Projekts zu berücksichtigen, die während der gesamten Laufzeit anfallen. Für Projekte im Bereich der Abwasserwirtschaft wird von einer Nutzungsdauer von 20 Jahren (Perioden) ausgegangen (BMF, 2000; AfA-Tabellen; DWA, 2011). Als Diskontierungszeitpunkt wird der Beginn des Projektes festgesetzt und die zukünftig erwarteten gesamtwirtschaftlichen Kosten und Nutzen werden durch einen Abzinsungsfaktor auf diesen Zeitpunkt bezogen (Perridon et al., 2009). Vom Umweltbundesamt wird in der Methodenkonvention ein Diskontierungssatz i. H. v. 3% für

Investitionsprojekte mit einer Laufzeit bis zu 20 Jahren empfohlen (Umweltbundesamt, 2007), welcher auch in der Praxis der Kläranalgenertüchtigung verwendet wird (DWA, 2011).

In der Phase der Gegenüberstellung von Kosten und Nutzen werden abschließend die Kosten dem Nutzen der einzelnen Alternativen entgegengesetzt. Die letzte Phase der Gesamtbeurteilung dient der Zusammenfassung der gewonnenen Erkenntnisse.

Wie gezeigt ist die Bewertung von Wirkungen zentraler Bestandteil der Kosten-Nutzen-Analysen. Voraussetzung für die Bewertung der Wirkungen ist allerdings die Kenntnis der Wirkungen bzw. möglichst der Wirkungsketten. Es muss ermittelbar sein, welche Auswirkungen ein Spurenstoff in einem Gewässer hat und wie hoch die Minderung, z. B. eine prozentuale Vermeidung des Eintrags, ausfallen müsste, um eine Schadensreduktion zu realisieren bzw. einen Zielwert zu erreichen. Um dann Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen bewerten zu können, müssen Nutzenaspekte identifiziert werden, die sich aus einer Schadensminderung ergeben. Im Optimalfall hieße das, dass durch die Reduktion des Spurenstoffs X, unter Zuhilfenahme von Maßnahme Y, bspw. die Trinkwasserqualität oder Badegewässerqualität verbessert und damit die nutzungsabhängigen Ziele erreicht werden.

Das Vorgehen im TP 9 geht also über die Bewertungsstrategie „Reine Ruhr“ (Expertenkommission Programm „Reine Ruhr“ und MKULNV, 2012) hinaus. Es wird weitergehend analysiert, welche volkswirtschaftlichen Nutzenkomponenten mit der Elimination einhergehen. Dafür ist es gerade nicht ausreichend, wirkungs- oder nutzungsabhängige Zielwerte zu definieren, sondern zu hinterfragen, ob den Kosten zur Erreichung dieser ein hinreichender monetärer Nutzen gegenübersteht. Der reine Schutz oder die Vorsorge sind dabei nicht der Nutzen; dieser resultiert aus der (abgeleiteten) Wertschätzung dafür.

Die Verbesserung z. B. der aquatischen Biozönose müsste somit möglichst in einen Geldwert transformiert werden. Gegenwärtig fehlen allerdings wesentliche Informationen zu den einzelnen Auswirkungen und damit zu den Wirkungsketten der Spurenstoffe bzw. Spurenstoffkombinationen, was einer Nutzenbewertung entgegensteht. Angesichts dieses Informationsdefizits kann in diesem Projekt nur eine Nutzenabschätzung – wie erwähnt – unter Zuhilfenahme einer Übertragung von andernorts vorgenommenen Wertschätzungen durchgeführt werden.

Eine solche Nutzenabschätzung kann dann – auf Basis insb. der in Kapitel 4 sowie den Abschnitten 0 und 6.7 gewonnenen Projektergebnisse – den Kosten gegenübergestellt werden. Das Analyseraster hierfür zeigt Tabelle 5-5:

Tabelle 5-5: Analyseraster zur Kosten-Nutzen-Abschätzung

Name	Beschreibung Maßnahme	Kosten- barwert	Annuität	Nutzen (quantitativ)	Netto- effekt	Weitere- Nutzenaspekte
<u>Maßnahme 1</u>						
<u>Maßnahme 2</u>						
<u>Maßnahme 3</u>						
<u>Maßnahme 4</u>						

5.4 Bewertungen von Verfahrensoptionen durch Lebens-Zyklus-Analyse (LCA)

Bei der Beurteilung von Technologien und Verfahren wird klassischerweise deren erwünschter Nutzen betrachtet, im Falle der hier betrachteten Behandlungstechnologien deren Eliminationsleistung im Hinblick auf Spurenstoffe. Die vorgehenden Kapitel haben unterschiedliche Methoden zur Ermittlung und monetären Bewertung dieses Nutzens sowie der damit verbundenen Kosten beschrieben.

Die alleinige Beurteilung des erzielten Nutzens einer eingesetzten Technologie greift jedoch zu kurz, da auch mit der Anwendung der Technologien Auswirkungen auf die Umwelt verbunden sind. Um zu verhindern, dass mit der Lösung eines Problems ein anderes geschaffen wird, sind gesamtheitliche Bewertungsansätze notwendig. Die Lebenszyklus-Analyse (engl. Life Cycle Assessment: LCA) oder Ökobilanz ist heute anerkanntermaßen die umfassendste Methode zur ganzheitlichen Beurteilung von Technologien, Verfahren, Produkten oder Dienstleistungen. Mit dem Begriff Ökobilanz wird eine systematische und ganzheitliche Analyse der Umweltauswirkungen bezeichnet. Ganzheitlich in dem Sinne, dass die Analyse über den gesamten Lebensweg erfolgt und eine Vielzahl von Auswirkungen berücksichtigt werden, welche sich durch Emissionen und die Nutzung von Rohstoffen ergeben. Auf Grund der hohen Akzeptanz dieser Methode wurde sie in der vergangenen Jahren vermehrt zur Beurteilung von Verfahren der Abwasserbehandlung (Muñoz et al. 2009; Dinkel und Stettler, 2004), der Wasseraufbereitung (Tarnacki et al. 2012; Gasser, 2006) oder der Klärschlammmentsorgung (Dinkel, 2005) eingesetzt. Im Rahmen dieses Projektes wird diese Methode zur Bearbeitung folgender Fragestellungen angewendet:

- Welches Behandlungsverfahren hat die geringsten Gesamt-Umweltauswirkungen, unter Berücksichtigung der Elimination von Spurenstoffen und der Aufwände durch das Verfahren.
- Wie groß sind die Reduktionen der Umweltauswirkungen, die für das untersuchte Einzugsgebiet der Ruhr erzielt werden (Kapitel 5.6)

Die Methode bietet zudem die Möglichkeit, Umweltauswirkungen quantitativ darzustellen. Damit besteht die Möglichkeit, die Ergebnisse mit ökonomischen Indikatoren zu verknüpfen und somit z. B. auch den effizienten Einsatz von finanziellen Ressourcen zu ermitteln (Ökoeffizienz).

5.4.1 Methodik der Lebenszyklusanalyse

Das Vorgehen bei der Erstellung einer Ökobilanz ist in der Norm ISO 14040 bzw. ISO 14044 beschrieben. Die vorliegenden Untersuchungen richten sich soweit möglich und sinnvoll nach dieser Norm. Die Analyse gliedert sich gemäß ISO 14040 in die folgenden Phasen:

- Definition der Zielsetzung und der Systemgrenzen (Untersuchungsrahmen)
- Sachbilanz
- Wirkungsbilanz
- Vergleichende Zusammenfassung (Auswertung/Interpretation)

Bild 5-18 zeigt schematisch den Ablauf und die Bestandteile einer Lebenszyklus-Analyse.

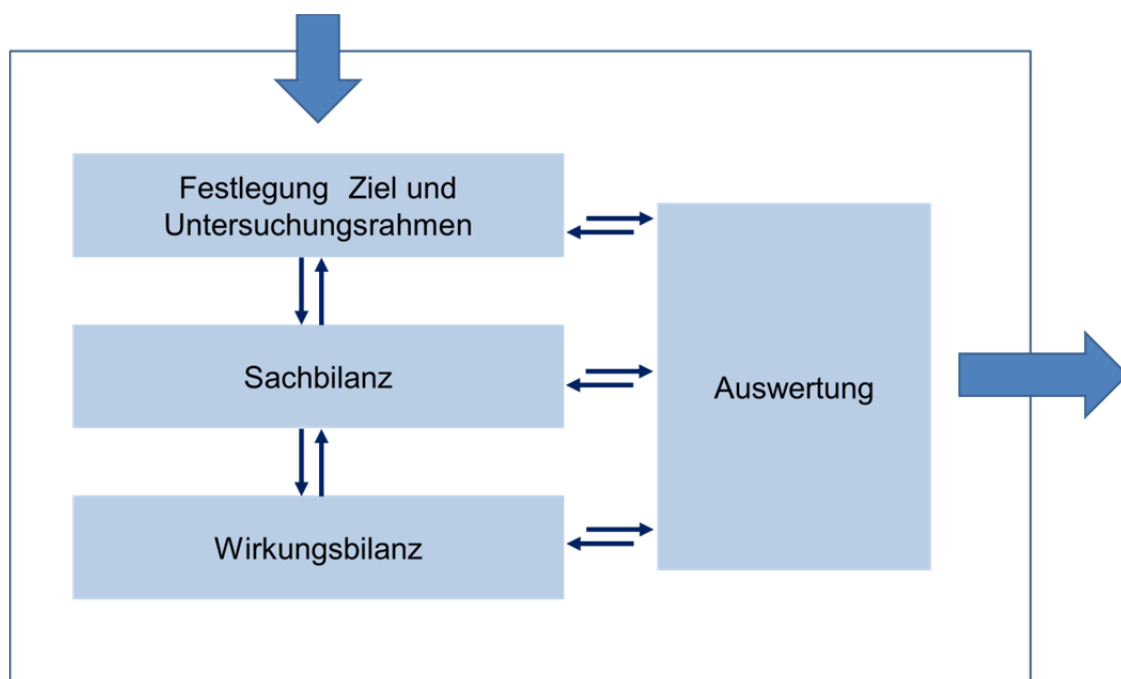


Bild 5-18: Schematischer Ablauf und Rahmen einer Ökobilanz nach ISO 14040

Die Einzelschritte der Ökobilanz und dabei generierte Information sind in Bild 5-19 kurz beschrieben und werden in den folgenden Abschnitten detailliert erläutert.



Bild 5-19 Schematische Darstellung und kurze Beschreibung der Schritte einer Ökobilanz nach ISO 14040

Ökobilanzen werden üblicherweise mithilfe kommerziell erhältlicher Software erstellt. Diese verwenden Datenbanken mit Ökoinventaren für eine Vielzahl von Produkten, Prozessen und Dienstleistungen sowie Methoden zur Berechnung der Auswirkungen auf die Umwelt. Diese Softwaretools gestatten es, Systeme und Prozesse zu definieren, zu modellieren und die Umweltauswirkungen zu berechnen, zu analysieren und darzustellen.

5.4.1.1 Festlegung des Untersuchungsrahmens und -ziels

Ein erster und wesentlicher Schritt bei der Erstellung einer Ökobilanz ist die Definition der zu untersuchenden und zu vergleichenden Systeme, welche je nach Fragestellung und Zielsetzung unterschiedlich gefasst werden können.

Die sich daraus ergebenden Systemgrenzen definieren, welche Prozesse und vorgelagerten Prozesse berücksichtigt werden. Als weitere Rahmenbedingungen müssen der zeitliche und geographische Kontext der Betrachtungen sowie die zu berücksichtigenden Umweltauswirkungen festgelegt werden.

Damit verschiedene Varianten oder Produkte miteinander verglichen werden können, müssen diese dieselbe Funktion erfüllen. Diese Vergleichsbasis wird in der Ökobilanzierung funktionelle Einheit genannt. Die funktionelle Einheit (FE) ist abhängig von der Fragestellung und dem Ziel der Studie. In einer Studie zur Energiebereitstellung kann die FE eine bestimmte Energiemenge sein, z. B. 100 MJ. Für eine Studie zur Abwasserreinigung bieten sich als funktionelle Einheit die Reinigung von 1 m³ Abwasser mit einer definierten Belastung, für ein bestimmtes Gebiet in einem Jahr an.

Die korrekte Festlegung der FE ist entscheidend, da sich alle Stoff- und Energieflüsse der Ökobilanz auf diese Größe beziehen.

5.4.1.2 Sachbilanz

Nach Festlegung der Systemgrenzen, innerhalb derer ein Prozess analysiert werden soll, erfolgt die Zusammenstellung der relevanten **Stoff- und Energieflüsse** während der unterschiedlichen Lebenszyklus-Phasen des Prozesses (Herstellung, Betrieb bis zum Rückbau). Das Modell des zu bilanzierenden Systems umfasst:

- die Beziehungen eines Prozesses mit anderen Prozessen der Technosphäre, wie z. B. Menge an benötigten Rohmaterialien, Hilfsstoffen, Energiebedarf oder Transporte.
- die Beziehungen eines Prozesses mit seiner natürlichen Umwelt der Ökosphäre, wie z. B. Bedarf an Ressourcen (fossile Energieträger, Landressourcen etc.) und Emissionen, wie z. B. CO₂, VOC, Methan, Stickoxide u. a..

Die Grundlagendaten werden entweder aus der Literatur resp. Datenbanken übernommen oder aus Messungen vor Ort gewonnen und mit ökologischen Daten aus Ökoinventaren verknüpft. Typischerweise werden die Umweltauswirkungen durch Emissionen und den Bedarf an Ressourcen z. B. durch die Strombereitstellung, die Bereitstellung von Hilfsstoffen oder von Transporten aus Ökoinventaren übernommen. Die davon benötigten Mengen sowie die direkten Emissionen sind meist projektspezifisch und stammen aus spezifischen Messungen und Erhebungen.

5.4.1.3 Wirkungsbilanz

Selbst die Beschränkung der Sachbilanz auf eine ausgewählte Liste von relevanten Ressourcen und Substanzen, führt schnell zu umfangreichen Zahlentabellen, die die Emissionen in die Umwelt beschreiben. Jedoch sind nicht die Stoffemissionen per se, sondern ihre **Auswirkungen auf die Umwelt** von Bedeutung. Dabei können unterschiedliche Emissionen über unterschiedliche Wege auf verschiedene Endpunkte wirken, wie in Bild 5-20 schematisch dargestellt.

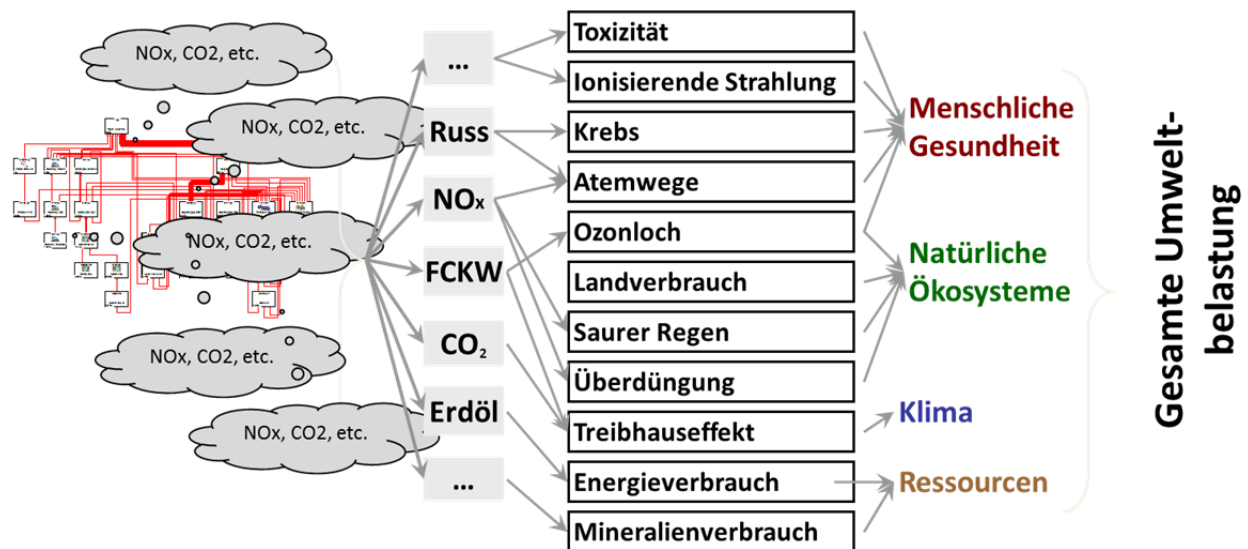


Bild 5-20: Schematische Darstellung der Emissionen und verbundener Wirkkategorien

In der Wirkungsbilanz werden die Auswirkungen der Emissionen und der Bedarf an Ressourcen systematisch beschrieben. Dazu werden die Stoffe klassifiziert, d. h. im Hinblick auf unterschiedliche Auswirkungen auf die Umwelt gruppiert, nach z. B. klimaschädlichen, toxischen oder eutrophierenden Stoffen. In Tabelle 5-6 ist eine Auswahl von **Wirkkategorien** gegeben, welche typischerweise berücksichtigt werden.

Tabelle 5-6: Auswahl von Wirkkategorien, welche typischerweise in Ökobilanzen verwendet werden

Wirkkategorie	Beschreibung
Treibhauspotential (global warming potential, GWP)	Einfluss auf das Klima infolge der Emission von klimawirksamen Stoffen wie Kohlendioxid (CO ₂), Lachgas (N ₂ O) oder Methan (CH ₄).
Säurebildungspotential	Beitrag zur Versauerung von Böden und Gewässern zum Beispiel durch Stickoxide und Schwefeldioxid.
Eutrophierung oder Nährstoffanreicherung	Veränderung des Nährstoffgleichgewichtes in Boden und Wasser durch den Eintrag von Verbindungen, die Stickstoff und Phosphor enthalten.
Ozonbildungspotential	Beitrag zur Bildung von bodennahem Ozon (Sommersmog) infolge der Emission von Stoffen wie z.B. Kohlenwasserstoffe und Stickoxiden (NO _x).
Menschliche Gesundheit	Auswirkungen von Emissionen auf die menschliche Gesundheit. Dabei wird oft unterschieden zwischen Emissionen in Luft, Oberflächengewässer, Grundwasser und Bodeneinträgen
Ökotoxizität in Gewässern	Auswirkungen auf Tiere und Pflanzen durch die Emission von Stoffen in Gewässer. Dabei wird teilweise zwischen Süß- und Salzwasser unterschieden
Ökotoxizität in Boden	Auswirkungen auf Tiere und Pflanzen durch die Emission von Stoffen in den Boden

Da nicht alle Substanzen einer Klasse dieselbe Wirkung verursachen, müssen die verschiedenen Stoffe bezüglich ihrer Wirksamkeit charakterisiert werden. So haben z. B. sowohl Ethanol wie auch Dioxin eine schädliche Wirkung auf die menschliche Gesundheit, jedoch in deutlich unterschiedlichen Konzentrationsbereichen. Für Ethanol ergibt sich eine Schädigung erst im Grammbereich während Dioxine bereits im Nanogramm-Bereich Schäden verursachen können.

Dies wird bei der Berechnung der Umweltauswirkung durch die Einführung eines Charakterisierungsfaktors berücksichtigt. So ergibt sich das Schädigungs- oder Wirkpotential (WP) einer jeden Wirkkategorie als Summe über die emittierten Mengen der Substanzen, die zuvor mit den jeweiligen Charakterisierungsfaktoren multipliziert wurden. (vgl. Gleichung (5-1).

$$WP_{\text{Wirkkategorie } j} = \sum_{i=1}^n m_i \cdot CF_{ji} \quad \text{Gleichung (5-1)}$$

m_i : die Emissionsmenge des Stoffes i, und
 CF_{ji} der Charakterisierungsfaktor des Stoffes i in Bezug auf die Wirkkategorie j.

Für einige Auswirkungen wie z. B. bei der Klimawirksamkeit (Treibhauspotential) erfolgt die Charakterisierung relativ zu einer Leitsubstanz. Im Falle des Klimas ist die Leitsubstanz CO_2 . Aus diesem Grunde wird das Treibhauspotential als CO_2 Äquivalente angegeben. Tabelle 5-7 zeigt beispielhaft die Klassifizierung und die Charakterisierungsfaktoren für ausgewählte Stoffe.

Tabelle 5-7: Beispielhafte Darstellung der Klassifizierung und Charakterisierung

Emissionen	Klassifizierung	Charakterisierung		Wirkpotential
	Zuordnung zu den Wirkkategorien	Bestimmung des Potentials		Einheit
Beispiel			CF	
NO_x	Säurebildung	SO_2	1	kg SO_2 Äquiv.
		NO_x	0.7	
SO_2	Ozonbildung	Ethylen	1	kg C_2H_4 Äquiv
		NO_x	0.832	
Ethylen				
Phosphat	Eutrophierung	Phosphat	1	kg NO_3 Äquiv
		NO_x	0.13	
CO_2	Treibhaus			
Methan		CO_2 Methan	1 23	kg CO_2 Äquiv

Die bei unseren Betrachtungen im Mittelpunkt stehenden Spurenstoffe tragen vorrangig zur Wirkkategorie „chronische Ökotoxizität in Wasser“ bei. Die Ableitung von Charakterisierungsfaktoren CF_{ij} für diese Kategorie erfolgt anhand der chemischen und Wirkeigenschaften der Stoffe nach Gleichung (5-2).

Diese Vorgehensweise basiert auf der Arbeit von Heijungs, 1992a sowie 1992b. Sie wurde in den vergangenen Jahren verschiedentlich überarbeitet und erweitert. Die vorliegende Arbeit verwendet die Version aus dem Jahre 2001, bzw. 2007. Dieser Ansatz wurde von vielen Methoden übernommen und ggf. erweitert, wie z. B. von Goedkoop für die Methode Eco Indicator und ReCiPe oder von Larsen und Hauschild für die Methode EDIP.

$$CF = f \cdot BIO \cdot \frac{1}{PNEC} \quad \text{Gleichung (5-2)}$$

- f: Verteilungsfaktor beschreibt den Anteil der emittierten Substanz in das betrachtete End-Kompartiment; $f = 1$ bedeutet, dass die gesamte Menge des Spurenstoffs in den Vorfluter gelangt.
- BIO: Der Faktor BIO berücksichtigt die Verweildauer der Substanz im End-Kompartiment, bis diese nicht mehr nachweisbar ist. Ein Faktor $BIO = 1$ bedeutet, dass die Substanz schwer biologisch abbaubar ist. Falls sich die Substanz innerhalb von 28 Tagen nach OECD 302 B-C zu $> 70\%$ abbauen lässt, reduziert sich der Faktor auf 0.5. Für noch besser abbaubare Substanzen wird der Faktor 0.2 verwendet.
- PNEC: Predicted No Effect Concentration; als PNEC wird die vorausgesagte Konzentration eines Stoffes bezeichnet, bis zu der keine negativen Umweltwirkungen zu erwarten sind. Der reziproke Wert des PNEC ist somit ein Maß für die Schädlichkeit der Substanz, d. h. je größer der PNEC desto „harmloser“ ist die Substanz in Bezug auf die gewählte Wirkkategorie. Falls der PNEC nicht bekannt ist, kann er aus anderen experimentell ermittelten Größen, in der Regel Effektkonzentrationen aus ökotoxikologischen Wirtktests, abgeschätzt werden:
- $$PNEC = NOEC/10$$
- $$PNEC = LOEC/20$$
- $$PNEC = EC_{50}/100$$

5.4.1.4 Interpretation/Auswertung

Jede Kategorie der Wirkungsbilanz deckt nur einen Teil der gesamten Umweltauswirkung ab. Erst die Berücksichtigung sämtlicher Auswirkungen gibt ein umfassendes Bild der Umweltauswirkungen eines betrachteten Prozesses. Ein Interpretationsproblem besteht darin, dass die verschiedenen Auswirkungen unterschiedliche Schlüsse zulassen. So kann z. B. die eine Technologie wesentliche geringere Auswirkungen auf das Klima haben als eine Alternativtechnologie, jedoch viel größere Auswirkungen auf die Gewässer und es stellt sich die Frage, was ist beim untersuchten System entscheidend. Problematisch bei der Beantwortung dieser Frage ist unter anderem, dass die Ergebnisse der verschiedenen Wirkkategorien nicht direkt miteinander vergleichbar sind. Zum einen sind die Einheiten und damit Dimensionen unterschiedlich, zum anderen wird anhand des Wirkpotentials noch keine

Aussage getroffen, wie problematisch die betrachtete Wirkung relativ zu den anderen Wirkungen ist. Um diese verschiedenen Auswirkungen zu einer Kennzahl zusammenzufassen oder zumindest die Relevanz der verschiedenen Auswirkungen zu erkennen, wird in zwei Schritten vorgegangen:

- **Normalisierung** der verschiedenen Auswirkungen, um vergleichbare Größenordnungen zu erhalten
- **Gewichtung** der normalisierten Auswirkungen relativ zu einander oder relativ zu Zielvorgaben

5.4.1.4.1 Normalisierung

Bei der Normalisierung werden die verschiedenen Wirkungen mit entsprechenden Größen (Normalisierungsgröße) normiert. Als Normalisierungsgröße werden oft die Auswirkungen der durchschnittlichen Bevölkerung im Untersuchungsgebiet verwendet. Das heißt, es werden die verschiedenen Umweltauswirkungen für ein Land, Europa oder die ganze Welt in einem Jahr berechnet. Dabei werden u. a. Daten über Energiebedarf, benötigte Mengen an Lebensmittel, Konsumgüter und Chemikalien sowie Bautätigkeiten und Transporte etc. verwendet. Die durchschnittliche Auswirkung pro Einwohner ergibt sich aus diesen berechneten Umweltauswirkungen durch Division durch die Bevölkerungszahl im betrachteten Gebiet. Mit der Normalisierung wird erreicht, dass die verschiedenen Wirkungen dieselbe Einheit (Anteil an der Normalisierungsgröße) und vergleichbare Größenordnungen erhalten. Die Einheit wird als **person equivalent (PE, Personen Äquivalent)** bezeichnet. Die normalisierten Umweltauswirkungen sagen somit aus, welche Anteile die untersuchte Technologie, Dienstleistung oder das untersuchte Produkt an den Umweltauswirkungen einer durchschnittlichen Person ausmacht.

Dabei wird bestimmt, welchen Anteil das untersuchte System, in unserem Falle die Reinigung von 1 m³ Abwasser, an den durchschnittlichen Auswirkungen einer Person in Europa in einem Jahr hat. In der Methode EDIP werden als Normalisierungsfaktoren für die globale Auswirkung Treibhauspotential der Durchschnitt der Weltbevölkerung und für die anderen Auswirkungen die durchschnittlichen Werte von Europa (EU-15) pro Jahr verwendet (Tabelle 5-8). Daraus ist z. B. ersichtlich, dass eine durchschnittliche Person auf der Welt pro Jahr einen Beitrag von 8700 kg CO₂ Äquivalente zur globalen Erwärmung beiträgt. Für eine durchschnittliche Person in Europa liegt dieser Wert um ein mehrfaches höher.

Tabelle 5-8: Normalisierungsfaktoren (NF) der verschiedenen Wirkkategorien (Larson 2010); Das Ökotoxizitätspotential wird in m³ des jeweiligen Umweltmediums angegeben. Dies entspricht dem Volumen des Umweltmediums bis zu der die Emission verdünnt werden sollte, damit von der Emission keine ökotoxikologischen Effekte zu erwarten sind.

Wirkkategorie	Einheit	Normalisierungsfaktor pro Person und Jahr	Gewichtung s-faktor	Region
Treibhauseffekt (GWP 100)	kg CO ₂ Äquiv	8.696	1,1	Global
Photochemische Ozonbildung	kg C ₂ H ₄ Äquiv	25	1,3	EU-15
Versauerung	kg SO ₂ Äquiv.	74	1,3	EU-15
Eutrophierung	kg NO ₃ Äquiv	119	1,2	EU-15
Humantoxizität Luft	m ³ Luft	3.058.103.976	1,1	EU-15
Humantoxizität Wasser	m ³ Wasser	52.083	1,3	EU-15
Humantoxizität Boden	m ³ Boden	127	1,2	EU-15
Ökotoxizität Wasser chronisch	m ³ Wasser	352.113	1,2	EU-15
Ökotoxizität Wasser akut	m ³ Wasser	29.070	1,1	EU-15
Ökotoxizität Boden	m ³ Boden	961.538	1	EU-15

Die Berechnung der normalisierten Wirkpotentiale (NWP) erfolgt für jede Wirkkategorie anhand von Gleichung (5-3).

$$NWP_{Wirkkategorie\ j} = \frac{WP_{Wirkkategorie\ j}}{NF_{Wirkkategorie\ j}} \quad \text{Gleichung (5-3)}$$

In dieser Gleichung werden die verschiedenen Umweltauswirkungen des betrachteten Systems durch die jeweiligen Umweltauswirkungen einer durchschnittlichen Person, siehe Tabelle 5-8 geteilt. Daraus ergibt sich die Auswirkung in der Einheit ‚Personen Äquivalent‘ (person equivalent, PE). Dieser Quotient gibt an, welchen Anteil das untersuchte System an der gesamten Umweltauswirkung einer durchschnittlichen Person in einem Jahres hat, und ermöglicht so einen Vergleich der verschiedenen Wirkkategorien.

5.4.1.4.2 Gewichtung

Um die verschiedenen Auswirkungen zu einer Kennzahl (Indikator) aggregieren zu können, ist es notwendig, die verschiedenen Wirkkategorien relativ zueinander zu gewichten, da nicht alle Auswirkungen gleich kritisch sind. Diese Gewichtung erfolgt typischerweise auf der Basis von Zielen, z. B. auf Grund von umweltpolitischen Zielsetzungen. Bei der Methode EDIP erfolgt die Gewichtung auf der Basis der Reduktionsziele, welche für eine nachhaltige Wirtschaft notwendig wären. Diese politischen Ziele basieren zumindest teilweise auf wissenschaftlichen Erkenntnissen. Entsprechend ergeben sich nach der Gewichtung die angestrebten Personen Äquivalente, „Person Equivalent Targeted“ (PET). Dies ist auch die

Einheit in der die gesamt aggregierten Umweltauswirkungen bei der Methode EDIP angegeben werden. Da bei der Fragestellung *Nachbehandlung von 1 m³ Abwasser* das untersuchte System nur einen Bruchteil der Umweltauswirkungen einer Person pro Jahr verursacht, werden die Resultate in dieser Studie nicht in PET sondern in μ PET angegeben. Bei der Betrachtung des gesamten Einzugsgebietes der Ruhr werden die Resultate in PET angegeben.

Die Gewichtung der normalisierten Wirkungen in Bezug auf bestimmte Vorgaben oder relativ zueinander kann auf verschiedene Arten erfolgen z. B.

- auf der Basis von umweltpolitischen Zielsetzungen und dem Abstand zu diesen Zielen, wie bei der Methode der ökologischen Knappheit (UBP Methode),
- auf Grund von Einschätzungen von Experten, wie bei der Methode ReCiPe oder Eco Indicator 99,
- auf der Basis der notwendigen Reduktionen zum Erreichen der politisch und wissenschaftlich definierten Ziele, wie bei der Methode Eco Indicator oder EDIP.

Die Einheit der Ergebnisse sind im Allgemeinen dimensionslose Größen (z. B. Punkte). Die gesamte Umweltauswirkung wird entsprechend gemäß folgender Formel berechnet.

$$\text{Gesamte Umweltauswirkung} = \sum_{j=1}^m GF_j \cdot \frac{WP_{\text{Wirkkategorie } j}}{NF_j} \quad \text{Gleichung (5-4)}$$

$WP_{\text{Wirkkategorie } j}$: die Wirkung der Wirkkategorie j, siehe Gleichung 4-1,
 GF_j der Gewichtungsfaktor der Wirkkategorie j.
 NF_j Normalisierungsfaktor der Wirkkategorie j

Heute stehen verschiedene Bewertungsmethoden zur Verfügung (siehe auch Dreyer et al., 2003), welche teilweise sehr hohe Akzeptanz haben.

Während die Wirkungsbilanz und die Normalisierung prinzipiell auf objektiven, wissenschaftlichen Modellen beruht, ist die Bewertung der verschiedenen Umweltauswirkungen von Wertmaßstäben abhängig. Daher werden diese sogenannten gesamt aggregierenden Methoden teilweise abgelehnt. So untersagt z. B. die Norm ISO 14040 die Verwendung von gesamt aggregierenden Methoden für vergleichende Studien, welche für die Öffentlichkeit bestimmt sind. Als Entscheidungsbasis sind solche gesamt aggregierenden Methoden jedoch hilfreich bis unerlässlich. Die vorliegende Studie entspricht bezüglich der Verwendung von gesamt aggregierenden Methoden nicht der Norm. In diesem Punkt geht sie bewusst über die Norm hinaus. Für eine Diskussion dieser gesamt aggregierenden Methoden im Zusammenhang mit der ISO Norm 14040 siehe z. B. Dinkel und Franov (2008).

5.4.2 Ökologische Beurteilung von Behandlungsverfahren zur Elimination von Spurenstoffen aus dem Abwasser

Im Rahmen dieses Projekts wurden für die folgenden Prozesse eine Lebenszyklusanalysen durchgeführt:

- chemische Oxidation mittels Ozon mit anschließender Sandfiltration,
- Adsorption an Pulveraktivkohle mit anschließender Sandfiltration,
- Membranfiltration, hier Nanofiltration.

Damit sind die im großtechnischen Maßstab im Verbundvorhaben Spurenstoffe realisierten Verfahren Ozonung und PAK Adsorption abgedeckt. Die Nanofiltration wurde als Alternativverfahren mit dem Potential zum Einsatz an Hotspots oder für Teilströme mitbetrachtet.

5.4.2.1 Methodik und LCA Software

Für die im Rahmen des vorliegenden Projektes durchgeführte Lebenszyklusanalyse verschiedener Nachbehandlungsoptionen wurde für die Charakterisierung und Bewertung die wirkungsorientierte Bewertungsmethode EDIP97 (Environmental Design of Industrial Products; Larsen et al., 2009) verwendet. Ein wesentlicher Grund für die Wahl dieser Methode war, dass sie auch zur Beurteilung der Auswirkungen von Spurensstoffen in Rahmen des Forschungsprojektes NEPTUNE (www.eu-neptune.org) eingesetzt wurde (Larsen et al. 2010). Zudem ist diese Methode gut geeignet, die Umweltbelastung von Spurenstoffen zu quantifizieren, vor allem im Hinblick auf Humantoxizität und Ökotoxizität. Die Charakterisierungsfaktoren für Substanzen der Kategorien Humantoxizität und Ökotoxizität können, falls diese nicht vorliegen, aus toxikologischen Daten abgeleitet werden (vgl. Gleichung (5-2)).

Es wurden Gemäß ISO Norm für die LCA nur diejenigen Wirkkategorien ausgewählt, welche für die untersuchten Systeme relevant sind. Dabei wurden die folgenden Wirkkategorien als relevant erachtet:

- Chronische Ökotoxizität in Wasser und Boden
- Akute Ökotoxizität im Wasser
- Humantoxizität Wasser, Boden und Luft
- Photochemische Ozonbildung
- Nährstoffanreicherung (Eutrophierung)
- Versauerung
- Treibhauseffekt

Für die Berechnungen wurden als Datengrundlage die Ökoinventare aus ecoinvent v.2.2 (ecoinvent Centre, Swiss Centre for Life Cycle Inventories) verwendet sowie eigene in

diesem Projekt erhobene Daten und Daten, welche in früheren Projekten erarbeitet wurden. Die Berechnungen und Auswertungen erfolgte mit der Software EMIS 5.6 (Carbotech AG, Basel, 2010).

5.4.2.2 Definition des Untersuchungsrahmens

In Bild 5-21 ist die Einbettung der betrachteten Technologien in den Gesamtprozess der kommunalen Abwasserreinigung dargestellt. Für alle drei Verfahren wurde die Behandlung des biologisch gereinigten Kläranlagenablaufs angenommen.

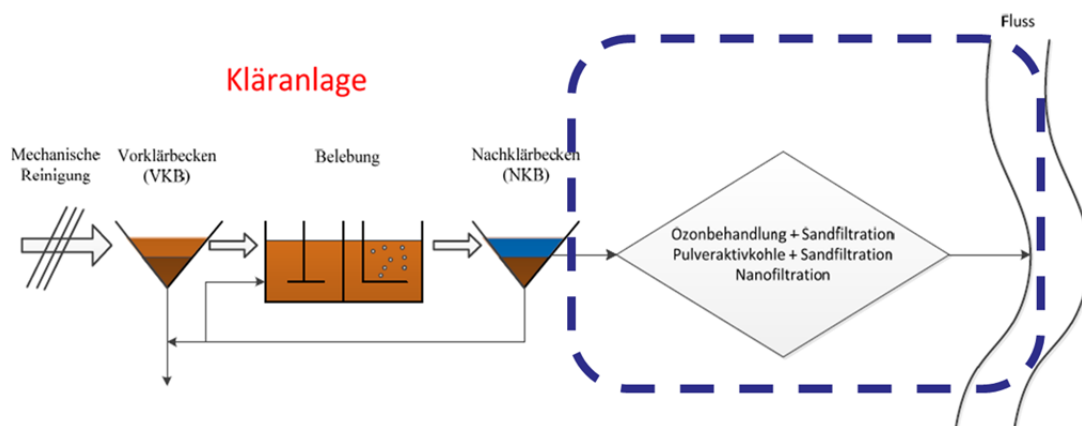


Bild 5-21: Einbettung der weitergehenden Behandlungsmaßnahmen in eine kommunale Kläranlage und Systemgrenzen der durchgeführten LCA (Dazio, 2011)

Als Systemgrenzen wurden einerseits die weitergehende Behandlungsanlage und andererseits die Vermeidung von Umweltauswirkungen durch die Elimination der Spurenstoffe definiert. Nicht berücksichtigt wurden die Errichtung und der Betrieb der Kläranlage, da diese vom Nachbehandlungsverfahren unabhängig und für alle Verfahren gleich ist. Die LCA wurde zunächst unter Berücksichtigung der folgenden im Projekt definierten Indikatorsubstanzen durchgeführt: Carbamazepin, Diclofenac, EDTA, Tris-(1-chloro-2-propyl)-phosphat (TCPP), Mecoprop, Isoproturon

Als Vergleichsbasis (funktionelle Einheit) wurde die weitergehende Reinigung von 1 m³ Abwasser gewählt. Die Erfassung der Umweltauswirkungen der weitergehenden Behandlungsanlage erfolgte über den gesamten Lebensweg, von der Herstellung der Materialien für die Infrastruktur, über den Betrieb und die dabei benötigte Energie und Hilfsstoffe bis zu deren Wiederverwertung oder Entsorgung.

Im Wesentlichen geht diese Ökobilanz den folgenden Fragen nach:

- Welche der drei untersuchten Nachbehandlungsverfahren erzielt die höchste Reduktion der Umweltauswirkungen?
- Sind die vermiedenen Umweltauswirkungen höher als die Umweltauswirkungen, welche durch den Einsatz der Technologie verursacht werden?

- Wie hoch ist die Reduktion der Umweltauswirkungen, falls die Kläranlagen im Ruhreinzugsgebiet nachgerüstet werden?

5.4.2.3 Sachbilanz

Zur Erstellung der Sachbilanz der Nachbehandlungsoptionen wurden die zur Errichtung und Betrieb benötigten Materialien und Ressourcen zusammengestellt. Bild 5-22 zeigt die Prozesse, welche für die Behandlung von 1 m³ Abwasser mittels Ozonung berücksichtigt wurden. In Bild 5-22 und in Bild 5-23 sind diejenigen für die Behandlung mit Aktivkohle aufgeführt. Dabei wurden nur die relevanten Prozesse bis zu zwei Stufen zurück dargestellt. In die Berechnungen flossen alle Prozesse über den gesamten Lebensweg ein. Die genauen Angaben finden sich bei Dazio (2011).

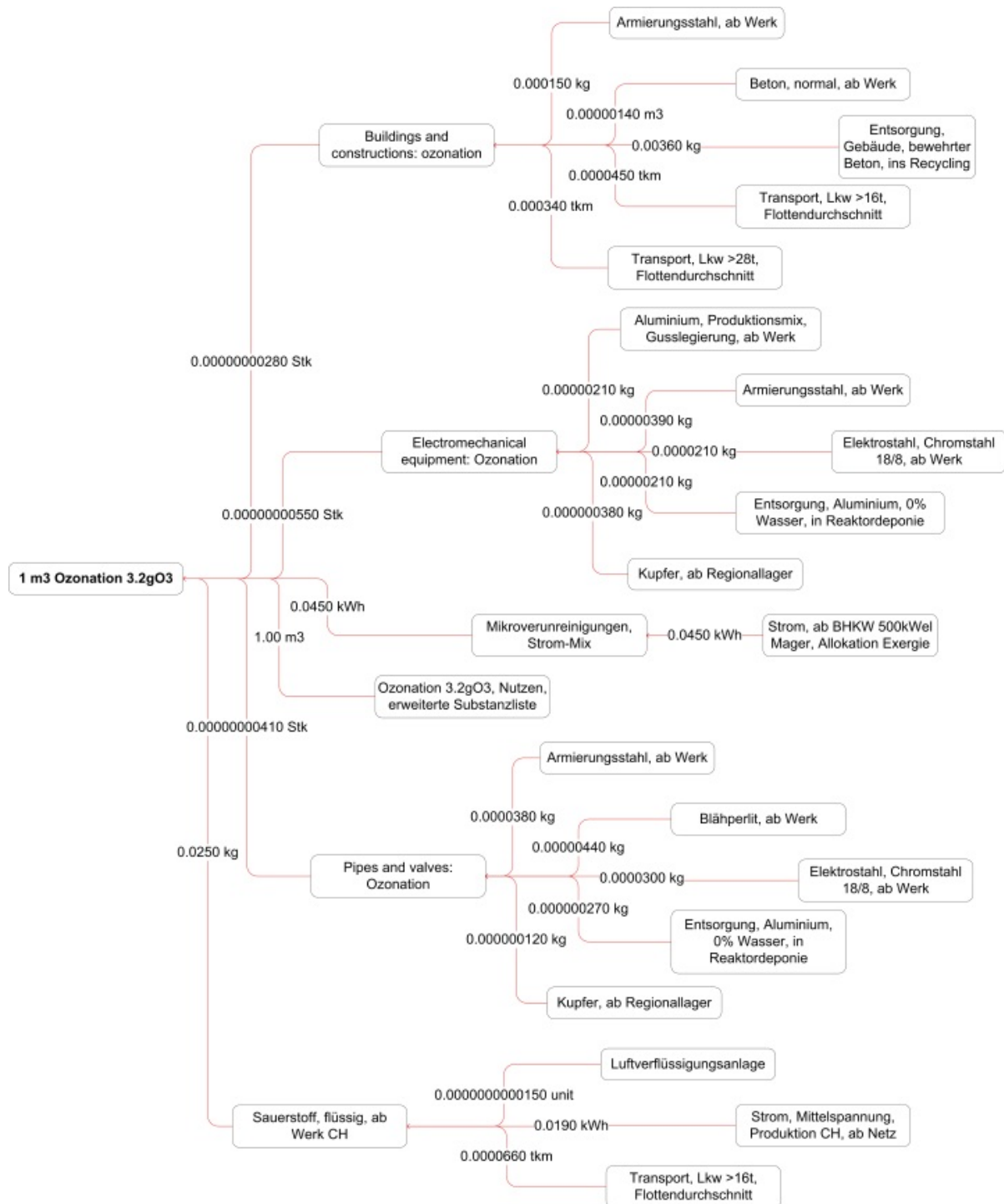


Bild 5-22: Sachbilanz der Nachbehandlung mittels Ozonung - vorgelagerte Prozesse sind nicht dargestellt (Dazio, 2011)

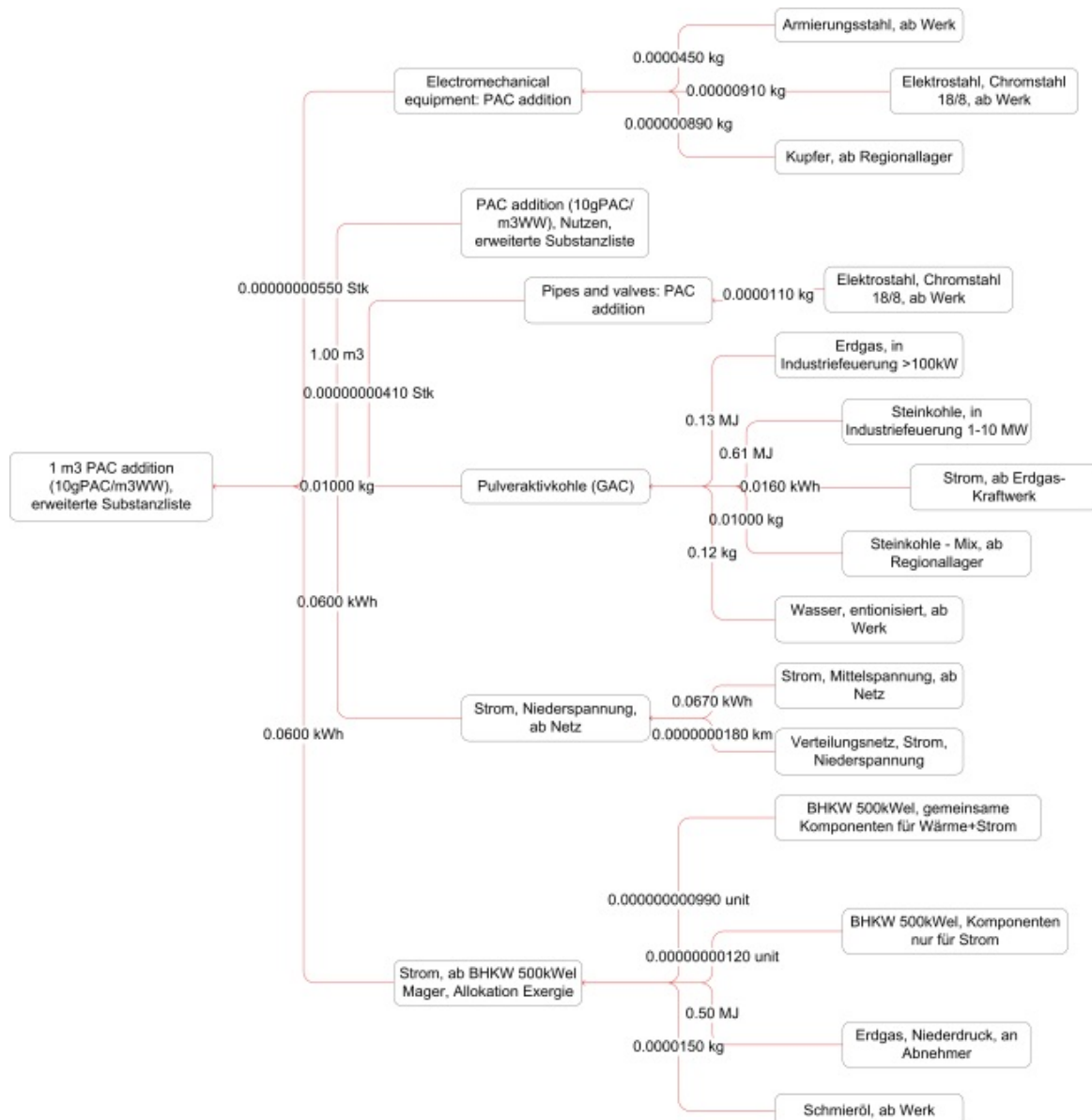


Bild 5-23: Sachbilanz der Nachbehandlung mittels Pulveraktivkohle; vorgelagerte Prozesse sind nicht dargestellt (Dazio, 2011)

5.4.2.4 Wirkungsbilanz

Der Fokus der Wirkungsbilanz wurde auf die Elimination der Spurenstoffe gelegt. Wesentlich sind vor allem chronische Umweltauswirkungen und weniger die akute Toxizität. Die Auswahl der zu betrachtenden Stoffe ist schwierig, da Informationen zu Umweltwirkungen von Spurenstoffen noch unzureichend erforscht sind und nur langsam durch neue Forschungsarbeiten vervollständigt werden. In der vorliegenden Ökobilanz wurde derselbe Bewertungsansatz gewählt wie in der Ökobilanzierung verschiedener verfahrenstechnischer Optionen für die weitergehende Abwasserbehandlung im EU Projekt NEPTUNE (Larsen 2009 und 2010, Siegrist 2010), in welcher human- und ökotoxikologische Aspekte berücksichtigt sind.

Für die Beurteilung der Umweltauswirkung wurde die Bewertungsmethode EDIP97 (Wenzel et al., 1997) gewählt, siehe auch Kapitel 5.4.1.3 und 5.4.1.4. Die dargestellten Bewertungen beruhen auf einer Berechnungsvariante, die sehr langfristige Emissionen (über 100 Jahre) nicht berücksichtigt, da diese mit sehr großen Unsicherheiten verbunden sind, entsprechend wird die Methode ohne LT (long term) bezeichnet.

Die Wirkung der Spurenstoffe wurde ausschließlich in der Kategorie „chronische aquatische Ökotoxizität“ betrachtet.

Zur besseren Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit dem EU-Projekt NEPTUNE wurden bei unterschiedlichen Angaben zur Ökotoxizität der Substanzen (zwecks Herleitung der Charakterisierungsfaktoren) die Werte von Munoz et al (2009) und des Ökotoxizentrums der eawag verwendet. Informationen zur Eliminationsleistung der betrachteten Technologien entstammen verfügbaren Forschungsergebnissen. Tabelle 5-9 gibt einen Überblick bezüglich der verwendeten Annahmen zu den Konzentrationen der Indikatorsubstanzen im Ablauf der Kläranlage, der Entfernung der Indikatorsubstanzen in den einzelnen Behandlungsstufen sowie den ökotoxikologischen Daten, die zur Berechnung der Ökotoxizitätsfaktoren angenommen wurden.

Tabelle 5-9: Annahmen bezüglich Konzentration, Entfernung und Ökotoxizität der Indikatorsubstanzen (Quellen: BAFU Project Micropol, OECD (1998), AwwaRF Report (2007), UK EA (2007), Bericht TP6 (2011), NEPTUNE (2010), Escher et al. (2011))

		Diclofenac	Carbamazepin	EDTA	TCP	Mecoprop	Isoproturon
Ablaufwerte Kläranlage							
	µg/L	3	1,1	20	1,4	0,853	0,05
				100			
Entfernungsraten der verschiedenen Verfahren							
PAK	%	88%	80%	25%	67%	80%	90%
Nach der Behandlung	mg/m ³	0,36	0,22	15	0,462	0,1706	0,005
Abbauleistung	mg/m ³	-2,64	-0,88	-5	-0,938	-0,6824	-0,045
mit Sandfiltration			88%				
Nanofiltration							
Nanofiltration	%	99%	99%	95%	92%	93%	95%
Nach der Behandlung	mg/m ³	0,03	0,01	1,00	0,11	0,06	0,00
Abbauleistung	mg/m ³	-2,97	-1,09	-19,00	-1,29	-0,79	-0,05
Ozon							
Ozon	%	93%	98%	23%	0%	68%	97%
Nach der Behandlung	mg/m ³	0,21	0,02	15,40	1,40	0,27	0,00
spezifische Abbauleistung	mg/m ³	-2,79	-1,08	-4,60	0,00	-0,58	-0,05
Ökotoxikologische Daten zur Ableitung von CF lt. Gleichung (2)							
Abbaubarkeitsfaktor	f	1	1	0,5	1	1	1
PNEC	µg/L	0,1	0,5	2200	120	5,5	0,32

5.4.2.5 Ergebnisse unter Berücksichtigung der sechs Leitsubstanzen

Auf Basis der beschriebenen Annahmen und nur unter Berücksichtigung der Verminderung der chronischen aquatischen Toxizität durch die Elimination der sechs o. g. Substanzen, sind in Bild 5-24 die Berechnungsergebnisse zu den erzeugten und vermiedenen Auswirkungen der verschiedenen Behandlungsoptionen vergleichend dargestellt.

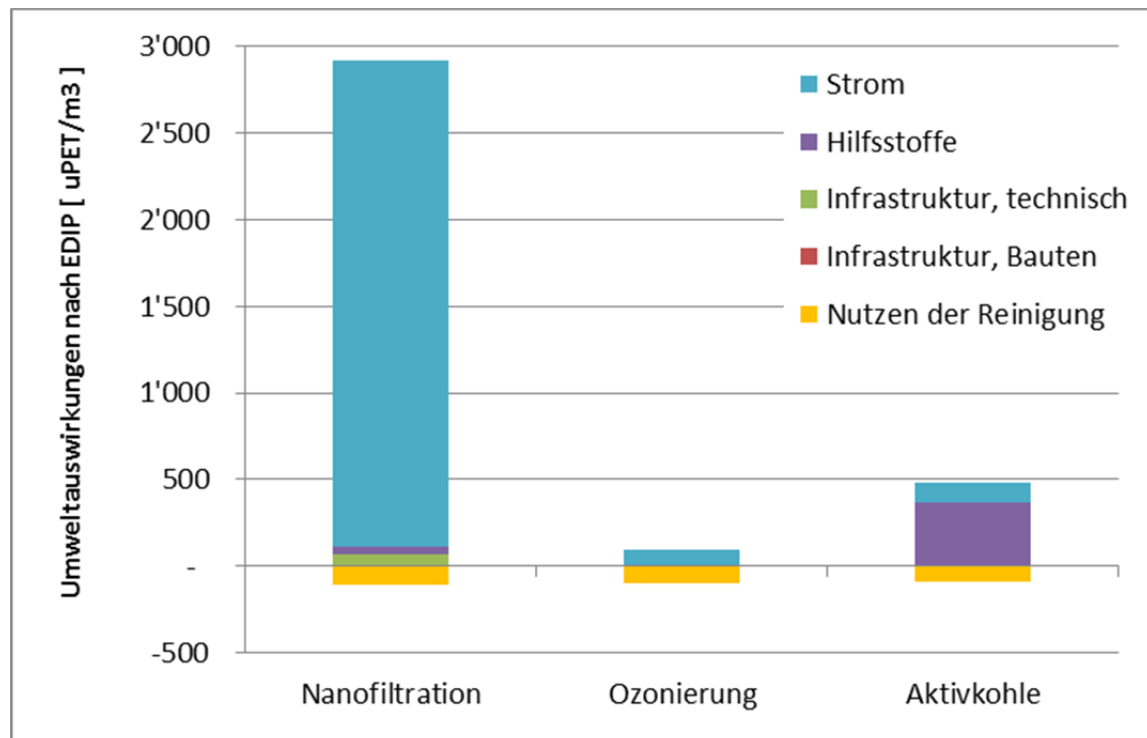


Bild 5-24: LCA-Analyse unterschiedlicher Behandlungsverfahren (Nanofiltration, Ozonung, PAK). Dargestellt sind die erzeugten und vermiedenen Umweltauswirkungen

Nur bei der Ozonung sind die vermiedenen Umweltauswirkungen größer als die Auswirkungen, welche das Behandlungsverfahren verursacht. Beim Verfahren mit Aktivkohle sind die Umweltauswirkungen der Behandlung etwas höher als der Nutzen der Elimination, während bei der Nanofiltration die Auswirkungen durch die Behandlung wesentlich höher sind als der erreichte Nutzen.

Dabei ist jedoch Folgendes zu beachten:

Während die Umweltauswirkungen der Behandlung annähernd alle relevanten Auswirkungen umfassen, wird bei der Nutzenermittlung nur die Reduktion der sechs untersuchten Spurenstoffe ausgewiesen. Alle weiteren Reduktionen von Umweltauswirkungen, z. B. die Elimination weiterer Stoffe, sind in dieser Berechnung nicht berücksichtigt. Der effektive Nutzen der Nachbehandlungsverfahren wird demnach de facto höher sein.

Zur Abschätzung weiterer Nutzen bei Berücksichtigung der Entfernung weiterer Spurenstoffe wurde eine zweite Variante gerechnet, die in Kapitel 5.4.3 beschrieben wird.

5.4.2.5.1 Einfluss der Strombereitstellung

Bei der Nanofiltration hat vor allem die Strombereitstellung einen entscheidenden Einfluss auf die Höhe der Umweltauswirkungen, sofern der deutsche Strom-Mix zugrunde gelegt wird. Bei Verwendung von Strom aus erneuerbaren Energien fällt die Bilanz deutlich positiver aus (Bild 5-25).

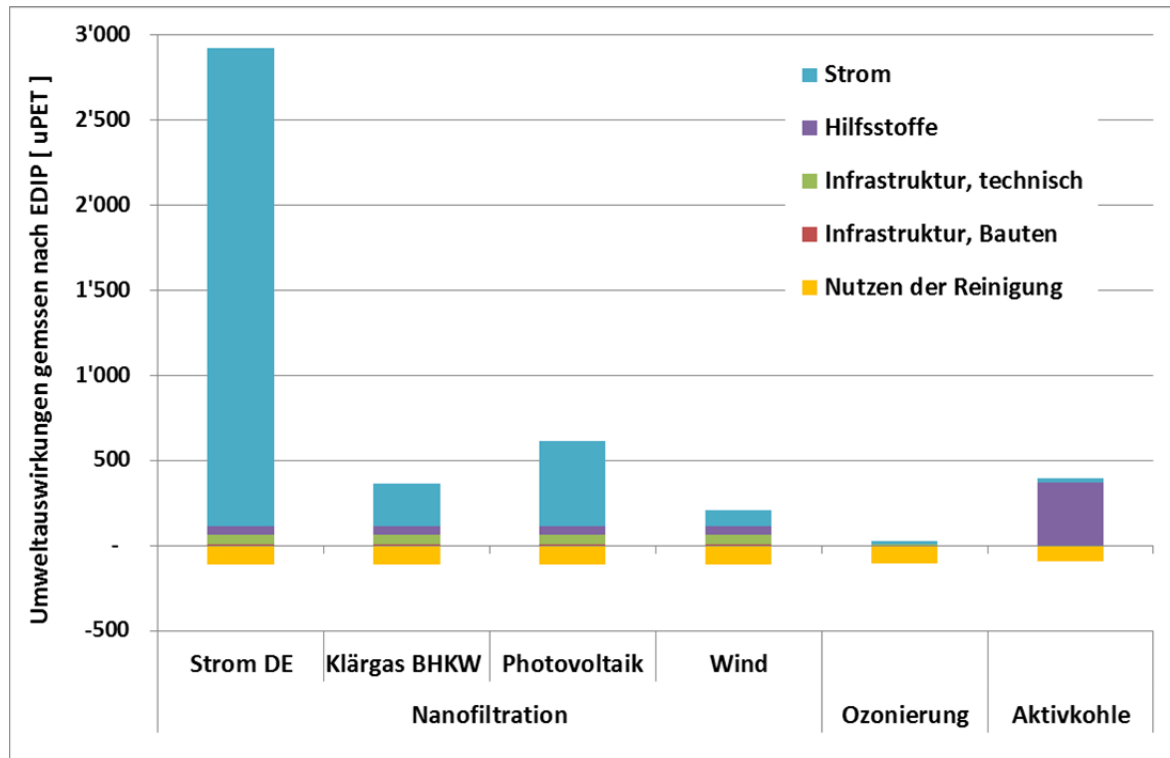


Bild 5-25: LCA-Analyse unterschiedlicher Behandlungsverfahren - erzeugte und vermiedene Umweltauswirkungen für unterschiedliche Stromerzeugungsvarianten (Ozonierung und Aktivkohle mit BHKW Strom gerechnet); Strommix Deutschland, Angaben für 2004: Braunkohle 23,2%; Steinkohle 20,8%; Atomkraft 25,3%; Erdgas 9,4%; Öl 1,5%; Windkraft 4,1%; Wasserkraft 4,4%; Photovoltaik 1%; Importe 10,5%; Sonstige Rest

Diese Szenarienrechnungen zeigen, dass die Strombereitstellung entscheidend ist und je nach Art der Bereitstellung zu deutlich unterschiedlichen Resultaten führt. Bei der Stromproduktion mit Windkraft z. B. sind die Umweltauswirkungen der Nanofiltration nur noch geringfügig höher als die positiven Effekte durch die Verringerung der chronischen, aquatischen Toxizität. Beim Einsatz von in Blockheizkraftwerken erzeugtem Strom für die Ozonierung stellt sich diese Bilanz ausgeglichen dar.

5.4.2.5.2 Analyse der verschiedenen Umweltauswirkungen

In Bild 5-24 und Bild 5-25 wurden die Beiträge der verschiedenen (Produktions-)Prozesse an den gesamten Umweltauswirkungen der Behandlungsverfahren dargestellt.

Eine Aufschlüsselung der Anteile der unterschiedlichen Wirkkategorien an der Gesamtumweltauswirkung ist in Bild 5-26 gegeben. Aus den dort aufgetragenen Netto-Bilanzen für verschiedene Wirkkategorien lässt sich u. a. ablesen, ob ggf. der Nutzen für das

Gewässer größer ist als die von der Behandlungsanlage verursachten Umweltauswirkungen im Gewässer.

Während die Nanofiltration in Summe zu einer zusätzlichen Belastung bei der chronischen aquatischen Ökotoxikologie führt, zeigt sich sowohl für die Ozonung als auch für die PAK Behandlung eine Gewässerentlastung in dieser Wirkkategorie. Einen Gesamt-Netto-Nutzen über alle Wirkkategorien erzielt allein die Ozonung.

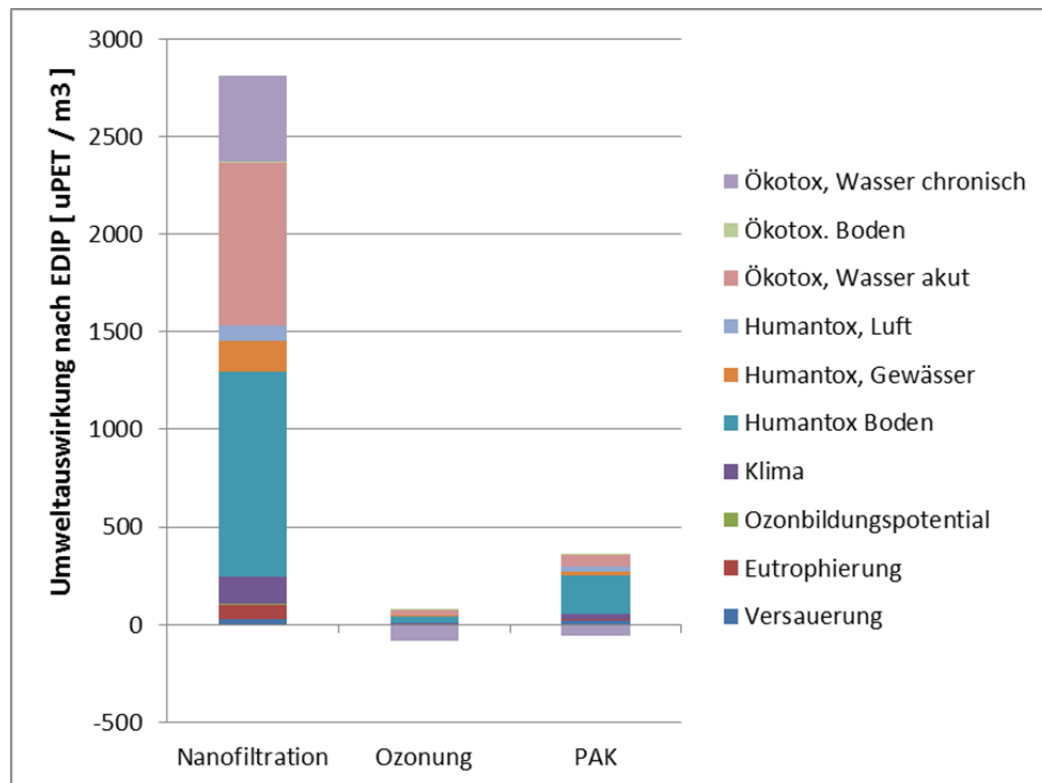


Bild 5-26: Beiträge einzelner Wirkkategorien zur Gesamtumweltauswirkung. Dargestellt ist die Nettoumweltauswirkung

Betrachtet man nur die Umweltauswirkung „Ökotoxizität, Wasser chronisch“, ergibt sich sowohl für die Ozonung wie auch für die Behandlung mit Aktivkohle eine Netto-Reduktion der Auswirkungen auf die Ökotoxizität im Wasser (negativer Wert dieser Wirkkategorie). Bei der Nanofiltration dagegen ist die Belastung durch das Verfahren im Hinblick auf ‚Ökotoxizität Wasser‘ höher als die Reduktion der Umweltauswirkungen durch die Elimination. Wobei diese Belastungen im Wesentlichen bei der Bereitstellung der benötigten Elektrizität entstehen. Entsprechend ergibt die Belastung abzüglich des Nutzens einen positiven Wert auch in der Wirkkategorie ‚Ökotoxizität, Wasser‘ und in der Darstellung in Bild 5-26 ist der Nutzen nicht mehr direkt ersichtlich.

Auch hier ist wieder der begrenzte Untersuchungsrahmen zu beachten, der nur die Verringerung von Umweltauswirkungen durch Elimination der oben genannten Stoffe berücksichtigt. Weitere Nutzen der weitergehenden Behandlungsverfahren, die ggf. zu einem

anderen Resultat führen können, bleiben unberücksichtigt. Resultate, welche eine erweiterte Stoffliste berücksichtigen, sind in Kapitel 5.4.3 zu finden.

5.4.2.5.3 Detailanalyse des Umweltauswirkungen bezüglich der untersuchten Stoffe

Die bislang gesamthaft betrachtete Verminderung der chronischen aquatischen Ökotoxizität beruht auf der Entfernung einzelner Zielsubstanzen. In Bild 5-27 sind die Beiträge der einzelnen Stoffe für die verschiedenen Behandlungsverfahren gezeigt. Den weitgrößten Beitrag liefert stets die Entfernung von Diclofenac. Die Elimination von Carbamazepin und TCPP trägt weiter zur Verminderung der Auswirkungen bei, jedoch in deutlich geringerem Maße. EDTA ist aufgrund seiner geringen Toxizität und Isoproturon wegen der niedrigen Konzentrationen im Kläranlagenablauf für die Betrachtung unbedeutend. In Bezug auf die Behandlung mit Ozon sind keine Transformationsprodukte der Ausgangssubstanzen berücksichtigt.

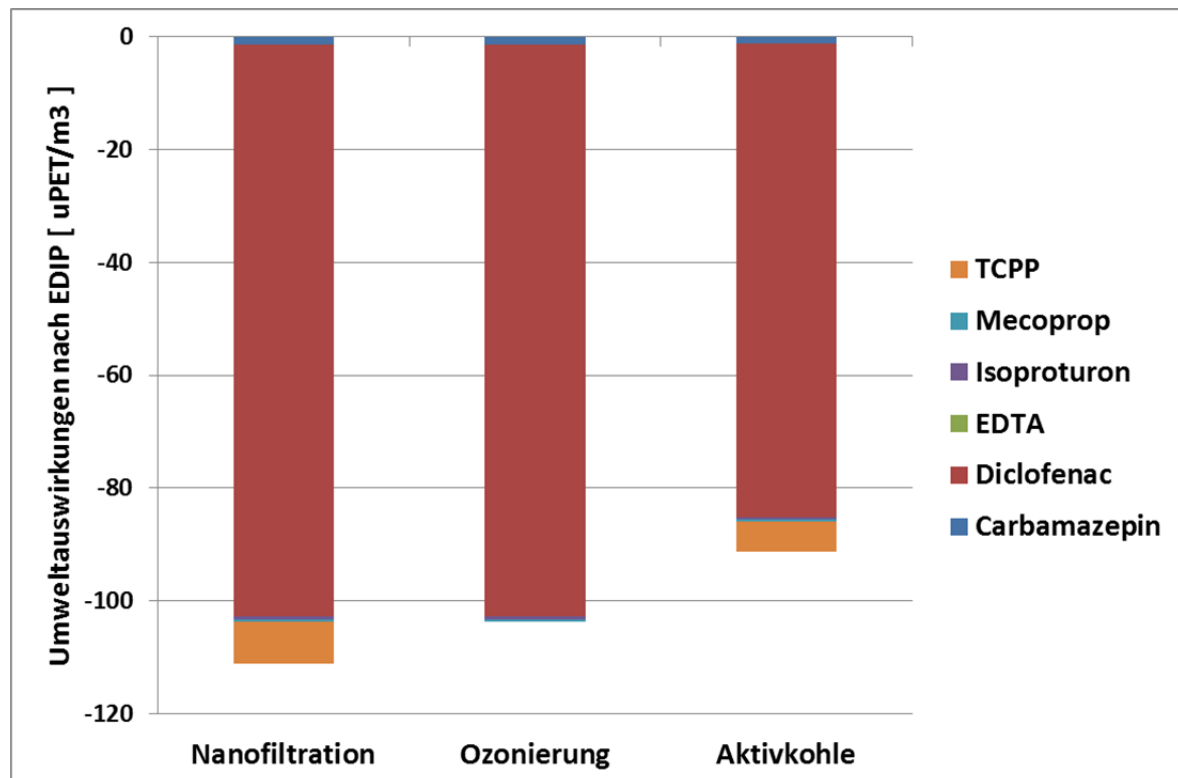


Bild 5-27: Beiträge der Elimination einzelner Indikatorsubstanzen an der Verminderung der Umweltauswirkungen durch verschiedene Behandlungsverfahren

5.4.2.6 Möglichkeiten und Grenzen der Beurteilung

Die Ökobilanz ist heute das umfassendste und beste Instrument zum Vergleich verschiedener Technologien oder für die Auswahl einer Technologie nach ökologischen Gesichtspunkten. Dennoch ist es notwendig, die Resultate mit dem notwendigen Sachverstand und unter Berücksichtigung der Rahmenbedingungen, wie Systemgrenzen zu interpretieren.

tieren, damit keine falschen Schlüsse gezogen werden. Dabei ist es wesentlich, die Einschränkungen zu berücksichtigen, welche bei der Beurteilung von komplexen Systemen immer bestehen.

5.4.2.6.1 Methodische Lücken und Unsicherheiten

Trotz großer Fortschritte in den letzten Jahren, gibt es bei verschiedenen Wirkkategorien noch wesentliche Unsicherheiten und Lücken, im speziellen sind dabei die Methoden zu nennen, welche sich mit den toxischen Auswirkungen befassen. Auch wenn heutige Ökoinventare mehrere hundert Substanzen umfassen, so gibt es noch viele Lücken, welche je nach zu untersuchendem System sehr relevant sein können. Hier besteht vor allem im Bereich der Spurenstoffe noch Forschungs- und Ergänzungsbedarf. Bestehende Lücken in den Datenbanken erzeugen zwangsläufig lückenhafte Aussagen, welche in der abschließenden Bewertung entsprechend herausgestellt und interpretiert werden müssen. Ebenfalls schwierig ist die Anwendung der PNECs, da längst nicht alle Substanzen und ihre Wirkungen erforscht sind und die Komplexität der Ökotoxikologie von Spurensubstanzen kaum in einem Zahlenwert auszudrücken ist (z. B. in Bezug auf die Wirkung von Mischungen). Die Bewertung und der Vergleich unterschiedlicher Wirkkategorien sind heikel, da viele dabei benötigte Größen nur mit großen Unsicherheiten abgeschätzt werden können. Entsprechend wichtig ist es, die Unsicherheiten der Resultate anzugeben und ggf. die Ergebnisse mit Sensitivitätsanalysen zu hinterfragen und abzusichern.

5.4.2.6.2 Signifikanz der Ergebnisse

Eine Abschätzung der Unsicherheiten bei der Bewertung der verschiedenen Wirkkategorien bei den drei betrachteten Verfahren Bild 5-28. In der angegebenen Darstellung sagt sie aus, dass die Resultate mit einer Sicherheit von rund 70% innerhalb des Fehlerbalkens liegen. Diese Unsicherheit setzt sich aus den folgenden Arten von Unsicherheiten zusammen:

- Unsicherheit der verwendeten Daten:
z. B. benötigte Mengen an Infrastruktur, Energie, Hilfsstoffe etc.. Diese Unsicherheiten wurden geschätzt.
- Unsicherheiten der ökologischen Daten:
z. B. Unsicherheit der Emissionen der verschiedenen verwendeten Prozesse. Diese Unsicherheiten werden in ecoinvent angegeben und basieren auf einer festgelegten Art der Schätzung.
- Unsicherheiten der Bewertung:
z. B. Herleitung der EDIP Bewertungsfaktoren für die verschiedenen Substanzen. Diese Unsicherheit wurde mit 20% angenommen. Vor allem bei den Indikatoren zur Toxizität ist diese Unsicherheit zu klein und wird voraussichtlich wesentlich höher sein. Leider gibt es noch sehr wenige Daten zu diesem Thema.

Die Berechnung der gesamten Unsicherheit erfolgte unter Berücksichtigung der Fehlerfortpflanzung über den gesamten Lebenszyklus. Dabei kam eine vereinfachte Methode zur Anwendung, welche auf der Annahme basiert, dass die verschiedenen Unsicherheiten statistisch unabhängig sind.

Trotz dieser hohen Unsicherheiten zeigen die Resultate deutliche Unterschiede.

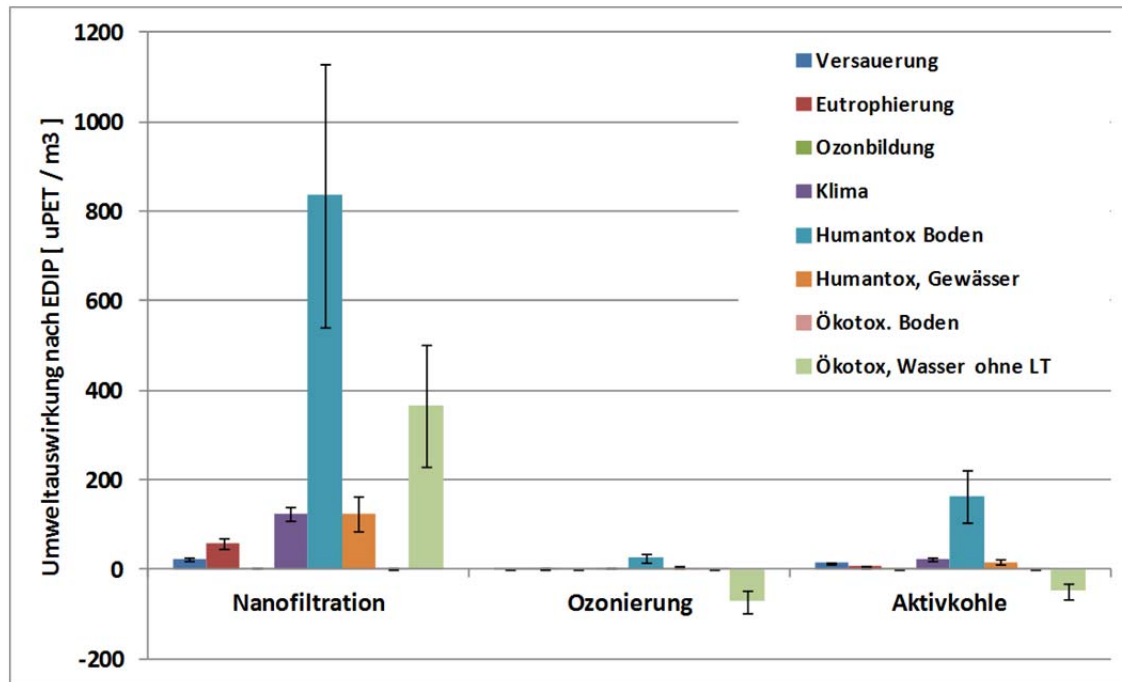


Bild 5-28: Unsicherheitsbereiche in den verschiedenen Wirkkategorien

5.4.3 LCA unter Berücksichtigung einer erweiterten Stoffliste

Die Wirksamkeit der Verfahren Ozonung und Adsorption an Aktivkohle für die Entfernung eines weiten Spektrums an Spurenstoffen, ist in den letzten Jahren sowohl im Labormaßstab als auch in halbtechnischen/ großtechnischen Versuchen intensiv untersucht und bestätigt worden (Ternes et al., 2004; Siegrist et al., 2011; Abegglen und Siegrist, 2012). Eine Nachrüstung von Kläranlagen mit diesen Behandlungstechnologien wird demnach weit mehr Substanzen - und ihre Wirkungen - aus dem Abwasser entfernen als die bisher betrachteten sechs Leitsubstanzen. Um den Gesamtnutzen der Nachbehandlungsverfahren realistischer abzuschätzen, wurde die Ökobilanz unter Verwendung einer erweiterten Stoffliste durchgeführt. Dabei wurden die folgenden Aspekte berücksichtigt:

- Die Stoffliste sollte möglichst aus allen Stoffgruppen (Pharmazeutika, Biozide, Körperpflegemittel, Additive, Antibiotika und estrogene Stoffe) zumindest einen Vertreter aufweisen.

- Für die betreffenden Stoffe sollten Ablaufwerte zumindest für eine Kläranlage im Untersuchungsgebiet vorliegen (als Grundlage dienten die Ergebnisse der Screeninguntersuchen im Teilprojekt 6).
- Für die betreffenden Stoffe mussten Eliminationsraten durch die untersuchten Verfahren (Ozonung, Aktivkohle) bekannt sein.

Um die Stoffe mit der Methode EDIP bewerten zu können, mussten entsprechende Charakterisierungsfaktoren ermittelt werden. Zu diesem Zweck wurden für die Stoffe PNEC Werte sowie Abbauraten gesucht. Falls keine PNEC Werte gefunden wurden, so wurden diese aus NOEC Werten abgeleitet, falls diese vorlagen. Bei einigen Substanzen wurden bei der Herleitung der PNEC-Werte unterschiedliche Daten gefunden (siehe auch Kapitel 3.3.2 bis 3.3.4). Zur besseren Vergleichbarkeit mit den LCA-Studien des EU-Projektes NEPTUNE, wurden in diesem Fall die Werte von Larsen et al. (2009 und 2010) übernommen.

Tabelle 5-10 Liste der berücksichtigten Substanzen zur Berechnung der LCA mit einem erweiterten Substanzspektrum (Ablaufwerte und Eliminationsraten [ER] aus Screeninguntersuchungen im TP6, Abegglen und Siegrist (2012), PNEC aquatisch nach Larsen et al (*) Munoz et al. (2009) sowie den Stoffdatenblättern des Ökotoxizitätszentrums der EAWAG (**), UBA (2011)†)

Substanz	Substanzklasse	PNEC aquatisch [µg/L]	Ablauf KA Mittelwert [µg/L]	ER O ₃ [%]	ER PAK [%]
Arzneimittel und Personal Care Produkte					
17- α -Ethinylestradiol [†]	Hormon, Empfängnisverhütungsmittel	0,00001	0,002	99	70
17- β -Estradiol [†]	Hormon, natürliches Östrogen	0,00002	0,003	99	57
Atenolol*	Betablocker	330	0,625	75	75
Azithromycin	Antibiotikum	0,44	0,081	99	
Bezafibrat*	Lipidsenker	2,3	0,472	76	75
Carbamazepin*	Psychopharmakon, Antiepileptikum	0,50	0,902	98	80
Clarithromycin*	Antibiotikum	0,31	0,140	93	88
Clofibrinsäure*	Lipidsenker	5	0,033	1	k.A.
Codein	Analgetikum	0,60	0,205	94	72
Diazepam	Psychopharmakon, Antiepileptikum	4,20	0,007	59	k.A.
Diclofenac	Analgetikum	0,1	1,981	98	76
Erythromycin*	Antibiotikum	0,02	0,090	88	k.A.
Fenofibrat	Lipidsenker	7,20	0,088	57	78
Hydrochlorothiazid	Diuretikum	3'200	0,170	76	k.A.

Substanz	Substanzklasse	PNEC aquatisch [µg/L]	Ablauf KA Mittelwert t [µg/L]	ER O ₃ [%]	ER PAK [%]
Ibuprofen*	Analgetikum	3	0,108	50	77
Ketoprofen	Analgetikum	7,40	0,077	66	68
Mefenaminsäure	Analgetikum	0,10	0,245	96	90
Metoprolol*	Betablocker	7,3	0,556	77	69
N-acetyl-4-amino- antipyrin (4-AAA)	Antipyretikum/ Analgetikum	0,43	1,120	98	33
Naproxen*	Analgetikum	190	0,146	96	75
Metronidazol	Antibiotikum	13,00	0,090	39	61
Ofloxacin	Antibiotikum	5,30	0,055	85	81
Trimethoprim*	Antibiotikum	800	0,146	93	85
Propranolol*	Betablocker	0,05	0,042	90	99
Sotalol*	Betablocker	300	1,993	96	77
Sulfamethoxazol*	Antibiotikum	0,15	0,465	89	42
Tonalid (AHTN)	Moschusduftstoff	3,50	0,162	k.A.	75
Galaxolid	Duftstoff für Körper- pflegeprodukte	6,80	0,730	42	k.A.
Triclosan	Bakteriozid	0,0015	0,051	78	68
Industriechemikalien					
Benzothiazol (MBT)	Hilfsstoff in der Kautschukherstellung und elektrochemischen Beschichtung von Metalloberflächen	15	11,350	59	89
1-H-Benzotriazol**	Additiv, Korrosionshemmer	30	3,756	57	84
Bisphenol A	Ausgangsprodukt in der Herstellung von Polycarbonaten und Epoxidharzen, Entwicklersubstanz in Thermopapier	0,10	2,156	76	78
EDTA**	Komplexbildner	2'200	40,464	29	25
Nonylphenole**(Entwurf)	Herstellung von Phenol- harzen, Synthese von Nonylphenolethoxylaten (NPEO)	0,01	0,257	76	11
Octylphenol	Industriechemikalie	0,10	0,038	47	k.A.

Substanz	Substanzklasse	PNEC aquatisch [µg/L]	Ablauf KA Mittelwert t [µg/L]	ER O ₃ [%]	ER PAK [%]
Pestizide und Biozide					
Carbendazim*	Biozid	0,15	0,049	76	88
Diuron	Herbizid	0,20	0,070	65	70
Isoproturon	Pestizide	0,30	0,050	62	63
Mecoprop	Biozid/Pestizid	18,00	0,471	74	36
2-Methyl-4-chlorophenoxyessigsäure (MCPA)	Herbizid	0,50	0,022	75	k.A.
Terbutryn	Herbizid	0,17	0,022	81	41

k.A.: keine Angabe, Tonalid wurde bei der Berechnung für O₃ und PAK nicht berücksichtigt.

Für einige Substanzen waren keine Eliminationsraten für das eine oder andere Behandlungsverfahren verfügbar. Entsprechend konnten diese Stoffe bei den jeweiligen Beurteilungen nicht berücksichtigt werden.

Im Folgenden werden zuerst die zwei Verfahren unter Berücksichtigung der erweiterten Stoffliste bewertet, indem die gesamten Umweltauswirkungen zur Behandlung von 1 m³ Kläranlagenablauf dem Nutzen durch die Elimination gegenüber gestellt werden, siehe Kapitel 5.4.3.1. Anschließend wird der gesamte Nutzen durch für das Einzugsgebiet der Ruhr berechnet und dargestellt, siehe 6.6.1.

5.4.3.1 Bewertung der beiden Verfahren bei Berücksichtigung weiterer Spurenstoffe

Wie Bild 5-29 zeigt, ergibt sich dadurch ein deutlich anderes Resultat als bei der Berechnung, welche nur die ausgewählten Leitsubstanzen berücksichtigt (Bild 5-26). In dieser Betrachtung übersteigen die Reduktion der Umweltauswirkungen durch die Verfahren deren negativen Umweltauswirkungen deutlich, so dass es aus einer gesamt ökologischen Sicht sinnvoll ist, diese Behandlungsverfahren einzusetzen. Diese Aussage ist richtig sofern die Rahmenbedingungen dieser Berechnungen, z. B. die zu Grunde gelegten Konzentration im Ablauf der Kläranlage sowie die Eliminationsleistung der nachgeschalteten Verfahren gelten. Falls diese Annahmen sich ändern, müsste eine neue Beurteilung vorgenommen werden.

Dieses Resultat zeigt zudem, dass die Leitsubstanzen zwar gute Stellvertreter zur Beurteilung der Effektivität eines Verfahrens sind. Sie können jedoch nicht die alleinige Grundlage für die Bewertung des Nutzens sein.

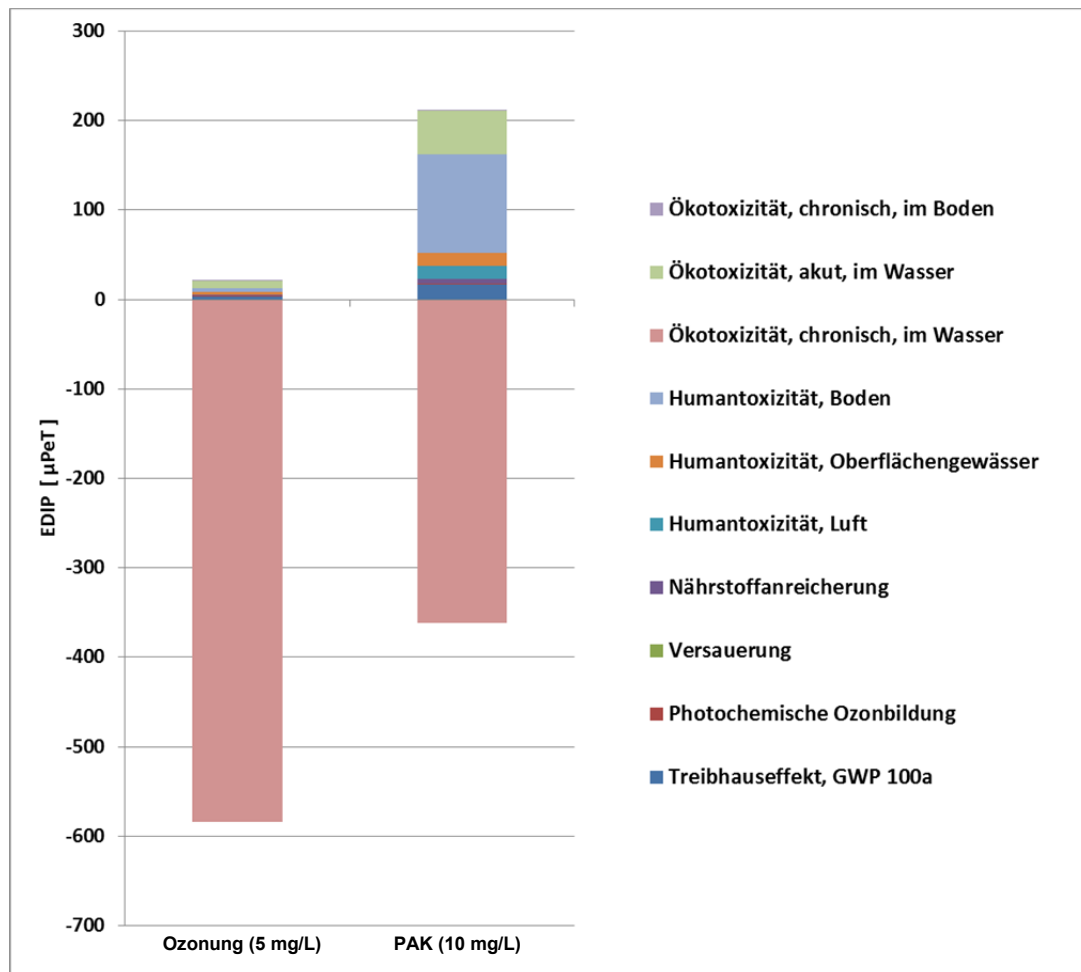


Bild 5-29: Beiträge der einzelnen Wirkkategorien zur Gesamtweltauswirkung unter Berücksichtigung der erweiterten Stoffliste.

Beim Vergleich der beiden Verfahren ist zu beachten, dass nicht genau dieselbe Stoffliste verwendet werden konnte (s. Tabelle 5-8). Eine Auswertung hinsichtlich der Beiträge einzelner Stoffe zur Reduktion der chronischen Ökotoxizität im Wasser. Bild 5-30 zeigt jedoch, dass sich dadurch keine wesentliche Änderung der Resultate ergibt, da die relevantesten Stoffe bei beiden Verfahren berücksichtigt werden konnten.

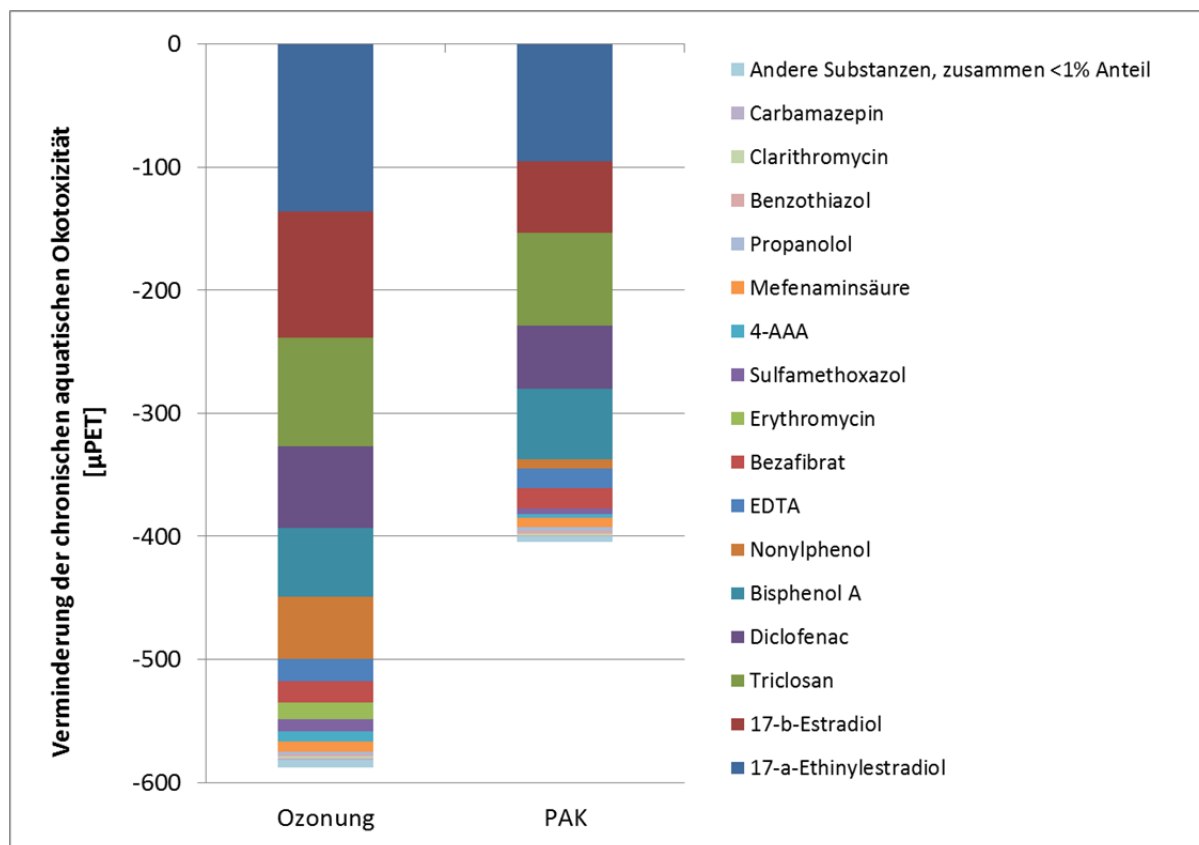


Bild 5-30: Beiträge der Verminderung einzelner Indikatorsubstanzen

Der Hauptteil der Umweltentlastung (85%) resultiert demnach bei beiden Verfahren aus der Elimination von sechs Substanzen, darunter vier hormonwirksamen Stoffen wie in Tabelle 5-11 zusammengestellt.

Tabelle 5-11 Anteil der Elimination von Einzelsubstanzen an der ermittelten Gesamtumweltentlastung (Reduktion der chronischen aquatischen Toxizität) bei den Verfahren Ozonung und PAK

Substanz	Ozonung	PAK
17 α -Ethinylestradiol	23%	24%
17 β -Estradiol	17%	14%
Bisphenol A	10%	14%
Diclofenac	11%	13%
Nonylphenol	9%	2%
Triclosan	15%	19%
Anteil am ermittelten Gesamtnutzen	85%	86%

5.5 Entwicklung von ökologischen, ökonomischen und sozioökonomischen Kennzahlen zum Vergleich von Maßnahmen

5.5.1 Einordnung und Abgrenzung

Kennzahlen sind Zahlen, die quantitativ erfassbare Sachverhalte in verdichteter und entscheidungszweckentsprechender Form abbilden. Zu den wichtigsten Elementen von Kennzahlen zählen die Merkmale Informationscharakter, Quantifizierbarkeit der Informationen sowie spezifische Form der Information. Der Informationscharakter von Kennzahlen weist auf die Bereitstellung von entscheidungsrelevanten Informationen hin. Kennzahlen sollen Urteile über Sachverhalte und Zusammenhänge ermöglichen. Die spezifische Form der Information bringt die Eigenschaften der Kennzahlen zum Ausdruck die jeweilige Informationsbasis abzubilden, eine Informationsverdichtung zu gewährleisten und damit „Zahlenfriedhöfe“ zu vermeiden. Es sollen komplexe Strukturen und Prozesse übersichtlich dargestellt werden und einen schnellen sowie umfassenden Informationsüberblick erlauben (Reichmann, 2011).

Hinsichtlich der Kennzahlen kann eine Aufteilung in „ökonomische“, „ökologische“ und „sozioökonomische“ Kategorien vorgenommen werden, die im folgenden Bild 5-31 veranschaulicht wird.

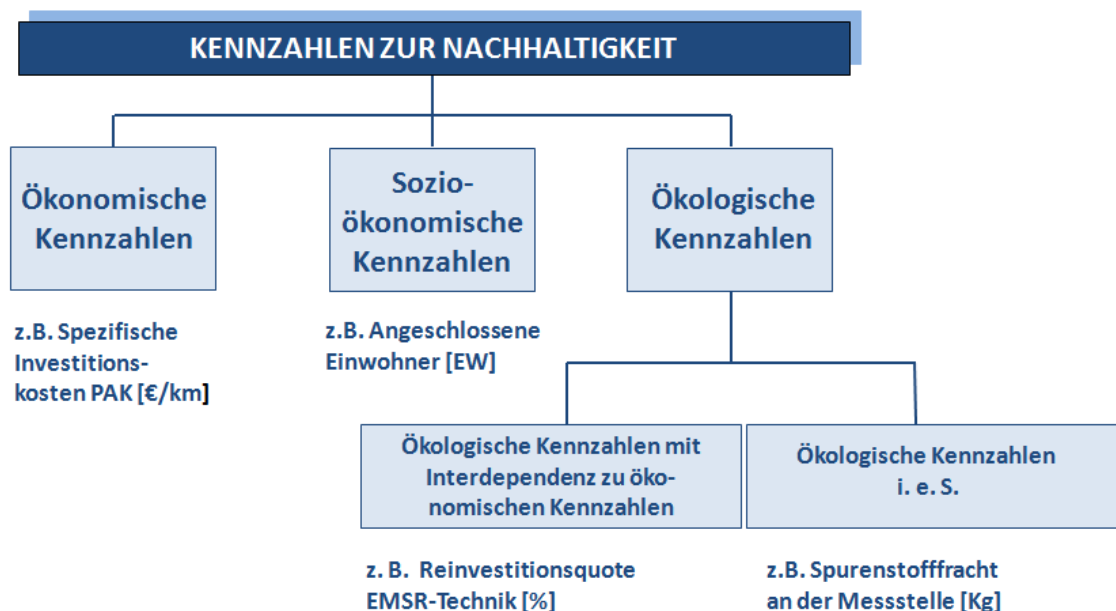


Bild 5-31: Kategorien von Kennzahlen

Bei der Klassifizierung von Kennzahlen können verschiedene Kategorien differenziert werden. Bild 5-32 zeigt die Unterscheidung nach „Absolutzahlen“ oder „Verhältniszahlen“. Im vorliegenden Projekt werden beide Größen herangezogen.

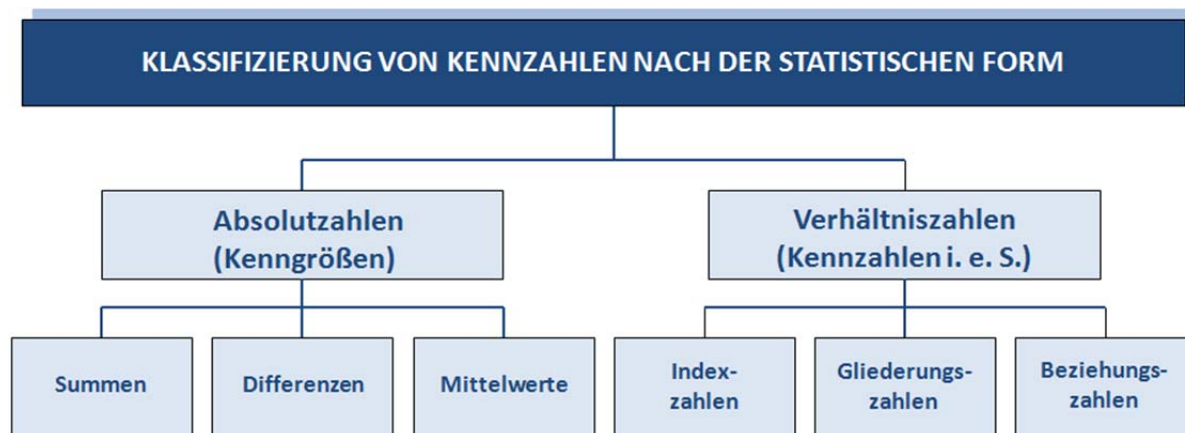


Bild 5-32: Klassifizierung von Kennzahlen

5.5.2 Ökologische Kennzahlen

Bei ökologischen Kennzahlen liegt der Fokus auf dem Umweltbezug, entsprechend können sie biologische, chemische oder physikalisch-chemische Kennzahlen umfassen. Welche projektbezogen ökologischen Kennzahlen ermittelt werden können, geht aus Tabelle 5-12 hervor.

Tabelle 5-12: Ökologische Kennzahlen

	Kenngrößen/ Kennzahlen	Einheit	REG	NRW
ökologisch	Flächengröße	[km²]	4485	34.092
	Wasserfläche	[km²]	141	669
	Maßnahmenvariante Gewässerökologie			
	Fracht Diclofenac im Bilanzierungspunkt Ruhr (ohne Ertüchtigung)	[kg/a]	185	-
	Fracht Diclofenac im Bilanzierungspunkt Ruhr (mit Ozonierung für GK I-V)	[kg/a]	11	-
	Konzentration Diclofenac im Bilanzierungspunkt Ruhr (ohne Ertüchtigung)	[µ/L]	0,332	-
	Konzentration Diclofenac im Bilanzierungspunkt Ruhr (mit Ozonierung für GK I-V)	[µ/L]	0,020	-
	Frachtreduktion Diclofenac im Bilanzierungspunkt Ruhr (mit Ozonierung für GK I-V)	[%]	94	-

5.5.3 Ökonomische Kennzahlen

Ökonomische Kennzahlen bilden in erster Linie Kosten- und (monetarisierter) Nutzenaspekte ab. Im folgender Tabelle 5-13 wird eine Auswahl projektbezogener Kennzahlen zusammengestellt.

Tabelle 5-13: Ökonomische Kennzahlen

ökonomisch	Kenngrößen/ Kennzahlen	Einheit	REG	NRW
	Kostengrößen			
	Maßnahmenvariante Gewässerökologie			
	Ozonierung (Ruhr,Größenklassen I-V)			
	_Investitionskosten	[€]	113.628.857	
	_Betriebskosten	[€/a]	9.302.971	
	_Kapitalkosten	[€/a]	8.596.251	
	_Jahreskosten	[€/a]	17.899.222	
	Einwohnerwertbezogen (2.079.295 EW)			
	_Investitionskosten	[€/EW]	54,65	-
	_Betriebskosten	[€/a/EW]	4,47	-
	_Kapitalkosten	[€/a/EW]	4,13	-
	_Jahreskosten	[€/a/EW]	8,61	-
	PAK (NRW, Größenklassen I-V mit Filter)			
	_Investitionskosten	[€]	-	367.461.546
	_Betriebskosten	[€/a]	-	36.288.303
	_Kapitalkosten	[€/a]	-	25.760.246
	_Jahreskosten	[€/a]	-	62.048.549
	Einwohnerwertbezogen (5.900.331 EW)			
	_Investitionskosten	[€/EW]	-	62,28
	_Betriebskosten	[€/a/EW]	-	6,15
	_Kapitalkosten	[€/a/EW]	-	4,37
	_Jahreskosten	[€/a/EW]	-	10,52
	Einwohnerbezogen (17.845.154 E)			
	_Investitionskosten	[€/E]	-	20,59
	_Betriebskosten	[€/a/E]	-	2,03
	_Kapitalkosten	[€/a/E]	-	1,44
	_Jahreskosten	[€/a/E]	-	3,48
	Nutzengrößen			
	Mineralwasser	[€/l]	0,30	0,30
	Besuch eines Badesees	[€/Besuch]	3,50	3,50
Substitution von Trinkwasser durch Mineralwasser	[€/Jahr]	550	550	

5.5.4 Sozioökonomische Kennzahlen

Die sozioökonomischen Kennzahlen werden – ergänzend zu den rein ökonomischen (monetären) Aspekten – durch soziale Faktoren erweitert. Zentrale sozioökonomische Kennzahlen bzw. Kenngrößen werden in Tabelle 5-14 dargestellt.

Tabelle 5-14: Sozioökonomische Kennzahlen

sozioökonomisch	Kenngrößen/ Kennzahlen	Einheit	REG	NRW
	Angeschlossene Einwohner gesamt	[E]	2.079.295	17.845.154
	Bevölkerungsdichte	[E/km ²]	463	523
	Durchschnittsalter	[J]	44,2	43
	Geschlechterverteilung	[% m/w]	48,7 / 51,3	48,8 / 51,2
	Durchschnittseinkommen pro Person	[€]	1.586	1.618
	Erwerbstätigenquote	[%]	44,5	48,6
	Ausgegebene Fischereikarten/Angler	[St.]	31.000	800.000
	Badegäste	[St./a]	250.000	3.950.000
	Zahlungsbereitschaft für verbesserte Gewässerqualität	[€]	20,13 - 79,36	
Maßnahmenvariante Gewässerökologie	Zahlungsbereitschaft für Gewährleistung des Freizeitangelns	[€]	152,00	
	Nutzenermittlung anhand eines Benefit Transfer	[Mio.€]	2,01-7,93	17,9-70,36
	Nutzenermittlung anhand eines Benefit Transfer	[€/E]	0,97-3,81	1,00-3,95

5.6 Abschätzung der Nutzen von Maßnahmen

5.6.1 Einordnung und Abgrenzung

Je konkreter der volkswirtschaftliche Nutzen von Maßnahmen zur Kläranlagenertüchtigung ermittelt werden soll, desto wichtiger ist die Verfügbarkeit von detaillierten naturwissenschaftlichen Informationen. Die zuordenbaren Nutzen können nur ermittelt werden, wenn konkrete nützliche, d. h. positive Effekte bestimmt werden können. Die folgende Abbildung zeigt die Argumentationskette von den Maßnahmen (inkl. der Maßnahmenkosten) bis hin zum bewerteten Nutzen.

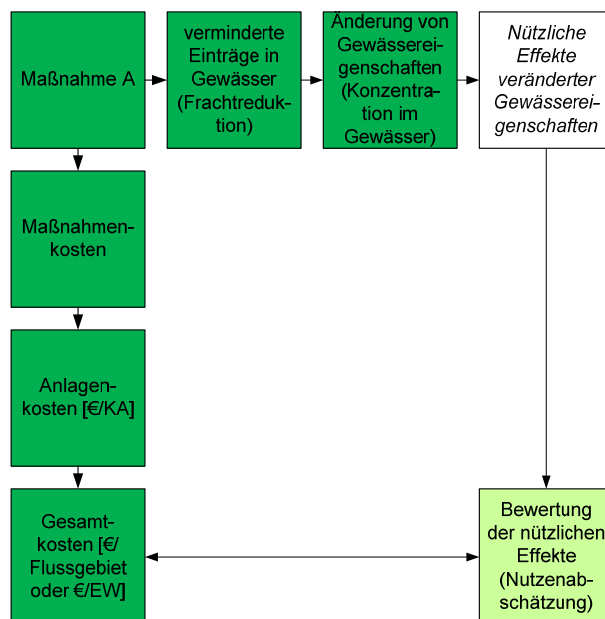


Bild 5-33: Von den Maßnahmen bis hin zum bewerteten Nutzen

■ Die Verbesserung der Gewässerqualität durch die vorgeschlagenen Maßnahmenvarianten geht – wie Bild 5-33 zeigt – mit positiven Effekten für die Oberflächengewässer einher. Technischen Maßnahmen zur Reduzierung der Spurenstoffeinträge werden Kosten zugeordnet und das Ausmaß der reduzierten Gewässereinträge wird bestimmt.

■ Des Weiteren sind Methoden erarbeitet worden, mit denen sich der volkswirtschaftliche Nutzen grundsätzlich bewerten lässt. Zudem wurde abgeleitet, welche Informationen erforderlich sind, um Nutzen abschätzen zu können. Dazu werden nützliche und schädliche, d. h. positive und negative Effekte ermittelt. Nicht quantifizierbare Effekte können qualitativ beschrieben werden.

□ An dieser Stelle hat es sich als nahezu unmöglich erwiesen, die Kettenglieder zwischen „reduzierten Einträgen“, „Änderung von Gewässereigenschaften“ und daraus resultierenden positiven Effekten zu schließen. Hier besteht ein großes Wissensdefizit in der Ökotoxikologie, welches derzeit insbesondere keine abgestufte Bewertung für unterschiedliche Spurenstoffkonzentrationen ermöglicht. Aus diesem Grund werden die bestehenden Wissenslücken aufgezeigt, erste wissenschaftliche Abschätzungen für mögliche Effekte vorgenommen und weiterer Forschungsbedarf abgeleitet. Daher können innerhalb dieses Projektes einzelnen Maßnahmen und den mit ihnen einhergehenden Kosten keine mit der Spurenstoffelimination verbundenen Nutzen gegenübergestellt werden. Neben Folgen für die Gewässerökologie sind nur die Folgen von besonders einschneidenden Maßnahmen wie Angelverboten, Badeverboten und Verbot der Rohwasserentnahme (direkt, indirekt) aus einem Gewässer ansatzweise beschreibbar. Dargestellt werden anhand von Durchschnittswerten auch Kosten eines möglichen krankheitsbedingten Ausfalls von Arbeitskräften. Die Wahrscheinlichkeiten dafür, dass Belastungen mit Spurenstoffen usw. zu solchen Verboten und Ausfällen führen, können hingegen nicht abgeschätzt werden.

■ Anstelle einer abgestuften monetären Nutzenbewertung werden neben statistischen Daten vorwiegend Studien ausgewertet, deren Ergebnisse auf die in diesem Projekt betrachteten Zusammenhänge übertragen werden können (z. B. der Wert von verbesserter Gewässerökologie, Badegewässern, volkswirtschaftlicher Nutzen des Angelns). Es wird evaluiert, inwieweit die Ergebnisse dieser Studien genutzt werden können, um die monetäre Wertschätzung für positive Effekte, die mit reduzierten Einträgen verbunden sind, abzuschätzen. Darüber hinaus wird anhand spezifischer Bereiche wie etwa Baden und Trinkwasser untersucht, in welcher Höhe Ausweichreaktionen und Wertschätzung vorliegen müssten, um potenzielle Maßnahmen zu rechtfertigen. Anschließend erfolgt eine Nutzenübertragung im Rahmen eines Benefit Transfers.

Hierfür wird – anknüpfend an die Untersuchung der Übertragungsmöglichkeiten eines Nutzenwertes in Abschnitt 5.6.2 – in Abschnitt 5.6.3 eine Vielzahl von in der Literatur

hinterlegten Studien, die eine Verbesserung der Gewässerqualität fokussieren, analysiert. Es handelt sich dabei allerdings nicht um Studien, die auf eine Gewässerqualitätsverbesserung durch Elimination der (betrachteten) Spurenstoffe, Keime und Viren ausgerichtet sind, sondern um Studien, die allgemeine Verbesserungen, wie z. B. die Nutzung eines Gewässers als Bademöglichkeit oder der Erreichung der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie betrachten. Im Rahmen dieses Abschnitts 5.6 werden Studien aus dem amerikanischen und europäischen Raum anhand von ausgewählten, in der Literatur diskutierten Kriterien aufbereitet und auf ihre Übertragbarkeit im Abschnitt 5.6.4 untersucht. Ziel der Analyse ist es, jene Studien herauszufiltern, die dem pragmatischen Vorgehen in diesem Projekt gerecht werden und demzufolge grundsätzlich für eine grobe Nutzenabschätzung geeignet sind. Der Nutzen, der durch die Übertragung von Zahlungsbereitschaften (in Abschnitt 0 auf das Ruhreinzugsgebiet und in Abschnitt 6.7 auf ganz NRW) ermittelt wird, ist den ermittelten Maßnahmenkosten zur Einhaltung der definierten Zielwerte (Maßnahmenwirkung und –kosten vgl. Kapitel 0) gegenüber zu stellen. Im Ergebnis soll in Abschnitt 0 und Abschnitt 6.7 eine erste Aussage darüber getroffen werden, ob die betrachteten Maßnahmen zur Elimination von Mikroverunreinigungen, Industriechemikalien, Keimen und Viren mit einem hinreichenden volkswirtschaftlichen Nutzen einhergehen könnten, der diese Kosten rechtfertigt. Allerdings können innerhalb dieses Projekts den Maßnahmen und ihren Kosten keine unmittelbaren Nutzen zugeordnet werden.

Wie bereits in Abschnitt 5.3 dargelegt, kann der Benefit Transfer selbst bei Anwendung auf Orte mit vergleichbaren Problemstellungen mit großen Übertragungsfehlern behaftet sein. Diese Ungenauigkeiten müssen bei der Gegenüberstellung von Kosten und Nutzen und der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden. Ungenauigkeiten beim Benefit Transfer können in nicht genannten Besonderheiten der Region, aus der die Zahlungsbereitschaft übertragen wird und um die folglich nicht korrigiert werden kann, begründet sein. Auf die generelle Validität wird in Abschnitt 5.6.5 näher eingegangen. Positiv fallen beim Benefit Transfer die deutlich geringeren Kosten der Nutzenbewertung ins Gewicht. Es kann auf die eigene Erhebung einer Primärstudie verzichtet werden, aber im Kontext der Spurenstoffelimination sind lediglich erste grobe Aussagen zum Nutzen der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen möglich.

5.6.2 Übertragungsmöglichkeiten von Nutzenwerten

Im Jahr 1992 veröffentlichte das amerikanische Magazin „Water Resources Research“ eine Reihe zum Benefit Transfer. Verschiedene Autoren erarbeiteten Kriterien, anhand derer ein valider und technisch durchführbarer Benefit Transfer erfolgen kann. Die allgemeinen Merkmale, die in Abschnitt 5.3 (vgl. darin Abschnitt 5.3.5) bereits erläutert wurden, können dabei als Standards angesehen werden (Brouwer, 1998; Desvousges u. a., 1992; Brookshire und Neill, 1992). Die Verfahrensschritte des Benefit Transfer können für das vorliegende Projekt wie folgt konkretisiert werden:

1. **Beschreibung der Sekundärstudie:** Faktoren, die für eine Übertragung in diesem Projekt von großer Bedeutung sind:
 - Art des Umweltgutes: hier Fließ- und stehende Gewässer,
 - Leistungsaspekte des Umweltgutes: Freizeit (vorwiegend Baden und Angeln), verbesserte Gewässerökologie, Nutzung als Ressource für die Trinkwasseraufbereitung. (vgl. Abschnitt 5.2 Nutzungen im Flusseinzugsgebiet, insb. Bild 5-5),
 - Messbarkeit der Ausgangsqualität: Überschreitung der Zielwerte von Spurenstoffen im Gewässer,
 - Qualitätsveränderung: Verbesserung der Gewässerqualität in Folge der Einhaltung der Zielwerte durch die Maßnahmen zur Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen.
 - Sozioökonomische Daten:

Tabelle 5-15: Rahmendaten des Ruhreinzugsgebiets und des Landes NRW (Stand 2010)

	Ruhreinzugsgebiet/Ruhrgebiet	NRW
Flächengröße	4485 km ²	34092 km ²
Wasserfläche	141 km ²	669 km ²
Einwohner	2.079.925	17.845.154
Bevölkerungsdichte	463 Einwohner/km ²	523 Einwohner/km ²
Durchschnittsalter	44,2	43
Männlich / weiblich	48,7% / 51,3 %	48,8% / 51,2%
Durchschnittseinkommen pro Person	1586 €	1618 €
Erwerbstätigenquote	44,5 %	48,6 %

- Art der Ansiedlung, hier Stadtbevölkerung, 71,6% der Bevölkerung leben in NRW in dicht besiedelten Gebieten (mehr als 500 Menschen pro Quadratkilometer) (vgl. www.metropol Ruhr.de/regionalverband-ruhr/analysen-statistik und www.it.nrw.de/statistik/a/index, abgerufen am 11.04.2012, Wirtschaftliche Analyse Ruhr).

2. **Auswahl der Primärstudie:** Da aktuell keine Studien zur monetären Bewertung des volkswirtschaftlichen Nutzens der Elimination von Spurenstoffen (entsprechend der Auswahl im vorliegenden Projekt von Diclofenac, TCPD und Isoproturon und ihrer Ersatzstoffe Carbamazepin, EDTA und MCPD sowie Keimen und Viren vorliegen, muss – wie in Abschnitt 5.6.1 bereits erwähnt – auf Studien zur allgemeinen Gewässerqualitätsverbesserung zurückgegriffen.

Es werden nur solche Primärstudien ausgewertet, in denen die Leistung(en) eines Gewässers hinsichtlich der Bademöglichkeit, des Angelns oder des ökologischen Zustandes mit ökonomischen Methoden bewertet worden sind, sodass eine Übertragung - wie im Projekt vorgesehen - auf die Ruhr bzw. auf ganz NRW erfolgen kann. Dabei werden nur solche repräsentativen Studien analysiert, in deren Rahmen eine Primärerhebung in Form einer Zahlungsbereitschaftsanalyse (Willingness to pay) durchgeführt worden ist, da diese Methodik als einzige geeignet erscheint den gesamten ökonomischen Wert der Veränderung einer Umweltleistung zu erfassen.

3. **Nutzenwertübertragung:** Der eigentliche Benefit Transfer, die Übertragung der Wertschätzung wird in den Abschnitt 0 (Ruhreinzugsgebiet) und Abschnitt 6.7 (NRW) vorgenommen.
4. **Berechnung des Gesamtnutzens:** Im letzten Schritt wird je nach Plausibilität der Mittelwert oder Median der Zahlungsbereitschaft (Desvousges u. a., 1992) oder eine Bandbreite, die sich aus verschiedenen Primärerhebungen ermitteln lässt, verwendet. Ggf. findet bei stark abweichenden sozioökonomischen Faktoren, Währung o. ä. eine Korrektur statt. Die so ermittelten Werte werden mit einer Bezugsgröße (Einwohner, Haushalte o. ä.) in Abschnitt 0 für das Ruhreinzugsgebiet und in Abschnitt 6.7 für NRW multipliziert, um einen Gesamtnutzen ableiten zu können.
5. **Abschätzung des Nutzens, der mit der Reduzierung von Mikroverunreinigungen verbunden ist:** Werden die Einträge von Spurenstoffen u. ä. in Gewässer reduziert, wird damit nur ein begrenzter Beitrag zur Gewässerqualitätsverbesserung geleistet. Sofern in Studien eine allgemeine Wertschätzung für eine gute oder höhere

Gewässerqualität ermittelt wurde, muss analysiert werden, wie groß der Beitrag verminderter Spurenstoffeinträge zur Zielerreichung ist.

5.6.3 Studien zur Bewertung des Nutzens

Auf Basis der Konkretisierung von Übertragungskriterien in Abschnitt 5.6.4.1 ist es möglich eine Vorauswahl von Studien durchzuführen. Im folgenden Abschnitt 5.6.3.1 werden Studien aus dem europäischen Raum und in Abschnitt 5.6.3.2 aus dem nordamerikanischen Raum vorgestellt. In diesen Regionen hat die Umweltbewertung eine deutlich längere Tradition als in Deutschland.

Die Studien in den folgenden beiden Abschnitten wurden anhand der oben genannten Vorab-Kriterien (vgl. Abschnitt 5.6.4.1) analysiert und ausgewertet. Der Aufbau der Tabelle 5-16 bis Tabelle 5-18 gliedert sich wie folgt: Zunächst erfolgt die Nennung der Autor und des Jahres in dem die Studie veröffentlicht wurde. In den europäischen Studien wird zusätzlich noch das Land berücksichtigt. Im Rahmen der Datenbasis werden die befragten Probanden sowie die Rücklaufquote der Befragung festgehalten, um im Folgenden auf hinreichenden Umfang der Befragung schließen zu können. Die Methode (Contingent Valuation (CV), Choice Experiment (CE) oder Contingent Ranking (CR)), mit der die Zahlungsbereitschaft erhoben wurde, ist für eine mögliche Übertragung von großer Bedeutung und wird deshalb in einer separaten Spalte erfasst. Die Übereinstimmungskriterien werden in verschiedene Kategorien untergliedert, Zunächst wird das Umweltgut hinsichtlich seiner Bezeichnung, der Spezifikation und der Leistung untersucht. Weiterhin wird die Qualitätsänderung anhand einer Basis, also dem Zustand zum Zeitpunkt n und einem Bewertungsfokus gemessen. Außerdem wird das Jahr der tatsächlichen Durchführung der Studie berücksichtigt, da dies die Basis für die Währungsumrechnung und den Inflationsausgleich (falls nicht anders in der jeweiligen Studie angegeben) daraus ist. Des Weiteren wird der Untersuchungsrahmen unterteilt in Umfrageart und Umfragefokus. Die Zahlungsart wird als letztes Kriterium ausgewertet.

5.6.3.1 Studien aus dem europäischen Raum

Tabelle 5-16: Analyse und Auswertung der europäischen Studien (Teil 1)

	Autor(en)	Land	Datenbasis		Methode	Übereinstimmungskriterien							Zusammenfassung der Zahlungsbereitschaft (in € zum Preisstand 2010)	
			N (angefragt)	AW-Quote (%)		Umweltgut			Qualitätsänderung	Jahr	Untersuchungsrahmen			Zahlungsart
						Bezeichnung	Spezifikation	Leistung			Basis	Umfrageart		
1	Liekens u.a. (2010)	Belgien	5000	12	CE	Flussgebiet	Kapellemeersen (K), Aalst (A), Liederke (L) [Einzugsgebiet Scheldt]	Freizeit/Erholung	Szenarien	2008	Internet	Erreichung der Ziele der WRRL	jährl. Zahlung	Mäßiger Zustand: K 87,92; A 110,28; L 73,01; Guter Zustand: K 197; A 197; L 197
		Niederlande	2322	34	CE	Flussgebiet	Braakman (Bra), Breskens (Bre), Saefthinghe(Sae) [Einzugsgebiet Scheldt]	Freizeit/Erholung	Szenarien	2007	Interview	Erreichung der Ziele der WRRL	jährl. Zahlung	Mäßiger Zustand: Bra 77,17; Bre 44,54; Sae: 44,54; Guter Zustand: Bra 195,96; Bre 136,93; Sae: 125,70
2	Hasler u.a. (2009)	Dänemark	754	nicht angegeben	CV/CE	Fluss	Odense	Freizeit/Erholung	Szenarien	2008	Internet	Erreichung der Ziele der WRRL	zusätzlicher Betrag auf Jahreswasserabrechnung	CV gut:44,43 ; sehr gut: 66,13 / CE: gut (59,93-145,69); sehr gut (58,90-198,39) [pro HH und Jahr]
3	Ščeponavičiute u.a. (2009)	Litauen	1249	55	CV	Fluss(einzugsgebiet)	Neris	Diverse	Szenarien	2008	Interviews	Erreichung Qualitätsziele WRRL	diverse abgefragt	14,72 pro HH und Jahr
4	Ortega u.a. (2009)	Spanien	>600	nicht angegeben	CE	Fluss(einzugsgebiet)	Guadalquivir	nicht angegeben	Szenarien	2006	Interviews	Ermittlung ZB	Erhöhung der Wasserrechnung über die nächsten 10 Jahre	Alto g/s 12,53; Valle m/g 49,59 m/sg 63,76; Campina s/m 57,47, s/g 66,81, s/sg 88,50; Donana m/sg 17,55 [schlecht (s), mäßig (m), gut (g) sehr gut (sg)] pro HH und Jahr
5	BAFU (2009)	Schweiz	8000	17	CE	Gewässerabschnitte	Dünnern/Sorne/ Glatt/Broye	Freizeit/Erholung	Szenarien	2008	Post	untersch. Veränderungen	zusätzlicher Betrag auf Steuerrechnung für 10 Jahre	je nach Szenario für Städte: Dünnern 197,24-224,50/Sorne 66,70-119,06/ Glatt 20,8-77,46/ Broye 43,75-60,25 [pro
6	Bliem/Getzner (2008)	Österreich	1977	25,59	CE	Flusseinzugsgebiet	Donau-Auen-Nationalpark	Freizeit/Erholung	Szenarien	2007	Internet	Flussrenaturierung	zusätzlicher Betrag auf die Jahreswasserabrechnung für die nächsten 5 Jahre	28,86 (Median 8,43); 55,21 (5,27)
		Österreich	1977	25,59	CV/CE	Fluss	Donau	Freizeit/Erholung	Szenarien	2007	Internet	Erreichung der Ziele der WRRL	zusätzlicher Betrag auf die Jahreswasserabrechnung für die nächsten 5 Jahre	46,90 pro HH und Jahr mäßig => gut 79,36 pro HH und Jahr von gut => sehr gut

Tabelle 5-16: Analyse und Auswertung der europäischen Studien (Teil 2)

	Autor(en)	Land	Datenbasis		Methode	Übereinstimmungskriterien							Zusammenfassung der Zahlungsbereitschaft (in € zum Preisstand 2010)	
			N (angefragt)	AW-Quote (%)		Umweltgut			Qualitätsänderung	Jahr	Untersuchungsrahmen			Zahlungsart
						Bezeichnung	Spezifikation	Leistung			Basis	Umfrageart		
7	Bateman u.a. (2008)	England	1000	43,9	CV/CE	Flüsse	Teile des Humber-Einzugsgebiets	Diverse	Szenarien	2008	Interviews	Erreichung der Ziele der WRRL	zusätzlicher Betrag auf Jahreswasserabrechnung	kleine Verbesserung 21,12 (16,89-24,28) große Verbesserung 27,45 (26,39-28,51) [pro HH und Jahr]
8	Schmitz (2007)	Deutschland	1400	28,5	CE	Fluss	Dillenburg (D), Gießen (G)[Lahn-Dill-Bergland]	Diverse	Szenarien	2004	Interviews	verbesserte Wasserqualität	Preis pro HH und Jahr [implizite Preise]	D: ganz schlecht => schlecht 103,89 ; schlecht => mäßig (zusätzlich) 102,63 ; mäßig => gut (zusätzlich) 256,06 ; ganz schlecht => gut 359,96 / G: ganz schlecht => schlecht 80,73 ; schlecht => mäßig (zusätzlich) 101,64 ; mäßig => gut (zusätzlich) 252,34 ; ganz schlecht => gut 333,59
9	Nera & Accent (2007)	England und Wales	1500	99	CE	Gewässer	sämtliche in England und Wales	Erreichung der Qualitätsziele der WRRL	6 Szenarien	2007	Interview	Erreichung der Ziele der WRRL	CE and CV is a combination of water bills plus higher	je nach Verbesserungsszenario: Eng: 36,59-60,44 ; Wales: 33,15-54,70 ; Beide: 36,34-60,05 [pro HH und Jahr]
10	Meyerhoff u.a. (2007)	Deutschland	2057	20,4	CE	Seen und niedrigfließende Flüsse	Berlin/Brandenburg (ohne weitere Angaben)	Baden	Szenarien	2007	Online	Unterschiedliche Charakteristika (S. 9)	offen	0,16 (0.13 – 0.19) um einen Tag mit schlechter Badegewässerqualität zu vermeiden
11	Lawrence/Spurgeon (2006)	England und Wales	911	nicht angegeben	CE	Flüsse	gesamtes Gebiet	Gewässerqualität, Lachse und andere Fische	Szenarien	2006	Online	Gewässerqualität: keine Fische zu mäßiger Qualität	zusätzliche Steuer oder zusätzlicher Beitrag auf Wasserrechnung (falls nicht steuerpflichtig)	41,80 pro HH und Jahr
		England und Wales	911	nicht angegeben	CV	Flüsse	gesamtes Gebiet	Lachsangeln	Szenarien	2006	Interviews	Erhalt der Lachse durch Maßnahmen am Gewässer	zusätzliche Steuer oder zusätzlicher Beitrag auf Wasserrechnung (falls nicht steuerpflichtig)	20,61 pro HH und Jahr (durchschnittlich 0,27 pro Fluss)

Tabelle 5-16: Analyse und Auswertung der europäischen Studien (Teil 3)

	Autor(en)	Land	Datenbasis		Methode	Übereinstimmungskriterien								Zusammenfassung der Zahlungsbereitschaft (in € zum Preisstand 2010)
			N (angefragt)	AW-Quote (%)		Umweltgut			Qualitätsänderung	Jahr	Untersuchungsrahmen		Zahlungsart	
						Bezeichnung	Spezifikation	Leistung			Basis	Umfrageart		
12	Bateman u.a. (2006)	England	2321	54	CV	Flüsse und Seen	Ostengland, diverse	diverse	Szenario	2003	Interview	Vorsichtsmaßnahmen gg. Eutrophierung	zusätzlicher Betrag auf die Jahreswasserabrechnung	104,09 pro HH und Jahr
13	Mourato u.a. (2006)	England	1214	85,6	CE/CV	Fluss	Themse	diverse	Szenarien	2002	Interview	verbesserte Wasserqualität	zusätzlicher Betrag auf die Jahreswasserabrechnung	82,58 pro HH und Jahr für sehr guten Zustand
14	Hanley u.a. (2006)	England und Schottland	je 210 Antworten	-	CE	Fluss	-	diverse	Szenarien	2001	Interviews	Erreichung der Ziele der WRRL	water rates	von ausreichend zu gut für Flussökologie/Ästhetik/Uferbereich: Wear (Eng): 17,28-17,78/17,11-17,51/17,97-18,32 Clyde (Sco): 54,87-85,19/40,51-60,09/60,96-95,11; Beide: 25,79-28,60/22,23-23,98/27,75-30,53
15	Becker u.a. (2005)	Deutschland	4139	20,75	CV	Fluss	Teile des Rheins und Ems	diverse	Szenarien	2003	Interviews	Umweltverbesserung Stufen (weniger Geruchsbelastung, zusätzliche Zahlungsbereitschaft für das Angeln pro Jahr	Zuzahlung einer jährlichen	21,34 (31,83) für Verbesserung um eine (zwei) Stufe(n)
16	Arlinghaus (2004)	Deutschland	608 (berechnet)	53,1 = 323 absolut	CV	Flüsse/Seen	gesamtes Gebiet	diverse	nicht angegeben	2002	Telefon	zusätzliche Zahlungsbereitschaft für das Angeln pro Jahr	jährliche Zahlung an Fischereibehörde	Bevölkerung, Annahme: Nicht-Nutzer: 23,89 pro Person und Jahr (Median: 5,69)
		Deutschland	712 (berechnet)	66,6 = 474 absolut, berechnet	CV	Flüsse/Seen	gesamtes Gebiet	diverse	nicht angegeben	2002	Telefon	Wert des Angelns pro Jahr	nicht angegeben	152,44 pro Angler und Jahr (Median: 22,75)
17	Wronka (2004)	Deutschland	950	40,21	CV	Gewässer	Lahn-Dill-Bergland	Trinkwasserqualität	Szenarien	1999	Interviews	Ermittlung ZB verschiedene Nitratwerte	Einzahlung in Fonds	103,69 für Grenzwertüberschreitung auf -einhaltung (durch fehlende Reinigung verursacht); 34,85 von Grenzwerteinhaltung auf Richtwerteinhaltung (zusätzlich zu ersterem) (pro HH und Jahr)

Tabelle 5-16: Analyse und Auswertung der europäischen Studien (Teil 4)

	Autor(en)	Land	Datenbasis		Methode	Übereinstimmungskriterien								Zusammenfassung der Zahlungsbereitschaft (in € zum Preisstand 2010)
			N (angefragt)	AW-Quote (%)		Umweltgut			Qualitätsänderung	Jahr	Untersuchungsrahmen		Zahlungsart	
						Bezeichnung	Spezifikation	Leistung			Umfrageart	Untersuchungsfokus		
18	Meyerhoff/Dehnhardt (2004)	Deutschland	1304	-	CV	Fluss	Feuchtgebiete entlang der Elbe	Biologische Vielfalt	Szenarien	2001	Interviews	verbesserte Wasserqualität	nicht angegeben	13,73 pro HH und Jahr; aufgeteilt: 17,19 Nutzer und 6,81 Nicht-Nutzer
19	Ruijgrok/Nillesen (2004)	Niederlande	526	-	CV	Flussuferrenaturierung	ganz NL	Freizeit/Erholung	Szenarien	2000	Interviews	Errichtung bzw. Erhalt	jährlicher Betrag	Nicht-Nutzer: 12,64 (8,35-16,18); Freizeit: 0,73 (0,60-1,40)
20	Muthke (2002)	Deutschland	V (G) 521 (583)	59 (51)	CE	Standgewässer	Ville-Seen und Güstrower Seen	Freizeit/Erholung	Szenarien	2000 (abgeleitet aus Preisstandserhebung, keine eigene Angabe)	Interviews	Erhalt der Qualität	Wasserqualität ätumlage	V: 49,79 / 61,64; G: 35,37 / 39,45
21	Meyerhoff (2002)	Deutschland	2366	55,1	CV	Fluss	Elbe	Biologische Vielfalt	Szenarien	2001	Interviews	Ermittlung gesamter ZB (Nutzer und Nicht-Nutzer)	verschiedene abgefragt	17,05 pro HH Jahr; aufgeteilt: Nutzer 20,65, Nicht-Nutzer 8,65
22	Georgiou u.a. (2000)	England	674	nicht angegeben	CV/CR	Fluss	Themse bei Birmingham	diverse	Szenarien	1999	Interview	verbesserte Wasserqualität	jährl. Steuern	(21,88-31,07) Mittlere Verbesserung 17,46 (14,22-20,73) Kleine Verbesserung 10,99
23	Tunstall u.a. (1999)	England	2 Umfragen; 252 (260)	100	CV/CE	Fluss	Skerne	diverse	Szenarien	1995 (1997)	Interviews	Flussrenaturierung vor und nach Durchführung	zusätzliche Steuer pro Jahr	20,62 pro Jahr (keine Durchschnittsbildung möglich aufgrund einer Frageänderung)
24	Readv u.a. (1996)	Lettland	283 persönliche Interviews/ 400 Mails	70,7 / 43,6	CE	Fluss	Gauja, nicht offengelegt	Qualität Fluss/Trinkwasser	Programme	1996	Interviews/ Internet	Nutzen eines Verbesserungsprogramms	monatlicher Betrag auf Wasserrechnung	TW 20,40 €/Jahr (18,00-22,80) ; Fluss: 8,52 (7,44-10,20)

5.6.3.2 Studien aus dem nordamerikanischen Raum

Die folgenden Studien in Tabelle 5-17 wurden ebenfalls anhand der oben genannten Kriterien (vgl. Abschnitt 5.6.4.1) analysiert und ausgewertet.

Tabelle 5-17: Auswertung und Analyse der amerikanischen Studien (Teil 1)

	Autor (Jahr)	Datenbasis		Methode	Übereinstimmungskriterien									Zahlungsart	Zusammenfassung der Zahlungsbereitschaften
		N (angefragt)	AW- Quote		Umweltgut			Qualitätsänderung		Jahr	Untersuchungsrahmen				
					Bezeichnung	Spezifikation	Leistung	Basis	Bewertungsfokus		Umfrageart	Untersuchungsfokus			
1	Dupont (2003) [CA]	1151 HH	63,5%	CV - discrete choice	See	-	Erholung, Fischerei	Szenarien	Qualitätssteigerung, gemessen an den Niveaus "boatable", "fishable" und "swimable" (pro HH, pro Jahr)	1995	Postalisch	3 Fragen bzgl. der 3 Qualitätsniveaus (Jew. Unterschiedlich angeordnet, um den Einbettungseffekt zu untersuchen)	Erhöhung in Wasserrechnung / Mietpreis	€15,04 (schwimmgerecht)/ €6,59 (Fischerei-gerecht)/ €4,95 (Bootsfahrt-gerecht) pro HH jährlich (passive Nutzer); €25,25 (schwimmgerecht)/ €18,29 (Fischerei-gerecht)/ €16,22 (Bootsfahrt-gerecht) pro HH jährlich (aktive Nutzer)	
2	Azevedo, Herriges, Kling (2001)	1024 Besucher 900 Anwohner	66% 58%	CV - discrete choice	See	-	Erholung	Szenarien	(A) Vermeidung Qualitätsverschlechterung/ Erhaltung Status Quo (B1) Qualitätsverbesserung in nächsten 5-10 J. (B2) Qualitätsverbesserung in nächsten 10-20 J.	2000	Postalisch	(i) WTP-Schätzung anhand Verhaltensbeobachtung (ii) Direkte Befragung bzgl. der WTP	Programm- Jahresbeiträge	€100,31 (Besucher)/ €547,84 (Anwohner) für Vermeidung der Qualitätsverschlechterung/ Erhaltung des Status Quo; €81,98 (Besucher)/ €530,48 (Anwohner) für geringe Qualitätsverbesserung; (5 Raten im Zeitraum von 5 Jahren)	
3	Stumborg et al. (2001)	500 HH	44%	CV - discrete choice	See	590 km ² Einzugsgebiet	Erholung, Fischerei		Qualitätsverbesserung durch Reduktion von Phosphorgehalt um 50%	1997	Postalisch	WTP für Beseitigung der Nitratverschmutzung im Trinkwasser; Schätzung der Ausgaben für Schadstoffbekämpfung	HH-Steuern, Wassernutzungs- gebühren, höhere Mieten	€362,29 (mean present value of WTP) für Qualitätsverbesserung durch vorgeschlagene Programme	
4	Farber, Griner (2000)	3958 HH	14%	CV - discrete choice	Fluss/ Bach	2400 M ² Einzugsgebiet, 3000 M Flüsse	Erholung, Fischerei	Szenarien	Vorgegebene Qualitätsniveaus: (1) starker Verschmutzungsgrad, (2) moderater Verschmutzungsgrad, (3) Verschmutzungsgrad = 0 und Bewertung der (2) zu (3), (1) zu (2) und (1) zu (3) - Alternativen	1996	Postalisch	Frage bzgl. Präferenz Erhaltung Status Quo oder Verbesserung und Auswahl der Qualitäts- verbesserungsalternativen	höherer Preis/ Steuer	€3,24 - €16,42 um von "schwach belastet" zu "unbelastet" zu gelangen; €1,48 - €51,38 um von "stark belastet" zu "schwach belastet" zu gelangen; €30,97 - €57,61 um von "stark belastet" zu "unbelastet" zu gelangen; (pro HH pro Jahr für 5 Jahre)	
5	Magat et al. (2000)	409 HH	13,2%	CV - iterative bidding	Süßwasser	-	Erholung, Fischerei	Tradeoff- Fragen (s. 14)	WTP für 1% Qualitätsverbesserung / 1% Investition in Qualitätsverbesserung	2000	Interviews	WTP bzgl. Steigerung der Lebenshaltungskosten für 1% Qualitätsverbesserung bzw. 1% Investition in Qualitätsverbesserung	Steigerung in Lebenshaltungs- kosten	€21,61 für 1% Qualitätserhöhung	
6	Matthews et al. (1999)	1044 HH	44,2%	CV - discrete choice	Fluss, Bach	Fließt 335 M im Landesinn.	Erholung, Fischerei	Programmvorschlag	Verbesserung der Gewässerqualität, gemessen in Reduktion des Phosphorniveaus um 40%	1997	Postalisch	Grundsätzliche WTP für Qualitätsverbesserung sowie gemessen in Phosphorreduktion	Steuererhöhung/ Erhöhung in Wasserrechnung	€14,42 (Steuersatzerhöhung)/ €39,84 (Panel Model)/ €20,13 (Wasserrechnung-Erhöhung) jährlich für Qualitäts- verbesserung durch 40%ige Phosphorniveau Reduktion	
7	Huang et al. (1997)	1077 HH	75%	CV - discrete choice	Fluss- mündung	-	Erholung, Fischerei	Szenario/ Ja-/Nein- Fragen	WTP für robustere Gesetze zur Herstellung des Qualitätsniveaus von 1981, Erholungsnutzen	1995	Telefonisch	Jew. 6 Fragen für 2 Umfragevers.: (1) CV für Qualitätsverbesserung in Palmico Sound und (2) CV für Albermarle und Palmico Sounds (S. 8)	-	€199,72 (single bound)/ €203,83 (double bound) für härtere gesetzliche Vorschriften, um die Gewässerqualität von 1981 wiederherzustellen	
8	Roberts, Leitch (1997)	1034 HH	62%	CV - discrete choice	See	7,5 M lang, 2,5 M breit, 1,7 Fuß	Erholung, Fischerei, Trinkw. (?)	Bandbreite/ Max.-Werte- Fragen	Einstellung zum Mud Lake und WTP für eigene Nutzung sowie allgemeine Nutzung durch Dritte	1996	Postalisch	3 Fragen zur Abschätzung der maximalen WTP für eigene sowie allgemeine Nutzung	Jährliche Zahlung	€6,37 - €53,12 jährlich, für eigene Nutzung sowie Nutzung durch Dritte des Mud Lakes als Wassererholungsort (impliziert spezielles Qualitätsmanagement)	

Tabelle 5-17: Auswertung und Analyse der amerikanischen Studien (Teil 2)

	Autor (Jahr)	Datenbasis		Methode	Übereinstimmungskriterien										Zahlungsart	Zusammenfassung der Zahlungsbereitschaften
		N (angefragt)	AW- Quote		Umweltgut			Qualitätsänderung			Jahr	Untersuchungsrahmen				
					Bezeichnung	Spezifikation	Leistung	Basis	Bewertungsfokus	Umfrageart		Untersuchungsfokus				
9	Brox, Kumar, Stollery (1996) [CA]	3070 HH	70%	CV - payment card	Süßwasser	-	Erholung, Trinkwasser	Szenarien	(i) Bsp. für Qualitätsveränderung (hypothetische Verschlechterung) (ii) Allgemeine Qualitätsteigerungs- und Erhaltungsmaßnahmen	1994	Postalisch	5 Fragen bzgl. WTP bei direkter hypothetischer Qualitätsänderung 3 Fragen bzgl. generellerer WTP	Gebühr/ Rechnung/ Steuern	€3,92 zusätzlich im Monat für zusätzliche Gewässerqualität		
10	Herriges, Shogren (1996)	300 Anwohner 300 Erholer	75% 83%	CV - discrete choice	See	8 Fuß durchschn. Tiefe	Fischerei, Bootfahrt	Szenarien/ Programm-vorschläge	Vorgeschlagene Programme: (1) Erhaltung der Status Quo Qualität, (2) Verbesserung der Status Quo Qualität, (3) Aufschiebung der Qualitätsverschlechterung	1992-1993	Postalisch	"double-bounded dichotomous choice": Schätzung der WTP mit Folgefragensystematik auf Basis von WTP-Bandbreiten (?)	Fixbetrag/ Einmalige Zahlung	€170,49 (Anwohner)/ €47,99 (Erholer) einmalig (zahlbar in Raten im Zeitraum von 5 Jahren) für Erhaltung der aktuellen Gewässerqualität (Medianwerte)		
11	Loomis (1996)	900 HH, Washington 1000, Rest US	68% 55%	CV - discrete choice	Fluss/ Bach	-	Erholung, Fischerei	Ja-/Nein-Fragen	WTP höhere Steuern zur Durchführung von Qualitätsverbesserungsmaßnahmen	-	Postalisch	"If an increase in your federal taxes for the next 10 years costs your household \$X each year to remove the two dams and restore both the river and fish populations would you vote in favour?"	Höhere Steuern (für 10 J.)	€82,87 (Washington)/ €72,25 (Rest USA) pro HH für höhere jährliche Steuern für einen Zeitraum von 10 Jahren		
12	De Zoysa (1995)	1050 HH	51%	CV - discrete choice	See; Fluss, See	-	Erholung, Trinkwasser	Szenarien/ Programm-vorschläge	Programme zur Qualitätsverbesserung von (1) Grundwasser, (2) Oberflächenwasser, (3) Feuchtgebieten durch: (1) Schadstoffreduktion (2) Vorbeugung Bodenerosion, (3) Wiederherstellung & Erhaltung	1994	Postalisch	7 Versionen des Fragebogens bzgl. 3 unterschiedlicher Programme und 4 Kombinationsmöglichkeiten derselben	Einmalige Zusatzzahlung	€129,69 (Median)/ 117,68 (Lower-Bund Mean) jährlich per HH		
13	Whitehead et al. (1995)	1133 HH	71%	CV - iterative bidding	Fluss-mündung	-	Erholung, Fischerei	Werte-Vorschläge/ offene Frage	Maßnahmen zur Vorbeugung der Verschlechterung der Wasserqualität, Schutz,	1990	Telefonisch	Wert der Wasserqualität/ des Fish- und Tierwelt-Lebensraum, Wert des Ausbleibens von verschlechterungen und Schutz	Jährliche Zahlung	€91,65 (On-site user)/ €71,85 (Off-site users) per HH jährlich		
14	Whittington et al. (1994)	234 HH (Post.+ Int.) 393 HH (Post.)	41% 49%	CV - discrete choice	Fluss-mündung	-	Erholung, Fischerei	Management-plan; Werte-Vorschläge	WTP für verschiedene Aktivitäten zur Qualitätsverbesserung, zusammengefasst in einem Managementplan (S. 3)	1993	Postalisch + Interviews (follow-up)	1. Postalische Umfrage mit Interview im Anschluss und abschließendem Fragebogen 2. Rein postalische Umfrage	Erhöhung in Wasserrechnung	€8,02 monatlich/ €91,63 jährlich für 5 Jahre für einen vorgeschlagenen Managementplan (Wasserrechnung-Erhöhung)		
15	Carson et al. (1993)	813 HH	70%	CV - discrete choice	Fluss-mündung	-	Erholung, Fischerei	Szenarien	Qualitätsteigerung, gemessen an den Niveaus "boatable", "fishable" und "swimable"	1983	Interviews	3 Fragen bzgl. der 3 Qualitätsniveaus mit 4 Messungen (4 Gebotsausprägungen)	Jährliche Steuer, höherer Produktpreis	€176,52 für Erhaltung "Bootsfahrt-gerechter" Qualität; €133,22 für Erreichung minimaler "Fischerei-gerechter" ""; €148,21 für Erreichung "schwimmgerechter" ""; (€457,95 insgesamt jährlich)		
16	Schulze et al. (1993)	1500 HH (Post.) 885 HH (Tel.)	56,3% 9,9%	CV - open ended	Fluss, See	22.000 M²		Programm-vorschläge	Ökonomischer Wert von Maßnahmen zur - teilweisen o. ganzheitlichen - Herstellung der "baseline conditions" (frei von von schädlichen Substanzen)	1993	Postalisch + telefonisch (follow-up)	u.a. die Differenz zwischen den Werten für teilweise und ganzheitliche Bereinigung	-	€82,99 für komplette Reinigung; €48,12 für teilweise Reinigung		

Folgende Studien in Tabelle 5-18 finden aufgrund des Bewertungsfokus hinsichtlich des Trinkwassers ebenfalls Berücksichtigung:

Tabelle 5-18: Auswertung von Studien aufgrund des Bewertungsfokus

	Autor (Jahr)	Datenbasis		Methode	Übereinstimmungskriterien									Zusammenfassung der Zahlungsbereitschaften
		N (angefragt)	AW- Quote		Umweltgut			Qualitätsänderung		Jahr	Untersuchungsrahmen		Zahlungsart	
					Bezeichnung	Spezifikation	Leistung	Basis	Bewertungsfokus		Umfrageart	Untersuchungsfokus		
17	Cho et al. (2005)	520 HH	0,7	CV - payment card	Grund- wasser	-	Trink- wasser	Werte- Vorschläge	Jeweils Reduktion des Eisen- und Sulfatgehaltes im Trinkwasser	1995	Postalisch	"checklist question format approach"; Max-WTP für jeweilige Verfahren zur Reduktion von Eisengehalt/ Sulfatgehalt	Erhöhung in Wsserrechnung	€5,7 zur Reduktion von Eisengehalt/ €4,7 zur Reduktion von Sulfatgehalt im Gewässer monatlich
18	Kim, Cho (2002)	390 HH	70%	CV - payment card	Grund- wasser (?)	-	Trink- wasser	Werte- Vorschläge	Reduktion des Kupfergehaltes im Trinkwasser, vom aktuellen Niveau auf unterhalb eines Stadardniveaus	1995	Postalisch	"checklist question format approach"; Max-WTP für ein Kontrollprogramm zur Reduktion des Kupfergehalts	Monatliche Zahlung	€33 - €47,32 (Chippewa County)/ €43,18 - 61,91 (Nobles County) jährlich zur Reduktion von Kupfergehalt im Trinkwasser
19	Sukharoma na (1998)	4000 HH	35%	Double bounded CV	Grund- wasser	-	Trink- wasser	Programm- vorschläge	Qualitätsverbesserung durch Reduktion des Nitratgehaltes/ durch Reduktion des Gehalts aller Schadstoffe	1997	Postalisch	"double-bounded referendum format"	-	€9,74 für Nitratreduktion/ €9,96 für Reduktion anderer Schadstoffe monatlich

Weitere Studien wurden zwar hinsichtlich ihrer Eignung für dieses Projekt ausführlich analysiert und untersucht, jedoch aufgrund ihres Alters nicht berücksichtigt.

5.6.4 Auswahl der Primärstudie

5.6.4.1 Kriterien zur Auswahl übertragungsfähiger Studien

Die Studien, die in Abschnitt 0 hinsichtlich einer Vielzahl allgemeiner Kriterien analysiert wurden, werden anhand weiterer projektbezogener Kriterien gefiltert, um in Abschnitt 5.6.4.2 geeignete Studien für eine Übertragung auswählen zu können. Nach EPA 2010 sind diese Kriterien durch den Anwender mit Bezug auf Qualität und Anwendbarkeit spezifisch auf die policy site zusammenzustellen (EPA, 2010).

Generell gilt, dass die auszuwählende Primärstudie transparent sein und nachvollziehbare Ergebnisse beinhalten muss (Elsasser und Meyerhoff 2001), den gängigen Standards genügen sowie eine möglichst große Ähnlichkeit zwischen study und policy site aufweisen sollte.

Untersuchungsrahmen: Die Art der Befragung (Untersuchungsart) kann sich auf die Zahlungsbereitschaft auswirken (Wronka, 2004; Mitchell und Carson, 1989), wie bereits im (Abschnitt 5.3.2) im Rahmen der kontingenten Bewertung dargestellt. Allerdings ist dies im Projekt von nachrangiger Bedeutung, da die Gründe für die Höhe der Zahlungsbereitschaft in Studien nicht nachvollziehbar sind und die Vor- und Nachteile der Befragungsart in der Literatur unterschiedlich ausgelegt werden. Der Untersuchungsfokus gibt Aufschluss über die unmittelbare Befragung, wie z. B. Anzahl an Fragen zur Zahlungsbereitschaft für eine bestimmte Gewässerqualitätsänderung.

Umweltqualitätsänderung: Ebenfalls sollten der Umfang der Qualitätsverbesserung und der Ausgangszustand der Umwelt ähnlich sein (Thiele und Wronka 2001 mit Verweis auf Boyle und Bergstrom 1992, Desvousges u. a. 1992 und Brouwer 2000). Ist bspw. in der Ausgangsstudie ein in Folge eines Industrieunfalls extrem belasteter Fluss Gegenstand der Untersuchung und wird die Wertschätzung für eine Renaturierung samt Umwidmung zum Naturschutzgebiet abgefragt, so reflektiert dies bspw. nicht die Gegebenheiten an der Ruhr, auf deren Einzugsgebiet die Wertschätzung einer im vorliegenden Arbeitspaket auszuwählenden Studie übertragen werden soll. Dabei ist der Bewertungsfokus, also der Umfang oder die Ausprägung einer hypothetischen Veränderung eines Umweltguts (z. B. Verbesserung der Qualität in den nächsten 10 Jahren) zu berücksichtigen.

Zeitliche Dimension/Studienjahr: Die Studien sollten möglichst aktuell sein (Umweltbundesamt 2007). Nur dadurch kann sichergestellt werden, dass methodische Weiterentwicklungen bei der Durchführung (EPA 2010) von Primärstudien berücksichtigt werden konnten. Bezogen auf Faktoren wie Inflation oder unterschiedliche Kaufkraft sind Veränderungen relativ gut darstellbar. Ändern sich allerdings kaum beobachtbare bzw. erfasste Faktoren wie bspw. die Akzeptanz von Steuern oder Wasserpreisen im Laufe der Zeit und sind stellen diese das in der Primärstudie verwendete Zahlungsinstrumentarium dar, ist eine Übertragung nicht sinnvoll.

Zahlungsart: Im vorliegenden Projekt soll der Aspekt der Finanzierung über die Abwassergebühren mit betrachtet werden. Dies kann durchaus eine andere Akzeptanz zur Folge haben als eine geplante Finanzierung über Steuern. Wird die Steuerlast bereits als zu hoch empfunden, könnte dies Widerstand verursacht haben. Eine möglicherweise geringere Zahlungsbereitschaft in der Primärstudie ist dann nicht dem Umweltgut geschuldet.

Sozioökonomischen Faktoren: Für diese sollte eine hohe Vergleichbarkeit vorliegen (z. B. Muthke 2002). Dies betrifft ähnliche Einkommen (bereinigt um Inflation, unterschiedliche Währungen angeglichen an die Kaufkraftparität) sowie vergleichbare Haushaltsgrößen. Ein höheres Einkommen geht in den meisten Fällen auch mit einer höheren Zahlungsbereitschaft für Verbesserungen der Umweltqualität einher (Endres, 2007). Wurde in der Primärstudie bspw. eine Zahlungsbereitschaft je Haushalt bei einer durchschnittlichen Haushaltsgröße von zwei Personen ermittelt, kann diese bei ansonsten gleichen Bedingungen nicht ohne Weiteres auf Orte übertragen werden, deren Haushaltsgröße deutlich abweichend ist. Dabei spielt auch die Bevölkerungsdichte eine Rolle. Befinden sich unterschiedlich viele Haushalte im betrachteten Gebiet, kann die Hochrechnung zu verfälschenden Aussagen führen.

In die Auswahl einbezogen werden können auch Studien, deren Faktoren nicht alle gleich sind. Allerdings ist dann ggf. mit erhöhten Ungenauigkeiten im Ergebnis zu rechnen. Studien sollten Regressionsanalysen zur Erklärung der Einflussfaktoren auf die Zahlungsbereitschaft (somit sind bei entsprechender Berücksichtigung auch Aussagen zur Anforderung des NOAA-Panels (NOAA 1993) möglich, vgl. vorheriger Abschnitt) beinhalten (Thiele und Wronka 2001 mit Verweisen auf Boyle und Bergstrom 1992, Desvousges u. a. 1992 und Brouwer 2000). Wird deutlich, dass einzelne Faktoren keinen signifikanten Einfluss haben, können möglicherweise auch größere Unterschiede bezogen auf diese Aspekte vernachlässigt werden.

Zu unterscheiden ist zunächst zum einen die Übertragbarkeit auf nationaler Ebene, welche bedeutet, dass der Benefit Transfer innerhalb der Staatsgrenzen eines Landes vorgenommen wird. Zum anderen ist die Übertragbarkeit auf internationaler Ebene möglich, d. h. dass eine Übertragung über Staatsgrenzen hinausgeht. Damit nehmen die Übertragungsprobleme zu. Dies ist auf divergierende Kultur- bzw. Verhaltenspräferenzen zurückzuführen und führt bei internationaler Übertragung zu größeren Ungenauigkeiten (Muthke, 2002). Der Begriff des nationalen Transfers kann auf den europäischen Raum ausgeweitet werden, da in diesem z. B. die gleichen Gesetze gelten (WRRL) und auch die Qualitätsanforderungen in diesem Raum ähnlich sind.

Bei der praktischen Anwendung des Benefit Transfers gibt es unterschiedliche Arten, die bereits in Abschnitt 5.3 vorgestellt wurden. Diese sind methodisch unterschiedlich aufgebaut. Allgemein gilt, dass mit einem größeren Umfang an vorhandenen Informationen eine höhere

Qualität der Übertragungsergebnisse einhergeht. Aufgrund der vielfach nicht zur Verfügung stehenden originären Daten und der umstrittenen zunehmenden Präzision, die mit dem Adjusted Benefit Transfer, Benefit Function Transfer und dem Meta Benefit Function Transfer einhergehen, scheiden diese Methoden im vorliegenden Projekt aus. Gerade für den Meta Benefit Function Transfer gilt, dass mehrere übertragbare Studien, die den Kriterien der policy site genügen, vorliegen und miteinander verknüpft werden müssen. Im vorliegenden Kontext jedoch ist die Datenlage sowohl bezüglich der Transparenz einer Vielzahl der Studien als auch die Anzahl der für die Übertragung möglichen Studien zu gering. Somit stellt die Anwendung des Direct Benefit Transfer aufgrund seines in den meisten Primärstudien gedeckten Datenbedarfs die einzige Möglichkeit dar, eine möglichst genaue Übertragung der in geeigneten Primärstudien erhobenen Wertschätzungen durchzuführen.

Der Direct Benefit Transfer wird folgendermaßen durchgeführt. Die geschätzte, mittlere Wertschätzung (Median oder Mittelwert) für die Verbesserung der Gewässerqualität wird von der Primärstudie auf die Sekundärstudie übertragen. Diese Art der Übertragung ist für das vorliegende Projekt nur zweckmäßig, da hinsichtlich der oben dargestellten Kriterien sehr ähnliche Primärstudien vorliegen. Da mehrere Studien als Basis verwendet werden sollen, kann eine Übertragung von Zahlungsbereitschaftsbandbreiten erfolgen.

5.6.4.2 Auswahl der zu übertragenden Studien

Anhand der hier vorgestellten Kriterien zur Auswahl einer Primärstudie wurden insgesamt 19 Studien aus dem Amerikanischen bzw. Kanadischen und 24 Studien aus dem Europäischen Raum auf ihre Eignung für die Durchführung eines Benefit Transfer untersucht. Dabei eignen sich die folgenden Studien in Tabelle 5-19 für eine nähere Betrachtung:

Diese Studien erfüllen einen Großteil der Auswahlkriterien und eignen sich deshalb jeweils gut als Primärstudie im Rahmen eines Benefit Transfer für das Zielgebiet an der Ruhr und in Nordrhein-Westfalen. Alle Studien untersuchen die Zahlungsbereitschaft der Haushalte für unterschiedliche Gewässerqualitätsausprägungen in einem bestimmten Einzugsgebiet in einem bestimmten Zeitraum mit Hilfe der Methode der Kontingenten Bewertung. Alle Studien befassen sich dabei mit dem Umweltgut Gewässer, das als Trinkwasser und/oder zur Freizeit und zur Erholung genutzt wird. Die einzelnen Gewässertypen werden in den Studien als „Fluss“, „Bach“, „Grundwasser“ oder „See“ charakterisiert. Als Grundlage für die Erfassung der Zahlungsbereitschaften für allgemeine/verbesserte/spezifische Gewässerqualität werden in den vorliegenden Studien bei der Befragung im Rahmen der Kontingenten Bewertung zudem ähnliche Umfänge der Gewässerqualitätsverbesserungen zugrunde gelegt.

Tabelle 5-19: Ausgewählte Studien anhand der Kriterien

Autor (Jahr)	Datenbasis		Methode	Übereinstimmungskriterien											
	N (angefragt)	AW-Quote		Umweltgut			Qualitätsänderung		Jahr	Untersuchungsrahmen		Sozioökonomische Faktoren			
				Bezeichnung	Spezifikation	Leistung	Basis	Bewertungsfokus		Umfrageart	Untersuchungsfokus	Einkommen	\$ Wert '10	€ Wert '10	Distanz
Farber, Griner (2000)	3958 HH	14%	CV - discrete choice	Fluss/ Bach	2400 M² Einzugsgeb., 3000 M Flüsse	Erholung, Fischerei	Szenarien	Vorgegebene Qualitätsniveaus: (1) starker Verschmutzungsgrad, (2) moderater Verschmutzungsgrad, (3) Verschmutzungsgrad = 0 und Bewertung der (2)zu(3), (1)zu(2) und (1)zu(3) - Alternativen	1996	Postalisch	Frage bzgl. Präferenz Erhaltung Status Quo oder Verbesserung und Auswahl der Qualitätsverbesserungsalternativen	HH-Median: \$37 500 (im Vgl. zu \$30 100 "for sampling area")	52.875,00	39.842,51	Unterscheidung nach Entfernung zu den jeweiligen Standorten
Matthews et al. (1999)	1044 HH	44,2%	CV - discrete choice	Fluss, Bach	Fließt 335 Meilen im Landes-	Erholung, Fischerei	Programmvorschlag	Verbesserung der Gewässerqualität, gemessen in Reduktion des Phosphorniveaus um 40%	1997	Postalisch	Grundsätzliche WTP für Qualitätsverbesserung sowie gemessen in	HH-Dschnitt: \$49.614	67.475,04	50.843,98	Unterscheidung nach Entfernung
Kim, Cho (2002)	390 HH	70%	CV - payment card	Grundwasser (?)	-	Trinkwasser	Vorgegebene Werte	Reduktion des Kupfergehaltes im Trinkwasser, vom aktuellen Niveau auf unterhalb eines Stadardniveaus	1995	Postalisch	"checklist question format approach"; Max-WTP für ein Kontrollprogramm zur Reduktion des Kupfergehalts	HH-Dschnitt: \$35.700	51.408,00	38.737,10	-
Arlinghaus (2004)	608 bzw. 712	53,1% 66,6%	CV	Flüsse/ Seen	-				2002	Telefonisch	Frage nach der Zahlungsbereitschaft für den Erhalt der Fischbestände und der anglerischen Möglichkeiten	-			-
Becker et al (2005)	4139	20,75%	CV	Fluss	Teile des Rheins und Ems		Szenarien		2003	Interviews	Umweltverbesserung Stufen (weniger Geruchsbelastung, erhöhter Lachsbestand)	-			Unterscheidung nach Entfernung
Bliem, Gentzer (2008)	1977	25,59%	CE	Fluss/ Fluss-einzugsgebiet	Donau-Auen-Nationalpark	Freizeit/ Erholung	Szenarien	Gewässerqualitätsverbesserung von „mäßig“ zu „gut“ und von „gut“ zu „sehr gut“.	2007	Internet	Flussrenaturierung; Erreichung der Ziele der WRRL	Durchschn. jährl. HH-EK: €22.025		22.936,53	Unterscheidung nach Entfernung
Hasler et al (2009)	754	37,68%	CV/CE	Fluss	Odense (S. Case Study)	Freizeit/ Erholung	Szenarien	“good and very good ecological status” in water bodies in Denmark	2008	Internet	Erreichung der Ziele der WRRL	DKK 435.477	58.448,58	59.325,86	Unterscheidung nach Entfernung

5.6.4.2.1 Aus dem Amerikanischen Raum:

- **“Valuing watershed quality improvements using conjoint analysis” von Farber und Griner (2000)**

In dieser Studie wurde eine Multi-Kanal-Bewertung von Qualitätsverbesserungen in einem durch Bergbau-Säure-Einfluss degradierten Gewässereinzugsgebiet in West Pennsylvania in 1996 durchgeführt. Das Bewertungsgebiet umfasste 2400 m² Einzugsgebiet und 3000 m Flüsse. Der Stichprobenumfang umfasste einen Paneldatensatz, innerhalb dessen Nutzungs- und Nichtnutzungswerte unterschieden wurden. Zusätzlich wurden die Befragten danach ausgewählt, welche Distanz zwischen ihrem Wohnort und dem Gewässer lag. Die Analyse der Effekte daraus ergab, dass Anwohner, die rund 50 Meilen entfernt von dem bewerteten Gewässersegmenten lebten, Gewässerqualitätsverbesserungen einen positiven Wert beimaßen. Die Zahlungsbereitschaft, um die Gewässerqualität von „schwach belastet“ auf „unbelastet“ betrug umgerechnet EUR 3,24 - 16,42, die Zahlungsbereitschaft für einen Übergang von „stark belastet“ zu „schwach belastet“ EUR 1,48 - 51,38 und die Zahlungsbereitschaft für eine Verbesserung von „stark belastet“ zu „unbelastet“ EUR 30,97 - 57,61. Es wurden insgesamt 3.958 Haushalte auf dem postalischen Wege befragt. Die Antwortquote betrug 14%.

- **“Reducing Phosphorus Pollution in the Minnesota River: How Much is it Worth?” von Matthews et al. (1999)**

Die Ergebnisse dieser Studie stammen aus einer postalischen Befragung, die 1997 in Minnesota durchgeführt wurde. Dabei wurde der Wert einer 40%igen Reduktion des Phosphorgehaltes im Flussgewässer in Minnesota untersucht. Zusätzlich zu der Bewertung eines hypothetischen Programms zur Gewässerqualitätsverbesserung im Flusseinzugsgebiet wurden Informationen bzgl. der Nutzung des Flusses durch die Anwohner im Flusseinzugsgebiet gesammelt. Im Rahmen der Schätzung von drei unterschiedlichen Modellen wurde bei der ersten Modellschätzung eine kontingente Bewertung durchgeführt. Die Ermittlung der Zahlungsbereitschaft für das hypothetische Programm zur Gewässerqualitätsverbesserung in Minnesota erfolgte vor dem Hintergrund zweier verschiedener Zahlungsarten: „Erhöhung in der Einkommenssteuer“ und „Wasserrechnungszuschlag“. Die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft der Befragten für eine Reduktion des Phosphorgehaltes um 40% betrug EUR 14,42 im Falle einer Steuererhöhung und EUR 20,13 im Falle eines Wasserrechnungszuschlages. Eine Schätzung bei der Verwendung des zweiten Modells, bei dem auf angegebenen Präferenzen basierte Daten verwendet wurden, ergab eine Zahlungsbereitschaft von EUR 39,84. Des Weiteren wurde eine dritte

Modellschätzung durchgeführt, die auf Daten einer Teilmenge der Befragten basierte, die das „Minnesota Valley National Wildlife Refuge“ tatsächlich besucht haben. Dabei wurde der Erholungswert eines typischen Ausflugs in das Refugium abgefragt. Aus insgesamt 1.044 postalisch befragten Haushalten betrug die Antwortquote 44,2%.

- **“Estimating Willingness to Pay for Reduced Copper Contamination in Southwestern Minnesota” von Kim und Cho (2002)**

Diese Studie untersucht die Zahlungsbereitschaft der Verbraucher für eine Gewässerqualitätsverbesserung durch eine Reduktion des Kupfergehaltes in ihrem Trinkwasser. Darüber hinaus wird untersucht, welche Faktoren diese Zahlungsbereitschaft beeinflussen. Die Schätzung der jährlichen durchschnittlichen Zahlungsbereitschaft pro Haushalt erfolgte auf Basis von Befragungsdaten aus neun Landkreisen im Südwesten von Minnesota, in denen die Kupferbelastung als hoch angesehen wird. Die jährliche durchschnittliche Zahlungsbereitschaft der Haushalte bewegte sich zwischen EUR 33 und 47,32 in Chippewa County und EUR 43,18 - 61,91 in Nobles County. Im Rahmen dieser 1995 durchgeführten Studie wurden insgesamt 390 Haushalte auf postalischem Wege befragt. Die Antwortquote betrug 70%.

5.6.4.2.2 Aus dem Europäischen Raum:

- **„Management regionaler Flusseinzugsgebiete in Deutschland“ von Becker et al. (2005)**

Bei dieser 2003 durchgeführten Studie handelt es sich um einen Abschlussbericht des Teilprojektes „Zahlungsbereitschaft- und Nutzen-Kosten Analyse“. Die Zahlungsbereitschaftsanalyse bildete das Zentrum und die Basis dieses Teilprojektes, wobei untersucht wurde, welche Beträge die Bevölkerung bereit war, für eine Verminderung der Einträge von N und P und damit eine Verbesserung der Gewässerqualität zu bezahlen. Die Analyse wurde unter Einwohnern des Flusseinzugsgebietes der Ems und des Teileinzugsgebietes des Rheins durchgeführt und basierte auf Interviews aus einer städtischen Stichprobe zufällig ausgewählter Personen, die angeben sollten, was ihnen eine Verbesserung der Gewässerqualität mit einer 25% Vermehrung der Lachse in Form jährlicher finanzieller Beträge wert wäre. Die Befragung ergab eine durchschnittliche jährliche Zahlungsbereitschaft von EUR 21,34 bzw. EUR 31,83 für die Verbesserung der Gewässerqualität um eine bzw. zwei Stufen. Von den insgesamt 4.139 befragten Personen konnte eine Antwortquote von 20,75% erzielt werden.

- **“Valuation of ecological restoration benefits in the Danube” von Bliem und Getzner (2008)**

Diese Studie wurde in 2007 in Österreich durchgeführt und befasst sich mit der Donau, dem zweit größten Fluss Europas sowie dem Donau-Auen-Nationalpark. Mithilfe einer Kontingenten Bewertung sollten die Befragten ihre Zahlungsbereitschaft für eine Erhöhung des Umfangs natürlicher Gebiete entlang der Donau angeben – ausgehend vom aktuellen hin zu einem erweiterten und ökologisch verbesserten Zustand. Dadurch sollte ein Beitrag zu der ökonomischen Analyse des Nutzens der WRRL geleistet werden. Es wurde eine Internetumfrage durchgeführt. Diese richtete den Bewertungsfokus auf die Szenarien eine Gewässerqualitätsverbesserung von „mäßig“ zu „gut“ und von „gut“ zu „sehr gut“. In diesem Rahmen sollten außerdem die Qualitätsziele der WRRL erreicht werden. Des Weiteren sollte der Wert einer Renaturierung von 50% der Feuchtgebiete ermittelt werden. Das Resultat war eine durchschnittliche jährliche Zahlungsbereitschaft von EUR 28,86 für die Renaturierung, EUR 49,90 für eine Verbesserung von „mäßig“ zu „gut“ und EUR 79,36 für eine Verbesserung von „gut“ zu „sehr gut“. Die Befragung adressierte insgesamt 1.977 Personen und erzielte eine Antwortquote von 25,59%.

- **“Assessing Economic benefits of Good Ecological Status under the EU Water Framework Directive” von Hasler et al. (2009)**

Hierbei handelt es sich um einen Bericht zu einer Fallstudie, die 2008 durchgeführt wurde und sich mit dem Fluss Odense in Dänemark beschäftigt. Untersucht wurde die Zahlungsbereitschaft für die Verbesserung des ökologischen Status des Flusses Odense, um daraus den Nutzen der Qualitätsverbesserungen entsprechend der Ziele der WRRL abzuleiten. Der Ausgangszustand der Gewässerqualität des Flusses entsprechend der Klassifizierung in den WRRL wurde als moderat eingestuft. Die Verwendung der Szenarien „guter“ und „sehr guter“ ökologischer Status des Gewässers sollte den Nutzen widerspiegeln, der durch eine Qualitätsverbesserung gemäß WRRL erreicht werden würde. Die durchschnittliche jährliche Zahlungsbereitschaft der Haushalte für eine Verbesserung der Gewässerqualität des gesamten Flusses bzw. eines Abschnittes betrug EUR 44,43 für die Erreichung eines „guten“ und EUR 66,13 für die Erreichung eines „sehr guten“ ökologischen Status des Gewässers, ermittelt mit der Methode der Kontingenten Bewertung. Die parallel angewandte Methode des Choice Experiment lieferte die Bandbreiten EUR 59,93 - 145,69 für „gute“ und EUR 58,90 - 198,39 für „sehr gute“ Gewässerqualität. Die

Internetbefragung umfasste 754 Haushalte in Funen und den Stadtverwaltungen der südlichen Dänischen Regionen. Die Antwortquote betrug 37,68%.

- **„Angelfischerei in Deutschland - eine soziale und ökonomische Analyse“ von Arlinghaus (2004)**

Diese Studie stellt eine Dokumentation der Ergebnisse einer telefonisch durchgeführten Zufallserhebung unter in Deutschland wohnhaften, aktiven Anglern (N = 474) im Jahr 2002 dar. Neben der Zielgruppe Angler wurde die Bevölkerung außerdem telefonisch zu Aspekten der Angelfischerei befragt (N = 323). Dabei war die Bevölkerung mehrheitlich positiv gegenüber der Angelfischerei eingestellt. Um eine Verbesserung der Bedingungen für das Angeln zu gewährleisten, sprachen sich die meisten Angler für eine zukünftige Verbesserung der Habitatqualität oder eine Ausdehnung des Fischbestandes aus. Die anschließend durchgeführte Bewertung des Anglernutzens ergab, dass die mittlere jährliche Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung für den Erhalt der Fischbestände und der anglerischen Möglichkeiten EUR 23,89 pro Person und Jahr und EUR 152,44 pro Angler und Jahr betrug. Es wurden Rücklaufquoten von 76,8% bei der Anglerumfrage (474 aktive und 73 inaktive) und 53,1% bei der Bevölkerungsumfrage erreicht.

Bei der Studie von Farber und Griner wird der Bewertungsfokus auf die vorgegebenen Qualitätsniveaus „(1) starker Verschmutzungsgrad“, „(2) moderater Verschmutzungsgrad“, „(3) Verschmutzungsgrad = 0“ gelegt und die Zahlungsbereitschaft für eine Steigerung des Gewässerqualitätsniveaus von (2) zu (3), (1) zu (2) und (1) zu (3) abgefragt. Ein ähnliches Vorgehen erfolgt in der Studie von Matthews et al., in der die Zahlungsbereitschaft für eine Verbesserung der Gewässerqualität, abgeleitet aus einer 40%igen Reduktion des Phosphorgehaltes, abgefragt wird. Die amerikanische Studie von Kim und Cho geht ähnlich vor. Hier wird die Zahlungsbereitschaft für eine Gewässerqualitätsverbesserung, gemessen in der Reduktion des Kupfergehaltes vom aktuellen Niveau auf einen Wert unterhalb eines Standardniveaus, also einer höherer Konzentration als erlaubt, abgefragt. Die Deutsche Studie von Arlinghaus fokussiert ihre Untersuchung explizit auf die Zielgruppe Angler. Damit geben die ermittelten Zahlungsbereitschaften an, wie viel die Befragten bereit wären, für den Erhalt der Fischbestände und der anglerischen Möglichkeiten zu bezahlen. In der Studie von Becker et al. wird eine ähnliche Bewertungsgrundlage verwendet wie in der amerikanischen Studie von Farber und Griner. Durch die Vorgabe verschiedener Stufen der Umweltverbesserung (z. B. „weniger Geruchsbelastung“, „erhöhter Lachsbestand“) wird die Zahlungsbereitschaft für die entsprechenden Qualitätssteigerungen abgefragt. Vergleichbar dazu, nutzen Bliem und Getzner die Szenarien einer Gewässerqualitätsverbesserung von „mäßig“ zu „gut“ und von „gut“ zu „sehr gut“. (Die zweite Befragung in der Studie zur

Renaturierung von 50% der an die Donau angeschlossenen Feuchtgebiete wird an dieser Stelle nicht mit einbezogen.) In der Fallstudie von Hasler et al. wurden ebenfalls die Szenarien „gute“ und „sehr gute“ Gewässerqualität verwendet und die Zahlungsbereitschaften für diese ermittelt, um auf den Wert der entsprechenden Gewässerqualitätsverbesserungen zu schließen.

Bezüglich des Studienjahres war bei der Auswahl der Studien von Relevanz, dass die Studien nach 1993 durchgeführt wurden, da 1993 das NOAA Panel maßgebliche Änderungen für die Bewertung von Umweltgütern festgelegt hat. Dieses Kriterium trifft bei allen oben ausgewählten Studien zu und gewährleistet eine transparente und zweckmäßige Auswahl.

Ein weiteres Auswahlkriterium, die Zahlungsart, ist bei den ausgewählten Studien gut vergleichbar. Es handelt sich größtenteils um höhere Preise/Steuern im Rahmen der monatlichen/jährlichen Wasserrechnung und teilweise um abstrakte monatliche/jährliche Zahlungen (z. B. an einen regionalen Verband). Die Erhebung von Steuern hat eine deutlich geringere Zahlungsbereitschaft zur Folge, was die oben genannte Theorie zum Akzeptanzproblem stützt (vgl. Abschnitt 5.6.4.1).

Neben Kriterien, die sich auf die Studiendurchführung beziehen sind auch sozioökonomische Kriterien, die sich auf die Studienzielgruppe beziehen, relevant für die Auswahl einer Primärstudie im Rahmen des Benefit Transfers sowie die anschließende Übertragung. Bei der vorliegenden Auswahl wurden das durchschnittliche Einkommen und die Untersuchung der räumlichen Distanz der Befragten zu dem untersuchten Gewässer als Kriterien ausgewählt – zum einen wegen der guten Datenverfügbarkeit und zum anderen, weil diese Indikatoren relevant für die Vergleichbarkeit der Studien und den anschließenden Transfer auf das Einzugsgebiet der Ruhr sowie des Landes Nordrhein-Westfalen sind.

Die ermittelten durchschnittlichen Einkommen in den vorliegenden Studien unterscheiden sich teilweise stark voneinander, so dass sie keine konkreten Aussagen über die Homogenität der Ausgangslagen in den jeweiligen Studien für die Bestimmung der Zahlungsbereitschaft zulassen. Dies ist bei der Studiauswahl zu berücksichtigen.

Die Distanz zwischen den Wohnorten der Befragten und dem der Untersuchung zugrundeliegenden Gewässer impliziert einen mehr oder weniger intensiven Bezug zu dem zu bewertenden Umweltgut. Deshalb war es im Rahmen dieser Vorauswahl ein wichtiger Indikator, ob eine Untersuchung zum Einfluss der Distanz auf die Höhe der Zahlungsbereitschaft durchgeführt wurde. Dies war in fast allen ausgewählten Studien der Fall. Lediglich in den Studien von Kim und Cho sowie von Arlinghaus fand keine Untersuchung solcher Einflüsse der Distanz statt, was vor dem Hintergrund der Ausrichtung der Studien allerdings toleriert werden kann. Kim und Cho konzentrieren sich in ihrer Studie auf die Trinkwasserqualität, damit wird der Bezug der Befragten zu dem bewerteten

Umweltgut durch die nahezu flächendeckende Trinkwasserversorgung durch öffentliche Wassersysteme unabhängig von der Entfernung ihres Wohnortes hergestellt. Die Hauptausrichtung der Studie von Arlinghaus: Angler – die durch ihre Tätigkeit automatisch als Zielgruppe mit intensivem Bezug zu dem bewerteten Umweltgut qualifiziert werden – macht die Distanzuntersuchung in diesem Fall ebenfalls irrelevant.

5.6.5 Validität eines Benefit Transfers

Die Validität eines Benefit Transfer ist nicht immer gewährleistet, weil die Übertragung mit Fehlern behaftet sein kann. Die Validität wurde in zahlreichen Studien untersucht. Beispielhaft erfolgt eine Zusammenstellung dieser Studien sowie die für diese Studien angegebenen Transferfehler in Tabelle 5-20. Es ist allerdings ausdrücklich darauf hinzuweisen, dass die in Tabelle 5-20 angegebenen Studien keine Analogie zu den für dieses Projekt hinsichtlich einer möglichen Übertragung analysierten Studien aufweisen. Tabelle 5-20 zeigt lediglich die mögliche Bandbreite von Transferfehler auf, die grundsätzlich bei Anwendung des Benefit Transfer entstehen kann.

Tabelle 5-20: Messung der Validität des Benefit Transfer (Boyle u. a., 2010; Wronka, 2004; Muthke, 2002)

Autor	Transferart	Transferfehler
Loomis (1992)	DBT	5% bis 40%
	BFT	5% bis 15%
Kirchhoff (1997)	DBT	24% bis 57%
	BFT	84% bis 229%
Brouwer und Spankins (1999)	DBT	20% bis 41%
	BFT	22% bis 40%
Wronka und Thiele (2001)	DBT	19%
	BFT	3% bis 10%
Muthke (2002)	DBT	25% bis 56%
	BFT	1% bis 41%
Morrison et al. (2002)	DBT	---
	BFT	4% bis 66%
Barton (2002)	DBT	23% bis 30%
	BFT	12% bis 29%
Colombo et al. (2007)	DBT	11% bis 366%
	BFT	---
DBT=Direkter Benefit Transfer / BFT= Benefit Funktion-Transfer		

Untersuchungen zu Ursachen der hohen Transferfehler ergaben folgende Ergebnisse:

- Die Untersuchungen fanden in verschiedenen Bundesstaaten der USA zu unterschiedlichen Zeitpunkten sowie zu unterschiedlichen Bewertungsgütern statt. Zu berücksichtigen ist auch die Existenz divergierender Substitute (Loomis, 1992).
- Probanden stuften die Befragungsobjekte als zu unterschiedlich ein (Kirchhoff u. a., 1992).
- Die Berücksichtigung von Umwelteinstellungen der Probanden in einem Benefit Transfer konnte lediglich klären, warum Abweichungen bei Zahlungsbereitschaften trotz ähnlicher sozio-ökonomischer Voraussetzungen entstanden sind, führen allerdings nicht zur Verringerung von Transferfehlern (Brouwer und Spaninks, 1999).
- Die Berücksichtigung und Anpassung ergebnisrelevanter Parameter führt zur Verringerung von Transferfehlern (Thiele und Wronka, 2001).

Falls die Übertragung nur unter suboptimalen Bedingungen (wenn z. B. keine geeignete Studie vorhanden ist) durchgeführt werden kann, führt der direkte Benefit Transfer zu ungenauen Schätzwerten und Transferfehlern (Navrud, 1994; Muthke, 2002).

5.6.6 Implikationen für das weitere Vorgehen

Im Rahmen des Abschnitts 5.3 wurde die Vorgehensweise für einen Benefit Transfer detailliert beschrieben. Es wurden Kriterien entwickelt, die eine Auswahl einer oder mehrerer Studien transparent möglich machen sollen. Anhand dieser Kriterien wurde eine Vielzahl von Studien untersucht, um wenige Studien für eine Übertragung im Ruhreinzugsgebiet im Abschnitt 0 und für das Land NRW in Abschnitt 6.7 auszuwählen. Es ist im weiteren Verlauf sicherzustellen, dass einige Daten angepasst werden, die ein Direct Benefit Transfer verlangt. Eine Nutzenabschätzung der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen wird anschließend in der Handlungsempfehlung vorgenommen.

6 Kosten-Nutzen-Abschätzungen

6.1 Einleitung/Allgemeines

Kapitel 6 führt die Auswahl der exemplarisch zu betrachtenden Mikroschadstoffe (Kapitel 3.3), die Bewertung möglicher Handlungs(also Maßnahmen-)optionen (Kapitel 3.6) sowie die methodischen Vorarbeiten zur Frachtbilanzierung (Kapitel 3.4), Kostenermittlung (Kapitel 4) und Nutzenabschätzung (Kapitel 5) in der gemeinsamen Anwendung zusammen.

In einem ersten Schritt verdeutlicht die Frachtbilanzierung der Einträge von Humanpharmaka, dass die für die Bezugsgröße mittlerer Niedrigwasserabfluss (MNQ) berechneten Konzentrationen für Carbamazepin und Diclofenac die Zielwerte (0,5 µg/L bzw. 0,1 µg/L) für diese Stoffe in Oberflächengewässern an den verwendeten Bilanzknoten überschreiten (Kapitel 6.2). Diese rechnerische Überschreitung der Zielwertkonzentrationen für die Leitparameter im Ist-Zustand ist somit Basis für die nachfolgenden Betrachtungen zu möglichen Ertüchtigungsmaßnahmen kommunaler Kläranlagen.

In Kapitel 6.4 erfolgt die szenariobasierte Bilanzierung der Gewässerbelastung an den ausgewiesenen Bilanzknoten zur Ableitung der erforderlichen Ertüchtigungsmaßnahmen zur Erreichung der zuvor hergeleiteten Zielwerte. Unterschiedliche Maßnahmenhaupt- und Priorisierungsvarianten werden dabei mit Blick auf ihre Wirksamkeit, hier die Einhaltung der Zielwerte an den Bilanzknoten, miteinander verglichen. Die Bilanzierung stellt die Grundlage zur Ableitung des Maßnahmenumfangs und damit zur Ermittlung der sich daraus ergebenden Maßnahmenkosten für die Investition in und den Betrieb von Ertüchtigungsmaßnahmen auf ausgewählten Kläranlagen (z. B. analog der RUKO-Studie (MUNLV, 2008)) dar. Diese Zusammenstellung eignet sich entsprechend für einen Kostenvergleich unterschiedlicher Maßnahmenvarianten. Die vorgelegte Bilanzierung trifft jedoch keine Aussagen für jede einzelne Kläranlage, sondern fasst Kläranlagengruppen über die verwendeten Bilanzknoten zusammen.

Das Ruhreinzugsgebiet wurde als Kernuntersuchungsgebiet genauer untersucht (Kapitel 3.6). Die hier detaillierter vorgenommene Immissionsbetrachtung war Grundlage für eine räumlich höher aufgelöste Kostenermittlung. Die vorliegenden Informationen und Daten für das Ruhreinzugsgebiet ermöglichten außerdem eine grobe Nutzenabschätzung auf Basis eines zukünftig weiter abzusichernden Benefit-Transfers.

In Kapitel 6.7 erfolgte eine Übertragung der Anwendung vom Ruhreinzugsgebiet auf Gesamt-NRW. Dies diente der summarischen Bewertung der Maßnahmenvarianten mit Blick auf Zielerreichung (Frachtreduktion und Einhaltung der Zielwerte) sowie der Abschätzung von Maßnahmenkosten der erforderlichen Kläranlagenertüchtigungen und der zuordenbare Nutzen.

Sowohl die Kostenermittlung als auch die Abschätzung der Nutzen der Kläranlagenertüchtigung zur Elimination von Mikroschadstoffen lassen sich in ihrem Aussagewert jedoch weiter steigern. In Kapitel 0 wird der entsprechende Daten- und Forschungsbedarf thematisiert.

6.2 Ermittlung der Gewässerbelastungen als Gewässerfrachten und -konzentrationen an ausgesuchten Gewässermessstellen in der Ist-Situation

Die Bilanzierung der Fracht von Carbamazepin und Diclofenac basiert auf der in Kapitel 3.4 ausführlich dargestellten Methode. Zusammenfassend wird auf die wichtigsten Merkmale der gewählten Herangehensweise hingewiesen:

- Die Bilanzierung nimmt einen durchschnittlichen Jahresverbrauch mit konstantem Kläranlagenzulauf an.
- Die Frachtermittlung mit Bezug auf den einzelnen Bilanzierungsknoten (überwiegend GÜS-Messstellen) vernachlässigt Abbauprozesse in der Kanalisation und im Gewässer. Es wird eine konservative Kumulierung der Frachten aller jeweils zu einem Bilanzierungsknoten zufließenden Kläranlagen angenommen.
- Zur Umrechnung von kumulierter Fracht in eine Gewässerkonzentration an den Bilanzierungsknoten wurden die vom LANUV bereitgestellten MNQ-Daten verwendet. MNQ ist in etwa vergleichbar mit einem 5%-Unterschreitungsperzentil. Dies bedeutet, dass statistisch an 347 Tagen im Jahr höhere Abflüsse und damit geringere Konzentrationen als die bei der nachfolgenden Betrachtung verwendeten auftreten.

Die Bilanzen beachten den Einfluss von Vermeidungsmaßnahmen oder dezentralen Behandlungsmaßnahmen nicht, sondern fokussieren allein auf die Elimination von Mikroschadstoffeinträgen aus der Siedlungskanalisation in die Kläranlagen.

Das Bilanzierungsergebnis für Diclofenac bei Trockenwetterabfluss ohne Ertüchtigungsmaßnahmen ist in Bild 6-1 und der Tabelle 6-1 dargestellt. Der Übersicht halber sind in den Bilanzierungsergebnistabellen, die in diesem Kapitel sowohl die Ist-Situation zusammenfassend darstellen als auch für die Maßnahmenvariantenergebnisse verwendet werden, nur die Mündungsbilanzknoten der Hauptgewässer von NRW aufgeführt. Eine ausführliche Ergebnistabelle für die Ist-Situationsergebnisse enthält der Anhang 2. In Anlage 2 sind für jeden der 46 Bilanzierungsknoten für NRW die kumulierten Frachten, die verwendeten MNQ-Werte sowie die davon abgeleiteten Gewässerkonzentrationen enthalten.

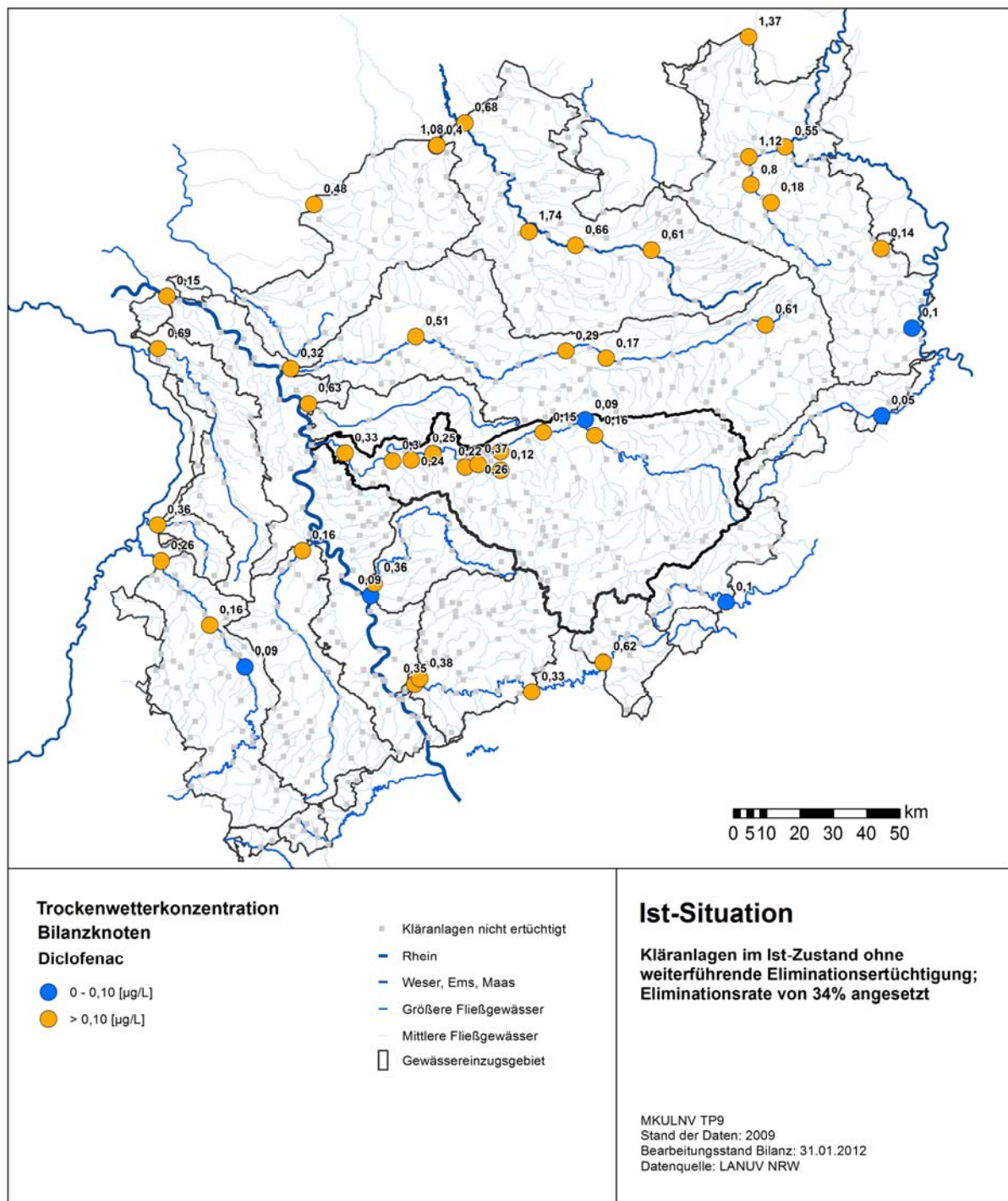


Bild 6-1: Bilanzergebnisse Diclofenac - Gewässerkonzentrationen bei Trockenwetter ohne Ertüchtigungsmaßnahmen (Ist-Situation) und bezogen auf einen mittleren Niedrigwasserabfluss (MNQ) für Bilanzierungsknoten in NRW

Der Eintrag von Diclofenac ist rechnerisch so groß, dass der Zielwert für Diclofenac von 0,1 µg/L an fast allen Bilanzknoten überschritten wird. Lediglich an sechs der betrachteten Bilanzierungsknoten wird er unterschritten. Diese Bilanzknoten sind als große, blaue Punkte entlang der Gewässer dargestellt. An allen übrigen Bilanzierungsknoten entlang der größeren Fließgewässer in NRW, hier orange dargestellt, kommt es zu zum Teil zu deutlichen Überschreitungen.

Die Farbgebung der Bilanzierungsknoten, bei der Blau für Zielwert eingehalten und Orange für Zielwert überschritten steht, wurde für die Darstellung der Ergebnisse in den Bilanzergbnistabellen übernommen. Damit lässt sich anhand der Farbzuordnung in der Konzentrationsspalte erkennen, an welchen Fließgewässern in NRW die Konzentration am Mündungsbilanzknoten den Zielwert bei Trockenwetter einhält (blau) oder überschreitet (orange). Eine Bewertung von Mischwassereinträgen mit und ohne Ertüchtigung der Kläranlagen erfolgt in Kapitel.6.4.1.5.

Tabelle 6-1: Bilanzergebnisse Diclofenac - Frachten und Gewässerkonzentrationen bei Trockenwetter ohne Ertüchtigungsmaßnahmen (Ist-Situation) und bezogen auf einen langjährigen mittleren Niedrigwasserabfluss (MNQ) für Teileinzugsgebiete in NRW

Name des Bilanzierungspunktes im Gewässer	Trockenwetter – Ist-Situation	
	Fracht ohne Ertüchtigung	Konzentration ohne Ertüchtigung
Messstation	[kg/a]	[µg/L]
Maas		
Rur	99	0,26
Niers	73	0,69
Schwalm	10	0,36
Issel		
Landesgrenze_Berkel	10	0,48
Rhein		
Rhein, Lobith	5108	0,15
Ruhr	185	0,33
Wupper	59	0,40
Sieg	76	0,35
Lippe	176	0,32
Erft	50	0,16
Emscher	206	0,63
Weser		
uh KA Bad Oeynhausen	82	0,55
Ems		
Ems	123	0,68

Das Einzugsgebiet der Ruhr eignet sich wie schon in Kapitel 3.4 angegeben aufgrund der hohen Datendichte in besonderer Weise für eine Plausibilisierung der Bilanzierung. Im folgenden Plausibilisierungskapitel wird daher zunächst auf Konzentrations-, Fracht- und

Abflussaspekte an der Ruhr genauer eingegangen (vgl. Kapitel 6.3.1 und 6.3.4) bevor in Kapitel 6.3.5 ein Vergleich zwischen bilanzierten und aus gemessenen Daten abgeleiteten Frachtergebnissen vorgenommen wird.

6.3 Plausibilitätsprüfung

6.3.1 Konzentrationen von Diclofenac und Carbamazepin in der Ruhr

Zur Charakterisierung der aktuellen Gewässerbelastung im Ruhreinzugsgebiet kann hinsichtlich der Konzentrationen für ausgewählte Spurenstoffe im Oberflächenwasser der Ruhr auf die Ergebnisse eines Monitorings der Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (AWWR) zurückgegriffen werden. Die AWWR hat im Zeitraum von 2008 bis 2011 an 9 Probenahmestellen an der Ruhr zwischen Meschede und Mülheim das Oberflächenwasser auf 35 polare organische Spurenstoffe, die nicht in der Trinkwasserverordnung benannt sind, 14 mal beprobt und untersucht und die Ergebnisse in den Ruhrgüteberichten zusammengestellt. Zu den untersuchten Parametern gehören relevante Humanpharmaka, Röntgenkontrastmittel, perfluorierte Tenside und Organophosphor-Flammschutzmittel. Beide Auswertungen, die 14 Probenahmen zwischen Juli 2008 und Oktober 2011 umfassten, sind bereits in den Ruhrgüteberichten 2010 und 2011 veröffentlicht (Skark, 2011, 2012).

Die folgende Tabelle 6-2 führt die im oben genannten Monitoring-Programm verwendeten Probenahmestellen an der Ruhr auf. Sie entsprechen weitestgehend den Rohwasserentnahmeorten der am Monitoring beteiligten Wassergewinnungsanlagen. Im Weiteren werden für jeden Probenahmepunkt neben dem jeweiligen Flusskilometer (Entfernung von der Ruhrmündung gemäß Gewässerstationierungskarte) die unterschiedlichen Flächenanteile des ca. 4.485 km² großen Einzugsgebiets der Ruhr (zwischen 400 km² in Meschede und 4.400 km² in Mülheim) sowie die jeweiligen Abflussverhältnisse dargestellt. Insbesondere zwischen Schwerte und Hagen nehmen das oberstromige Einzugsgebiet und der Abfluss durch den Zufluss der Lenne stark zu.

Tabelle 6-2: Probenahmestellen des AWWR-Monitorings für das Oberflächengewässer der Ruhr (Skark, 2012)

Ort	Probe- nahme- stelle	Fluss-km	Abflusspegel	Fluss- km	Einzugs- gebiet	MQ lang- jährig	MQ (7/2008- 12/2011)
		Probenahme		Abfluss			
Meschede	Mengesohl	183,7	Meschede 1	179,4	426	9,1	8,1
Arnsberg	Langel	163,8	Oeventrop	159,5	760	14,9	13,7
Wickede	Echthausen	128,3	Bachum	133,8	1.530	27,1	24,5
Menden	Warmen	121,2	Fröndenberg	109,3	1.914	-	-
Schwerte	Westhofen	95,2	Villigst	100,2	2.013	28,8	28,9
Hagen	Hengstey	88,8	Wetter	79,8	3.908	67,6	59,6
Bochum	Stiepel	62,7	Hattingen	56,0	4.118	70,6	62,9
Essen	Spiek	44,1	Werden	29,0	4.337	79,5	65,2
Mülheim	Styrum-Ost	11,3	Mülheim	13,2	4.420	76,3	69,5

In der folgenden Tabelle sind neben den beiden Leitparametern Carbamazepin und Diclofenac, auch weitere Mikroverunreinigungen aus dem AWWR-Monitoring-Programm dargestellt, die in Bild 6-2 mit aufgeführt sind. Im Einzelnen sind dies das Flammschutzmittel TCPP, die perfluorierten Verbindungen PFOA, PFOS und PFBA sowie weitere Humanpharmaka Sulfamethoxazol und Metoprolol und die Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure und Iopamidol.

Tabelle 6-3: Ausgewählte Stoffe im AWWR-Monitoring (BG - Bestimmungsgrenze, gelb unterlegt - Anteil der Untersuchungen mit Positivbefund > 90% (Skark, 2012))

Substanz	Kurz- zeichen	Stoffgruppe	Anteil Positivbefunde [%]	BG [µg/L]
Tris-(2-Chlorpropyl)-phosphat	TCPP	Flammschutzmittel	98	0,010
Perfluorooctanoat	g-PFOA	Perfluorierte Verbindung	94	0,010
Perfluorooctansulfonat	g-PFOS	Perfluorierte Verbindung	74	0,010
Perfluorbutanoat	PFBA	Perfluorierte Verbindung	56	0,010
Carbamazepin		Humanpharmaka	91	0,025
Diclofenac		Humanpharmaka	94	0,025
Metoprolol		Humanpharmaka	97	0,025
Sulfamethoxazol		Humanpharmaka	93	0,025
Amidotrizoesäure		Röntgenkontrastmittel	89	0,050
Iopamidol		Röntgenkontrastmittel	82	0,050

Von den in Tabelle 6-3 aufgeführten Substanzen wurden im Monitoringzeitraum neben Carbamazepin und Diclofenac auch alle übrigen Pharmaka sowie das Flammenschutzmittel TCPF und das PFOA zu mehr als 90% über den jeweiligen Bestimmungsgrenzen (BG) detektiert. In Bild 6-2 wird ein zusammenfassender Überblick zu charakteristischen statistischen Konzentrationsgrößen der oben aufgeführten Substanzen gegeben. Dabei wurden alle 14 Probenahmen an den neun Probenahmestellen berücksichtigt (n = 126). Bei der Berechnung der statistischen Kennwerte sind Gehalte unter der BG mit der Hälfte der BG eingegangen.

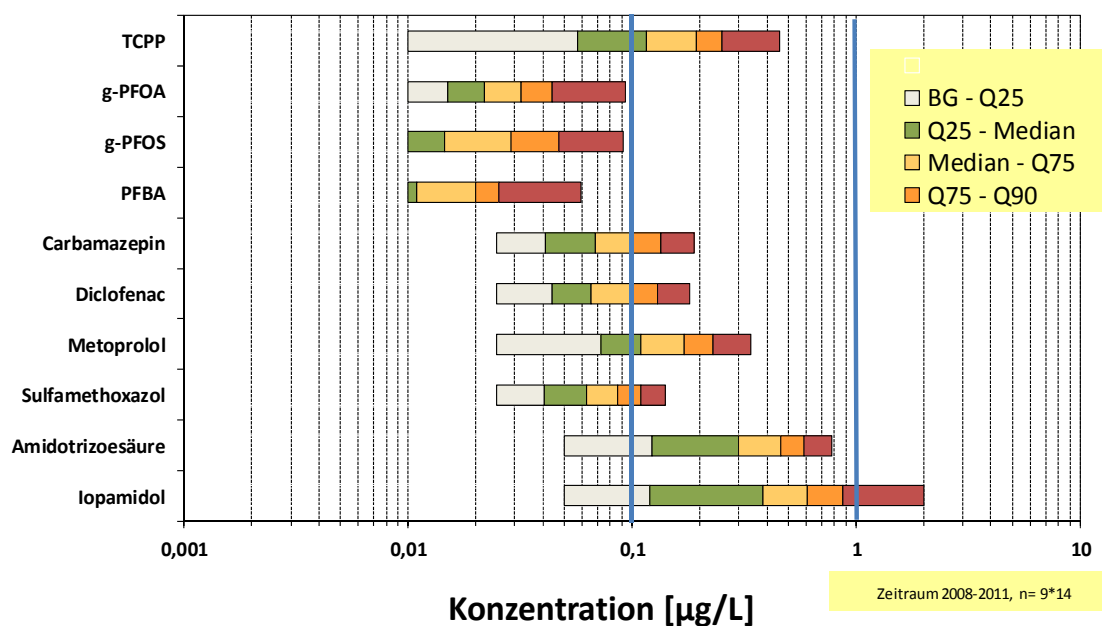


Bild 6-2: Analysen-Ergebnisse des AWWR-Monitorings an der Ruhr für ausgewählte Stoffe (Anteil Positivbefunde > 20%) (Datengrundlage: Skark 2012)

Beide Leitparameter weisen arithmetische Mittelwerte von ca. 0,075 µg/L auf. Für Diclofenac liegen die Konzentrationen von ca. 25% der hier beinhalteten Messungen über dem projektspezifischen Zielwert von 0,1 µg/L, der Median – maßgebend für die Bewertung in Anlehnung an der WRRL – liegt mit 0,066 µg/L darunter. Für Carbamazepin lagen bei den Probenahmen alle gemessenen Konzentrationen in der Ruhr unterhalb des projektspezifischen Zielwertes von 0,5 µg/L.

6.3.2 Frachten von Diclofenac und Carbamazepin in der Ruhr

Laut Ruhrgütebericht 2009 (AWWR 2010) sind für Diclofenac starke saisonale Unterschiede der Stofffracht zu beobachten. In Bild 6-3 sind für die beiden Leitparameter Monatsmittel der Tagesfrachten für den Probenahmeort Essen-Rellinghausen oberhalb des Baldeneysees für einen Zeitraum von drei Jahren aufgeführt.

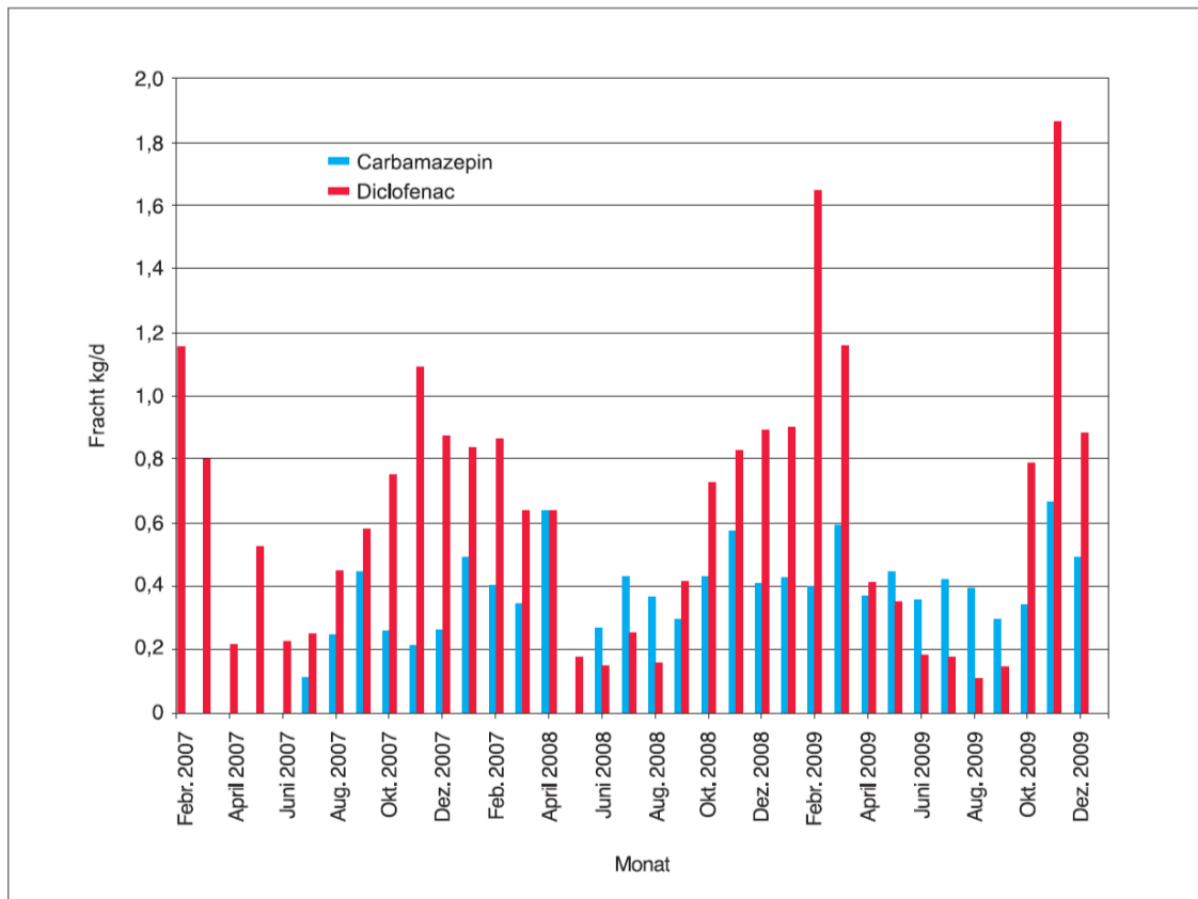


Bild 6-3: Verlauf der Monatsmittel der Tagesfrachten für Essen-Rellinghausen, Zeitraum Feb. 2007 bis Dez. 2009 (Quelle: AWWR 2010)

Anders als bei Carbamazepin weist Diclofenac eine Abhängigkeit vom jährlichen Witterungsverlauf auf. Diclofenac wird wiederkehrend in der kälteren Jahreshälfte mit höheren Konzentrationen im Gewässer nachgewiesen als im Sommer. In der kalten Jahreszeit steigt der Bedarf für das Antirheumatikum deutlich an und lässt im warmen Sommer wieder nach. Das Diagramm zeigt mit Februar und November 2009 zwei Monate mit besonders hoher Fracht. Dies könnte als Indiz für die besonders niedrigen Lufttemperaturen im Verlauf dieser beiden Monate gewertet werden.

Das Bilanzergebnis ist eine Jahresfracht in der Höhe von 185,4 kg Diclofenac je Jahr am untersten Bilanzknoten der Ruhr in Mülheim. Eine davon abgeleitete mittlere Tagesfracht beträgt 0,5 kg Diclofenac je Tag. Dieser Wert liegt im mittleren Wertebereich der oben aufgeführten Diclofenacwerte.

6.3.3 Modellerte Konzentrationen in Abhängigkeit vom Gewässerabfluss

Die Modellierung der Wirkstoffe Diclofenac und Carbamazepin in der Ruhr weist als Ergebnis kumulierte Frachten an den Bilanzierungsknoten aus. Die in den Ergebnistabellen und – karten dargestellten Konzentrationsangaben, werden anschließend auf Basis von Bezugsabflüssen berechnet. Diese Konzentrationsangaben hängen damit von der Wahl der Abflusswerte ab. Bei gleicher Fracht steigt daher mit abnehmendem Abfluss die Gewässerkonzentration.

Die Wahl des langjährig ermittelten mittleren Niedrigwasserabflusses (MNQ) als Bezugsabfluss ist ein gängiges Verfahren in der deutschen Wasserwirtschaft (Bsp. BWK 2003). Der Bezug auf den niedrigen Abfluss dient der Identifikation von kritischen Gewässergütezuständen für Abflusssituationen mit ungünstigen Verdünnungssituationen. Ebenso wie bei der Bewertung der Einträge von Mikroverunreinigungen in Schweizer Gewässer (Orth 2007) wurde auch für TP 9 dieser Abflussbezug festgelegt.

Das Beispiel in Bild 6-4 verdeutlicht, dass es sich bei den angegebenen Konzentrationen mit Bezug auf MNQ um seltene Abflusssituationen handelt. Das Bild zeigt den Abflussgang der Ruhr bei Hattingen der Jahre 2007 bis 2009 unter der Angabe des MQ und des MNQ.

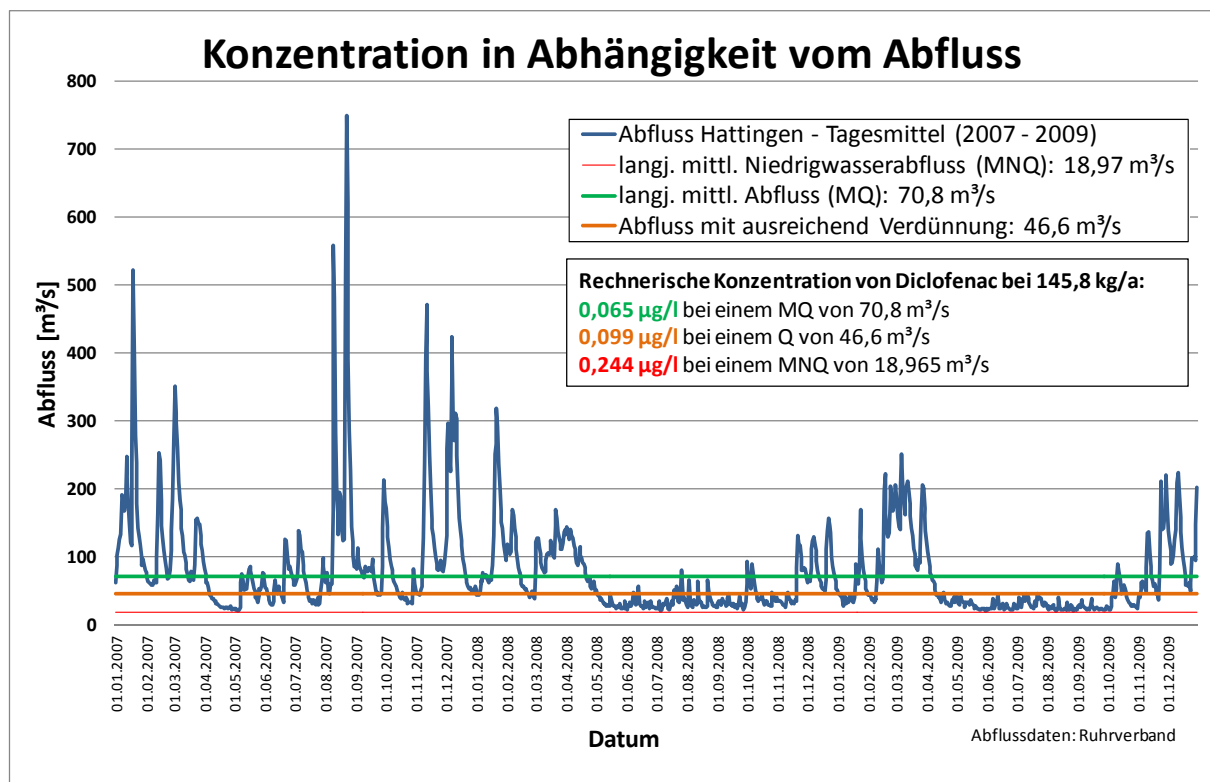


Bild 6-4: Abfluss der Ruhr unterhalb von Hattingen, 2007 - 2009 (Datenquelle: LANUV)

In dem aufgeführten Zeitraum von Januar 2007 bis Dezember 2009 wird der langjährige mittlere Niedrigwasserabfluss von 19 m³/s (rote Linie) nicht unterschritten. Der niedrigste angegebene Abfluss in den drei Jahren ist mit 20 m³/s angegeben. Damit kommt es rechnerisch auch nicht ganz zu der für den MNQ ermittelten Konzentration von 0,24 µg/L Diclofenac. Bei 20 m³/s wurde auf Basis der bilanzierten Jahresfracht für den Bilanzknoten Hattingen von 145,8 kg Diclofenac je Jahr rechnerisch eine Konzentration von 0,23 µg/L Diclofenac erreicht und damit der Zielwert von 0,1 µg/L deutlich übertroffen. Die orange Linie beschreibt das Abflussniveau, über dem die Verdünnung rechnerisch zu Konzentrationen < 0,1 µg/L führen. Mit Blick auf den Abflussverlauf der drei angegebenen Jahre lagen immerhin 45% der Werte unter 46,6 m³/s und damit die Konzentrationen in der Ruhr bei Hattingen rechnerisch auch fast die Hälfte der Zeit über dem Zielwert von Diclofenac.

Das folgende Bild 6-5 verdeutlicht, dass die gemessenen Werte in der Ruhr vergleichbare Größenordnungen aufweisen. Der Median der Diclofenac-Messwerte lag an der Probenahmestelle Ü-Station Hattingen für 2009 bei etwa 0,09 µg/L. Sie erreichten damit ein vergleichbares Konzentrationsniveau und ein vergleichbares Verteilungsverhältnis. Damit liegen auch in diesem Fall ca. 45% der gemessenen Konzentrationen über 0,1 µg/L.

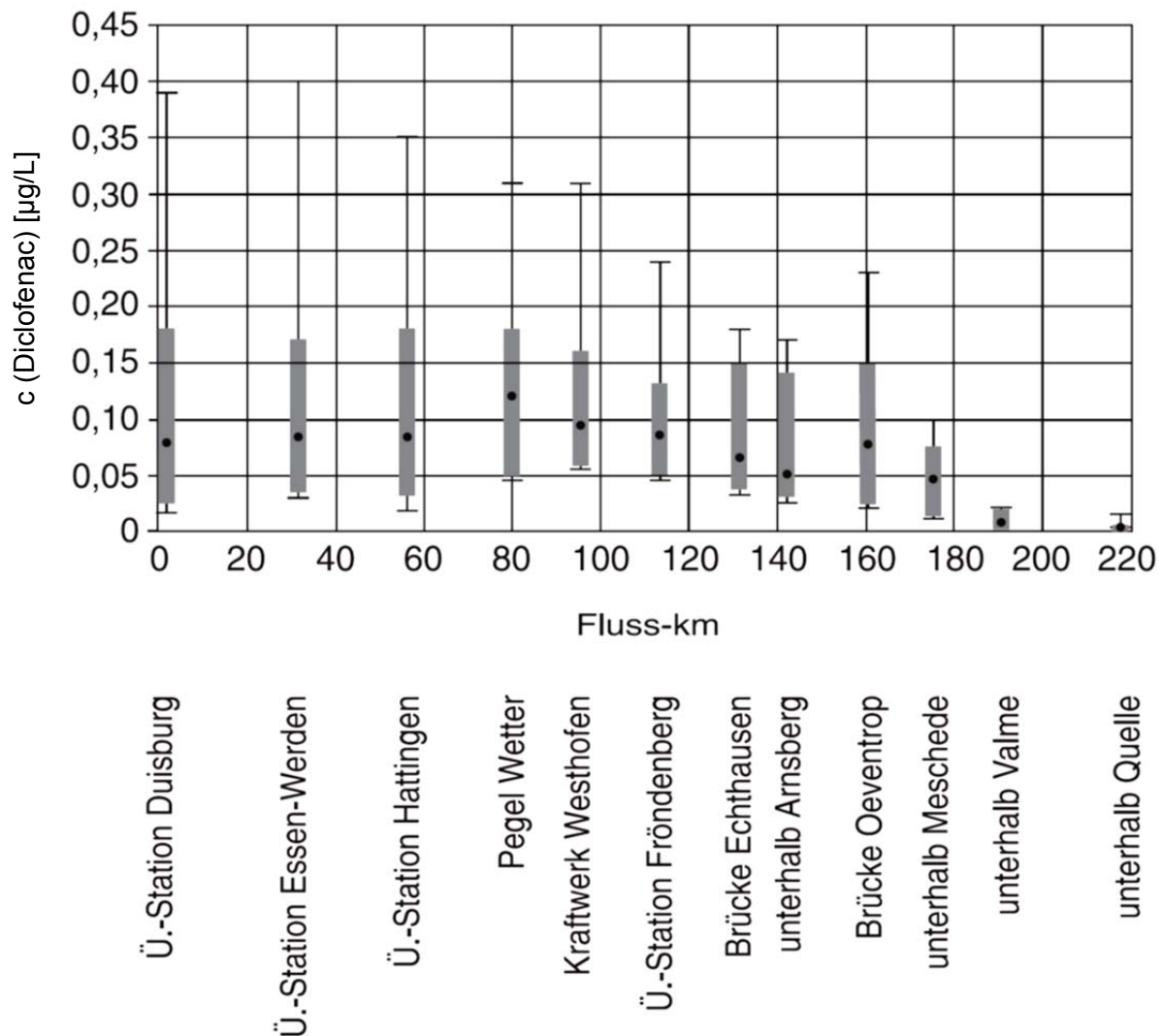


Bild 6-5: Konzentrationen aus der Ruhrlängsuntersuchung nach Fließkilometer (AWWR 2010)

Die Gegenüberstellung macht deutlich,

- dass die rechnerisch ermittelten Konzentrationen direkt abhängig vom gewählten Abflussniveau sind.
- dass der Bezug auf MNQ eher einen Konzentrations-Extremwert ergibt. Es handelt sich dabei um eine statistische Häufigkeitsangabe, die mitunter über einen längeren Zeitraum nicht erreicht oder unterschritten wird. Die Erreichbarkeit der damit verbundenen Konzentration ist dennoch realistisch und über Vergleichsdaten der Gewässerüberwachung abgesichert.
- dass der Vergleich von bilanziell ermittelten und gemessenen Konzentrationen dennoch zeigt, dass sowohl das Konzentrationsniveau als auch die Konzentrationsverteilung vergleichbar sind und damit mittels des gewählten Bilanzansatzes plausible Ergebnisse erzielt werden.

6.3.4 Vergleich Modellergebnisse und Messungen

Eine weitere Möglichkeit für die Plausibilisierung der Bilanzergebnisse von TP 9 liegt im Ergebnisvergleich zwischen verschiedenen Messkampagnen und der Bilanz. In der Tabelle 6-4 sind den Bilanzergebnissen die Vergleichsgrößen von sieben Messkampagnen gegenübergestellt.

Tabelle 6-4: Diclofenac in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen¹ und Mülheim²

Quelle	Messungen in / Bezug auf das Jahr	Jahres- fracht [kg/a]	Konzentrationen				
			Median [µg/L]	bei MQ [µg/L]	Max [µg/L]	MNQ	bei Q ₃₄₇ [µg/L]
RGB 2008	2008	k.A.	0,1		0,25		
RGB 2009	2009	250	0,1		0,40		
RGB 2010	2010	173	0,1		0,25		
Skark 2010	2008 - 2009	175	0,077		0,18		
Skark 2011	2008 - 2010	175	0,074		0,18		
LANUV 2010	2008, 2010	133	0,083		0,19		
Arithm. Mittel		181	0,089		0,24		
TP 9 Auswertung	2009	185	0,14	0,08	0,32	0,33	0,27
TP 9-Modellkonzentrationen berechnet auf Basis von Abflüssen [m³/s]:			Q _{Median} 2009: 43,2	MQ: 76,3	2009 _{Min} : 18,4	MNQ: 17,7	Q ₃₄₇ 2009: 21,6

¹ Probenahme in Essen-Rellinghausen: RGB 2008, 2009, 2010, Skark 2010, 2011

² Probenahme in Mülheim: LANUV 2010, Bilanzierungsmodell TP 9

Die Messkampagnen umfassen die Ruhrgüteberichte der Jahre 2008, 2009, 2010. In den Ruhrgüteberichten von 2009 und 2010 sind jeweils eigenständige Auswertungen von Skark (2010, 2011) enthalten und hier ausgewertet. Ebenso sind die statistischen Lagemaße wie Median und Maximum der Gewässerüberwachung des LANUV NRW aus den Jahren 2008 und 2010 aufgeführt. Der Vergleich bezieht sich, wie in der Tabelle angegeben, auf die Probenahmestellen Essen-Rellinghausen und Mülheim.

Die Jahresfrachten der drei Messkampagnen liegen zwischen 250 und 133 kg Diclofenac je Jahr. Die Jahresfracht im RGB 2009 weicht mit 250 kg/a von den Angaben des zweiten Ruhrgüteberichts sowie von Skark (2010, 2011) um 50% ab. Der besonders strenge und lang anhaltende Winter 2009 könnte ein Indiz für die verstärkte Applikation des Mittels und einen entsprechend hohen Eintrag in die Ruhr sein. Der Jahresfracht der LANUV-Messungen liegen fünf Sommer- und nur drei Winterkonzentrationswerte mit jeweils saisonalen Ausprägungen zugrunde. Es ist daher anzunehmen, dass die Jahresfracht auf Basis einer Messkampagne, die den gesamten Jahreslauf abdeckt, höhere Werte produzieren würde. Der Mittelwert aller Jahresfrachten der unterschiedlichen

Messkampagnen liegt bei 181 kg/a. Der Bilanzwert von 185 kg/a weist eine Abweichung von +2% auf.

Der mittlere Vergleichswert der Median-Konzentrationen von Diclofenac beträgt 0,089 µg/L. Als Vergleichswerte für die Medianwerte der Messungen wurden als Bezugsabflüsse für die Bilanzfrachten der Abflussmedian von 2009 sowie der langjährige mittlere Abfluss für die Ruhr in Mülheim herangezogen. Auf Basis dieser Abflussspanne berechnet sich eine Konzentrationsspanne von 0,14 bis 0,08 µg/L Diclofenac. Der Vergleichswert der Messkampagnen liegt damit innerhalb dieser Konzentrationsspanne.

Die Konzentrationen der Bilanzergebnisse liegen alle drei über dem arithmetischen Mittel der Messkampagnen. Dies ist jedoch nicht als eine vollständige Überschätzung zu bewerten. Der Wertebereich der Messkampagnen reicht von 0,18 bis 0,40 µg/L Diclofenac und schließt damit die drei angegebenen rechnerisch abgeleiteten und statistisch seltenen Konzentrationen mit Werten zwischen 0,27 und 0,33 µg/L ein.

Der Vergleich zeigt für die Daten aus dem Zeitraum zwischen 2008 bis 2010 mit Blick auf das arithmetische Mittel oder die beschriebenen Wertebereiche eine gute Übereinstimmung zwischen gemessenen und bilanzierten Konzentrationen und Frachten.

6.3.5 Vergleich von bilanzierten und aus Konzentrationsmessungen abgeleiteten Frachten für NRW

Zur Plausibilisierung der errechneten Bilanzwerte für NRW fanden Messdaten der NRW- sowie Ruhrverbands-Gewässerüberwachung Verwendung. Die Messwerte aus dem GÜS-Programm des Landes NRW gaben einzelne Stichproben im Zeitraum vom 01.01.2008 bis zum 31.12.2010 wieder. Der Vergleich von gemessenen und bilanzierten Frachten orientiert sich an dem Vorgehen des Nationalen Stoffflussmodelles der Schweiz (Ort, 2007). Dabei werden Tagesfrachten aus der Gütemessung gerechneten Tagesfrachten gegenübergestellt.

Eine Messstelle wurde betrachtet, für die mehr als drei Messwerte für den Betrachtungszeitraum (ein Jahr oder 12 Monate) sowie die jeweils erforderlichen Gewässerabflüsse zur Verfügung standen (vgl. (MKULNV, 2010) - Anhang D). Bei höherer Datenverfügbarkeit für Messwerte wurden auch mehrere Jahre (Zeitraum Messwerte 2008 bis 2010) zur Plausibilitätsprüfung herangezogen.

In Bild 6-6 sind die Messstellen, die die Basis der Bilanzierung bilden, und die Datenverfügbarkeit der Messwerte und Abflüsse an Messstellen kartographisch dargestellt.

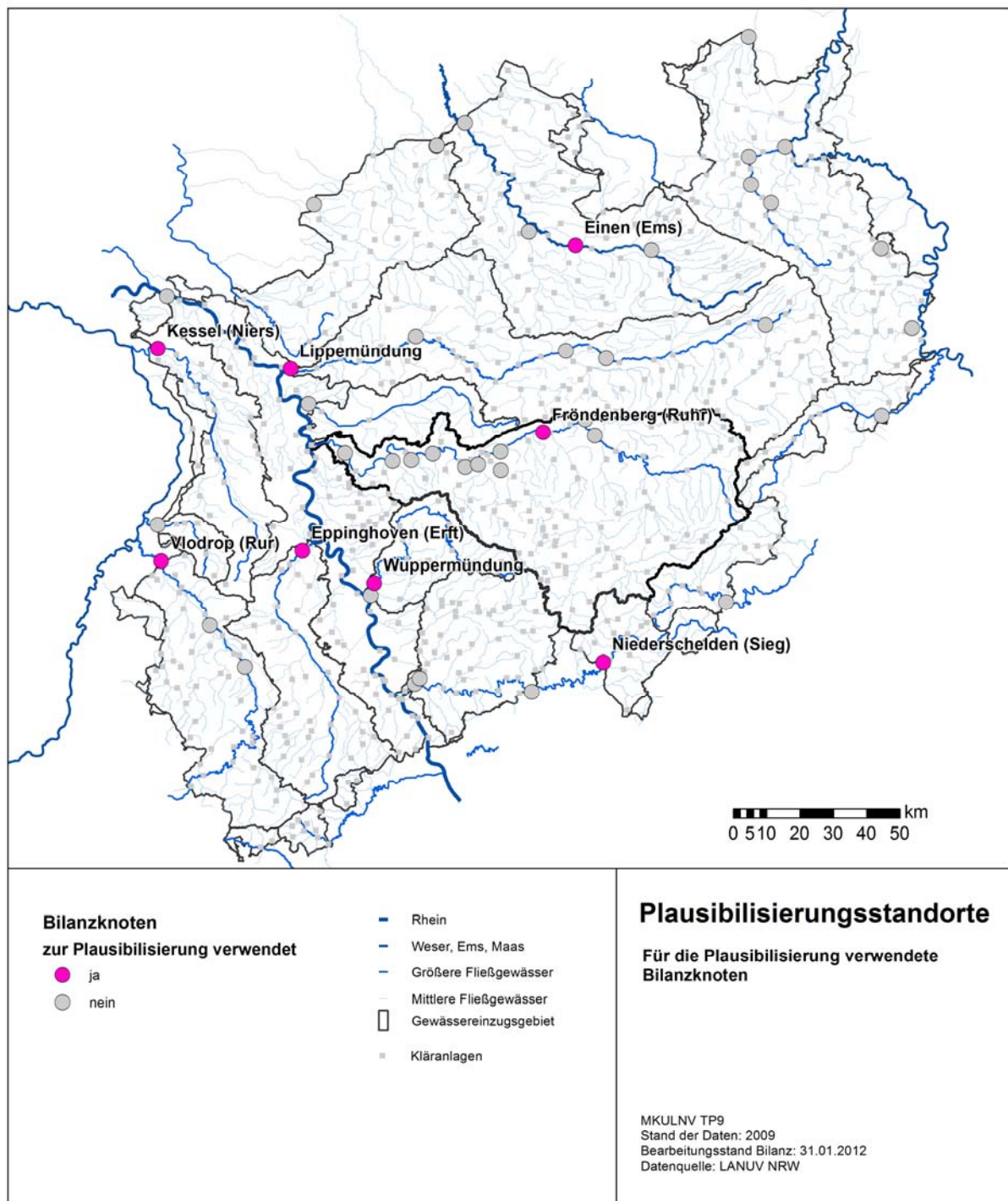


Bild 6-6: Zur Plausibilitätsprüfung der Diclofenacergebnisse verwendete Bilanzknoten der Gewässerüberwachung des LANUV NRW

In die Verifizierung der errechneten Werte fließen die an ausgewählten GÜS-Messstellen und Kläranlagenabläufen vorliegenden Messwerte ein. In Bild 6-7 wird die gemittelte Tagesfracht aus Gütemessungen zu Diclofenac der bilanzierten Tagesfracht an acht Bilanzknoten gegenübergestellt.

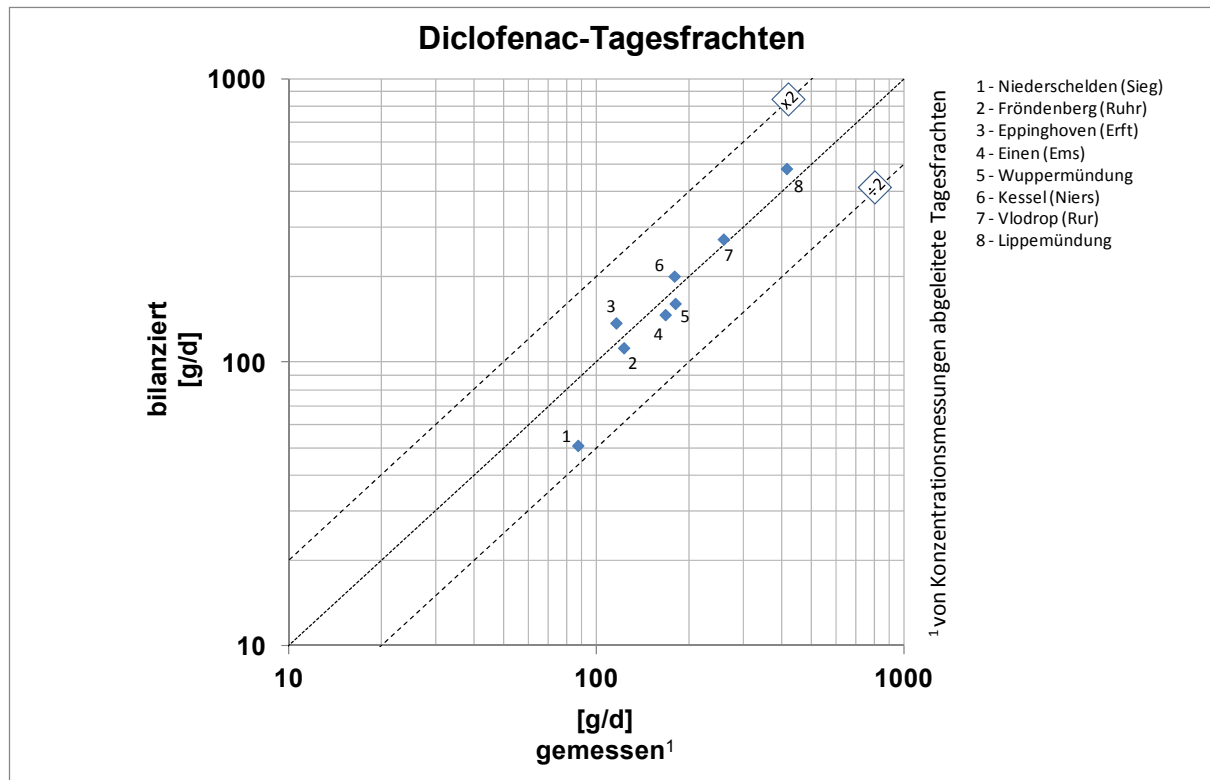


Bild 6-7: Gegenüberstellung von konzentrationsbezogenen Frachten und Bilanzfrachten von Diclofenac für NRW (Datenquelle der Gütemessungen: LANUV, Zeitraum 2008 bis 2010)

Zur Ableitung der mittleren Tagesfracht [g/d] eines Bilanzknotens wird der Mittelwert aller Gütemessungen am betreffenden Probenahmeort eines Betrachtungszeitraums gebildet. Die Anzahl der Messungen sind in Tabelle 6-5 aufgeführt. Sie liegen zwischen vier Messungen für den Probenahmeort Einen an der Ems und 14 bei Vlodrop an der Rur und verteilen sich auf einen Zeitraum von Januar 2008 bis Dezember 2010.

Tabelle 6-5: Diclofenac-Frachtvergleich, Zeitraum der Messungen 01.01.2008 bis zum 31.12.2010

Name	Nr	Messwerte n	Mittlere Tagesfracht [g/d]	Bilanzwert [g/d]	BW MW	EZG
Niederschelden (Sieg)	1	12	87	51	0,58	431
Wuppermündung	5	12	180	161	0,89	606
Kessel (Niers)	6	4	179	201	1,12	1203
Einen (Ems)	4	7	167	147	0,88	1485
Eppinghoven (Erft)	3	12	116	138	1,19	1595
Fröndenberg (Ruhr)	2	12	123	112	0,92	2012
Vlodrop (Rur)	7	14	259	272	1,05	2135
Lippemündung	8	12	415	482	1,16	4783

Die Vergleichsstandorte umfassen acht unterschiedliche Teileinzugsgebiete im Flussgebiet des Rheins und der Ems und decken eine Spanne der Einzugsgebietsgrößen von 431 km² bis 4.783 km² ab. Damit sind sowohl relevante Flüsse als auch Einzugsgebietsgrößen mit dem Vergleich erfasst. Weiterhin stellen die acht Vergleichsstandorte bezogen auf die 46 Bilanzknoten eine knapp 20%-Stichprobe dar.

Die verwendeten Messwerte der Güteüberwachungen, die in die Bildung der Tagesfrachtmittelwerte für den Vergleich eingeflossen sind, finden sich im Anhang 2. Das Minimum aller 85 Messungen lag bei 0,013 µg/L, der Median bei 0,16 µg/L, der Mittelwert bei 0,17 µg/L und das Maximum bei 0,45 µg/L Diclofenac.

Die Abweichung der Bilanzwerte von den Messwerten wird berechnet, indem der Bilanzwert durch den Messwert dividiert wird. Die Bilanzwerte stimmen mit den aus Gütemessungen abgeleiteten Tagesfrachten gut überein. Die Abweichungen liegen für sieben der acht Vergleichswerte unter $\pm 25\%$. Lediglich für die Probenahmestelle Niederschelden an der Sieg, dem kleinsten Einzugsgebiet des Vergleichs, liegt die Abweichung bei -42%, damit jedoch immer noch im Faktor-2-Intervall.

6.3.6 Fazit Plausibilisierung

Die Plausibilisierung der Bilanzergebnisse legt in den Kapiteln 6.3.1 und 6.3.4 den Schwerpunkt auf unterschiedliche Aspekte für das Ruhreinzugsgebiet. Dies liegt in der großen Datendichte der Gewässerüberwachung an der Ruhr in den letzten Jahren begründet. Das Land NRW, der Ruhrverband und die AWWR lieferten hierfür eine Vielzahl von Daten, die oben näher beschrieben sind. Das Kapitel 6.3.5 umfasst sodann einen Vergleich von Landesdaten mit den Bilanzergebnissen.

Die Plausibilisierung macht deutlich, dass die Bilanzergebnisse überwiegend eine gute Übereinstimmung mit den Mess- und Vergleichswerten der Güteüberwachung der Probenahmestellen an der Ruhr und den sonstigen Gewässern in NRW aufweisen. Die Bewertung der Bilanzergebnisse mit Blick auf die davon abgeleiteten Gewässerkonzentrationen erfolgt mit Bezug auf die vom LANUV angegebenen langjährigen mittleren Niedrigwasserabflüsse. Die auf diese Weise abgeleiteten Konzentrationen sind grundsätzlich realistisch. Sie werden durch die Gewässergüteüberwachung in ihrem Auftreten durch entsprechende Messergebnisse bestätigt. Diese Werte beschreiben jedoch ein Konzentrationsniveau, dass nur eine geringe Häufigkeit aufweist. Der Blick auf die Niedrigwasserabflüsse dient somit der Identifikation von kritischen Gütesituationen. Im Rahmen des Vorhabens dienen diese Werte in den folgenden Kapiteln der Ableitung des Maßnahmenbedarfs, der für eine permanente Unterschreitung der Konzentrationszielwerte auch bei mittleren langjährigen Niedrigwasserabflüssen notwendig ist.

6.4 Szenariobasierte Bilanzierung der Gewässerbelastung zur Ableitung der erforderlichen Ertüchtigungsmaßnahmen und der sich daraus ergebenden Maßnahmen

Gegenstand der Kosten-Nutzen-Abschätzungen sind die in der folgenden Tabelle aufgeführten Maßnahmenhauptvarianten.

Tabelle 6-6: Maßnahmenhauptvarianten zur Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen

Beschreibung der Maßnahmenvariante	Angestrebte Ergebnisse		
	Fracht	Qualität	Kosten
1. Gewässerökologie			
Ertüchtigung von allen KA, nach Größenklassen differenziert, mit Blick auf den Zielwert von $< 0,1 \mu\text{g/L}$ für Diclofenac für Bilanzknoten an großen NRW-Gewässern	Prozentuale Frachtreduktion an Bilanzknoten je Flussgebiet	Zielwertniveau - entlang der Ruhr - an Bilanzpunkten der großen NRW-Gewässer	€ je GÜS bzw. Flussgebiet
2. Priorisierung nach Vorausstattung			
Ertüchtigung von KA mit vorhandener Filtration mit den Verfahren PAK-Ulm, PAK-Buchenhofen, GAK und O_3	Prozentuale Frachtreduktion an Bilanzknoten je Flussgebiet	Zielwertniveau - entlang der Ruhr - in an Bilanzpunkten in NRW	€ je GÜS bzw. Flussgebiet
3. Priorisierung nach Trinkwasserrelevanz			
Ertüchtigung von KA an Gewässern mit Trinkwasserrelevanz mit Blick auf den Zielwert $< 0,1 \mu\text{g/L}$ für Diclofenac	Prozentuale Frachtreduktion an Bilanzknoten je Flussgebiet	Zielwertniveau für Gewässer mit Trinkwasserrelevanz	€ je GÜS bzw. Flussgebiet

Bei der Bilanzierung wurden für alle drei Hauptvarianten iterativ die jeweils ausgewählten Kläranlagen „ertüchtigt“, d. h. die Eliminationsrate betrug 34% (Diclofenac) für eine Kläranlage ohne Ertüchtigung und im Fall der Ertüchtigung wurden die in Kapitel 3.4 aufgeführten Werte (94% Eliminationsrate für Ozonung, 85% für PAK - Diclofenac) als weitere Eliminationsrate angesetzt. Für jede Hauptvariante wurde weiterhin der Umfang der zu ertüchtigenden Kläranlagen abgestuft nach Größenklassen iteriert. In einem ersten Durchgang erfolgte somit die Berechnung für die Ertüchtigung aller Kläranlagen, also aller Größenklassen. In einem zweiten Durchgang wurden nur die Eliminationsfaktoren der Kläranlagen der Größenklassen IV ($> 10.000 \text{ EW}$) und V ($> 100.000 \text{ EW}$) in der Bilanzierung „ertüchtigt“, die Kläranlagen der Größenklassen III bis I leiteten rechnerisch weiterhin die aktuelle Stofffracht in die Gewässer ein. In der dritten Iteration wurde die Ertüchtigung auf die

Kläranlagen der Größenklasse V reduziert, die restlichen Kläranlagen leiteten die Fracht rechnerisch in vollem Umfang in die Gewässer ein.

Die Bilanzierungsergebnisse werden als Fracht, Frachtreduktion und Konzentration mit Bezug auf einen langjährigen mittleren Niedrigwasserabfluss ausgegeben. Durch die Subtraktion der Frachten der Ertüchtigungsergebnisse von den Frachten der Ist-Situation ergibt sich die Frachtreduktion für ein Einzugsgebiet (vgl. Tabelle 6-7 bis Tabelle 6-9).

Die Maßnahmenvariante „Gewässerökologie“ bezeichnet die Hauptvariante, bei der zunächst alle Kläranlagen ertüchtigt werden. Durch eine schrittweise Betrachtung der Größenklassen wurde eine zielerfüllende Ertüchtigungsintensität ermittelt. Diese Variante wird unter Verwendung der Ergebnisparameter Fracht, Frachtreduktion und Konzentration (Zielwert an den Bilanzknoten eingehalten) verglichen mit den beiden Hauptvarianten „Priorisierung nach Vorausstattung“ und „Priorisierung nach Trinkwasserrelavanz“. Diese beiden Hauptvarianten beschränken die Zahl der zu ertüchtigenden Kläranlagen nach unterschiedlichen Auswahlkriterien, die unten beschrieben werden.

Für die Vielzahl der Maßnahmenvarianten mit ihren Iterationen enthält Anhang 2 jeweils eine tabellarische Darstellung der Fracht- und Konzentrationsergebnisse. Im folgenden Kapitel 6.4.1 ist in den Unterkapiteln der jeweiligen Maßnahmenvariante jeweils die zielführende Variante kartografisch aufgeführt. Zielführend bezeichnet dabei die erfolgreiche Ertüchtigung, die für einen großen Teil der GÜS-Messstellen die Einhaltung der Zielwerte bei Umsetzung der Ertüchtigungsmaßnahmen an den identifizierten Kläranlagen erwarten lässt.

6.4.1 Szenariobasierte Bilanzierung der Gewässerbelastung zur Ableitung der erforderlichen Ertüchtigungsmaßnahmen

Die in Kapitel 3.6 entwickelten drei Maßnahmenhauptvarianten wurden jeweils untersetzt mit Untervarianten. Als Untervarianten wurden die Ertüchtigungsmaßnahmen iterativ mit den Kläranlagengrößenklassen V, V+IV sowie allen KA-Größenklassen bilanziert. Diese Vorgehensweise bezieht sich auf die betrachteten Bilanzierungsknoten. Die Ergebnisse werden in den folgenden Kapiteln dargestellt.

6.4.1.1 Maßnahmenhauptvariante Gewässerökologie

Zur Untersuchung der Wirkung der Maßnahmenhauptvariante Gewässerökologie werden die unterschiedlichen Ertüchtigungsintensitäten in der Reihenfolge der oben genannten Stufen der Kläranlagengrößenklassen iteriert. Die Farbgebung der Bilanzierungsknoten, bei der Blau für Zielwert eingehalten und Orange für Zielwert überschritten steht, wurde für die folgenden Tabellen (ausgewählte Mündungsnähe Bilanzpunkte) und Kartendarstellungen ebenfalls angewendet. Auch hier sind die Ergebnisse sowohl tabellarisch als auch in der

Kartendarstellung farblich markiert. Dabei steht Blau für Zielwert eingehalten und Orange für Zielwert überschritten.

Tabelle 6-7: Berechnete Diclofenac-Frachten und auf MNQ bezogene -Konzentrationen für die Maßnahmenhauptvariante Gewässerökologie

	ohne Ertüchtigung		Maßnahmenvariante 1 (Ozonung)								
	Ist		GK V			GK IV + V			GK I bis V		
Name des Bilanzierungspunktes im Gewässer	Fracht	Konzentration	Fracht	Frachtreduktion	Konzentration	Fracht	Frachtreduktion	Konzentration	Fracht	Frachtreduktion	Konzentration
Messstation	[kg/a]	[µg/L]	[kg/a]		[µg/L]	[kg/a]		[µg/L]	[kg/a]		[µg/L]
Maas											
Rur	99,3	0,26	62,5	37%	0,17	11,4	89%	0,030	6,0	94%	0,016
Schwalm	10,1	0,36	10,1	0%	0,36	0,6	94%	0,021	0,6	94%	0,021
Niers	73,5	0,69	34,7	53%	0,33	8,7	88%	0,081	4,4	94%	0,041
Issel											
Berkel	10,7	0,48	7,4	31%	0,33	1,6	85%	0,069	0,6	94%	0,029
Rhein											
Rhein, Lobith	5108	0,15	4396	14%	0,13	3955	23%	0,12	3907	23%	0,12
Ruhr	185	0,33	122	34%	0,22	20	89%	0,035	11	94%	0,020
Wupper	59	0,40	20	66%	0,13	4	92%	0,027	4	94%	0,022
Sieg	76	0,35	76	0%	0,35	28	63%	0,13	14	82%	0,064
Lippe	176	0,32	104	41%	0,19	23	87%	0,042	11	94%	0,019
Erft	50	0,16	41	18%	0,13	6	88%	0,019	3	94%	0,009
Emscher	206	0,63	12	94%	0,038	12	94%	0,038	12	94%	0,038
Weser											
uh KA Bad Oeynhausen	82	0,55	41	50%	0,27	10	88%	0,067	5	94%	0,033
Ems											
Ems	123	0,68	82	34%	0,45	12	90%	0,069	7	94%	0,041

Als Kartendarstellung ist die Ertüchtigungsvariante mit Kläranlagen der Größenklassen IV und V exemplarisch als wirksame Variante aufgeführt. Die Bilanzergebnisse werden in Bild 6-8 als Gewässerkonzentrationen an den Bilanzknoten für gesamt NRW dargestellt. Sie sind als große Punkte entlang der Gewässer dargestellt.

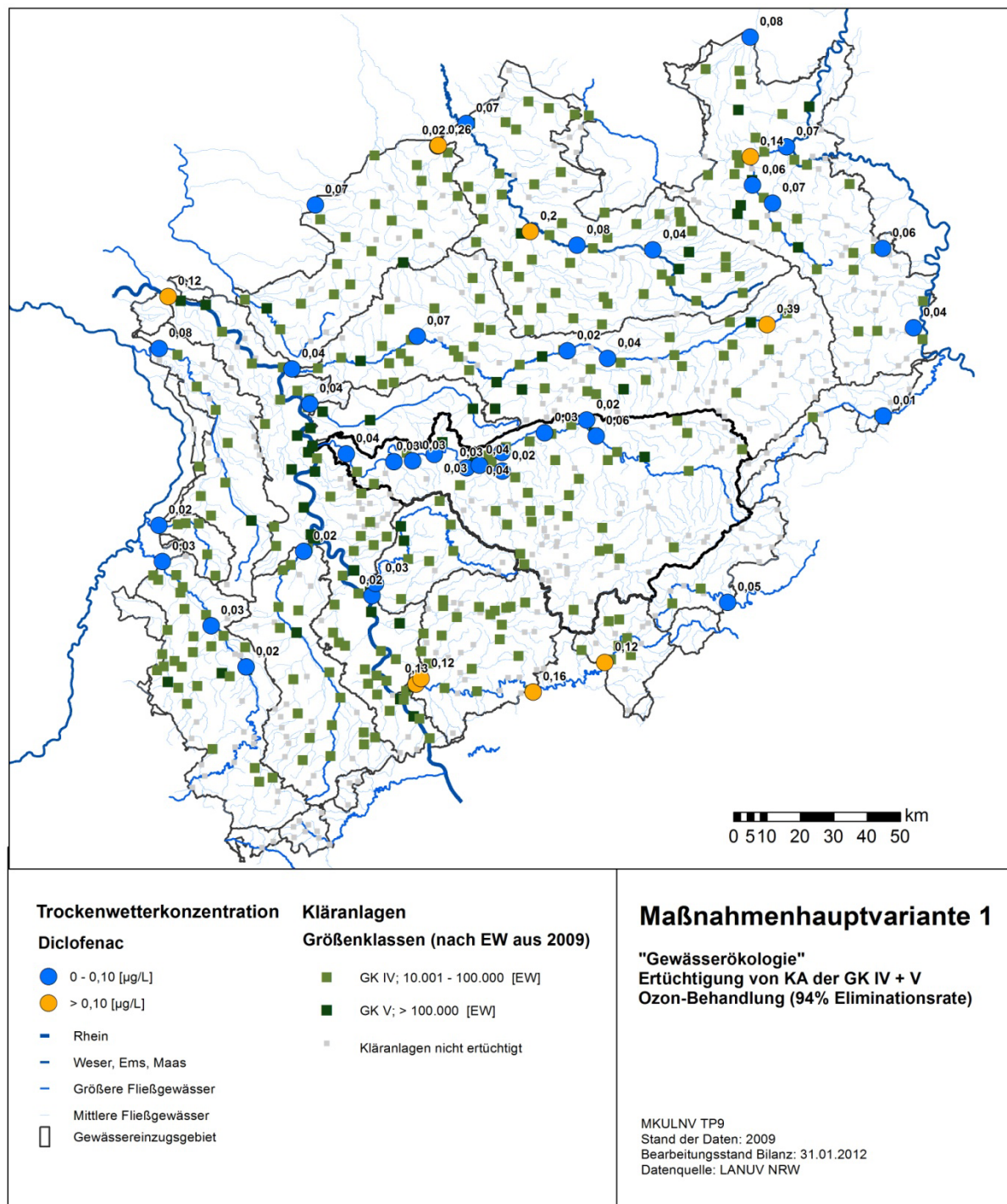


Bild 6-8: Bilanzergebnisse Diclofenac Gewässerkonzentrationen bei Trockenwetter der Maßnahmenhauptvariante 1 „Gewässerökologie“ bezogen auf einen mittleren Niedrigwasserabfluss (MNQ) für Bilanzierungsknoten in NRW

Neben den Bilanzknotenergebnissen zeigt die Karte Maßnahmenvariante 1 die in der Berechnung verwendeten und farbig dargestellten Quadrate. Die nicht verwendeten Kläranlagen mit einer Größenklasse kleiner IV gehen ohne weiterführende Abminderung in die Bilanz mit ein. In dieser Variante wird der Zielwert für die Ruhr und für die meisten Bilanzknoten in Gesamt-NRW eingehalten. Vereinzelte Überschreitungen liegen vor an der Lippe, Ems, Sieg, an den Weserzuflüssen sowie am Rhein. Die bei dieser Variante nicht

einbezogenen Kläranlagen mit einer Größenklasse kleiner IV gehen ohne weiterführende Abminderung in die Bilanz mit ein. Das Einzugsgebiet der Lippe weist im Oberlauf eine mittlere bis große Einwohnerdichte bei gleichzeitig vergleichsweise niedrigen Abflüssen auf. Eine ähnliche Situation gibt es am Unterlauf der Werse im Einzugsgebiet der Ems. Allein die Ertüchtigung der KA-GK IV + V mit einer Ozonierung reicht hier nicht aus. Bei Niedrigwasser wird hier eine Konzentration von 0,2 µg/l Diclofenac erreicht. Die Unterschreitung des Zielwerts wird hier nur erreicht durch die Ertüchtigung aller Kläranlagen und bei der Erreichung der Eliminationsleistung von 95 % oder mehr. Die Ozondosierung wäre diesen Anforderungen entsprechend anzupassen und würde sich in den höheren Betriebskosten niederschlagen.

6.4.1.2 Maßnahmenvariante „Priorisierung nach Vorausstattung“

Die Maßnahmenvariante „Priorisierung nach Vorausstattung“ vergleicht die gleichen unterschiedlichen Ertüchtigungsintensitäten (siehe Kapitel 6.4.1.2) wiederum gruppiert nach den oben genannten Stufen der Kläranlagengrößenklassen. Dabei werden jedoch lediglich die Kläranlagen ertüchtigt, die schon jetzt eine Filtration aufweisen und bei denen eine entsprechende Ertüchtigung somit geringere Investitionen hervorrufen. Die damit verbundene Frage lautet: Reicht eine Priorisierung der Ertüchtigungsmaßnahmen mit Blick auf die Vorausstattung der Kläranlagen mit Filtrationsanlagen aus, um die angestrebten Konzentrationen zu erreichen?

Die folgende Tabelle 6-8 fasst die Untervarianten, gruppiert in Kläranlagengrößenklassen, wie im vorherigen Kapitel für einen Vergleich zusammen.

Tabelle 6-8: Berechnete Diclofenac-Frachten und auf MNQ bezogene -Konzentrationen für die Maßnahmenvariante Kläranlagen mit vorhandener Filtration

	ohne Ertüchtigung		Maßnahmenvariante 2 (PAK)								
	Ist		GK V			GK IV + V			GK I bis V		
Name des Bilanzierungspunktes im Gewässer	Fracht	Konzentration	Fracht	Frachtreduktion	Konzentration	Fracht	Frachtreduktion	Konzentration	Fracht	Frachtreduktion	Konzentration
Messstation	[kg/a]	[µg/L]	[kg/a]		[µg/L]	[kg/a]		[µg/L]	[kg/a]		[µg/L]
Maas											
Rur	99,3	0,26	71,9	28%	0,19	31,5	68%	0,084	29,3	70%	0,078
Schwalm	10,1	0,36	10,1	0%	0,36	4,3	58%	0,15	4,3	58%	0,15
Niers	73,5	0,69	73,5	0%	0,69	64,9	12%	0,61	63,9	13%	0,60
Issel											
Berkel	10,7	0,48	7,7	28%	0,34	7,7	28%	0,34	7,7	28%	0,34
Rhein											
Rhein, Lobith	5108	0,15	4859	5%	0,14	4787	6%	0,14	4783	6%	0,14
Ruhr	185	0,33	185	0%	0,33	185	0%	0,33	185	0%	0,33
Wupper	59	0,40	24	59%	0,15	16	73%	0,098	16	73%	0,098
Sieg	76	0,40	76	0%	0,35	63	17%	0,29	60	21%	0,28
Lippe	176	0,30	153	13%	0,28	150	15%	0,27	150	15%	0,27
Erft	50	0,16	42	16%	0,13	22	57%	0,068	22	57%	0,068
Emscher	206	0,63	206	0%	0,63	206	0%	0,63	206	0%	0,63
Weser											
uh KA Bad Oeynhausen	82	0,55	45	45%	0,30	37	55%	0,25	37	55%	0,25
Ems											
Ems	123	0,68	110	11%	0,61	98	20%	0,54	98	20%	0,54

Als Kartendarstellung ist die Ertüchtigungsvariante mit Kläranlagen der Größenklassen I bis V exemplarisch aufgeführt.

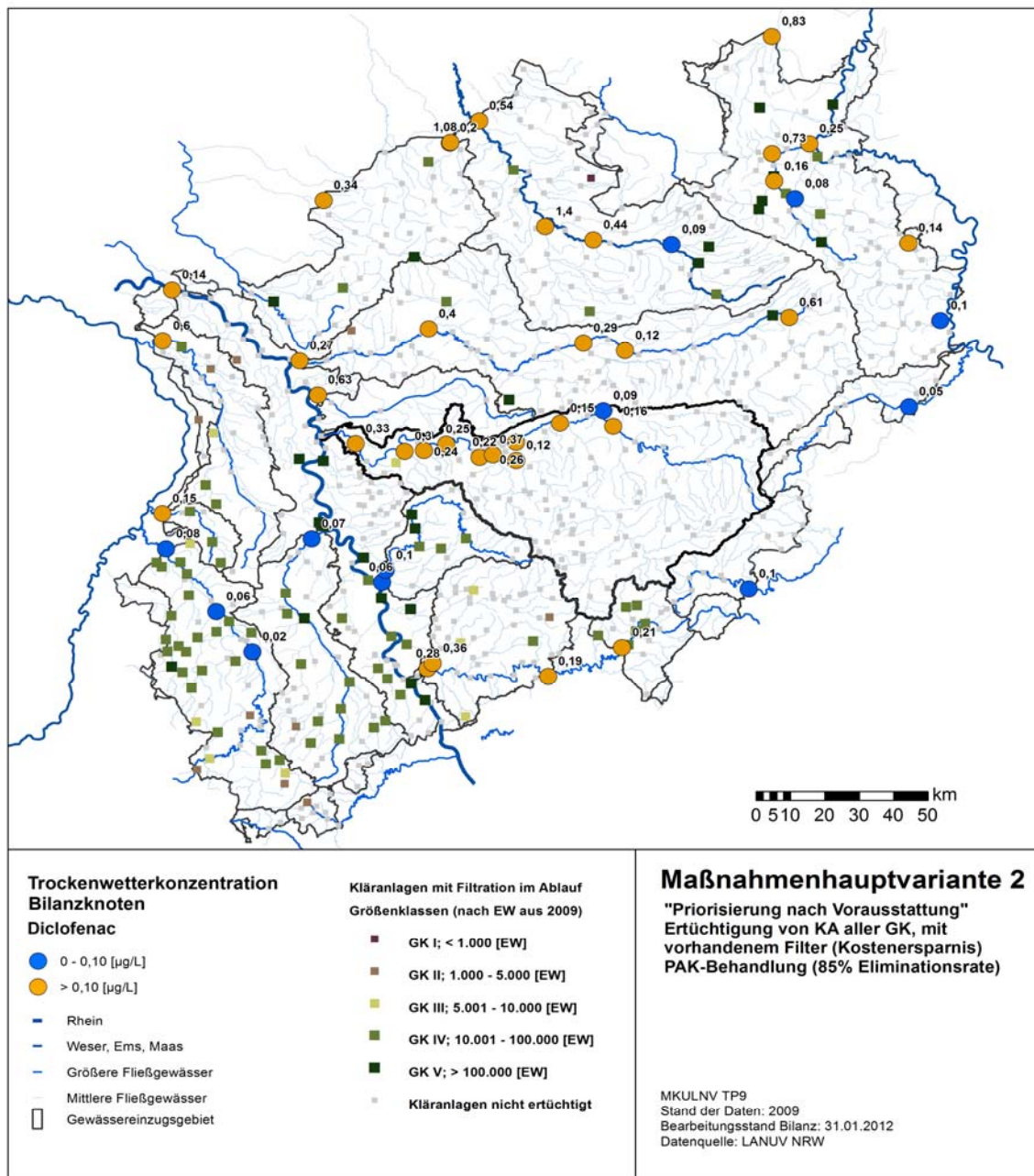


Bild 6-9: Bilanzierungsergebnisse Diclofenac Maßnahmenhauptvariante Priorisierung nach Vorausstättung - Gewässerkonzentrationen bei Trockenwetter mit PAK bei KA aller Größenklassen mit Filter-Vorausstättung bezogen auf MNQ

Die Abbildung zeigt die Untervariante, bei der alle Kläranlagen, die schon heute eine Filtration aufweisen, ertüchtigt wurden. Der Zielwert von 0,1 µg/L wird an den meisten Bilanzierungsknoten rechnerisch überschritten. Die Frachtreduktion lässt sich aus der Tabelle 6-8 ablesen und fällt entsprechend geringer als bei der oben dargestellten Hauptvariante Gewässerökologie aus. Hiermit wird deutlich, dass selbst eine Ertüchtigung der vorausgestatteten Kläranlagen über alle Größenklassen eine zu geringe Wirkung hervorrufen und somit das angestrebte Zielniveau nicht erreichen wird. Die so

vorgenommene Priorisierung nach Vorausstufung reicht also nicht aus, die angestrebten Konzentrationen zu erreichen.

6.4.1.3 Maßnahmenvariante „Priorisierung nach Trinkwasserrelevanz“

Die Maßnahmenvariante „Priorisierung nach Trinkwasserrelevanz“ vergleicht erneut die unterschiedlichen Ertüchtigungsintensitäten (siehe Kapitel 6.4.1.3) gruppiert nach den oben genannten Stufen der Kläranlagengrößenklassen. Dabei werden diesmal jedoch lediglich die Kläranlagen ertüchtigt, die weniger als 10 km oberhalb von Rohwasserentnahmen zur Trinkwassergewinnung aus Fließgewässern, mit einer Rohwassermindestentnahme von mindestens 100 m³/d, liegen. Die damit verbundene Frage lautet: Reicht eine Priorisierung der Ertüchtigungsmaßnahmen allein mit Blick auf Kläranlagen mit Trinkwasserrelevanz aus, um die angestrebten Konzentrationen zu erreichen?

Die folgende Tabelle 6-9 fasst die Untervarianten, gruppiert in Kläranlagengrößenklassen, wie im vorherigen Kapitel für einen Vergleich zusammen.

Tabelle 6-9: Frachten und auf einen Abfluss bei MNQ bezogene Konzentrationen für die Maßnahmenhauptvariante Priorisierung nach Trinkwasserrelevanz sowie Untervarianten

	ohne Ertüchtigung		Maßnahmenvariante 3 (Ozonung)								
	Ist		GK V			GK IV + V			GK I bis V		
Name des Bilanzierungspunktes im Gewässer	Fracht	Konzentration	Fracht	Frachtreduktion	Konzentration	Fracht	Frachtreduktion	Konzentration	Fracht	Frachtreduktion	Konzentration
Messstation	[kg/a]	[µg/L]	[kg/a]		[µg/L]	[kg/a]		[µg/L]	[kg/a]		[µg/L]
Maas											
Rur	99,3	0,26	99,3	0%	0,26	99,3	0%	0,26	99,0	0%	0,26
Schwalm	10,1	0,36	10,1	0%	0,36	10,1	0%	0,36	10,1	0%	0,36
Niers	73,5	0,69	73,5	0%	0,69	73,5	0%	0,69	73,5	0%	0,69
Issel											
Berkel	10,7	0,48	10,7	0%	0,48	10,7	0%	0,48	10,7	0%	0,48
Rhein											
Rhein, Lobith	5108	0,15	4848	5%	0,14	4762	7%	0,14	4759	7%	0,14
Ruhr	185	0,33	155	16%	0,28	127	32%	0,22	126	32%	0,22
Wupper	59	0,40	59	0%	0,40	59	0%	0,40	59	0%	0,40
Sieg	76	0,40	76	0%	0,40	72	6%	0,30	70	7%	0,30
Lippe	176	0,30	162	8%	0,30	162	8%	0,30	162	8%	0,30
Erft	50	0,16	50	0%	0,16	44	12%	0,14	44	12%	0,14
Emscher	206	0,63	206	0%	0,63	206	0%	0,63	206	0%	0,63
Weser											
uh KA Bad Oeynhausen	82	0,55	76	7%	0,509	72	13%	0,48	72	13%	0,48
Ems											
Ems	123	0,68	123	0%	0,68	120	3%	0,66	120	3%	0,66

Als Kartendarstellung ist die Ertüchtigungsvariante mit Kläranlagen der Größenklassen I bis V exemplarisch aufgeführt.

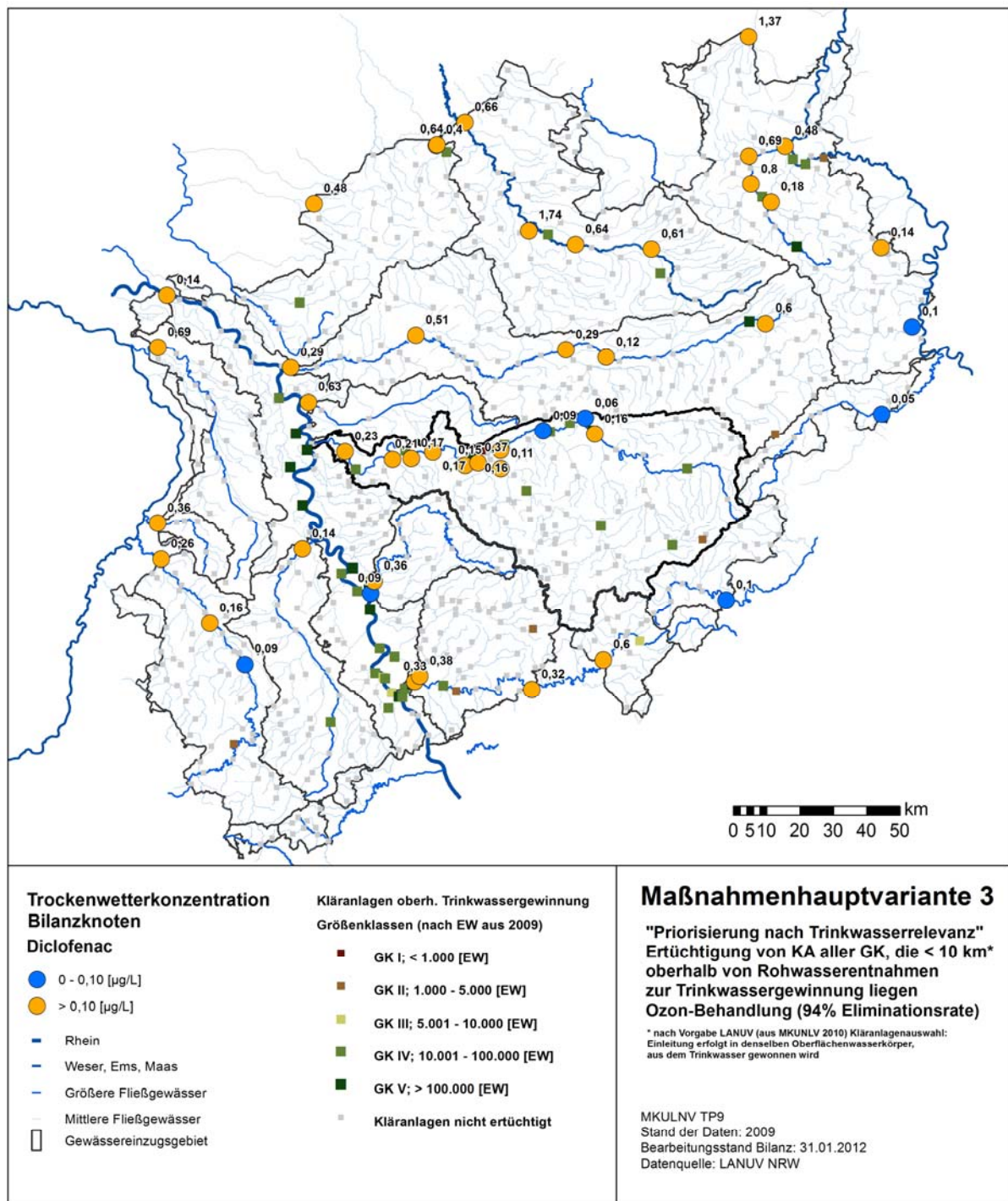


Bild 6-10: Bilanzierungsergebnisse Diclofenac Maßnahmenhauptvariante Priorisierung nach Trinkwasserrelevanz - Gewässerkonzentrationen bei Trockenwetter mit Ozon bei KA aller Größenklassen weniger als 10 km oberhalb von Rohwasserentnahmen zur Trinkwassergewinnung bezogen auf MNQ

Die Abbildung zeigt die Untervariante, bei der alle Kläranlagen, die eine direkte Trinkwasserrelevanz aufweisen, also höchsten 10 km oberhalb von Rohwasserentnahmen zur Trinkwassergewinnung aus Fließgewässern einleiten, ertüchtigt wurden. Der Zielwert von 0,1 µg/L wird an den meisten Bilanzierungsknoten rechnerisch überschritten. Die Frachtreduktion lässt sich aus der Tabelle 6-9 ablesen und fällt entsprechend geringer als

bei der oben dargestellten Hauptvariante Gewässerökologie aus. Mit der Maßnahmenhauptvariante „Priorisierung nach Trinkwasserrelevanz“ wird nur ein vergleichsweise geringer Anteil von Kläranlagen erfasst. Damit ist die Gesamtwirkung in den Gewässern von NRW vergleichsweise gering. Aufgrund des geringen Gesamteffekts und auch aufgrund unvollständigen Schutzes der Rohwasserentnahmen – die jeweiligen Oberlaufkläranlagen > 10 km oberhalb der Rohwasserentnahmen werden nicht ertüchtigt, emittieren jedoch Mikroschadstoffe – ist diese Maßnahmenvariante nicht zu empfehlen.

6.4.1.4 Diskussion der Unterschiede in der Frachtreduktion zwischen Trockenwetter und Regenwetter

Zur Abschätzung der Relevanz des Frachtunterschieds zwischen Trockenwetter- und Regenwettereinträgen in die Fließgewässer in NRW sind in der folgenden Tabelle 6-10 die entsprechenden Jahresfrachten zusammengestellt.

Tabelle 6-10: Vergleich der Jahresfrachten bei Trocken- und Regenwetter anhand der Maßnahmenhauptvariante „Gewässerökologie“ bei Ertüchtigung der KA der GK IV + V

Name des Bilanzierungspunktes im Gewässer	ohne Ertüchtigung			Ozonierung der KA der GK IV + V			
	TW	RW		TW	RW	TW	RW
	Fracht	Fracht	Steigerung bei Regenwetter	Fracht	Jahresfracht	Minderung durch Ozonierung bei TW	Minderung durch Ozonierung bei RW
	[kg/a]	[kg/a]	[-]	[kg/a]	[kg/a]	[-]	[-]
Maas							
Rur	99,3	101,4	2%	11,4	17,1	89%	83%
Schwalme	10,1	10,3	3%	0,6	1,4	94%	87%
Niers	73,5	77,1	5%	8,7	18,8	88%	74%
Issel							
Berkel	10,7	11,0	3%	1,6	2,4	85%	78%
Rhein							
Ruhr	185,4	193,8	4%	19,7	42,4	89%	77%
Wupper	61,7	63,3	3%	4,9	9,3	92%	85%
Mündung_Dhünn	2,8	3,0	4%	0,5	0,8	84%	73%
Mündung_Wupper	58,8	60,4	3%	4,4	8,6	92%	85%
Sieg	76,2	78,4	3%	28,2	33,7	63%	56%
Lippe	176,0	180,3	2%	23,1	34,5	87%	80%
Erft	50,2	51,8	3%	5,9	9,9	88%	80%
Emscher	205,6	206,5	0%	12,3	14,9	94%	93%
Weser							
uh KA Bad Oeynhausen	82,3	84,4	3%	10,0	15,8	88%	81%
Ems							
EmsLandesgrenze	123,0	125,1	2%	12,4	18,1	90%	85%
Durchschnitt an den Mündungsbilanzknoten			3%			87%	80%

Die Tabelle umfasst die Jahresfrachten von Diclofenac an den Mündungsbilanzknoten der Hauptfließgewässer in NRW sowohl für Trocken- als auch für Regenwetter. Spalte zwei und

drei umfasst die Frachten ohne Ertüchtigung. Spalte fünf und sechs umfasst die Frachten bei Ozonierung der Kläranlagen der Größenklassen IV + V.

Der Jahresvergleich zwischen Trocken- und Regenwetter macht deutlich, dass der Unterschied für den Ist-Zustand ohne Ertüchtigung gering ausfällt. Die Jahresfrachten bei Regenwetterbilanzierung liegen zwischen 1% bis 5% über den Werten der Trockenwetterbilanz, im Mittel aller Mündungswerte bei ca. 3%.

Die Frachtminderung durch Ertüchtigung der Kläranlagen variiert bei Trockenwetter im Vergleich zur Ist-Fracht ohne Ertüchtigung zwischen 63% an der Siegmündung und 94% an der Schwalmündung und liegt im Mittel bei 87%. Die Variation der Frachtminderung zwischen den aufgeführten Mündungsbilanzknoten liegt an den vorhandenen Kläranlagenklassen im jeweiligen Einzugsgebiet. Ein Einzugsgebiet mit ausschließlich Kläranlagen der Größenklassen IV + V erreicht rechnerisch eine Minderung von 94 %. Dies entspricht der Eliminationsrate des Ozonierungs-Verfahrens. Mit steigender Anzahl kleinerer Kläranlagen in einem Einzugsgebiet, nimmt die Frachtminderung ab. Diese Kläranlagen werden bei der betrachteten Maßnahmenvariante nicht mit ertüchtigt.

Mit der Betrachtung des Regenwetterfalls wird die große Relevanz des Eintragspfads von Mikroschadstoffen über kommunale Kläranlagen nochmal verdeutlicht. Selbst wenn bei der Bilanzierung der Eintragsfrachten ein Teil der Gesamtfracht ohne Elimination über Mischwassereinleitungen direkt in die Gewässer eingetragen wird, wird der Teilstrom über die Kläranlagen sehr stark reduziert. Die Minderung der Jahresfracht bei der Regenwetterbilanz fällt zwar geringer aus, liegt allerdings immer noch im Mittel bei 80 %.

Eine Bewertung der Belastungssituation durch Mischwassereinleitungen bedarf einer individuellen Betrachtung am jeweiligen Bauwerk. Von der hier berechneten Jahresfracht kann aus methodischen Gründen nicht auf die Belastung während eines Abschlagsereignisses geschlossen werden. Der ggf. verbleibende Bedarf an weiterführenden Maßnahmen für die Mischwasserbehandlungsanlagen ist bauwerksspezifisch zu klären.

6.4.1.5 Ertüchtigungsmaßnahmen im Ruhreinzugsgebiet und für NRW

Die Bilanzierung ist für eine Abschätzung von Wirkungen der Ertüchtigungen in den großen Gewässern in NRW und somit auch für eine erste landesweite Abschätzung erforderlicher Maßnahmen geeignet. Als Grundlage zur Abschätzung des erforderlichen Maßnahmenniveaus dient sie ebenso der Abschätzung der entsprechenden Maßnahmenkosten auf der Ebene des Ruhreinzugsgebiets bzw. für das Land NRW. Eine Detailplanung als Grundlage für eine Investitionsentscheidung ersetzt sie in der gewählten räumlichen Auflösung jedoch nicht.

Der Maßnahmenvergleich sowohl für das Ruhreinzugsgebiet als auch für Gesamt-NRW zeigt, dass im Ist-Zustand bei MNQ der Zielwert von $0,1 \mu\text{g/L}$ Diclofenac an den meisten Gewässern überschritten wird. Die Maßnahmenhauptvariante Gewässerökologie bei der eine flächendeckende Ertüchtigung aller kommunaler Kläranlagen bilanziert wird, zeigt schon bei der Untervariante „Ertüchtigung aller Kläranlagen der Größenklassen IV und V“ eine Zielwerterreichung in über 80% der der Bilanzknoten (37 von 46). Am Beispiel der Ruhr zeigt die folgende Abbildung einen Vergleich der Hauptvarianten.

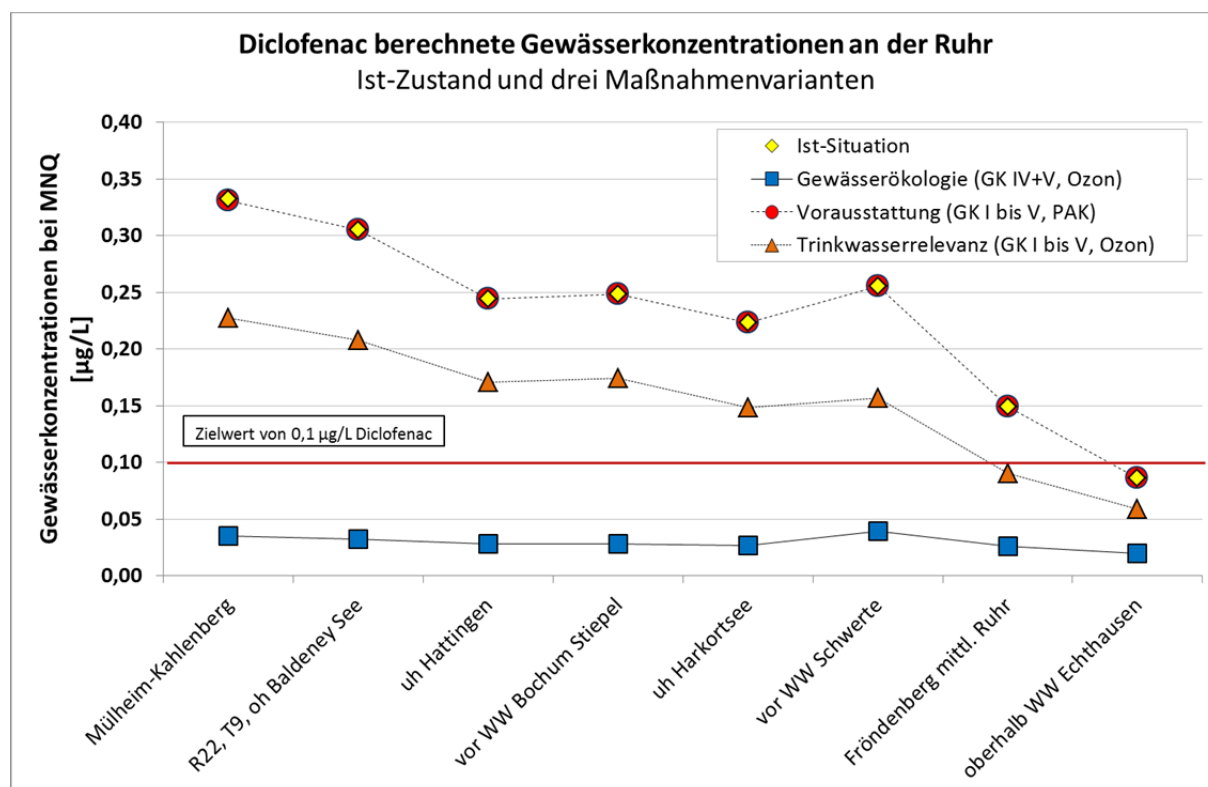


Bild 6-11: Gewässerkonzentrationen Diclofenac entlang des Ruhrhauptlaufs
Vergleich von Ist-Zustand und Maßnahmenvarianten bezogen auf einen Abfluss bei MNQ

Bild 6-11 stellt für Diclofenac die auf Basis der Modellierungsergebnisse berechneten mittleren Gewässerkonzentrationen am Hauptlauf der Ruhr da. Mülheim-Kahlenberg ist der Bilanzpunkt im Bereich der Mündung in den Rhein, Echthausen steht für einen Bilanzpunkt im Oberlauf der Ruhr. Die rote horizontal verlaufende Linie stellt den projektspezifischen Zielwert für Diclofenac von $0,1 \mu\text{g/L}$ dar. In der Abbildung dargestellt sind neben der Ist-Situation jeweils die wirksamsten Untervarianten für die Hauptvariante Vorausstaltung und Trinkwasserrelevanz sowie die im Zuge der Bilanzierungsiteration erste wirksame Untervariante für die Hauptvariante Gewässerökologie. Für die Hauptvariante Gewässerökologie werden die Zielwerte schon durch Ertüchtigung der Kläranlagen der Größenklassen IV und V eingehalten. Bei Ertüchtigung der entsprechenden Kläranlagen nach Vorausstaltung (nur Anlagen mit vorhandener Filtrationsstufe) oder nach Trinkwasserrelevanz werden die wirkstoffspezifischen Zielwerte im Ruhreinzugsgebiet nicht eingehalten, weil es einerseits nur eine Kläranlage mit Filtration an der Ruhr gibt.

Andererseits stammt der Hauptfrachteintrag aus dem Einzugsgebiet weit oberhalb der Trinkwassergewinnungen am Hauptlauf. Die alleinige Ertüchtigung der Kläranlagen bis 10 km oberhalb der großen Rohwasserentnahmen erzielt keine ausreichende Wirkung. Zu viele Kläranlagen im oberhalb liegenden Ruhreinzugsgebiet tragen in der Summe wesentlich zur Belastung des Flusses bei.

Die Iteration in drei Größenklassen-Schritten (nur GK V, GK V + IV sowie alle GK) sowie die räumliche Auflösung der Bilanzierung auf die gewählten Bilanzierungsknoten führen zu einer gewissen Unschärfe in der Abgrenzung zwischen Varianten mit und ohne Zielerreichung. Die hier dargestellten Ergebnisse der Hauptvariante Gewässerökologie zeigt eine Überfüllung. Die Hauptvariante Gewässerökologie liegt sogar noch deutlich unter 0,05 µg/L Diclofenac. Der Grad der Überfüllung lässt sich in dieser Iterationsauflösung nicht genau bestimmen. An der Ruhr stünden die besonderen Anforderungen der Trinkwassergewinnung als besonders sensible Nutzung im Vordergrund.

Letztlich dient die Wirkungsanalyse über die Bilanz mit dem Ziel der Festlegung des Umfangs an Ertüchtigungsmaßnahmen der Bestimmung der erforderlichen Maßnahmenkosten. Die Maßnahmenkosten werden in der Kosten-Nutzen-Analyse verwendet und dabei mit dem monetarisierten Nutzen ins Verhältnis gesetzt. Sollte der Nutzen schon bei einem Maßnahmenumfang mit Zielübererfüllung höher sein als die Maßnahmenkosten, dann würde sich das Kosten-Nutzen-Verhältnis durch eine Kostenreduktion mittels Verringerung der Zahl der zu ertüchtigenden Kläranlagen durch möglichst genaue Annäherung an den Zielwert weiter verbessern.

6.4.2 Maßnahmenkosten und Kosten-Effizienz

Der Vergleich der drei Maßnahmenhauptvarianten, „Gewässerökologie“ (M1), „Priorisierung nach Vorausstättung“ (M2) und „Priorisierung nach Trinkwasserrelevanz“ (M3), umfasst die immissionsseitige Bestimmung der damit verringerten Spurenstoffkonzentration im Gewässer. Die Kostenabschätzung basiert auf den oben ermittelten Jahreskosten und ist für jede einzelne Kläranlage NRW abrufbar. Die Kosten je Kläranlage sind in der Tabelle 6-11 zu Gesamtkosten für Flussgebiete bzw. für NRW aufsummiert. Wie in Kapitel 4 erläutert, fließen mehrere Kostenkalkulationsfunktionen in die Kostenermittlung ein. Neben den Jahreskosten sind in der Tabelle auch die EW dargestellt.

Tabelle 6-11: Jahreskosten von Ertüchtigungsmaßnahmen an kommunalen Kläranlagen

	M1 ¹			M2 ²			M3 ³		
Flussgebiete	Jahreskosten T€/a	EW angeschl. T€/a	EW angeschl. NRW %	Jahreskosten T€/a	EW angeschl. T€/a	EW angeschl. NRW %	Jahreskosten T€/a	EW angeschl. T€/a	EW angeschl. NRW %
Maas									
Maas-Nord	5.392	1.138.606	4,1	2.575	291.722	1,0	-	-	-
Maas-Süd	12.985	1.644.535	5,9	11.766	1.408.793	5,1	118	4.610	0,0
Rhein									
Σ Rhein	98.660	20.284.481	72,8	37.215	6.662.459	23,8	26.362	5.895.829	21,1
Deltarhein	5.492	854.773	3,1	1.322	263.764	0,9	337	90.065	0,3
Rheingraben Nord	30.000	7.433.929	26,7	19.471	4.460.519	16,0	17.275	4.391.096	15,8
Ruhr	14.745	2.732.475	9,8	256	9.269	0,0	4.231	773.262	2,8
Wupper	6.142	689.472	2,5	5.218	586.439	2,1	-	-	-
Sieg	9.451	1.084.989	3,9	4.101	531.212	1,9	1.837	348.027	1,2
Lippe	14.571	2.597.238	9,3	3.270	418.274	1,5	1.917	196.252	0,7
Erft	5.390	700.497	2,5	3.577	392.982	1,4	765	97.127	0,3
Emscher	12.869	4.191.108	15,0	-	-	-	-	-	-
Weser									
Weser	14.079	1.945.952	7,0	7.476	1.300.975	4,7	1.682	209.874	0,8
Ems									
Ems	12.832	2.159.192	7,7	2.851	543.905	2,0	392	63.827	0,2
Anzahl der Kläranlagen	393			107			53		
Gesamt	143.948	27.172.766	97,5	61.883	10.207.854	36,6	28.554	6.174.140	22,1

¹ M1: Maßnahmenhauptvariante „Gewässerökologie“; ² M2: Maßnahmenhauptvariante „Priorisierung nach Vorausstättung“

³ M3: Maßnahmenhauptvariante „Priorisierung nach Trinkwasserrelevanz“

Einige Felder enthalten keine Werte wie Jahreskosten, EW angeschlossen oder EW angeschlossen NRW %. Dies liegt darin begründet, dass in einzelnen Fällen die Variante für ein Teileinzugsgebiet nicht zutrifft. Im Teilflussgebiet Maas-Nord gibt es keine Kläranlagen weniger als 10 km oberhalb von Rohwasserentnahmen aus der fließenden Welle zur Trinkwassergewinnung. Dies trifft ebenso für die Wupper und die Emscher zu. Die Emscher-Kläranlagen haben keine Vorausstättung mit Filterbecken, weshalb die Maßnahmenhauptvariante 2 auch in diesem Fall nicht zutrifft.

An der Ruhr sind für die Ertüchtigung und den Betrieb der Kläranlagen der Größenklassen IV und V (bei Einsatz von Ozon ohne Nachbehandlung auf Kläranlagen ohne Filter bzw. PAK auf Kläranlagen mit vorhandenem Filter) 14,7 Mio. € Jahreskosten erforderlich. Für die Ertüchtigung der entsprechenden Kläranlagen in gesamt NRW sind dies 144 Mio. € Jahreskosten. Da sich an der Ruhr nur eine kleine Kläranlage mit entsprechender Vorausstaltung befindet, fallen für die Ertüchtigung und den Betrieb „aller Kläranlagen“ mit Filter-Vorausstaltung nur 0,26 Mio. € Jahreskosten an. Für gesamt NRW werden mit dieser Variante 37% der angeschlossenen EW erfasst, wofür 62 Mio. € Jahreskosten veranschlagt werden. Mit der Ertüchtigung aller Kläranlagen mit Trinkwasserrelevanz an der Ruhr wird knapp ein Viertel der angeschlossenen EW erfasst. Für diese Maßnahme fallen 4,2 Mio. € Jahreskosten an. Mit der Ertüchtigung aller Kläranlagen mit Trinkwasserrelevanz werden für gesamt NRW 22% der angeschlossenen EW oder 6,2 Mio. EW erfasst, für die 28,6 Mio. € Jahreskosten benötigt werden.

Die Wirkungsergebnisse und die zugehörigen Kosten sind in Tabelle 6-12 zusammengestellt. Wie in Kapitel 6.4 erläutert zielen die Maßnahmenhauptvarianten auf die Frachtreduktion sowie die Erreichung des projektspezifischen Zielwertes von 0,1 µg/L Diclofenac. Diese Zielwerte werden in der folgenden Tabelle als Prozentangaben jeweils für das Ruhreinzugsgebiet und NRW angegeben. Die Prozentangaben der Frachtreduktion beziehen sich auf den Mündungsbilanzpunkt der Ruhr in Mülheim sowie auf die Summe der Flussgebiete Maas, Rhein, Weser und Ems. Die Prozentangaben für die Zielwerterreichung beziehen sich auf die Anzahl der betrachteten Bilanzknoten für das Ruhreinzugsgebiet (n = 11) und NRW (n = 46).

Als Kostenkomponente gehen die Jahreskosten je Einwohner ein. Dieser normierte Wert dient mittels des Bezugs auf Einwohner der Vergleichbarkeit der Kostenangaben. Durch die Verwendung von Jahreskosten ist eine zeitliche Homogenisierung gegeben. Durch den Bezug auf einen einheitlichen Zeitpunkt ist auch damit die Vergleichbarkeit gegeben.

Es wird deutlich, dass die Maßnahmenvariante „Gewässerökologie“ sowohl an der Ruhr als auch für gesamt NRW die höchste Wirkung aufweist. Durch die Ertüchtigung der Kläranlagen der Größenklassen IV und V wird mit 43 KA an der Ruhr mehr als 80% der bilanzierten Fracht reduzieren. Für NRW sind dies bei 393 KA, die zu ertüchtigen wären, ebenfalls eine Frachtreduktion von > 80%. Mit Bezug auf die Bilanzierungsknoten liegen damit an der Ruhr bei Umsetzung der ersten Maßnahmenvariante 100% unter dem vorhabensspezifischen Zielwert von 0,1 µg/L Diclofenac. Dies trifft für NRW in ähnlicher Weise zu. Die Ertüchtigung nach Maßnahmenhauptvariante 1 erzielt ca. 80% Frachtreduktion und der Zielwert für Diclofenac wird an ca. 80% aller Bilanzierungsknoten eingehalten.

Tabelle 6-12: Wirksamkeit und Kosten von Ertüchtigungsmaßnahmen an kommunalen Kläranlagen
(Datenbasis Niklas-kom 2011)

Bilanzraum	Maßnahmenvariante	Frachtreduktion an n % der Bilanzknoten	Zielwerterreichung an n % der Bilanzknoten	Jahreskosten/Anwohner
		%	%	€/ (E*a)
<u>Ruhr</u>	<u>Ertüchtigung 43 KA der GK IV + V</u>	48	100	7.10
	Ertüchtigung 1 KA mit Vorausstattung	0.0	9	0.10
	Ertüchtigung von 15 KA mit Trinkwasserrelevanz	32	18	2.00
<u>NRW</u>	<u>Ertüchtigung von 393 KA der GK IV + V</u>	80	80	8.10
	Ertüchtigung von 107 KA mit Vorausstattung	29	26	3.50
	Ertüchtigung von 53 KA mit Trinkwasserrelevanz	22	15	1.60

Die Maßnahmenhauptvarianten 2 und 3 scheiden aufgrund der Wirkungsdaten aus. Somit kann sowohl für das Ruhreinzugsgebiet als auch für NRW die Maßnahmenvarianten 1 (Gewässerökologie) mit der jeweils höchsten Kosteneffizienz empfohlen werden.

Die Maßnahmenvariante „Gewässerökologie“ verursacht an der Ruhr ca. 14,7 Mio. €, für gesamt NRW sind es 144 Mio. € Jahreskosten. Legt man die Jahreskostensummen auf die Einwohnerzahl an der Ruhr bzw. für NRW um, umfasst dies eine Belastung von 7,10 € Jahreskosten je Einwohner und Jahr an der Ruhr bzw. 8,10 € für NRW. Diese Zahl ist allerdings nicht mit den tatsächlich zusätzlich anfallenden Abwassergebühren gleichzusetzen (siehe Forschungsbedarf).

6.5 Kosten und zuordenbarer Nutzen von Maßnahmenkombination für die Ruhr

6.5.1 Grundlegende Daten zum Ruhreinzugsgebiet

Die in Abschnitt 5.3 ermittelten Daten für das Ruhreinzugsgebiet werden hier nochmals dargestellt, da sie für die Übertragung benötigt werden.

Tabelle 6-13: Eingangsdaten für das Ruhreinzugsgebiet

Ruhreinzugsgebiet	
Einwohner	2.079.925
Erwerbstätigenquote (Ruhrgebiet)	44,6%

Im Folgenden wird die Zahlungsbereitschaft der im Kapitel 5.3 analysierten Studien in einer Bandbreite von-bis auf das Ruhreinzugsgebiet hochgerechnet. Dafür werden in einem ersten Schritt die Zahlungsbereitschaften hinsichtlich der Inflation und der Währungsumrechnung angepasst.

6.5.2 Anpassungsmöglichkeiten hinsichtlich eines Benefit Transfers

Für die Berechnung des Gesamtnutzens ist, in einem letzten Schritt des Benefit Transfers, die Hochrechnung der Bandbreite der Zahlungsbereitschaft (Desvousges et al., 1992), die aus verschiedenen Primärerhebungen ermittelt wurde, anzupassen. Es findet eine Korrektur der Faktoren Inflation und Währung statt. Die so ermittelten Werte werden anschließend mit einer Bezugsgröße (Einwohner, Haushalte o. ä.) für das Ruhreinzugsgebiet multipliziert, um einen Teil des Gesamtnutzens ableiten zu können.

Folgende Umrechnungen und Anpassungen wurden hier in der folgenden Tabelle 6-14 vorgenommen:

- **Inflation:** Prozentsatz, mit der das Preisniveau der Verbraucher, der Hersteller, des Großhandels oder anderer Wirtschaftseinheiten in einer Periode ansteigt bzw. das Geld an Kaufkraft verliert (Varian, 2007)
- **Umrechnung:** Wechselkurse; als Basisjahr wurde das Jahr 2010 genommen und die jeweiligen Währungen wurden umgerechnet

Tabelle 6-14: Umrechnung und Anpassung der ausgewählten Studien

Autor (Jahr)	Umrechnung			Ergebnis(se) der Studie
	ZB im Erhebungs-jahr	Wert in 2010	€-Wert im Jahr 2010	Zusammenfassung der Zahlungsbereitschaften
Kim, Cho (2002)	30,41	43,79	33,00	33 € - 47,32 € (Chippewa County)/ 43,18 € - 61,91 € (Nobles County) jährlich zur Reduktion von Kupfergehalt im Trinkwasser
	43,61	62,80	47,32	
	39,79	57,30	43,18	
	57,06	82,17	61,91	
Farber, Griner (2000)	3,05	4,30	3,24	3,24 € - 16,42 € um von "schwach belastet" zu "unbelastet" zu gelangen; 1,48 € - 51,38 € um von "stark belastet" zu "schwach belastet" zu gelangen; 30,97 € - 57,61 € um von "stark belastet" zu "unbelastet" zu gelangen; (pro HH pro Jahr für 5 Jahre)
	15,45	21,78	16,42	
	1,39	1,96	1,48	
	48,36	68,19	51,38	
	29,15	41,10	30,97	
Matthews et al. (1999)	54,22	76,45	57,61	
	14,07	19,14	14,42	4,42 € (Steuersatzerhöhung)/ 39,84 € (Panel Model)/ 20,13 € (Wasserrechnung-Erhöhung) jährlich für eine Verbesserung der Gewässerqualität, gemessen in 40%iger Reduktion des Phosphorniveau
	38,88	52,88	39,84	
Hasler et al. (2009)	19,64	26,71	20,13	
	43,00	44,43	44,43	CV gut: 44,43 € ; sehr gut: 66,13 € CE gut (59,93 €-145,69 €); sehr gut (58,90 € - 198,39 €) [pro HH und Jahr]
	64,00	66,13	66,13	
	58,00	59,93	59,93	
	141,00	145,69	145,69	
	57,00	58,90	58,90	
	192,00	198,39	198,39	
Bliem, Getzner (2008)	44,50	46,90	46,90	46,90 €/HH und Jahr mäßig → gut 79,36 €/HH und Jahr von gut → sehr gut
	75,30	79,36	79,36	
Becker et al. (2005)	18,95	21,34	21,34	21,34 € (31,83 €) für Verbesserung um eine (zwei) Stufe(n)
	28,26	31,83	31,83	
Arlinghaus (2004)	21,00	23,89	23,89	mittlere jährliche Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung: 23,89 € (DE) pro Person und Jahr Nutzungsabhängiger Wert: 152,44 € pro Angler und Jahr (Median: 22,75 €)
	134,00	152,44	152,44	
	20,00	22,75	22,75	

In den folgenden Abschnitten werden diese Bandbreiten auf das Ruhreinzugsgebiet hochgerechnet.

6.5.3 Nutzenabschätzung im Ruhreinzugsgebiets

6.5.3.1 Ökologischer Nutzen

Benefit Transfer der Studien 1-6 aus Kapitel 5.3:

Die in Kapitel 5.3 untersuchten ökonomischen Studien zeigen, dass es eine Wertschätzung für einen verbesserten ökologischen Gewässerzustand gibt. Dieser muss nicht unbedingt sinnlich wahrnehmbar sein, wie bspw. in Form einer verminderten Trübung. Allein das Wissen um eine Verbesserung hin zu einem „natürlichen“ oder qualitativ besseren Zustand führt oft zu einer Zahlungsbereitschaft.

Die analysierten Studien weisen eine große Spannweite von Zahlungsbereitschaften auf. Für eine Bewertung kann anhand der ausgewählten Studien die Zahlungsbereitschaft in einer Bandbreite von etwa 20 bis 80 € pro Haushalt und Jahr zusätzlich zu vorhandenen Ausgaben angesetzt werden. Dort finden sich die meisten Angaben wieder, sodass dieser Ansatz als plausibel gewertet werden kann. Für das Gebiet der Ruhr bietet es sich als pragmatische Vorgehensweise an, diese Zahl auf die Haushalte im Ruhreinzugsgebiet hochzurechnen. Bei 2,08 Mio. Einwohnern und einer durchschnittlichen Haushaltsgröße von ca. zwei Personen in Nordrhein-Westfalen leben in dieser Region etwa 1 Mio. Haushalte. Damit ergibt sich eine Gesamtwertschätzung zwischen 20 und 80 Mio. € pro Jahr. Neben den Einwohnern könnte auch eine Wertschätzung von Touristen berücksichtigt werden. So werden bspw. für den Ruhrtalradweg etwa 150.000 Übernachtungen pro Jahr und 1,1 Mio. Tagesausflügler angegeben (dwif Consulting 2011). Da aber keine Angaben zur Herkunft dieser Ausflügler vorliegen, sind sie unberücksichtigt geblieben. Dies ist darin begründet, dass im Falle der vielfach vorliegenden Naherholung Mehrfachzahlungen der wertschätzenden Bevölkerung erfolgten, die zu einer starken Überschätzung führten.

Neben der Frage, welcher Personenkreis berücksichtigt werden sollte, lautet die zweite zentrale Frage: Welcher Anteil der von den Befragten bewerteten Qualitätsverbesserungen kann auf reduzierte Mikroverunreinigungen und weniger Keime und Viren im Wasser zurückgeführt werden? Nur die mit diesem Anteil gewichtete Zahlungsbereitschaft kann den Kosten einer Kläranlagenertüchtigung als Nutzen gegenüber gestellt werden. Wird bei der Ertüchtigung im Ruhreinzugsgebiet von Kosten in Höhe von 14,7 Mio. € pro Jahr ausgegangen, müssten bei 20 € Wertschätzung pro Haushalt und Jahr die reduzierten Mikroverunreinigungen zu 74% dazu führen, dass die in den Studien bewerteten Gewässerqualitätsverbesserungen erreicht werden. Bei 80 € ergibt sich eine gesamte jährliche Wertschätzung von rund 80 Mio. €. Eine ökonomische Begründung für eine Kläranlagenertüchtigung wäre somit dann gegeben, wenn die Ertüchtigung mindestens einen Beitrag in Höhe von ca. 18% dazu leistet, dass die zu bewertenden Qualitätsverbesserungen erreicht werden. Ist der – von Fachleuten zu schätzende – Anteil geringer, kann die

Wertschätzung für eine verbesserte Gewässerökologie nicht alleine als Rechtfertigung für eine Kläranlagenertüchtigung herangezogen werden. Kommen Fachleute bspw. zu dem Ergebnis, dass mit Blick auf die Bewertungsziele der ausgewerteten Studien die Kläranlagenertüchtigungen einen Beitrag von ca. 10% zur Zielerreichung liefern, könnte bei einer Wertschätzung von 20 € pro Haushalt und Jahr ein Nutzen von 2 Mio. € der Kläranlagenertüchtigung zugerechnet werden. Bei einer Wertschätzung von 80 € pro Haushalt und Jahr wären es 8 Mio. €.

6.5.3.2 Nutzen des Freizeitangelns

Benefit Transfer der Studie 7 (Arlinghaus, 2004):

Einen speziellen, oft unterschätzten Nutzen ziehen Freizeitangler aus artenreichen und befischbaren Gewässern. Im Gebiet der Ruhrfischereigenossenschaft (Hagen bis Ruhrmündung) sind ca. 9.000 Jahresscheine für Angler vergeben, an den Ruhrverbandstalsperren ca. 5.200. Für Deutschland liegen Ergebnisse vor, nach denen die Zahl der tatsächlichen Angler etwa 2,2-fach höher ist. Somit kann die Zahl der aktiven Angler an der Ruhr mit ca. 31.000 geschätzt werden. Als Zahlungsbereitschaft für das Angeln – über tatsächlich getätigte Ausgaben hinaus – wurde in einer Studie von Arlinghaus ein Mittelwert von 152 € pro Angler und Jahr ermittelt. Damit ergibt sich im Ruhreinzugsgebiet eine jährliche Wertschätzung für das Angeln in Höhe von 4,7 Mio. €.

Der Nutzen der Kläranlagenertüchtigung ist in diesem Zusammenhang darin zu sehen, dass es ohne Ertüchtigungen aufgrund von Belastungen der angelbaren Fische dazu kommen könnte, dass das Freizeitangeln eingeschränkt ausgeübt (bspw. aufgrund eines Verzehrverbots der geangelten Fische bzw. eines Unterlassungsempfehlung wie im Falle der PCB-Belastung durch das LANUV, Westfälische Rundschau vom 18.7.2012) oder im Extrem sogar untersagt würde. In diesen Fällen käme es zu einer Nutzenreduzierung bzw. zu einem vollständigen Nutzenverlust. Weil es aber kein Angelverbot gibt, darf die jährliche Wertschätzung für das Angeln nicht direkt als Nutzenkomponente den Kosten einer Kläranlagenertüchtigung gegenübergestellt werden. Vielmehr ist von Fachleuten eine Wahrscheinlichkeit zu bestimmen, mit der es zu einem Angelverbot kommen könnte. Der Erwartungswert (Eintrittswahrscheinlichkeit x Nutzenverlust) stellt dann die relevante Nutzenkomponente dar, die der Kläranlagenertüchtigung gegenüber zu stellen ist. Wird bspw. ein Angelverbot mit einer Wahrscheinlichkeit von 20% erwartet, beträgt der erwartete entgehende Nutzen 942.400 € jährlich. Sollte trotzdem ein höherer Wert angesetzt werden, kann dieser als Zahlungsbereitschaft für die Sicherheit, dass geangelt werden kann, interpretiert werden.

6.5.3.3 Nutzen des Badens

Bewertung anhand von Marktpreisen:

In der Ruhr und den Ruhrstauseen ist das Baden zurzeit verboten (Ruhrverband o. J.). Da eine Wertschätzung für das Baden in Flüssen und Seen besteht, ist damit ein Nutzenentgang verbunden. Eine Kläranlagenertüchtigung kann einen Beitrag dazu leisten, dass in Zukunft eine Nutzung als Badegewässer möglich wird. Den Kosten der Kläranlagenertüchtigung kann deshalb der damit verbundene – heute nicht realisierte – Nutzen gegenüber gestellt werden.

Wegen der nicht bestehenden Bademöglichkeit liegen keine Zahlen zu Badegästen und Zahlungsbereitschaften in der Form von Eintrittsgeldern vor. Nachfragen bei den für die Seen zuständigen Institutionen haben keine Informationen geliefert. Eine möglicherweise vergleichbare Badegelegenheit stellt das Seebad am Halterner Stausee dar. Hier wird von jährlich ca. 50.000 Besuchern berichtet. Erwachsene zahlen 4 € Eintritt, Kinder ab sechs Jahren 2,50 € (Seegesellschaft Haltern mbH o. J.). Wird ein durchschnittlicher Preis von 3,50 € angesetzt, ergeben sich jährliche Zahlungen in Höhe von 175.000 €. Übertragen auf die fünf Ruhrstauseen ergibt sich ein Betrag von 875.000 €.

Ähnlich wie bei der Wertschätzung für gute Gewässerqualität kann dieser Betrag aber nicht vollständig den Kosten der Kläranlagenertüchtigung gegenübergestellt werden. Tragen die reduzierten Mikroverunreinigungen, Keime und Viren bspw. nach einer Schätzung von Fachleuten zu 40% dazu bei, dass eine Nutzung als Badegewässer möglich wird, könnte ein Nutzen in Höhe von 350.000 € angesetzt werden.

6.5.3.4 Vermindertes Erkrankungsrisiko

Bewertung anhand von Marktpreisen:

Ein sensibles Thema stellen mögliche (künftige) Gesundheitsrisiken durch Mikroverunreinigungen, Keime und Viren dar. Diese Risiken können einerseits in den Gewässern selbst auftreten, aber auch bei unzureichender Aufbereitung im Trinkwasser. So ist bspw. das Baden in der Ruhr – trotz immer weiter verbesserter Gewässerqualität – verboten, und in Medien, Unternehmensauftritten und wissenschaftlichen Publikationen werden Trinkwasserrisiken emotional bis wissenschaftlich sachlich thematisiert. So schlussfolgert das Schweizer BAFU in einem Bericht über Mikroverunreinigungen in den Gewässern (Gälli et al., 2009) zugunsten einer Kläranlagenertüchtigung wie folgt: „Die Tatsache, dass für hunderte bis tausende Mikroverunreinigungen in den Gewässern nur ungenügendes Wissen vorliegt, unterstreicht den deutlichen Handlungsbedarf. Bei den Trinkwasserressourcen besteht zurzeit keine Gefährdung für die Bevölkerung, trotzdem

müssen aus Gründen des vorsorglichen Verbraucherschutzes Maßnahmen getroffen werden“. Der Sachverständigenrat für Umweltfragen schreibt (SRU, 2007): „Danach ist eine Gesundheitsgefährdung für den Menschen durch eine ungewollte Aufnahme von Arzneimittelwirkstoffen über das Trinkwasser äußerst unwahrscheinlich (...).“ Aber auch hier wird eine Eintragsminderung gefordert, weil einerseits wenig über Wirkungen bekannt und vor allem andererseits auch das Zusammenspiel einzelner Stoffe kaum erforscht ist.

Insofern gibt es eine Risikodiskussion in Politik, Gesellschaft und Wissenschaft. Dahingestellt sei an dieser Stelle, ob Bürger sich – in den Worten des Dortmunder Statistikers Walter Krämer – auch hier „vor den falschen Dingen fürchten“. Wegen des unzureichenden Wissens über aktuelle oder künftige Gesundheitsrisiken im Falle einer Nichtertüchtigung von Kläranlagen und – daraus folgend – der Nicht-Messbarkeit gesundheitsrelevanter Effekte einer Kläranlagenertüchtigung kann der Maßmannutzen nicht unmittelbar verdeutlicht werden. Studien, die sich mit dieser Thematik befassen, liegen nicht vor. Insofern wird auf einige Hilfskonstruktionen zurückgegriffen, um potenzielle Nutzen greifbarer zu machen.

Ein möglicher Nutzen einer Kläranlagenertüchtigung kann darin gesehen werden, dass aufgrund einer verbesserten Rohwasserqualität die Aufbereitungskosten in Wassergewinnungsanlagen dauerhaft reduziert werden können. Dazu liegen keine Daten vor. Des Weiteren kann (bei weiteren Belastungen in der Zukunft) durch eine heutige Kläranlagenertüchtigung eventuell verhindert werden, dass in einem Versorgungsgebiet auf andere Bezugsquellen für Trinkwasser zurückgegriffen werden muss. Die damit verbundenen Umstellungs- und Investitionskosten entfallen, worin der Nutzen einer Kläranlagenertüchtigung liegt.

Sollte es tatsächlich durch unzulässiges oder unfreiwilliges Baden sowie Trinkwasserbelastungen zu Erkrankungen kommen, fehlt es zurzeit vor allem bezüglich des Trinkwassers an wissenschaftlichen Erkenntnissen, um konkrete Zusammenhänge zwischen Belastungen und (zukünftigen) Erkrankungen herstellen zu können. Insofern ist es auch nicht möglich, das Erkrankungsrisiko und mögliche Erkrankungskosten zu beziffern. Das bedeutet aber auch, dass von dieser Seite der Nutzen einer Kläranlagenertüchtigung nicht konkret beziffert werden kann. Um aber eine Vorstellung von relevanten Dimensionen zu bekommen, kann auf einige allgemeine statistische Daten zurückgegriffen werden, die das Statistische Bundesamt bereitstellt. Erkrankungen führen in Deutschland durchschnittlich zu Kosten in Höhe von 3.100 € pro Person und Jahr für Arztbesuche, Krankenhausaufenthalte, Medikamente usw. (Statistisches Bundesamt o. J.).

Sofern es sich bei den Erkrankten um Erwerbstätige handelt, entstehen weitere Kosten durch einen Verlust an Wertschöpfung. Für das Jahr 2008 weist das Statistische Bundesamt Krankheitskosten in Deutschland in Höhe von 254.280 Mio. € aus (Statistisches Bundesamt 2010). Mit den Erkrankungen verbunden waren im Jahr 2008 verlorene Erwerbstätigkeitsjahre im Umfang von 4.251.000 Jahren (Statistisches Bundesamt 2010). Aus diesen Angaben lässt sich in Verbindung mit weiterem Zahlenmaterial des Statistischen Bundesamtes der mit Erkrankungen verbundene Ausfall an Wertschöpfung in einer Volkswirtschaft abschätzen. Diese Abschätzung kann nur grob erfolgen. Das zentrale Problem liegt auch hier wieder darin, dass es keine Angaben darüber gibt, wie sich die zu reduzierenden Spurenstoffe konkret auf die menschliche Gesundheit auswirken.

„Diese Substanzen [Mikroverunreinigungen, d. V.] können die Qualität des Trinkwassers gefährden. Bezüglich Trinkwasserressourcen besteht zurzeit keine akute Gefährdung der menschlichen Gesundheit, heute getroffene Maßnahmen werden aus Gründen des vorsorglichen Verbraucherschutzes getroffen (...). Die Auswirkungen verschiedener organischer Substanzen sind heute jedoch nur unzureichend bekannt.“ (Bernath et al., 2012)

Um einen Eindruck von den ökonomisch fassbaren Folgen von Erkrankungen und Todesfällen zu bekommen (Zu betonen ist an dieser Stelle der Satzteil „ökonomisch fassbar“. Die tatsächlichen Kosten – im Sinne von Nachteilen, Unglück, Schmerz usw. – gehen deutlich über die hier beschriebenen hinaus.), wird im Folgenden auf eine Studie des Hamburger Forschungsinstituts HWWI (Bräuninger et al., 2007) und aktuelle Angaben des Statistischen Bundesamtes zurückgegriffen.

Die ökonomisch fassbaren Folgen von Erkrankungen können in direkte und indirekte Krankheitskosten unterschieden werden. Direkte Kosten ergeben sich durch die Behandlung von Krankheiten, indirekte Kosten aufgrund des krankheitsbedingten Arbeitsausfalls. Die aktuellsten Zahlen liegen für das Jahr 2008 vor. Die gesamten Krankheitskosten erreichten einen Betrag in Höhe von 254.280 Mio. €. Das entspricht etwa 3.100 € je Einwohner. Diese Kosten werden statistisch aufgeteilt nach Krankheiten auf der einen, Einrichtungen des Gesundheitswesens – wie z. B. ambulante und stationäre Einrichtungen – auf der anderen Seite. Darüber hinaus werden sie nach Alter, Geschlecht und anderen Merkmalen differenziert ausgewiesen. Möglicherweise könnte anhand der ausgewiesenen Wirkungen der in diesem Projekt betrachteten Stoffe eine Eingrenzung möglicher Erkrankungen vorgenommen werden. Dazu fehlt in dem Projekt aber zum einen der medizinische Sachverstand. Zum anderen wird regelmäßig auf die Unkenntnis über mögliche Wirkungen – vor allem auch in Kombination mit anderen Substanzen – verwiesen. Insofern wird im Folgenden auf eine differenzierte Betrachtung verzichtet.

Verbunden mit den Erkrankungen waren Arbeitsausfälle, die sich auf insgesamt 4.251.000 Jahre beliefen. Aufgeteilt auf die näheren Ursachen Arbeitsunfähigkeit, Invalidität und Mortalität ergeben sich folgende Werte: 1.524.000 Jahre, 1.658.000 Jahre und 1.069.000 Jahre. Bei Invalidität und Mortalität werden die damit verbundenen zukünftigen Arbeitsausfälle mit erfasst. Bezogen auf einen Erwerbstätigen ergeben sich daraus Arbeitsausfälle in Höhe von 13,8, 15,0 und 9,7 Tagen, insgesamt somit 38,5 Tagen (Statistisches Bundesamt, 2010).

Insgesamt wurde – um bei den Daten des Jahres 2008 zu bleiben – eine Bruttowertschöpfung in Höhe von 2.224,80 Mrd. € erwirtschaftet. 40,22 Mio. Erwerbstätige wurden gezählt (Statistisches Bundesamt (Hrsg.) 2011). Damit ergibt sich pro Erwerbstätigem eine Bruttowertschöpfung in Höhe von 55.316 €. Pro Arbeitsstunde ergibt sich ein Wert von 38,73 € (Statistisches Bundesamt (Hrsg.) 2011). Pro Arbeitstag ergibt sich – bei angenommen 230 Arbeitstagen im Jahr (Bräuninger u. a. (2007)) – ein Wert von 240 €. Bei einer Arbeitsunfähigkeitsdauer in Höhe von durchschnittlich 13,8 Tagen je Erwerbstätigem verbindet sich damit ein Wertschöpfungsverlust von 3.312 €. Für die gesamte Volkswirtschaft ergibt sich daraus ein Verlust von etwa 133 Mrd. €.

Im Ruhrgebiet beträgt die Erwerbstätigenquote ca. 44,5%, so dass sich pro Person erwartete Kosten einer Erkrankung in Höhe von ca. 4.570 € ($3100 \text{ €} + 44,5\% \cdot 3312 \text{ €}$) ergeben. Geht man davon aus, dass es infolge einer Trinkwasserbelastung oder unerlaubten Badens zu durchschnittlichen Erkrankungen kommt – oder, anders ausgedrückt, dass durchschnittliche Erkrankungen vermieden werden können – dann müssten bei Kläranlagenertüchtigungskosten in Höhe von 14,7 Mio. € Erkrankungen bei ca. 3.226 Menschen (zur Veranschaulichung: bei einem je ca. 1.425 Versorgten) verhindert werden, damit sich die Ertüchtigung lohnt. Bezogen auf die 4,6 Mio. Menschen, die mit Ruhrwasser versorgt werden, entspricht das einem Anteil von ca. 0,07%. Somit, müsste das Erkrankungsrisiko für jeden Menschen im Versorgungsgebiet ca. 0,07% betragen. Zur Einordnung dieses Wertes wird an dieser Stelle die Wahrscheinlichkeit einer Krebserkrankung (Neuerkrankung bzw. Erliegen) für das Jahr 2008 herangezogen, was ca. 0,57% betrug (Eigene Berechnung, angelehnt an RKI 2012). Nicht berücksichtigt sind auch dabei Kosten durch das Leid von Erkrankten, Angehörigen usw.

Um ihre Gesundheit besorgte Bürger haben mehrere Alternativen, den diskutierten Gesundheitsrisiken entgegen zu treten. Während das Ausweichen bei der Gewässernutzung einfach darin besteht, darauf zu verzichten, ist dies bei der Trinkwassernutzung nicht möglich. Einen Schutz vor tatsächlichen oder vermeintlichen Risiken können das Abkochen von Wasser oder der Ersatz von Leitungswasser durch Mineralwasser bieten.

Werden pro Tag und Person fünf Liter Leitungswasser durch Mineralwasser ersetzt, ergeben sich bei einem Preis von angenommen 30 €ct. für einen Liter Mineralwasser jährliche Mehrausgaben in Höhe von rund 550 €. Die Einsparungen aufgrund der reduzierten Nachfrage nach Leitungswasser können vernachlässigt werden. Der Nutzen einer Kläranlagenertüchtigung ist darin zu sehen, dass diese Mehrausgaben entfallen. Kostet die Kläranlagenertüchtigung jährlich 14,7 Mio. €, müssten ca. 26.800 Bürger im Versorgungsgebiet aus Angst vor Risiken auf Mineralwasser weniger ausweichen, damit den Ertüchtigungskosten entsprechende vermiedene Mehrausgaben gegenüber stehen. Bezogen auf das Versorgungsgebiet der Ruhr mit 4.600.000 Menschen müssten mindestens ca. 0,5% der Einwohner eine solche Ausweichreaktion zeigen. Ob ein Bürger nach einer Kläranlagenertüchtigung dann auch tatsächlich bereit ist, anstatt Mineralwasser wieder Leitungswasser zu konsumieren, oder ob er aufgrund des minimalen Vorkommens von Spurenstoffen im Trinkwasser doch darauf verzichtet, kann an dieser Stelle nicht beantwortet werden.

Alternativ könnten fünf Liter Wasser pro Tag abgekocht werden. Bei einer angenommenen Kochzeit von 15 Minuten, einem Energiebedarf von 550 Wh (z. B. Öko-Institut 2009) und einem durchschnittlichen Strompreis von 20 €ct/kWh belaufen sich die täglichen Abkochkosten für eine Person auf 11 €ct. Wie beim Ausweichen auf Mineralwasser ist der Nutzen einer Kläranlagenertüchtigung darin zu sehen, dass die zusätzlichen Kosten des Abkochens vermieden werden können. 14,7 Mio. € an jährlichen Kosten wären bspw. dann gerechtfertigt, wenn ohne diese Maßnahmen ca. 367.000 Menschen ein Jahr lang fünf Liter Wasser pro Tag abkochen würden.

6.5.4 Hochrechnung auf das Ruhreinzugsgebiet

Die Kläranlagenertüchtigung bringt unterschiedliche Nutzen mit sich. Monetär bewerteter Nutzen liefert Entscheidungsträgern eine wichtige Information um abschätzen zu können, ob eine Ertüchtigung die aufzubringenden Kosten rechtfertigt. Für eine Nutzenerfassung müssen einerseits Wertschätzungen für Gewässerqualitätsverbesserungen und verminderte Kosten ermittelt, andererseits Beiträge, Wahrscheinlichkeiten oder Anteile abgeschätzt werden, die mit den Ertüchtigungen verbunden sind. In der folgenden Tabelle 6-15 ist beispielhaft dargestellt, wie sich unter der Annahme bestimmter – hier willkürlich gewählter – Wertschätzungen, Beiträge, Wahrscheinlichkeiten und Anteile ein Gesamtnutzen aus einigen ausgewählten Nutzenkomponenten bestimmen lässt. Das rot umrandete Feld zeigt den Bereich auf, der mit ökonomischen Verfahren nicht bestimmbar ist.

Tabelle 6-15: Hochrechnung des Nutzens auf das Ruhreinzugsgebiet.

	Wertschätzung (WS) bzw. Mehrkosten (MK)	Personenkreis	Beitrag, Wahrscheinlichkeit, Anteil	Betrag [€ pro Jahr]
Gewässer-ökologie	WS: 20 bis 80 € pro Haushalt und Jahr	1 Mio. Haushalte	Beitrag der Kläranlagenertüchtigung: 10%	2 bis 8 Mio.€
Freizeitangeln	WS: 152 € pro Angler und Jahr	31.000 Angler	Wahrscheinlichkeit Angelverbot: 20%	942.400 €
Baden	WS: 3,50 € pro Besucher und Tag	250.000 Badegäste	Beitrag der Kläranlagenertüchtigung: 40%	350.000 €
Substitution Leitungswasser durch Mineralwasser	MK: 550 € pro Person und Jahr	4.600.000 Menschen	Anteil: 0,3%	7.590.000 €
Nutzensumme aufgrund der getroffenen Annahmen				10,8 bis 16,8 Mio.€

Anhand von Bild 6-12 kann verdeutlicht werden, dass eine Hilfestellung projektexterner Experten – bspw. aus dem Bereich Gewässerökologie – notwendig ist, um entscheiden zu können, ob der jährliche Nutzen der Kläranlagenertüchtigungen die damit verbundenen Jahreskosten übersteigt. Exemplarisch wurden die in dem roten Kasten von Bild 6-12 getroffenen Annahmen zum Freizeitangeln, zum Baden und zur Substitution von Leitungswasser durch Mineralwasser unverändert belassen, so dass diesen Effekten ein jährlicher Nutzen in Höhe von etwa 8,9 Mio. € zugeschrieben wird. Ob Maßnahmen zur Kläranlagenertüchtigung lohnend sind, hängt dann von der Höhe der Zahlungsbereitschaft für eine anzustrebende gute Gewässerqualität (Bandbreite 20 bis 80 Mio. €) ab und dem durch weitere Expertenbefragungen abzuschätzenden Beitrag, den eine Kläranlagenertüchtigung zu diesem Ziel leistet.

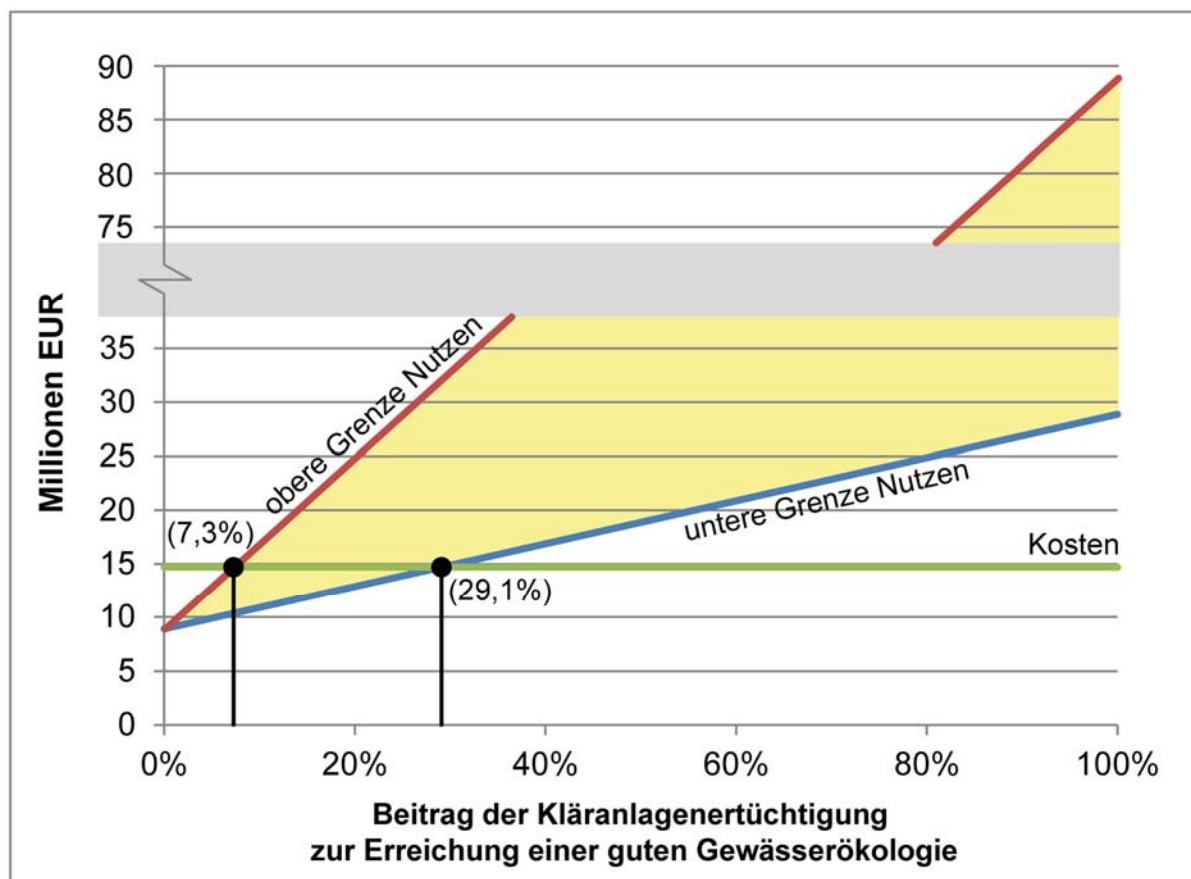


Bild 6-12: Bandbreite der Nutzenschätzung und Kosten an der Ruhr p.a.

Sofern die tatsächliche jährliche Zahlungsbereitschaft für eine gute Gewässerqualität im Einzugsgebiet der Ruhr die größtmögliche (80 Mio. €) ist, ergibt sich der in Bild 6-12 dargestellte rote linearisierte Nutzenverlauf. Er beginnt bei knapp 9 Mio. € (Wertschätzung für Freizeitangeln und Baden sowie Leitungswassersubstitution) und endet bei 89 Mio. €. Für eine Kostendeckung liegt der Beitrag der Kläranlagenertüchtigung zur Erreichung einer guten Gewässerökologie bei 7,3%. Rangiert die jährliche Zahlungsbereitschaft für deren Verbesserung an der unteren Grenze (20 Mio. €), muss der Ertüchtigungsbeitrag bei 29,1% liegen.

Wie bereits in Kapitel 5.6.2 erläutert, liegen keine Studien dazu vor, welcher Nutzen mit der Spurenstoffelimination einhergeht und welcher Nutzenbeitrag anderen Maßnahmen wie Temperatursenkung, Veränderung der Gewässermorphologie oder AFS-Reduktion beizumessen ist. Eine solche Zuordnung muss durch projektexterne Experten vorgenommen werden. Um unmittelbare Informationen zu erlangen, ist an dieser Stelle die Durchführung einer Zahlungsbereitschaftsanalyse zu empfehlen, die eine spezifische Wertschätzung für die Mikroschadstoffelimination abfragt. Dadurch kann den ermittelten Kosten ein entsprechender Nutzen gegenübergestellt und die hier vorgeschlagene Vorgehensweise abgesichert werden.

6.6 Bewertung vorgeschlagener Maßnahmen an der Ruhr mittels LCA

6.6.1 Bewertung der Umweltentlastung für das Einzugsgebiet der Ruhr

Im Hinblick auf die konkrete Fragestellung der Ertüchtigung von kommunalen Kläranlagen in NRW wurde im Folgenden die Höhe der Umweltbe- oder -entlastung durch eine Ertüchtigung der Kläranlagen im Einzugsgebiet der Ruhr berechnet.

Dazu wurden ausgehend von den Angaben zu den Kläranlagen und ihren Jahresabwassermengen (vgl. Kapitel 3.4) und den durchschnittlichen Ablaufkonzentrationen und Eliminationsraten für die erweiterte Stoffliste (vgl. Tabelle 5-10) die Reduktion der chronischen aquatischen Toxizität berechnet. Die Berechnungen zeigen in Anlehnung an die in Kapitel 5.5 definierten Ausbauszenarien die Effekte je nach Berücksichtigung von Kläranlagen verschiedener Größenklassen oder Vorausstattung.

Die Reduktion der chronischen aquatischen Ökotoxizität durch die Elimination der Stoffe, bewertet mit der Methode EDIP, ist in Bild 6-13, zusammengefasst. Die größte Umweltentlastung ergibt sich erwartungsgemäß, wenn ein möglichst großer Abwasserstrom behandelt wird, was im Szenario Gewässerökologie (M1) mit der Aufrüstung aller Kläranlagen der Größenklassen GK IV – V mit einer Ozonung der Fall ist. Damit ergäbe sich eine Reduktion von rund 180.000 PE (Personen Äquivalente). Die Ergebnisse reflektieren dabei die Menge der behandelten Abwasserströme und der dazu proportionalen Entfrachtung (da für jeden m³ Wasser die gleiche Substanzkonzentration) angenommen wurden.

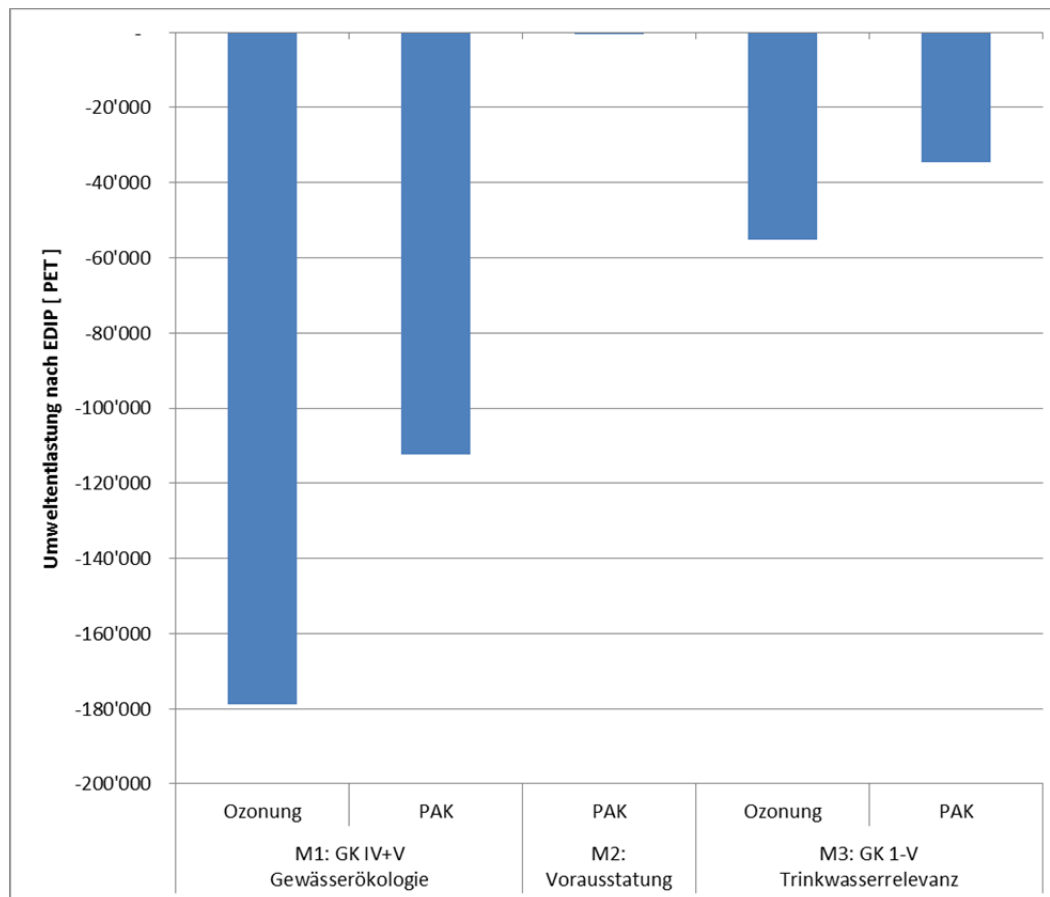


Bild 6-13: Nutzen durch die Reduktion der chronischen Ökotoxizität bewertet mit der Methode EDIP. Die Resultate sind normiert auf Personen Äquivalente.

Dies bedeutet, dass eine chronische Gewässerbelastung vermieden wird, welche der Belastung entspricht, die von 180.000 durchschnittlichen Europäern verursacht wird.

Dies entspricht bei ca. 2,1 Millionen Einwohnern im Einzugsgebiet der Ruhr einer Reduktion um 8.5% der von ihnen durchschnittlich verursachten Gewässerbelastung, die sich z. B. aus der Bereitstellung von Treibstoffen, der Herstellung von Industrieprodukten oder den landwirtschaftlichen Anbau von Futter und Nahrungsmittel ergeben.

Zudem zeigen die Resultate, in Bild 6-13, dass die Umweltentlastung durch die Ozonung für die untersuchten Substanzen höher die einer Nachbehandlung mit PAK.

6.6.1.1 Bewertung der Öko-Effizienz für das Einzugsgebiet der Ruhr

Neben der rein ökologischen Betrachtung im Kapitel 5.4.2 stellt sich auch die Frage, wie effizient die ökonomischen Mittel eingesetzt sind. Um dies abzuklären wurde die Öko-Effizienz der verschiedenen Ertüchtigungen berechnet.

Dazu wurden die für die verschiedenen Ausbauszenarien auf Basis der Kostenfunktionen (Kapitel 4.3) ermittelten Gesamtkosten zu dem erzielten Reduktionen der

Gewässerbelastung in Relation gesetzt. Sämtliche Kostendaten entstammen den Szenarienrechnungen in Kapitel 0 auf Basis der ermittelten Kostenfunktionen (Kapitel 4.3).

Die Ergebnisse sind in Bild 6-14 dargestellt. Zu beachten ist, dass in dieser Darstellung ein hoher Wert eine hohe Effizienz und damit einen gewünschten Effekt darstellt. Im Gegensatz zu den Darstellungen der Umweltauswirkungen, bei denen ein hoher Wert eine hohe Umweltbelastung und damit einen unerwünschten Effekt darstellt. Aus dieser Abbildung ist ersichtlich, dass für den Fall der Ertüchtigung der Kläranlagen an der Ruhr die vorgeschlagenen Maßnahmenvarianten M1 und M3 annähernd die gleiche Effizienz der eingesetzten Mittel erreichen. Dies Ergebnis spiegelt die de facto gleichartige Ausbauvariante (Ozonung) an einer jeweils unterschiedlichen Zahl von Kläranlagen wider.

Eine wesentlich geringere Effizienz der eingesetzten Mittel zeigt sich, falls eine Nachbehandlung mit Pulveraktivkohle (PAK) erfolgen würde. Die Gründe dafür sind einerseits die höheren Kosten, welche sich durch die zusätzliche Sandfiltration ergeben, sowie die geringere Reduktion der Gewässerbelastung. Die Unterschiede der gesamthaften Umweltentlastung zwischen Variante M1 und M3 (vgl. Bild 6-13) werden aus dieser Abbildung nicht ersichtlich.

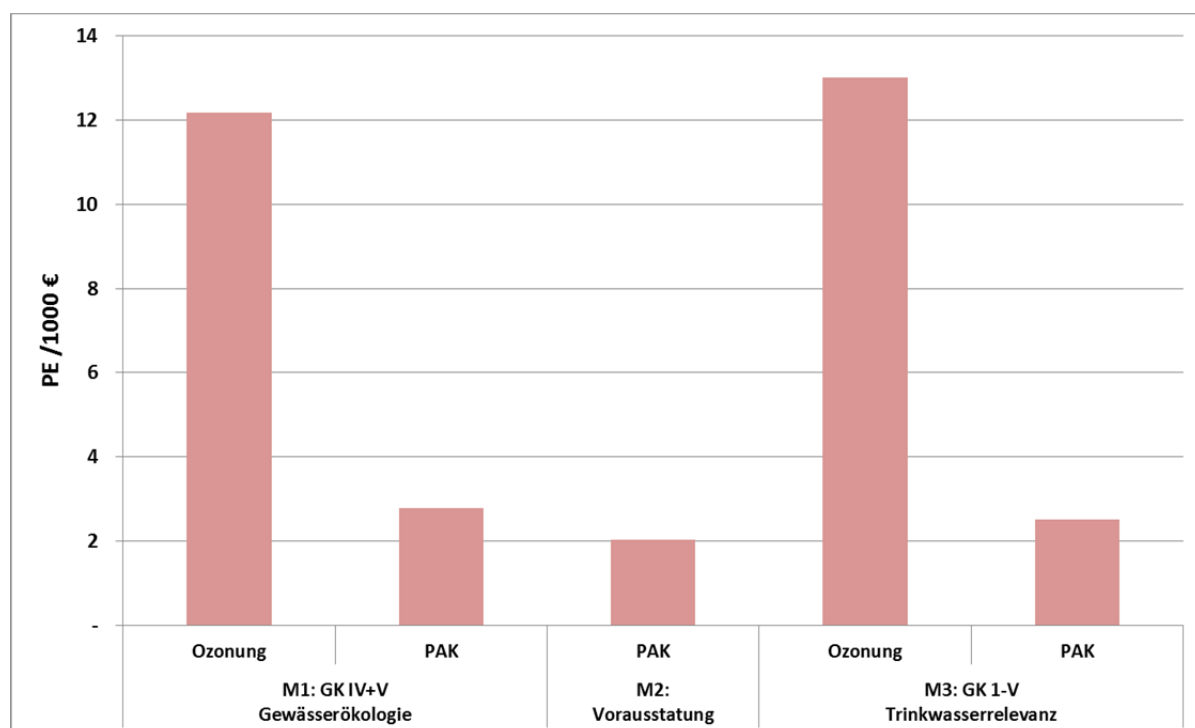


Bild 6-14: Öko-Effizienz der verschiedenen Ertüchtigungen von Kläranlagen durch die Reduktion der chronischen Ökotoxizität bewertet mit der Methode EDIP.

6.6.1.2 Gesamtbewertung des Ausbaus der Kläranlagen für das Einzugsgebiet der Ruhr

In Bild 6-15 sind die gesamten ökologischen Umweltauswirkungen dargestellt, die sich ergeben durch die verschiedenen Ertüchtigungen der Kläranlagen. Daraus ist ersichtlich, dass auch unter Berücksichtigung der Umweltauswirkungen durch die Verfahren, sich in jedem Fall eine gesamthafte Reduktion der Umweltauswirkungen ergibt. Zudem zeigt es sich, dass die Ozonung eine gesamthafte höhere Reduktion aufweist als die Behandlung mit Aktivkohle. Dabei sind jedoch die Grenzen dieser Berechnungen zu beachten, welche sich z. B. aus der Tatsache ergeben, dass die Stoffmengen hochgerechnet wurden und nur die Elimination der betrachteten Stoffe berücksichtigt ist. Ebenso sind keine Transformationsprodukte der Ozonung berücksichtigt. Zudem sind die Berechnungen mit Unsicherheiten behaftet, welche sich aus der Ungenauigkeit der Datengrundlage sowie aus den Methoden zur Berechnung der Umweltauswirkungen ergeben. In Bild 6-15, das die Öko-Effizienz der verschiedenen Ertüchtigungen unter Berücksichtigung der gesamten Umweltauswirkungen zeigt, wurden auch die Unsicherheiten angegeben. Die Berechnung dieser Unsicherheiten basiert auf Schätzungen, da keine statistischen Daten vorlagen und ist entsprechend als Abschätzung der Unsicherheiten zu verstehen, um die Signifikanz der Resultate darzustellen.

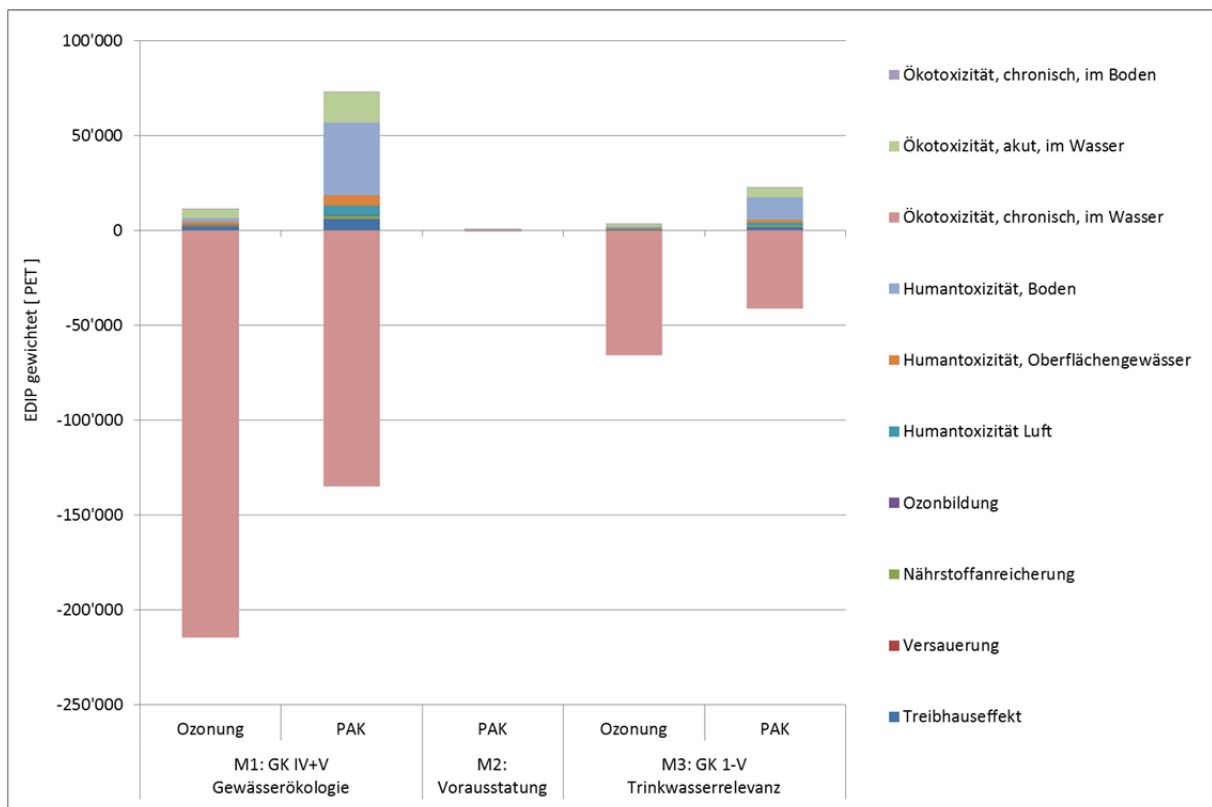


Bild 6-15: Gesamtbewertung der Umweltauswirkungen der Ertüchtigung der Kläranlagen im Einzugsgebiet der Ruhr mit der Methode EDIP.

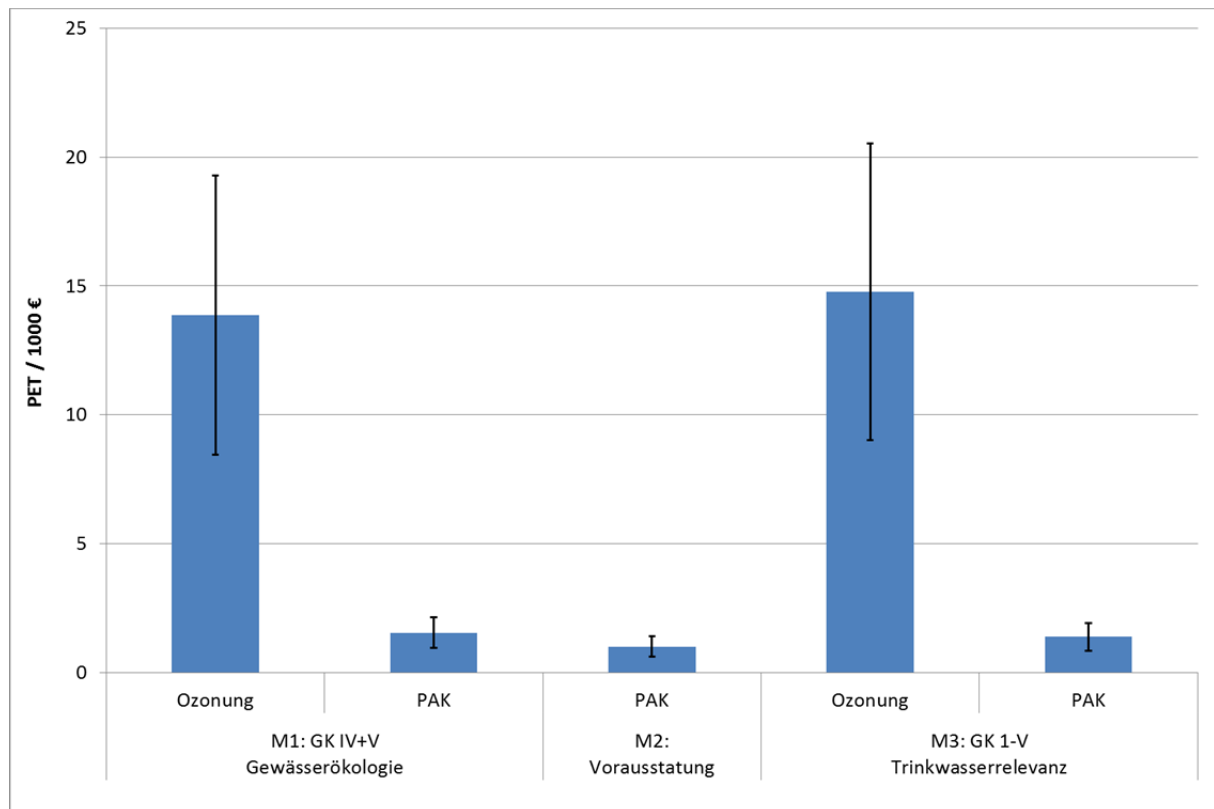


Bild 6-16: Öko-Effizienz der verschiedenen Möglichkeiten zur Ertüchtigung der Kläranlagen im Einzugsgebiet der Ruhr unter Berücksichtigung der gesamten Umweltauswirkungen berechnet mit der Methode EDIP.

6.6.2 Grenzen der Beurteilung

Die vorstehend beschriebenen Ergebnisse berücksichtigen lediglich die Verminderung der chronischen aquatischen Toxizität durch die Elimination der sechs betrachteten Spurenstoffe, bzw. der erweiterten Substanzliste, als positive Auswirkungen in der Ökobilanz. Es ist hervorzuheben, dass bei dieser Betrachtung die zu erwartende zusätzliche Reduktion von Umweltauswirkungen aufgrund eines verbesserten Abbaus oder Rückhalts anderer Schadstoffe wie sonstiger organische Substanzen, Nährstoffe, Schwermetalle, sowie Keime und Viren nicht abgebildet wird.

Zudem ist zu beachten, dass die Methode der Ökobilanzierung keine Aussage dazu trifft, ob ein gewähltes Behandlungsverfahren die gegebene Grenz- und Zielwerte einhält, bzw. ob das untersuchte Verfahren in einer spezifischen Situation die Konzentrationen so weit reduzieren, dass auf Grund heutiger Erkenntnisse keine Schädigung zu erwarten ist. Die Methode der Ökobilanzierung betrachtet Frachten sowie deren Änderungen und bewertet diese. Dies hat den Vorteil, dass die Resultate unabhängig von der Verdünnung sind, welche sich im Vorfluter ergibt. In dem Sinne gelten die Ergebnisse nicht nur für den Ablauf der Kläranlage sondern für das gesamte Gewässer. Der Nachteil dieser Methode besteht darin, dass keine Aussage darüber gemacht wird, ob in einer spezifischen Situation eine

Schädigung zu erwarten ist oder nicht. Dies mag erstaunen, da die NOEC für die Bewertung verwendet wurden. Bei der verwendeten Methode EDIP werden die NOEC jedoch nur verwendet, um die Gewichtung der verschiedenen Schadstoffe zu machen. In diese Gewichtung fließt die aktuelle Situation des Gewässers nicht ein.

Es gibt andere Bewertungsansätze, welche bei der Bewertung ebenfalls den Abstand zum Schutzziel berücksichtigen, z. B. die Methode der ökologischen Knappheit, siehe Frischknecht (2008). Mit dieser ist es möglich die spezifische Situation eines Gewässers in die Bewertung einzubeziehen, wie dies z. B. in einem Projekt für den Verband der Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA) gemacht wurde (Dinkel und Stettler, 2004). Mit dieser Methode wird wohl die Situation des Gewässers in der Bewertung berücksichtigt, jedoch sagt auch dann das Resultat nichts darüber aus, ob die angestrebten Zielwerte erreicht werden. Dazu ist es notwendig, die Resultate der Ökobilanzierung mit einer ökotoxikologischen Risikoabschätzung, welche die spezifische Situation berücksichtigt, zu ergänzen. In diesem Projekt wurde dies durch die Modellierung der Konzentrationen von zwei Leitsubstanzen an verschiedenen Stellen im Gewässer durchgeführt. Diese Berechnungen haben gezeigt, dass durch die Ertüchtigung der Kläranlagen der GK IV und V die Zielwerte eingehalten werden können. Mit der Ökobilanzierung konnte zudem gezeigt werden, dass unter den definierten Rahmenbedingungen die Öko-Effizienz und damit der Einsatz der ökonomischen Mittel bei der Ozonung wesentlich besser ist als bei der Behandlung mit PAK.

Weiter ist zu beachten, dass die Methode der Ökobilanzierung auf einem Globalansatz basiert, welche die Stoffflüsse über den gesamten Lebensweg betrachtet. Im Falle der vorliegenden Untersuchung treten die Belastungen an verschiedenen Orten auf, während die Reduktion der Umweltbelastungen beider Elimination lokal (im Vorfluter) anfällt.

Die Ableitung von Schlussfolgerungen und Empfehlungen aus den Ergebnissen einer Ökobilanz muss immer auch die Rahmenbedingungen berücksichtigen, welche in den Datenbanken nicht oder nur beschränkt wiedergegeben sind, z. B. umweltpolitische oder strategische Aspekte. Ein weiterer Schritt kann darin bestehen, die Rahmenbedingungen entsprechend zu erweitern, so dass auch weitere Aspekte berücksichtigt werden. Dennoch ist zu beachten, dass in vielen Fällen rein zahlenmäßige Vergleiche ungenügend sind, so dass eine Interpretation der Ergebnisse unumgänglich ist. Die Analyse der gesamten Umweltauswirkungen durch die LCA stellt keine monetäre Bewertung dar, kann jedoch als ein Aspekt in einer umfassenderen volkswirtschaftlichen Nutzenbetrachtung verwendet werden und die Kosten-Nutzen Analyse um ökologische Aspekte ergänzen.

6.7 Kosten und zuordenbarer Nutzen von Maßnahmenkombination für das Land NRW

6.7.1 Grundlegende Daten NRW

Die in Abschnitt 5.3 ermittelten Daten für das Land NRW werden hier nochmals dargestellt, da sie für die Übertragung benötigt werden.

Tabelle 6-16: Eingangsdaten für NRW

NRW	
Einwohner	17.845.154
Erwerbstätigenquote	48,6%

Die ausgewählten Studien in Abschnitt 6.7 für das Ruhreinzugsgebiet werden auch auf diesen Abschnitt übertragen. Die Anpassungen der Studien sind analog dazu vorgenommen worden.

6.7.2 Nutzenabschätzung für NRW

6.7.2.1 Ökologischer Nutzen

Benefit Transfer der Studien 1-6 aus Kapitel 5.3:

Wie bereits in Kapitel 6.7 erläutert weisen die analysierten Studien eine große Spannweite von Zahlungsbereitschaften auf. Für eine Bewertung kann hier ebenfalls wieder die Bandbreite der Zahlungsbereitschaft von 20 bis 80 € pro Haushalt und Jahr zusätzlich zu vorhandenen Ausgaben angesetzt werden. Es bietet sich auch hier an diese Zahl auf die Haushalte hochzurechnen. Bei 17,8 Mio. Einwohnern und einer durchschnittlichen Haushaltsgröße von ca. zwei Personen in Nordrhein-Westfalen existieren in dieser Region etwa 8,9 Mio. Haushalte. Damit ergibt sich eine Gesamtwertschätzung zwischen 178 und 712 Mio. € pro Jahr.

Wie bereits im Ruhreinzugsgebiet stellt sich ebenfalls die zweite zentrale Frage, welcher Anteil der von den Befragten bewerteten Qualitätsverbesserungen auf reduzierte Mikroverunreinigungen und weniger Keime und Viren im Wasser zurückgeführt werden kann. Wird hinsichtlich der Ertüchtigung im NRW von Kosten in Höhe von ca. 144 Mio. € pro Jahr ausgegangen, müssten bei 20 € Wertschätzung pro Haushalt und Jahr die reduzierten Mikroverunreinigungen zu ca. 80% dazu führen, dass die in den Studien bewerteten Gewässerqualitätsverbesserungen erreicht werden. Bei 80 € ergibt sich eine gesamte jährliche Wertschätzung von rund 712 Mio. €. Eine ökonomische Begründung für eine Kläranlagenertüchtigung in NRW wäre somit dann gegeben, wenn die Ertüchtigung

mindestens einen Beitrag in Höhe von ca. 20% dazu leistet, dass die zu bewertenden Qualitätsverbesserungen erreicht werden. Wird nur von einem Beitrag von ca. 10% zur Zielerreichung ausgegangen, könnte bei einer Wertschätzung von 20 € pro Haushalt und Jahr ein Nutzen von nur 17,8 Mio. € der Kläranlagenertüchtigung in NRW zugerechnet werden. Dies entspricht etwa 12,3% der für eine Kläranlagenertüchtigung aufzuwendenden Jahreskosten. Bei einer Wertschätzung von 80 € pro Haushalt und Jahr wären es 71,2 Mio. €.

6.7.2.2 Nutzen des Freizeitangelns

Benefit Transfer der Studie von Arlinghaus 2004:

Für das Gebiet von NRW wird die offizielle Zahl der Angler mit 250.000 angegeben (MKULNV o. J.). Der Anteil beruflicher Fischerei ist dabei vernachlässigbar. Auch hier wird wie im vorherigen Kapitel davon ausgegangen, dass die Anzahl der tatsächlichen Angler etwa 2,2-fach höher ist. Somit kann die Zahl der aktiven Angler in NRW mit ca. 550.000 geschätzt werden. Als Zahlungsbereitschaft für das Angeln wird hier wieder der Mittelwert von 152 € pro Angler und Jahr ermittelt. Damit ergibt sich in NRW eine jährliche Wertschätzung für das Angeln in Höhe von 83,6 Mio. €.

Der Nutzen des Angelns und die Auswirkungen eines Angelverbotes wurden bereits in Kapitel 6.7 erläutert. Wird bspw. ein Angelverbot mit einer Wahrscheinlichkeit von 20% erwartet, beträgt der erwartete entgehende Nutzen ca. 16,7 Mio. € jährlich.

6.7.2.3 Nutzen des Badens

Für das Ruhreinzugsgebiet wurde eine jährliche Zahlung von 875.000 € als Eintrittspreis angesetzt, wobei unter der Annahme, dass die Vermeidung des Eintrags von Mikroverunreinigungen, Keimen und Viren zu 40% zu einer potenziellen Nutzung als Badegewässer beträgt, ein Nutzen von 350.000 € angesetzt wurde. Dieser Betrag kann als Untergrenze auch auf NRW übertragen werden, da es evtl. weitere Gewässer in NRW gibt, die – wie an der Ruhr – bei besserer Qualität auch zum Baden genutzt werden könnten. Die überwiegende Zahl der Seen in NRW weist aber keine Kläranlagen im Einzugsbereich auf, so dass die Ruhr eher als Sonderfall einzustufen ist, bei dem die Ertüchtigung von Kläranlagen auch die Qualität der von der Ruhr gespeisten Seen positiv beeinflussen wird.

6.7.2.4 Vermindertes Erkrankungsrisiko

Bewertung anhand von Marktpreisen:

Wie bereits in Kapitel 6.7 erläutert, ist es wichtig, die Problematik eines Erkrankungsrisikos zu berücksichtigen.

Analog zum Ruhreinzugsgebiet kann auch hier eine Betrachtung anhand des Wertschöpfungsverlusts potenzieller Erkrankter erfolgen, die allerdings ebenfalls nur eine Anlehnung an mögliche Nutzen einer Ertüchtigung liefern kann.

Auch hier werden Kosten in Höhe von 3.100 € pro Person und Jahr für Arztbesuche, Krankenhausaufenthalte, Medikamente usw. angesetzt. Sofern es sich bei den Erkrankten um Erwerbstätige handelt, entstehen weitere Kosten durch einen Verlust an Wertschöpfung. Dieser wird wiederum mit 3.312 € pro Erwerbstätigem und Jahr angesetzt. In Nordrhein-Westfalen beträgt die Erwerbstätigenquote ca. 49%, so dass sich pro Person erwartete Kosten einer Erkrankung in Höhe von ca. 4.700 € ergeben. Geht man davon aus, dass es infolge einer Trinkwasserbelastung oder unerlaubten Badens zu durchschnittlichen Erkrankungen kommt – oder, anders ausgedrückt, dass durchschnittliche Erkrankungen vermieden werden können – dann müssten bei Kläranlagenertüchtigungskosten in Höhe von 144 Mio. € Erkrankungen bei ca. 30.550 Menschen (zur Veranschaulichung: bei einem je ca. 582 Bewohnern) verhindert werden, damit sich die Ertüchtigung lohnt. Bezogen auf die Einwohner NRWs, entspricht das einem Anteil von 0,17%. Somit, müsste das Erkrankungsrisiko für jeden Menschen im Versorgungsgebiet 0,17% betragen (zur Einordnung dieser Zahl: siehe die Ausführungen zum Ruhreinzugsgebiet). Nicht berücksichtigt sind dabei auch hier die Kosten durch das Leid von Erkrankten, Angehörigen usw.

An dieser Stelle können die fünf Liter Leitungswasser, die pro Tag und Person verbraucht werden, erneut durch Mineralwasser ersetzt werden. Bei dem Preis von 30 €ct für einen Liter Mineralwasser steigen die jährlichen Mehrausgaben in Höhe von rund 550 €. Der Nutzen einer Kläranlagenertüchtigung ist darin zu sehen, dass diese Mehrausgaben entfallen. Kostet die Kläranlagenertüchtigung jährlich 144 Mio. €, müssten ca. 261.500 Bürger im Versorgungsgebiet aus Angst vor Risiken weniger auf Mineralwasser ausweichen, damit den Ertüchtigungskosten entsprechende vermiedene Mehrausgaben gegenüber stehen. Bezogen auf die Bevölkerung NRWs müssten mindestens ca. 1,4% der Einwohner eine solche Ausweichreaktion zeigen.

6.7.3 Hochrechnung auf das Land NRW

Im der folgenden Tabelle 6-17 ist beispielhaft dargestellt, wie sich unter der Annahme bestimmter – hier willkürlich gewählter – Wertschätzungen, Beiträge, Wahrscheinlichkeiten und Anteile ein Gesamtnutzen aus einigen ausgewählten Nutzenkomponenten für das Land NRW bestimmen lässt. Das rot umrandete Feld zeigt den Bereich auf, der mit ökonomischen Verfahren nicht bestimmbar ist.

Tabelle 6-17: Hochrechnung auf das Land NRW.

	Wertschätzung WS bzw. Mehrkosten MK	Personenkreis	Beitrag, Wahrscheinlichkeit, Anteil	Betrag [€ pro Jahr]
Gewässer- ökologie	WS: 20 bis 80 € pro Haushalt und Jahr	8,9 Mio. Haushalte	Beitrag der Kläranlagenertüchtig- ung: 10%	17,8 bis 71,2 Mio. €
Freizeitangeln	WS: 152 € pro Angler und Jahr	550.000 Angler	Wahrscheinlichkeit Angelverbot: 20%	16,7 Mio. €
Baden	WS: 3,50 € pro Besucher und Tag	<i>Mindestens</i> 250.000 Badegäste	Beitrag der Kläranlagenertüchtig- ung: 40%	<i>Mindestens</i> 350.000 €
Substitution Leitungs- wasser durch Mineralwasser	MK: 550 € pro Person und Jahr	17,8 Mio. Menschen	Anteil: 0,3%	29,4 Mio. €
Nutzensumme aufgrund der getroffenen Annahmen				64,2 bis 117 Mio. €

Analog zu den Betrachtungen an der Ruhr zeigt sich, dass auch für NRW eine Hilfestellung projektexterner Experten – bspw. aus dem Bereich Gewässerökologie – notwendig ist, um entscheiden zu können, ob der jährliche Nutzen der Kläranlagenertüchtigungen die damit verbundenen Jahreskosten übersteigt. Exemplarisch wurden auch hier die in dem roten Kasten von Tabelle 6-17 getroffenen Annahmen zum Freizeitangeln, zum Baden und zur Substitution von Leitungswasser durch Mineralwasser unverändert belassen, so dass diesen Effekten ein jährlicher Nutzen in Höhe von etwa 46,4 Mio. € zugeschrieben wird. Ob Maßnahmen zur Kläranlagenertüchtigung lohnend sind, ist von der Höhe der Zahlungsbereitschaft für eine anzustrebende gute Gewässerqualität und dem von Experten abzuschätzenden Beitrag, den eine Kläranlagenertüchtigung zu diesem Ziel leistet, abhängig. Unter den beispielhaft getroffenen Annahmen in Tabelle 6-17 wäre eine Deckung der Ertüchtigungskosten durch den Nutzen für NRW nicht gegeben.

Aus den Zahlungsbereitschaften lässt sich ermitteln wie hoch der Beitrag der Kläranlagenertüchtigung zu einem guten Gewässerökologie sein müsste, damit die mit der vorgeschlagenen Ertüchtigung der Anlagen einhergehenden Kosten gedeckt werden. Sofern

die tatsächliche jährliche Zahlungsbereitschaft für eine gute Gewässerqualität in Nordrhein-Westfalen die größtmögliche (712 Mio. €) ist, ergibt sich der in Bild 6-17 dargestellte rote linearisierte Nutzenverlauf. Er beginnt bei knapp 47 Mio. € (Wertschätzung für Freizeitangeln und Baden sowie Leitungswassersubstitution) und endet bei 759 Mio. €. Für eine Kostendeckung muss der Beitrag der Kläranlagenertüchtigung zur Erreichung eines guten Gewässerzustandes bei 14% liegen. Rangiert die jährliche Zahlungsbereitschaft für die verbesserte Gewässerökologie an der unteren Grenze (178 Mio. €), liegt der erforderliche Ertüchtigungsbeitrag bei 55%.

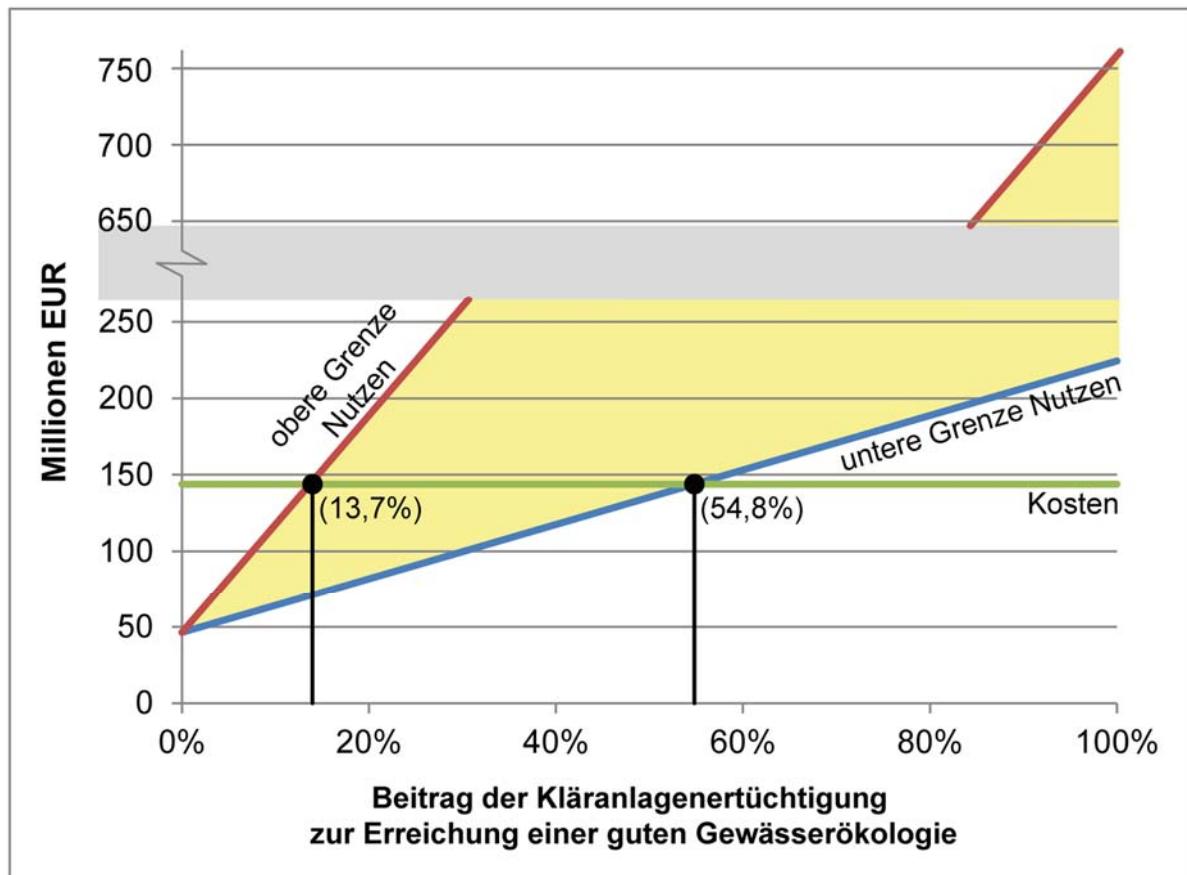


Bild 6-17: Bandbreite der Nutzenschätzung und Kosten für NRW p.a.

Wie bereits in Kapitel 5.6.2 erläutert, liegen keine Studien dazu vor, welcher Nutzen mit der Spurenstoffelimination einhergeht und welcher Nutzenbeitrag anderen Maßnahmen wie Temperatursenkung, Veränderung der Gewässermorphologie oder AFS-Reduktion beizumessen ist. Eine solche Zuordnung muss durch projektexterne Experten vorgenommen werden. Um unmittelbare Informationen zu erlangen, ist an dieser Stelle die Durchführung einer Zahlungsbereitschaftsanalyse zu empfehlen, die eine spezifische Wertschätzung für die Mikroschadstoffelimination abfragt. Dadurch kann den ermittelten Kosten ein entsprechender Nutzen gegenübergestellt und die hier vorgeschlagene Vorgehensweise abgesichert werden.

6.8 Darstellung des Daten- und Forschungsbedarfs zur Validierung und damit zur Erhöhung des Aussagewerts der Forschungsergebnisse

Die Kostenermittlung sowie die Frachtbilanzierung stützten sich erfolgreich auf die breite Datenbasis von REBEKA- und ELWAS-Daten. Die kontinuierliche Pflege der Daten durch die zuständigen Landesdienststellen stellt die Verwertbarkeit und Datenqualität dieser Daten dauerhaft sicher. Der Forschungsbedarf zur Validierung und Erhöhung der Aussagekraft der Ergebnisse dieses Auftrages wird nachfolgend aufgeführt. Einige der Fragestellungen werden bereits in laufenden Forschungsprojekten untersucht. So werden z. B. im Rahmen der BMBF-Fördermaßnahme "Risikomanagement von neuen Schadstoffen und Krankheitserregern im Wasserkreislauf (RiSKWa)" ausgewählte Forschungsvorhaben in den Themenfeldern Risikocharakterisierung und -management, Technologien zum Emissions-/Immissionsmanagement sowie Kommunikations- und Bildungsmaßnahmen gefördert (<http://www.riskwa.de/de/94.php>). Nachfolgend ist der bestehende Forschungsbedarf aufgeführt:

- Erweiterung der Input-Daten zu Anwendungsmengen, Verbrauchs- oder Verkaufsdaten.
- Untersuchungen zur Umweltrelevanz von Einzelstoffen und insbesondere Stoffgemischen zur Bewertung der ökotoxikologischen Relevanz.
- Humantoxikologische Untersuchungen zu potentiellen Langzeitwirkungen bei (TW-) Exposition von Mikroschadstoffen im sub-therapeutischen Bereich zur Abschätzung des gesundheitlichen Benefits von Maßnahmen.
- Ermittlung von immissionsseitigen Gewässer- und Rohwasserbelastungen.
- Ermittlung von Abbaufaktoren für Spurenstoffe im Gewässer.
 - o Mikroschadstoffe aus kommunalem Abwasser (MKULNV, 2011 - 2012)
- Ermittlung und Bilanzierung diffuser Mikroschadstoffeinträge.
- Datenermittlung zu Keimen und Viren.
 - o Untersuchungen in den BMBF-Projekten „Sichere Ruhr“, „SAUBER+“ und „AGRO“ (RISKWA, 2011 – 2014)
- Erweiterung und Verfeinerung der LCA Modelle

Grundsätzlich sind die Resultate der Ökobilanzierung mit relativ hohen Unsicherheiten behaftet. Diese ergeben sich u. a. auf Grund der begrenzten Stoffliste

und der Tatsache, dass Abbauprodukte und Wechselwirkungen wegen fehlender Datengrundlagen oft nicht berücksichtigt werden können. Mittelfristig lässt sich die Aussagekraft einer LCA durch die Integration einer breiten Palette von Mikroverunreinigungen und deren ökotoxikologische Bewertung sowie verbesserte Erkenntnisse über das Vorkommen und die Elimination dieses Substanzspektrums sowie der Dosis-Wirkungsbeziehungen erhöhen. Dabei gilt es u. a. Methoden für die Beurteilung der Entfernung von Viren und Keimen zu erarbeiten.

- Zur „Vermeidung des Einsatzes von Arzneimitteln“ besteht umfangreicher Forschungsbedarf hinsichtlich der Monetarisierung und Quantifizierung der Auswirkungen von Vermeidung und Verminderung.
 - o Untersuchungen zur Schärfung des Umweltbewusstseins im Umgang mit Arzneimitteln bei Ärzten werden gerade im Rahmen eines UBA-Projektes durchgeführt (ISOE, 2012-2015).
 - o Ansätze zur Bewusstseinsbildung für einen veränderten Umgang mit Spurenstoffen in einer Stadt sollen im Projekt „Den Spurenstoffen auf der Spur in Dülmen - Herkunftsanalyse und Sensibilisierung zur Vermeidung des Eintrages von Spurenstoffen“ erprobt werden (Förderung durch MKULNV und INTERREG IV-B, Lippeverband 2012-2014).
- Ermittlung verlässlicher Kosten und Betriebsdaten zu PAK Anlagen im großtechnischen Maßstab, die nicht das „Ulmer“-Verfahren benutzen. Bei anderen Verfahrensvarianten wird vermutet, dass mit diesen geringere spezifische Behandlungskosten erzielt werden können.
- Ermittlung von Praxis- und Langzeiterfahrungen mit GAK im großtechnischen Kläranlageneinsatz (im Bereich der Trinkwasseraufbereitung mit GAK liegen zwar umfangreiche, aber nicht unbedingt übertragbare Erkenntnisse vor). Ermittlung von Parametern zur einfachen Bestimmung der erforderlichen GAK Standzeit für die Elimination von Spurenstoffen.
 - o Weitere Ergebnisse sind aus den derzeit laufenden Untersuchungen an der Kläranlage Obere Lutter und Düren-Merken zu erwarten. Weitere Untersuchungen mit unterschiedlichen Abwässern zur Ermittlung der Filterstandzeiten und Kosten sind notwendig.

- Ermittlung von Daten sowie Verminderungsmöglichkeiten für Abwässer aus dem Bereich Gesundheitswesen neben Krankenhäusern (Ärztelhäuser, Hospize, Seniorenresidenzen etc.)
 - BMBF-Projekt „SAUBER+“
- Ermittlung des Bedarfs und der Ausgestaltung von nachgeschalteten Maßnahmen nach der Ozonierung zur Beseitigung von toxikologisch relevanten Transformationsprodukten
 - Phase II der MKULNV Teilprojekte 6 und 10 (2012-2013)
 - BMBF-Projekte „ASKURIS“, „RISK-IDENT“, „TOX-BOX“ und „TransRisk“ (RISKWA, 2011-2014)
- Ermittlung von Praxisdaten aus der Erweiterung zur Mikroschadstoffelimination von Kläranlagen der Größenklassen IV und V. Dies betrifft auch die Entwicklung von sinnvollen Konzepten (und auch Parametern) zur betrieblichen Prozess- und Erfolgskontrolle von derartigen Ertüchtigungsmaßnahmen.
- Verifizierung der Kostenfunktionen (insbesondere für große Kläranlagen).
- Zum Vergleich der Kosten unterschiedlichen Technologien und Verfahren sind neben den technischen Daten, die für die einzelnen Studien und Betrachtungsfälle (Varianten) angesetzt wurden, in einem „Datenblatt“ zu erfassen und gegenüberzustellen. Die Ermittlung der Jahreskosten muss anschließend für alle Anlagen unter gleichen Vorgaben (Nutzungszeiträume, Zins, Preissteigerungsraten) erfolgen. Ebenso sind variable Kosten z. B. für Strom und PAK/GAK darzustellen und ggf. zu verleichmäßigen. Nur so kann hinsichtlich der Kosten für alle Studien, Versuchsanlagen und Pilotanlagen eine Vergleichbarkeit hergestellt und kostenspezifische Kennwerte ermittelt werden. Ein Vorschlag für ein derartiges Datenblatt, ist im Anhang 4 angefügt.
- Erarbeitung von Konzepten der Kostenträgerschaft
- Konkretisierung der Nutzenabschätzung zur Kläranlagenertüchtigung durch Zahlungsbereitschaftsanalysen.

Der direkt messbare Nutzen der Kläranlagenertüchtigung ist aufgrund fehlender ökotoxikologischer Daten auch in den nächsten Jahren noch nicht ermittelbar. Aus diesem Grund sollte der Nutzen mit Hilfe einer Zahlungsbereitschaftsanalyse der Bevölkerung abgeschätzt werden.

7 Fazit und Handlungsempfehlungen

Der Eintrag von anthropogenen Spurenstoffen in Oberflächengewässer erfolgt aus unterschiedlichen Quellen (Haushalte, Gewerbe und Industrie sowie der Landwirtschaft) über verschiedene Pfade (Punktquellen: kommunale und industrielle Kläranlagen sowie Niederschlagswassereinleitungen; diffuse Quellen: landwirtschaftlicher Flächeneintrag) und kann die jeweiligen Gewässereigenschaften beeinträchtigen (z. B. Artenvielfalt im Gewässer, Rohwasserqualität für die Trinkwassergewinnung).

7.1 Untersuchungsrahmen

Im Rahmen dieses Projekts wurden sieben Maßnahmenvarianten betrachtet, aus denen drei Maßnahmenhauptvarianten entwickelt worden sind, die es ermöglichten, zum einen die Grundgedanken der Maßnahmenvarianten umzusetzen und zum anderen Aussagen hinsichtlich der volkswirtschaftlichen Kosten und Auswirkungen sowohl für das Flusseinzugsgebiet der Ruhr als auch für ganz NRW zu treffen. Auftragsgemäß lag der Fokus innerhalb des Projektes neben eintragsvermindernden Ansätzen auf kommunalen Kläranlagen. Im Einzelfall einer jeden Kläranlage sollte jedoch untersucht werden, inwieweit im Einzugsgebiet Punktquellen vorhanden sind, bei denen eine Behandlung am Anfallort wirtschaftlicher ist als die Spurenstoffelimination in der nachgeschalteten kommunalen Kläranlage. Die Kläranlagen wurden unterschieden hinsichtlich ihrer Lage (z. B. an trinkwasserrelevanten Gewässern) und nach ihrer verfahrenstechnischen Gestaltung (z. B. ausgerüstet mit einer Abwasserfiltration). Hierauf beruhte die Entwicklung der folgenden Maßnahmenhauptvarianten:

- Maßnahmenhauptvariante 1: Gewässerökologie
- Maßnahmenhauptvariante 2: Priorisierung nach Vorausstaltung (Betrachtung von Kläranlagen mit vorhandener Filteranlage)
- Maßnahmenhauptvariante 3: Priorisierung nach Trinkwasserrelevanz (Betrachtung von Kläranlagen im unmittelbaren Einzugsbereich der Trinkwassergewinnung)

7.2 Eintragsverminderungsmaßnahmen

Die Auswertung der Literatur hat gezeigt, dass die in Gewässer eingetragene Fracht von Keimen und Viren und die damit einhergehende ökotoxikologische Relevanz nur sehr schwer und ungenau abschätzbar sind. Gleiches gilt auch für den Gesichtspunkt einer hygienisch-mikrobiologischen Belastung eines Oberflächengewässers durch Keime und Viren. Hier liegen, mit Ausnahme von Grenzwerten für 2 mikrobiologische Parameter der EU-Badegewässerrichtlinie, keine nutzbaren Bewertungsregeln z. B. für die Ableitung von Infektionsrisiken oder die Bewertung von Restriktionen für bestimmte Gewässernutzungen vor. Auch wenn über Ertüchtigungsmaßnahmen an Kläranlagen (wie z. B. über eine UV-Desinfektion) zusätzliche Barrieren gegenüber einem Gewässereintrag geschaffen werden und damit hygienisch-bakteriologische/parasitologische Grundfrachten verringert werden, sind aber weiterhin Einträge aus Mischwasserentlastungen und anderen diffusen Quellen gegeben, die insbesondere bei Starkregenereignissen zu relevanten Einträgen von Keimen und Viren führen können. Für den Aspekt des Frachteintrags bei den Mikroschadstoffen gilt gleiches ebenfalls für andere Eintragsquellen als die kommunalen Kläranlagen. Mikroschadstoffe aus der Landwirtschaft werden z. B. überwiegend diffus eingetragen und umfassen neben Pflanzenschutzmitteln, Tierarzneimittel und Hormone. Vor der konkreten Formulierung von Handlungsempfehlungen sind hier noch weitere Forschungsarbeiten (siehe Kapitel 6.8) erforderlich.

Grenzwerte für Einleitungen von Indirekteinleitern sind über die Anhänge der Abwasserverordnung geregelt oder es existieren, wie im Fall von Perfluorierten Substanzen (PFT), Sonderregelungen. Krankenhäuser wurden, bis auf spezielle Einzelfälle, bislang nicht als Hotspots eingestuft. Aus der PILLS-Studie und dem im gleichen Forschungsschwerpunkt geförderten Teilprojekt 3 „Krankenhausabwasser“ geht jedoch hervor, dass auf Krankenhäuser ca. 20% des Gesamteintrages von Arzneimittelrückständen zurückzuführen ist (PILLS, 2012, Seidel et al., 2013). Bei einem solch hohen Frachtanteil an Arzneimittelrückständen muss die Einstufung von Krankenhäusern als relevanter Indirekteinleiter in Betracht gezogen werden. Für das am meisten diskutierte Schmerzmittel Diclofenac liegt der Frachtanteil i. d. R. deutlich unter einem Prozent. An Kläranlagen erfolgt die Behandlung von Krankenhausabwässern zusammen mit Abwässern von industriellen und gewerblichen Indirekteinleitern, so dass zur Erreichung von Zielwerten in Oberflächengewässern Maßnahmen an Kläranlagen aufgrund des größten Frachtanteils die wirksamste Handlungsoption darstellen.

Neben der generellen Möglichkeit einer Eintragsverminderung durch die Abwasserbehandlung in kommunalen Kläranlagen können allerdings auch in Einrichtungen

des Gesundheitswesens relevante Arzneimittelfrachten effektiv durch organisatorische und technische Maßnahmen reduziert werden. Dabei ist unter hygienischen Aspekten das Vorkommen von multiresistenten Bakterien und pathogenen Keimen in Krankenhausabwässern wesentlich kritischer zu bewerten als die Belastungen in kommunalen Kläranlagen. Darüber hinaus führt die dezentrale Behandlung von Abwässern aus der Punktquelle Krankenhausabwasser zur Verringerung von Eintragsrisiken durch beschädigte Kanäle oder Mischwasserentlastungen für Grund- und Oberflächengewässer.

Für die bei der Abwasser- und Trinkwasseraufbereitung nur schwer eliminierbaren Röntgenkontrastmittel (RKM) könnte die Sammlung und getrennte Entsorgung von Patientenurin ein effektiver Weg zur Entlastung der Umwelt sein. Neben Krankenhäusern müssten bei der Umsetzung dieses Weges auch Radiologische Praxen, in denen etwa 50% der Röntgenkontrastmittel verabreicht werden, zusätzlich integriert werden. Allerdings wäre dies eine wirksame Vorsorgemaßnahme, die unmittelbar am Eintrag einer unerwünschten Stoffklasse in den Wasserkreislauf ansetzt. Aus ökotoxikologischer Sicht besteht bezüglich der RKM nach derzeitigem Wissensstand kein Handlungsbedarf. Der Bedarf wird aus Vorsorgegründen v.a. für die Trinkwassergewinnung gesehen, um die Entstehung von Transformationsprodukten bei der Trinkwasseraufbereitung zu vermeiden.

Aus Kenntnis der spezifischen Applikationen kann durch eine veränderte Anwendungspraxis oder durch Entwicklung umweltfreundlicher Arzneimittelwirkstoffe eine Reduzierung von unerwünschten Arzneimittelwirkstoffen im Wasserkreislauf erreicht werden. In der Fachöffentlichkeit besteht bereits heute ein großes Interesse an einer Klassifizierung von - aus therapeutischer Sicht - vergleichbaren Wirkstoffen unter Umweltaspekten. Die Umsetzung sollte in Anlehnung an das schwedische System erfolgen und mit einer breiten Informationskampagne bei Apothekern, Ärzten und Patienten gestartet werden. In diesem Zuge müssen neben einer noch effizienteren Aufklärung von Bürgern über Einsatz und Entsorgung von Arzneimitteln auch Schulungen von Apothekern und Ärzten in Hinblick auf Umweltauswirkungen und Therapiealternativen durchgeführt werden. Der konkrete Beitrag dieser Vermeidungsstrategie ist derzeit nicht abschätzbar.

Auch die WHO (2012) fordert zurzeit in ihrem aktuellen Technical Report zu Arzneimitteln im Trinkwasser in erster Linie die Umsetzung von eintragsvermindernden Maßnahmen wie z. B. gesellschaftliche Aufklärung und Arzneimittel-Rücknahme-Programme.

7.3 Ertüchtigung von Kläranlagen

Aufgrund der guten Datenbasis über ihr Vorkommen in Gewässern (Umweltkonzentrationen) und ihre ökotoxikologischen Eigenschaften erfolgte die detaillierte Analyse von Ertüchtigungsmaßnahmen an kommunalen Kläranlagen anhand der beiden Leitparameter Diclofenac und Carbamazepin. Für die Bewertung von Oberflächengewässern wurden vorhabensspezifische Zielwerte von 0,1 µg/L bzw. 0,5 µg/L festgelegt. Für bisher nicht bewertete anthropogene Spurenstoffe, Metabolite und Transformationsprodukte aus punktuellen oder diffusen Einträgen wird ein Vorsorgewert von 0,1 µg/L vorgeschlagen.

Im Hinblick auf einen verminderten Eintrag von Keimen und Viren durch Ertüchtigungsmaßnahmen an Kläranlagen (Ozonung und Adsorption an Pulveraktivkohle, UV-Desinfektion) ist festzustellen, dass eine zusätzliche Barriere geschaffen und damit die hygienisch-bakteriologischen/parasitologischen Grundfrachten verringert werden. Allerdings erfolgen bei Starkregenereignissen weiterhin relevante Einträge über Mischwasserentlastungen und diffusen Quellen von wasserassoziierten Krankheitserregern. Von daher ist insbesondere der Bereich der Mischwasserentlastungen zu beachten, wenn ein Handlungsbedarf hinsichtlich einer Eintragsverminderung von hygienisch relevanten Organismen zu gewährleisten.

7.3.1 Kostengrundlagen der Ertüchtigung von Kläranlagen

Die Grundlage zur Ermittlung von allgemein gültigen Kostenfunktionen für Investitions-, Betriebs- und Jahreskosten sowie spezifische Jahreskosten waren Veröffentlichungen zu Kosten aus Studien und realisierten Projekten zur Elimination von Mikroschadstoffen aus der Schweiz, Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen. Betrachtet wurden die Verfahren Abwasserozonung (O₃), Zugabe von pulverisierter Aktivkohle (PAK), Einsatz von granulierter Aktivkohle und UV-Technologien. Die Entwicklung von allgemein gültigen Kostenfunktionen erfolgte für die im großtechnischen Einsatz derzeit evaluierten Verfahren der Ozonung und Pulveraktivkohleadsorption. Eine evtl. zusätzlich notwendige Behandlung im Anschluss an die Ozonung mittels Sandfiltration, Festbiologiebett oder Schönungsteich wurde bei den Verfahrens- und Kostenvergleichen nicht berücksichtigt. Als Zusatzinformation sind in Tabelle 7-1 die Kosten für den ggf. notwendigen Bau eines Sandfilters für alle Kläranlagen in NRW aufgeführt. Die an kleineren Kläranlagen ermittelten Kosten dienten als Grundlage für die Ermittlung von entsprechenden Kostenfunktionen. Örtlich abweichende Randbedingungen können einen sehr großen Einfluss auf die tatsächlich entstehenden Kosten haben, woraus sich eine große Schwankungsbreite der auf NRW hochgerechneten Kosten ergeben kann. Die langjährigen Erfahrungen mit der Implementierung neuer

Technologien in der kommunalen Abwasserbehandlung haben allerdings gezeigt, dass die Investitionskosten sinken, je mehr Anlagen errichtet werden. Darüber hinaus können durch Optimierungsprozesse auch die Betriebskosten reduziert werden.

Die Anlagen zur Elimination von Mikroschadstoffen in NRW sollten aufgrund der geringen Konzentrationen im Regenwetterfall auf den Trockenwetterzufluss bzw. die Jahresschmutzwassermenge ausgelegt werden, um Überkapazitäten die insbesondere im Regenwetterfall auftreten können durch große Wassermengen und geringe Konzentrationen und einer Bemessung bei der die hydraulische Aufenthaltszeit von Bedeutung ist. Hierdurch wird die effektive und weitgehende Elimination sichergestellt. Die bislang realisierten Anlagen, die meist hydraulisch dimensioniert wurden, sind nicht so großen Schwankungen ausgesetzt. Die Konzentration der Stoffe im Regenwetterfall ist somit i. d. R. wesentlich niedriger und die unmittelbare ökotoxikologische Wirkung der Mikroschadstoffe durch die Verdünnung in diesem Fall fraglich. Im Rahmen dieser Kostenstudie wird daher für die Auslegung vom einfachen Trockenwetterzufluss ausgegangen.

Die in diesem Projekt betrachteten Kosten sind ausschließlich Nettokosten. Zur Durchführung einer dynamischen Kostenvergleichsrechnung auf Basis der Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR)-Leitlinien (LAWA, 2005) wurde die Annuitätenmethode angewendet. Für die Berechnung der Jahreskosten wurden auf Basis der KVR-Leitlinien Preissteigerungsraten ermittelt und angewendet. Zur Vergleichbarkeit der Verfahren erfolgte der Bezug auf spezifische Jahreskosten zu folgenden abwassertechnischen Kenngrößen:

- je m³ behandeltes Abwasser
- je m³ Frischwasser

Grundlage für diese Berechnung war die NIKLAS-Datenbank (NIKLAS-KOM, 2011), aus der die Werte für die Abwassermenge und die Einwohner entnommen wurde.

Für die Berechnung der spezifischen Jahreskosten je m³ Frischwasser wurden die EW der tatsächlich angeschlossenen Einwohner mit der spezifischen Trinkwasserverbrauch (Haushalte und kleingewerbliche Betriebe) der Einwohner in NRW multipliziert. Diese lag im Jahr 2007 und im Jahr 2010 bei 135 L/Einwohner und Tag (IT NRW, 2012). Zum Vergleich lag der Trinkwasserverbrauch im Bundesdurchschnitt bei 122 L/Einwohner und Tag (IT NRW, 2012).

7.3.2 Nutzengrundlagen der Ertüchtigung von Kläranlagen

Die aktuelle Wissens- und Datenlage für das Ruhreinzugsgebiet und das Land NRW führen dazu, dass eine spezifische Ermittlung des Nutzens von Kläranlagenertüchtigungen hinsichtlich reduzierter Spurenstoffeinträge aufgrund fehlender naturwissenschaftlich-

technischer Erkenntnisse nicht möglich ist. Deshalb wurden Studien ausgewertet, in denen umfassende Gewässerqualitätsverbesserungen im Allgemeinen bewertet wurden, um die dort gewonnen Ergebnisse mit Hilfe der Methode des *Benefit Transfers* nutzbar zu machen. Je präziser unter diesen Bedingungen die Nutzenbewertung reduzierter Spurenstoffeinträge vorgenommen werden soll, desto mehr sind Fachleute aus Praxis, Verwaltung und verschiedenen wissenschaftlichen Disziplinen sowie weitere Akteure gefordert, diesen Beitrag reduzierter Spurenstoffeinträge zu einer insgesamt besseren Gewässer- und Wasserqualität – für die Bewertungsstudien vorliegen – zu bestimmen. Sie müssen mit plausiblen Annahmen abschätzen, welchen Beitrag die Spurenstoffelimination (evtl. unter Berücksichtigung von Wahrscheinlichkeiten) zu einer verbesserten Gewässerqualität liefern kann.

7.3.3 Kosten der Ertüchtigung von Kläranlagen

Die Investitionskosten für die flächendeckende Ertüchtigung der 645 Kläranlagen liegen je nach eingesetztem Verfahren zwischen 667 Mio. € bei einer Ertüchtigung mit Ozon ohne nachgeschaltete Nachbehandlung und 1.703 Mio. € bei einer Ertüchtigung mit Ozon und anschließender Nachbehandlung (siehe Tabelle 7-1). Derzeit ist strittig, ob eine Nachbehandlung nach einer Ozonstufe aufgrund möglicher negativer ökologischer Wirkungen der dadurch entstehenden Transformationsprodukte notwendig ist. Basierend auf den Ergebnissen der Projekte Micropol (BAFU, 2009) und PILLS (PILLS, 2012) kann die Notwendigkeit einer solchen Nachbehandlung nicht ausgeschlossen werden. Insofern müssen entsprechende Kosten für eine Nachbehandlung (z. B. Sandfiltration) gegebenenfalls berücksichtigt werden. Im Rahmen der Teilprojekte 6 und 10 werden derzeit verschiedene Varianten der biologischen Nachbehandlung (Wirbelbettverfahren, Schönungsteich und dynamische Rezirkulation) auf ihre Wirksamkeit hin untersucht.

Bei den im Rahmen dieses Projektes durchgeführten Betrachtungen wird davon ausgegangen, dass eine biologische Nachbehandlung nach der Ozonung nicht erforderlich und eine Weiternutzung der vorhandenen Flockungsfiltrationsanlagen ohne zusätzliche Investitionen möglich ist. Unter diesen Voraussetzungen ist die Ertüchtigung auf Kläranlagen mit vorhandener Filtrationsanlage durch den Einsatz von Pulveraktivkohle und auf Kläranlagen ohne Filtrationsanlage durch die Ozonung im Hinblick auf die entstehenden Kosten am günstigsten.

Im Falle einer Ertüchtigung der 43 Kläranlagen der Größenklassen IV und V werden an der Ruhr mehr als 80% der bilanzierten Fracht (Diclofenac und Carbamazepin) reduziert und im Fall mittlerer Niedrigwasserabfluss (MNQ) die Zielwerte an den betrachteten Bilanzknoten entlang des Hauptgewässers eingehalten. Für NRW liegt bei 393 zu ertüchtigenden

Kläranlagen der Größenklassen IV und V die potentielle Frachtreduktion ebenfalls bei über 80%. Vor diesem Hintergrund wird empfohlen, für weitergehende Betrachtungen die Maßnahmenhauptvariante „Gewässerökologie“ zu Grunde zu legen, wenn die vorgenannten Ziel- und Vorsorgewerte auch bei mittleren, langjährigen Niedrigwasserabflüssen dauerhaft unterschritten werden sollen. Für NRW liegt bei 393 zu ertüchtigenden Kläranlagen die potentielle Frachtreduktion ebenfalls bei über 80%. Vor diesem Hintergrund wird empfohlen, für weitergehende Betrachtungen die Maßnahmenhauptvariante „Gewässerökologie“ zu Grunde zu legen, wenn die vorgenannten Ziel- und Vorsorgewerte auch bei mittleren, langjährigen Niedrigwasserabflüssen dauerhaft unterschritten werden sollen. Für NRW weist die Maßnahmenhauptvariante „Gewässerökologie“ mit spezifischen Kosten von 8,10 €/E*a einen wesentlich höheren Grad der Zielwerterreichung auf, als die mit 3,50 €/E*a günstigere Alternativvariante „Priorisierung nach Vorausstättung“. Daher wird sowohl für das Ruhreinzugsgebiet als auch für NRW die Umsetzung der Maßnahmenvariante „Gewässerökologie“ empfohlen.

In den 393 Kläranlagen der Größenklassen IV und V, die rund 60% aller Kläranlagen in NRW darstellen, werden 98% der in NRW angeschlossenen EW (Einwohner/Haushalte, Industrie und Gewerbe) erfasst. Darunter sind 95 der insgesamt 107 Kläranlagen, die über eine Flockungsfiltrationsanlage verfügen. Für die Umsetzung von Ertüchtigungsmaßnahmen an allen Kläranlagen der Größenklassen IV und V wurden notwendige Investitionen von insgesamt ca. 100 Mio. € netto für das Ruhreinzugsgebiet und ca. 886 Mio. € netto für NRW ermittelt. Hinzu kommen noch ca. 7,2 Mio. €/a netto für das Ruhreinzugsgebiet und ca. 79 Mio. €/a netto für NRW an Betriebskosten, die auf der Annahme einer Dosierung von 5 mg O₃/L beziehungsweise 10 mg PAK/L basieren. Daraus ergeben sich Jahreskosten von ca. 14,7 Mio. € netto für das Ruhreinzugsgebiet und ca. 144 Mio. € netto für das Land NRW.

Falls eine Nachbehandlung nach der Ozonung mit Filtration angesetzt wird, fallen zur Ertüchtigung aller Kläranlagen der Größenklassen IV und V Investitionen (Ozonung und Filtration) von schätzungsweise ca. 226 Mio. € netto für das Ruhreinzugsgebiet und ca. 1.187 Mio. € netto für NRW an. Entsprechend würden für diesen Fall rund 21 Mio. €/a netto (Ruhr) bzw. 111 Mio. €/a netto (NRW) an Betriebskosten und damit ca. 38 Mio. €/a netto (Ruhr) bzw. ca. 200 Mio. €/a netto (NRW) an Jahreskosten entstehen.

Tabelle 7-1 fasst die Ertüchtigungskosten nach Größenklassen und die möglichen Ertüchtigungsmaßnahmen zusammen.

Tabelle 7-1: Überblick Kosten der Ertüchtigung von Kläranlagen in NRW (Datenbasis der Kläranlagen, Ausbau- und Anschlussgröße, Anzahl der Filtrationsanlagen)

Nr.	Alle Kläranlagen in NRW			Ozon ohne Nachbehandlung (nur KA ohne Filtration)					Ozon mit Filtration ² (nur KA ohne Filtration)			Pulveraktivkohle (nur KA mit Filtration)				
	Gr-KL	Anzahl	Mio (E + EGW)	Anzahl	Mio (E + EGW)	Invest Mio. €	Betrieb Mio. €	JK Mio. €	Invest Mio. €	Betrieb Mio. €	JK Mio. €	Anzahl	Mio (E + EGW)	Invest Mio. €	Betrieb Mio. €	JK Mio. €
	I	58	0,02	58	0,02	10,0	2,7	3,5	12,6	2,8	3,7	-	-	-	-	-
	II	120	0,3	116	0,3	57,0	5,8	10,1	83,9	6,9	13,3	4	0,01	6,6	0,2	0,6
	III	74	0,4	69	0,4	56,8	3,9	8,2	93,6	5,6	12,6	5	0,03	8,5	0,2	0,8
	IV	325	9,7	262	7,6	396,5	23,7	53,7	795,2	50,3	110,1	63	2,1	149,6	9,6	20,2
	V	68	17,5	33	9,4	137,1	19,2	29,6	391,5	60,8	89,9	35	8,1	202,8	26,4	40,4
1	Alle KA	645	27,9	538	17,7	657,4	55,3	105,1	1.703	151,8	279,2	107	10,2	376,5	36,4	62,0
2	Alle KA <u>ohne</u> Filter	538	17,7	538	17,7	657,4	55,3	105,1	1.377	126,4	229,6					
3	IV + V	393	27,2	295	17,0	533,6	42,0	83,2	1.187	111,1	200,0	98	10,2	352,4	35,9	60,6
4	IV + V <u>ohne</u> vorh. Filter	295	17,0	295	17,0	533,6	42,0	83,2	1.187	111,1	200,0					
5	alle KA <u>mit</u> vorh. Filter ¹	107	10,2									107	10,2	367,0	36,3	62,1

¹ Unter der Annahme, dass vorhandene Filter ohne zusätzliche Investitionen verwendet werden können.

² Sandfiltration. Ggf. günstigere Varianten wie Wirbelbettverfahren, biologisch aktive Aktivkohle- oder Aktivkoksbehandlung oder Schönungsteiche wurden hier nicht betrachtet, da diese ebenso wie die Sandfiltration von den örtlichen Bedingungen und Möglichkeiten abhängen.

Zur Ertüchtigung aller Kläranlagen der Größenklassen IV und V wurden Investitionen von insgesamt ca. 100 Mio. € netto für das Ruhreinzugsgebiet und ca. 886 Mio. € netto für NRW ermittelt. Hinzu kommen noch ca. 7,2 Mio. €/a netto für das Ruhreinzugsgebiet und ca. 79 Mio. €/a netto für NRW an Betriebskosten, die auf der Annahme einer Dosierung von 5 mg O₃/L beziehungsweise 10 mg PAK/L basieren. Daraus ergeben sich Jahreskosten von ca. 14,7 Mio. €/a netto für das Ruhreinzugsgebiet und ca. 144 Mio. €/a netto für das Land NRW.

Durch die Ertüchtigung der 43 Kläranlagen der Größenklassen IV und V werden an der Ruhr mehr als 80% der bilanzierten Fracht (Diclofenac und Carbamazepin) reduziert und im Worst-Case Fall (langjähriger Niedrigwasserabfluss) die Zielwerte an den betrachteten Gewässerüberwachungsstationen erfüllt. Für NRW liegt bei 393 zu ertüchtigenden Kläranlagen die potentielle Frachtreduktion ebenfalls bei über 80%. Vor diesem Hintergrund wird empfohlen, für weitergehende Betrachtungen die Maßnahmenhauptvariante „Gewässerökologie“ zu Grunde zu legen, wenn die vorgenannten Ziel- und Vorsorgewerte auch bei mittleren, langjährigen Niedrigwasserabflüssen dauerhaft unterschritten werden sollen.

In Einzelfällen können zusätzliche Maßnahmen an Punktquellen bzw. auf Kläranlagen im Einzugsgebiet von kleineren Gewässern bzw. in unmittelbarer Nähe zur Trinkwasseraufbereitung sinnvoll sein. Vor der Ertüchtigung einer Kläranlage sollte immer eine Einzelfallprüfung zur Festlegung der am besten geeigneten Verfahrensvariante und den daraus resultierenden Kosten erfolgen.

7.3.4 Nutzen der Ertüchtigung von Kläranlagen

Die Richtlinien des Haushaltsgrundsatzgesetzes und der Inhalt der Wasserrahmenrichtlinie verlangen die Abwägung von Kosten und Nutzen von Maßnahmen. Falls sich Kosten als „unverhältnismäßig“ erweisen, sind Maßnahmen gar nicht oder nur in Teilen durchzuführen (Stemplewski et al., 2008 sowie Palm et al., 2011). Die Ermittlung eines sich durch die Ertüchtigung von Kläranlagen ergebenden Gesamtnutzens war im Rahmen dieses Projekts nur unter der Annahme bestimmter Wertschätzungen, Beiträge, Wahrscheinlichkeiten und Anteile für einige ausgewählte Nutzenkomponenten möglich.

Aufgrund der ermittelten Kosten zeigt sich, dass der Beitrag der vorgeschlagenen Kläranlagenertüchtigung für die Größenklassen IV und V zum Erreichen einer besseren Gewässerökologie an der Ruhr zwischen 7 und 29% betragen müsste. Bezugsgrößen sind hier die durch Benefit Transfer ermittelten Wertschätzungen für eine verbesserte Gewässerökologie zwischen 20 und 80 Mio. €/a. und Jahreskosten von ca. 14,7 Mio. €/a

netto für eine Ozonung ohne Nachbehandlung sowie eine Weiternutzung der vorhandenen Flockungsfiltrationsanlagen. Für NRW liegt die Wertschätzung für eine gute Gewässerökologie zwischen 178 und 712 Mio. €. Die Kosten liegen bei 144 Mio. €. Demnach liegt der für eine Kostendeckung erforderliche Beitrag der Kläranlagenertüchtigung zwischen 14 und 55%. Zur Verifizierung dieser Abschätzungen sind weitere Studien zu konkreten Nutzen und ökotoxikologischen Effekten in Oberflächengewässern notwendig.

Als Ergänzung zur volkswirtschaftlichen Betrachtung von Ertüchtigungsmaßnahmen an Kläranlagen wurden deren ökologischen Auswirkungen mit der Methode der Ökobilanzierung (Life Cycle Assessment (LCA)) beurteilt. Dabei erfolgte die Gegenüberstellung von Umweltentlastungen, die sich durch die Elimination der Spurenstoffe ergeben, mit Umweltbelastungen, welche sich aus der Herstellung und dem Betrieb der verschiedenen Verfahren ergeben. Die mit diesem Ansatz durchgeführten Berechnungen haben gezeigt, dass die betrachtete Nachrüstung der Kläranlagen der Größenklassen IV und V aus ökologischer Sicht sinnvoll ist. Unter Zugrundelegung der im Projekt ermittelten Kosten für verschiedene Ausbauvarianten wurde zudem die Öko-Effizienz der verschiedenen Handlungsoptionen ermittelt. Dabei hat es sich gezeigt, dass im Rahmen dieser Studie die Ozonung deutlich öko-effizienter als die Behandlung mit Pulveraktivkohle ist.

In den hier durchgeführten Berechnungen wurden durchschnittliche Spurenstoff-Belastungen und Abbauleistungen angenommen. Zur Beurteilung spezifischer Situationen, z. B. für Hotspots wie Abwässer von Krankenhäusern, könnten sich aber auch andere Behandlungsverfahren als vorteilhaft erweisen. Die Ermittlung und Verbesserung der Grundlagen ist daher notwendig, um die finanziellen Mittel für Maßnahmen möglichst effizient einzusetzen.

Neben der Effizienz von Maßnahmen zur Reduzierung von Mikroschadstoffeinträgen sollten Effekte bei der Kostenverteilung berücksichtigt werden. Beispielsweise müssen im Ruhreinzugsgebiet bei einem Anteil des gewerblichen Abwassers von ca. 26% (MKULNV, 2010) bei Ertüchtigungskosten in Höhe von 14,7 Mio. €/a von den privaten Haushalten ca. 11 Mio. €/a getragen werden. Bei ca. 2,3 Mio. Haushalten im Wasserversorgungsgebiet der Ruhr (Annahme eines durchschnittlichen 2-Personen-Haushalts) ergeben sich ca. 4,80 € pro Haushalt an zusätzlichen Jahreskosten. Allerdings sind Kostenträger und Nutznießer nicht identisch, da den ca. 2,1 Mio. Einwohnern im Ruhreinzugsgebiet 4,6 Mio. Menschen im Wasserversorgungsgebiet gegenüberstehen. Bei Umlage auf die nur ca. 1 Mio. Haushalte im Ruhreinzugsgebiet ergäben sich bei gleicher Annahme somit Kosten von 11,10 € pro Haushalt und Jahr. Diese Überlegungen zu den Verteilungseffekten sind nicht auf NRW insgesamt übertragbar, da zu wenige Informationen über die Schnittmenge zwischen Nutznießer- und Kostenträgerkreisen vorliegen. Allgemein kann festgehalten werden, dass

von Maßnahmen in den Einzugsgebieten von Rur, Niers, Weser, Ems und Issel alle Bürger sowie Wasser- und Gewässernutzer in anderen Bundesländern profitieren. Gleiches gilt auch für die Ruhr, die Lippe u. a. Flüsse, die in den grenzüberschreitenden Rhein fließen und damit ebenfalls die Gewässerqualität in den Niederlanden verbessern. Daher sollten weitergehende Überlegungen durchgeführt werden, ob – analog zu dem Schweizer Vorschlag, die Kosten nicht allein den direkt an den zu ertüchtigenden Kläranlagen angeschlossenen Haushalten und Industrieunternehmen anzulasten - die Finanzierung über eine landesweite Abgabe (z. B. über die spezifische Abwassermenge oder den Wasserpfennig) oder über eine allgemeine Förderung erfolgen könnte.

Die in diesem Projekt ermittelten Kosten für die Reduktion des Eintrags von Spurenstoffen müssen letztlich vom Bürger als Steuer- oder Gebührenzahler getragen werden. Da der ökotoxikologische Nutzen aufgrund der vorliegenden Datenbasis nicht direkt mit der Spurenstoffreduktion korreliert werden kann, stellt sich die Frage, ob der Bürger bereit ist, für verminderte Einträge von Mikroverunreinigungen in Gewässer und die damit verbundene Qualitätsverbesserung der teilweise zur Trinkwassergewinnung genutzten Oberflächen- gewässer einen Teil seines Einkommens aufzubringen. Die im Rahmen des Benefit-Transfers ermittelten Nutzen haben hier erste Anhaltspunkte geliefert. Eine konkretere Antwort auf diese Frage könnte beispielsweise mit Hilfe einer in diesem Forschungsvorhaben nicht vorgesehenen Zahlungsbereitschaftsanalyse gegeben werden.

Insgesamt bleibt allerdings festzuhalten, dass die Kosten bei großen Kläranlagen zunächst in entsprechenden Pilotprojekten evaluiert werden müssen und zur Bewertung des volkswirtschaftlichen Nutzens weiterer Forschungsbedarf besteht.

Wie die obigen Ausführungen gezeigt haben, bestehen je nach Anwungsfall und gewählter Technik (Ozon, pulverförmige oder granuliert Aktivkohle) erhebliche Kostenunterschiede und Schwankungen bei ähnlicher Technologie sowohl in den Investitionskosten wie in den Betriebskosten. Außerdem sind bei dem vermehrten Einsatz derartiger Technologien Skaleneffekte zu erwarten, welche reduzierend auf die Investitions- und Betriebskosten und damit insgesamt auf die Jahreskosten wirken können.

.

7.4 Handlungsempfehlungen

Im Mittelpunkt der Ergebnisdarstellung stand der Leitgedanke „Was ist der richtige Weg?“ zur Ableitung von Handlungsempfehlungen für das Land Nordrhein-Westfalen. Neben der Darstellung von spezifischen Kosten der einzelnen Maßnahmen wurden Vermeidungsstrategien und, soweit bewertbar, auch unterschiedliche Nutzenaspekte am Beispiel des Ruhreinzugsgebietes diskutiert und soweit wie möglich auf das Land NRW extrapoliert. Nachfolgend aufgeführte Maßnahmen sind im Sinne des Multibarrierenprinzips geeignet, um Spurenstofffrachten in NRW-Gewässern signifikant zu reduzieren und werden zur Verbesserung der Gewässerökologie empfohlen:

- **Umsetzung von Vermeidungsmaßnahmen (Reduzierung des Spurenstoffeintrages) durch**
 - o Aufklärung von Bürgern zu Einsatz und Entsorgung von Arzneimitteln,
 - o Schulung von Apothekern und Ärzten,
 - o Einführung eines Umweltklassifikationssystems,
 - o Sammlung und getrennte Entsorgung von mit Röntgenkontrastmitteln belasteten Patientenurin.
- **Behandlung von relevanten Hotspots (Industrieabwässer, Krankenhausabwässer, etc.) mit einem hohen Frachtanteil an persistenten Mikroschadstoffen unmittelbar am Anfallort.**
 - o Die Erfordernis der Behandlung am Hotspot wird bestimmt durch die zu entfernenden Stoffe sowie dem System des nachgeschalteten Abwasserentsorgungssystems bestimmt und ist für den speziellen Anwendungsfall festzulegen.
- **Ertüchtigung aller Kläranlagen der Größenklassen IV und V**
 - o Durch Umsetzung der empfohlenen Ertüchtigungsmaßnahmen an den 393 Kläranlagen der Größenklassen IV und V werden entsprechend den vorgenommenen Bilanzierungen mit Bezug auf die langjährigen Niedrigwasserabflüsse die vorhabenspezifischen Zielwerte von 0,1 µg/L für Diclofenac und 0,5 µg/L für Carbamazepin zwar nicht flächendeckend (s. MKULNV 2013 bzw. Götz et al., 2012), jedoch an den meisten der hier bilanzierten Gewässerabschnitte an den Hauptgewässern in NRW eingehalten. Diese Ertüchtigungsvariante erzielt ca. 80% Frachtreduktion und

der Zielwert für Diclofenac wird an ca. 80% aller Bilanzierungsknoten eingehalten.

- o Vor der Ertüchtigung einer Kläranlage muss immer eine Einzelfallprüfung zur Festlegung der am besten geeigneten Verfahrensvariante und den daraus resultierenden Kosten erfolgen.

- **Prüfung zusätzlicher Maßnahmen an Punktsquellen bzw. auf Kläranlagen im Einzugsgebiet von kleineren Gewässern oder in unmittelbarer Nähe zur Trinkwasseraufbereitung**

Hinsichtlich ihrer Wirksamkeit und Effektivität ist den beiden zuerst genannten Maßnahmen eine höhere Priorität einzuräumen, da zum Einen die Emissionen schon vorab unterbunden werden können und sich zum anderen das Kosten-Nutzen Verhältnis günstiger gestalten kann als bei den Ertüchtigungsmaßnahmen im Bereich der Kläranlagen. Alle Kosten-Nutzen Erwägungen müssen zudem berücksichtigen, welcher Effekt in welcher Zeit an welchem Ort die jeweils günstigste Variante darstellt. Einzelfallbetrachtungen sind daher zwingend notwendig. Eine „Null-Emission“ bzw. „Null-Belastung“ wird mit keiner Maßnahme erreicht werden.

Eine konkrete Monetarisierung des Nutzens der Kläranlagenertüchtigung ist aufgrund fehlender ökotoxikologischer Daten derzeit nicht möglich. Über die bereits im Bericht „Reine Ruhr“ empfohlenen Maßnahmen, die nun an der Ruhr durch die bis 2018 geplanten Erweiterungen der Trinkwasseraufbereitung zum Schutz vor nicht vorhersehbaren mikrobiologischen oder chemischen Verunreinigungen umgesetzt werden, werden hier keine weiteren Maßnahmen bei der Trinkwasseraufbereitung empfohlen. Dieser Stand der Technik muss aber auch für alle Trinkwasseraufbereitungsanlagen mit ähnlichen Randbedingungen in NRW gelten.

8 Literaturverzeichnis

- Abegglen, C.; Escher, B.; Hollender, J.; Koepke, S.; Ort, C.; Peter, A.; Siegrist, H.; von Gunten, U.; Zimmermann, S.; Koch, M.; Niederhauser, P.; Schärer, M.; Braun, C.; Gälli, M.; Junghans, M.; Brocker, S.; Moser, R.; Rensch, D. (2009): Ozonung von gereinigtem Abwasser. Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf. Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG), Dübendorf. online verfügbar unter: http://www.eawag.ch/forschung/eng/schwerpunkte/abwasser/strategie_micropoll/pilotprojekt/Schlussbericht_Regensdorf.pdf, Zugriff am 21.03.2012.
- Abegglen C., Siegrist H. 2012: Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Bundesamt für Umwelt, Bern, Umwelt-Wissen Nr. 1214: 210 S.
- Abschlußbericht, IAWR, Rheinthemen Bd. 3, o.O. [Karlsruhe], 2000
- Abwasserverordnung (2004): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung – AbwV), Anhang 1 Häusliches und kommunales Abwasser, Bundesgesetzblatt (BGBl) I 2004, 1108 – 1119, 2625
- Agenson, K.O., Oh, J.I., Urase, T. (2003) Retention of a wide variety of organic pollutants by different nanofiltration/reverse osmosis membranes: controlling parameters of process. *Journal of Membrane Science* 225, 91-103
- Ahlheim, M.; Lehr, U. (2001): Nutzentransfer: Das Sparmodell der Umweltbewertung, in *Perspektiven der Wirtschaftspolitik*, Nr.3(1), S. 85-104.
- Aiken, R. A. (1985): Public Benefits of Environmental Protection in Colorado, Master's thesis, Department of Economics, Colorado State University.
- Alberini, A.; Kahn, J. (2006): *Handbook of Contingent Valuation*, Northampton.
- Albers, M. (2011) Analytik und Elimination von perfluorierten Tensiden aus Prozesswässern der Galvanik. Vom Fachbereich C (Mathematik und Naturwissenschaften) der Bergischen Universität Wuppertal genehmigte Dissertation zur Erlangung der Doktorwürde (Dr. rer. nat.)
- Alt, K. und Barnscheidt, I. (2012): Kosten des Einsatzes von Aktivkohle in bestehenden Flockungsfiltrationsanlagen, *Korrespondenz Abwasser – Abfall*, Nr. 1, Januar 2012, Hrsg. GFA, Hennef
- Alt, K., (2012): persönliche Auskunft zur Kostenberechnung Lage (Variante 5a)

- Alt, K.; Barnscheidt, I.; Gans, N., (2011): Kosten des Einsatzes von Aktivkohle in bestehenden Flockungsfiltrationsanlagen Fachgespräch Spurenstoffe April 2011, Düsseldorf organisiert MKULNV NRW und ISA RWTH Aachen
- Alt, K.; Mauritz, A. (2010): Teilstrombehandlung mit Pulveraktivkohle auf dem Klärwerk Mannheim. Vortrag im Rahmen des „Symposium Aktivkohle - Vom Versuch zum technischen Maßstab, Aktivkohle in der Abwasserreinigung“ am 23./24. Juni 2010 im Stadthaus N1, Mannheim. online verfügbar unter: http://www.dwa-bw.de/2010_aktivkohle/Vortrag_11.pdf, Zugriff am 06.03.2012.
- Anderson, G. D.; Edwards, S. F. (1986): Protecting Rhode Island's Coastal Salt Ponds: An Economic Assessment of Downzoning, in: Coastal Zone Management Journal, Vol. 14(1/2), S. 67-91.
- Agerstrand, M., Wester, M., Rudén, C. (2009): The Swedish Environmental Classification and Information System for Pharmaceuticals--an empirical investigation of the motivations, intentions and expectations underlying its development and implementation. Environ Int., 35(5): 778-786.
- Arge (2011): Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen. Schlussbericht Phase 1 der „Arbeitsgemeinschaft Spurenstoffe NRW, Teilprojekt 6“ (arge), gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV), online verfügbar unter: http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Arzneimittelr_Abschlussbericht.pdf, Zugriff am 26.03.2012.
- Arlinghaus, R. (2004): Angelfischerei in Deutschland – eine soziale und ökonomische Analyse, Berichte des IGB, Heft 18/2004, Berlin.
- Arrow, K. u.a. (1993): Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation (<http://www.darp.noaa.gov/library/pdf/cvblue.pdf>, 27.01.2012).
- ARW Arbeitsgemeinschaft Rhein-Wasserwerke (2010): 66. Jahresbericht 2009. Köln
- ARW, ATT, AWBR, DVGW, AWWR, AWE (2010): Memorandum - Forderungen zum Schutz von Fließgewässern und Talsperren zur Sicherung der Trinkwasserversorgung. Februar 2010
- ARW Arbeitsgemeinschaft Rhein-Wasserwerke (2011): 67. Jahresbericht 2010. Köln
- AWWR (2012) Trinkwasser noch sicherer: Ruhrwasserwerke investieren 300 Millionen Euro bis 2018 in vorsorgliche Sicherheitsbarrieren. Pressemitteilung AWWR und Ruhrverband, Essen, 28.09.2012. http://www.awwr.de/fileadmin/download/news/PM_RGB_%202011.pdf

- ATV (1992): ATV-A 128 - Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen
- ATV (1995): ATV-A 203 Abwasserfiltration durch Raumfilter nach biologischer Reinigung
- Auckenthaler A., Huggenberger P. (2003): Pathogene Mikroorganismen im Grund- und Trinkwasser, Birkhäuser Verlag, Basel Boston Berlin
- Austria-Codex Fachinformation (2001): Österreichische Apotheker-Verlagsges., Wien.
- AwwaRF (2007) Nanofiltration Retention Models for Organic Contaminants. Report prepared by J.A.M.H Hofmann, A.J. Gijsbertsen and E. Cornelissen, Kiwa Water Research, jointly sponsored by Awwa Research Foundation
- Azevedo, C.; Herriges, J.; Kling, C. (2001): Valuing Preservation and Improvements of Water Quality in Clear Lake, Staff Report 01-SR 94, Iowa.
- Bach, M. et al. (2005): Pesticides in rivers – Assessment of source apportionment in the context of WFD, European Water Management Online; Official Publication of the European Water Association
- Bach, M., Frede, H.-G. (2012): Trend of Herbicide Loads in the River Rhine and its Tributaries. Integrated Environmental Assessment and Management, Vol. 8, No. 3, 543-552
- BAFU, (2008): Kostenstudie Massnahmen in ARA zur weitergehenden Elimination von Mikroverunreinigungen; Winterthur, Oktober 2008
- BAFU (2009): Ozonung von gereinigtem Abwasser - Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf. Studie der Eawag im Auftrag des BAFU und des AWEL (Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft) des Kantons Zürich. Juni 2009.
- BAFU (2009): Mikroverunreinigungen in den Gewässern; <http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01051/index.html?lang=de>
- BAFU (2011): Traitement des micropolluants dans les eaux usées - Rapport final sur les essais pilotes à la STEP de Vidy (Lausanne). Etude réalisée par le Service d'assainissement de la Ville de Lausanne sous mandat de l'OFEV. Janvier 2011
- BAFU, (2012): Kosten der Elimination von Mikroverunreinigungen im Abwasser; Bern, April 2012
- Barbier, E. (1992): Valuing Environmental Functions: Tropical Wetlands, Discussion Paper, London
- Bateman et al. (2008): AquaMoney: UK Case Study Report, verfügbar unter: http://www.aquamoney.org/sites/download/D38_Case_study_report_Humber_UK.pdf.

- Bateman, I. (2006): Does Phosphate Treatment for Prevention of Eutrophication Pass the Benefit-Cost-Test? CSERGE Working Paper EDM 06-13.
- BASF (1996): Determination of the Chronic Toxicity of Trilon BD to the water flea *Daphnia Magna* Straus. Project Number 96/0498/51/1
- Baumann, W., Herberg-Liedtke, B. (1996): Chemikalien in der Metallbearbeitung. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Bayrisches Landesamt für Wasserwirtschaft, (2003): Abwasserdesinfektion auf der Kläranlage Wolfertshausen und Starnberg
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (2006): Chemikalien in der Umwelt – Vorkommen, Belastungspfade, Regelungen. Augsburg
- Bayerisches Landesamt für Umwelt LFU (2011): Auswirkungen der Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) auf Regenbogenforellen. Abschlussbericht zum F&E-Vorhaben 76e 040100 94
- Becker, H. et al. (2005): Management regionaler Flusseinzugsgebiete in Deutschland (REGFLUD) – Rahmenbedingungen und Politikoptionen bei diffusen Nährstoffeinträgen (N und P) der Landwirtschaft in den Rhein und in die Ems - Zahlungsbereitschaft- und Nutzen-Kosten Analyse (ZANK), Projekt gefördert durch das BMBF, Förderkennzeichen: 0330039.
- Beier, S. (2010): Elimination von Arzneimitteln aus Krankenhausabwasser. Dissertation RWTH Aachen, Gewässerschutz - Wasser - Abwasser (GWA), Band 222., Ges. z. Förderung d. Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen e.V.
- Benstöm, F.; Rolfs, T.; Stepkes, H.; Montag, D.; Pinnekamp, J. (2012): Einsatz von granulierter Aktivkohle auf der Kläranlage Düren. Gewässerschutz - Wasser - Abfall, Band 230, Tagungsband zur 45. Essener Tagung, Hrsg. Pinnekamp, J., Aachen 2012.
- Berg, P. (2002) Rückhaltung von in der Trinkwasseraufbereitung relevanten organischen Spurenstoffen durch Nanofiltrationsmembranen; Dissertationsschrift
- Bergstrom, J.C (1996): Current Status of Benefits Transfer in the U.S.: A Review, in: Diskussionsschrift 1-16.
- Bernath, Katrin / von Felten, Nana / Bühler, Reto (2012): Volkswirtschaftliche Beurteilung von Varianten zur Finanzierung der Elimination von Mikroverunreinigungen im Abwasser. Ergänzung der bestehenden Beurteilung nach Anpassung des Finanzierungsmodells. Schlussbericht, überarbeitete Fassung vom 5. April 2012. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU), Zollikon.

- Biebersdorf, N. et al., (2011): DWA Seminar Weitergehende Abwasserreinigung-Möglichkeiten zur Integration einer Aktivkohleadsorption in bestehende kommunale Kläranlagen 18. Januar 2011, Bonn
- Bischoff, K., Feuerpfeil, I. (2001): Belastungen von Trinkwassertalsperren und ihrem Einzugsgebiet mit Parasiten (Cryptosporidium - Oocysten und Giardia - Cysten) und ausgewählten potentiell pathogenen Bakterien als hygienisches Risiko bei der Trinkwasseraufbereitung. Umweltmedizinischer Informationsdienst 1/2001, 3 -11
- Bliem, M. Getzner M. (2008): Valuation of ecological restoration benefits in the Danube River basin using stated preference methods – Report on the Austrian case study results, verfügbar unter: http://www.aquamoney.org/sites/download/D35a_Case_study_report_Danube_Austria.pdf.
- Blume, H.-P., Horn, R., Kandeler, E., Kagel-Knabner, I., Kretzschmar, R., Stahr, K., Wilke, B. M. (2010): Lehrbuch der Bodenkunde, 16. Auflage, Springer, Heidelberg.
- BMF-Schreiben vom 15.12.2000: IV D 2 -S 1551 -188/00.
- BMU: Bundesministerium für Wirtschaft und Arbeit (Hrsg.) (2005): Wasserleitfaden – Leitfaden zur Herausbildung leistungsstarker kommunaler und gesamtwirtschaftlicher Unternehmen der Wasserver- und Abwasserentsorgung, Berlin.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 2010): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OGewV).- Entwurf, Stand 01.08.2010
- BMU (2011): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung-OGewV). Bundesgesetzblatt, 1429-1469
- Bockstael, N. E.; McConnell, K.E.; Strand, I. E. (1989): Measuring the Benefits of Improvements in Water Quality: The Chesapeake Bay, in: Marine Resource Economics, Vol. 6(1), S. 1-18.
- Böhler, M.; Zwischenpflug, B.; Grassi, M.; Behl, M.; Neuenschwander, S.; Siegrist, H. (2011): Aktivkohle dosierung in den Zulauf zur Sandfiltration Kläranlage Kloten/Opfikon (ergänzende Untersuchungen zum Projekt Strategie Micropol), online verfügbar unter: http://www.eawag.ch/forschung/eng/schwerpunkte/abwasser/aktivkohle/abschlussbericht_aktivkohle.pdf, Zugriff am 27.03.2012.
- Bolle, F.-W., (2011): Abschlussbericht Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen – Phase I, Aachen
- Bornemann, C.; Hachenberg, M.; Kazner, C.; Herr, J.; Jagemann, P.; Lyko, S.; Benstöm, F.; Montag, D.; Platz, S.; Wett, M.; Kaub, J. M.; Kolisch, G.; Osthoff, T.; Rolfs, T.; Stepkes, H. (2011): Teilprojekt 5: Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere

- kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle. Zwischenbericht, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, zum 31.5.2011 (unveröffentlicht).
- Bornemann, C.; Hachenberg, M.; Yüce, S.; Herr, J.; Jagemann, P.; Lyko, S.; Benstöm, F.; Montag, D.; Platz, S.; Wett, M.; Biebersdorf, N.; Kaub, J. M.; Kolisch, G.; Osthoff, T.; Taudien, Y.; Rolfs, T.; Stepkes, H. (2012): Teilprojekt 5: Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle. Abschlussbericht, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, zum 31.5.2012 (unveröffentlicht)
- Bornemann, C. (2012): Persönliche Auskunft Frau Dipl.-biol. Catrin Bornemann am 09.02.2012
- Bortz, J., Schuster, C. (2010): Statistik für Human- und Sozial, 7. vollst. überarb. u. aktualisierte Aufl., Springer, Berlin.
- Bosch, A. (1998): Human enteric viruses in the water environment: a minireview. *Int Microbiol.* 1, 191-196.
- Bosenius, U. (2001): Die Wasserrahmenrichtlinie, in: *Wasser & Boden*, 53. Jg., Heft 1+2, S. 27-32.
- Boyle, K.; Kuminoff, N.; Parmeter, C.; Pope, J. (2010): The Benefit Transfer Challenges, in: *Annual Review of Resource Economics*, vol. 2, issue 1, S. 161-182
- Boyle, K.J./Bergstrom, J.C. (1992): Benefit Transfer Studies: Myth, Pragmatism and Idealism, in: *Water Resources Research*, Vol. 28 (3), S. 657-663.
- Brackemann, H., Ewens, H.-P., Interwies, E., Kraemer, A. R., Quadflieg, A. (2002): Die wirtschaftliche Analyse nach der EG-Wasserrahmenrichtlinie, in: *Wasser und Abfall*, 4. Jg., Heft 3, S. 38-43.
- Bräuninger, M. u.a. (2007): Gesundheitsentwicklung in Deutschland bis 2037 – Eine volkswirtschaftliche Kostensimulation. *HWWI-Policy*, Paper 1-6 des HWWI-Kompetenzbereiches Wirtschaftliche Trends, Hamburg.
- Brookshire, D.; Neill, H.. (1992): Benefit Transfers: Conceptual and Empirical Issues, in: *Water Resources Research*, Vol. 28, No. 3, S. 651-655.
- Brouwer, R. (1998): Future research priorities for valid and reliable environmental value transfer, in *CSERGE Working Paper GEC 98-28*.

- Brouwer, R.; Spaninks, F. (1999): The Validity of Environmental Benefits Transfer: Further Empirical Testing, in *Environmental and Resource Economics*, Vol. 14, S. 95-117.
- Brouwer, R. (2000). Environmental value transfer: state of the art and future prospects. *Ecological Economics* 32.
- Brox, J. A.; Kumar, R. C.; Stollery, K. R. (1996): Willingness to pay for water Quality and supply enhancements in the Grand River watershed, in: *Canadian Water Resources Journal*, Vol. 21(3), S. 275-288.
- Bundesamt für Umwelt (BAFU) der Schweizerischen Eidgenossenschaft. Abschlussberichte der Pilotversuche in Regensdorf (2009) und Vidy/Lausanne (2011)
- Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (2010): Absatz an Pflanzenschutzmitteln in der Bundesrepublik Deutschland: Ergebnisse der Meldungen gemäß § 19 Pflanzenschutzgesetz für das Jahr 2010
- Bund/Länderausschuss für Chemikaliensicherheit (BLAC) (2003): Arzneimittel in der Umwelt - Auswertung der Untersuchungsergebnisse. Hamburg.
- Buzby, J.C. and Roberts, T. (1997): Economic costs and trade impacts of microbial foodborne illness. *World Health Stat. Q* 50, 57-66
- BVL (2007): BVL setzt die Anwendung tolylfluoridhaltiger Pflanzenschutzmittel im Freiland aus. Fachmeldung vom 21.02.2007
- Cameron, T. A.; Huppert, D. D. (1989): OLS versus ML Estimation of Non-market Resource Values with Payment Card Interval Data, in: *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 17(3), S. 230-246.
- Carducci, A., Battistini, R., Rovini E., Verani, M. (2008): Viral Removal by Wastewater Treatment: Monitoring of Indicators and Pathogens. *Food and Environmental Virology*, Volume 1, Number 2, 85-91
- Carson, R. T.; Mitchell, R. C. (1993): The Value of clean Water: The Public's Willingness to Pay for Boatable, Fishable, and Swimmable Quality Water, in: *Water Resources Research*, Vol. 29(7), S. 2445-2454.
- Carson, R.T. (2000): Contingent Valuation: A User's Guide, in: *Environmental Science and Technology*, Vol. 34, No. 8, S. 1413-1418
- Clonts, H. A.; Malone, J. W. (1990): Preservation Attitudes and Consumer Surplus in Free Flowing Rivers, in: Vining, Joanne (Hrsg.): *Social Science and Natural Resource Recreation Management*, Boulder, CO, S. 301-315.

- Croke, K.; Fabian, R. G.; Brenniman, G. R. (1986): Estimating the Value of Improved Water Quality in an Urban River System, in: *Journal of Environmental Systems*, Vol. 16(1), S. 13-24.
- Cronin, F. J.; Herzeg, K. (1982): *Valuing Nonmarket Goods Through Contingent Markets*, Report PNL-4255, Pacific Northwest Laboratory, Richland, WA.
- Crowther, J., Kay, D., Wyer, M.D. (2002): Faecal-indicator concentrations in waters draining lowland pastoral catchments in the UK: relationships with land use and farming practices
- Dame, F. (2012): Verdorbener Aalschmaus, erschienen in der Westfälischen Rundschau vom 18. Juli 2012.
- Dangendorf, F. (2003): Trinkwasserbedingte gastrointestinale Infektionen auch in Deutschland? Dissertation, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn
- Dazio, Matteo; Bachelor Thesis FHNW Hochschule für Life Sciences 2011: Lebenszyklus-Analysen für weitergehende Behandlungsmassnahmen zur Verminderung des Eintrags von Mikroverunreinigungen in die Umwelt
- DECHEMA (2012): BMBF-Fördermaßnahme RiSKWa – Risikomanagement von neuen Schadstoffen und Krankheitserregern im Wasserkreislauf. online verfügbar unter: http://www.riskwa.de/_img/article/RISKWA_Broschuere.pdf, Zugriff am 26.03.2012.
- Derlet, R.W., Ger, K. A., Richards, J.R., Carlson, J.R. (2008): Risk factors for Coliform Bacteria in Backcountry Lakes and Streams in the Sierra Nevada Mountains: A 5-Year Study. *Wilderness and Environmental Medicine* 19, 82-90
- Desvousges, W. H.; Smith, V. K.; McGivney, M. P. (1983): *A Comparison of Alternative Approaches for Estimating Recreation and Related Benefits of Water Quality Improvements*, U.S. Environmental Protection Agency, Economic Analysis Division, Washington, D. C.
- Desvousges, W.; Naughton, M.; Parsons, G. (1992): Benefit Transfer: Conceptual Problems in Estimating Water Quality Benefit Using Existing Studies, in *Water Resources Research* Vol.28, No.3, S. 675-683
- De Zoysa, A. D. N. (1995): A benefit evaluation of programs to enhance groundwater quality, surface water quality and wetland habitat in Northwest Ohio, Dissertation, The Ohio State University.
- Dienel, H.-L. (2009): Citizens' Juries and Planning Cells: Deliberative Democratic Processes for Consultation on Conflictual Problems, in: *Shanghai Institute of Administrative Law* (Hrsg.): *Public Participation in Local Decision-Making: China and Germany*, S. 159-179.

- Dieter, H.H. (2011): Grenzwerte, Leitwerte, Orientierungswerte, Maßnahmenwerte - Aktuelle Definitionen und Höchstwerte. Umweltbundesamt Dessau-Roßlau, Am 16.12.11 aktualisierte Fassung des Textes aus: Bundesgesundheitsbl 52 (2009) 1202---1206.
- Dieter, H.H., Götz, K., Kümmerer, K., Rechenberg B., Keil, F. (2010): Handlungsmöglichkeiten zur Minderung des Eintrags von Humanarzneimitteln und ihren Rückständen in das Roh- und Trinkwasser. Umweltbundesamt Dessau-Roßlau, <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-medien/4024.html>
- Dieter, H.H., Schmidt R. (2011): Ästhetik und Akzeptanz des aufbereiteten Wassers. In: Lozán, J. L., H. Graßl, P. Hupfer, L. Menzel, E. Raschke, Ch.-D. Schönwiese (Hrsg.), Warnsignal Klima: Genug Wasser für alle? E-Book (3. Auflage) 165-172
- DIN 4045, (2003): Abwassertechnik – Grundbegriffe
- Dinkel F., C. Stettler (2004) Aktualisierung und Erweiterung Methode UBP – Beurteilung ARA, unveröffentlichtes Dokument im Rahmen eines Projektes des VSA
- Dinkel F. (2005): Ökologischer Variantenentscheid: Klärschlammverwertung Zürich (KSV), ERZ Zürich, 2005
- Dinkel F., E. Franov (2008) Ökobilanzen zwischen Aussagekraft und blinder Normentreue Was heisst schon „korrekte Ökobilanzen“? in Umwelt Perspektiven, 2008
- Dohmann, M. (2003): Spurenstoffe in der Umwelt – Ein Spannungsfeld zwischen umweltpolitischen Anforderungen und Strategien zur Entfernung. In: Th. Track, G. Kreysa (Hrsg.) Spurenstoffe in Gewässern: Pharmazeutische Reststoffe und endokrin wirksame Substanzen, 1-20
- Dohmann, M., Herbst, H., Schilling, S., (2005): Kosten der gezielten Elimination organischer Spurenstoffe aus Abwässern, Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, ISBN 3-932590-91-0, S. 34-1 – 34-10
- Dreyer, LC, Niemann, AL and Hauschild, MZ (2003) Comparison of Three Different LCIA Methods: EDIP97, CML2001 and Eco-indicator 99 - Does it matter which one you choose? The International Journal of Life Cycle Assessment, Volume 8, Number 4, 191-200, DOI: 10.1007/BF02978471
- Dupont, D. P. (2003): CVM Embedding Effects When There Are Active, Potentially Active and Passive Users of Environmental Goods, in: Environmental and Resource Economics, Vol. 25, S. 319–341.
- DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW) (2006): Organische Spurenstoffe in der Wasserversorgung. Veröffentlichungen aus dem Technologiezentrum Wasser Karlsruhe, Bd. 30, Karlsruhe

- DWA, (2009): Klärschlammstage 2009
- DWA (2010): Anthropogene Spurenstoffe im Gewässer. DWA Position. Hennef
- DWA (2011): Merkblatt DWA M-810: Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen, 8.Aufl., Hennef.
- dwif-Consulting GmbH (2011): Radfahrer generieren Umsätze in Höhe von 26,9 Mio. € am Ruhrtalradweg (<http://www.dwif.de/de/aktuelles/news/radfahrer-generieren-umsaetze-in-hoehe-von-269-mio.-euro-am-ruhrtalradweg.html>, 14.6.2012).
- CHA (European Chemicals Agency) (2008a): Characterisation of dose [concentration]-response for environment. In: ECHA (ed.): Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Chapter R.10, Helsinki, 65 S.
- ECHA (European Chemicals Agency) (2008b): Hazard Assessment. In: ECHA (ed.): Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Part B, Helsinki, 47 S.
- ecoinvent 2006: Ökoinventare von Energiesystemen, Transporten und Grundmaterialien, Version 2.2, 2010
- EGWRRL: Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.
- Elsasser, P. (1996): Der Erholungswert des Waldes. Monetäre Bewertung der Erholungsleistung ausgewählter Wälder in Deutschland (= Schriften zur Forstökonomie, hrsg. v. V. Bergen, H. D. Brabänder, Bd. 11), Frankfurt am Main.
- Elsasser, P.; Meyerhoff, J. (2001): Mögliche Rolle kontingenter Bewertungen für die Umweltpolitik, in: Elsasser, P.; Meyerhoff J. (Hrsg.) (2001): Ökonomische Bewertung von Umweltgütern – Methodenfragen zur Kontingenten Bewertung und praktische Erfahrungen im deutschsprachigen Raum, S. 309-322. Metropolis Verlag, Marburg.
- Endres, A. (2007): Umweltökonomie, 3. Aufl., Stuttgart.
- Entec UK Limited (2011): Technical Support for the Impact Assessment of the Review of Priority Substances under Directive 2000/60/EC - Substance Assessment: Terbutryn -. London, 59p
- Enxing, K., Grünebaum, T., Jardin, N., Rath, L., Sadowski, A. (2009): Spurenstoffelimination durch Ozonierung und Aktivkohle: Planung, Bau der großtechnischen Versuchsanlage auf der Kläranlage Schwerte. Aachener Schriften zur Stadtentwässerung (Hrsg. J. Pinnekamp), Band 13, ISBN: 978-3-938996-06-5, 10. Kölner Kanal und Kläranlagen Kolloquium 2009, Aachen.

- Escher, B., Rebekka Baumgartner, Mirjam Koller, Karin Treyer, Judit Lienert, Christa S. McArdell (2011) Environmental toxicology and risk assessment of pharmaceuticals from hospital wastewater, Wat. Res. 45, 75-92
- EU (Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union) (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.- Amtsblatt der Europäischen Union, L 327, 1-72
- EU (2006): Richtlinie 2006/7/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15.02.2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG. Amtsblatt der Europäischen Union, L64/37-L64/51
- EU (Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union) (2008): Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/146/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG und zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG.- Amtsblatt der europäischen Gemeinschaften, L 348, 84-97
- EU (Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union) (2012): Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik. Brüssel 31.01.2012
- EU Projekt NEPTUNE (New Sustainable Concepts and Processes for Optimization and Upgrading Municipal Wastewater and Sludge Treatment), <http://www.eu-neptune.org/>
- EU-RAR (2004): European Union Risk Assessment Report, edetic acid (EDTA).- European Chemicals Bureau, Vol. 49, 141 S.
- EU-RAR (2008): European Union Risk Assessment Report, 1,3,4,6,7,8-Hexahydro-4,6,6,7,8,8-Hexamethylcyclopenta-g-2-Benzopyran (HHCB).- European Chemicals Bureau, 240 S.
- EU, European Union (2008): European Union Risk Assessment Report TRIS(2-CHLORO-1-METHYLETHYL) PHOSPHATE (TCPP)
- Europäische Chemikalienagentur, (2010): Nachweis über gesundheitsgefährdende, krebserregende Chemikalien in verschiedenen Produkten. Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen, 15. Auflage; http://www.umwelt.nrw.de/umwelt/pdf/abwasserbeseitigung_nrw.pdf

- European Commission (2009): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 20. Guidance Document on Exemptions to the Environmental Objectives, Luxembourg.
- Exner, M. (2007): Zur Bedrohung durch Infektionskrankheiten – Notwendigkeit einer Reform der Infektionshygiene. Rudolf-Schülke-Stiftung (Hrsg.), mhp-Verlag; Wiesbaden
- Exner, M., Koch, C. (2011): Strategien zur Kontrolle mikrobiologischer Risiken in Roh- und Trinkwasser. Umweltmed. Forsch. Prax. 16, 40-56
- Expertenkommission Reine Ruhr (2009): Erster Zwischenbericht des Programms „Reine Ruhr“. Strategie zur Verbesserung der Gewässer- und Trinkwasserqualität. April 2009, Düsseldorf
- Expertenkommission Reine Ruhr (2012): Vom Programm „Reine Ruhr“ zur Strategie einer nachhaltigen Verbesserung der Gewässer- und Trinkwasserqualität in Nordrhein-Westfalen. Statusbericht, Februar 2012, Düsseldorf
- Farber, S.; Griner, B. (2000): Valuing watershed quality improvements using conjoint analysis, in: Ecological Economics, Vol. 34, S. 63–76.
- Fath, A. (2011) Elektrochemischer PFT-Abbau in Galvanikindustrieabwässern und Entwicklung einer PFT-Recyclinganlage“;Abschlussbericht, Projekt gefördert durch das Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg, Projektnummer: 282/2009
- Faucheux, S./ Noël, J.-F. (2001): Ökonomie natürlicher Ressourcen und der Umwelt, Marburg.
- Feess, E. (2007): Umweltökonomie und Umweltpolitik, 3.Aufl., München.
- Ferrari, B.; Paxéus, N.; Lo Giudice, R.; Pollio, A; Garrii, J., (2003): Ecotoxicological impact of pharmaceuticals found in treated wastewaters: study of carbamazepine, clofibric acid and diclofenac. Ecotoxicology and Environmental Safety, 55, 359-370
- Ferrari B, Mons R, Vollat B, Fraysse B, Paxeus N, Giudice R L, Pollio A, Garric J (2004): Environmental risk assessment of six human pharmaceuticals: Are the current environmental risk assessment procedures sufficient for the protection of the aquatic environment. Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 23, No. 5:1344–1354
- Föllmann, W. & J. Wober (2006): Investigation of cytotoxic, genotoxic, mutagenic, and estrogenic effects of the flame retardants tris-(2-chloroethyl)-phosphate (TCEP) and tris-(2-chloropropyl)-phosphate (TCPP) in in vitro. Toxicology Letters 161 (2): 124–134.

- Frischknecht, R., R. Steiner, und N. Jungbluth, Ökobilanzen: Methode der ökologischen Knappheit – Ökofaktoren 2006. Methode für die Wirkungsabschätzungen in Ökobilanzen. Öbu SR 28/2008
- Fritz, S. (2006): Ökonomischer Nutzen „weicher“ Kennzahlen, 2.Aufl., Zürich.
- Gälli, R., Schärer, Michael, Ort, Christoph (2009): Mikroverunreinigungen in den Gewässern. Bewertung und Reduktion der Schadstoffbelastung aus der Siedlungsentwässerung, Bundesamt für Umwelt (BAFU) Schweiz, Bern.
- Gallenkemper, M. (2005) Verhalten endokrin wirksamer Substanzen bei der Nanofiltration von wässrigen Medien. Dissertation, RWTH Aachen, Shaker Verlag, ISBN 3-8322-4056-X
- Gassen, M., (1998): Erste Erfahrungen über den Betrieb und die Wirtschaftlichkeit von Festbettreaktoren auf deutschen Kläranlagen, 31. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, 25.03 bis 27.03.1998, Essen
- Gasser Patrick (2006), Ökonomische und ökologische Analyse von UV-Anlagen für die Trinkwasserdesinfektion im Versorgungsbereich der Industriellen Werke Basel, FHNW, CH 4123 Muttenz
- Gehring, K., Balgheim, R., Meinlschmidt, E., Schleich-Saidfar, C. (2012): Prinzipien einer Anti-Resistenzstrategie bei der Bekämpfung von *Alopecurus myosuroides* und *Apera spica-venti* aus Sicht des Pflanzenschutzdienstes. Julius-Kühn-Archiv 434 (2012): 89-101
- GEMEINSAMER BUNDESAUSSCHUSS, (2008): Qualitätsberichte der Krankenhäuser
- Georgiou, S. (2000): Contingent Ranking and Valuation of River Water Quality Improvements: Testing for Scope Sensitivity, Ordering and Distance Decay Effects.
- Girones, R., Ferrús, M. A., Alonso, J. L., Rodriguez-Manzano, J., Calgua, B., de Abreu Corrêa, Hundesa, A., Carratala, A., Bofill-Mas, S. (2010): Molecular detection of pathogens in water – The pros and cons of molecular techniques. Water Research 44, 4325-4339
- Glocke (2011): Die Glocke, Gütersloher Lokalnachrichten, Abruf: 28.12.2011, 17.46 Uhr (<http://www.die-glocke.de/lokalnachrichten/kreisguetersloh/guetersloh/Klaerwerk-experimentiert-mit-Aktivkohle-49901dc7-a247-44d6-9cf1-a81ad29ab18e-ds>)
- Goedkoop M., R. Spriensma, The Eco-Indicator 99, A damage oriented method for Life Cycle Assessment, Pré Consultants B. V., Amersfoort, 1999

- Goedkoop M.J., Heijungs R, Huijbregts M., De Schryver A.;Struijs J., Van Zelm R, ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level; First edition Report I: Characterisation; 6 January 2008
- Görlach, B.; Interwies, E. (2004): Assessing Environmental and Resource Costs in the Water Framework Directive: The Case of Germany, Berlin.
- Götz K, Keil F (2007): Medikamentenentsorgung in privaten Haushalten: Ein Faktor bei der Gewässerbelastung mit Arzneimittelwirkstoffen? UWSF–Z Umweltchem Ökotox 19 (3) 180–188.
- Götz, C.W., C. Abegglen, C.S. Mc Ardell, M. Koller, H. Siegrist, J. Hollender (2010): Mikroverunreinigungen Beurteilung weitergehender Abwasserreinigungsverfahren anhand Indikatorsubstanzen. GWA 4: 1-9
- Götz, C., Bergmann S. 2012. Eintrag von Arzneimitteln in nordrhein-westfälische Gewässer. Fachsymposium Mikroschadstoffe, Düsseldorf, 21.Juni 2012
- Götze, U. (2008): Investitionsrechnung, 6. Aufl., Heidelberg.
- Grossmann, M. u.a. (2010): Ökonomische Bewertung naturverträglicher Hochwasservorsorge an der Elbe, Bonn-Bad Godesberg.
- Grottker, M., Stresius, I., Krause, N., Holzapfel, I. (2006): Verbesserung und Sicherstellung der Badewasserqualität im Kreis Rendsburg-Eckernförde II
- Grünebaum, T. et al., (2012): Weitergehende Spurenstoffelimination mittels dynamischer Rezirkulation auf der Kläranlage Schwerte des Ruhrverbandes Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, ISBN 978-3-938996-36-2, S. 57-1 – 57-17
- Gysling, E. (2004): COX-2-Hemmer: die besseren Antirheumatika. Pharma-Kritik 26 (1)
- Hagendorf, U., Bartocha, W., Diehl, K., Feuerpfeil, I., Hummel, A., Lopez-Pila, J. und Szewzyk, R. (2002): Mikrobiologische Untersuchungen zur seuchenhygienischen Bewertung naturnaher Abwasserbehandlungsanlagen. WaBoLu-Heft 3/02
- Hamza, I. A., Jurzik, L. Überla, K. and Wilhelm, M. (2011): Evaluation of pepper mild mottle virus, human picobirnavirus and Torque teno virus as indicators of fecal contamination in river water. Water Research 45, 1358-1368
- Hanley, N.; Spash, C. (1993): Cost-Benefit Analysis and the Environment, Aldershot.
- Hanley, N.; Wright, R.; Adamowicz, V. (1998): Using Choice Experiments to Value the Environment, in: Environmental and Resource Economics 11(3–4), S. 413-428.

- Hanley, N. et al. (2006): Estimating the economic value of improvements in river ecology using choice experiments: an application to the water framework directive, in: Journal of Environmental Management 78 (2006) 183–193.
- Hanley, N./ Shogren, J.F./ White, B. (2007): Environmental Economics in Theory and Practice, 2nd ed., Basingstoke u.a.
- Hanusch, H. (2011): Nutzen-Kosten-Analyse, 3.Aufl., München.
- Hasler, B. et al. (2009): DENMARK - Assessing Economic Benefits of Good Ecological Status under the EU Water Framework Directive. Testing practical guidelines in Odense River basin, CASE STUDY REPORT, verfügbar unter:http://www.aquamoney.org/sites/download/D40_Case_study_report_Odense_Denmark.pdf.
- Hayes, K. M.; Tyrrell, T. J.; Anderson, G. (1992): Estimating the Benefits of Water Quality Improvements in the Upper Narragansett Bay, in: Marine Resource Economics, Vol. 7(1), S. 75-85.
- Hecht, D.; Werbeck, N. (2010): Verfahren zur Bewertung wasserwirtschaftlicher Dienstleistungen - Studie, dynaklim- Publikation Nr. 02 (http://dynaklim.de/dynaklim/dms/templating-kit/themes/dynaklim/pdf/publikationen/Publikationen/dynaklim-Publikation-02-Okt-2010_Homepage0/Nr.%2002%20Oktober%202010%20Verfahren%20zur%20Bewertung%20wasserwirtschaftlicher%20Dienstleistungen.pdf).
- Heijungs R., J.B. Guinée, G. Huppes, R.M. Lankreijer, H.A. Udo de Haes, A. Wegener Sleeswijk, A.M.M. Ansems, P.G. Eg-gels, R. van Duin, H.P. de Goede, 1992a. Environmental Life Cycle Assessment of Products; Guide; Report Nr. 9266, CML, Leiden
- Heijungs R., J.B. Guinée, G. Huppes, R.M. Lankreijer, H.A. Udo de Haes, A. Wegener Sleeswijk, A.M.M. Ansems, P.G. Eg-gels, R. van Duin, H.P. de Goede, 1992b. Environmental Life Cycle Assessment of Products; Backgrounds, Report Nr. 9267, CML, Leiden
- Hem, L. J., Weideborg, M., Schram, E. (2000): Degradation and toxicity of additives to de-icing fluids; the effect of discharge of such fluids to municipal wastewater treatment, Proceedings from 2000 WEF and Purdue Univ. Industrial Wastes Technical Conference, St. Louis, USA, May 21–24, 2000
- HERBST, T; NENDZA, M. (2010): Entwicklung von Umweltqualitätsnormen für Schadstoffe des Anhangs VIII WRRL.- siehe auch: http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb_prod/WaBoAb/Vorhaben/L

- AWA/Vorhaben_des_Ausschusses_Oberflaechengewaesser_und_Kuestengewaesser_%28AO%29/O_5.07/Abschlussbericht_LAWA_QN-V_100317.pdf
- Herbst, H., Hilbig, R., (2012): Machbarkeitsstudie Einbindung einer Anlage zur Spurenstoffelimination mittels Aktivkohle in die Abwasserfiltration der Kläranlage Neuss Ost, 2012 (unveröffentlicht)
- Herriges, J. A.; Shogren, J. F. (1996): Starting Point Bias in Dichotomous Choice Valuation with Follow-Up Questioning, in: Journal of Environmental Economics and Management, Vol. 30, S. 112-131
- Hespelt, S.; Krebs, M. (2005): Perspektiven von Zahlungsbereitschaftsanalysen in partizipativen Verfahren und als Medium der Politikberatung, in: Marggraf, Rainer et al. (Hrsg.): Ökonomische Bewertung bei umweltrelevanten Entscheidungen: Einsatzmöglichkeiten von Zahlungsbereitschaftsanalysen in Politik und Verwaltung, Marburg, S. 185-208
- Hillenbrand, T.; Marscheider-Weidemann, F.; Strauch, M.; Heitmann, K.; Schaffrin, D. (2006): Emissionsminderung für prioritäre und prioritäre gefährliche Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie. Forschungsbericht 203 21 280, UBA-Texte 20/07, Dessau
- Hiller, G. (2010): Vorstellung aktueller Projekte zum Ausbau von kommunalen Klärwerken mit einer Adsorptionsstufe, Klärwerk Steinhäule Ulm. Vortrag im Rahmen des „Symposium Aktivkohle - Vom Versuch zum technischen Maßstab, Aktivkohle in der Abwasserreinigung“ am 23./24. Juni 2010 im Stadthaus N1, Mannheim. online verfügbar unter: http://www.dwa-bw.de/2010_aktivkohle/Vortrag_09.pdf, Zugriff am 06.03.2012.
- Hiller, G., (2011): Einsatz von Pulveraktivkohle auf der Kläranlage Steinhäule Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, ISBN 978-3-938996-29-4, S. 27-1 – 27-10
- Hoeger, B., Köllner, B., Dietrich, D., Hitzfeld, B. (2005): Water-borne diclofenac affects kidney and gill integrity and selected immune parameters in brown trout (*Salmo trutta f. fario*), Aquat. Toxicol., 75, 53-56
- Hoffmeister, W. (2007): Investitionsrechnung und Nutzwertanalyse, 2. Aufl., Berlin.
- Hollender, J., Zimmermann, S.G., Koepke, S., Krauss, M., Mc Ardell, C.S., Ort, C., Singer, H., von Gunten, U., Siegrist, H. (2009). Elimination of organic micropollutants in a municipal wastewater treatment plant upgraded with a full-scale post-ozonation followed by sand filtration. Environ Sci Technol., 43(20): 7862-7869.
- Hollstein, P. (2011): Analgetika-Markt: Mehr Ibuprofen, weniger ASS. Apotheke adhoc. Die Branche im Blick. <http://www.apotheke-adhoc.de/Nachrichten/Markt/16420.html> (27.9.2011)

- Homann, K. (2005): Kommunales Rechnungswesen, 6.Aufl., Wiesbaden.
- Huang, J. C.; Haab, T. C.; Whitehead, J. C. (1997): Willingness to Pay for Quality Improvements: Should Revealed and Stated Preference Data Be Combined?, in: Journal of Environmental Economics and Management, Vol. 34, S. 240-255.
- Huber, S., Popp, W. (2005): Überprüfung der Abtötung bzw. Inaktivierung ausgewählter Krankheitserreger in Abwasser durch UV-Strahlung im Vergleich zur Reduktion von Fäkalindikatorbakterien und Untersuchungen zur Wiederverkeimung. Schlussbericht, Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.)
- Hüttl, R., Benz, O. (Hrsg.) (2012): Georessource Wasser - Herausforderung Globaler Wandel. Beiträge zu einer nachhaltigen Wasserressourcenbewirtschaftung. Heidelberg, Berlin
- IKSR Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (2009): Ableitung von Umweltqualitätsnormen für die Rhein-relevanten Stoffe. Koblenz
- IKSR Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (2010a): Auswertungsbericht Humanarzneimittel. Bericht Nr. 182d und Anlagen. Koblenz
- IKSR Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (2010b): Auswertungsbericht Röntgenkontrastmittel. Bericht Nr. 187d und Anlagen. Koblenz
- IKSR Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (2011): Stoffdatenblatt Östrogene. Koblenz
- IKSR Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (2013): Auswertungsbericht Komplexbildner. Bericht Nr. 196 und Anlagen. Koblenz
- Imhoff, K. u. K. R., (2009): Taschenbuch der Stadtentwässerung, 31. Auflage, 2009
- INKA 2008: Indirekteinleiter-Kataster
- Institut für sozial-ökologische Forschung (2008): Humanarzneimittelwirkstoffe: Handlungsmöglichkeiten zur Verringerung von Gewässerbelastungen. Eine Handreichung für die Praxis. Frankfurt am Main: ISOE
- IPCC (2007) Climate Change 2007: The Physical Science Basis. In: Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.). IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change, CambridgeUniversity Press, 2007
- ISO, 2006a. ISO 14040, in Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. 2006: Geneva.

- ISO, 2006b. ISO 14040, in Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. 2006: Geneva
- IT NRW, (2009): Datenmodell „Neues Integriertes Kläranlagensystem für Kommunen und Abwasserzweckverbände (NIKLAS-KOM)“, 15. Fortschreibung
- IT NRW, (2012) Pressemitteilung 255/12 IT NRW: Wasserverbrauch in Privathaushalten sank in 15 Jahren um 12,6 Liter, Düsseldorf, den 08.11.2012; http://www.it.nrw.de/presse/pressemitteilungen/2012/pres_255_12.html und http://www.it.nrw.de/presse/pressemitteilungen/2012/pdf/255_12.pdf
- Jagemann et al., (2012): Ergebnisse der Großtechnischen Versuche zur Entfernung von Mikroverunreinigungen auf den Kläranlagen Bad Sassendorf und Duisburg-Vierlinden Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, ISBN 978-3-938996-36-2, S. 56-1 – 56-14
- Johnston, R.J.; Rosenberger, R.S. (2010): Methods, Trends and Controversies in Contemporary Benefit Transfer, in: Journal of Economic Surveys, Bd. 24 (2010), 3, S.479-510.
- Jolley, L.W., Pike, J.W., English, W.R., Hayes, J.C. (2008): Relationships between Land Use and Indicator Bacteria in a Riverine Environment
- Jungmann, D., Brust, K., Hultsch, V., Licht, O., Mählmann, J., Schmidt, J., Nagel, R. (2001): Stellenwert von Ökosystemtests bei der ökologischen Risikobewertung gefährlicher Stoffe in Oberflächengewässern. Teil II: Wirkung des Herbizides Terbutryn. UBA-FB 000261/2
- Jurzik, L., Hamza, I.A., Puchert, W., Überla, K., Wilhelm, M. (2010): Chemical and microbiological parameters as possible indicators for human enteric viruses in surface water. International Journal of Hygiene and environmental Health, 213, 210-216
- Kahle, M., Nöh, I. (2009): Biozide in Gewässern - Eintragspfade und Informationen zur Belastungssituation und deren Auswirkungen. UBA-Texte 09/09
- Keil, F., Bechmann, G., Kümmerer, K., Schramm, E. (2008): Systemic Risk Governance for Pharmaceutical Residues in Drinking Water. GAIA 17(4): 349–354
- Khan S.J. (2010), Quantitative chemical exposure assessment for water recycling schemes, Waterlines report, National Water Commission, Canberra.
- King, D.M./ Mazzotta, M.J. (2000a): Methods, Section 1: Market Price Method (http://www.ecosystemvaluation.org/market_price.htm, 5.10.2011).
- King, D.M./ Mazzotta, M.J. (2000b): Methods, Section 7: The Contingent Choice Method (http://www.ecosystemvaluation.org/contingent_choice.htm, 5.10.2011).

- King, D.M./ Mazzotta, M.J. (2000c): Methods, Section 4: Travel Cost Method (http://www.ecosystemvaluation.org/travel_costs.htm, 5.10.2011).
- King, D.M./ Mazzotta, M.J. (2000d): Methods, Section 5: Damage Cost Avoided, Replacement Cost, and Substitute Cost Methods (http://www.ecosystemvaluation.org/cost_avoided.htm, 5.10.2011).
- King, D.M./Mazzotta, M.J. (2000e): Methods, Section 3: Hedonic Pricing Method (http://www.ecosystemvaluation.org/hedonic_pricing.htm, 5.10.2011).
- Kirchhoff, S.; Colby, B.; LaFrance, J. (1997): Evaluating the Performance of Benefit Transfer: An Empirical Inquiry. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 35, S. 75-93
- Kirhensteinel., C. S., Clarke S., Musgrave H. (2011): Technical Support for the Impact Assessment of the Review of Priority Substances under Directive 2000/60/EC - Substance assessment: Diclofenac (Final Report), Entec UK Limited, European Commission (DG Environment)
- Kistemann, T., Koch, C., Herbst, S., Rechenburg, A. und Exner, M. (2001): Untersuchungen zur mikrobiellen Fließgewässerbelastung durch Kläranlagen („Swist I“). Bonn
- Kistemann, T., Christoffels, E., Koch, C., Clasen, T., Rechenburg, A. und Exner, M. (2004): Untersuchungen zur mikrobiellen Fließgewässerbelastung durch Regenentlastungen der Mischkanalisation am Beispiel der Swist („Swist II“). Bonn/Bergheim
- Kistemann, T., Christoffels, E., Franke, C., Rechenburg, A., Willkomm, M. und Exner, M. (2007): Mikrobielle Belastung der Fließgewässer aus diffusen Eintragspfaden am Beispiel der Swist („Swist III“). Bonn/Bergheim
- Kooten, C.G.v./ Bulte, E.H. (2000): *The Economics of Nature. Measuring Biological Assets*, Malden, Mass., Oxford
- Korhonen, S. M., Metsarinne, S. E., Tuhkanen, T. A. (2000) Removal of ethylenediaminetetraacetic acid (EDTA) from pulp mill effluents by ozonation. *Ozone: Science & Engineering*, 22(3): S. 279-286.
- Krämer, Walter (2011): *Die Angst der Woche. Warum wir uns vor den falschen Dingen fürchten*, München, Zürich.
- Kruse, H., et al. (2001): Erarbeitung von Bewertungsgrundlagen zur Substitution umweltrelevanter Flammenschutzmittel. Toxikologisch-ökotoxikologische Stoffprofile ausgewählter Flammenschutzmittel. Frankfurt a.M./Berlin

- Kümmerer, K., Schramm, E. (2008): Arzneimittelentwicklung: Die Reduzierung von Gewässerbelastungen durch gezieltes Moleküldesign. UWSF – Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 20 (2), 147-147
- Kümmerer, K., Al-Ahmad, A., (2010 a). Estimation of the cancer risk to humans from cyclophosphamide and ifosfamide excreta emitted into surface water via hospital effluents. Environ. Sci. Pollut. Res. 17, 486-496.
- Kümmerer, K., Hempel, M. (Hrsg., 2010 b). Green and Sustainable Pharmacy. Heidelberg, Berlin
- Kuhlmann, B., Skark, C., Zullei-Seibert, N. (2010): Definition und Bewertung von trinkwasserrelevanten Chemikalien im Rahmen der REACH-Verordnung und Empfehlungen zum Screening nach potentiell kritischen Substanzen. Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes
- Ländergemeinschaft Wasser (LAWA), (2005): KVR-Leitlinien Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen
- Landeskrankenhausplan, MAGS (2008): Ministerium für Arbeit, Gesundheit und Soziales des Landes NRW
- Lange, C., Schaefer, S., Günthert, W., Graf, P. (2009): Bewertung von Fluss(teil)einzugsgebieten, Entwicklung und Test einer Benchmarkingsystematik.
- Lant, C. L.; Roberts, R. S. (1990): Greenbelts in the Cornbelt: Riparian Wetlands, Intrinsic Values, and Market Failure, in: Environment and Planning, Vol. A 22(10), S. 1375-1388.
- LANUV NRW (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen) (2007): Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt - Literaturstudie. Fachbericht 2: 1–357. Recklinghausen
- LANUV (2009) Gesamtüberblick über die PFC- Untersuchungen in NRW, Präsentation von Sabine Bergmann auf dem Fachgespräch des MUNLV und UBA zu Polyfluorierten organischen Verbindungen (PFC) - am 19. Juni 2009, Berlin
- Larsen H.F., Hansen P.A., Boyer-Souchet F.: "Decision support guideline based on LCA and cost/efficiency". Deliverable 4.3. NEPTUNE Project (New sustainable concepts and processes for optimization and upgrading municipal wastewater and sludge treatment). EU Contract-No. 036845, August 2010.
- Larsen H.F., Olsen S.I., Hauschild M., Laurent A.: "Methodology for including specific biological effects and pathogen aspects into LCA". Deliverable 4.2. NEPTUNE Project (New

- sustainable concepts and processes for optimization and upgrading municipal wastewater and sludge treatment). EU Contract-No. 036845, October 2009.
- Lawrence, K. S., Spurgeon, J. (2006). Economic evaluation of inland fisheries: Welfare benefits of inland fisheries in England & Wales, Science Report – SC050026/SR1.
- LAWA (1997): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band I: Teil I: Konzeption zur Ableitung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer vor gefährlichen Stoffen, Teil II: Erprobung der Zielvorgaben von 28 gefährlichen Wasserinhaltsstoffen in Fließgewässern.
- LAWA-Projekt Nr. O 10.03 (2005): Projektbericht zum Forschungsvorhaben "Entwicklung von Umweltqualitätsnormen zum Schutz aquatischer Biota in Oberflächengewässern für flussgebietsspezifische Stoffe"
- LAWA Expertenkreis "Stoffe" (2010): Stoffdatenblatt PFOS, CAS 1763-23-1 (Stand 15.03.2010)
- Layenaar, M. (2008): Citizen Jury in: Kersting, Norbert (Hrsg.): Politische Beteiligung, Wiesbaden
- Lee, S, N. Quyet, E Lee, S. Kima, S. Lee, Y. D. Jung, S.H. Choi, J. Cho (2008) Efficient removals of tris(2-chloroethyl) phosphate (TCEP) and perchlorate using NF membrane filtrations, Desalination 221 (2008) 234–237
- Leisewitz, A., Kruse, H., Schramm, E. (2001): Erarbeitung von Bewertungsgrundlagen zur Substitution umweltrelevanter Flammschutzmittel. Ergebnisse und zusammenfassende Übersicht. Frankfurt a.M./Berlin
- Leisewitz, A., (2006): Flammschutzmittel: Anwendungsbereiche und Umweltvorkommen von ausgewählten bromierten und phosphororganischen Flammschutzmitteln. In: Bayerisches Landesamt für Umwelt: Chemikalien in der Umwelt – Vorkommen, Belastungspfade, Regelungen. Augsburg, S. 105-132
- Lenz K, Mahnik SN, Weissenbacher N, Mader RM, Krenn P, Hann S, Koellensperger G, Uhl M, Knasmüller S, Ferk F, Bursch W, Fuerhacker M (2007). Monitoring, removal and risk assessment of cytostatic drugs in hospital wastewater. Water Sci. Technol. 56(12), 141–149.
- Lesser, J.A./ Dodds, D.E./ Zerbe Jr., R.O. (1997): Environmental Economics and Policy, Reading, Massachusetts u.a.O.
- Levin, H.; McEwan, P. (2001): Cost-Effectiveness Analysis, 2.nd Ed., Thousand Oaks.
- LFW Bayern (Bayerisches Landesamt für wasserwirtschaft (2004): Grundwasser, Der unsichtbare Schatz, München.

- Liebe, U. (2007): Zahlungsbereitschaft für kollektive Umweltgüter - Soziologische und ökonomische Analysen, Wiesbaden.
- Liebe, U./ Meyerhoff, J. (2005): Die monetäre Bewertung kollektiver Umweltgüter Working Paper, Berlin.
- Lienert J., B. T., Escher B.I. (2007a): Reducing micropollutants with source control: substance flow analysis of 212 pharmaceuticals in faeces and urine, In: Water Science and Technology, Vol. 56 (5), S. 87-96.
- Lienert J., G. K., Escher B. (2007b): Screening Method for Ecotoxicological Hazard Assessment of 42 Pharmaceuticals Considering Human Metabolism and Excretory Routes, In: Environmental Science & Technology, Vol. 41 (12), S. 4471-4478
- Liekens, I. et al. (2010): AquaMoney Case Study Report - International Scheldt Basin, verfügbar unter: http://www.aquamoney.org/sites/download/D36_Case_study_report_international_Scheldt_basin.pdf.
- Lindesmith, L., Moe, C., Marionneau, S., Ruvoen, N., Jiang, X., Lindblad, L., Stewart, P., LePendou, J. Baric, R. (2003): Human susceptibility and resistance to Norwalk virus infection. Nat Med. 9, 548-553
- Lindner, K., et al., (2004): Entwicklung von Verfahren zur Bestimmung und Beurteilung der Trinkwassergängigkeit von organischen Einzelstoffen. ARW/VCIForschungsvorhaben,
- Loomis, J. (1992): The Evolution of a more rigorous approach to Benefit Transfer: Benefit Function Transfer, in: Water Resources Research Vol. 28, No. 3, S. 701-705.
- Loomis, J. B. (1996): How large is the extent of the market for public goods: evidence from a nationwide contingent valuation survey, in: Applied Economics, Vol. 28, S. 779-782.
- Loomis, J.B.; Kent, P.; Strange, L; Fausch, K; Covich, A. (2000): Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in an impaired river basin: results from a contingent valuation survey, in: Ecological Economics Vol.33(1), S. 103-117.
- LUA BRB Landesumweltamt Brandenburg (2002): Ökotoxikologische Bewertung von Humanarzneimitteln in aquatischen Ökosystemen – Studien und Tagungsberichte, Band 39. Potsdam, Frankfurt
- Lyke, A. J. (1993): Discrete Choice Models to Value Changes in Environmental Quality: A Great Lakes Case Study, Dissertation, Department of Agricultural Economics, University of Wisconsin-Madison.
- Magat, W.; Huber, J.; Viscusi, W. K.; Bell, J. (2000): An Iterative Choice Approach to Valuing Clean Lakes, Rivers, and Streams, in: Journal of Risk and Uncertainty, Vol. 21(1), S. 7-43.

- Margot, J.; Magnet, A.; Thonney, D.; Chevre, N.; de Alencastro, F.; Rossi, L. (2011): Traitement des micropolluants dans les eaux usées. Rapport final sur les essais pilotes à la step de Vidy (Lausanne). Hrsg.: Stadt Lausanne. Lausanne. online verfügbar unter: <http://www.lausanne.ch/DataDir/LinkedDocsObjDir/20133.pdf>, Zugriff am 26.03.2012.
- Matthews, L. G.; Homas, F. R.; Easter, K. W. (1999): Reducing Phosphorus Pollution in the Minnesota River: How Much is it Worth?, Unpublished Report, Department of Applied Economics, University of Minnesota.
- Mattison, K., Shukla, A., Cook, A., Pollari F., Friendship, R., Kelton, D., Bidawid, S., Farber, JM. (2007): Human norovirus in swine and cattle. *Emerg Infect Dis*; 13(8), 1184-1188
- Mauer, C. (2011): Technische und ökonomische Aspekte der separaten Erfassung und Behandlung von Krankenhausabwasser. Dissertation RWTH Aachen. Gewässerschutz - Wasser - Abwasser (GWA), Band 229., Ges. z. Förderung d. Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen e.V.
- McArdell C.S., K. L., Siegrist H., Kienle C., Moser R., Schwartz T. (2011): Input and Elimination of Pharmaceuticals and Disinfectants from Hospital Wastewater, Eawag: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology
- Metsärinne, S, Päivi Rantanen, Reijo Aksela, Tuula Tuhkanen (2004) Biological and photochemical degradation rates of diethylenetriaminepentaacetic acid (DTPA) in the presence and absence of Fe(III) *Chemosphere* 55 (2004) 379–388
- Metzger, J.W., Möhle, E. (2001): Flammenschutzmittel in Oberflächengewässern, Grundwässern und Abwässern: Eintragsphade und Gehalte. Stuttgart
- Metzger, S.; Kapp, H (2005): Aktivkohlebehandlung von biologisch gereinigtem Abwasser im Klärwerk Steinhäule. Vortrag bei der DWA Landesverbandstagung Baden-Württemberg am 06./07. Oktober 2005 in Friedrichshafen. Veröffentlicht im Tagungsband.
- Metzger, S.; Kapp, H. (2008): Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen. VSA-Verbandsbericht Nr. 586.
- Metzger, S. (2010): Einsatz von Pulveraktivkohle zur weitergehenden Reinigung von kommunalem Abwasser. Dissertationsschrift TU Berlin, Oldenbourg Industrieverlag München.
- Metzger, S.; Rößler, A.; Kapp, H. (2012): Erweiterung des Klärwerks Mannheim um eine Adsorptionsstufe zur Verbesserung der Abwasserreinigung. Spurenstoffbericht. Hochschule Biberach.

- Meyerhoff, J. (1999): Ökonomische Bewertung ökologischer Leistungen – Stand der Diskussion und mögliche Bedeutung für das BMBF-Programm „Ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe“, 2., korrigierte Aufl., Berlin.
- Meyerhoff, J. (2002): Der Nutzen aus einem verbesserten Schutz biologischer Vielfalt in den Elbeauen: Ergebnisse einer Kontingenten Bewertung, in: Dehnhardt, A., Meyerhoff, J. (Hrsg.) (2002): Nachhaltige Entwicklung der Stromlandschaft Elbe – Nutzen und Kosten der Wiedergewinnung und Renaturierung von Überschwemmungsauen, Studien aus dem Forschungsverbund Elbe-Ökologie des Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF), Wissenschaftsverlag Vauk Kiel Ag, Kiel.
- Meyerhoff, J., Dehnhardt, A. (2004): The European Water Framework Directive and Economic Valuation of Wetlands - The Restoration of Floodplains along the River Elbe, Working Paper on Management in Environmental Planning 11/2004.
- Meyerhoff, J., Liebe, U., Hatje U. (2006): Ökonomische Bewertung der öffentlichen Güter des Waldes, in: Meyerhoff, Jürgen; Hartje, V.; Zerbe, S. (Hrsg.): Biologische Vielfalt und deren Bewertung am Beispiel des ökologischen Waldumbaus in den Regionen Solling und Lüneburger Heide, Göttingen, S. 16-25
- Meyerhoff, J. et al. (2007): Take your swim suit along... — the value of improving urban bathing sites in the metropolitan area of Berlin, Working Paper on Management in Environmental Planning 22/2008.
- MIKROMEM - Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen durch den Einsatz der Membrantechnik. TP 7 der ARGE Spurenstoffe NRW. Entwurf des Abschlussberichtes. 2011
- Miossec, L., Le Guyader, F., Haugarreau, L. and Pommepuy, M. (2000): Magnitude of rainfall on viral contamination of the marine environment during gastroenteritis epidemics in human coastal population. Rev Epidemiol Sante Publique, 48 (Suppl 2), 2562–2571
- Mitchell, C.; Carson, R. T. (1981): An Experiment in Determining Willingness to Pay for National Water Quality Improvements, Draft Report to the U.S. Environmental Protection Agency, Washington D. C.
- Mitchell, R.; Carson, R. (1989): Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method, Washington D.C.
- MKULNV NRW, (2008): Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen, 14. Auflage
- MUNLV-Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (2009): Mikrobielle Fließgewässerbelastungen durch abwassertechnische Anlagen und diffuse Einträge.

- MKUNLV (2010): Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen, Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen; 15. Auflage
- MKUNLV (2010) Strategischer Ansatz zur Reduktion von Spurenstoffen in der aquatischen Umwelt – Projekt „Reine Ruhr“ Vortrag von Viktor Mertsch auf dem BWK-Bundeskongress 23. bis 25.09.2010 in Duisburg
- MKUNLV (2011): Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen, Ruhrverband, Lipperverband, Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISA) der RWTH Aachen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik Leibniz Universität Hannover, Aachener Verfahrenstechnik, Lehrstuhl für Siedlungsentwässerung und Umwelttechnik Ruhruniversität Bochum, Abteilung für Hygiene, Sozial- und Umweltmedizin Ruhruniversität Bochum, Technische Universität Dortmund, Grontmij GmbH, Institut für Energie- und Umwelttechnik e.V., Umwelt Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.
- MKUNLV (2013): http://www.umwelt.nrw.de/umwelt/pdf/mikroschadstoffe_aus_kommunalem_abwasser.pdf
- MKUNLV (o.J.): Fischerei, <http://www.umwelt.nrw.de/naturschutz/fischerei/index.php>.
- Moltmann, J. F. et al. (2007): Gewässerrelevanz endokriner Stoffe und Arzneimittel. UBA F + E Vorhaben FKZ 205242 05
- Mourato, S. et al. (2006): The value of a tidier Thames: willingness to pay to reduce sewage overflows, in: Pearce, D. (Ed.) (2006): Environmental Valuation in Developed Countries Case Studies, S. 293-316.
- MOSER et al. GWA, 2007 Band 87/11, Mikroverunreinigung „Vorbehandlung von Spitalabwasser“
- Muthke, T. (2002): Benefit Transfer: Eine Alternative zur primären Umweltbewertung? – Eine empirische Untersuchung zur Prognosequalität nationaler und internationaler Nutzenwertübertragungen, Dissertation an der Hohen Landwirtschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität zu Bonn.
- MUNLV (2007): Alte Arzneimittel richtig entsorgen. Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.
- MUNLV (2008): Senkung des Anteils organischer Spurenstoffe in der Ruhr durch zusätzliche Behandlungsstufen auf kommunalen Kläranlagen - Güte- und Kostenbetrachtung, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen und IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser Beratungs- und Entwicklungsgesellschaft mbH,

- Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.
- MUNLV-Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (2009): Mikrobielle Fließgewässerbelastungen durch abwassertechnische Anlagen und diffuse Einträge.
- Muñoz Ivan et al. (2009); Life cycle assessment of urban wastewater with ozonation as tertiary treatment, sc. of the total environment 407 (2009)
- Nagy M., Fürhacker M., Möbes-Hansen B., Rauchbüchl A. und Wimmer M. (2002): Gefährliche Stoffe in Oberflächengewässern - Fachgrundlagen für österreichische Programme nach Artikel 7 der Richtlinie 76/464/EWG. Datenband
- Nahrstedt, A.; Alt, K.; Barnscheidt, I.; Fritzsche, J.; Sürder, T.; Burbaum, H. und Klak, A. (2011): CSB- und Spurenstoffadsorption am Aktivkohlefestbett, Abschlussbericht des Abwasserverbands Obere Lutter, http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_AOL.pdf, abgerufen am 16.04.2012, 17.37 Uhr
- Nahrstedt, A.; Burbaum, H.; Barnscheidt, I.; Fritzsche, J. (2012): Spurenstoffelimination mit granulierter Aktivkohle auf dem Verbandsklärwerk „Obere Lutter“. Gewässerschutz - Wasser - Abfall, Band 230, Tagungsband zur 45. Essener Tagung, Hrsg. Pinnekamp, J., Aachen 2012.
- Nahrstedt A. et al. (2012): GAK zur Mikroschadstoffelimination in vorhandenen Abwasserfiltrationsanlagen: Kläranlagen Obere Lutter und Düren-Merken, 2. Fachsymposium Mikroschadstoffe 21.06.2012, Düsseldorf
- Navrud S. (1994): Economic valuation of the external costs of fuel cycles. Testing the benefit transfer approach, in: A.T. Almeida (Hrsg.): Models for Integrated Electricity Resource Planning. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, S. 49–66.
- NEPTUNE (2010): New sustainable concepts and processes for optimization and upgrading municipal wastewater and sludge treatment. FP6.
- Nera und Accent (2007): Collaborative Research Programme On River Basin Management Planning Economics Report on The Benefits of Water Framework Directive Programmes of Measures in England and Wales.
- NIKLAS-KOM, (2009): Datenmodell Neues Integriertes Kläranlagensystem für Kommunen und Abwasserzweckverbände (NIKLAS-KOM_4.1_A15), 15 Fortschreibung des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen

- N.N. (2004): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV), Deutschland
- NOAA Panel (1993): Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation.
- OECD (1998) Screening Information Data Set for TCPP,
- Oehlmann, J., Schulte-Oehlmann, U., Brauchmann, J., Oetken, M., Lutz, I., Kloas, W., Ternes, Th. A. (2006): Bisphenol A induces superfeminization in the ramshorn snail *Marisa cornuarietis* (Gastropoda: Prosobranchia) at environmentally relevant concentrations. *Environmental Health Perspectives* 114: 127-133, 2006.
- Öko-Institut (2009): PROSA – Wasserkocher. Kriterien für das Umweltzeichen für klima-relevante Produkte und Dienstleistungen. <http://www.oeko.de/oekodoc/941/2009-047-de.pdf>.
- Olsen, D.; Richards, J.; Scott, R. D. (1991): Existence and Sport Values for Doubling the Size of Columbia River Basin Salmon and Steelhead Runs, in: *Rivers*, Vol. 2(1), S. 44-56.
- Ort, C., Siegrist, H., Hosbach, H., Studer, C., Morf, L. (2007): Mikroverunreinigungen. Nationales Stoffflussmodell, In: *Gas, Wasser, Abwasser*, Vol. 87, S. 853-859.
- Ortega, J.-M. et al. (2009): Economic analysis of spatial preferences heterogeneity of water quality, Contributed Paper prepared for presentation at the International Association of Agricultural Economists Conference, Beijing, China, August 16-22, 2009.
- Ott, S. (2011): Investitionsrechnung in der öffentlichen Verwaltung, Wiesbaden.
- Papiri, S., Ciaponi, C., Capodaglio, A., Collivignarelli, C., Bertanza, G., Swartling, F., Crow, M., Fantozzi, M. und Valcher, P. (2003): Field monitoring and evaluation of innovative solutions for cleaning storm water runoff. *Wat Sci Tech*, 47(7-8): S. 327-334
- Panglisch, S. und Gimbel, (2007) Perspektiven der Nanofiltration zur Wasseraufbereitung, Vortrag auf dem Forum Wasseraufbereitung 23.10. 2007
- Pauwels, B., Verstraete, W. (2006): The treatment of hospital wastewater: an appraisal. *Journal of Water and Health* 4 (4), 405-416
- Pearce, D.W./ Turner, K. R. (1990): *Economics of Natural Resources and the Environment*, Baltimore.
- Pearce, D.W./ Atkinson, G./ Mourato, S. (2006): *Cost-Benefit Analysis and the Environment. Recent Developments*. OECD Publishing, Paris.
- Perridon, Louis; Steiner, Manfred; Rathgeber, Andreas (2009): *Finanzwirtschaft der Unternehmung*, 15.Aufl., München

- Pharmafilter, (2010): Infobroschüre Pharmafilter – ein sauberes Klinikum, eine saubere Umwelt, Innovationsrahmenprogramm des Ministeriums für Wasser und Verkehr, 2009
- PILLS (2009): Pilot Plant at Marienhospital Gelsenkirchen. Informationen der Projekthomepage. online verfügbar unter: http://www.pills-project.eu/content/136/documents/PILLS_Pilot_Plant_Marienhospital_Gelsenkirchen_con.pdf, Zugriff am 07.03.2012.
- PILLS (2011): Symposium „Arzneimittel im Abwasser, Ziele und Rahmenbedingungen - Dokumentation“. online verfügbar unter: http://www.pills-project.eu/Dokumentation_25Nov2011_Deutsch.pdf, Zugriff am 07.03.2012.
- Pinnekamp, J. & Merkel, W., et al. (2008): Senkung des Anteils organischer Spurenstoffe in der Ruhr durch zusätzliche Behandlungsstufen auf kommunalen Kläranlagen – Güte- und Kostenbetrachtungen. Abschlussbericht Forschungsvorhaben, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Aachen/Mülheim.
- Pinnekamp, J., Keysers, C., Montag, D., Veltmann, K. (2010): Elimination von Mikroschadstoffen – Stand der Wissenschaft in 43. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, Aachen.
- Pinnekamp, J.; Keysers, C., (2011): Möglichkeiten zur Erweiterung bestehender Kläranlagen zur Spurenstoffelimination, Aachener Schriften zur Stadtentwässerung, Bd.15, S. 16/1-16/14, (12. Kölner Kanal und Kläranlagen Kolloquium), Hrsg.: J. Pinnekamp, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen
- Pinnekamp, J., (2012): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen durch den Einsatz von Verfahren mit UV-Behandlung-Mikrolight Phase 1, Aachen
- Pirkanniemi, K., Metsärinne, S., Sillanpää, M. (2007) Degradation of EDTA and novel complexing agents in pulp and paper mill process and waste waters by Fenton's reagent. Journal of Hazardous Materials, 147(1-2): S. 556-561.
- Pommerehne, W./ Römer, A.U. (1992): Ansätze zur Erfassung der Präferenzen für öffentliche Güter, in: Jahrbuch für Sozialwissenschaften, 43.Jg., S. 171-210
- Preuß, G., Remmler, F., Stolpe, H., Borgmann, A., Wilhelm, M., Jurzik, L. (2013): Veränderung wasserassoziierter Krankheitserreger in den Trinkwasser-Ressourcen Nordrhein-Westfalens unter dem Einfluss des Klimawandels. Studie im Auftrag des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen.

- Prösch, J., /Puchert, W. (2002): Sekundärkontaminierte Textilien – eine Ursache für TCP-belastung kommunaler Abwässer, in: Wasserchemische Gesellschaft – Fachgruppe in der GdCH, Jahrestagung 2002, Kurzreferate, Karlsruhe, S.492-496
- PILLS (2012): Pharmazeutische Rückstände in der aquatischen Umwelt – eine Herausforderung für die Zukunft Erkenntnisse und Aktivitäten des Europäischen Kooperationsprojektes PILLS. www.pills-project.eu.
- Ready, R. C. (1996): Use of Contingent Valuation to Value Environmental Improvements in a Transition Economy: Water Quality Improvement in Latvia, verfügbar unter: http://www.google.de/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=2&ved=0CC8QFjAB&url=http%3A%2F%2Fsiti.feem.it%2Fgnee%2Fpapabs%2Fready.pdf&ei=7g6JUNXLJ8bVsgbB84HgCg&usg=AFQjCNG2Nw_55N-vMXZlocUDQndTOA8yQ&cad=rja.
- Ready, R.; Navrud, S.; Day, B.; Dubourg, R.; Machado, F.; Mourato, S.; Spaninks, F.; Rodriguez, M. (1999): Benefit Transfer in Europe. Are Values Consistent Across Countries? Paper presented at the EVE Workshop on Benefit Transfer in Lillehammer.
- Ready, R.; Navrud, S.; Day, Brett; Dubourg, R.; Machado, F.; Mourato, S.; Spainks, F.; Rodriguez, M.(2004): Benefit Tansfer: How reliable are Transfers between Countries?, in Environmental & Resource Economics, Vol. 29, S. 67-82.
- Reichmann, Thomas (2011): Controlling mit Kennzahlen, 8. Aufl., München.
- Richtlinie 2006/122/EG (2006): Richtlinie 2006/122/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Dezember 2006 zur dreißigsten Änderung der Richtlinie 76/769/EWG des Rates zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften der Mitgliedstaaten für Beschränkungen des Inverkehrbringens und und der Verwendung gewisser gefährlicher Stoffe und Zubereitungen (Perfluorooctansulfonate). Amtsblatt der Europäischen Union L 372/32-L 372/34.
- Rippen, G. (2009): Handbuch Umweltchemikalien: Datensammlung über Umweltchemikalien.- Ecomed, Landsberg
- RIWA Rhine Water Works (2010): Jahresbericht 2009 - der Rhein. Nieuwegein, Niederlande
- RIWA Rhine Water Works (2010a): Temporal and spatial trends of pharmaceuticals in the Rhine. Nieuwegein, Niederlande
- RIWA Rhine Water Works (2011): Jahresbericht 2010 - der Rhein. Nieuwegein, Niederlande
- RKI Robert-Koch-Institut (1999): Zur Situation bei wichtigen Infektionskrankheiten im Jahr 1998. Epidemiologisches Bulletin 15, 100-106

- RKI Robert-Koch-Institut (2008): Aktuelle Statistik meldepflichtiger Krankheiten. Epidemiologisches Bulletin 35, 300-301.
- RKI Robert Koch-Institut (2011): http://www.rki.de/cln_109/nn_205760/DE/Home/Info-HUS.html
- RKI Robert Koch-Institut (2012): Krebs in Deutschland 2007/08, 8. Ausgabe 2012, Berlin.
- Roberts, L. A.; Leitch, J. A. (1997): Economic valuation of some wetland outputs of Mud Lake, Minnesota-South Dakota, Agricultural Economics Report No. 381, North Dakota.
- Rölle, R., Schirmeister, W., (2010): Symposium Aktivkohle Aktivkohle in der Abwasserreinigung-Vorstellung aktueller Projekte zum Ausbau von kommunalen Klärwerken mit einer Adsorptionsstufe, 23./24. Juni 2010, Mannheim
- Rölle, R.; Kuch, B. (2011): Die Aktivkohlebehandlungsstufe auf der Kläranlage Kressbronn. Gezielte Entnahme von Pharmaka, Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmitteln. KA Abwasser, Abfall 11/2011, S. 1083 - 1049.
- Rowe, R. D.; Schulze, W. D.; Hurd, B.; Orr, D. (1985): Economic Assessment of Damage Related to the Eagle Mine Facility, Unpublished Report, Energy and Resource Consultants, Boulder, CO.
- Rozan, A. (2004): Benefit Transfer: A Comparison of WTP for Air Quality between France and Germany, in: Environmental & Resource Economics, European Association of Environmental and Resource Economists, Vol. 29(3), S. 295-306.
- Ruhrfischereigenossenschaft (o. J.). Fangergebnisse (http://www.ruhrfischereigenossenschaft.de/aktuelles/aktuelles_fangergebnisse.html, 14.6.2012).
- Ruhrverband (Hrsg.) (o. J.): Baden in den Talsperren des Ruhrverbands (<http://www.ruhrverband.de/sport-freizeit/baden/>, 14.6.2012).
- Ruhrverband (Hrsg.) (o. J.): Zahlen und Fakten (<http://www.ruhrverband.de/ueberuns/zahlen-fakten/>, 14.6.2012).
- Ruijgrok, E. C. M, Nillesen, E. E. M. (2004): The Socio-Economic Value of Natural Riverbanks in the Netherlands, verfügbar unter: <http://www.feem.it/Feem/Pub/Publications/WPapers/default.htm>.
- Sachverständigenrat für Umweltfragen (2007): Arzneimittel in der Umwelt, Stellungnahme Nr. 12, Berlin.
- Sadezky, A., Löffler, D., Ternes, T. (2008): KNAPPE (Knowlegde and Need Assessment on Pharmaceutical Products in Environmental Waters) - Deliverable number: D1.2:

- Proposal of an environmental indicator and classification system of pharmaceutical product residues for environmental management.
- Sanders, L. B.; Walsh, R. G.; Loomis, J. B. (1990): Toward Empirical Estimation of the Total Value of Protecting Rivers, in: Water Resources Research, Vol. 26(7), S. 1345-1357.
- Sasonne, P.; Schaffer, W. (1978): Cost-Benefit-Analysis, A Handbook, New York.
- Šceponaviciute, R. (2009): Neris Case Study – Lithuania, verfügbar unter: http://www.aquamoney.org/sites/download/D41_Case_study_report_Neris_Lithuania.pdf.
- Schaefer, S.; Werbeck, N.; Ebben, T.; Madzielewski, V. (2011): Maßnahmen zur Erreichung des guten Zustandes – Methoden zur volkswirtschaftlichen Betrachtung von Kosten und Nutzen. DWA-Tagungsbeitrag, erschienen im DWA-Tagungsband „Deponietage vom 23. November in Neuss“.
- Scheidig, K. et al. (2011): Klärschlamm-Verwertung nach dem Mephrec®-Verfahren, 7. Klärschlammstage 29.-31. März 2011, Fulda
- Scher (Scientific Committee on Health and Environmental Risks) (2011): OPINION ON "CHEMICALS AND THE WATER FRAMEWORK DIRECTIVE:DRAFT ENVIRONMENTAL QUALITY STANDARDS" – Diclofenac - 25 May 2011
- Schirmeister, W.; Rölle, R. (2010): Aktivkohle in der Abwasserreinigung, Vorstellung aktueller Projekte zum Ausbau von kommunalen Kläranlagen mit einer Adsorptionsstufe, Klärwerk Kressbronn-Langenargen (FN), Kläranlage Stockacher Aach (KN). Vortrag im Rahmen des „Symposium Aktivkohle - Vom Versuch zum technischen Maßstab, Aktivkohle in der Abwasserreinigung“ am 23./24. Juni 2010 im Stadthaus N1, Mannheim. online verfügbar unter: http://www.dwa-bw.de/2010_aktivkohle/Vortrag_08.pdf, Zugriff am 06.03.2012.
- Schmidt, C.K., Brauch, H.-J. (2003): Aminopolycarbonsäuren in der aquatischen Umwelt – Quellen, Vorkommen, Umweltverhalten, Toxizitäten und Beseitigung. Veröffentlichungen aus dem Technologiezentrum Wasser Karlsruhe, Bd. 20, Karlsruhe
- Schmidt C. K., Lange F. T., Brauch H.-J. (2005): Verhalten von pharmazeutischen Wirkstoffen und Röntgenkontrastmitteln bei der Uferfiltration unter standortspezifischen Randbedingungen. In: Jahrestagung der wasserchemischen Gesellschaft in der Gemeinschaft deutscher Chemiker. Bad Mergentheim 02.-04. Mai 2005. Tagungsband, Bad Mergentheim, 118-122
- Schmidt, J. (2006): Wirtschaftlichkeit in der öffentlichen Verwaltung, 7.Aufl., Berlin.
- SCHMIDT, C. (2006) Möglichkeiten zur Entfernung polarer organischer Spurenstoffe Forum Wasseraufbereitung, 21. November 2006 Karlsruhe

- Schmitz, K. (2007): Die Bewertung von Multifunktionalität der Landschaft mit diskreten Choice Experimenten, in: Zentrum für international Entwicklungs- und Umweltforschung der Justus-Liebig-Universität Gießen (Hrsg.) (2007): Schriften zur Internationalen Entwicklungs- und Umweltforschung, Band 20, Peter Lang, Frankfurt am Main u. a. O., zugleich Dissertation an der Justus-Liebig-Universität Gießen (2006).
- Schmitz, M. (o. Jahr): Umweltbewertung und Honorierung ökologischer Leistungen, Sonderforschungsbereich 299.
- Schmitz, K.; Schmitz, M.; Wronka, T. (2003): Bewertung von Landschafts-funktionen mit Choice Experiments, in: Agrarwirtschaft 52 Heft 8, S. 379-389.
- Schrader, C. (2007) Verfahrenstechnische Möglichkeiten zur Entfernung von organischen Spurenstoffen aus kommunalem Abwasser. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Heft 190: S.
- Schreiber, C. (2011): Einträge, Vorkommen, Verbreitung und gesundheitliche Bedeutung antibiotikaresistenter Bakterien in Abwasser und Gewässern. Dissertation, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, 261 S., Bonn
- Schröder, M. (1998): Bewertung der Abwasserfiltration als Verfahrensschritt der kommunalen Abwasserbehandlung; Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, ISBN 3-9932590-46-5
- Schröder, H. F. and Meesters, R. J. W. (2005) Stability of fluorinated surfactants in advanced oxidation processes - A follow up of degradation products using flow injection-mass spectrometry, liquid chromatography-mass spectrometry and liquid chromatography-multiple stage mass spectrometry. Journal of Chromatography A; 1082:110-119.
- Schulte-Oehlmann, U, Oehlmann J, Püttmann W (2007): Humanpharmakawirkstoffe in der Umwelt: Einträge, Vorkommen und der Versuch einer Bestandsaufnahme. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 19 (3) 168–179
- Schulte-Zurhausen, M. (2010): Organisation, 5.Aufl., München.
- Schulze, W. D.; Rowe, R. D.; Breffle, W. S.; Boyce, R. R.; McClelland, G.H. (1995): Contingent Valuation of Natural Resource Damages Due to Injuries to the Upper Clark Fork River Basin, State of Montana, Natural Resource Damage Litigation Program, Boulder, CO.
- Schumacher, J. G. (2002): Survival, Transport and Sources of Fecal Bacteria in Streams and Survival in Land-Applied Poultry Litter in the Upper Shoal Creek Basin, Southwestern Missouri, 2001-2002, 1-39

- Schumacher, J. (2006): Ozonung zur weitergehenden Aufbereitung kommunaler Kläranlagenabläufe. Dissertation, Fakultät III – Prozesswissenschaften der technischen Universität Berlin, 140 S., Berlin
- Schwaiger, J.; Ferling, H.; Mallow, U.; Wintermayr, H.; Negele, R. D. (2004): Toxic effects of the nonsteroidal anti-inflammatory drug diclofenac. Part I: histopathological alterations and bioaccumulation in rainbow trout. *Aquatic Toxicology* 68, 141-150
- Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie (2012): Vorschläge für akute und chronische Qualitätskriterien für ausgewählte schweizrelevante Substanzen (Stand 03/2012)
- Schwentner, G.; Biebersdorf, N. (2010): Ausbau der Kläranlage Böblingen-Sindelfingen mit einer Adsorptionsstufe. Vortrag im Rahmen des „Symposium Aktivkohle - Vom Versuch zum technischen Maßstab, Aktivkohle in der Abwasserreinigung“ am 23./24. Juni 2010 im Stadthaus N1, Mannheim. online verfügbar unter: http://www.dwa-bw.de/2010_aktivkohle/Vortrag_10.pdf, Zugriff am 06.03.2012.
- Seeber, R. (2012): DRAFT REPORT on the proposal for a directive of the European Parliament and of the Council amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy. (COM(2011)0876 – C7-0026/2012 – 2011/0429(COD)), Committee on the Environment, Public Health and Food Safety.
- Seegesellschaft Haltern mbH (o.J.): Eintrittspreise und Sonstiges (<http://www.seebad-haltern.de/seebad/preise.shtml>, 14.6.2012).
- Seidel, U., Ante, S., Börgers, A., Herbst, H., Remmler, F., Sayder, B., Türk, J. (2013): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben „Analyse der Eliminationsmöglichkeiten von Arzneimitteln in den Krankenhäusern in NRW (TP 3)“, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV), AZ IV-7-042 600 001C, Vergabenummer 08/0581.
- Selenka, H.-C., Botzenhart, K., Feuerpfel, I., Schmoll, O., Szewzyk, R., Willmitzer, H. (2011): Nachweis von Viren im Rohwasser als Grundlage einer Risikoabschätzung. *Bundesgesundheitsblatt* 4/2011, 496-504
- Siegrist, Hansruedi: Introduction to EU-Projekt NEPTUNE; Presentation at Université Laval, Quebec, March 25-26, 2010 (http://www.eu-neptune.org/Workshop/01_Siegrist_Introduction_to_Neptune.pdf)
- Skark, C. (2011): Organische Spurenstoffe in der Ruhr – Fortsetzung des AWWR-Monitorings.- in: Ruhrverband & AWWR (Hrsg.): Ruhrgütebericht 2010.- Schwerte, Essen, 147-160

SRU (2007): Arzneimittel in der Umwelt. SRU-Stellungnahme Nr. 12

start (2008): Strategien zum Umgang mit Arzneimittelwirkstoffen im Trinkwasser. Humanarzneimittelwirkstoffe: Handlungsmöglichkeiten zur Verringerung von Gewässerbelastungen – Eine Handreichung für die Praxis. ISOE, Frankfurt. www.start-project.de.

Statistik Portal (2010): Bevölkerung Deutschland im Jahr 2010, Statistische Ämter des Bundes und der Länder, Online: http://www.statistik-portal.de/Statistik-Portal/de_zs01_bund.asp.

Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (2011): Statistisches Jahrbuch 2011. Für die Bundesrepublik Deutschland mit „Internationalen Übersichten“, Wiesbaden.

Statistisches Bundesamt (2010): Gesundheit. Krankheitskosten 2002, 2004, 2006 und 2008. Fachserie 12 Reihe 7.2, Wiesbaden.

Statistisches Bundesamt Wiesbaden, (2012): Erzeugerpreisindizes gewerblicher Produkte: Deutschland, Jahre, Güterverzeichnis (GP2009 2-5-Steller Hierarchie)

https://www-genesis.destatis.de/genesis/online/data;jsessionid=1EDF746DE9C0254AB33BEF0A65339B52.tomcat_GO_2_1?operation=abrufabelleBearbeiten&levelindex=2&levelid=1337944975749&auswahloperation=abrufabelleAuspraegungAuswaehlen&auswahlverzeichnis=ordnungsstruktur&auswahlziel=werteabruf&selectionname=61241-0003&auswahltext=%23Z-01.01.2011%2C01.01.2010%2C01.01.2009%2C01.01.2008%2C01.01.2007%2C01.01.2006%2C01.01.2005%2C01.01.2004%2C01.01.2003%2C01.01.2002%2C01.01.2001%2C01.01.2000%2C01.01.1999%2C01.01.1998%2C01.01.1997&werteabruf=Werteabruf

Statistisches Bundesamt Wiesbaden, (2012): Verbraucherpreisindizes für Deutschland, S. 3

https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/Preise/Verbraucherpreise/VerbraucherpreisindexLangeReihenPDF_5611103.pdf?__blob=publicationFile

Statistisches Bundesamt Wiesbaden, (2012): VGR des Bundes - Bruttolöhne und -gehälter: Deutschland, Jahre, Wirtschaftsbereiche, WZ08-A-02

https://www-genesis.destatis.de/genesis/online/data;jsessionid=8C5E2A09025CB164C5A18A11F8D36F99.tomcat_GO_2_2?operation=abrufabelleBearbeiten&levelindex=2&levelid=1337944540033&auswahloperation=abrufabelleAuspraegungAuswaehlen&auswahlverzei

- chnis=ordnungsstruktur&auswahlziel=werteabruf&selectionname=81000-0111&auswahltext=&werteabruf=Werteabruf
- STEBER, J.; HATER, W. (1998): Ecological assessment of chemicals for treating cooling water.-Henkel-Referate, 34/1998, 115-119.
- Stiller, S.; Teubel, U. (1997): Bewertung von öffentlichen Gütern in der Kosten-Nutzen-Analyse in: WISU, 26.Jg. S. 538-541.
- Stockholms län landsting/Stockholm County Council (2009): Environmentally classified pharmaceuticals. Best Practice Information Flyer
- Sutherland, R. J.; Walsh, R. G. (1985): Effect of Distance on the Preservation Value of Water Quality, in: Land Economics, Vol. 61(3), S. 282-291.
- Stumborg, B. E.; Baerenklau, K. A.; Bishop, R. C. (2001): Nonpoint Source Pollution and Present Values: A Contingent Valuation of Lake Mendota, in: Review of Agricultural Economics, Vol. 23(1), S. 120–132.
- Süberkrüb, C. (2011): Seebad Haltern lockt ab Samstag wieder mit 1 km Sandstrand (<http://www.cay-sueberkrueb.de/meldungen/16336/98479/Seebad-Haltern-lockt-ab-Samstag-wieder-mit-1-km-Sandstrand.html>, 14.6.2012).
- Tacke, D., Herbst, H., Köster, S., Beier, S., Bergmann, A., & Mälzer, H.-J. (2008): Senkung des Anteils organischer Spurenstoffe in der Ruhr durch zusätzliche Behandlungsstufen auf kommunalen Kläranlagen - Güte- und Kostenbetrachtung. Aachen: Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen.
- Tarnacki K. et al. (2012), Environmental assessment of desalination processes: Reverse osmosis and Memstill®, Desalination 296 (2012)
- Tauchmann, H., Hafkesbrink, J., Nispeanu, P., Thomzik, M. (Hrsg.) (2007): Innovationen für eine nachhaltige Wasserwirtschaft. Physica, Heidelberg
- Taylor, L. (2003): The hedonic method, in: Champ, Patricia; Boyle, Kevin; Brown, Thomas: A primer of non-market valuation, Dordrecht
- Teilprojekt 6 - Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen der AGRE Spurenstoffe NRW. Abschlussbericht. 2011
- Thiele, H.; Wronka, T. (2001): Umweltgüter und ihre Bewertung: Möglichkeiten und Grenzen des Benefit Transfers, FE- Working Paper an der Universität von Kiel.
- Tietenberg, T. (2006): Environmental and Natural Resource Economics, 7.th Ed, Boston u. a.
- Triebskorn, R., Casper, H., Heyd, A., Eikemper, R., Kohler, H. R., Schwaiger, J. (2004): Toxic effects of the non-steroidal antiinflammatory drug diclofenac Part II. Cytological

- effects in liver, kidney, gills and intestine of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*), *Aquat. Toxicol.*, 68, 151-166
- Triebskorn R, Casper H, Scheil V, Schwaiger J (2007): Ultrastructural effects of pharmaceuticals (carbamazepine, clofibrilic acid, metoprolol, diclofenac) in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and common carp (*Cyprinus carpio*). *Anal. Bioanal. Chem.* 387: 1405-1416
- TrinkwV (2011) Drucksache 530/10 (Novellierung der TrinkwV, Stand: 02.09.2010) Erste Verordnung zur Änderung der Trinkwasserverordnung. Verordnung des Bundesministeriums für Gesundheit
- Tuerk J, Sayder, B, Boergers, A, Vitz H, Kiffmeyer TK, Kabasci S (2010). Efficiency, costs and benefits of AOPs for removal of pharmaceuticals from the water cycle. *Water Sci. Technol.* 61(4): 985-993.
- Türk, J., Bester, K., Börgers, A., Dopp, E., Eltfeld, J., vom Eyser, C., Janzen, N., Raab, J., Richard, J., Wolff, M. (2011). Abschlussbericht zum IGF-Forschungsvorhaben Nr. 15862 N "Untersuchungen zur Bewertung und Vermeidung von toxischen Oxidationsnebenprodukten bei der oxidativen Abwasserbehandlung", http://www.veu.de/files/abschlussbericht_15862.pdf
- Türk, J. Becker, H.-P., Ebben, T., Herbst, H., Madzielewski, V., Montag, D., Nafo, I., Pinnekamp, J., Reinders, M., Remmler, F., Schaefer, S., Schramm, E., Werbeck, N., Wermter, P., Weyand, M., Wintgens, T. (2011): Volkswirtschaftlicher Nutzen der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Elimination von organischen Spurenstoffen – Vorstellung der NRW-Projekte und erste Ergebnisse, Stuttgarter Abwassertage, 2011
- Tsai, W.-T., Lee, M.-K., Su, T.-Y., Chang, Y.-M. (2009) Photodegradation of bisphenol-A in a batch TiO₂ suspension reactor. *Journal of Hazardous Materials* 168: S. 269-175.
- Tunstall, S. M. (1999): How Stable are Public Responses to Changing Local Environments? A 'Before' and 'After' Case Study of River Restoration, in: *Journal of Environmental Planning and Management*, 42(4), 527-547, 1999.
- UBA, (2002): Abwasserabgabengesetz-AbwAG
- Umweltbundesamt (UBA) (2007): Ökonomische Bewertung von Umweltschäden: Methodenkonvention zur Schätzung externer Umweltkosten, Berlin.
- UBA (Umweltbundesamt, 2008): Öffentliche Trinkwasserversorgung – Bewertung organischer Mikroverunreinigungen.- Schreiben vom 14.03.2008 an das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW.

- UBA (2011): Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln, IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser Beratungs- und Entwicklungsgesellschaft mbH, Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau.
- UBA (2011) Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln, TEXTE | 66/2011
- UK EA (2007): Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VIII substances: mecoprop, Science Report – HOEP670085/SR19, Environment Agency – February 2007
- Umweltbundesamt (2002): Kosten-Wirksamkeitsanalyse von nachhaltigen Maßnahmen im Gewässerschutz, Berlin.
- Umweltbundesamt (2007): Ökonomische Bewertung von Umweltschäden: Methodenkongvention zur Schätzung externer Umweltkosten, Berlin.
- Umweltbundesamt (2008): Kosten-Nutzen-Analyse von Hochwasserschutzmaßnahmen, Berlin.
- Umweltbundesamt (2012): Projekt „Arznei für Mensch und Umwelt?“ FKZ 371265411. Beauftragung des ISOE vom 27. Juli 2012
- UNEP (2000): OECD SIDS - TRIS(1-CHLORO-2-PROPYL) PHOSPHATE
- Van ginkel, CORNELIS G., JANNE VIRTAPOHJA, JAN A.G. STEYAERT, AND RAIMO ALÉN (1999) Treatment of EDTA-containing pulp and paper mill wastewaters in activated sludge plants, Tappi Journal
- Varian, Hal R. (2011): Grundzüge der Mikroökonomie, 8.Aufl., München.
- Von Sonntag, C. und von Gunten, U. (2012). Chemistry of Ozone in Water and Wastewater Treatment: From Basic Principles to Applications. IWA Publishing, ISBN: 9781843393139.
- Wagner, R. (2000): Monetäre Umweltbewertung mit der Contingent Valuation-Methode, Frankfurt am Main
- Wagner, W. (2001): Abwassertechnik und Gewässerschutz
- Welle, P. G. (1986): Potential Economic Impacts of Acid Deposition: A Contingent Valuation Study of Minnesota, Dissertation, Department of Agricultural Economics, University of Wisconsin-Madison.
- Wennmalm, Å.; Gunnarsson, B. (2005): Public health care management of water pollution with pharmaceuticals: environmental classification and analysis of pharmaceutical residues in sewage water. Drug Inf J 39:291–297

- Wey, K. A. (1990): Social Welfare Analysis of Congestion and Water Quality of Great Salt Pond, Block Island, Rhode Island, Dissertation, Department of Resource Economics, University of Rhode Island.
- Whitehead, J. C.; Groothuis, G. C.; Hoban, T. J.; Clifford, W. B. (1995): Assessing the Validity and Reliability of Contingent Values: A Comparison of On-Site Users, Off-Site Users, and Non-Users, in: Journal of Environmental Economics and Management, Vol. 29, S. 238-251.
- Whitehead, J. C.; Groothuis, P. A. (1992): Economic Benefits of Improved Water Quality: A Case Study of North Carolina's Tar-Pamlico River, in: Rivers 3(3), S. 170-178.
- Whittington, D.; Cassidy, G.; Amaral, D.; McClelland, E.; Wang, H.; Poulos, C. (1994): The Economic Value of Improving The Environmental Quality of Galveston Bay, GBNEP-38, Department of Environmental Sciences and Engineering, University of North Carolina at Chapel Hill.
- WHO World Health Organization (2006): Guidelines for drinking-water quality. First Addendum to third Edition 2006, ISBN 92 4 154696 4.
- WHO World Health Organization (2008): Guidelines for Drinking-water Quality. 3rd Edition, Volume 1, Recommendation, Geneva
- WHO World Health Organization (2011): Guidelines for Drinking-water Quality. 4th Edition, ISBN 978 92 4 154815 1, Geneva.
- Wiesmeth, H. (2003): Umweltökonomie, Berlin.
- Wild, Frank (2010): Arzneimittelversorgung der Privatversicherten 2008. Zahlen, Analysen, PKV-GKV-Vergleich. Köln (Wissenschaftliches Institut der PKV) http://www.wip-pkv.de/uploads/tx_nppresscenter/Arzneimittelversorgung_der_Privatversicherten_2008.pdf
- Wittmer, I.K. et al. (2010): Significance of urban and agricultural land use for biocide and pesticide dynamics in surface waters. Environmental Science & Technology 44 (9), 2850-2862.
- Wittmer, A.; Thomann, M.; Blunski, M.; Abegglen, C.; Schachtler, M.; Siegrist, H. (2012): Ozonungs-Konzept Kläranlage Neugut, Dübendorf. Vortrag und Kurzfassung zum 2. Fachsymposium Mikroschadstoffe.NRW 2012, Düsseldorf, 21.6.2012.
- Wronka, T. C. (2004): Ökonomische Umweltbewertung. Vergleichende Analyse und neuere Entwicklungen der Kontingenten Bewertung am Beispiel der Artenvielfalt und Trinkwasserqualität, Wissenschaftsverlag Vauk Kiel Ag, Kiel.

YOON, Y., P. Westerhoff, S.A. Snyder, E.C. Wert, J. Yoon (2006) Removal of endocrine disrupting compounds and pharmaceuticals by nanofiltration and ultrafiltration membranes, *Desalination* 202 (2006) 16–23

Zangemeister, C. (1976): Nutzwertanalyse in der Systemtechnik – Eine Methodik zur multidimensionalen Bewertung und Auswahl von Projektalternativen, München.

Internetquellen:

www.environment.nsw.gov.au/envalueapp (Abgerufen am 10.04.2012).

www.evri.ec.gc.ca (Abgerufen am 10.04.2012).

www.isis-it.net/red (Abgerufen am 10.04.2012).

www.it.nrw.de/statistik/a/index (Abgerufen am 11.04.2012).

www.metropol Ruhr.de/regionalverband-ruhr/analysen-statistik (Abgerufen am 11.04.2012).

www.pills-project.eu (Abgerufen am 30.09.2012)

www.start-project.de (Abgerufen am 30.09.2012)

IT NRW (2013): Anbauflächen der landwirtschaftlichen Betriebe in NRW.

http://www.it.nrw.de/statistik/i/daten/eckdaten/r522lw_anbauflaeche.html (Zugriff 14.6.2013)