



Zentrum für Innovative
AbWassertechnologien
an der TU Kaiserslautern



Studie zur Relevanz, Möglichkeiten und Kosten einer Elimination von Mikroschadstoffen auf kommunalen Kläranlagen in Rheinland-Pfalz

- aufgezeigt am Beispiel der Nahe -
- Mikro_N -



im Auftrag des
Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten (MULEWF)
des Landes Rheinland-Pfalz

Auftragnehmer
Zentrum für innovative AbWassertechnologien an der TU Kaiserslautern
(tectraa)

Wupperverbandsgesellschaft für integrale Wasserwirtschaft mbH
(WiW)

Schlussbericht

im Mai 2016

Auftraggeber Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten (MULEWF) des Landes Rheinland-Pfalz



Rheinland-Pfalz

MINISTERIUM FÜR
UMWELT, LANDWIRTSCHAFT,
ERNÄHRUNG, WEINBAU
UND FORSTEN

Auftragnehmer tectraa - Zentrum für innovative AbWassertechnologien an der TU Kaiserslautern Wupperverbandsgesellschaft für integrale Wasserwirtschaft mbH



Paul-Ehrlich-Straße 14
67663 Kaiserslautern

Email: tectraa@rhrk.uni-kl.de



Untere Lichtenplatzer Straße 100
42289 Wuppertal

Email: info@wiwmbh.de

Autoren Prof. Dr.-Ing. Theo G. Schmitt Dr.-Ing. Gerd Kolisch
Dr.-Ing. Henning Knerr Dipl.-Ing. Yannick Taudien
Dipl.-Ing. Oliver Gretzschel

Zitiervorschlag Schmitt, T. G.; Knerr, H.; Gretzschel, O.; Kolisch, G. und Taudien, Y. (2016): *sRelevanz, Möglichkeiten und Kosten einer Elimination von Mikroschadstoffen auf kommunalen Kläranlagen in Rheinland-Pfalz, aufgezeigt am Beispiel der Nahe - Mikro_N%oStudie* im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten (MULEWF) des Landes Rheinland-Pfalz, Deutschland

Zusammenfassung

Mikroschadstoffe werden in vielen Fließgewässern nachgewiesen. Die Angaben über Vorkommen und Verbleib der Stoffe aus Monitoringprogrammen sind jedoch zeitlich und räumlich limitiert. Für das Einzugsgebiet der Nahe (Nebenfluss des Rheins) wurden daher die Gesamtemissionen an ausgewählten Mikroschadstoffen in ein Fließgewässer anhand einer Bilanz überprüft und die Belastungssituation der Fließgewässer flächendeckend beurteilt, Maßnahmenoptionen abgeschätzt und hinsichtlich ihrer Wirksamkeit und Kosten bewertet. Zur Bilanzierung wurde ein georeferenziertes Stoffflussmodell angewendet, welches eine Vorhersage der Gewässerbelastung aus Anlagen der Siedlungsentwässerung und von landwirtschaftlich genutzten Flächen ermöglicht.

Grundlage der Bilanzierung stellen Messdaten aus Messkampagnen zu einzelnen Stoffen im Ablauf von fünf Kläranlagen im Bilanzraum dar. Ergänzend wurden Daten aus Mess- bzw. Monitoringprogrammen des Landes Rheinland-Pfalz an Kläranlagen sowie an Gewässerpunkten im Einzugsgebiet der Nahe ausgewertet. Basierend auf den Ergebnissen der Messdatenauswertung und ergänzenden Literaturrecherchen wurden aus den 78 in den Messkampagnen analysierten Substanzen 14 Referenzparameter zur Bilanzierung ausgewählt, darunter fünf Arzneimittel, ein Röntgenkontrastmittel, sechs Pestizide und Biozide, ein Insektenabwehrmittel und eine Industriechemikalie.

Zur Verminderung und Vermeidung der Emissionen in die Gewässer sind Maßnahmen auf verschiedenen Ebenen erforderlich. Primärmaßnahmen beschreiben Maßnahmen an der Quelle zur Stoffvermeidung und verhindern, dass Mikroschadstoffe in Abwassersysteme, als den primären Verbreitungspfad insbesondere von Arzneimitteln und Diagnostika, gelangen. Sekundärmaßnahmen behandeln die gezielte Mikroschadstoffelimination - dezentral bzw. als nachgelagerte zentrale Maßnahme - mittels weitergehender Verfahren zur konventionellen mechanisch-biologischen Abwasserreinigung. Im Vergleich zum Ist-Zustand wurden daher verschiedene Szenarien untersucht, die Einfluss auf die Stoffeinträge der ausgewählten Substanzen besitzen.

Die Szenarienanalyse erfolgt einerseits anhand des sogenannten Risikoquotienten (RQ) als qualitätsbezogener Ansatz. Der RQ ist hierbei der Verhältniswert aus der simulierten Gewässerkonzentration und dem substanzspezifisch gewählten Qualitätskriterium. Als Qualitätskriterium wurde bei vorliegender ökotoxikologischer Bewertung die Konzentration gewählt, bis zu der nach derzeitigem Wissensstand eine chronische Schädigung der Gewässerorganismen ausgeschlossen werden kann (JD-UQN oder AA-EQS-Werte). Bei fehlender ökotoxikologischer Bewertung wurden Hilfwerte (PNEC, GOW etc.) herangezogen. Andererseits wird die Reduktion der Mikroschadstofffracht an der Mündung des Hauptgewässers im Bilanzraum der Nahe bewertet (frachtbezogener Ansatz).

Die Analyse des Ist-Zustandes zeigt, dass die zum Schutz der aquatischen Umwelt angesetzten Qualitätsziele im Gewässernetz der Nahe zum Teil nicht erreicht werden. Bei hinterlegtem mittlerem Abfluss (MQ) im Gewässernetz der Nahe zeigt die Belastung mit Amidotrizoesäure (Röntgenkontrastmittel), insbesondere aber mit Diclofenac (Analgetikum) bei den zugrunde gelegten Qualitätskriterien einen Handlungsbedarf. Etwa 45 % der im Modell abgebildeten abwasserbeeinflussten Fließgewässerstrecken weisen bei MQ eine Überschreitung des für Diclofenac angesetzten Qualitätsziels von 0,1 µg/l und damit einen $RQ > 1$ auf. Bei mittlerem Niedrigwasserabfluss (MNQ) weisen zusätzlich auch die pharmazeutischen Wirkstoffe Carbamazepin (Antiepileptikum) und Bezafibrat (Lipidsenker) hohe Anteile der abwasserbeeinflussten Fließstrecken mit Überschreitung der jeweils angesetzten Qualitätsziele auf. Die sich in den ländlichen Regionen von Rheinland-Pfalz abzeichnende demographische Entwicklung würde mit dem zunehmenden Alter der Bevölkerung die Situation teilweise noch verschlechtern. Für

Diclofenac, Bezafibrat, Metoprolol und Carbamazepin ist dabei mit einer Verschlechterung der Gewässersituation, fracht- wie auch qualitätsbezogen zu rechnen.

Der Ausbau der zwei Kläranlagen der Größenklasse (GK) 5 im Bilanzraum würde, bezogen auf die im Rahmen des Projektes betrachteten 14 Referenzsubstanzen, zu einer Reduktion der in den Rhein emittierten Fracht von 10 % führen. Die in den Rhein emittierte Diclofenac-Fracht würde dabei um rund 29 % reduziert werden. Allerdings resultieren dadurch für Diclofenac lediglich weitere 2,9 % des Gewässersystems mit einer RQ-Bewertung < 1 . Das tatsächliche Reduktionspotenzial dieses Szenarios liegt dagegen deutlich darüber, da nur eine Auswahl der in Gewässern vorzufindenden Mikroschadstoffe betrachtet wurde.

Bei Ausrüstung aller Kläranlagen der GK 4 und 5 mit einer 4. Reinigungsstufe, dies betrifft 34 der 104 Kläranlagen im Bilanzraum, ergeben sich deutlich höhere Reduktionspotenziale von rund 70 %, bezogen auf die 14 gebietsspezifischen Referenzsubstanzen. Mit dieser Maßnahme könnte auch die Zielvorgabe für Diclofenac bei MQ nahezu flächendeckend erreicht werden, In diesem Fall könnten etwa 96 % des gesamt abgebildeten Gewässernetzes mit einer RQ-Bewertung < 1 erreicht werden. Der Anteil der Gewässerabschnitte mit RQ < 1 kann aber auch durch den Ausbau von 10 anhand der Abwasserbelastung ausgewählten Kläranlagen signifikant reduziert werden.

Bei den quellenbezogenen Szenarien, zeigt der Vergleich, dass die Frachten an der Nahemündung, analog zur Reduzierung der angesetzten Eingangsgrößen verringert werden. Die Verteilung des Risikoquotienten verschiebt sich dadurch zum Teil sehr deutlich und entlastet damit die betroffenen Gewässerabschnitte, wodurch die Potenziale der quellenbasierten Maßnahmen verdeutlicht werden.

Bei der Kombination verschiedener Szenarien konnte insgesamt ein hohes Potenzial zur Verbesserung der Gewässerqualität, gepaart mit einem hohen Frachtreduktionspotenzial ermittelt werden. Ziel sollte daher die Kombination eines zielorientierten Kläranlagenausbau mit quellenorientierten Maßnahmen sein, um so den Eintrag von Mikroschadstoffen in die aquatische Umwelt zu vermeiden bzw. zu reduzieren.

Die Ergebnisse der Szenarienanalyse verdeutlichen, dass die Wirkungen der betrachteten Maßnahmen in dem gewählten Beispielgebiet stoffspezifisch sehr unterschiedlich ausfallen können. Für einige Stoffe können die angestrebten Qualitätsziele erst durch Kombination verschiedener Maßnahmen erreicht werden (Glyphosat, Amidotrizesäure). Für Diclofenac kann die Zielvorgabe 0,1 g/l in Abhängigkeit von der Kläranlagenausbaustrategie für MQ nahezu flächendeckend erreicht werden. Die Kombination mit einer Sensibilisierung und Aufklärung der Bevölkerung führt zu einer weiteren Verbesserung der Gewässersituation.

Dem anhand der Szenarienbetrachtung abgeleiteten qualitäts- bzw. frachtbezogenen Nutzen stehen Kosten für den Bau und Betrieb von 4. Reinigungsstufen inklusive Nachbehandlungsstufe gegenüber. Die Kosten-Nutzen-Analyse ergibt zwar für den gezielten Ausbau von Kläranlagen an Belastungsschwerpunkten frachtbezogen das höchste K-N-Verhältnis, bezogen auf die Qualitätsverbesserung im Gewässer weist dieses Szenario aber das beste K-N-Verhältnis auf. Von dieser Maßnahme wären insgesamt 10 Kläranlagen im Bilanzraum betroffen. Übertragen auf das gesamte Bundesland Rheinland-Pfalz wären dies 52 Anlagen. Wird dagegen eine möglichst effiziente Frachtreduktion angestrebt, ist ein vorrangiger Ausbau großer und damit belastungsintensiver Standorte zu favorisieren.

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung und Hintergrund	1
1.1 Ausgangssituation	1
1.2 Projektziele und Arbeitsprogramm	2
2 Verfahrenstechnische Ansätze einer 4. Reinigungsstufe	5
2.1 Adsorption	6
2.1.1 <i>Pulveraktivkohle</i>	7
2.1.2 <i>Granulierte Aktivkohle (GAK)</i>	11
2.2 Oxidation	14
2.2.1 <i>Ozon (O₃)</i>	14
2.2.2 <i>Erweiterte Oxidationsverfahren (AOP)</i>	16
2.3 Weitere Verfahren und Vergleich konventionellen Kläranlagen	18
2.3.1 <i>Membranbelebungsverfahren</i>	18
2.3.2 <i>Nanofiltration / Umkehrosmose</i>	18
2.3.3 <i>Konventionelle Kläranlagen</i>	18
2.4 Zwischenfazit zur 4. Reinigungsstufe	20
3 Beschreibung des Referenzraums	22
3.1 Verlauf und Lage	22
3.1.1 <i>Landnutzung</i>	24
3.1.2 <i>Bevölkerungszahlen und -entwicklung</i>	25
3.2 Siedlungswasserwirtschaft im Einzugsgebiet der Nahe	27
3.2.1 <i>Kläranlagen</i>	27
3.2.2 <i>Regenentlastungsbauwerke</i>	31
4 Messprogramme	32
4.1 Messkampagne im Ablauf von Kläranlagen	32
4.1.1 <i>Probenahme und -aufbereitung</i>	33
4.1.2 <i>Chemische Analytik</i>	33
4.1.3 <i>Messdatenauswertung</i>	34
4.2 Gewässermessdaten	35
4.3 Auswahl der Referenzparameter	36
4.3.1 <i>Referenzparameter in anderen Projektregionen</i>	37
4.3.2 <i>Matrix und Auswahlkriterien zur Identifikation von Referenzparametern für das Nahe EZG</i>	39
4.3.3 <i>Auswahlprozedere für die Referenzparameter im Nahe EZG</i>	41
4.4 Ergebnisse Messkampagnen Kläranlagen	42

4.5 Gewässerkonzentrationen	46
5 Modellbeschreibung	49
5.1 Stoffflussmodel GREA-TER.....	49
5.1 Modellierung des Gewässersystems	50
5.2 Berücksichtigte Eintragspfade im Modell	53
5.3 Emissionen und Gewässerabbau in GREAT-ER	54
5.3.1 Vorgehensweise	54
5.3.2 Einträge aus Kläranlagen.....	55
5.3.3 Mischwasserentlastungen.....	59
5.3.4 Emission aus Krankenhäuser.....	60
5.3.5 Flächeneinträge aus der Landwirtschaft.....	63
5.3.6 Abbauvorgänge im Gewässer.....	65
6 Modellvalidierung	67
6.1 Beurteilung der Simulationsergebnisse.....	67
6.2 Vergleich Simulation und Messwerte	68
6.3 Festlegung der Modelleingangsdaten	70
7 Ergebnisse der Szenarienanalyse	72
7.1 Untersuchte Szenarien	72
7.2 Bewertungsgrundlage.....	73
7.3 Szenario 1: Status Quo.....	75
7.3.1 Sz 1a: Ist-Zustand bei MQ	75
7.3.2 Sz 1b: Ist-Zustand, Einfluss der Mischwasserentlastung.....	80
7.3.3 Sz 1c: Ist-Zustand bei MNQ.....	81
7.4 Szenario 2: Demografie	84
7.4.1 Sz 2a . Bevölkerungsentwicklung bis 2030	87
7.4.2 Sz 2b . Bevölkerungsentwicklung bis 2050	90
7.4.3 Vergleich der Szenarien 2a und 2b mit dem Ist-Zustand.....	93
7.5 Szenario 3: Erweiterung der Kläranlagen um 4. Reinigungsstufen.....	94
7.5.1 Sz 3a . Ausbau von KA der GK 5 (> 100.000 EW)	99
7.5.2 Sz 3b . Ausbau von KA der GK 5 und 4 (> 10.000 EW)	102
7.5.3 Sz 3c . Ausbau von KA an Gewässern mit hohem Schmutzwasseranteil.....	104
7.6 Szenario 4: Änderung der Randbedingungen	106
7.6.1 Sz 4a . Elimination an relevanten Punktquellen (Krankenhäuser)	107
7.6.2 Sz 4b . Veränderung des Einsatzes (Sensibilisierung/ Substitution).....	111
7.6.3 Sz 4c . Reglementierungen durch Gesetzgeber.....	113
7.7 Szenario 5 . Kombination aus den Szenarien 2-5	115
7.8 Szenarienvergleich	117

8 Kosten und Nutzen der Einführung von 4. Reinigungsstufen	122
8.1 Nutzen durch die Einführung von 4. Reinigungsstufen im EZG Nahe	122
8.1.1 Nutzen in Bezug auf Belastung mit Mikroschadstoffen.....	122
8.1.2 Synergieeffekte in Bezug auf den Parameter Phosphor	123
8.2 Kosten durch den Bau von 4. Reinigungsstufen im EZG Nahe	125
8.2.1 Methodik der Kostenermittlung.....	125
8.2.2 Kosten der betrachteten Ausbauszenarien.....	129
8.2.3 Auswirkungen auf die Abwassergebühren	130
8.3 Vergleich von Kosten und Nutzen im EZG der Nahe	132
8.4 Übertragung auf Rheinland-Pfalz	134
8.4.1 Methodik der Übertragung.....	134
8.4.2 Kosten einer Einführung von 4. Reinigungsstufen in RLP	136
9 Schlussfolgerungen.....	137
10 Handlungsempfehlungen	140
11 Literaturverzeichnis	142
12 Anhang	147

Bildverzeichnis

Bild 1.1:	Vorgehen und Berichtsstruktur im Projekt Mikro_N	2
Bild 2.1:	Schema der Porenstruktur nach Simgen, 2003 (links) und mikroskopische Aufnahme (rechts, Quelle: Donau Carbon GmbH).....	6
Bild 2.2:	Aktivkohle in unterschiedlicher Mahlfeinheit (Quelle: Donau Carbon GmbH).....	6
Bild 2.3:	Lagersilo und Dosiereinrichtung (Quelle KOPF Anlagenbau GmbH)	7
Bild 2.4:	Verfahrensschema zur PAK-Zugabe in ein Kontaktbecken mit Rückführung.....	8
Bild 2.5:	Verfahrensschema zur PAK-Zugabe im Zulauf eines Flockungsfilters.....	8
Bild 2.6:	Verfahrensschema zur PAK-Zugabe in die Belebungsstufe	8
Bild 2.7:	Substanzspezifische mittlere Reinigungsleistung einer 4.Reinigungsstufe mit Pulveraktivkohle (Anmerkung: Angaben aus diversen Literaturquellen, unterschiedliche PAK-Dosiermengen oder Verfahrensvarianten, min-max Werte wurden z.T. gemittelt).....	10
Bild 2.8:	GAK als Ersatz für konventionelles Filtermaterial (Kolisch et al.,2014)	11
Bild 2.9:	GAK als separater Druckfilter (Herbst et al., 2013)	11
Bild 2.10:	Verfahrensschema zur GAK-Filtration	11
Bild 2.11:	Verfahrensschema zur zweistufigen nachgeschaltete GAK-Filtration	11
Bild 2.12:	Substanzspezifische mittlere Reinigungsleistung einer 4.Reinigungsstufe mit granulierter Aktivkohle (Anmerkung: Angaben zu unterschiedlichen Kohlen und Bettvolumina)	13
Bild 2.13:	Verfahrensschema Ozonierung	14
Bild 2.14:	Sauerstofftank und Ozongenerator der KA Bad Sassendorf (Lyko, 2013)	14
Bild 2.15:	Substanzspezifische mittlere Reinigungsleistung einer 4.Reinigungsstufe mit Ozon (Anmerkung: Angaben aus diversen Literaturquellen, unterschiedliche Ozon-Dosiermengen, min-max Werte wurden z.T. gemittelt).....	16
Bild 2.16:	An Klärschlamm sorbierter Anteil von ausgewählten Mikroschadstoffen in Abhängigkeit des spezifischen Sorptionskoeffizienten (Abegglen und Siegrist, 2012)	19
Bild 2.17:	Literaturwerte zur mittleren Reinigungsleistung konventioneller Kläranlagen.....	19
Bild 2.18:	Vergleich der Reinigungsleistung einer 4. Reinigungsstufe für die Verfahren PAK, GAK und Ozon als Mittelwerte aus der Literaturrecherche	20
Bild 2.19:	Kostenfunktion für die spezifischen Gesamtkosten einer 4. Reinigungsstufe in Abhängigkeit der Anlagengröße (UBA, 2014)	21
Bild 3.1:	Räumliche Lage des Nahe-Einzugsgebietes (links) und Lage der Wasserscheiden (rechts) (Wikipedia, 2013)	22
Bild 3.2:	Einzugsgebiet der Nahe mit vereinfachter AKTIS-Landnutzung und Wasserkörpernamen für die Einzugsgebietsfläche Rheinland-Pfalz (LUWG, 2014). Saarland ergänzt mit CORINE Land Cover (CLC2006) (Umweltbundesamt 2009).	24
Bild 3.3:	Landnutzung im Naheinzugsgebiet basierend auf ATKIS-Daten (LUWG 2013).	25
Bild 3.4:	Bevölkerungsentwicklung im Einzugsgebiet der Nahe für die kommenden Jahrzehnte unter Berücksichtigung der im Einzugsgebiet liegenden Gemeinden sowie der mittleren Variante%Grundlagedaten unter: (Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz 2014).....	26
Bild 3.5:	Entwicklung der Bevölkerungszahlen und der Altersstruktur im Bilanzraum bis 2060 nach der mittleren Variante des statistischen Landesamtes Rheinland-Pfalz	26
Bild 3.6:	Entwicklung der Altersstruktur der über 50-jährigen im Einzugsgebiet der Nahe bis 2060	27
Bild 3.7:	Anzahl und angeschlossene EW nach GK	28

Bild 3.8:	Anzahl und angeschlossene EW nach Reinigungsverfahren	28
Bild 3.9:	Anzahl und angeschlossene EW nach dem Verfahren der Schlammstabilisierung.....	29
Bild 3.10:	Lage der Kläranlagen im Einzugsgebiet der Nahe	30
Bild 4.1:	Kläranlagenmessstellen im Einzugsgebiet der Nahe	33
Bild 4.2:	Räumliche Anordnung der Gewässermessstellen im Einzugsgebiet der Nahe.....	36
Bild 4.2:	Auswahlkriterien mit zugehörigen Gruppen als Grundlage zur Auswahl der Referenzparameter.....	40
Bild 4.3:	Auswahlverfahren für die Referenzparameter.....	41
Bild 5.1:	Schematische Darstellung der Geobasisinputdaten für die Simulation	49
Bild 5.2:	Emissions- und Gewässermodell des Bilanzraums.....	51
Bild 5.3:	Unterschreitungshäufigkeit des Abflusses am Pegel Dietersheim (Mündung Nahe-Rhein), Daten 2007-2012.....	52
Bild 5.4:	Eintragspfade für Mikroschadstoffe im Projekt Mikro_N.....	53
Bild 5.5:	Schematische Darstellung des Emissions- und Gewässermoduls in GREAT- ER	54
Bild 5.6:	Vorgehensweise zur Ermittlung der Stofffrachten aus den Messungen der Kläranlagenabläufe.....	55
Bild 5.7:	Ermittlung der Entlastungsrate für das Einzugsgebiet der Nahe.	59
Bild 5.8:	Einwohnerspezifische Amidotrizeofracht im KA-Ablauf und zugehörige spezifische Patientenanzahl bezogen auf die angeschlossenen Einwohner je KA	60
Bild 5.9:	Lage der Krankenhäuser im Einzugsgebiet der Nahe	61
Bild 5.10:	Krankenhausanteil verschiedener Substanzen am Kläranlagenzulauf, links prozentual, rechts absolut.....	63
Bild 5.11:	Zuordnung der Flächennutzung zu einzelnen Gewässerabschnitten	64
Bild 5.11:	Berechnung des Flächeneintrags. Links: schematisch, rechts: Beispiel Isoproturon	65
Bild 6.1:	Modellabgleich vor Anpassung der Substanzparameter, links: Überschätzung der Isoproturon-Konzentrationen, rechts :Unterschätzung der SMX-Konzentrationen	68
Bild 6.2:	Modellabgleich für Pestizide, simulierte Konzentrationen auf der x-Achse, gemessene Konzentrationen auf der y-Achse	69
Bild 6.3:	Modellabgleich für Pharmaka, simulierte Konzentrationen auf der x-Achse, gemessene Konzentrationen auf der y-Achse	69
Bild 7.1:	Simulierte Diclofenac-Konzentrationen bei MQ im IST-Zustand.....	76
Bild 7.2:	Konzentrationsprofil der Lauter-Glan-Nahe (Sz 1, DCF, MQ)	78
Bild 7.3:	Risikoquotienten für Diclofenac im Ist-Zustand bei MQ.....	78
Bild 7.4:	Konzentrationsprofil der Nahe (Sz1, DCF, MQ)	78
Bild 7.5:	Verteilung der Risikoquotienten für 14 Substanzen bei MQ im gesamten EZG der Nahe	79
Bild 7.6:	Diclofenac-Konzentrationsprofil der Nahe, von der Quelle bis zur Rheinmündung, jeweils mit und ohne Berücksichtigung von punktuellen Mischwasserentlastungen	80
Bild 7.7:	TBT-Konzentrationsprofil der Nahe, von der Quelle bis zur Rheinmündung, jeweils mit und ohne Berücksichtigung von punktuellen Mischwasserentlastungen	81
Bild 7.8:	Verteilung der Risikoquotienten im gesamten Gewässersystem der Nahe bei MNQ.....	82
Bild 7.9:	Konzentrationsprofil Lauter-Glan-Nahe (Sz 1c, DCF, MNQ)	83
Bild 7.10:	Risikoquotienten für Diclofenac im Ist-Zustand bei MNQ, Sz 1c	83
Bild 7.11:	Konzentrationsprofil der Nahe (Sz 1c, DCF, MNQ).....	83

Bild 7.12:	Definierte Tagesdosen (DDD) für den Wirkstoff Diclofenac nach Altersgruppen.....	85
Bild 7.13:	Entwicklung des Medikamentenverbrauchs am Beispiel des Wirkstoffes Diclofenac nach Altersgruppen im EZG der Nahe für die Prognosejahre 2030 und 2050 im Vergleich zum Bezugsjahr 2010.....	85
Bild 7.14:	Entwicklung des Medikamentenverbrauchs für die Prognosejahre 2030 und 2050.....	86
Bild 7.15:	Entwicklung der verabreichten Tagesdosen für die Prognosejahre 2030 und 2050.....	86
Bild 7.16:	Sz 2a - Konzentrationsprofil für Diclofenac entlang des Fließprofils Lauter-Glan-Nahe bei MQ.....	89
Bild 7.17:	Risikoquotient für das Fließgewässernetz für das Sz 2a bei MQ.....	89
Bild 7.18:	Sz 2a - Konzentrationsprofil für Diclofenac entlang des Fließprofils der Nahe bei MQ.....	89
Bild 7.19:	Sz 2b - Konzentrationsprofile für Diclofenac entlang des Fließprofils Lauter-Glan-Nahe bei MQ.....	92
Bild 7.20:	Risikoquotient für das Fließgewässernetz für das Sz 2b bei MQ.....	92
Bild 7.21:	Sz 2b - Konzentrationsprofile für Diclofenac entlang des Fließprofils der Nahe bei MQ.....	92
Bild 7.22:	Überblick über die in den Szenarien 3a-c ausgewählten Kläranlagen, deren Anzahl und Gesamtausbaukapazität.....	96
Bild 7.23:	Oben: Abwasserlastplan der Nahe, Unten: Diclofenac-Belastung bei MQ.....	97
Bild 7.24:	Konzentrationsprofil der Lauter-Glan-Nahe (Sz 3a, DCF, MQ).....	101
Bild 7.25:	Risikoquotienten für DCF im EZG Nahe (Sz 3a, MQ), die beschrifteten Kläranlagen sind mit einer 4. Reinigungsstufe ausgebaut.....	101
Bild 7.26:	Konzentrationsprofil der Nahe (Sz 3a, DCF, MQ).....	101
Bild 7.27:	Konzentrationsprofil der Lauter-Glan-Nahe (Sz 1, DCF, MQ).....	103
Bild 7.28:	Konzentrationsprofil der Nahe (Sz 3b, DCF, MQ).....	103
Bild 7.29:	Risikoquotienten für DCF (Sz 3b, MQ), die beschrifteten Kläranlagen sind mit einer 4. Reinigungsstufe ausgebaut.....	103
Bild 7.30:	Konzentrationsprofil der Lauter-Glan -Nahe (Sz 3c, DCF, MQ).....	105
Bild 7.31:	Konzentrationsprofil der Nahe (Sz 3c, DCF, MQ).....	105
Bild 7.32:	Risikoquotienten für Diclofenac im EZG der Nahe (Sz 3c, MQ), die beschrifteten Kläranlagen sind mit einer 4. RS ausgebaut.....	105
Bild 7.33:	RQ-Karte für Amidotrizoesäure im Ist-Zustand ohne Maßnahmen an den Krankenhäusern (EZG Nahe, MQ).....	109
Bild 7.34:	Konzentrationsprofil der Lauter-Glan-Nahe (Sz 1, DIATR, MQ).....	110
Bild 7.35:	Konzentrationsprofil der Nahe (Sz 3b, DIATR, MQ).....	110
Bild 7.36:	Risikoquotienten für DIATR für das EZG Nahe (Sz 4a, MQ), Maßnahmen wurden an allen Krankenhäuser berücksichtigt.....	110
Bild 7.37:	Konzentrationsprofil der Lauter-Glan-Nahe (Sz 1, DCF, MQ).....	112
Bild 7.38:	Konzentrationsprofil der Nahe (Sz 3b, DCF, MQ).....	112
Bild 7.39:	Risikoquotienten für Diclofenac im EZG Nahe (Sz 4b, MQ), Reduzierte Emission durch Aufklärung.....	112
Bild 7.40:	Risikoquotienten für Glyphosat im Ist-Zustand (MQ).....	114
Bild 7.41:	Risikoquotienten für Glyphosat im EZG der Nahe bei halbierten Emissionen (Sz 4c, MQ), Reduzierte Emission.....	114
Bild 7.42:	RQ-Karte für Diclofenac bei Umsetzung der langfristigen Maßnahmenkombination.....	116
Bild 7.43:	Szenarienvergleich Diclofenac, Verteilung des Risikoquotienten bei MQ, bezogen auf die Fließstrecke mit Abwasserlast (entspricht 576 km von 1.515 km).....	119

Bild 7.44:	Szenarienvergleich Glyphosat, Verteilung des Risikoquotienten bezogen auf die gesamte Fließstrecke (1.515 km).....	120
Bild 7.45:	Szenarienvergleich Amidotrizoesäure, Verteilung des Risikoquotienten bezogen Fließstrecke mit Abwasserlast (entspricht 576 km von 1.515km.....	121
Bild 8.1:	Kumulierte P-Fracht im Ablauf der Kläranlagen im EZG der Nahe bei unterschiedlichen Ausbauszenarien	124
Bild 8.2:	Spezifische Jahreskosten in Abhängigkeit der Anschlussgröße (aus Türk et. al, 2013)	126
Bild 8.3:	Schema zur Berechnung der Jahreskosten einer 4. Reinigungsstufe	128
Bild 8.4:	Schema zur Berechnung der Investitionskosten für den Bau einer Flockungsfiltration.....	128
Bild 8.5:	Ergebnisse der Kostenberechnung für die Kläranlagen-Ausbauszenarien (Investitionskosten, Jahreskosten und spezifische Kosten).....	129
Bild 8.6:	Abwassergebühren vor und nach Bau der 4. Reinigungsstufen für jede Kläranlage im Untersuchungsgebiet.	131
Bild 8.7:	Verteilung der Abwassergebühren pro Betreiber im EZG Nahe für den IST-Zustand (Datenstand 2013) und bei Umsetzung der Ausbauszenarien (zzgl. 4. Reinigungsstufe).....	132
Bild 8.8:	K/N-Faktoren für die Ausbauszenarien beispielhaft für den Wirkstoff Diclofenac, linke Achse Jahreskosten bezogen auf zusätzliche Fließkilometer mit $RQ < 1$, rechte Achse: Jahreskosten bezogen auf reduzierte Jahresfracht.	133
Bild 8.9:	Abwasserlastplan für Rheinland-Pfalz	135
Bild 12.1:	Vorgehen zur Ermittlung der Mischwasserentlastung im Einzugsgebiet	186

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1:	Mögliche verfahrenstechnische Varianten einer 4. Reinigungsstufe	5
Tabelle 2.2:	Zusammenfassung der Auslegungsparameter einer PAK-Adsorptionsstufe	9
Tabelle 2.3:	Zusammenfassung der wesentlichen Auslegungsparameter GAK-Filtration	12
Tabelle 2.4:	Zusammenfassung der wesentlichen Auslegungsparameter einer Ozonung	15
Tabelle 2.5:	Zusammenfassung ausgewählter AOP-Verfahren.....	17
Tabelle 2.6:	Zusammenfassung der ermittelten verfahrenstechnischen Kennwerte	21
Tabelle 3.1:	Gewässersteckbrief Nahe, basierend auf (Wikipedia, 2013), sonst separat ausgewiesen	23
Tabelle 4.1:	Anschlusswerte der Kläranlagen (LUWG 2012)	35
Tabelle 4.2:	Gewässermessstellen im Einzugsgebiet der Nahe; Probenart und Probenahmzeiträume	35
Tabelle 4.3:	Übersicht zu Referenzparameter in anderen Projektregionen, kursivfett sind die Stoffe dargestellt, die im Messprogramm von Mikro_N erfasst wurden.	38
Tabelle 4.4:	Übersicht der ausgewählten gebietsspezifischen Referenzparameter im Projekt Mikro_N, fett: Substanzen die auch in anderen Projekten als Referenzparameter verwendet wurden.....	42
Tabelle 4.5:	Statistische Auswertung der gemessenen Arzneimittel- und Diagnostikakonzentrationen [$\mu\text{g/L}$] im Ablauf der fünf Kläranlagen	43
Tabelle 4.6:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen der Pestizide, Biozide und Sonstigen Substanzen [$\mu\text{g/L}$] im Ablauf der fünf Kläranlagen.....	45
Tabelle 4.7:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentration für die ausgewählten Arzneimittel und das Diagnostikum [$\mu\text{g/L}$] an der Nahewassermessstelle Bingen-Dietersheim.....	47
Tabelle 4.8:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen der Pestizide, Biozide und Sonstigen Substanzen [$\mu\text{g/L}$] an der Nahewassermessstelle Bingen-Dietersheim.....	48
Tabelle 5.1:	Direkteinleiter im Einzugsgebiet der Nahe (Bereitstellung durch LUWG RLP 2013).....	53
Tabelle 5.2:	Eliminationsraten für ausgewählte Mikroschadstoffe in der biologischen Stufe aus unterschiedlichen Literaturquellen, grau hinterlegt sind die ausgewählten Werte.....	56
Tabelle 5.3:	Im Modell hinterlegte Metabolisierungsraten der untersuchten Substanzen entnommen aus Klasmeier et al. (2011)	57
Tabelle 5.4:	Vergleich der ermittelten spezifischen Verbrauchsdaten (grau) mit verschiedenen Literaturdaten	58
Tabelle 5.5:	Kläranlagen mit und ohne Krankenhäuser.....	61
Tabelle 5.6:	Verwendete Konstanten zur Berücksichtigung des Abbaus im Gewässer	66
Tabelle 6.1:	Verbrauchswerte vor und nach Anpassungen zur Kalibrierung	68
Tabelle 6.2:	Übersicht zu den Eingangsdaten mit Erläuterung und Verweis	70
Tabelle 6.3:	Übersicht über die festgelegten Modelleingangsdaten	71
Tabelle 7.1:	Simulationsszenarien	72
Tabelle 7.2:	Umweltqualitätsziel für die Referenzparameter des Projektes Mikro_N und angesetzte Qualitätskriterien	74
Tabelle 7.3:	Gewählte Bewertungsskala der Gewässerbelastungssituation durch Mikroschadstoffe . Darstellung des Risikoquotienten RQ	74

Tabelle 7.4:	Änderung des jährlichen Arzneimittelverbrauchs in Abhängigkeit der demografischen Entwicklung	87
Tabelle 7.5:	Vergleich von Sz 2a zum Ist-Zustand. Differenz der Fracht an der Rheinmündung und die daraus resultierende die Verschiebung der RQ-Verteilung im Gewässer	90
Tabelle 7.6:	Änderung des jährlichen Arzneimittelverbrauchs in Abhängigkeit der demografischen Entwicklung im Jahr 2050.....	91
Tabelle 7.7:	Vergleich von Sz 2a zum Ist-Zustand. Differenz der Fracht an der Rheinmündung und die daraus resultierende die Verschiebung der RQ-Verteilung im Gewässer	93
Tabelle 7.8:	Vergleich der fracht- und qualitätsbezogenen Unterschiede für die Szenarien 2a und 2b im Vergleich zum Ist-Zustand.....	94
Tabelle 7.9:	Elimination der betrachteten Mikroschadstoffe in konventionellen Kläranalgen sowie zusätzliche Reinigungsleistung einer 4. Reinigungsstufe.....	99
Tabelle 7.10:	Vergleich von Sz 2a zum Ist-Zustand. Differenz der Fracht an der Nahemündung und die daraus resultierende die Verschiebung der RQ-Verteilung im Gewässer	100
Tabelle 7.11:	Vergleich von Sz 3b zum Ist-Zustand. Differenz der Fracht an der Nahemündung und die daraus resultierende die Verschiebung der RQ-Verteilung im Gewässer	102
Tabelle 7.12:	Vergleich von Sz 3c zum Ist-Zustand. Differenz der Fracht an der Rheinmündung und die daraus resultierende die Verschiebung der RQ-Verteilung im Gewässer	104
Tabelle 7.13:	Maßnahmen zur Reduzierung der Emissionen aus Krankenhäusern. Eigene Zusammenstellung mit Angaben aus (Seidel et al., 2013) und (UBA, 2014).....	107
Tabelle 8.14:	Vergleich von Sz 4b zum Ist-Zustand. Differenz der Fracht an der Rheinmündung und die daraus resultierende die Verschiebung der RQ-Verteilung im Gewässer	111
Tabelle 7.15:	Vergleich von Sz 4c zum Ist-Zustand bei MQ. Differenz der Fracht an der Rheinmündung und die resultierende Verschiebung der RQ-Verteilung im Gewässer	113
Tabelle 7.16:	Gestufte Kombination der untersuchten Szenarien.....	115
Tabelle 7.17:	Vergleich der Maßnahmenkombination (Sz 5b) mit dem Ist-Zustand. Differenz der Fracht an der Rheinmündung und die Verschiebung der RQ-Verteilung im Gewässer	117
Tabelle 7.18:	Frachtbezogener Szenarienvergleich. Dargestellt ist die resultierende Fracht an der Mündung der Nahe in den Rhein	118
Tabelle 8.1:	Nutzen durch den Bau von 4. Reinigungsstufen. Zusammenstellung von fracht- und qualitätsbezogenen Differenzen zur IST-Situation, jeweils bei MQ simuliert	123
Tabelle 8.2:	Einfluss der Ausbauszenarien auf die P-Ablauffracht	124
Tabelle 8.3:	Zusammenstellung der verwendeten Funktionen	127
Tabelle 8.4:	Übersicht über die ermittelten Kosten für die Ausbauszenarien.....	130
Tabelle 8.5:	Zusammenstellung der Kosten/Nutzen-Faktoren für die Ausbauszenarien.....	133
Tabelle 8.6:	Kläranlagen in Rheinland-Pfalz (Daten LUWG)	134
Tabelle 8.7:	Ausbauszenarien zur Einführung von 4. Reinigungsstufen übertragen auf RLP	134
Tabelle 8.8:	Abgeschätzte Kosten bei Übertragung der Ausbauszenarien auf RLP	136

Anhang

Tabelle 12.1:	Statistische Auswertung der berechneten einwohnerspezifischen Frachten [mg/(EⓄ)] im Ablauf der Kläranlagen.....	154
Tabelle 12.2:	Statistische Auswertung der berechneten einwohnerspezifischen Frachten [mg/(EⓄ)] im Ablauf der Kläranlagen, Pestizide und Biozide	156
Tabelle 12.3:	Statistische Auswertung der berechneten einwohnerspezifischen Frachten [mg/(EⓄ)] im Ablauf der Kläranlagen, DEET und PFOS	158
Tabelle 12.4:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [µg/L] und der berechneten Frachten [g/d] an der Nahewassermessstelle Bingen-Dietersheim, Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel	159
Tabelle 12.5:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [µg/L] und der berechneten Frachten [g/d] an der Nahewassermessstelle Bingen-Dietersheim, Pestizide und Biozide	160
Tabelle 12.6:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [µg/L] und der berechneten Frachten [g/d] an der Nahewassermessstelle Bingen-Dietersheim, DEET und PFOS	161
Tabelle 12.7:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [µg/L] an der Messstelle Alsenz, Ebernburg, Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel.....	162
Tabelle 12.8:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [µg/L] an der Messstelle Alsenz, Ebernburg, Pestizide und Biozide	162
Tabelle 12.9:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [µg/L] an der Messstelle Alsenz, Ebernburg, DEET und PFOS	163
Tabelle 12.10:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [µg/L] an der Messstelle Lauter, Lauterecken, Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel ...	164
Tabelle 12.11:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [µg/L] an der Messstelle Lauter, Lauterecken, Pestizide und Biozide	164
Tabelle 12.12:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [µg/L] an der Messstelle Alsenz, Ebernburg, DEET und PFOS	165
Tabelle 12.13:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [µg/L] an der Messstelle Appelbach, Mündung, Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel ..	166
Tabelle 12.14:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [µg/L] an der Messstelle Appelbach, Mündung, Pestizide und Biozide	166
Tabelle 12.15:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [µg/L] an der Messstelle Appelbach, Mündung, DEET und PFOS	167
Tabelle 12.16:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [µg/L] an der Messstelle Glan, Nanzdietschweiler, Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel	168
Tabelle 12.17:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [µg/L] an der Messstelle Glan, Nanzdietschweiler, Pestizide und Biozide	168
Tabelle 12.18:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [µg/L] an der Messstelle Glan, Nanzdietschweiler, DEET und PFOS	169
Tabelle 12.19:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [µg/L] an der Messstelle Glan, Matzenbach, Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel.....	170
Tabelle 12.20:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [µg/L] an der Messstelle Glan, Matzenbach, Pestizide und Biozide.....	170
Tabelle 12.21:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [µg/L] an der Messstelle Glan, Matzenbach, DEET und PFOS.....	171
Tabelle 12.22:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [µg/L] an der Messstelle Glan, Odernheim, Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel.....	172
Tabelle 12.23:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [µg/L] an der Messstelle Glan, Odernheim, Pestizide und Biozide.....	172

Tabelle 12.24:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Glan, Odernheim, DEET und PFOS.....	173
Tabelle 12.25:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Glan, Lauterecken, Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel.....	174
Tabelle 12.26:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Glan, Lauterecken, Pestizide und Biozide.....	174
Tabelle 12.27:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Glan, Lauterecken, DEET und PFOS.....	175
Tabelle 12.28:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Nahe, Grolsheim, Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel	176
Tabelle 12.29:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Nahe, Grolsheim, Pestizide und Biozide	176
Tabelle 12.30:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Nahe, Grolsheim, DEET und PFOS	177
Tabelle 12.28:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Simmerbach, Mdg., Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel	178
Tabelle 12.29:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Simmerbach, Mdg. Pestizide und Biozide	178
Tabelle 12.30:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Simmerbach, Mdg., DEET und PFOS.....	179
Tabelle 12.28:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Simmerbach, oberhalb Simmern, Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel.....	180
Tabelle 12.29:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Simmerbach, oberhalb Simmern, Pestizide und Biozide	180
Tabelle 12.30:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Simmerbach, oberhalb Simmern, DEET und PFOS.....	181
Tabelle 12.28:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Wiesbach, Gensingen, Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel.....	182
Tabelle 12.29:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Wiesbach, Gensingen, Pestizide und Biozide	182
Tabelle 12.30:	Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Wiesbach, Gensingen, DEET und PFOS	183

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Einheit	Beschreibung
AA-EQS	µg/l oder ng/l	Annual average environmental quality standard
AOP		Advanced oxidation processes
BG		Bestimmungsgrenze
BZF		Bezafibrat
CBD		Carbendazim
CBZ		Carbamazepin
DCF		Diclofenac
DDD		Daily defined dose
DEET		Diethyltoluamid
DIATR		Amidotrizoesäure
DRN		Diuron
E		Einwohner
EGW		Einwohnergleichwert
EW		Einwohnerwert
EZ		Einwohnerzahl
EZG		Einzugsgebiet
EQS	µg/l oder ng/l	Environmental Quality Standard
GAK		Granulierte Aktivkohle
GK		Größenklasse
GOW		Gesundheitlicher Orientierungswert
GPS		Glyphosat
IPT		Isoproturon
KA		Kläranlage
KH		Krankenhaus
LUFA		Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt
LUWG		Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht
MAC-EQS	µg/l oder ng/l	Maximum acceptable concentration
MCP		Mecoprop
MNQ	m ³ /s	Mittlerer Niedrigwasserabfluss
MTP		Metoprolol
MQ	m ³ /s	Mittlerer Abfluss
MULEWF		Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten des Landes Rheinland-Pfalz
MWE		Mischwasserentlastung
NG		Nachweisgrenze
NOEC	µg/l oder ng/l	No observed effect concentration
NRW		Nordrhein-Westfalen
PAK		Pulveraktivkohle
PEC	µg/l	Predicted environmental concentration
PEC _{sw}	µg/l	Predicted initial environmental concentrations in surface waters
PFOS		Perfluorooctansulfonat
PKV	g/(E⊗)	Pro-Kopf-Verbrauch

PNEC	µg/l oder ng/l	Predicted No Effect Concentration
PSM		Pflanzenschutzmittel
QK		Qualitätskriterium
RLP		Rheinland-Pfalz
RKM		Röntgenkontrastmittel
RQ		Risikoquotient
SMX		Sulfamethoxazol
Sz		Szenario
TBT		Terbutryn
UQN (EQS)	µg/l oder ng/l	Umweltqualitätsnorm
	%	Wirkungsgrad

1 Einleitung und Hintergrund

1.1 Ausgangssituation

Als Mikroschadstoffe werden anorganische und organische Substanzen bezeichnet, die im Mikro- und Nanogrammbereich pro Liter in den Wasserkörpern anzutreffen sind und teilweise bereits bei sehr niedrigen Konzentrationen nachhaltige Wirkungen auf die aquatischen Ökosysteme haben können. Bei diesen Stoffen handelt es sich insbesondere um Arzneimittelwirkstoffe, synthetische und natürliche Hormone, Geruchsstoffe, Pestizide und Biozide sowie mineralische Brenn- und Treibstoffe (Schluep et al., 2006)

Der Stoffeintrag in die Gewässer erfolgt über folgende Pfade:

- Kläranlagenabläufe
- Mischwasserüberläufe, Regenauslässe, undichte Kanäle (Boden/ Grundwasser)
- die Landwirtschaft (Wirtschaftsdünger, Pestizideinsatz)
- Sickerwasser von Deponien oder Altlasten

Eine Studie aus Baden-Württemberg (Metzger et al., 2003) weist die Kläranlagenabläufe als Haupteintragspfad von Arzneimittelrückständen in die Oberflächengewässer aus. Die Konzentrationen der meisten Arzneimittelwirkstoffe unterscheiden sich ober- bzw. unterhalb der Kläranlage deutlich, oftmals um den Faktor 5 - 10. So lässt sich zum Beispiel in Nordrhein-Westfalen (NRW) bei Niedrigwasserabfluss (MNQ) Diclofenac in rund 90 % aller Gewässerabschnitte unterhalb von Kläranlageneinleitstellen in einer Konzentration $> 0,1 \mu\text{g/l}$ (UQN-Vorschlag der EU-Kommission) nachweisen (MKULNV, NRW, 2012).

In den bestehenden Reinigungsstufen konventioneller mechanisch-biologischer Kläranlagen kommt es zu einer teilweisen Elimination von Mikroschadstoffen durch Verflüchtigung (Stripung), biochemischen Abbau und Sorption an Partikel oder Primär- bzw. Belebtschlamm. Ein hohes Schlammalter in der biologischen Stufe, eine Kaskadierung und damit ein hoher Konzentrationsgradient sowie eine möglichst weitgehende Suspensaentnahme, beispielsweise durch eine nachgeschaltete Filtrationsstufe, wirken sich positiv auf eine Spurenstoffelimination aus (Bode et al., 2010). Für eine weitergehende Reduzierung der Einträge aller relevanten Substanzen reichen diese Entnahmeleistungen der konventionellen, auf die Elimination von Feststoffen, sauerstoffzehrenden Stoffen und Nährstoffe ausgelegten Abwasserbehandlungsanlagen jedoch nicht aus. Auch ist keine gezielte Elimination von Mikroverunreinigungen möglich.

In Rheinland-Pfalz (RLP) sind an den großen Flüssen sowie zusätzlich an rheinland-pfälzischen Nebengewässern Messstellen eingerichtet, um den Zustand der Gewässer auch hinsichtlich von Mikroschadstoffen ermitteln und bewerten zu können. In der EU-Richtlinie 2008/105/EG (2008) sind Umweltqualitätsnormen (UQN) genannt, die als Maßstab für den bis zum Jahr 2015 geforderten guten chemischen Zustand der Gewässer dienen sollen.

Mit der Richtlinie 2013/39/EU (2013) wurden 12 neue Stoffe in die Liste der prioritären Stoffe aufgenommen (Pflanzenschutzmittel, Wirkstoffe in Bioziden, Industriechemikalien, Dioxine und dioxinähnliche PCB). Die UQN für diese Substanzen treten ab dem Jahr 2018 in Kraft. Für Arzneimittel gibt es in der Richtlinie allerdings nach wie vor noch keine UQN. Lediglich die Östrogene 17 -Ethinylestradiol (EE2) und 17 -Estradiol (E2) sowie das Schmerzmittel Diclofenac wurden von der europäischen Kommission in die sogenannte Beobachtungsliste (watch list) aufgenommen und sollen in den nächsten Jahren regelmäßig in Oberflächengewässern über-

wacht werden. Mit dem Durchführungsbeschluss EU 2015/495 (2015) der Kommission vom 20. März 2015 wurden weiterhin die Makrolid-Antibiotika Erythromycin, Clarithromycin und Azithromycin in die Beobachtungsliste aufgenommen.

1.2 Projektziele und Arbeitsprogramm

Ziel des Projektes sMikro_N%ist die Erarbeitung einer fundierten Diskussions- und Bewertungsgrundlage zur Beurteilung der Belastungssituation rheinland-pfälzischer Gewässer und der Notwendigkeit, bzw. dem Potenzial der Einführung von 4. Reinigungsstufen zur gezielten Elimination von Mikroschadstoffen. Neben einer bilanziellen Gesamtbetrachtung von Stoffeinträgen für die im Rahmen des Projektes ausgewählte Referenzsubstanzen durch Nutzung eines Stoffflussmodells für das Referenzgewässer Nahe sollen die verfahrenstechnischen Möglichkeiten zur Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Elimination von Mikroschadstoffen aufgezeigt werden. Mittels Szenarienbetrachtung soll die Wirksamkeit von Maßnahmen zur Reduzierung der Einträge von Mikroschadstoffen mit Blick auf resultierende Gewässerkonzentrationen analysiert und in Verbindung mit Kostenschätzungen für das Untersuchungsgebiet bewertet werden. Die Ergebnisse sollen auf das gesamte Bundesland übertragen werden. Die Vorgehensweise und Berichtsstruktur ist in Bild 1.1 zusammenfassend dargestellt.

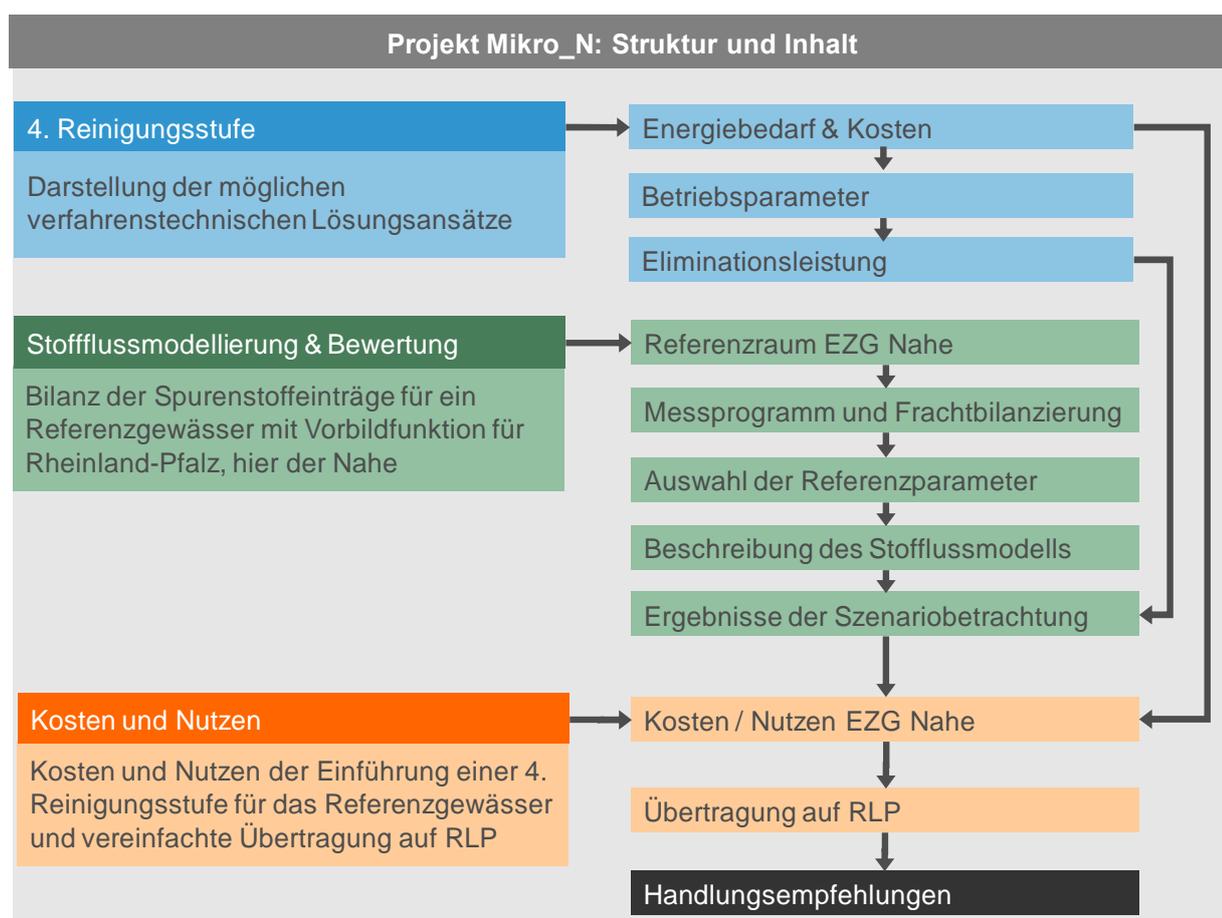


Bild 1.1: Vorgehen und Berichtsstruktur im Projekt Mikro_N

Darstellung der möglichen verfahrenstechnischen Lösungsansätze

Die Elimination von Mikroschadstoffen wird derzeit in verschiedenen Pilot- und Forschungsvorhaben bis in den technischen Maßstab untersucht. Der Ausbau von Kläranlagen mittels einer 4.

Reinigungsstufe wird gegenwärtig insbesondere in der Schweiz sowie in Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen intensiv untersucht und zum Teil auch bereits umgesetzt. Beispielhaft zu nennen sind die Kläranlagen Mannheim und Ulm.

In einem ersten Arbeitsschritt werden die aus diesen Arbeiten bekannten verfahrenstechnischen Lösungsansätze dargestellt und bewertet. Ziel der Auswertung ist die Quantifizierung der erreichbaren Elimination, der erforderlichen Investitionen und des betrieblichen/ personellen Aufwandes einer 4. Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroschadstoffen. Die wesentlichen Parameter für die Bemessung der Anlagen und Anhaltswerte für den Einsatz von Hilfsstoffen werden zusammengestellt. Ebenso soll die synergetische Wirkung der einsetzbaren Verfahrenstechniken auf die Elimination des Parameters Phosphor bewertet werden.

Bilanz der Spurenstoffeinträge für ein Referenzgewässer mit Vorbildfunktion für Rheinland-Pfalz, hier der Nahe

Die Notwendigkeit bzw. die Begründbarkeit der Einführung einer 4. Reinigungsstufe hängt maßgeblich von der Relevanz der Einträge über den Eintragspfad ~~in~~ Kläranlagenabläufe in die (Oberflächen-)Gewässer und der zu erwartenden Wirksamkeit der verfahrenstechnischen Erweiterung ab. Hierzu werden die Emissionen an ausgewählten Mikroschadstoffen anhand einer Bilanz für das Referenzgewässer Nahe in einer Szenarienbetrachtung bilanziert.

Grundlage für die Bilanzierung der punktuellen Einträge aus Kläranlagenabläufen stellen das Kläranlagenmessprogramm und das Messprogramm Überblicksüberwachung/ operative Überwachung der Fließgewässer des Landes Rheinland-Pfalz dar. Ergänzend wurden an 5 ausgewählten Kläranlagen (Kaiserslautern, Enkenbach-Alsenborn, Lauterecken, Landstuhl und Simmern) zu einzelnen Stoffen/ Stoffgruppen über einen Monitoringzeitraum von 12 Monaten durchgeführt, um die Datengrundlage für maßgebende punktuelle Einleiter zu vergrößern und die Abschätzung der Einträge innerhalb des Bilanzraumes in ihrer Genauigkeit zu verbessern.

Die vorliegenden Messergebnisse werden statistisch ausgewertet. In die weitere Betrachtung werden die Einzelstoffe einbezogen, die in den Messungen am häufigsten vorkommen und zu denen Kenntnisse zu Eliminationsraten in 4. Reinigungsstufen vorliegen. Zur Plausibilisierung der Ergebnisse werden diese mit Literaturquellen abgeglichen.

In die Bilanzierung von Mikroschadstoffen aus dem Siedlungsbereich werden die Stoffeinträge über Mischwasserüberläufe aus der Mischkanalisation (im Einzugsgebiet der Nahe dominierend) in grober Abschätzung einbezogen.

Für die Bilanzierung der Pflanzenschutzmittel (PSM) werden zudem diffuse Einträge, die nicht über Kläranlagen ins Gewässer eingetragen werden, berücksichtigt. Die vorliegenden Gewässerdaten sind einzugsgebietsbezogen und nicht eintragsbezogen. D. h. hier muss auf Literaturwerte zurückgegriffen werden.

Kosten und Nutzen der Einführung einer 4. Reinigungsstufe für das Referenzgewässer und vereinfachte Übertragung auf die Gewässersituation in Rheinland-Pfalz

Die Bewertung von Kosten und Nutzen einer Einführung der 4. Reinigungsstufe ist das zentrale Anliegen des Projektes. Ziel ist es, belastbare Aussagen zu Kosten und Nutzen als Diskussionsgrundlage für den weiteren Umgang mit Mikroschadstoffen in RLP herzuleiten.

Unter Berücksichtigung der Kläranlagenstruktur in Rheinland-Pfalz, der Art der betriebenen Kanalisationen (Misch- oder Trennverfahren) und der Größe der Einzugsgebiete der Hauptoberflächengewässer werden die Belastungen und die potenziell möglichen Reduzierungen der Gewässerbelastung anhand eine Bilanz abgeschätzt und den erforderlichen Investitionen sowie den zusätzlichen betrieblichen Aufwendungen gegenübergestellt. Die Auswirkungen einer Einführung der 4. Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroschadstoffen auf die Kosten der Ab-

wasserbehandlung werden hierauf aufbauend abgeschätzt und die Ergebnisse durch s Hochrechnung%auf das Land Rheinland-Pfalz übertragen.

2 Verfahrenstechnische Ansätze einer 4. Reinigungsstufe

Die möglichen Verfahrensvarianten einer 4. Reinigungsstufe sind in Tabelle 2.1 zusammengefasst und werden in diesem Kapitel hinsichtlich der folgenden Punkte beschrieben: (1) Verfahrensbeschreibung; (2) Auslegungsparameter; (3) Energieverbrauch; (4) Kosten; (5) Reinigungsleistung; (6) Referenzprojekte.

Tabelle 2.1: Mögliche verfahrenstechnische Varianten einer 4. Reinigungsstufe

Verfahrensvarianten	Beschreibung	Fließbild
Adsorption	PAK-Stufe	PAK-Zugabe in Kontaktbecken mit Absetzbecken
	PAK-FF	PAK-Zugabe in Flockungsraum
	PAK-BB	PAK-Zugabe in Biologie
	GAK	Austausch Filtermaterial durch GAK
	nGAK	nachgeschalteter GAK-Filter
Oxidation	Ozonung	nachgeschalteter Ozonreaktor mit Sandfiltration
Filtration	UF/NF	Nano-filtration/ Umkehrosmose

2.1 Adsorption

Bei der Adsorption lagern sich die im Wasser gelösten Stoffe (Sorptiv) an der Oberfläche des Adsorbens (hier: Aktivkohle) an. Der Vorgang ist nicht selektiv, d.h. die Adsorption der Mikroschadstoffe steht in Konkurrenz zur Adsorption anderer organischer Verbindungen (CSB, DOC, AOX). Aktivkohle wird aus kohlenstoffhaltigen Ausgangsmaterialien (Stein- oder Braunkohle, Torf, Nussschalen oder Holz) hergestellt, die chemisch oder thermisch aktiviert werden. Bei der Aktivierung wird die innere Oberfläche der Kohle vergrößert. Aktivkohle weist eine innere Oberfläche von bis zu 1.500 m²/g auf.

Bei der Adsorption stellt sich nach einer gewissen Zeit ein Gleichgewicht zwischen der gelösten Restkonzentration und der adsorbierten Stoffmenge ein. Ohne Änderung der Randbedingungen ist die Beladungskapazität der Aktivkohle erschöpft. Sie muss ausgetauscht oder es muss weiter Frischkohle zugeführt werden.

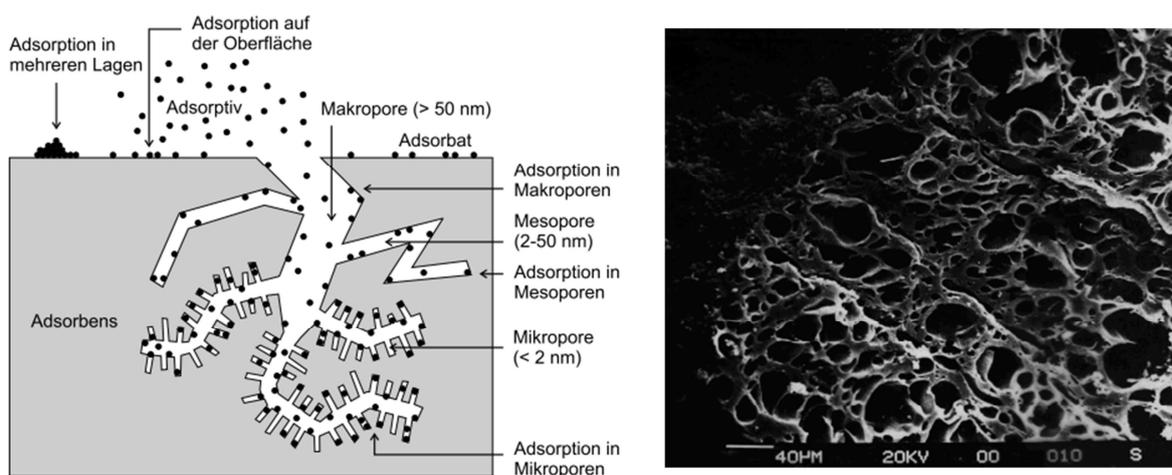


Bild 2.1: Schema der Porenstruktur nach Simgen, 2003 (links) und mikroskopische Aufnahme (rechts, Quelle: Donau Carbon GmbH)

Grundsätzlich ist zwischen dem Einsatz von granulierter Aktivkohle (GAK) mit Korndurchmesser 0,5 -5,0 mm oder pulverisierter Aktivkohle (PAK) mit Korndurchmesser < 0,045 mm zu unterscheiden (vgl. Bild 2.2). Für beide Varianten gibt es unterschiedliche verfahrenstechnische Lösungsmöglichkeiten, die im Weiteren erläutert werden.

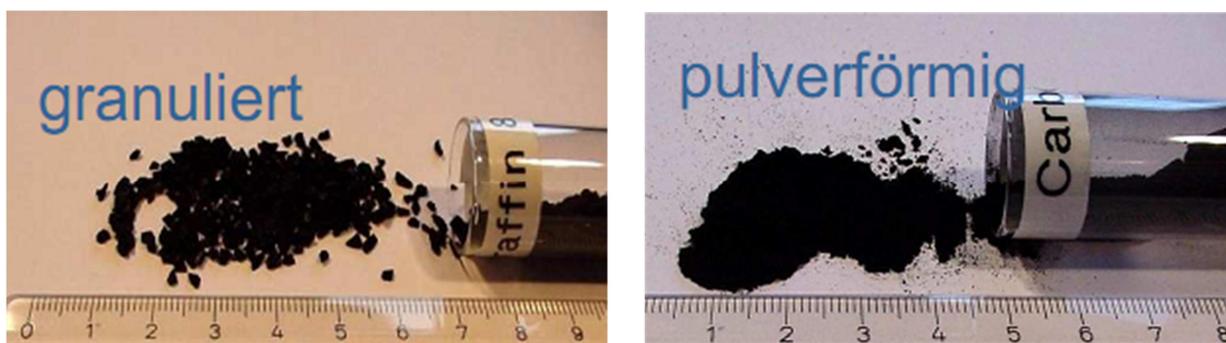


Bild 2.2: Aktivkohle in unterschiedlicher Mahlfeinheit (Quelle: Donau Carbon GmbH)

2.1.1 Pulveraktivkohle

Verfahrensbeschreibung

Die Pulveraktivkohle (PAK) wird dem (Ab-)Wasser zugemischt und muss nach einer ausreichenden Kontaktzeit wieder abgetrennt werden. Für die technische Einbindung in eine Kläranlage stehen verschiedene Varianten zur Verfügung, die sich vorrangig darin unterscheiden, an welcher Stelle die PAK dosiert wird und wie die beladene Aktivkohle anschließend wieder abgetrennt wird. Zur Sicherstellung eines absolut feststoff- und pulveraktivkohlefreien Ablaufs ist eine Filtrationsstufe vorzusehen: i.d.R. die Nachschaltung eines Sandfilters oder einer Membranfiltration.

Als Lösungsvarianten wurden bisher folgende Verfahren untersucht:

- **PAK-Stufe:** Dosierung der PAK in einen nachgeschalteten Kontaktreaktor mit anschließender Abtrennung und Rückführung in den Kontaktreaktor, sowie anschließender Filtration.
- **PAK-FF:** Dosierung der PAK in den Überstand (Flockungsraum) einer Filtrationsstufe.
- **PAK-BB:** Dosierung der PAK in die Belebungsstufe, Abscheidung in der Nachklärung sowie anschließender Filtration.

Bei allen Verfahren sind ein PAK-Lagersilo und eine Dosiereinrichtung erforderlich. Für die Dosierung stehen verschiedene Technologien zur Verfügung. Empfohlen wird eine gravimetrische Dosierung, bei der die PAK gewogen, mittels Schneckendosierer einem Wasserstrahl zugeführt und anschließend als Suspension ins Abwasser dosiert wird (Barjenbruch, Firk & Peter-Fröhlich, 2014).

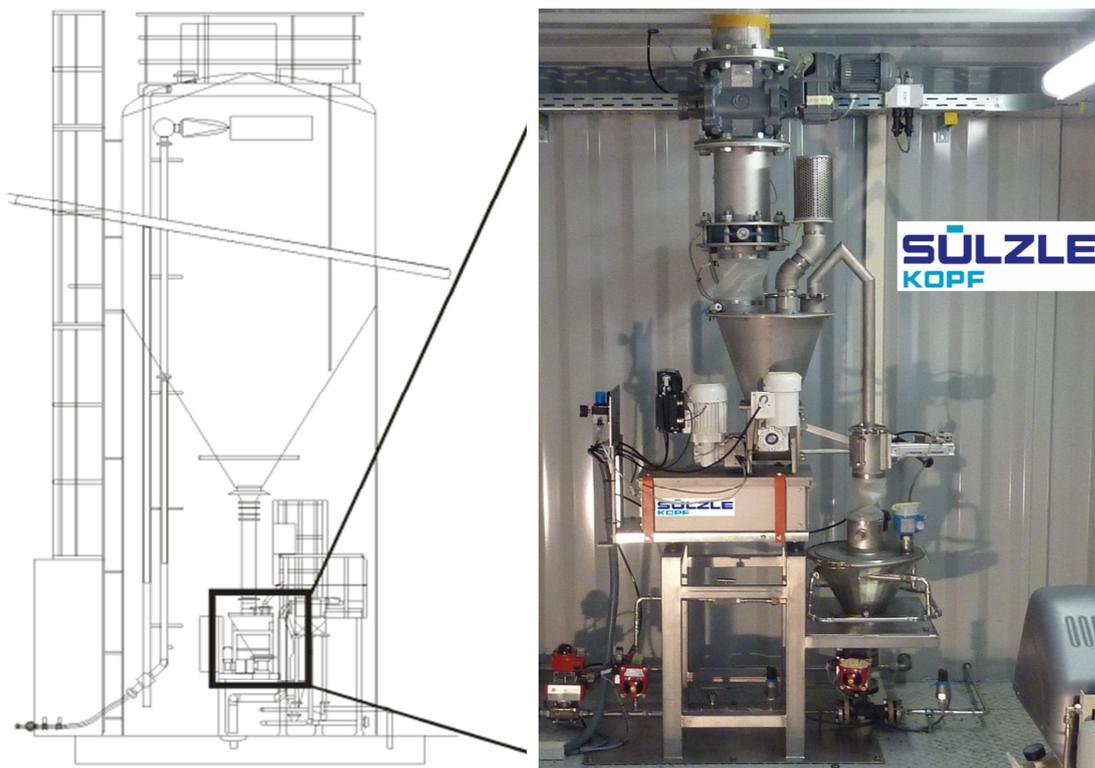


Bild 2.3: Lagersilo und Dosiereinrichtung (Quelle KOPF Anlagenbau GmbH)

PAK-Stufe: Die Dosierung der PAK erfolgt hierbei in ein separates Adsorptionsbecken, wo sie mit dem Abwasser in Kontakt gebracht und anschließend über eine Sedimentation/Filtration wieder abgetrennt wird. Die PAK wird im Kreislauf geführt, so dass die Kontaktzeit von der hydraulischen Aufenthaltszeit entkoppelt ist. Für eine optimale Abtrennung müssen zusätzlich Fäll- und Flockungshilfsmittel in das Kontaktbecken dosiert werden (Metzger et al., 2012). Die Überschuss-PAK wird dem Belebungsbecken zugeführt, wo sie zusätzlich beladen und dann mit dem Überschussschlamm abgezogen wird.

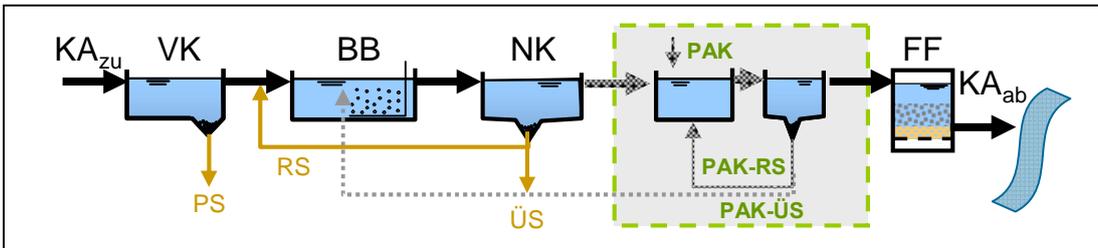


Bild 2.4: Verfahrensschema zur PAK-Zugabe in ein Kontaktbecken mit Rückführung

PAK-FF: Die PAK wird gemeinsam direkt in den Überstau eines Filters gegeben. Die Dosierung von Flockungsmitteln ist notwendig um einen vollständigen Rückhalt zu gewährleisten, weitere FHM sind nicht notwendig (Bornemann et al., 2012). Eine separate Adsorptionsstufe entfällt. Die mittlere Verweilzeit der Aktivkohle entspricht der Hälfte des Filterintervalls. Das Spülwasser kann in die biologische Stufe zurückgeleitet und so das Adsorptionspotenzial der Kohle vollständig ausgeschöpft werden. Hierbei ergibt sich jedoch ein negativer Einfluss auf das Schlammalter durch den Feststoffeintrag mit einer erhöhten Schlammproduktion.

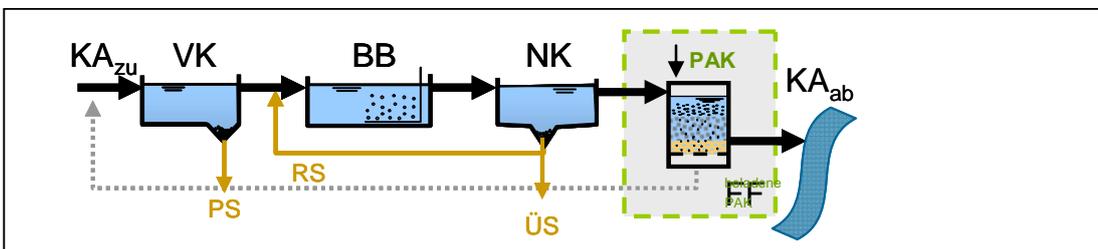


Bild 2.5: Verfahrensschema zur PAK-Zugabe im Zulauf eines Flockungsfilters

PAK-BB: Das simultane Einbringen in die biologische Stufe bietet den Vorteil, dass durch den Verzicht auf eine separate Kontaktzone kaum Baumaßnahmen notwendig sind. Bei unzureichender Absetzwirkung der Nachklärung muss jedoch auch hier eine Filtration nachgeschaltet werden. Zudem ist von höheren Dosiermengen auszugehen, da die organische Hintergrundbelastung noch sehr hoch ist. Der Abzug der PAK erfolgt über den Schlammpfad. Auch hier ergibt sich ein negativer Einfluss auf das Schlammalter durch den Feststoffeintrag mit einer erhöhten Schlammproduktion.

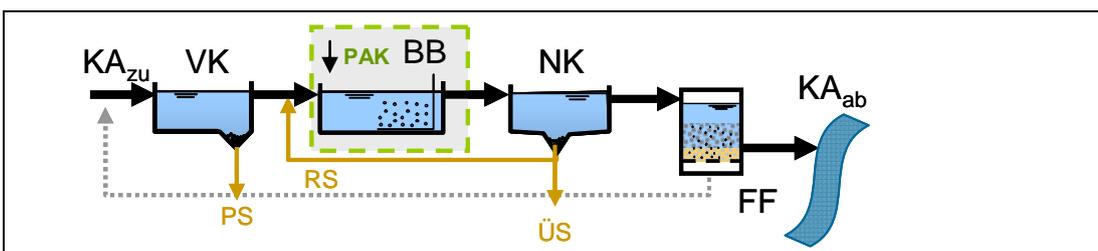


Bild 2.6: Verfahrensschema zur PAK-Zugabe in die Belebungsstufe

Auslegungsparameter

Bisherige Untersuchungen zu Adsorptionsstufen mit Dosierung von Pulveraktivkohle berücksichtigen die in Tabelle 2.4 zusammengefassten Auslegungswerte, die je nach Ausführungsvariante und Abwasserzusammensetzung variieren können.

Bei hohen Filtergeschwindigkeiten von mehr als 8-9 m/h kann es zu einem Durchbruch von Kohlepartikeln kommen (Sontheimer et al, 1984). In der Literatur werden Dosiermengen für einen nachgeschalteten Filter zwischen 10 und 20 g/m³ genannt (Bornemann et al. 2012).

Tabelle 2.2: Zusammenfassung der Auslegungsparameter einer PAK-Adsorptionsstufe

Auslegungsparameter	Abk.	Wert	PAK-Verfahren	Quelle
Kontaktzeit	t_K	30 min (bei Q_t)	Alle	(Metzger,2010)
PAK-Dosierrate	C_{PAK}	10 . 20 g _{PAK} /m ³	Alle	(Firk und Barjenbruch, 2014)
Hilfsstoffe (Fällmittel, Flockungshilfsmittel)	C_{FM}	0,2 g _{Fe} /g _{PAK}	PAK-FF	(Bornemann et al., 2012)
max. Filtergeschwindigkeit im Raumfilter	v_{Filt}	<= 9 m/h	Alle mit Raumfilter	(Sontheimer et al, 1984)
Regelungsparameter	FNU	Trübung	PAK-FF	(Bornemann et al., 2012)
AFS im Zulauf	$C_{AFS,zu}$	< 15 mg/l	PAK-FF	

Energieverbrauch

Die PAK-Dosierung in ein Kontaktbecken verbraucht nach Literaturangaben zwischen 0,02 und 0,37 kWh_e/m³. Anders stellt sich der Energieverbrauch dar, wenn neben dem reinen Verbrauch auf der Kläranlage der Gesamtenergieverbrauch betrachtet wird. Zum einen muss die Energie für die Aktivkohleherstellung berücksichtigt werden. Für 1 kg Aktivkohle sind ca. 3 - 5 kg Kohle notwendig (Eawag, 2012). Zudem kann die PAK nicht regeneriert werden, sondern muss mit dem Klärschlamm, bei separater Abscheidung zumindest mit dem Filterspülschlamm thermisch entsorgt werden.

In der ENVELOX-Studie (Bolle, 2011) wird der Gesamtenergiebedarf für die PAK-Zugabe in ein Kontaktbecken bei einer Dosierung von 15 g PAK/m³ zu 0,1 - 0,85 kWh/m³ ermittelt. Wird der gesamte Energiebedarf inkl. Aktivkohleherstellung betrachtet, ergibt sich im Mittel bei Dosierung von 15 g PAK/m³ ein Energieverbrauch von 0,6 kWh/m³. Wird die Schlammbehandlung ausgeklammert, sinkt der Energiebedarf auf etwa 0,5 kWh/m³. Für die PAK-Dosierung in ein separates Kontaktbecken und die Abtrennung im Flockungsfilter wurde ein Stromverbrauch von 0,042 kWh/m³ für die KA Mannheim ermittelt (Herbst und Ante, 2010).

PAK-FF: Für die direkte PAK-Zugabe in die Flockungsraum der Filtrationsstufe ergibt sich ein Energiebedarf von 0,05 bis 0,09 kWh_e/m³ Abwasser ohne Schlammbehandlung. Der ganzheitliche Energiebedarf beträgt zwischen 0,08-1,1 kWh_e/m³ (Bolle, 2011).

Kosten

Die spezifischen Kosten liegen zwischen 0,05 bis 0,10 "/m³ Abwasser. Die Kosten ergeben sich überwiegend aus den Aktivkohle-Preisen und nur in geringem Umfang aus dem Energiebedarf (Bolle, 2011). Die dosierte Pulverkohle muss dem Abwasserstrom wieder entnommen werden, dabei hat die Art der Abtrennung (Sedimentation, Raumfilter, Tuchfilter, Membran) einen wesentlichen Einfluss auf die Investitionskosten (Abegglen und Siegrist, 2012). Die Betriebskosten

werden dagegen insbesondere von den spezifischen Bezugskosten für die Aktivkohle dominiert (Bornemann et al., 2012).

Reinigungsleistung

Die Elimination in Bezug auf den Zulauf der Filtration beträgt bei gut adsorbierbaren Stoffen 80 bis 90 %, schlecht adsorbierende Stoffe werden dagegen nur zu 20 - 50 % eliminiert (Bornemann et al., 2012). Durch Rezirkulation der teilbeladenen Kohle in das Belebungsbecken kann die restliche Adsorptionskapazität der Aktivkohle ausgenutzt werden, was je nach Substanz eine Verbesserung der Eliminationsleistung um etwa 10 % bewirkt.

Das nachfolgende Bild 2.7 zeigt eine Zusammenfassung der Literaturrecherche für die substanzspezifische Elimination in einer 4. Reinigungsstufe mit Pulveraktivkohle. Da sich die Werte zum Teil auf unterschiedliche Dosiermengen und Verfahrensansätze beziehen, dienen Sie nur zur Orientierung.

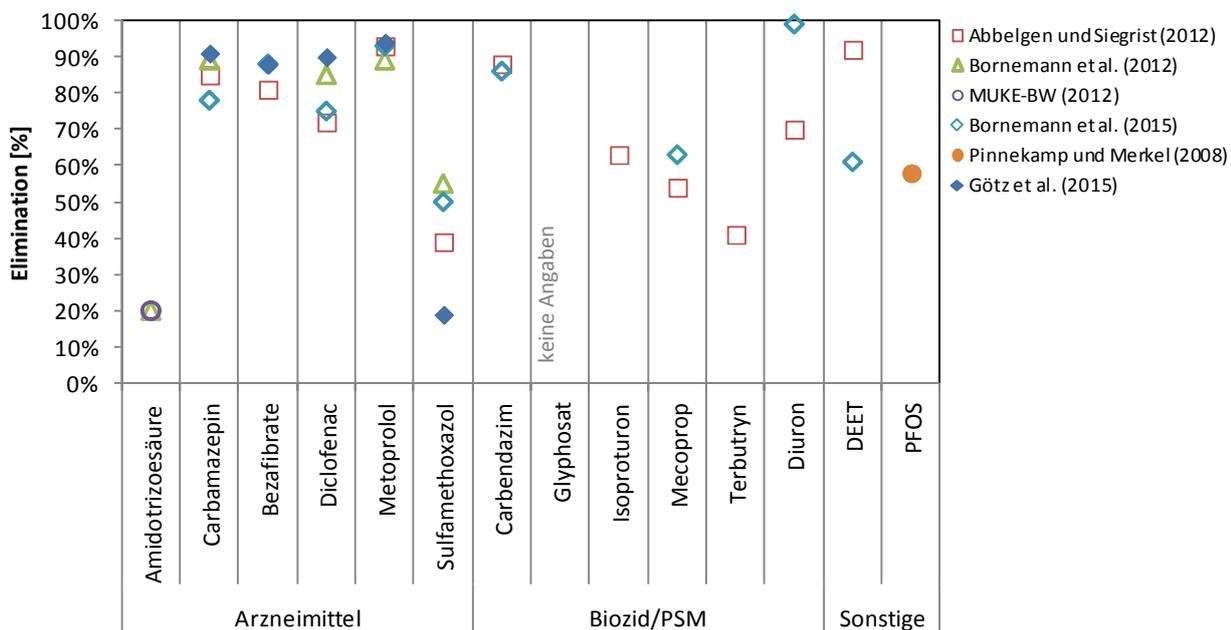


Bild 2.7: Substanzspezifische mittlere Reinigungsleistung einer 4. Reinigungsstufe mit Pulveraktivkohle (Anmerkung: Angaben aus diversen Literaturquellen, unterschiedliche PAK-Dosiermengen oder Verfahrensvarianten, min-max Werte wurden z.T. gemittelt)

Referenzprojekte

- KA Mannheim (725.000 E): separates Kontaktbecken im Teilstrom (PAK-Stufe)
- KA Böblingen-Sindelfingen (250.000 E): separates Kontaktbecken im Teilstrom (PAK-Stufe)
- KA Steinhäule, Neu-Ulm (445.000 E): separates Kontaktbecken im Teilstrom (PAK-Stufe)
- KA Wuppertal-Buchenhofen (600.000 E): Dos. in Filterüberstand im Teilstrom (PAK-FF)
- KA Kloten/Opfikon (CH) (54.500 E): Dosierung in den Filterüberstand im Teilstrom (PAK-FF)
- KA Flos Wetzikon (CH) (37.000 E): Dosierung in die biologische Stufe (PAK-BB)

2.1.2 Granulierte Aktivkohle (GAK)

Verfahrensbeschreibung

Granulierte Aktivkohle wird entweder in eine bestehende Filteranlage als Ersatz des konventionellen Filtermaterials (Sand, Anthrazit o.ä.) eingebaut oder es wird eine neue Filtrationseinheit (z.B. Druckfilter) angeordnet (vgl. Bild 2.8 & Bild 2.9). Die granulierte Aktivkohle kann in beiden Fällen im Gegensatz zur PAK aus dem Filter entnommen und thermisch reaktiviert werden.



Bild 2.8: GAK als Ersatz für konventionelles Filtermaterial (Kolisch et al., 2014)



Bild 2.9: GAK als separater Druckfilter (Herbst et al., 2013)

Mit der Zeit nimmt die Filterwirksamkeit ab, d.h. die Qualität des Filtrates bezogen auf die Konzentration im Filterzulauf nimmt ab. Dieser zeitliche Verlauf wird als Durchbruchskurve bezeichnet, die sich wiederum aus den behandelten Bettvolumina ($\text{m}^3_{\text{Abwasser}}/\text{m}^3_{\text{GAK}}$) ergibt. Die Filterstandzeit kann durch eine Zwischenfiltration verlängert werden, um den Aktivkohlefilter mit möglichst feststofffreiem Abwasser zu beschicken (Bild 2.11).

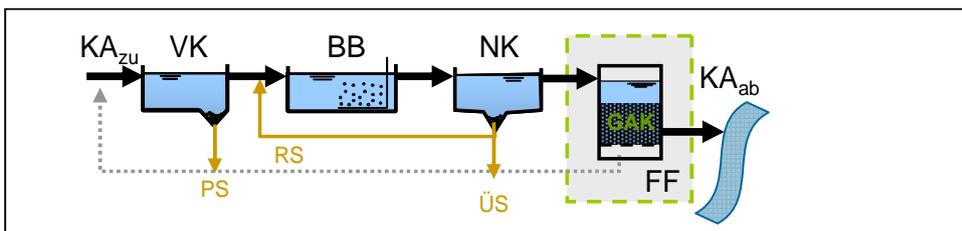


Bild 2.10: Verfahrensschema zur GAK-Filtration

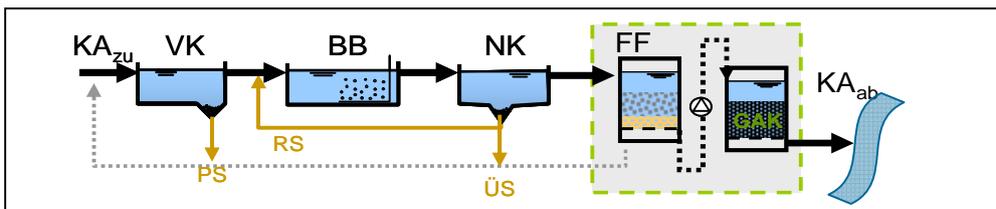


Bild 2.11: Verfahrensschema zur zweistufigen nachgeschalteten GAK-Filtration

Auslegungsparameter

Die Bemessung von GAK-Filtern erfolgt über die in Tabelle 2.3 zusammengefassten Kenngrößen. Insbesondere die Kontaktzeit im Filterbett, welche sich aus der Filtergeschwindigkeit (v_F in m/h) ergibt, sowie die in Abhängigkeit des eingesetzten Filtermaterials bis zum Ausbau erreichten Bettvolumina sind dabei die entscheidenden Parameter. Daneben wird die Dimensionierung der GAK-Filter auch durch die vorgeschalteten Reinigungsstufen bestimmt. Ein hoher partikulärer CSB und damit auch hohe AFS-Konzentrationen im Zulauf des Filters reduzieren die Filterstandzeit.

Tabelle 2.3: Zusammenfassung der wesentlichen Auslegungsparameter GAK-Filtration

Auslegungsparameter	Abk.	Wert	Quelle
Kontaktzeit (Empty Bed Contact Time)	EBCT	30 min	(Metzger, 2010)
Bettvolumina	BV	3.000 . 16.000 m ³	(Kom-M.NRW,2015)
Korngröße	D50	0,5 . 2,5 mm	
AFS im Zulauf	cAFS,zu	< 15 mg/l	

Energieverbrauch

Der Strombedarf für eine GAK-Filtration liegt bezogen auf die behandelte Abwassermenge zwischen 0,06 und 0,17 kWh_{el}/m³ (Bolle, 2011). Dieser Wert bezieht sich auf eine nachgeschaltete Filtration (inklusive Pumpwerk) und berücksichtigt nur den Stromverbrauch auf der Kläranlage (Rückspülwasserbehandlung, Rückspülung). Auf den ganzheitlichen Energieverbrauch inklusive Herstellung der Aktivkohle, wirkt sich der Einsatz von regenerierter Aktivkohle positiv aus. Der Gesamtenergiebedarf beträgt zwischen 0,2 und 6,6 kWh/m³ bei Benutzung von frischer Kohle. Bei regenerierter Kohle liegt der Energiebedarf zwischen 0,1 und 2 kWh/m³. Dabei gelten die niedrigen Verbrauchswerte für eine Dosierung von 10 g/m³ und die Maximalwerte für eine GAK-Dosis von 60 g/m³. Bei der Herstellung von Aktivkohle wird überwiegend thermische Energie benötigt (Bolle, 2011).

Kosten

In Abhängigkeit von den Strom- und Aktivkohlebezugspreisen betragen die volumenspezifischen Kosten 0,10-0,32 €/m³ (Bolle, 2011). Für frische Aktivkohle sind etwa 3 €/m³, für reaktivierte Aktivkohle kann 1 €/m³ angesetzt werden. Die Kosten für granuliert Aktivkohle können mit etwa 1,30 €/kg angesetzt werden. Die Kosten für regenerierte GAK liegen mit 0,90 €/kg etwas niedriger und ergeben sich aus der Verschneidung von Reaktivierungskosten und Auffrischung des Abbrandverlustes von ca. 5-10 % der Reaktivierung. Die wichtigste Größe für die Betriebskosten ist die Standzeit der Filter. Sie ergibt sich aus den Betriebsparametern (Filtergeschwindigkeit) und den Abwassereigenschaften. Die erreichbaren Bettvolumina liegen je nach Randbedingungen bei 3.000 bis 16.000 m³/m³ (Kom-M.NRW, 2015).

Reinigungsleistung

Die Reinigungsleistung von GAK-Filtern wird durch den Beladungszustand der Aktivkohle bestimmt. Zu Beginn der Filterlaufzeit, wenn neue bzw. frische regenerierte Kohle vorliegt, ist die Reinigungsleistung am höchsten, sie nimmt danach mit steigender Beladung stetig ab. Durch einen parallelen Betrieb mehrerer Filterzellen mit zeitversetzter Inbetriebnahme und entsprechend gestaffeltem Austausch kann die Qualität des Gesamtablaufs jedoch stabil gehalten werden. Der Zeitpunkt des Materialaustauschs bestimmt dabei die erreichte Reinigungsleistung. In Bild 2.12 sind erreichbare Bettvolumina für verschiedene Szenarien dargestellt.

Das nachfolgende Bild 2.12 zeigt die Zusammenfassung der Literaturrecherche zur substanzspezifischen Elimination in einer 4. Reinigungsstufe mit granulierter Aktivkohle. Da sich die Werte zum Teil auf unterschiedliche Bettvolumina und Aktivkohlesorten beziehen, dienen Sie nur zur Orientierung.

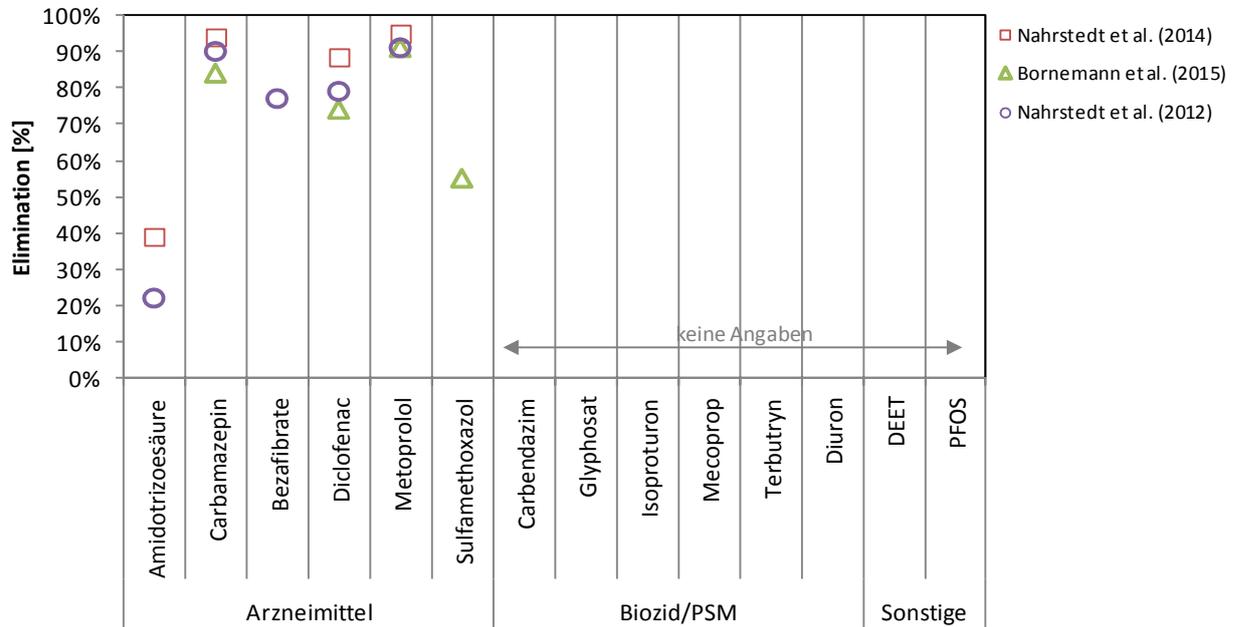


Bild 2.12: Substanzspezifische mittlere Reinigungsleistung einer 4. Reinigungsstufe mit granulierter Aktivkohle (Anmerkung: Angaben zu unterschiedlichen Kohlen und Bettvolumina)

Referenzprojekte

- KA Düren (310.000 E): GAK-Filtration im Teilstrom
- KA Obere Lutter (180.000 E): GAK-Filtration im Teilstrom
- KA Putzhagen (180.000 E): GAK-Filtration im Teilstrom
- KA Buchenhofen (600.000 E): GAK- und nachgeschaltete GAK-Filtration im Teilstrom

2.2 Oxidation

2.2.1 Ozon (O_3)

Verfahrensbeschreibung

Ozon (O_3) ist ein sehr reaktives Gas, welches sowohl direkt mit den Wasserinhaltsstoffen wirkt als auch indirekt über den Zerfall in Hydroxyl-Radikale. In beiden Fällen erfolgt eine partielle Oxidation (Transformation) der langkettigen und schwer abbaubaren organischen Spurenstoffe in kleinere, leicht abbaubare Reaktionsprodukte (Bolle 2011). Wie bei der Adsorption reagiert Ozon dabei auch mit der organischen Hintergrundmatrix (CSB, DOC) und zudem auch mit anorganischen Inhaltsstoffen (z.B. Nitrit) (Abegglen et al., 2012). Ozon ist sehr instabil und muss daher direkt am Einsatzort aus getrockneter Luft oder flüssigem Sauerstoff erzeugt werden. Anschließend wird es gasförmig in das Abwasser über Injektoren oder Diffusoren eingetragen. Eine Ozonanlage besteht aus der Ozonerzeugung, einem Kontaktreaktor, der Abluftbehandlung zur Restozonvernichtung und der Steuerung (Abegglen, 2010) und wird üblicherweise der Nachklärung nachgeschaltet (siehe Bild 2.13).

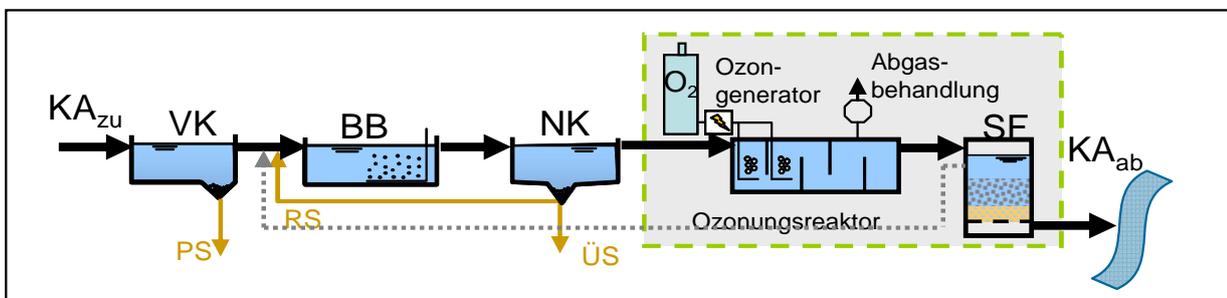


Bild 2.13: Verfahrensschema Ozonierung

Durch die Transformation in leichter abbaubare Stoffe kann der BSB_5 des Abwassers um bis zu 50 % erhöht werden (Kreuzinger et al., 2010). Zudem können auch schädliche Bromate und N-Nitrosamine gebildet werden, die aber durch eine nachgeschaltete Sandfiltration zurückgehalten werden können (Abegglen, 2009). Aus diesem Gründen ist nach dem heutigen Stand der Wissenschaft die Nachschaltung einer Sandfiltration erforderlich. Dies wurde bei der Kostenbeurteilung berücksichtigt.



Bild 2.14: Sauerstofftank und Ozongenerator der KA Bad Sassendorf (Lyko, 2013)

Auslegungsparameter

Die notwendige Ozonmenge (B_{O_3} in g/h) hängt neben der gewünschten Eliminationsleistung auch vom Gehalt an organischen Stoffen, Nitrit, vom pH-Wert und der Alkalinität ab. Der wichtigste Parameter zur Dosierung ist der DOC. In Abhängigkeit der DOC-Konzentration im Ablauf der Nachklärung wird eine spezifische Ozondosis ($z_{spez.}$) in Höhe von 0,6 bis 0,8 g_{O_3}/g_{DOC} empfohlen (Barjenbruch&Firk,2014; Abegglen und Siegrist,2012). Aus dieser Dosis ergeben sich Ozonkonzentrationen (c_{O_3}) von 5 bis 10 g/m^3 (Herbst et al.,2014; Maier et al.,2014).

Neben der Ozondosis ist die hydraulische Kontaktzeit im Ozonreaktor (t_k) wesentlicher Auslegungsparameter. Sie beträgt 15-20 Minuten (Abegglen, 2010), bzw. 10 Minuten als Minimum (Abegglen, 2014). Die eigentliche Reaktionszeit, bis das gelöste Ozon gezehrt wurde ($t_{Zehrung}$), beträgt je nach Abwasser etwa 7 Minuten (Maus et al., 2014).

Tabelle 2.4: Zusammenfassung der wesentlichen Auslegungsparameter einer Ozonung

Auslegungsparameter	Abk.	Wert	Quelle
spez. O₃-Dosis	$z_{spez.}$	0,6 bis 0,8 g_{O_3}/g_{DOC} 0,7 bis 0,9 g_{O_3}/g_{DOC}	(Firk und Barjenbruch, 2014) (Abegglen und Siegrist, 2012)
O₃-Dosierung	c_{O_3}	5 bis 10 g/m^3	(Herbst et al., 2014; Meier et al., 2014)
Kontaktzeit	t_k	10 . 30 min	
Zehrungszeit	$t_{Zehrung}$	7 min	(Maus et al., 2014)
Regelungsparameter	SAK ₂₅₄	-	(Lyko, 2013)
AFS im Zulauf	$c_{AFS, zu}$	< 15 mg/l	

Energieverbrauch

Die Ozonbehandlung ist im Vergleich zu den adsorptiven Verfahren energieintensiver. Für die Herstellung von 1 kg Ozon wird etwa die 10fache Menge an Sauerstoff benötigt. Die Angaben zum Energieverbrauch für die Ozonherstellung aus Flüssigsauerstoff schwanken bei großtechnischen Anlagen zwischen 0,03 kWh/m³ bei 2,5 g O₃/m³ und 0,58 kWh/m³ bei 15 g O₃/m³. Erfolgt die Herstellung aus Luftsauerstoff, ist der Energieverbrauch deutlich höher. Als mittlerer Energieverbrauch für die gesamte Ozonierungsanlage wird 0,15 kWh/m³ für 7,5 g O₃/m³ angegeben (Bolle, 2011). Zum Energieverbrauch tragen neben der Ozonerzeugung und dem Ozon ein- und . austrag auch die Kühlung des Ozongenerators, die Pumpen und die Nachbehandlung der Abluft bei.

Kosten

Die Kosten für die Ozonierung sind abhängig von der Größenklasse der Kläranlage. Für Anlagen mit 10.000 - 50.000 EW werden spezifische Investitionskosten von 4 - 12 "/(E*a) genannt. Für Kläranlagen zwischen 50.000 - 100.000 E sinken die Kosten auf 1 - 3 "/(E*a) und bei Anlagen >100.000 E sind die spezifischen Kosten mit 1 - 1,80 "/(E*a) entsprechend geringer. Die Kosten betragen auf den Kubikmeter bezogen 0,1 - 0,27 "/m³. (Bolle, 2011)

Reinigungsleistung

Die Eliminationsleistung hängt im Wesentlichen von der zugeführten Ozonmenge ab. Für 0,3 - 0,5 g_{O_3}/g_{DOC} werden je Substanz ca. > 50 % Elimination genannt, und bei 0,6 - 0,8 g_{O_3}/g_{DOC}

werden > 80 % Elimination angegeben. Die bedarfsgerechte Ozonzugabe kann über den online gemessenen Gehalt an organischen Inhaltsstoffen erfolgen (SAK bei 254nm).

Das nachfolgende Bild 2.15 zeigt die Zusammenfassung der Literaturrecherche für die erreichbare Elimination in einer 4. Reinigungsstufe mit Ozon. Bei den Stoffen handelt es sich um die für das EZG Nahe festgelegten Referenzsubstanzen (vgl. dazu Kapitel **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Da sich die Werte zum Teil auf unterschiedliche Dosiermengen, O₃-Eintragungssysteme und behandelte Wassermengen beziehen, dienen Sie nur zur Orientierung.

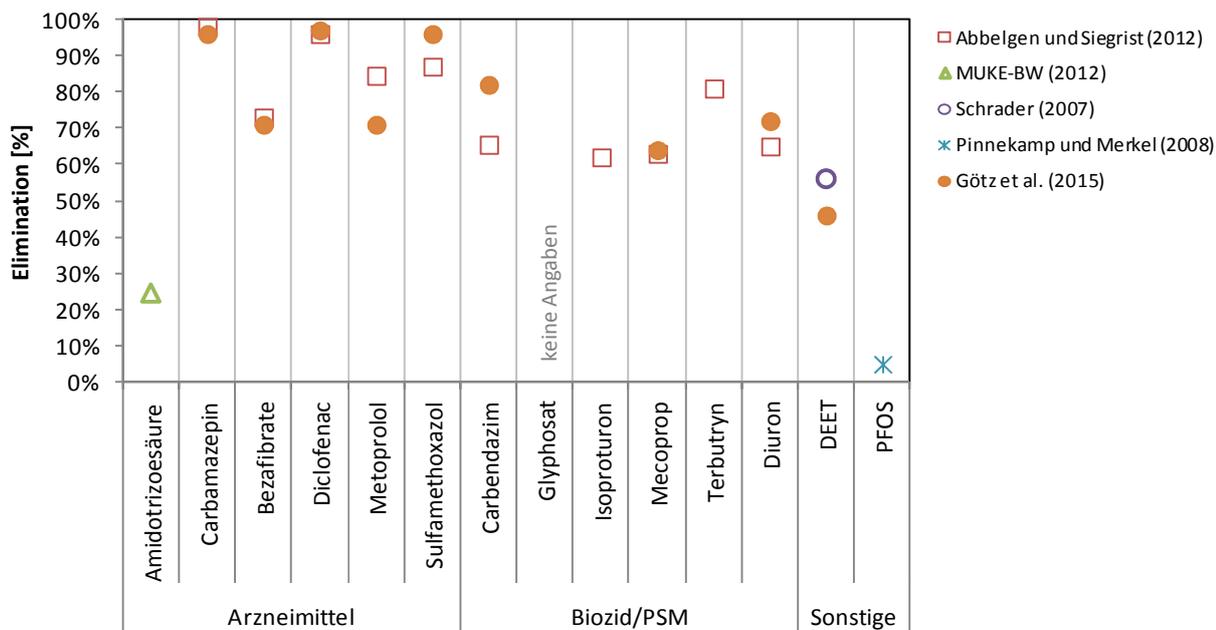


Bild 2.15: Substanzspezifische mittlere Reinigungsleistung einer 4. Reinigungsstufe mit Ozon (Anmerkung: Angaben aus diversen Literaturquellen, unterschiedliche Ozon-Dosiermengen, min-max Werte wurden z.T. gemittelt)

Beispielkläranlagen

- KA Schwerte (50.000 E): Parallelbetrieb Ozonierung mittels Diffusor und PAK-Adsorptionsstufe im Teilstrom, dynamische Rezirkulation, Nachbehandlung im Belebungsbecken
- KA Bad Sassendorf (13.000 E): Ozonierung mittels Diffusor, Nachbehandlung im Schöpfungsteich
- KA Duisburg-Vierlinden (30.000 E): Ozonierung mittels Diffusor und Injektor, Nachbehandlung im Wirbelbett

2.2.2 Erweiterte Oxidationsverfahren (AOP)

Bei weitergehenden Oxidationsverfahren (engl. advanced oxidation processes, AOP) wird die verstärkte Bildung von hochreaktiven Hydroxylradikalen (OH·) durch die Kombination von mindestens zwei Verfahren angestrebt. Dabei kommen bestimmte Initiatoren (Wasserstoffperoxid oder UV-Bestrahlung) zum Einsatz, welche die Bildung der Hydroxylradikale verstärken.

Die Kombinationsmöglichkeiten sind in Tabelle 2.5 aufgelistet.

Tabelle 2.5: Zusammenfassung ausgewählter AOP-Verfahren

Verfahren	Abk.	Beschreibung
UV-Bestrahlung und Wasserstoffperoxid	UV und H ₂ O ₂	Zugabe von H ₂ O ₂ , das durch Licht in OH-Radikale gespalten wird
Ozon und Wasserstoffperoxid	O ₃ und H ₂ O ₂	Durch die Zugabe von H ₂ O ₂ entstehen mehr OH-Radikale
Ozon und UV-Bestrahlung	O ₃ und UV	
Fenton Reagenz	Fe ²⁺ und H ₂ O ₂	Durch die Reaktion zwischen Fe ²⁺ (Katalysator) und H ₂ O ₂ entstehen OH-Radikale
Titandioxid und UV-Bestrahlung	TiO ₂ und UV	
UV-Bestrahlung und Wasserstoffperoxid	UV und H ₂ O ₂	Zugabe von H ₂ O ₂ , das durch Licht in OH-Radikale gespalten wird

AOP-Verfahren werden aktuell für die Behandlung von Industrieabwässern und zur Sanierung von belasteten Grundwasserkörpern eingesetzt (Abegglen, 2012). Für die kommunale Abwasserbehandlung befinden sich AOP-Verfahren seit einigen Jahren in der labortechnischen Entwicklung.

In Abhängigkeit der Dosiermengen zeigten sich bei den Untersuchungen von Schulze-Hennings et al. (2014) grundsätzliche gute Eliminationsraten von über 90 %. Ein Vorteil von AOPs gegenüber der Ozonung bzw. dem Aktivkohleeinsatz besteht in der festgestellten Elimination des Röntgenkontrastmittels Amidotrizoesäure von über 80%. Dies betrifft jedoch nur die AOPs bei denen UV zum Einsatz kommt. Bei UV-Licht konnte zudem eine zusätzliche Desinfektionswirkung festgestellt werden (Schulze-Hennings et al., 2014).

Wesentlicher Nachteil, insbesondere der UV-Verfahren, besteht jedoch in dem hohen Energieverbrauch von 0,4 . 0,7 kWh_{el}/m³. Wodurch die Behandlungskosten für UV-basierte AOPs bei 0,18 . 0,21 "/m³ liegen. Ozonbasierte Verfahren (O₃/H₂O₂) liegen mit etwa 0,1 kWh/m³ und ca. 0,05 "/m³ deutlich darunter (für KA mit 100.000 EW).

Die AOP-Verfahren sind damit zur Zeit noch als sehr kostenintensiv zu beurteilen, was trotz der guten Reinigungsleistung gegen ihren Einsatz in der kommunalen Abwasserreinigung spricht (UBA, 2014).

2.3 Weitere Verfahren und Vergleich konventionellen Kläranlagen

2.3.1 Membranbelebungsverfahren

Bei Einsatz des Membranbelebungsverfahrens werden an abwasserbürtigen Feststoffoberflächen sorbierte Stoffe mit einer Dichte von $>200.000 \text{ g/mol}$ zurückgehalten. Damit kann keine Verbesserung der Reinigungsleistung in Bezug auf Mikroschadstoffe erreicht werden. (Pinnekamp, 2010).

Durch eine zusätzliche Dosierung von PAK wird die Adsorption erhöht. Die adsorbierten Schadstoffe werden zurückgehalten. Durch hohe Schlammalter passen sich die Mikroorganismen besser an die organischen Schadstoffe an und es kommt zu einem verbesserten biochemischen Abbau. Auf der KA Kaarst-Nordkanal wurde die Membranfiltration mit PAK-Dosierung im Pilotmaßstab untersucht. Es wurde Aktivkohle auf Braunkohlebasis dosiert, die einen größeren Anteil an Makroporen, aber vor allem eine geringere Härte aufweist und damit Membranschädigungen vermeiden soll (Arge "Mikromem", 2012).

2.3.2 Nanofiltration / Umkehrosmose

Diese Verfahren werden bisher ausschließlich in der Trinkwasseraufbereitung, in der Lebensmittelindustrie und bei hoch belasteten industriellen Abwässern genutzt. Mikroschadstoffe können durch die niedrige Trenngrenze sehr gut abgetrennt werden. Für die Nanofiltration liegt die Trenngrenze bei 200 g/mol bzw. bei einer Molekülgröße von 1 nm . Durch eine Umkehrosmose können auch Stoffe $<200 \text{ g/mol}$ zurückgehalten werden. Nachteilig sind die notwendigen hohen Drücke zwischen 5 und 40 bar , die einen entsprechend hohen Energiebedarf erfordern. Das anfallende Konzentrat muss weiterbehandelt werden. Der Teilstrom kann bis zu 25% des Kläranlagenzulaufs ausmachen (Beier et al., 2010).

Der Energieverbrauch ist aufgrund des benötigten Druckes sehr hoch. Die in der Literatur angegebenen Verbrauchswerte weisen eine hohe Spannweite auf. Abegglen et al. (2009) geben einen Verbrauch von $1\text{-}2 \text{ kWh/m}^3$ an.

Die Kosten setzen sich aus dem Energiebedarf für den notwendigen Betriebsdruck und der Permeat-Entsorgung zusammen. Die Energiekosten werden bei [Ivasheckin, 2006] mit $0,3 \text{ "/m}^3$ angegeben. Hinzu kommen Entsorgungskosten für das Permeat von ca. 200 "/Mg (Pinnekamp et al., 2009). Die Eliminationsleistungen der Nanofiltration sind sehr gut, die Kosten jedoch sehr hoch.

Auf der KA Aachen-Soers (458.300 EW) wurde in einer Pilotanlage die direkte Nanofiltration in einem Teilstrom untersucht. Es wurden größtenteils Rückhalte von $>90\%$ beobachtet. Bei hohem Permeatflux sinkt die Membranpermeabilität deutlich. Als nachhaltig hat sich ein Flux von $5 \text{ l/(m}^2\text{h)}$ dargestellt (Pinnekamp et al., 2009).

Da Erfahrungen mit Nanofiltration und Umkehrosmose in der kommunalen Abwasserreinigung weitgehend fehlen, liegen keine verlässlichen Zahlen zum Energieverbrauch, den Kosten und dem Betriebsverhalten vor (Barjenbruch und Firk, 2014).

2.3.3 Konventionelle Kläranlagen

In den bestehenden mechanischen und biologischen Reinigungsstufen konventioneller Kläranlagen kommt es zu einer teilweisen Elimination von Mikroschadstoffen durch Verflüchtigung, biochemischen Abbau und Sorption. Ein hohes Schlammalter in der biologischen Stufe, ein hoher Konzentrationsgradient sowie eine möglichst weitgehende Suspensaentnahme wirken sich

positiv auf eine Mikroschadstoffelimination aus (Bode et al., 2010, Ivashechkin, 2006; Siegrist et al., 2003; Ternes et al., 2004 etc.).

Bild 2.16 zeigt hierzu den Anteil einer Substanz, die bei unterschiedlicher Schlammproduktion an den Belebtschlamm sorbiert ist. Es wird deutlich, dass die Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel vorwiegend in der Wasserphase bleiben.

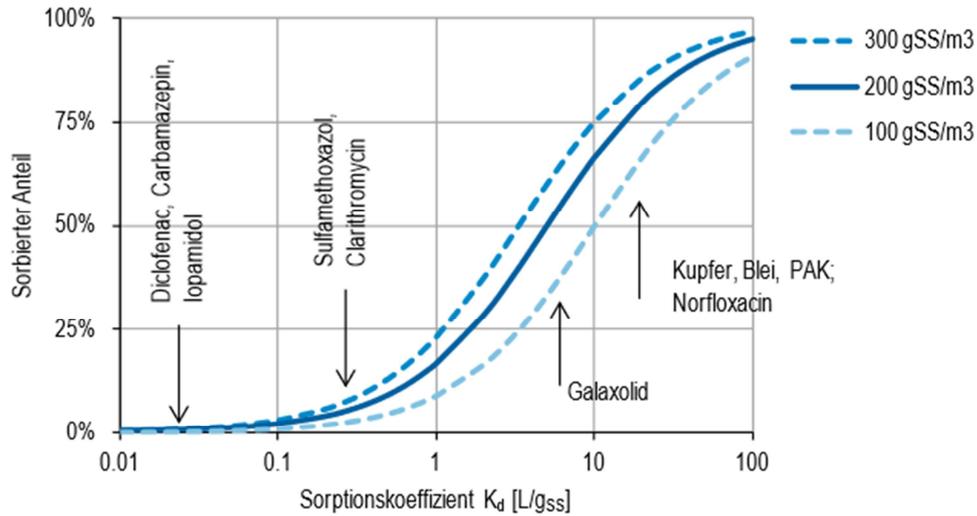


Bild 2.16: An Klärschlamm sorbierter Anteil von ausgewählten Mikroschadstoffen in Abhängigkeit des spezifischen Sorptionskoeffizienten (Abegglen und Siegrist, 2012)

Das nachfolgende Bild 2.17 fasst die ergebnisse der Literaturrecherche zur Gesamtabbauleistung in konventionellen Kläranlagen zusammen. Die hohe Streuung der Angaben ist auf die genannten Einflüsse der Randbedingungen wie Schlammalter oder Ausgangskonzentration zurückzuführen. Die Entnahmeleistung kann für viele Stoffe als nicht ausreichend bewertet werden.

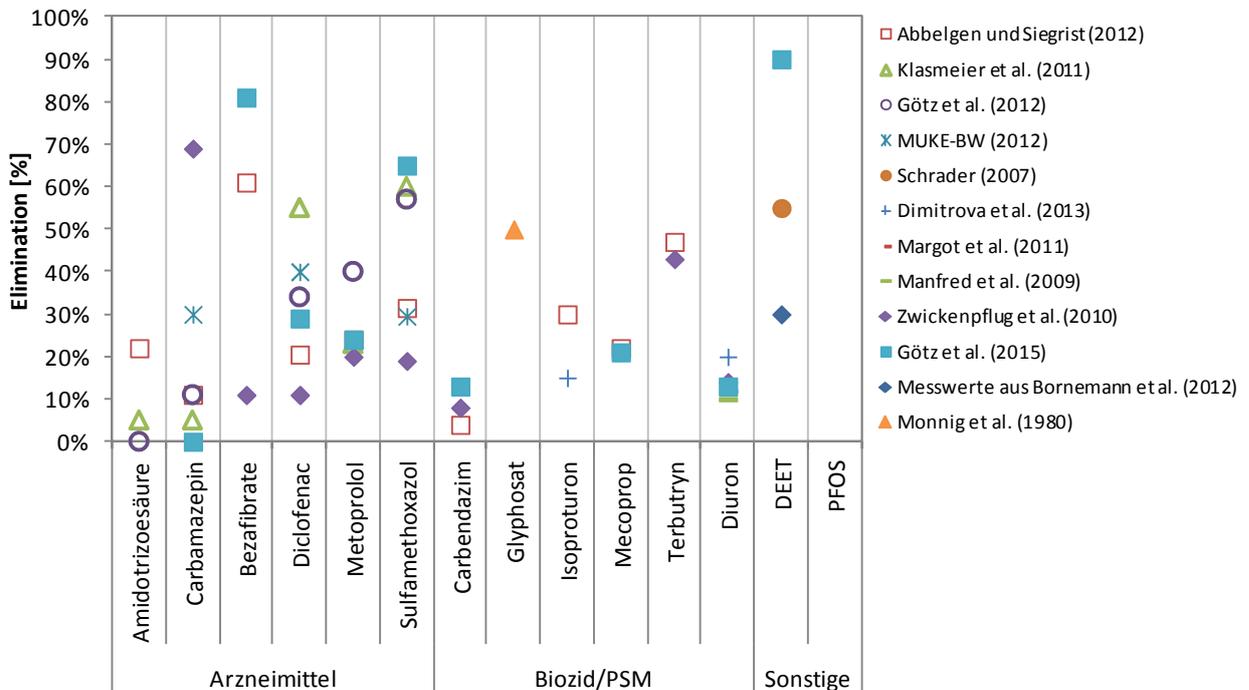


Bild 2.17: Literaturwerte zur mittleren Reinigungsleistung konventioneller Kläranlagen

2.4 Zwischenfazit zur 4. Reinigungsstufe

Für die weiteren Betrachtungen im Rahmen des Projektes Mikro_N sind insbesondere die erreichbare Elimination in einer 4. Reinigungsstufe gegenüber konventionellen Kläranlagen sowie die anfallenden Kosten von Bedeutung.

Auf Basis der vorliegenden Erkenntnisse aus zahlreichen großtechnischen Versuchen sind aktuell die nachgeschaltete Ozonierung inkl. Nachbehandlung und die nachgeschaltete Zugabe von Pulveraktivkohle in ein Kontaktbecken inkl. Adsorptionsstufe (PAK) sowie die Filtration über Kornkohle (GAK) als die anerkannten großtechnisch umsetzbaren Verfahren einzustufen.

Reinigungsleistung im Vergleich

Die in den vorherigen Kapiteln ermittelte substanzspezifische Reinigungsleistung der Verfahren PAK, GAK und Ozon werden als Mittelwert der recherchierten Einzelwerte in Bild 2.18 gegenübergestellt. Da den vorliegenden Studien keine Erkenntnisse zum Abbau von Glyphosat entnommen werden konnte, wird hier auf Basis der Angaben aus Monnig et al. (1980) eine erreichbare Elimination von ca. 30 % angenommen.

Keines der Verfahren erreicht für alle untersuchten Substanzen eine gleichermaßen gute Elimination. Zudem sind die Unterschiede zwischen den Verfahren vielfach nicht zu erkennen, insbesondere wenn die Spannbreiten der Werte durch unterschiedliche Randbedingungen wie Konzentrationsniveau, Hintergrundbelastung oder Dosiermengen mit einbezogen werden. Insgesamt ergeben sich jedoch für die meisten Substanzen im Vergleich zu einer konventionellen Kläranlage deutlich höhere Entnahmeraten.

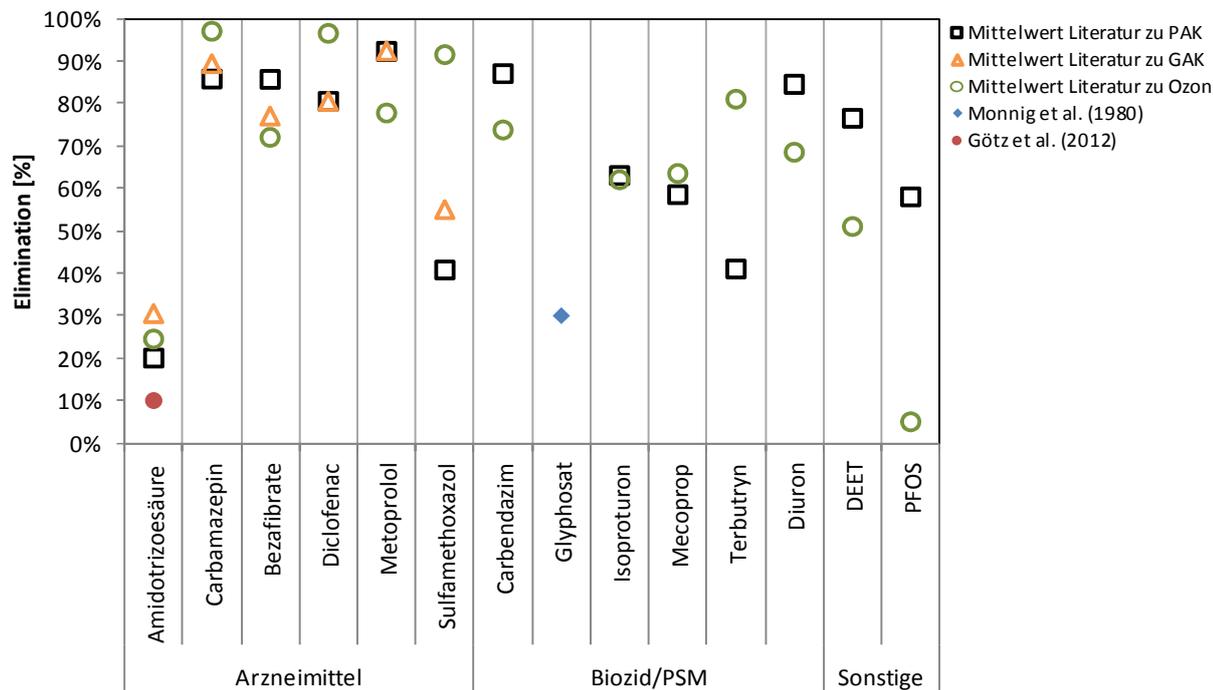


Bild 2.18: Vergleich der Reinigungsleistung einer 4. Reinigungsstufe für die Verfahren PAK, GAK und Ozon als Mittelwerte aus der Literaturrecherche

Kosten im Vergleich

Sowohl die Investitions- als auch die Betriebskosten einer 4. Reinigungsstufe hängen von diversen Randbedingungen ab. Dazu gehört insbesondere die notwendige Dosiermenge (Aktivkohle oder Ozon). Die Spannbreiten des Energiebedarfs und der Betriebskosten wurden in den

vorherigen Kapiteln zusammengestellt. Die folgende Tabelle Tabelle 2.6 fasst die Ergebnisse für die Verfahren PAK, GAK und Ozon zusammen.

Tabelle 2.6: Zusammenfassung der ermittelten verfahrenstechnischen Kennwerte

			Einsatz/ Dosierung	Energiebedarf	Kosten
Adsorption	PAK-Stufe	PAK-Zugabe in Kontaktbecken mit Absetzbecken	t_R : 30 min, PAK-Dosierung : 5-20 mg/l, Polymerdosierung : 0,15-0,3 mg/l, Fällmitteldosierung : 2-8 mg/l	0,01- 0,06 kWh _{el} /m ³ abhängig von PAK-Dosiermenge; ganzheitlicher Energieverbrauch stark abhängig von Wärmeenergiebedarf bei AK-Herstellung	0,05-0,37 "/m ³ ; PAK: 1,40 "/kg
	PAK-FF	PAK-Zugabe in Flockungsraum	t_R : 10-30 min PAK-Dosierung : 10-20 mg/l Fällmitteldosierung : 2-8 mg/l	0,05- 0,09 kWh _{el} /m ³	0,02 "/m ³ bei 1,25 "/kg PAK
	GAK	Austausch Filtermaterial durch GAK	t_R : 10-30 min, GAK-Dosierung : 20-30 g GAK/m ³ (äquivalente GAK-Dosis entsprechend Filtervolumen)	reg. GAK : 0,2 - 3,6 kWh/m ³ ; frische GAK : 0,1-2,0 kWh/m ³ ; berechnet für Dosierungen zwischen 10 - 60 g/m ³	0,11-0,32 "/m ³ ; neue GAK: 1,30 "/kg; reg. GAK: 0,90 "/kg
Oxidation	Ozonung	nachgeschalteter Ozonreaktor	O₃-Dosierung : 2,5-15 mg/l, t_R = 5-20 min	0,08-0,28 kWh _{el} /m ³ abhängig von Ozonkonzentration, bei Anlieferung von Flüssigsauerstoff	0,1-0,27 "/m ³ je nach Größe der Anlage

Da die Verbrauchskosten von der behandelten Wassermenge abhängen, skalieren die Betriebskosten linear mit der Anlagengröße bzw. der gewählten Teilstrommenge. Bei den Investitionskosten ergibt sich dagegen ein nichtlinearer Zusammenhang, da der Invest bei kleinen Anlagen zu vergleichsweise hohen spezifischen Kosten führt. Auf Basis der bisher ausgeführten und abgerechneten Anlagen und Planungen wurden in verschiedenen Studien Kostenschätzungen in Abhängigkeit der Anlagengröße durchgeführt. Das folgende Bild 2.19 zeigt beispielhaft die Kostenfunktion aus UBA (2014). Weitere Details zum Thema Kosten finden sich in Kapitel **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden..**

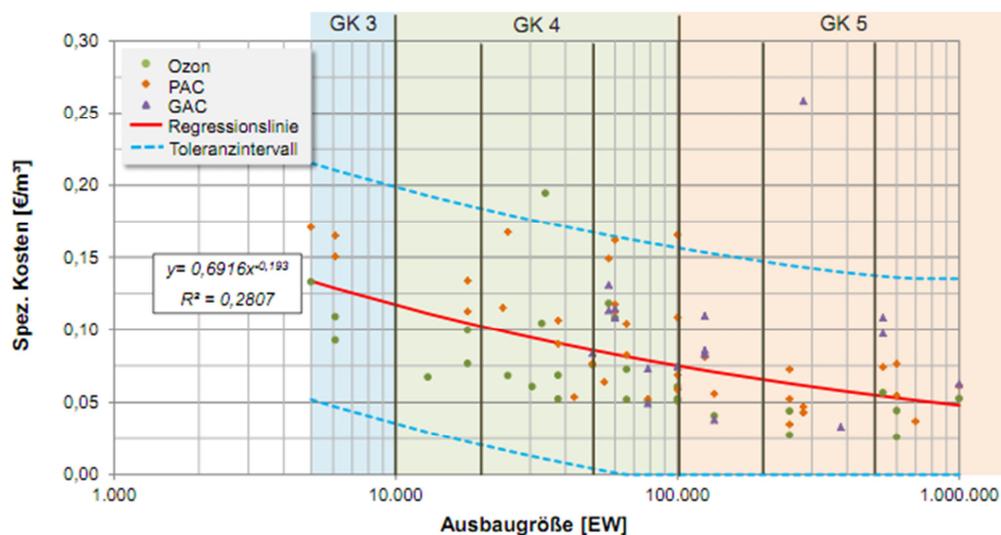


Bild 2.19: Kostenfunktion für die spezifischen Gesamtkosten einer 4. Reinigungsstufe in Abhängigkeit der Anlagengröße (UBA, 2014)

3 Beschreibung des Referenzraums

3.1 Verlauf und Lage

Die Nahe, ein Gewässer I. Ordnung, ist ein 125 km langer linkeseitiger Nebenfluss des Rheins. Sie entspringt auf einer Höhe von 459 m. ü. NN im Saarland in den südlichen Ausläufern des Hunsrücks. Sie trennt das Nordpfälzer Bergland vom Hunsrück und durchfließt nacheinander den saarländischen Landkreis St. Wendel sowie die rheinland-pfälzischen Kreise Birkenfeld, Bad Kreuznach und Mainz-Bingen.

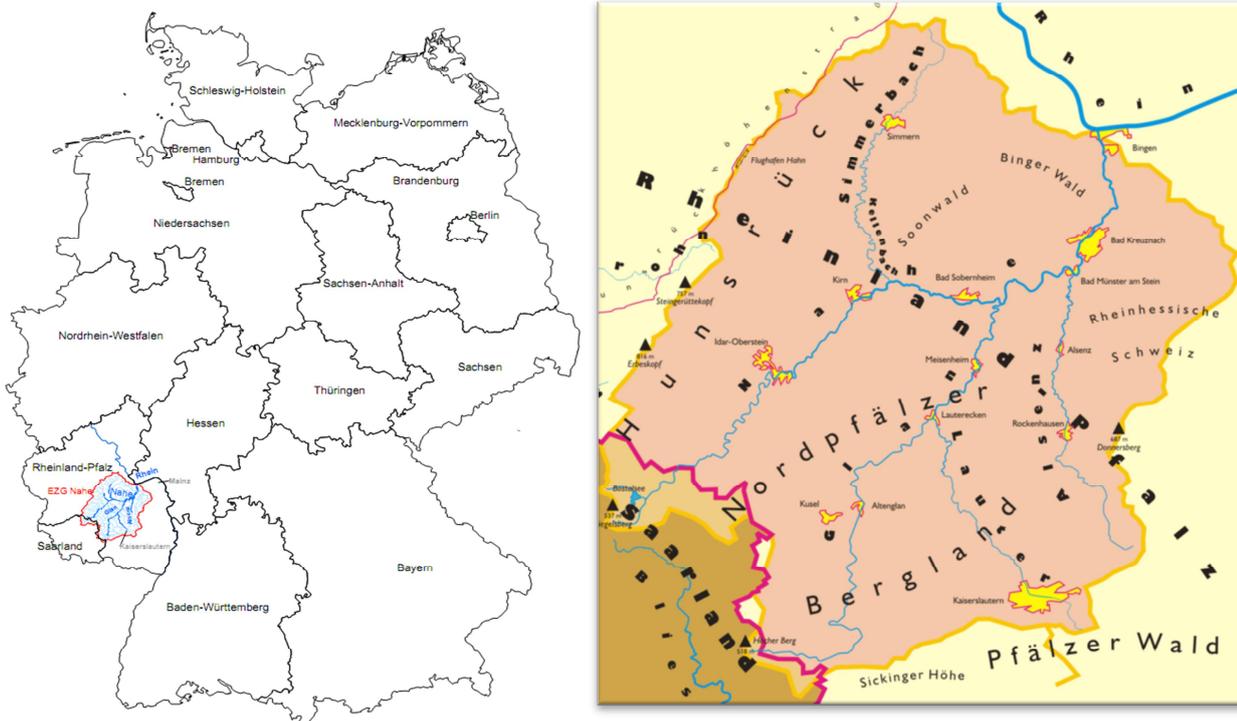


Bild 3.1: Räumliche Lage des Nahe-Einzugsgebietes (links) und Lage der Wasserscheiden (rechts) (Wikipedia, 2013)

Der Fluss entspringt am Waldrand nordwestlich von Selbach. Die gefasste Quelle liegt etwa vier Kilometer südwestlich des Bostalsees, den die Nahe im Südosten umfließt. Nach der Passage von Nohfelden verlässt sie das Saarland in nordöstlicher Richtung und überquert die Grenze zu Rheinland-Pfalz.

Weiter in diese Richtung führt der Flusslauf unter anderem durch Hoppstädten-Weiersbach nach Idar-Oberstein. Hier ist die Nahe seit 1985 auf fast zwei Kilometer Länge für die Bundesstraße 41 mit der Nahehochstraße überbaut worden. Flussabwärts folgen die Orte Kirn, Monzingen, Bad Sobernheim und Niederhausen. Über Bad Münster am Stein, Bad Kreuznach und Gensingen gelangt die Nahe nun in nördlicher Richtung nach Bingen, wo sie am Rheinknie von Süden her bei Rheinkilometer 529,1 auf 79 m. ü. NN in den Rhein mündet. Die Nahemündung grenzt den Oberrhein vom Mittelrhein ab.

Das Einzugsgebiet umfasst eine Gesamtfläche von 4.065 km², von denen 3.950 km², also 97 % auf rheinland-pfälzischem Gebiet liegen. Die bedeutendsten Nebenflüsse sind linksseitig Simerbach, Hahnenbach und Guldenbach, rechtsseitig Glan (mit Lauter), Alsenz, Appelbach und Wiesbach.

Insbesondere im Quellbereich und im Oberlauf besitzt das Einzugsgebiet der Nahe den Charakter eines Mittelgebirges mit Höhen über 800 m. ü. NN.

Weitere Kenndaten können dem nachfolgenden Gewässersteckbrief entnommen werden.

Tabelle 3.1: Gewässersteckbrief Nahe, basierend auf (Wikipedia, 2013), sonst separat ausgewiesen

Merkmale	Beschreibung bzw. Wert	
Flusssystem	Rhein	
Quelle	bei Nohfelden-Selbach	
Quellhöhe	459 m ü. NN	
Mündung	Rhein bei Flusskilometer 529,1 in Bingen	
Mündungshöhe	79 m ü. NN	
Höhenunterschied	380	
Länge	125,1 km	
Einzugsgebiet	4067 km ²	
An Kläranlagen angeschlossene Einwohner (Quelle: LUWG)	666.089	
Anzahl Wasserkörper nach EG-WRRL (Quelle: LUWG)	65	
Abfluss Rheinmündung (Quelle: LUWG)	MQ	27,4 m ³ /s
	MNQ	5,7 m ³ /s
Rechtsseitige Nebenflüsse	Glan, Alsenz, Appelbach, Wiesbach	
Linksseitige Nebenflüsse	Bos, Söterbach, Traunbach, Schwollbach, Siesbach, Idarbach, Fischbach, Hahnenbach, Simmerbach / Kellenbach, Ellerbach, Guldenbach, Trollbach	
Durchflossene Stauseen	Kammerwoog (Staustufe Idar-Oberstein), Stausee Niederhausen (Landkreis Bad Kreuznach)	
Mittelstädte	Idar-Oberstein, Bad Kreuznach, Bingen	
Kleinstädte	Birkenfeld, Kirn, Bad Sobernheim, Bad Münster am Stein-Ebernburg	

Den Verlauf der Nahe, deren wesentliche Nebengewässer, die Einzugsgebietsfläche, die im Einzugsgebiet gelegenen Kläranlagen sowie die vorhandenen Pegel und die EG-WRRL-Wasserkörper sind kartografisch in Bild 3.2 dargestellt.

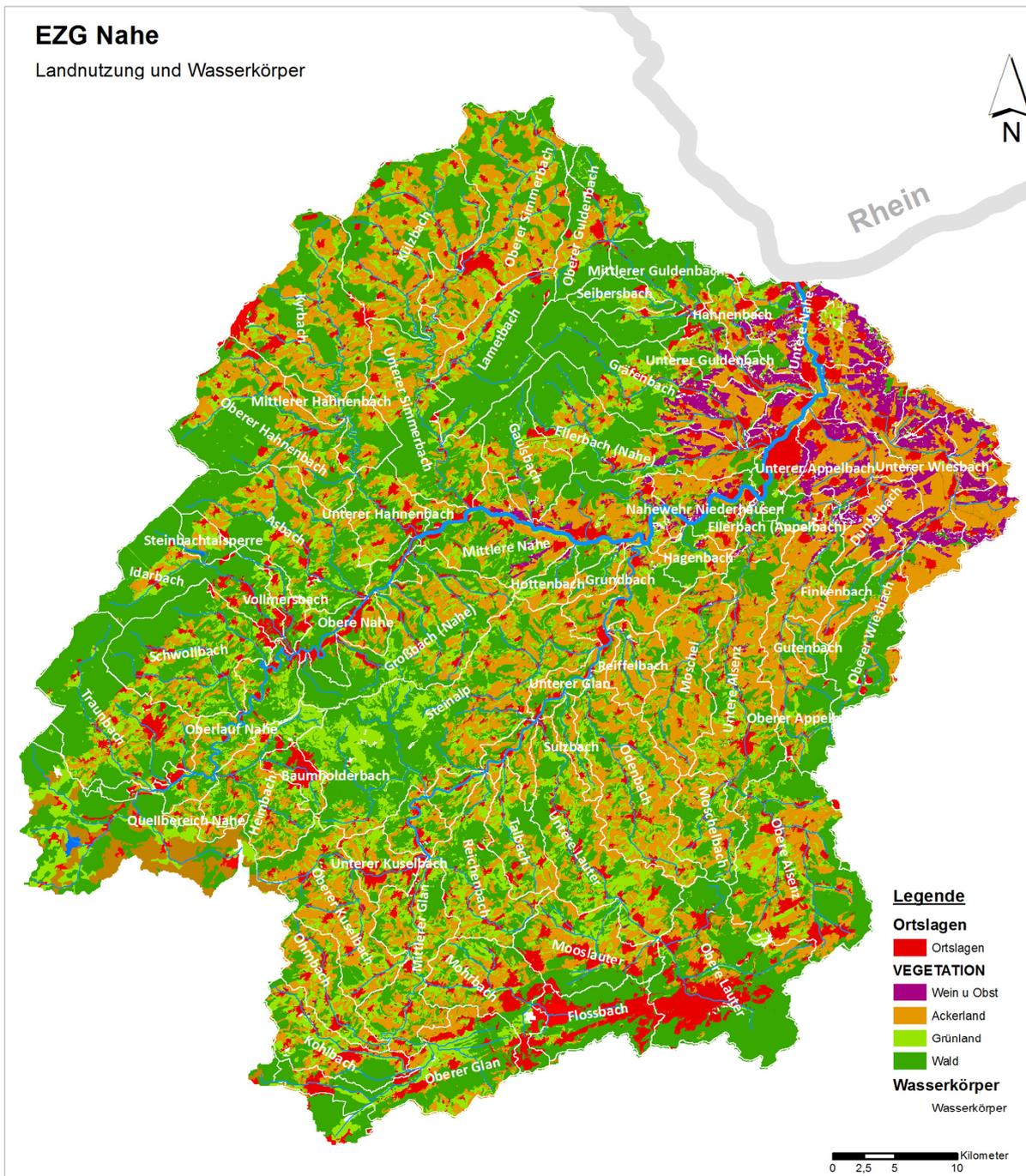


Bild 3.2: Einzugsgebiet der Nahe mit vereinfachter AKTIS-Landnutzung und Wasserkörpernamen für die Einzugsgebietsfläche Rheinland-Pfalz (LUWG, 2014). Saarland ergänzt mit CORINE Land Cover (CLC2006) (Umweltbundesamt 2009).

3.1.1 Landnutzung

Mit etwa 50 % landwirtschaftlicher Nutzfläche ist das Naheinzugsgebiet überwiegend ländlich geprägt. Hiervon entfallen etwa 26 % auf Ackerbau-Kulturen, etwa 18 % auf Grünland und etwa 3 % auf Sonderkulturen (im Wesentlichen Weinbau). Das Einzugsgebiet weist einen hohen Waldanteil auf, der etwa ein Drittel der Bodenfläche einnimmt. Siedlungsflächen haben einen Anteil von etwa 9 % an der Gesamteinzugsgebietsfläche. Verkehrsflächen haben davon einen Anteil von ca. 2 %.

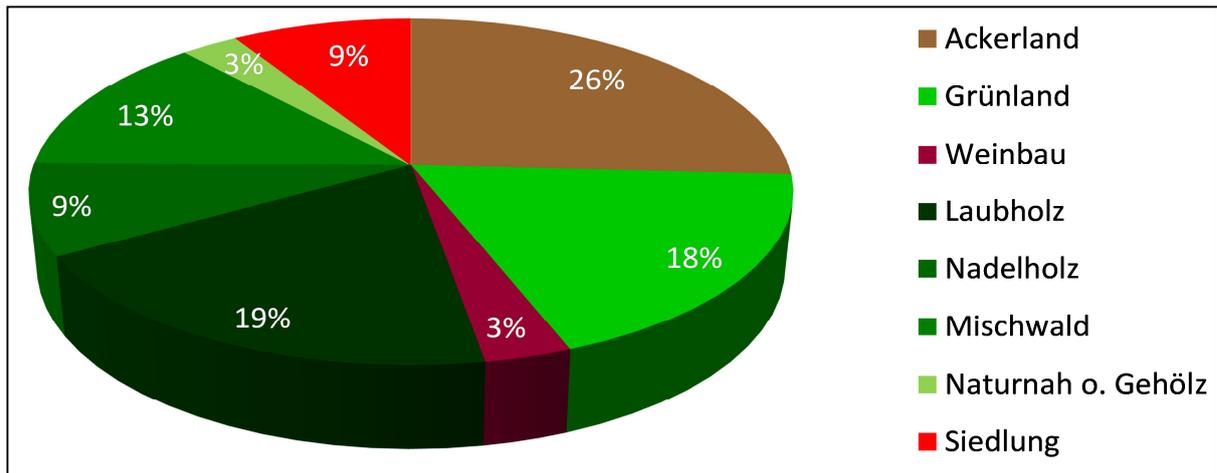


Bild 3.3: Landnutzung im Naheinzugsgebiet basierend auf ATKIS-Daten (LUWG 2013).

3.1.2 Bevölkerungszahlen und -entwicklung

Zurzeit leben ca. 660.000 Menschen im Einzugsgebiet der Nahe. Viele ländliche Bereiche sind bereits heute von den Auswirkungen des demografischen Wandels betroffen. Die zukünftige Entwicklung wird nachfolgend auf Basis von Angaben des Statistischen Landesamtes Rheinland-Pfalz dargestellt. Im vorliegenden Bericht wird jedoch nur auf die dort aufgeführte mittlere Variante eingegangen, vgl. (Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz 2012, 2014).

Entwicklung der Einwohnerzahlen

Nach Auswertung der statistischen Daten für die Verbandsgemeinden im Naheinzugsgebiet ist bis 2020 bzw. 2030 mit einem Rückgang der Bevölkerung um über 10 % zu rechnen. Durch die ländliche Prägung des Einzugsgebietes fällt der Rückgang in den kommenden Jahrzehnten deutlich stärker aus als in Ballungsregionen, wo teilweise mit leichten Bevölkerungszunahmen zu rechnen ist. Die Bevölkerungsprojektion bis zum Jahr 2060 geht sogar von einem Bevölkerungsrückgang von ca. 25 % aus (Bild 3.4).

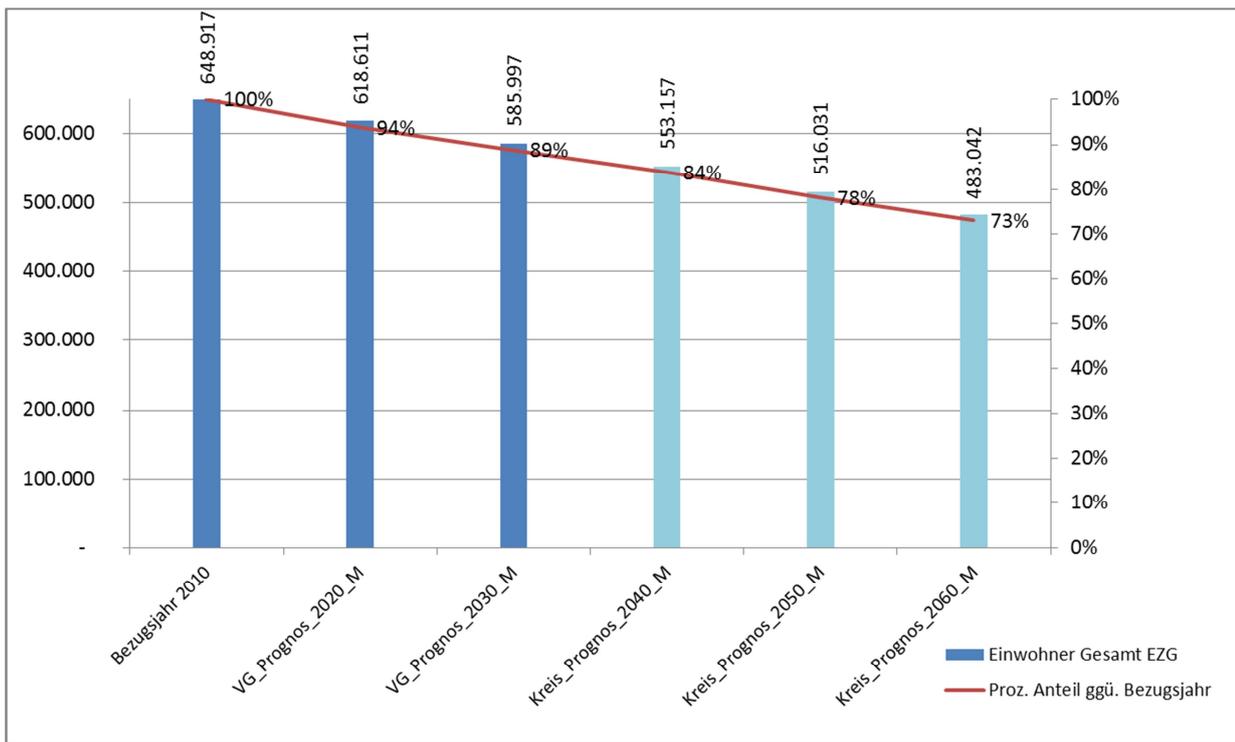


Bild 3.4: Bevölkerungsentwicklung im Einzugsgebiet der Nahe für die kommenden Jahrzehnte unter Berücksichtigung der im Einzugsgebiet liegenden Gemeinden sowie der „mittleren Variante“. Grundlagedaten unter: (Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz 2014)

Entwicklung der Altersstruktur

Bezüglich der Zusammensetzung der Bevölkerung nach Altersgruppen wird prognostiziert, dass für das Bundesland Rheinland-Pfalz der absolute Anteil älterer Menschen zunimmt. Für den Landkreis Kusel wird z. B. von einer Zunahme der 65- bis 80-jährigen um ca. 30 % bis zum Jahr 2030 ausgegangen. Danach geht der Anteil dieser Altersgruppe, bezogen auf das Jahr 2010, auf 85 % bis zum Jahr 2060 zurück. Der Anteil der über 80-jährigen hingegen nimmt bis 2030 um ca. 18 % und bis zum Jahr 2060 um ca. 65 % zu.

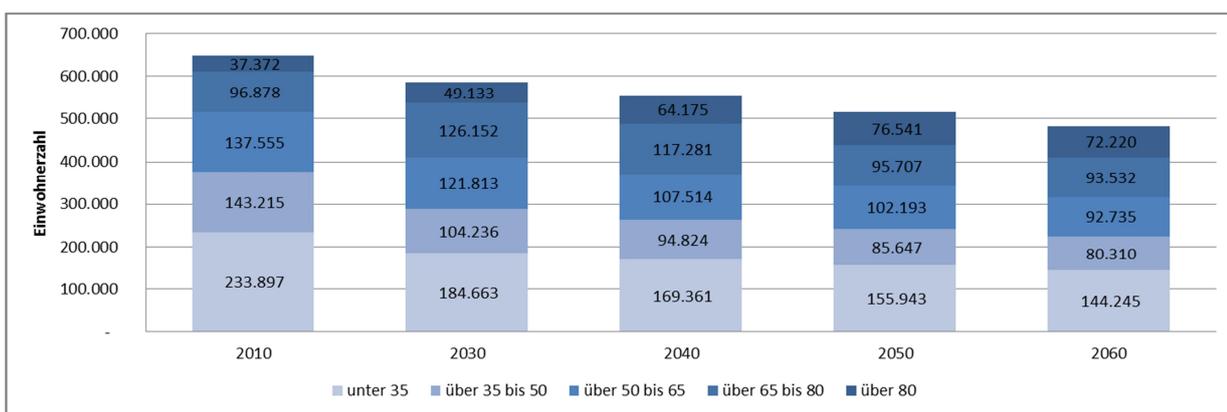


Bild 3.5: Entwicklung der Bevölkerungszahlen und der Altersstruktur im Bilanzraum bis 2060 nach der mittleren Variante des statistischen Landesamtes Rheinland-Pfalz

Es wird deutlich, dass bis 2030 und auch darüber hinaus mit einer drastischen Abnahme der unter 50-jährigen Bevölkerung zu rechnen ist. Im Gegenzug dazu nimmt die Zahl der über 50-jährigen Bevölkerung leicht zu und geht dann wieder auf das Niveau des Bezugsjahres zurück (Bild 3.6).

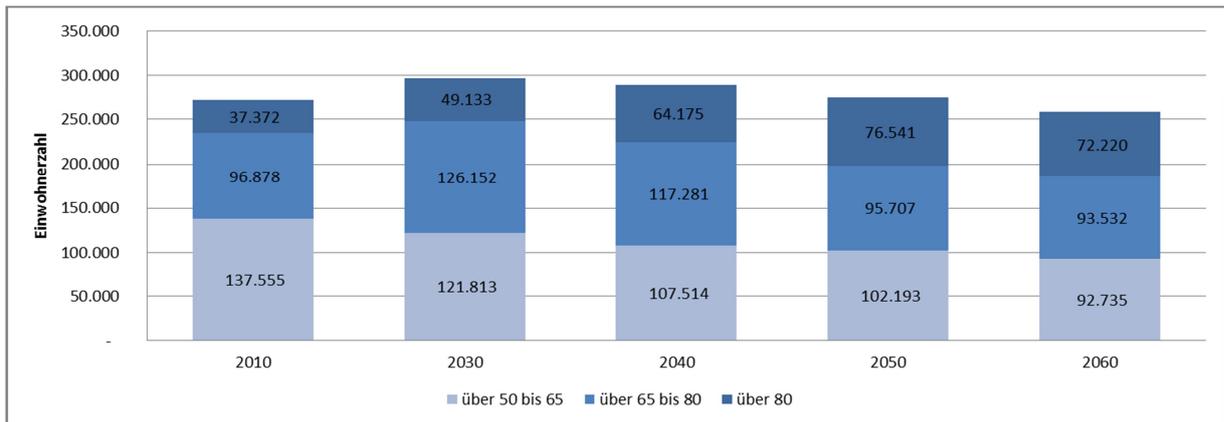


Bild 3.6: Entwicklung der Altersstruktur der über 50-jährigen im Einzugsgebiet der Nahe bis 2060

Für die nachfolgenden Betrachtungen sind sowohl die Entwicklung der Altersstruktur als auch die Entwicklung der absoluten Bevölkerungszahl von Bedeutung.

3.2 Siedlungswasserwirtschaft im Einzugsgebiet der Nahe

Zur Zeit wird das Abwasser von etwa 660.000 Einwohnern (E) und etwa 272.000 Einwohnergleichwerten (EGW) in 104 kommunalen Kläranlagen mit Ausbaugrößen zwischen 210.000 Einwohnerwerten (EW) und 65 EW behandelt. Die Ausbaugröße der kommunalen Kläranlagen beträgt insgesamt rd. 1,26 Mio. EW, womit der Kläranlagenbestand über eine Kapazitätsreserve von rd. 320.000 EW verfügt. Bei rd. 88 % der Ausbaupkapazität ist eine gezielte Stickstoff- und Phosphorelimination vorhanden. Die Entwässerung der Siedlungsgebiete erfolgt dabei überwiegend im Mischsystem.

3.2.1 Kläranlagen

Kategorisierung

In den nachfolgenden Grafiken wird die Verteilung der Kläranlagen im Einzugsgebiet der Nahe nach der Ausbaugröße in Größenklassen (GK) gemäß Abwasserverordnung, den Reinigungszielen sowie der eingesetzten Reinigungs- und Schlammbehandlungsverfahren dargestellt. Grundlage dieser Bilder stellt die vom LUWG zur Verfügung gestellte Datenbankabfrage kommunaler Kläranlagen im Einzugsgebiet der Nahe dar (LUWG, 2012).

Angeschlossene Einwohner

Die beiden größten Kläranlagen (Kaiserslautern und Bad Kreuznach) decken nahezu 30 % der angeschlossenen EW im Einzugsgebiet ab und sind somit auch für einen entsprechenden Anteil der eingeleiteten Frachten in die Gewässer verantwortlich. Die 31 Kläranlagen der GK 4 decken mit 54 % mehr als die Hälfte der angeschlossenen EW ab. Somit reinigt 1/3 aller Kläranlagen 84 % des im Einzugsgebiet anfallenden Abwassers (Bild 3.7).

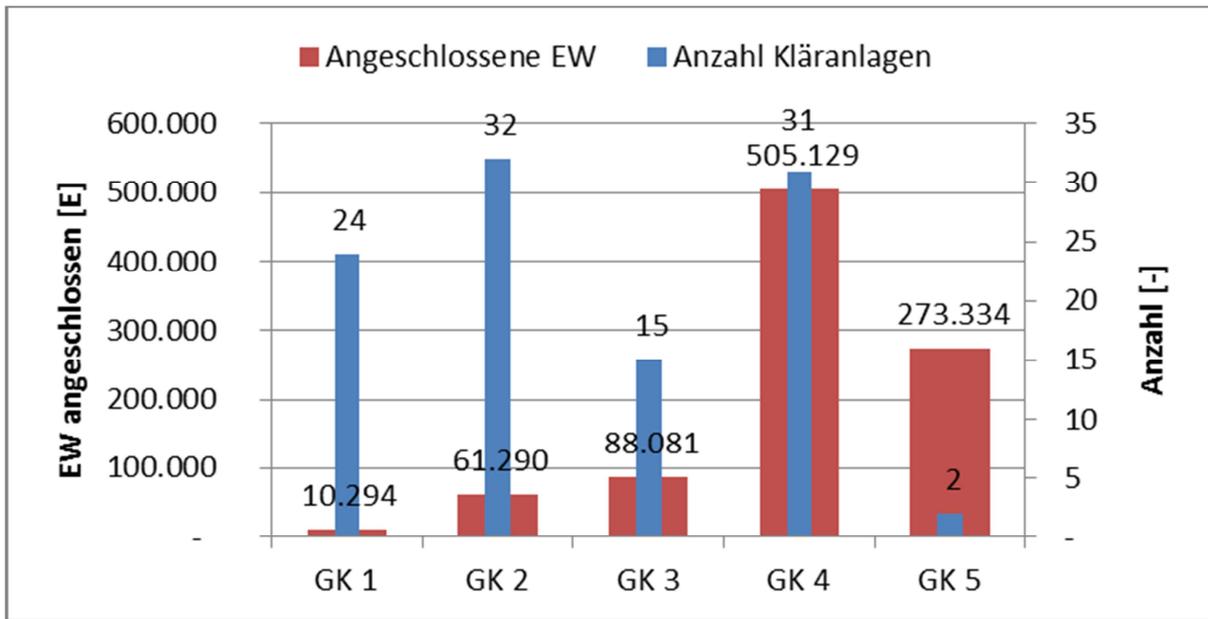


Bild 3.7: Anzahl und angeschlossene EW nach GK

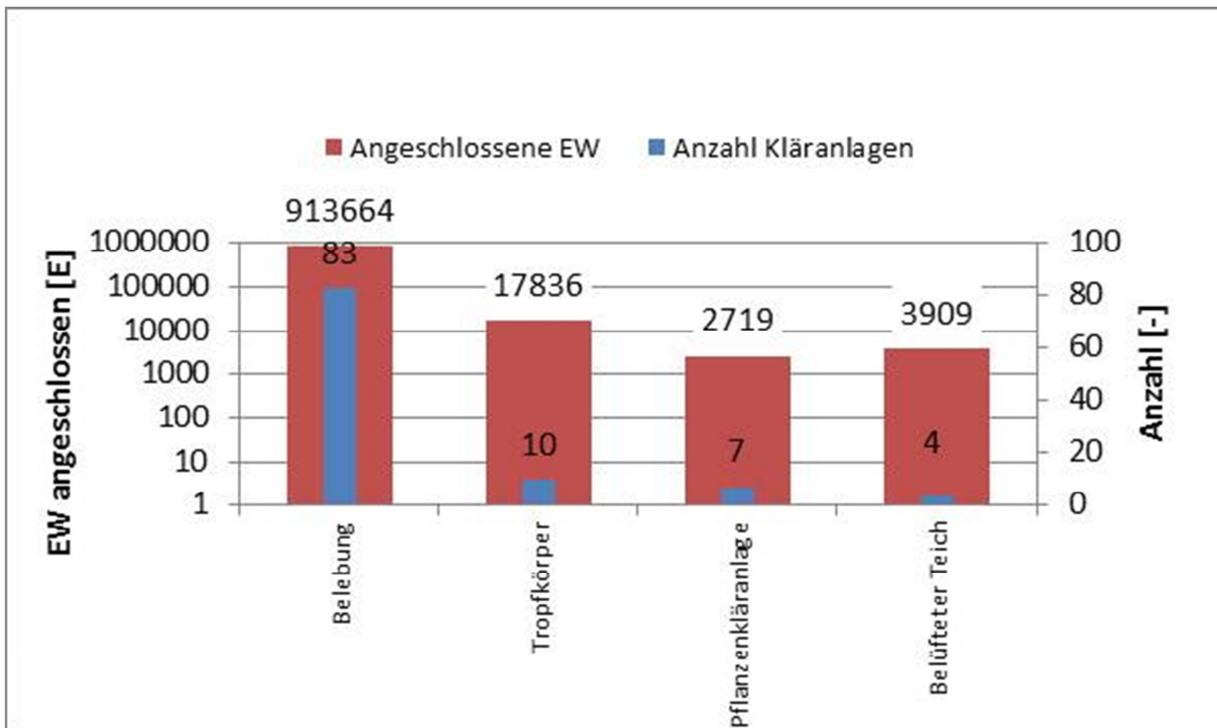


Bild 3.8: Anzahl und angeschlossene EW nach Reinigungsverfahren

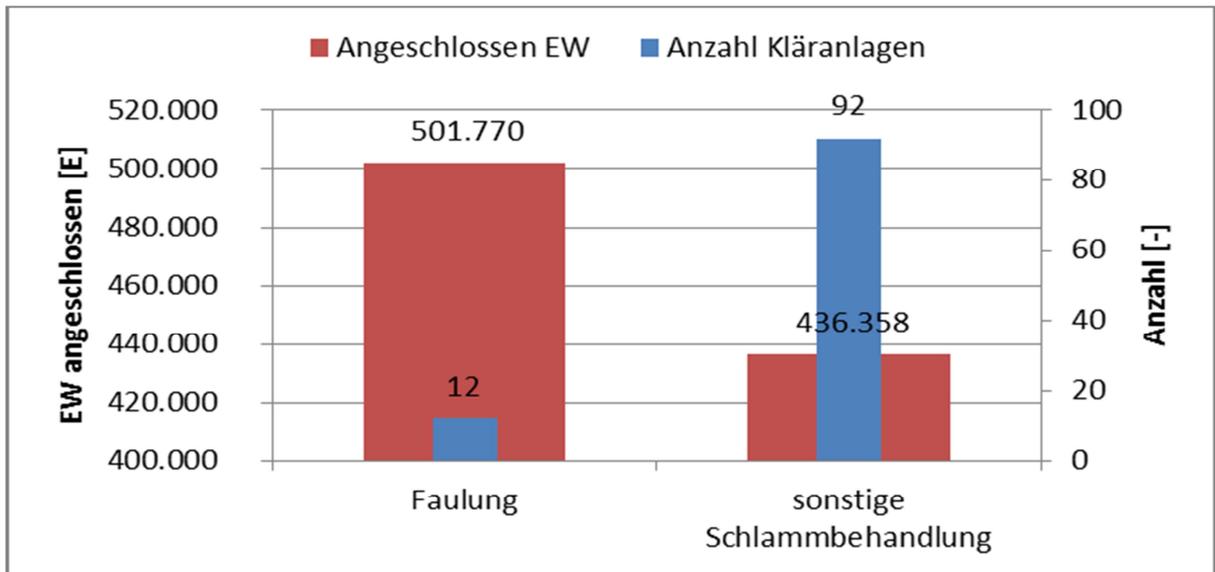


Bild 3.9: Anzahl und angeschlossene EW nach dem Verfahren der Schlammstabilisierung

Die nachfolgende Karte (Bild 3.10) gibt einen Überblick über die Verteilung der Kläranlagen im Einzugsgebiet.

Dargestellt sind die an Kläranlagen angeschlossenen Einwohner EZ. Diese ist bei der Betrachtung der anthropogen verursachten Mikroschadstoffe aus Siedlungsgebieten eine wesentliche Einflussgröße, da die Emissionen durch Mikroschadstoffe, insbesondere der Arzneimittel, im Wesentlichen von der Abwasserlast der angeschlossenen Einwohner beeinflusst wird.

Bei den Pflanzenschutzmitteln wird die stoffliche Beschaffenheit des Nahewassers auch durch Emissionen aus der Landnutzung geprägt.

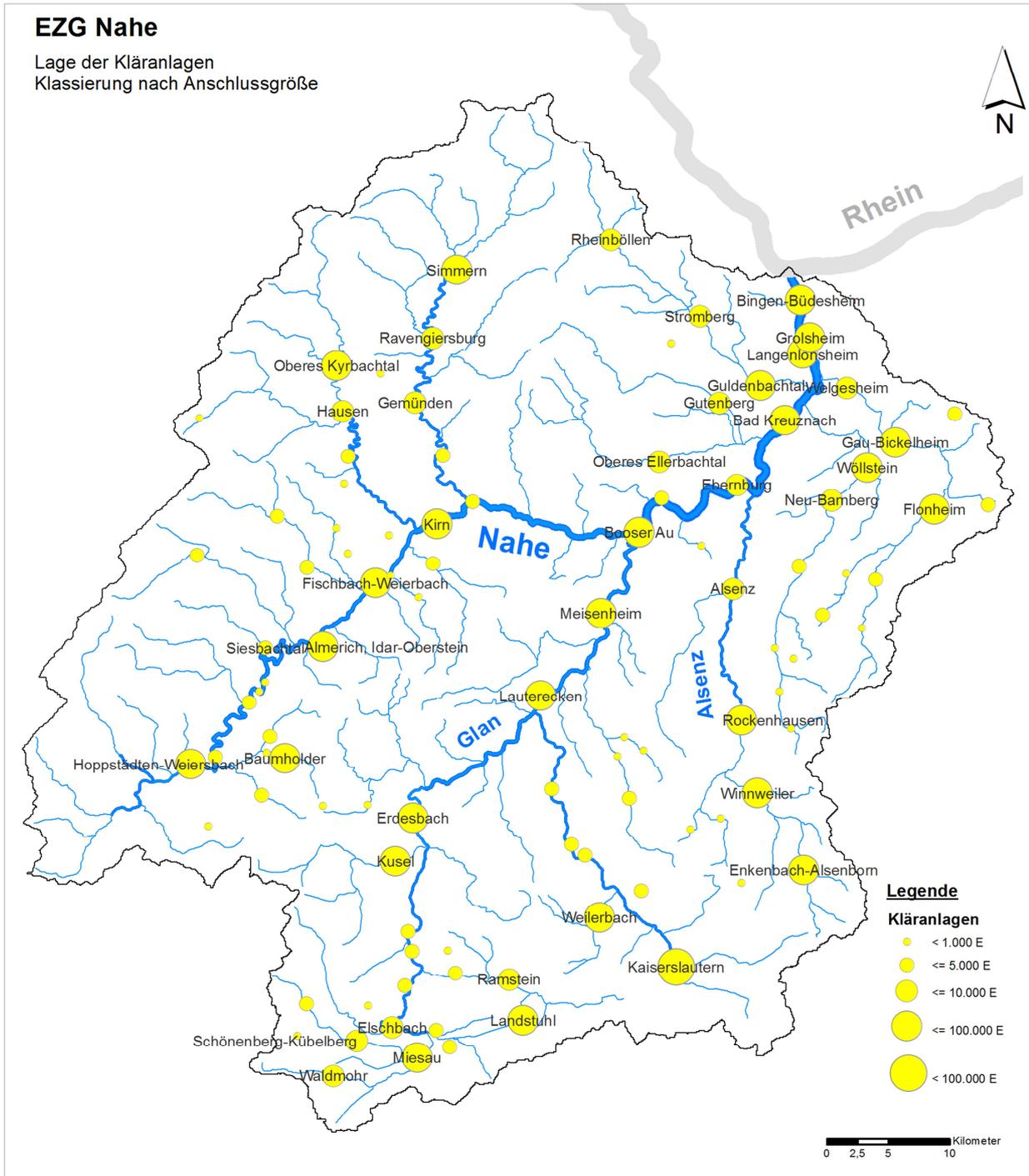


Bild 3.10: Lage der Kläranlagen im Einzugsgebiet der Nahe

3.2.2 Regentlastungsbauwerke

Im Projektgebiet sind insgesamt 500 Anlagen zur Mischwasserbehandlung vorhanden, Diese verfügen in Summe über ein Speichervolumen von ca. 226.000 m³ bei einem mittleren Beckenvolumen von rund 450 m³. 12 Anlagen ist ein Regenrückhaltebecken nachgeschaltet, fünf Anlagen sind Retentionsbodenfilter. 151 Anlagen sind als Stauraumkanal ausgeführt, deren ca. 29.000 m³ keine Entlastungswirkung haben.

Die Bauwerke mit Entlastungswirkung stellen neben den Kläranlagen im Entlastungsfall einen zusätzlichen, wenngleich temporären punktuellen Eintragspfad für Mikroschadstoffe in die Gewässer dar und verfügen insgesamt über ein Volumen von ca. 197.000 m³.

4 Messprogramme

4.1 Messkampagne im Ablauf von Kläranlagen

Grundlage für die simulationstechnische Bilanzierung stellen Messdaten aus Messkampagnen zu einzelnen Stoffen im Ablauf von fünf ausgewählten kommunalen Kläranlagen (KA) dar. Hierzu wurden durch die Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer (LUFA) über einen Zeitraum von 12 Monaten (August 2012 - August 2013) 14 d-Mischproben entnommen und auf insgesamt 78 Einzelsubstanzen analysiert. Die Analyse umfasste 7 Arzneimittel, 1 Röntgenkontrastmittel, 1 Insektenabwehrmittel, 68 Pestizide und die Industriechemikalie Perfluorooctansulfonat (PFOS). Unter den Pestiziden finden sich auch Substanzen (z. B. Mecoprob, Diuron, Terbutryn), die als bauchemische Zusatzstoffe in Fassadenanstrichen und . putzen zum Einsatz kommen.

Ein Überblick über die im Rahmen des analytischen Screenings betrachteten Substanzen ist im Anhang 1 zu finden. Die räumliche Anordnung der beprobten Kläranlagen im Einzugsgebiet zeigt Bild 4.1.

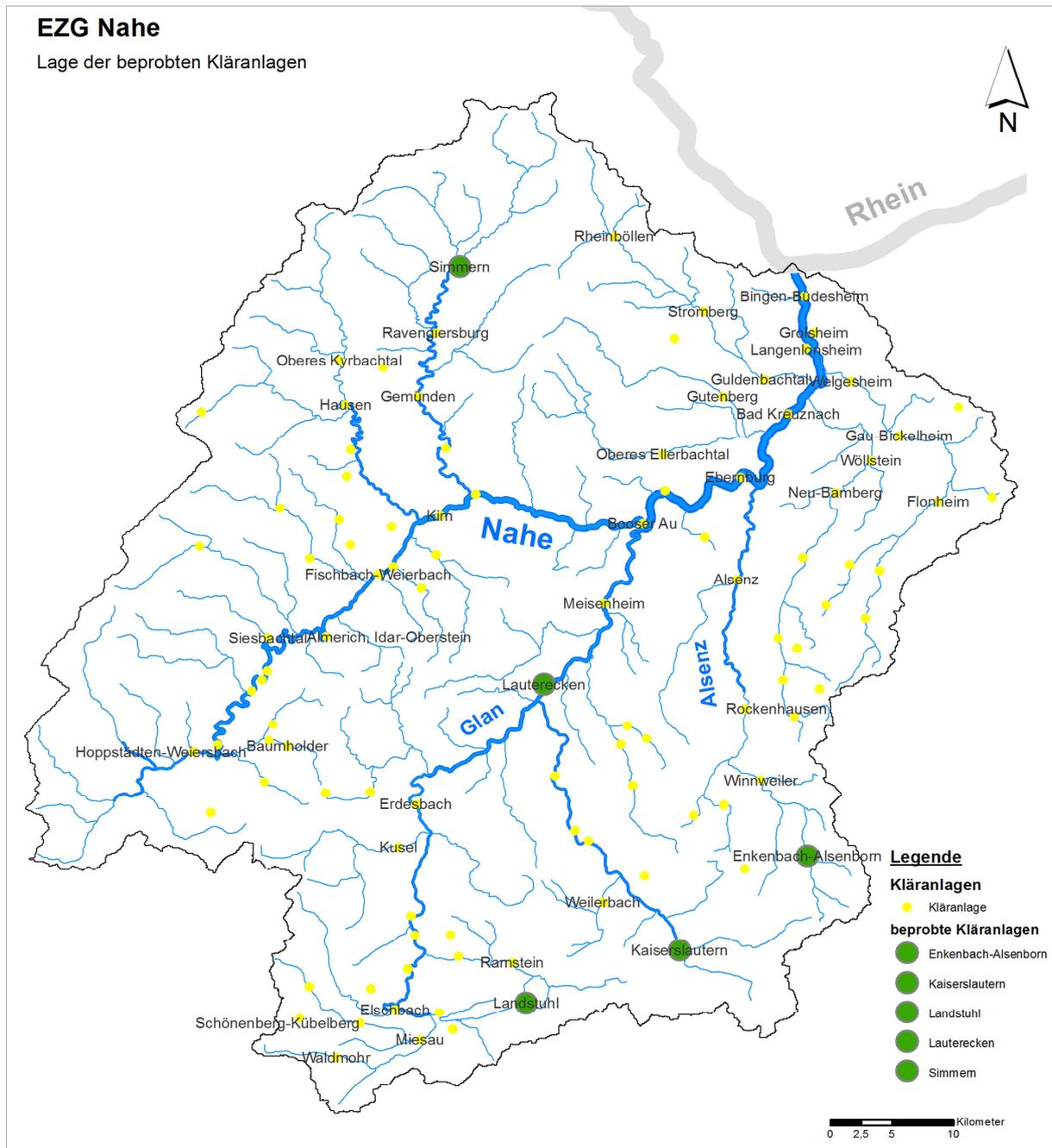


Bild 4.1: Kläranlagenmessstellen im Einzugsgebiet der Nahe

4.1.1 Probenahme und -aufbereitung

Die 14 d-Mischproben wurden aus 24 h-Mischproben generiert, die als zeitproportionale Proben mittels stationären automatischen Probenehmern genommen wurden. Die Einzelproben wurden bis zur Aufbereitung zur 14 d-Mischprobe und anschließenden Analyse tiefgekühlt in einer Gasflasche gelagert.

4.1.2 Chemische Analytik

Probenvorbehandlung

Zur Entnahme eines Aliquots wurden die Proben im Kühlraum bei 4 °C aufgetaut und einen Tag stehen gelassen, um die Sedimentation der Schwebstoffe zu erreichen. Trübe Proben wurden über ein Glasfaserfilter filtriert.

Vier Milliliter wurden in ein Autosampler-vial gegeben, mit internen Standards versetzt und direkt mit der LC-MS/MS analysiert.

Analyse

Die LC-MS/MS bestand aus einer UHPLC von Shimadzu und dem Tandemmassenspektrometer API 5500 von ABSciex. Die Trennung der Substanzen erfolgte an einer Gemini NX C18-Säule (100 x 3 mm, 3 µm Korngröße) mit einem Fluss von 3 mL/min. Lösungsmittel A war 5 mmol Ammoniumacetat und 0,1 % Ameisensäure in Wasser, Lösungsmittel B war 5 mmol Ammoniumacetat in Methanol. Die Gradientenelution startete mit 100 % A und 0 % B, stieg linear in 3 min auf 70 % B, in weiteren 7 min auf 100 % B und blieb 5 min auf 100 % B, bis dann für die nächste Injektion 5 min mit 0 % B equilibriert wurde.

100 µl der Probe wurden in die LC-MS/MS injiziert.

Auswertung

Die Konzentrationswerte wurden mit einer 9-Punkt-Kalibrierung über die internen Standards berechnet. Der Arbeitsbereich erstreckte sich von 20 . 500 ng/L für Pestizide, bzw. 100 . 2500 ng/L. Proben mit höheren Konzentrationen wurden verdünnt analysiert.

Die Bestimmungs- (BG) und Nachweisgrenzen (NG) der verwendeten Analysemethoden sind in Anhang 1 zusammengefasst.

4.1.3 Messdatenauswertung

Bei den Analysen war eine Vielzahl der untersuchten Stoffe in den Proben nicht nachweisbar (< NG) oder die Messergebnisse lagen unter der analytischen Bestimmungsgrenze (< BG). Zur Berücksichtigung dieser Sachverhalte wurden die Analysen nach folgenden Kriterien ausgewertet:

- Für Parameter, für die mehr als 50 % der Messwerte unter der jeweiligen Bestimmungsgrenze (BG) bzw. Nachweisgrenze (NG) lagen, wurde **keine statistische Auswertung** durchgeführt. Sie wurden bei der Frachtabschätzung nicht berücksichtigt.
- Für Parameter, für die weniger als 50 % der Messwerte unter der jeweiligen Bestimmungsgrenze (BG) bzw. Nachweisgrenze (NG) lagen, wurde eine **statistische Auswertung** durchgeführt. Dabei wurden die Messwerte mit Konzentrationen < BG bzw. < NG mit 50 % BG bzw. 50 % NG in die Berechnung der statistischen Kenngrößen miteinbezogen.

Zur Abschätzung einwohnerspezifischer Substanzfrachten, die als Eingangswerte für das verwendete Modell dienen wurden aus den ermittelten Konzentrationen und den korrespondierenden Abflussmengen Tagesfrachten und einwohnerspezifische Frachten ermittelt. Für die Berechnung der einwohnerspezifischen Frachten wurden die Daten der im Einzugsgebiet der jeweiligen Kläranlage lebenden Einwohner verwendet (Tabelle 4.1, Spalte 2), die der Kläranlagendatenbank des Landes RLP entnommen wurde.

Tabelle 4.1: Anschlusswerte der Kläranlagen (LUWG 2012)

Kläranlage	Einwohner EZ [E]	Einwohnergleichwerte EWG [E]	Einwohnerwerte EW [E]
Enkenbach-Alsenborn	13.481	4.000	17.481
Kaiserslautern	116.273	58.000	174.273
Landstuhl	11.616	17.000	28.616
Lauterecken	14.728	5.000	19.728
Simmern	17.750	3.847	21.597

4.2 Gewässermessdaten

Ergänzend wurden Daten aus Gewässermessprogrammen des Landes Rheinland-Pfalz berücksichtigt, um die Datengrundlage für maßgebende punktuelle Einleiter sowie bzgl. der Gewässerbelastung zu vergrößern und die Abschätzung der Einträge innerhalb des Bilanzraums in ihrer Genauigkeit zu verbessern. Neben den kontinuierlichen Messungen die bei der Nahewasser-Untersuchungsstation Bingen-Dietersheim durchgeführt wurden, sind Messungen die im Rahmen eines Sondermessprogrammes abwechselnd für jeweils ein Jahr monatlich an verschiedenen Probenahmestellen genommen wurden, in die Auswertung mit eingeflossen.

Ein Überblick über die räumliche Anordnung der Gewässermessstellen gibt Bild 4.2. Die nachfolgende Tabelle 4.2 fasst die Probenahmezeiträume sowie die Art der Probenahme zusammen.

Tabelle 4.2: Gewässermessstellen im Einzugsgebiet der Nahe; Probenart und Probenahmezeiträume

Messstelle	Probenart	Zeitraum
Alsenz - Ebernborg	Stichprobe	2006
Lauter - Lauterecken	Stichprobe	2006, 2008-2012
Appelbach - Mündung	Stichprobe	2008, 2011
Glan - Nanzdietschweiler	Stichprobe	2011, 2012
Glan - Matzenbach	Stichprobe	2011, 2012
Glan - Odernheim	Stichprobe	2006, 2008-2012
Glan - Lauterecken	Stichprobe	2010-2012
Nahe - Grolsheim	14 d-Mischprobe	2006-2008
Bingen-Dietersheim	14 d-Mischprobe	2008-2013
Simmerbach - Mündung	Stichprobe	2008, 2010, 2012
Simmerbach - Simmern	Stichprobe	2012
Wiesbach - Gensingen	Stichprobe	2006, 2008-2010, 2013

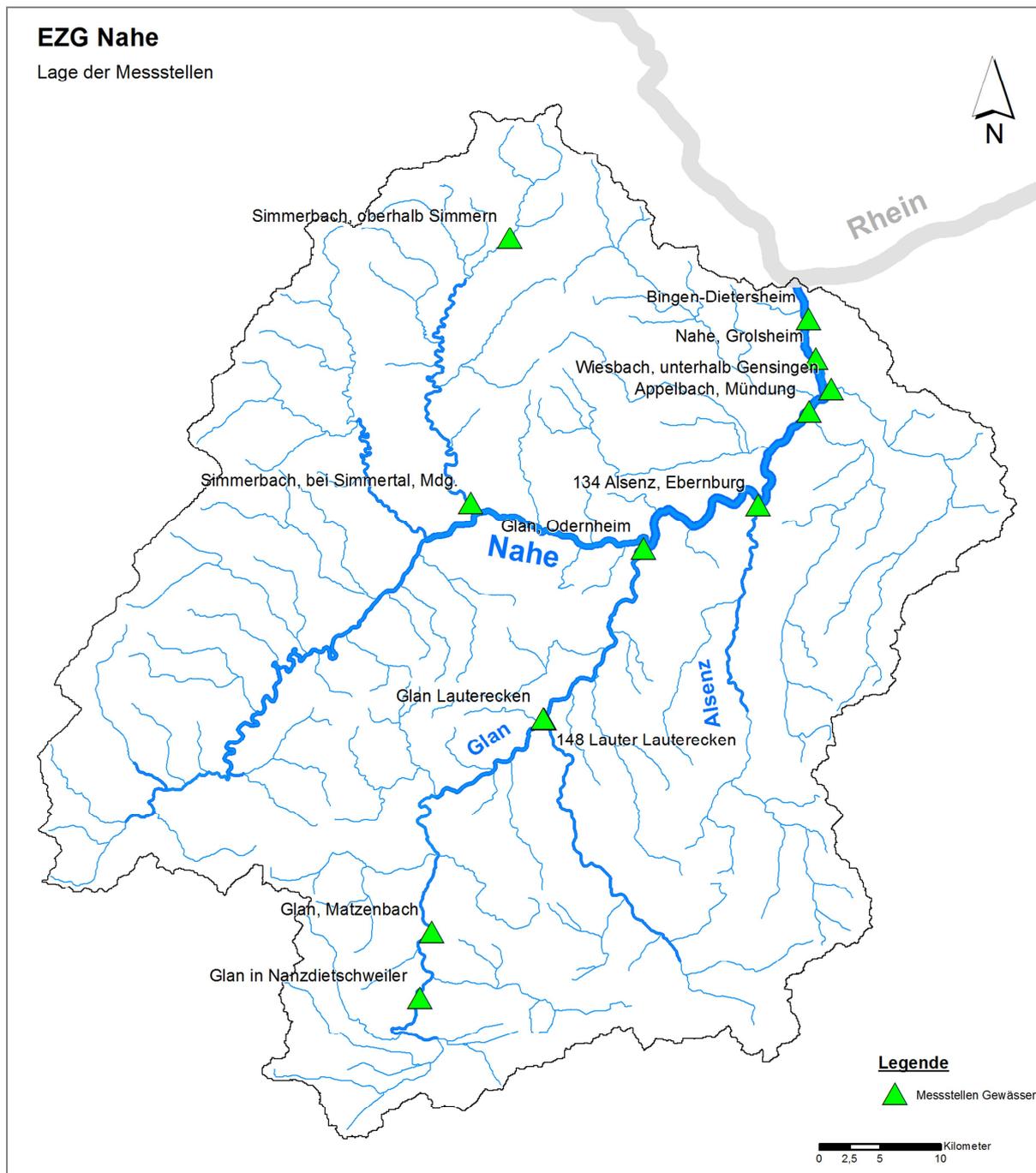


Bild 4.2: Räumliche Anordnung der Gewässermessstellen im Einzugsgebiet der Nahe

4.3 Auswahl der Referenzparameter

Aus der Vielzahl von Substanzen, die als Mikroschadstoffe bezeichnet werden, sind **Referenzparameter** für die weiteren Untersuchungen auszuwählen, um die Datenvielfalt einzugrenzen und prägnante, und für einzelne Stoffgruppen repräsentative Aussagen treffen zu können. Alternative Bezeichnungen in der Fachliteratur sind: Referenzsubstanz, Leitparameter, Leitsubstanz oder Indikatorsubstanz.

Das Ziel bei der Auswahl der Referenzparameter ist die Identifikation repräsentativer Einzelsubstanzen für bestimmte Stoffgruppen (Arzneimittel, Herbizide, Fungizide, Pestizide, Insektizide, etc.), um

- den Messumfang zu reduzieren,
- die Reinigungsleistung einer 4. Reinigungsstufe und
- den Gewässerzustand

anhand weniger Parameter bewerten zu können.

Dabei wird angenommen, dass Stoffe gleicher Herkunftsbereiche (häusliches Schmutzwasser, Bauchemikalien, Pestizide) mit gleichartigen Ansätzen bilanziert werden können und Stoffe mit vergleichbaren physikochemischen und adsorptiven Eigenschaften auch ähnlich gut oder schlecht in einer vierten Reinigungsstufe eliminiert werden (Metzger, 2012).

4.3.1 Referenzparameter in anderen Projektregionen

Die Problematik der Mikroschadstoffe wurde und wird auch in anderen (Bundes-)Ländern behandelt, so dass für die Wahl von Referenzparametern auch auf dortige Erfahrungen zurückgegriffen werden kann. Nachfolgend werden die Referenzparameter anderer Regionen tabellarisch aufgeführt, wobei der Schwerpunkt dieser Projekte auf Belastungen aus Kläranlagenabläufen lag. Die Belastung der Gewässer aus diffusen Quellen spielte hierbei keine bzw. nur eine untergeordnete Rolle.

Tabelle 4.3: Übersicht zu Referenzparameter in anderen Projektregionen, kursivfett sind die Stoffe dargestellt, die im Messprogramm von Mikro_N erfasst wurden.

Stoffgruppe		Substanz Wirkstoff Referenzparameter	Nordrhein-Westfalen	Schweiz	Baden-Württemberg	IKSR
Quelle			(Arge "Forschung Spurenstoffe NRW" - MIKRO- MEM, 2012)	(Metzger et al., 2012)	(Metzger, 2012)	(IKSR 2010a, 2010b, 2010c)
Arzneimittel	Antiepileptika	Carbamazepin	X	X	X	X
	Analgetika	Diclofenac	X	X	X	X
	Betablocker	Metoprolol	X		X	
	Lipidsenker	Bezafibrat		X		X
	Antibiotika	Sulfamethoxazol	X	X	X	X
Pestizide/ Biozide		Atrazin		X		
		Mecoprop		X		X
		Carbendazim				X
Insektenabwehrmittel	Diethyltoluamid (DEET)				X	
Korrosions- schutzmittel		Benzotriazol	X	X	X	X
		Butylhydroxytoluol (BHT)				X
Röntgenkontrastmittel		Amidotrizesäure	X		X	X
		Iopromid		X	X	X
		Iopamidol		X	X	X
		Iomeprol			X	X
Hormone	17-alpha-Ethinylestradiol		X			
Endokrin wirksame Substanzen	Bisphenol A	X				
Perfluorierte Tenside (PFT)	Perfluorooctansulfonat (PFOS) Perfluorooctanoat (PFOA)	X				
Phosphororganische Verbindungen	Tris(2-chlorisopropyl)phosphat (TCPP)	X				
Künstliche Moschus- duftstoffe	6-Acetyl-1,1,2,4,4,7- hexamethyltetralin (AHTN), HHCB	X				
Synthetische Kom- plexbildner	Ethylendiamintetraessig- säure (EDTA)	X				

4.3.2 Matrix und Auswahlkriterien zur Identifikation von Referenzparametern für das Nahe EZG

Eine erste Auswahl der Referenzparameter erfolgt im Projekt Mikro_N anhand unterschiedlicher Kriterien, die in einer Matrix für jeden der im Rahmen der Analytik des LUWG erfassten Mikroschadstoffe überprüft wurden. Die dabei zur Auswahl herangezogenen Kriterien gehen zum Teil auf in der Literatur bereits zur Anwendung gekommene Kriterien zurück, u. a. in (Welker, 2013, Welker, 2005; Götz et al., 2011; Götz et al., 2010).

Die Einzelkriterien lassen sich den in Bild 4.3 aufgeführten Gruppen zuordnen. Eine detailliertere Beschreibung der Kriterien sowie die Definition der unterschiedlichen Qualitätsnormen (z. B. UQN, EQS, NOEC, PNEC) kann Anhang 2 entnommen werden.

Im Rahmen des Auswahlverfahrens wurde zwischen Kriterien unterschieden, die erfüllt sein müssen (Muss-Kriterium = fett gedruckt), um als Referenzparameter herangezogen zu werden, und solchen Kriterien, die ergänzende Informationen bereitstellen.

Gruppe	•Kriterien, die erfüllt sein müssen (fett) und die erfüllt sein sollen (normal)
Gruppe 1: Gesetzlicher Rahmen	<ul style="list-style-type: none"> •Substanz ist zugelassen •Es handelt sich um einen Prioritärer Stoff bzw. er steht auf der "Watchlist"
Gruppe 2: Verbrauch	<ul style="list-style-type: none"> •Verbrauchsdaten (Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit 2013) liegen vor (Im Rahmen der Auswahl abgeschwächt berücksichtigt, da nicht immer Angaben zum Verbrauch vorliegen.) •Hoher Anteil am Gesamtverbrauch einer Wirkstoffgruppe
Gruppe 3: Elimination und Abbau	<ul style="list-style-type: none"> •Daten zur Eliminationsrate der 4. Stufe liegen vor •Sorptionsfähigkeit hoch •Nicht oder schwer biologisch abbaubar •Gewässerrelevanz nach Götz 2010 (Götz 2010 #97); Glyphosat bildet Ausnahme)
Gruppe 4: Gewässer- bewertung	<ul style="list-style-type: none"> •Verfügbarkeit chronischer AA-EQS (annual average - Environmental Quality Standard) bzw. UQN •Verfügbarkeit akuter MAC-EQS (maximum acceptable concentration - Environmental Quality Standard) bzw. UQN. •Überschreitung akuter EQS bzw. UQN im EZG •Überschreitung chronischer UQN im EZG •NOEC •PNEC
Gruppe 5: Präsenz im aquatischen Milieu	<ul style="list-style-type: none"> •Mehr als 20 % der gemessenen Proben im Gewässer oberhalb der BG ODER •Im Ablauf von KA nachgewiesen (> 20%) UND vereinzelt in hohen Konz. im Gewässer (> 100 ng/l)

Bild 4.3: Auswahlkriterien mit zugehörigen Gruppen als Grundlage zur Auswahl der Referenzparameter

4.3.3 Auswahlprozedere für die Referenzparameter im Nahe EZG

Die Auswahl der Parameter erfolgte nach einem dreistufigen Verfahren, das in Bild 4.4 schematisch dargestellt ist.

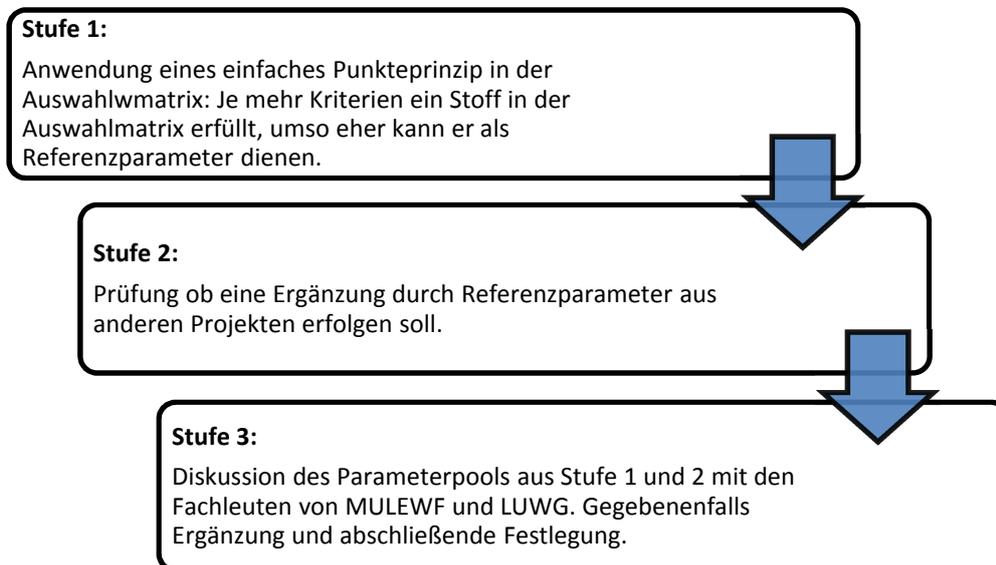


Bild 4.4: Auswahlverfahren für die Referenzparameter

Es waren Referenzparameter für die Bereiche

- Einleitungen aus Kläranlagen,
- Einträge durch die Landwirtschaft und
- Einträge durch Mischwasserentlastungen

festzulegen. Dadurch unterscheidet sich das Vorgehen zur Auswahl der Parameter vom Vorgehen in Nordrhein-Westfalen, Baden-Württemberg und der Schweiz, wo der Schwerpunkt auf Einleitungen durch Kläranlagen lag.

Das oben beschriebene Auswahlverfahren führte zur Auswahl der in Tabelle 4.4 genannten 14 gebietsspezifischen Referenzparameter, darunter fünf Arzneimittel, ein Röntgenkontrastmittel, sechs Pestizide und Biozide, ein Insektenabwehrmittel und eine Industriechemikalie. Fett markiert sind die Substanzen, die auch in anderen Projekten bereits als Referenzparameter verwendet wurden.

Tabelle 4.4: Übersicht der ausgewählten gebietsspezifischen Referenzparameter im Projekt Mikro_N, fett: Substanzen die auch in anderen Projekten als Referenzparameter verwendet wurden

Gruppe	Wirkstoffgruppe	Abkürzung	Referenzparameter
Arzneimittel und Diagnostika	Röntgenkontrastmittel	DIATR	Amidotrizoesäure
	Antiepileptika	CBZ	Carbamazepin
	Lipidsenker	BZF	Bezafibrate
	Analgetika	DCF	Diclofenac
	Betablocker	MTP	Metoprolol
	Antibiotikum	SMX	Sulfamethoxazol
Pestizide und Biozide	Fungizid	CBD	Carbendazim
	Herbizid	GPS	Glyphosat
	Herbizid	ITP	Isoproturon
	Herbizid	MCP	Mecoprop
	Herbizid	TBT	Terbutryn
	Herbizid	DRN	Diuron
Sons-tige	Tensid	PFOS	Perfluoroctansulfonat
	Insektenabwehrmittel	DEET	Diethyltoluamid

4.4 Ergebnisse Messkampagnen Kläranlagen

Vorbemerkungen

Die Quantifizierung der punktuellen Emission aus Abläufen kommunaler Kläranlagen basiert auf einwohnerspezifischen Frachten. Diese wurden im Rahmen des Projektes an fünf ausgewählten Kläranlagen im Referenzraum erhoben (vgl. Kapitel 4.1) und auf das gesamte Einzugsgebiet hochgerechnet. Eine Zusammenstellung der resultierenden statistischen Kennwerte der einwohnerspezifischen Frachten für die im Rahmen des Projektes ausgewählten 14 gebietsspezifischen Referenzsubstanzen ist in Anhang 3 gegeben. Ergänzend zu den Daten der 1-jährigen Messkampagnen sind für die Kläranlagen Lauterecken und Simmern Daten aus Monitoringprogrammen, die im Zeitraum zwischen Januar 2012 und Juli 2012 erhoben wurden, in die Auswertung eingeflossen. Nachfolgend werden die resultierenden Konzentrationen diskutiert.

Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel

In allen Proben konnten die ausgewählten Arzneimittel und das Röntgenkontrastmittel (Amidotrizoesäure) nahezu durchgängig nachgewiesen werden. Bei Bezafibrat (Lipidsenker) liegen acht Befunde unterhalb der BG, davon zwei unterhalb der NG. Bei Sulfamethoxazol (Antibiotikum) liegt ein Befund unterhalb der BG. Somit liegen 99 % aller Einzelanalysen (990) oberhalb der BG.

Die höchsten Konzentrationen werden für Amidotrizoesäure bestimmt, die im Ablauf der KA Landstuhl im Mittel 14,9 µg/L, im Ablauf der KA Kaiserslautern im Mittel 6,14 µg/L und im Ablauf der KA Simmern im Mittel 4,97 µg/L betragen. Diese hohen Konzentrationen sind auf die Mitbehandlung von Krankenhausabwässern in den drei Kläranlagen zurückzuführen. Diclofenac (Analgetika) und Metoprolol (Betablocker) überschreiten in vier der fünf KA-Abläufe mittlere Konzentrationen von 1,0 µg/L. Carbamazepin (Antiepileptikum) weist mit mittleren

Konzentrationen zwischen 0,62 µg/L (KA Simmern) und 0,82 µg/L (KA Lauterecken) durchgängig Gehalte > 0,5 µg/L auf. Dagegen ergeben sich für Sulfamethoxazol (Antibiotikum) und Bezafibrate (Lipitsenker) in der Mehrzahl der Proben mittlere Konzentration < 0,5 µg/L.

Tabelle 4.5: Statistische Auswertung der gemessenen Arzneimittel- und Diagnostikakonzentrationen [µg/L] im Ablauf der fünf Kläranlagen

Kläranlage	Parameter	Einheit						
			Amidotrizoensäure	Carbamazepin	Diclofenac	Metoprolol	Sulfamethoxazol	Bezafibrate
	BG	[µg/L]	0,05					
	NG	[µg/L]	0,02					
Enkenbach- Aisenborn	Anz	[n]	28					
	Anz > BG	[n]	28	28	28	28	28	28
	Min	[µg/L]	0,41	0,38	0,66	1,43	0,13	0,31
	Max	[µg/L]	4,94	1,07	3,06	4,65	0,80	2,89
	Mittel	[µg/L]	1,86	0,70	1,92	2,80	0,32	1,16
Kaiserslautern	Anz	[n]	26					
	Anz > BG	[n]	26	26	26	26	26	26
	Min	[µg/L]	3,16	0,42	0,48	0,58	0,08	0,22
	Max	[µg/L]	11,4	1,20	1,38	2,14	0,30	0,87
	Mittel	[µg/L]	6,14	0,71	0,89	1,43	0,15	0,51
Landstuhl	Anz	[n]	27					
	Anz > BG	[n]	27	27	27	27	27	19
	Min	[µg/L]	6,07	0,34	0,62	0,34	0,13	0,05
	Max	[µg/L]	25,4	1,33	1,90	1,48	0,65	0,15
	Mittel	[µg/L]	14,9	0,75	1,20	0,75	0,30	0,08
Lauterecken	Anz	[n]	43					
	Anz > BG	[n]	43	43	43	43	42	43
	Min	[µg/L]	0,12	0,35	0,25	0,55	0,07	0,17
	Max	[µg/L]	2,38	1,85	3,15	4,75	1,86	0,98
	Mittel	[µg/L]	1,04	0,82	1,38	2,00	0,52	0,49
Simmern	Anz	[n]	41					
	Anz > BG	[n]	41	41	41	41	40	41
	Min	[µg/L]	0,38	0,20	0,37	0,48	0,07	0,07
	Max	[µg/L]	11,1	1,17	2,13	2,68	0,72	0,40
	Mittel	[µg/L]	4,97	0,62	1,34	1,18	0,19	0,19

* = 50 % der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Pestizide, Biozide und Sonstige

Die Pestizide werden im Vergleich zu den Arzneimitteln und dem Röntgenkontrastmittel nicht durchgängig nachgewiesen. Etwa 10 % aller Einzelanalysen (959) liegen unterhalb der jeweiligen BG. Für die im urbanen Bereich angewendeten Biozide Carbendazim, Terbutryn (Anti-Schimmelmittel Bad, Fassaden) und Diuron (Fassaden), für das Herbizidprodukt Glyphosat (Gärten, Rasen, Schienenverkehr, Verkehrswege) und für Mecoprop, welches im urbanen Bereich sowohl als Bauchemikalie (Flachdächer, Fundamentabdichtung), als auch als Herbizid (Gärten, Rasen, Verkehrswege) eingesetzt wird, werden für mehr als 50 % der Proben Konzentrationen oberhalb der BG ermittelt. Lediglich für Isoproturon (Fassaden) liegen im Ablauf der KA Kaiserslautern und der KA Landstuhl weniger als 50 % der Einzelanalysen unterhalb der BG bzw. NG.

Auffällig ist Glyphosat, für welches alle Einzelanalysen oberhalb der BG liegen und das absolute Maximum 8,98 µg/L beträgt (KA Landstuhl). Wird der Mittelwert betrachtet, so ergibt sich das gleiche Bild mit einem Maximum mit 4,52 µg/L im Ablauf der KA Landstuhl. Im Vergleich dazu wird Mecoprop nicht durchgängig nachgewiesen, weist jedoch ein deutlich höheres Konzentrationsmaximum von 12,5 µg/L im Ablauf der KA Lauterecken auf. Das Konzentrationsmittel von Mecoprop liegt jedoch mit 0,41 µg/L deutlich unter dem von Glyphosat.

Daneben ist Diethyltoluamid (DEET) zu erwähnen, welches sowohl im urbanen Bereich als Biozid (Insektenabwehrmittel), als auch in der Landwirtschaft als Biozidprodukt in Pflanzenschutzmittel angewendet wird. Mit Ausnahme von zwei Proben liegen alle Einzelbefunde oberhalb der BG. Im Vergleich zu Glyphosat weist DEET mit 1,57 µg/L jedoch ein deutlich niedrigeres Maximum auf.

Im Rahmen des KA-Sondermessprogramms wurden im Ablauf der KA Enkenbach-Alsenborn deutlich erhöhte Pestizid- bzw. Biozid-Konzentrationen gemessen. Bis auf eine Ausnahme waren wesentliche Ablaufkonzentrationen kontinuierlich über der BG nachweisbar, in einigen 14 d-Mischproben stiegen diese zusätzlich noch stark an. Beispielsweise wurde das Herbizid Isoproturon kontinuierlich nachgewiesen, der Mittelwert der Konzentrationen lag im Vergleich zu den anderen Kläranlagen um den Faktor 17 . 88 und beim Maximalwert um den Faktor 15 -378 höher.

Ein Untersuchungsprogramm im Einzugsgebiet der KA Enkenbach-Alsenborn konnte den Verursacher dieser erhöhten Konzentrationen identifizieren. Ein Kunststoffrecycling . Betrieb hatte nicht vollständig restentleerte, also mit Pestizid- bzw. Biozid-Resten behaftete Kunststoffgefäße auf befestigten Flächen, die an die Entwässerung angeschlossen sind, gelagert. Hierdurch gelangten die Pestizid- bzw. Biozid . Reststoffe über eine Zisterne in die Kanalisation und letztendlich in den Ablauf der KA Enkenbach-Alsenborn. Die Ergebnisse der KA Enkenbach-Alsenborn wurden daher aus der Betrachtung entnommen.

Perfluorsulfonat (PFOS) ist nicht durchgängig nachweisbar. Im Ablauf der KA Kaiserslautern, Lauterecken und Simmern werden jeweils in mehr als 50 % der Proben Konzentrationen unterhalb der BG bzw. NG ermittelt, weswegen auf eine statistische Auswertung der Messdaten für diese KA verzichtet wurde. Im Ablauf der KA Enkenbach-Alsenborn liegen dagegen 82 % der Einzelanalysen oberhalb der BG. Im Ablauf der KA Landstuhl sind es sogar 100 %. Die mittleren wie auch maximalen Konzentrationen ergeben jedoch deutliche Unterschiede mit deutlich höheren Werten im Ablauf der KA Landstuhl.

Tabelle 4.6: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen der Pestizide, Biozide und Sonstigen Substanzen [µg/L] im Ablauf der fünf Kläranlagen

Kläranlage	Parameter	Einheit	Pestizide und Biozide						Sonstige		
			Carbendazin	Diuron	Isoproturon	Mecoprop	Terbutryn	Glyphosat	Diethyltoluamid	Perfluorsulfonat	
	BG	[µg/L]	0,02						0,05	0,02	
	NG	[µg/L]	0,005						0,02	0,005	0,02
Enkenbach- Alsenborn	Anz	[n]	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	28	28	
	Anz > BG	[n]	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	28	23	
	Min	[µg/L]	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	0,06	0,01*	
	Max	[µg/L]	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	1,45	0,07	
	Mittel	[µg/L]	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	0,30	0,03	
Kaiserslautern	Anz	[n]	26						26		
	Anz > BG	[n]	22	26	8	26	21	26	26	5	
	Min	[µg/L]	0,01*	0,03	-	0,03	0,01*	0,07	0,08	-	
	Max	[µg/L]	0,05	0,17	-	0,07	0,08	0,83	0,83	-	
	Mittel	[µg/L]	0,03	0,07	-	0,04	0,03	0,18	0,23	-	
Landstuhl	Anz	[n]	27						27		
	Anz > BG	[n]	20	21	12	17	27	27	27	27	
	Min	[µg/L]	0,01*	0,01*	-	0,0025**	0,01	1,38	0,03	0,03	
	Max	[µg/L]	0,04	0,16	-	0,17	0,15	8,98	0,49	1,11	
	Mittel	[µg/L]	0,02	0,04	-	0,03	0,06	4,52	0,14	0,14	
Lauterecken	Anz	[n]	43						43		
	Anz > BG	[n]	41	34	24	32	23	43	41	11	
	Min	[µg/L]	0,01*	0,01*	0,0025**	0,0025**	0,0025**	0,08	0,01*	-	
	Max	[µg/L]	0,91	0,16	1,02	12,5	0,13	6,19	1,30	-	
	Mittel	[µg/L]	0,06	0,05	0,06	0,41	0,03	1,20	0,21	-	
Simmern	Anz	[n]	41						41		
	Anz > BG	[n]	31	30	24	35	27	41	41	0	
	Min	[µg/L]	0,01*	0,01*	0,0025**	0,01*	0,0025**	0,72	0,03	-	
	Max	[µg/L]	0,06	0,29	0,21	1,15	0,11	3,10	1,57	-	
	Mittel	[µg/L]	0,03	0,06	0,04	0,07	0,03	1,82	0,23	-	

* = 50 % der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt, k. A. = keine Angaben

4.5 Gewässerkonzentrationen

Vorbemerkungen

Ergänzend zu den Daten der Messkampagnen wurden Daten von Gewässermessstellen im Bilanzraum ausgewertet, die im Rahmen der Fließgewässerüberwachung durch das LUWG auf Pestizide, Biozide sowie Arzneimittelwirkstoffe und Diagnostika untersucht werden (vgl. Kapitel 4.2). Insgesamt wurden seit 2006 im Bilanzraum 1.031 Messungen an 13 Gewässermessstellen durchgeführt. 121 Proben wurden dabei korrespondierend zu den Messkampagnen im Ablauf der Kläranlagen genommen.

Nachfolgend werden exemplarisch die Ergebnisse der statistischen Auswertung für die Nahewässermessstelle Bingen-Dietersheim zusammengefasst. Diese liegt unmittelbar vor Mündung der Nahe in den Rhein (vgl. Bild 4.1) und charakterisiert die Gesamtemission bzgl. der betrachteten Referenzsubstanzen aus dem Bilanzraum. Die Zahl der Referenzparameter ist jedoch im Vergleich zur Zahl der derzeit bekannten und in die aquatische Umwelt eingetragenen Mikroschadstoffe sehr klein. Die tatsächliche Gesamtbelastung der Nahe mit Mikroschadstoffen bei der Messstelle Bingen-Dietersheim ist daher weitaus höher einzuschätzen. Die Ergebnisse der statistischen Auswertung der anderen Messstellen können dem Anhang 4 entnommen werden.

Hinzuweisen ist auf die unterschiedliche Probenanzahl, die den statistischen Auswertungen der jeweiligen Substanz zugrunde liegen. Diese ergeben sich aus den jeweiligen Zeiträumen, in denen die Einzelsubstanzen analysiert wurden. Diese reichen von minimal einem Jahr (Sulfamethoxazol) bis zu maximal fünf Jahren (Bezafibrat, Carbamazepin, Diclofenac). Weiterhin ist die Probenart zu beachten, da lediglich an der Nahewasser-Untersuchungsstation Bingen-Dietersheim und an der Messstelle Grolsheim 14 d-Mischproben analysiert werden (vgl. Kapitel 4.2).

Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel

Mit Ausnahme von Bezafibrat sind die ausgewählten Arzneimittel in den jeweiligen Betrachtungszeiträumen fast durchgängig mit Konzentrationen oberhalb der BG bzw. NG nachweisbar. Für Amidotrizoesäure liegen alle Konzentrationswerte oberhalb der BG. Dagegen liegen für Bezafibrat rd. 61 % der Messwerte unterhalb der BG, davon etwa 10 % unterhalb der NG.

Die maximal nachgewiesene Konzentration liegt bei 2,27 µg/L für Amidotrizoesäure gefolgt von Carbamazepin mit 0,84 µg/L. Bei Betrachtung der Mittelwerte ergibt sich ein ähnliches Bild mit Konzentrationen von 0,86 µg/L für Amidotrizoesäure und 0,26 µg/L für Carbamazepin. Für Diclofenac liegt der Konzentrationsmittelwert über den Betrachtungszeitraum von fünf Jahren bei 0,15 µg/L und das Maximum bei 0,9 µg/L, womit sich ein Konflikt mit dem derzeit diskutierten UQN von 0,1 µg/L andeutet. Dieser Sachverhalt spiegelt sich auch in den Messergebnissen an den anderen Messstellen im Bilanzraum wieder.

Ebenso wie für Diclofenac existieren derzeit für Amidotrizoesäure und Carbamazepin keine verbindlichen Qualitätsvorgaben. Für Amidotrizoesäure werden daher die resultierenden Daten unter dem Gesichtspunkt der gesundheitlichen Vorsorge diskutiert. Dabei wird der sGesundheitliche Orientierungswert (GOW) des Umweltbundesamtes (UBA, 2014) als Qualitätsziel angesetzt. Dieser liegt für Amidotrizoesäure bei 1,0 µg/L. Für Carbamazepin wurde die zulässige durchschnittliche Jahreskonzentration (AA-EQS = annual average environmental quality standard) des schweizerischen Ökotoxizentrums von 0,5 µg/L verwendet (Ökotoxizentrum, 2013).

Tabelle 4.7: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentration für die ausgewählten Arzneimittel und das Diagnostikum [$\mu\text{g/L}$] an der Nahwassermessstelle Bingen-Dietersheim

Parameter	Einheit	Amidotrizoensäure	Carbamazepin	Diclofenac	Metoprolol	Sulfamethoxazol	Bezafibrate
BG	[$\mu\text{g/L}$]	0,05					
NG	[$\mu\text{g/L}$]	0,02					
Zeitraum	[-]						
Anz	[n]	46	125	125	46	26	125
Anz > BG	[n]	46	119	116	44	24	49
Min	[$\mu\text{g/L}$]	0,11	0,025*	0,01**	0,025*	0,025*	-
Max	[$\mu\text{g/L}$]	2,27	0,84	0,39	0,38	0,28	-
Mittel	[$\mu\text{g/L}$]	0,86	0,26	0,15	0,18	0,14	-

* = 50 % der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Für beide Stoffe liegen die Konzentrationsmittelwerte noch unterhalb des jeweils angesetzten Qualitätskriteriums. Die Maximalwerte und eine Vielzahl der Messwerte im Bilanzraum überschreiten die GOW-Werte jedoch um ein Vielfaches.

Bei Sulfamethoxazol und Metoprolol liegen die Mittel- und Maximalwerte an der Messstelle Bingen-Dietersheim unterhalb des AA-EQS-Wertes des Ökotoxzentrum (Ökotoxzentrum 2013). Auch wurde an keiner der Messstellen im Einzugsgebiet der Nahe eine Überschreitung dieser Qualitätsziele dokumentiert.

Pestizide, Biozide und Sonstige

Analog zu den Ergebnissen im Ablauf der Kläranlagen, werden die Pestizide und Biozide mit geringeren Häufigkeiten nachgewiesen. Für die Substanzen Carbendazin, Isoproturon und Mecoprop liegen weniger als 50 % der Messwerte unterhalb der BG bzw. NG. Allerdings ist die maximal gemessene Isoproturon-Konzentration an der Messstelle Bingen-Dietersheim mehr als 2-mal so hoch als der UQN-Wert (0,3 $\mu\text{g/L}$), stellt allerdings einen einmaligen Peak dar. Diuron und Glyphosat sind nicht durchgängig nachweisbar. Die resultierende mittlere Konzentration des prioritären Stoffes Diuron liegt mit 0,02 $\mu\text{g/L}$ deutlich unter dem UQN-Wert von 0,2 $\mu\text{g/L}$.

Tabelle 4.8: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen der Pestizide, Biozide und Sonstigen Substanzen [$\mu\text{g/L}$] an der Nahwassermessstelle Bingen-Dietersheim

Parameter	Einheit	Pestizide und Biozide						Sonstige		
		Carbendazin	Diuron	Isoproturon	Mecoprop	Terbutryn	Glyphosat	Diethyltoluamid	Perfluorsulfonat	
BG	[$\mu\text{g/L}$]	0,02						0,05	0,02	
NG	[$\mu\text{g/L}$]	0,005						0,02	0,005	0,02
Anz	[n]	46	70	126	124	n. b.	124	46	138	
Anz > BG	[n]	12	41	46	35	n. b.	66	27	134	
Min	[$\mu\text{g/L}$]	-	0,0025**	-	-	n. b.	0,025*	0,0025**	0,01* **	
Max	[$\mu\text{g/L}$]	-	0,08	-	-	n. b.	0,60	0,19	0,32	
Mittel	[$\mu\text{g/L}$]	-	0,02	-	-	n. b.	0,13	0,04-	0,03	

* = 50 % der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

PFOS war in einer Mehrzahl der Proben nachweisbar. In 134 der 138 ausgewerteten Proben konnten Konzentrationen oberhalb der BG bzw. NG analysiert werden. Es ergibt sich eine mittlere Konzentration von 0,03 $\mu\text{g/L}$ und eine maximale Konzentration von 0,32 $\mu\text{g/L}$. Damit wird für den prioritären Stoff PFOS der UQN-Wert (0,00065 $\mu\text{g/L}$) deutlich überschritten. Allerdings ist die BG bzw. NG für PFOS (0,02 $\mu\text{g/L}$) deutlich größer als der geltende UQN-Wert.

5 Modellbeschreibung

5.1 Stoffflussmodell GREATER

Für die Stoffflusssimulation wurde das Modell sGREATER verwendet (**G**eography-Referenced **R**egional **E**xposure **A**ssessment **T**ool for **E**uropean **R**ivers), das an der Universität Osnabrück (Institut für Umweltsystemforschung) zur Abschätzung und Risikobewertung von Umweltkonzentrationen chemischer Stoffe entwickelt wurde (Kehrein, 2013).

Neben dem Einzugsgebiet der Nahe wurde GREATER bereits für folgende Flussgebiete zu verschiedenen Fragestellungen angewendet:

- Donau (Bayern),
- Main (Bayern,Hessen,BW),
- Sieg (NRW),
- Itter (NRW),
- Rur (Eifel),
- Ruhr (NRW),
- Glatt (Schweiz)

Weiterhin angewendet wurde es für die Elbe und Teilgebiete des Rheins.

Das Modell wird als Erweiterung (Add-in) in das Geoinformationssystem ArcGIS implementiert. Somit können die Ergebnisse direkt georeferenziert ausgewertet werden. Im Rahmen des Projektes Mikro_N kam GREATER in der Version 4.1 zur Anwendung. In Zusammenarbeit mit der Universität Osnabrück wurde das Modell für die Verwendung im Einzugsgebiet der Nahe adaptiert.

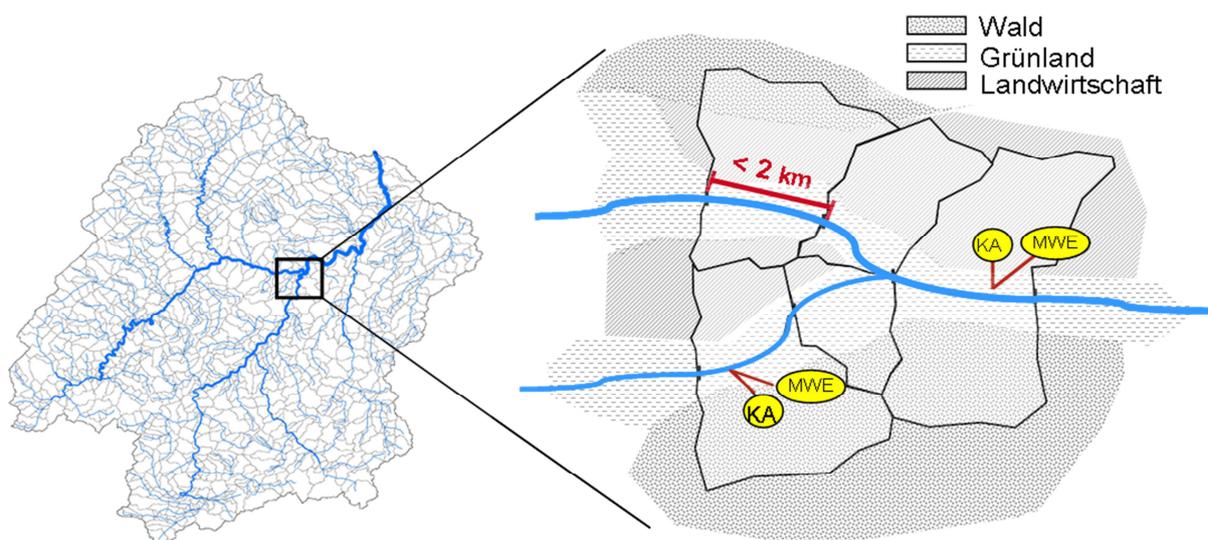


Bild 5.1: Schematische Darstellung der Geobasisinputdaten für die Simulation

GREATER ist ein Emissions- und Gewässermodell, welches die Eintragspfade und den Verbleib von Chemikalien in Oberflächengewässern georeferenziert abbildet. Die Modellgleichungen verfolgen die Chemikalien sdown-the-drain%od. h. die Simulation bilanziert die Substanzen von den Emissionsquellen aus über die Verbreitungspfade bis in die Fließgewässer. Als Emissionsquellen können neben Haushalten auch Krankenhäuser und Industriebetriebe berücksichtigt werden, die ihre Abwässer über die Kanalisation an Kläranlagen weiterleiten (sogenannte

Indirekteinleiter). Auch diffuse Einträge, z. B. Abschwemmungen von landwirtschaftlich genutzten Flächen sind im Modell implementiert.

In Kläranlagen und Oberflächengewässern werden Verlust- und Abbauprozesse berücksichtigt, die je nach Bedarf und Datenlage in verschiedenen Komplexitätsstufen modelliert werden können. Die Umweltkonzentrationen (PEC = predicted environmental concentration) werden von GREAT-ER unter Annahme eines Fließgleichgewichts mit Massenerhaltung berechnet. Die Konzentration am Ende eines Gewässerabschnitts ergibt sich aus der Fracht zu Beginn des Abschnitts plus der Veränderung während des Aufenthalts.

Um die Konzentration der betrachteten Substanzen berechnen zu können, ist jeder Gewässerabschnitt u. a. mit dem mittleren Abfluss (MQ) und mittleren Niedrigwasserabfluss (MNQ) parametrisiert. Sind Fracht und Abfluss in jedem Gewässersegment bekannt, so können Konzentrationen berechnet werden (Kehrein, 2013).

5.1 Modellierung des Gewässersystems

Insgesamt wurde ein Gewässernetz mit einer Fließlänge von 1.515 km abgebildet, das in 991 Einzelabschnitte unterteilt wurde. Weiterhin wurden alle 104 im Einzugsgebiet gelegenen Kläranlagen mit den zugehörigen Mischwasserentlastungen sowie die im Einzugsgebiet gelegenen Krankenhäuser, die ihr Schmutzwasser über die kommunalen Kläranlagen in die Gewässer einleiten, abgebildet. Das Modell GREAT-ER wurde so konfiguriert, dass alle 991 Gewässerabschnitte bei der Simulation der Substanzkonzentrationen explizit berücksichtigt und auch in den Kartendarstellungen angezeigt werden.

Die Aufbereitung des Gewässernetzes für die Verwendung in GREAT-ER wurde von der Universität Osnabrück (Institut für Umweltsystemforschung) durchgeführt. Dafür wurden folgende Schritte bearbeitet:

- Fließgewässersetz als gerichtetes topologisches Netzwerk
- Implementierung der Einleiter (Kläranlagen)
- Hydrologische Parametrierung (MQ und MNQ)

Das Fließgewässernetz

Die Grundlage zur Simulation des Fließgewässernetzes bildet das Digitale Landschaftsmodell 1:250.000 (DLM250) bereitgestellt durch das Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG). Dieses frei verfügbare Modell stellt die topographischen Beschreibungen des Gebietes der Bundesrepublik Deutschland in linien- und flächenhafter Form zur Verfügung. Für das gesamte Einzugsgebiet der Nahe wurden die Fließgewässer daraus abgeleitet und das Flussnetz als gerichtetes topologisches Netzwerk erstellt. An allen Verzweigungspunkten sowie an den Einleiterstellen von Punkteinleitern wie kommunalen Kläranlagen (die Mischwasserentlastungen wurden den Kläranlagen zugeteilt) wurden die Flussläufe durch Knoten in Segmente unterteilt. Längere Segmente wurden zusätzlich so unterteilt, dass die maximale Länge eines Segmentes 2.000 m beträgt. Für jedes Segment wurde aus den vorhandenen topologischen Daten die Teileinzugsgebietsfläche ermittelt und im GIS dargestellt.

Implementierung der Kläranlagen im EZG

Das Modell benötigt für die Bilanzierung der Einleiterstellen einige Attribute (angeschlossene Einwohner, Trockenwetterabfluss, Jahresabwassermenge) der kommunalen Kläranlagen im EZG. Diese Parameter wurden für das EZG ermittelt und den jeweiligen Einleitstellen der Kläranlagen im Gewässernetz geografisch zugeordnet.

Die grenzüberschreitenden Emissionsquellen und Gewässerabschnitte sind aufgrund ihrer räumlichen Begrenztheit in die Simulation des EZG Nahe integriert worden. Die entsprechenden Daten wurden vom Auftragnehmer ermittelt und in die Modellversion integriert.

Informationen zu den Krankenhäusern im Einzugsgebiet wurden dem Deutschen Krankenhaus-Verzeichnis entnommen (DKTIG, 2014). Die bereitgestellten Daten basieren dabei auf den strukturierten Qualitätsberichten der jeweiligen Krankenhäuser.

Das auf diese Weise für den Bilanzraum in ARC-GIS erstellte Fließgewässernetz mit den zugeordneten Teileinzugsgebieten, den einleitenden Kläranlagen und den implementierten Krankenhäusern zeigt Bild 5.2.

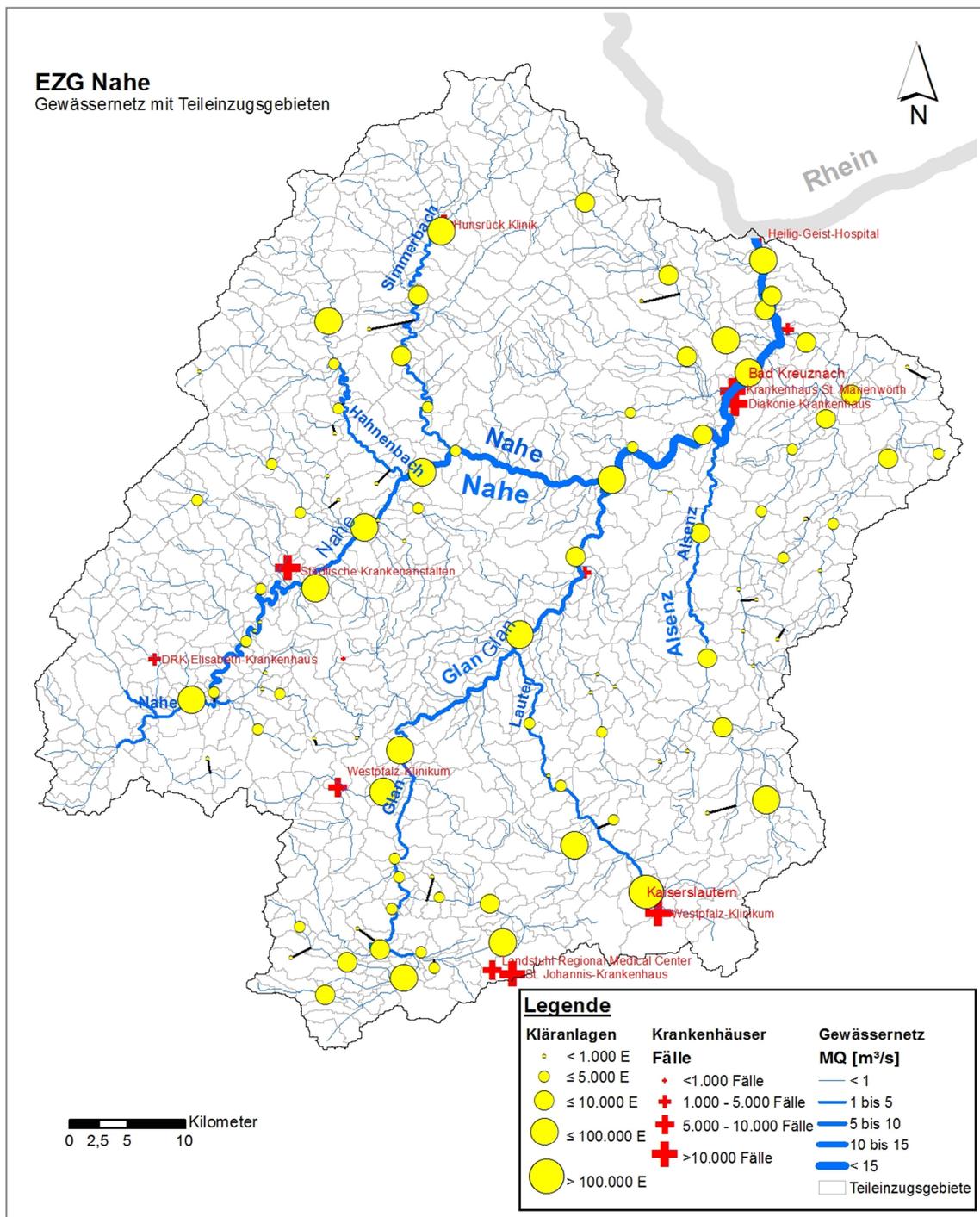


Bild 5.2: Emissions- und Gewässernetzmodell des Bilanzraums

Hydrologische Parametrisierung

In einem weiteren Arbeitsschritt (*pre-processing*) wurden die Teilsegmente der Fließgewässer jeweils mit einem langjährigen mittleren Abfluss (MQ) und mittleren Niedrigwasserabfluss (MNQ) versehen. Dazu wurden die abflusswirksamen Niederschläge im Jahresmittel sowie bei Niedrigwasser als Rasterdaten aus dem Kartenmaterial des Hydrologischen Atlas Deutschland entnommen und mit den Teileinzugsgebieten der Fluss-Segmente verschnitten.

Die auf diese Weise ermittelten Abfluss-Inkrementen der jeweiligen Abschnitte wurden in Fließrichtung aggregiert und so MQ und MNQ abgeschätzt. Einzelheiten zu anthropogen beeinflussten Wasserführungen wurden vom Auftraggeber bereitgestellt und berücksichtigt.

Das Modell wurde mit den für das Einzugsgebiet verfügbaren Pegelraten der Zeitreihe 2007-2012 kalibriert und einer Plausibilitätskontrolle unterzogen.

Den Einfluss der als Bezugsgröße gewählten Abflussgröße zeigt beispielhaft Bild 5.3 für den Pegel Dietersheim unmittelbar vor der Mündung der Nahe in den Rhein. Aufgrund der nach unten begrenzten, nach oben aber offenen Abflussmenge ist die Abflussverteilung von Gewässern rechtsschief und der mittlere Abfluss (MQ) liegt teilweise deutlich über dem Medianwert der hier betrachteten Zeitreihe. Der MQ wird an dem Pegel Dietersheim so z. B. von 73 % der Abflüsse unterschritten und ergibt aufgrund der höheren Verdünnung Gewässerkonzentrationen unter dem Jahresdurchschnitt. Der mittlere Niedrigwasserabfluss (MNQ) wird dagegen von rund 99 % der Abflüsse überschritten. Er stellt eine *sworst-case*-Betrachtung dar, die die Gewässerkonzentration in der Langzeitbetrachtung stark überbewertet. Die Auswertung weiterer Pegelraten aus dem Einzugsgebiet bestätigt die dargestellten Abweichungen mit einer Unterschreitung des MQ-Wertes von rund 70 % der Abflüsse und einer Lage des MNQ im Bereich einstelliger Quantilwerte. Der Medianwert als die geeignetere hydrologische Bezugsgröße für eine konzentrationsbezogene Bewertung wird in den deutschen hydrologischen Jahrbüchern jedoch nicht geführt. Vor diesem Hintergrund und aufgrund des geringeren Abstandes zum Medianwert wurde für die weiteren Betrachtungen der MQ-Wert herangezogen.

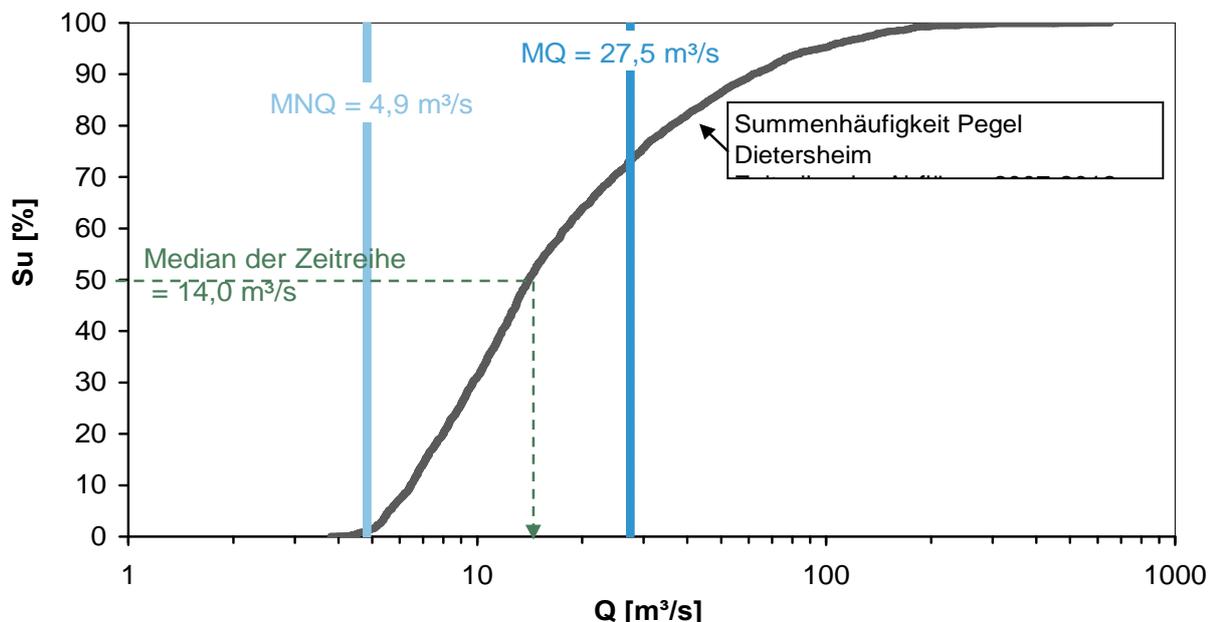


Bild 5.3: Unterschreitungshäufigkeit des Abflusses am Pegel Dietersheim (Mündung Nahe-Rhein), Daten 2007-2012

5.2 Berücksichtigte Eintragspfade im Modell

Eine Übersicht zu den in Mikro_N berücksichtigten Eintragspfaden für die Punktquellen gibt Bild 5.4. Dabei werden Eintragspfade als Punktquelle definiert, die über eine eindeutig festgelegte Einleitstelle (Verortung im GIS-System) verfügen bzw. einer solchen zuzuordnen sind. Die übrigen Eintragspfade werden als diffuse Quellen definiert. Im Projekt handelt es sich hierbei um die Einträge von landwirtschaftlich genutzten Flächen.

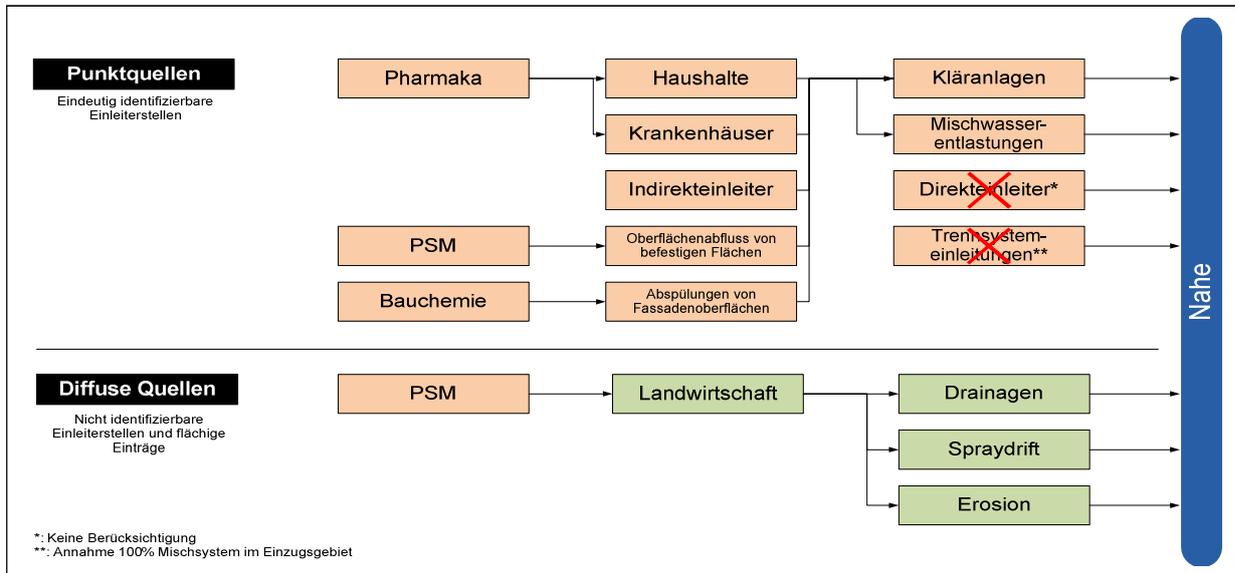


Bild 5.4: Eintragspfade für Mikroschadstoffe im Projekt Mikro_N

Im Einzugsgebiet befinden sich 9 Direkteinleiter, die in der nachfolgenden Tabelle aufgeführt sind. Auf eine Einbeziehung der Direkteinleiter in die Bilanzierung wurde im Projekt Mikro_N verzichtet, da die Emissionscharakteristik dieser Einleiter nicht eindeutig ist. Eine direkte Zuordnung zu den betrachteten Substanzen war wegen fehlender Messdaten nicht möglich.

Tabelle 5.1: Direkteinleiter im Einzugsgebiet der Nahe (Bereitstellung durch LUWG RLP 2013)

Name	Bezeichnung	Abfluss	Einheit
Altdeponie Im Nagelspitz	Abwasser- und Abfallbeseitigung und sonstige Entsorgung	35.000	m ³ /a
HMD Kapiteltal, Zweckv. Abfallwirtschaft Kaiserslautern	Abwasser- und Abfallbeseitigung und sonstige Entsorgung	946.080	m ³ /a
Palatia Malz, Mälzerei Kreimbach-Kaulbach	Herstellung von Malz	70.000	m ³ /a
Karl Otto Braun GmbH & Co KG	Herstellung von Holzstoff, Zellstoff, Papier, Karton und Pappe	176.000	m ³ /a
HMD Meisenheim, Abfallwirtschaft LK Bad Kreuznach	Abwasser- und Abfallbeseitigung und sonstige Entsorgung	22.000	m ³ /a
Heger Guss	Eisengießerei	17.200	m ³ /a
Michelin Reifenwerke KGaA	Herstellung von Bereifungen	71.175	m ³ /a
Deponie Sprendlingen / IMD Prael	Abwasser- und Abfallbeseitigung und sonstige Entsorgung	10.000	m ³ /a
HMD Reibertsbach	Abwasser- und Abfallbeseitigung und sonstige Entsorgung	3.153.600	m ³ /a

5.3 Emissionen und Gewässerabbau in GREAT-ER

5.3.1 Vorgehensweise

Die durchgeführte Stoffflusssimulation basiert auf einem Emissions- und Gewässermodul in GREAT-ER, welche die Eintragspfade und den Verbleib der Mikroschadstoffe abbilden. Das **Emissionsmodul** berechnet punktuelle und diffuse Stoffeinträge als Frachten (engl. load, $\text{t}\cdot\text{d}^{-1}$), die aus den Fraktionen: gereinigtes Abwasser, Mischwasserüberläufe und Flächeneinträge bestehen. Emissionen aus Regenauslässen der Trennkanalisation können im vorliegenden Fall aufgrund des geringen Anteils von Trennsystemen vernachlässigt werden.

Die ermittelten Stofffrachten dienen als Grundlage für das **Gewässermodul**, welches die georeferenzierten Konzentrationen im Flussgebiet berechnet. Die Konzentrationen werden jeweils am Ende eines Gewässerabschnitts berechnet und ergeben sich aus der Fracht zu Beginn des Abschnitts zuzüglich der Veränderung (Abbau im Gewässer) während des Aufenthalts.

Zur Ermittlung der Frachten werden substanzspezifische Eingangswerte verwendet (u. a. Substanzverbrauch, ausgeschiedener bzw. resorbierter Anteil, Abbauraten). Neben diesen Kennwerten werden zusätzliche gebietspezifische Parameter eingesetzt (u. a. angeschlossene Einwohner je Kläranlage, Anteil der Mischwasserentlastung an der emittierten Fracht).

Die Herleitung der Eingangsdaten für das betrachtete Gebiet erfolgt in den nachfolgenden Kapiteln getrennt für die jeweiligen Emissionen. Eine schematische Darstellung des **Modellansatzes von GREAT-ER** ist in dem nachfolgenden Bild 5.5 dargestellt

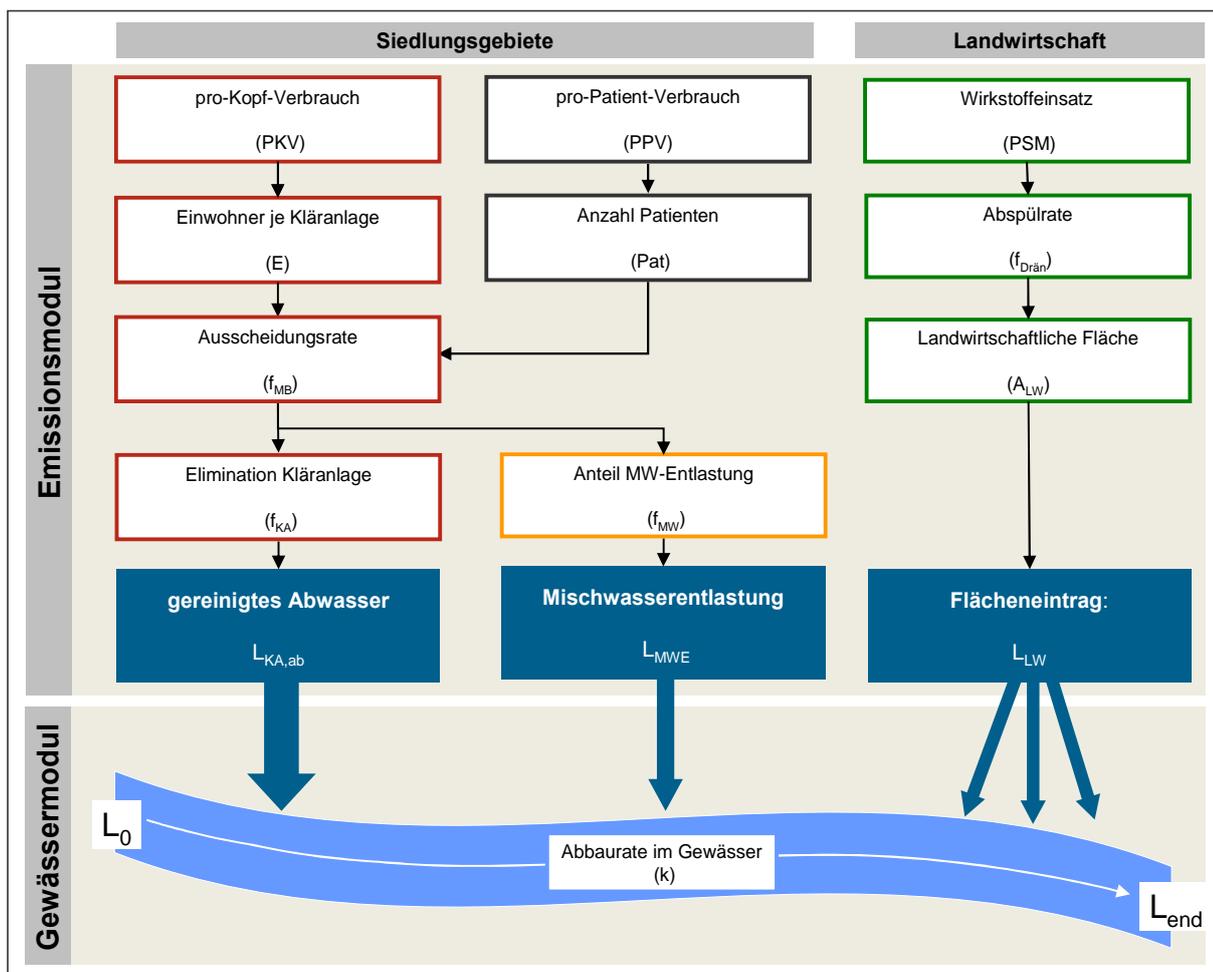


Bild 5.5: Schematische Darstellung des Emissions- und Gewässermoduls in GREAT-ER

5.3.2 Einträge aus Kläranlagen

Die Fracht im gereinigten Abwasser ($L_{KA,ab}$) wird in Abhängigkeit der Verbrauchsmengen (Pro-Kopf-Verbrauch = PKV), der Metabolisierungs- bzw. Ausscheidungsrate (f_{MB}), der Mischwasserentlastung (f_{MW}), der Elimination durch Kläranlagen (f_{KA}) sowie bei Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel ggfs. zusätzlich durch den Eintrag aus Krankenhäusern ermittelt. Daraus ergibt sich die folgende Berechnung:

$$L_{KA,ab} = [(PKV \cdot E \cdot f_{MB} + L_{KH}) \cdot (1 - f_{MW})] \cdot (1 - f_{KA})$$

- mit: $L_{KH,ab}$ = Fracht im gereinigten Abwasser (Ablauf Kläranlage) [g/d]
 E = angeschlossene Einwohner [E]
 PKV = sPro-Kopf-Verbrauch[g/(E·d)]
 f_{MB} = Metabolisierungsrate (Ausscheidungsrate) [%]
 f_{KA} = Kläranlagen-Elimination [%]
 f_{MW} = Entlastungsrate durch Mischwasserentlastung [%]
 L_{KH} = Fracht aus Krankenhäuser (siehe Kapitel 5.3.4) [g/d]

Pro-Kopf-Verbrauch

Als Eingangswerte zur Berechnung punktueller Einträge für schmutzwasserbürtige und niederschlagsbürtige Mikroschadstoffe aus Siedlungsgebieten dienen einwohnerspezifische Verbrauchsmengen in mg pro Einwohner und Tag. Für schmutzwasserbürtige Stoffe wurden diese im Rahmen des Projektes Mikro_N an fünf ausgewählten Kläranlagen im betrachteten Einzugsgebiet erhoben (vgl. dazu Kapitel 4).

Aus den ermittelten Konzentrationen der Kläranlagenabläufe und den korrespondierenden Abflussmengen wurden mittlere Tagesfrachten und über die an die jeweilige Kläranlage angeschlossene Einwohnerzahl einwohnerspezifische Frachten berechnet. Für die rückwärtige Berechnung des Pro-Kopf-Verbrauchs aus den Messdaten ist zudem der Anteil der in einer konventionellen Kläranlage eliminierten Stofffracht entscheidend. Weiterhin ist der Anteil der Substanz zu beachten, der tatsächlich ins Abwasser gelangt (Ausscheidungsrate). Im Rahmen des Projektes wurden empirisch ermittelte Ausscheidungsraten herangezogen, abgeschätzt aus Literaturangaben.

In Abhängigkeit der Kläranlagengröße wurde der so ermittelte substanzspezifische Pro-Kopf-Verbrauch zu einem gewichteten Mittelwert umgerechnet und auf den Referenzraum umgelegt. Eine schematische Darstellung der beschriebenen rückwärtigen Berechnung zeigt das nachfolgende Bild 5.6.

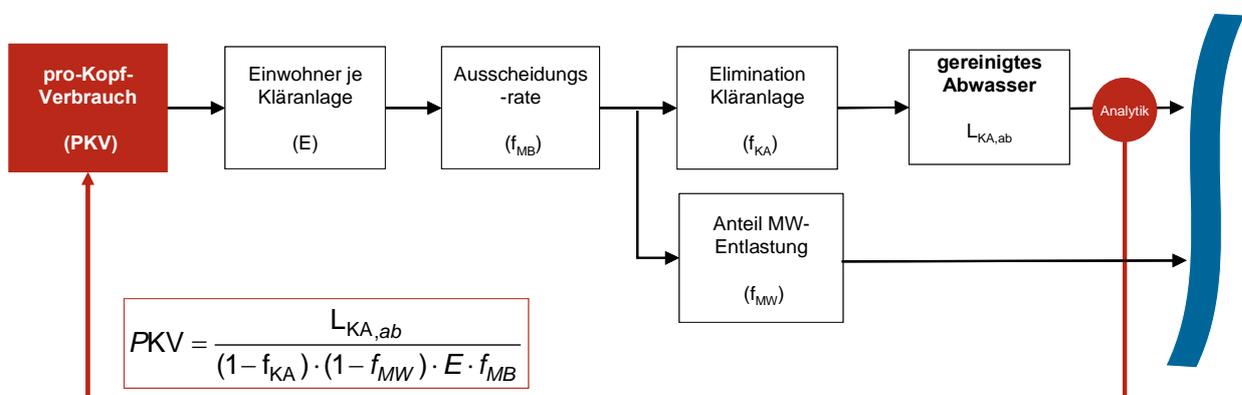


Bild 5.6: Vorgehensweise zur Ermittlung der Stofffrachten aus den Messungen der Kläranlagenabläufe

Elimination in konventionellen Reinigungsstufen auf kommunalen Kläranlagen

Auch bei einer konventionellen Abwasserreinigung werden einige Stoffe teilweise eliminiert. Bei der Berechnung der Substanzfrachten im gereinigten Abwasser wird dies entsprechend berücksichtigt. Im Einzugsgebiet der Nahe wird derzeit das Abwasser zu 97 % in Belebtschlamm-anlagen gereinigt. Vereinfacht werden daher die Eliminationsraten für das Belebtschlammverfahren zu Grunde gelegt.

Tabelle 5.2: Eliminationsraten für ausgewählte Mikroschadstoffe in der biologischen Stufe aus unterschiedlichen Literaturquellen, grau hinterlegt sind die ausgewählten Werte

Gruppe	Wirkstoffgruppe	Substanz	Min	Mittel	Max	Quelle
Arzneimittel und Diagnostika	Röntgenkontrastmittel	Amidotrizoesäure	24 %	-	42 %	(Abbelgen und Siegrist 2012)
			-	5 %	-	(Klasmeier et al. 2011)
			-	0%	-	(Götz et al. 2012)
	Antiepileptika	Carbamazepin	-	< 30 %	-	(Ministerium für Umwelt 2012)
			-	5 %	-	(Klasmeier et al. 2011)
			0 %	11 %	36 %	(Abbelgen und Siegrist 2012)
			-	11%	-	(Götz et al. 2012)
	Lipidsenker	Bezafibrate	37 %	61 %	95 %	(Abbelgen und Siegrist 2012)
	nicht-steroidaler Entzündungshemmer	Diclofenac	-	< 40 %	-	(Ministerium für Umwelt 2012)
			-	55 %	-	(Klasmeier et al. 2011)
			0 %	14 - 27 %	51 %	(Abbelgen und Siegrist 2012)
			-	34 %	-	(Götz et al. 2012)
	Betablocker	Metoprolol	-	24 %	-	(Abbelgen und Siegrist 2012)
			-	23 %	-	(Klasmeier et al. 2011)
			-	40 %	-	(Götz et al. 2012)
	Antibiotika	Sulfamethoxazol	2%	-	55 %	(Ministerium für Umwelt 2012)
-			60 %	-	(Klasmeier et al. 2011)	
3%			16 - 47 %	76 %	(Abbelgen und Siegrist 2012)	
-			57 %	-	(Götz et al. 2012)	
Pestizide und Biozide	Fungizid	Carbendazim	0 %	4 %	5 %	(Abbelgen und Siegrist 2012)
	Herbizid	Glyphosat	-	50 %	-	Monnig et al. (1980)
	Herbizid	Isoproturon	0 %	15 %	35 %	(Dimitrova et al. 10/2013)
			0%	30%	42%	(Abbelgen und Siegrist 2012)
	Herbizid	Mecoprop	5%	22%	36%	(Abbelgen und Siegrist 2012)
	Herbizid	Terbutryn	25 %	47 %	72 %	(Abbelgen und Siegrist 2012)
			-	44 %	-	(Margot et al. 2011)
	Herbizid	Diuron	0 %	20 %	23 %	(Dimitrova et al. 10/2013)
-			12 %	-	(Margot et al. 2011)	
-			10 %	-	(Manfred et al. 2009)	
Sons-tige	Insektenabwehrmittel	Diethyltoluamid	38 %	55 %	91 %	(Schradler 2007)
	Tensid	PFOS	-	30 %	-	Unveröffentlichte Messwerte aus Bornemann et al. (2012)

Bei vielen Stoffen werden dabei in der Literatur große Bandbreiten der angegeben. Einige Faktoren wie das Schlammalter oder die hydraulische Verweilzeit beeinflussen die mögliche Abbauleistung (Siegrist et al., 2003). In solchen Fällen wurde für die Simulation ein Mittelwert aus den verfügbaren Quellen herangezogen. In der Tabelle 5.2 sind die ermittelten Eliminationsraten für die untersuchten Substanzen aufgelistet und die im Modell verwendeten Eingangsdaten grau markiert.

Ausscheidungsrate/ Metabolisierung

Für die Emissionsabschätzung ist der Anteil der verabreichten Wirkstoffe im Abwasser entscheidend. Der nicht resorbierte Anteil der mit den Medikamenten applizierten Wirkstoffe wird als Ausgangssubstanz direkt mit den Fäzes wieder ausgeschieden. Aus der Literatur wurde der prozentuale Anteil an ausgeschiedenem Wirkstoff bezogen auf die applizierte Menge abgeschätzt. Der größere Teil der Wirkstoffe wird nach Resorption in den Blutkreislauf teilweise metabolisiert. Mit dem Urin wird ein Teil des Wirkstoffes schließlich wieder in unveränderter Form oder in Form von Metaboliten ausgeschieden.

Die verwendeten Metabolisierungsraten wurden Klasmeier et al. (2011) entnommen. Ein Abgleich mit den Annahmen in Götz et al. (2012) sowie Bergmann und Hembrock-Heger (2007) zeigte nur unwesentliche Unterschiede. Die im Modell hinterlegten Ausscheidungsraten sind in der nachfolgenden Tabelle zusammengestellt. Für Biozide wurde eine Ausscheidungsrate von 100 % angesetzt, da die Eingangsdaten einwohnerspezifisch angesetzt werden aber nicht von einer Metabolisierung im Körper betroffen sind.

Tabelle 5.3: Im Modell hinterlegte Metabolisierungsraten der untersuchten Substanzen entnommen aus Klasmeier et al. (2011)

Gruppe	Substanz	Abk.	Metabolisierung im Körper	Ausscheidungsrate
Arzneimittel und Diagnostika	Amidotrizoesäure	DIATR	1,0 %	99 %
	Carbamazepin	CBZ	85 %	15 %
	Diclofenac	DCF	73 %	27 %
	Metoprolol	MTP	89 %	11 %
	Sulfamethoxazol	SMX	65 %	35 %
	Bezafibrat	BZF	50 %	50 %
Pestizide und Biozide	Carbendazim	CBD	0,0%	100 %
	Diuron	DRN	0,0%	100 %
	Glyphosat	GPS	0,0%	100 %
	Isoproturon	IPT	0,0%	100 %
	Mecoprop	MCP	0,0%	100 %
	Terbutryn	TBT	0,0%	100 %
Sonstige	Diethyltoluamid	DEET	0,0%	100 %
	Perfluorooctansulfonat	PFOS	0,0%	100 %

Verbrauchsmengen von Pflanzenschutzmitteln in Siedlungen:

Nach (Wittmer, 2014) tragen die Siedlungsgebiete allein schon bezüglich der Verbrauchszahlen für Pestizide ganz erheblich zum Eintrag in die Gewässer bei.

Spezifische Verbrauchsdaten im Literaturvergleich

Die berechneten einwohnerspezifischen Verbrauchswerte wurden zur Validierung mit Literaturwerten verschiedener Studien verglichen (vgl. Tabelle 5.4). Es zeigt sich, dass der aus den untersuchten Kläranlageneinzugsgebieten berechnete Verbrauch überwiegend gut mit den Literaturwerten übereinstimmt. Dabei stehen jedoch insbesondere zu den Biozid-Einträgen aus Siedlungsflächen kaum Vergleichsdaten zur Verfügung.

Lediglich der Wert für Amidotrizoesäure ist im Vergleich zur Literatur erhöht. Dies lässt sich jedoch mit dem im Betrachtungsgebiet überproportionalen Anteil von Kläranlagen mit Krankenhausabwasser-Zuflüssen zurückführen.

Tabelle 5.4: Vergleich der ermittelten spezifischen Verbrauchsdaten (grau) mit verschiedenen Literaturdaten

		Mikro_N		Literaturquelle				
		(2)	(1)	(1)	(1)	(1)	(3)	
		[mg/(E⊙)]						
Arzneimittel und Diagnostika	Röntgenkontrastmittel	3,40	1,27	2,34	1,28	-	-	2,14
	Bezafibrate	1,24	0,89	-	-	-	-	-
	Carbamazepin	2,58	1,94	1,89	1,82	2,11	1,75	2,15
	Diclofenac	4,49	3,10	2,63	4,03	2,06	3,21	3,06
	Metoprolol	8,64	5,23	7,32	6,85	8,62	-	5,12
	Sulfamethoxazol	0,72	1,19	1,64	1,43	2,14	1,29	1,17
Pestizide und Biozide	Carbendazim	0,02	0,02	-	-	-	-	-
	Glyphosat	0,98	1,06	-	-	-	-	-
	Isoproturon	0,25	0,10	-	-	-	-	-
	Diuron	0,05	0,03	-	-	-	-	-
	Mecoprop-P	0,07	0,04	-	-	-	-	-
	Terbutryn	0,03	0,02	-	-	-	-	-
Sonstige	Diethyltoluamid	0,25	0,13	-	-	-	-	-
	Perfluoroctansulfonat	0,07	-	-	-	-	-	-

(1) Götz (2012)
(2) Klasmeier et al. (2011)
(3) Bergmann et al. (2011)

5.3.3 Mischwasserentlastungen

Die Mischwasserüberläufe aus Regenentlastungsbauwerken sind sowohl für schmutzwasserbürtige als auch für niederschlagsbürtige Mikroschadstoffe eine wesentliche Eintragsquelle in die Gewässer. Dies wird bei der Betrachtung der Entlastungsrate für das Einzugsgebiet der Nahe deutlich. Der Faktor der Mischwasserentlastung wird als Quotient des entlasteten Schmutzwasservolumens und des Trockenwetterabflusses je Kläranlageneinzugsgebiet abgeschätzt.

Eine Beschreibung der Vorgehensweise zur Ermittlung der Entlastungsrate kann Anhang 5 entnommen werden. Dieses Vorgehen wurde auf das EZG der Nahe angewendet. Hierbei wurden alle Beckenvolumina für das EZG summiert und es wurde ein mittleres spez. Speichervolumen ermittelt. Das abflussrelevante Niederschlagsvolumen ergibt sich aus A_u und dem mittleren Jahresniederschlag für das Einzugsgebiet.

Für das Einzugsgebiet der Nahe ergeben sich die folgende Entlastungskennwerte:

Einzugsgebiet: Nahe					
KA-Nr.: -					
Grundlagen für Berechnung					
Beschreibung	Kürzel	Wert	Einheit	Quelle	
Speichervolumen aller Becken	V_{RB}	197.000	m ³	LUWG 2013	
undurchlässige Flächen	A_u	11.801	ha	Verschneidung EZG-KA mit TEZG	
mittlerer jährl. Niederschlag	N_a	820	l/m ²	LUWG 2013	
angeschlossene Einwohnerwerte	EW	938.128	E	LUWG 2012	
Trockenwetterabfluss	$Q_{T,a}$	75.010.856	m ³ /a	LUWG 2013	
Berechnung der Kennwerte					
				Formel	
abflussrel. Niederschlagsvolumen	V_{Na}	96.768.000	m ³ /a		
Spezifisches Speichervolumen	V_s	17	m ³ /ha	$V_s = \frac{V_{RB}}{A_u}$	
Entlastungsrate nach Meißner	RE	47	%	$RE = \frac{2595}{V_s + 33} - 6 + \frac{N_a - 800}{40}$	
Entlastetes Volumen	V_{MS}	45.210.000	m ³	$V_{MS} = N_a \cdot A_u \cdot RE$	
Entlastetes Schmutzwasservolumen	V_{MSS}	4.521.000	m ³	$V_{MSS} = N_a \cdot A_u \cdot RE \cdot 0,1$	
Faktor Mischwasserentlastung TW-Anteil	f_{MW}	6	%	$f_{MW} = V_{MSS} / Q_{T,a}$	

Bild 5.7: Ermittlung der Entlastungsrate für das Einzugsgebiet der Nahe.

Demnach wird die mittlere Entlastungsrate (ohne Stauraumkanäle, da diese nicht entlastend wirken, vgl. Kapitel 3.2.2) für die Mischsysteme im Nahe-Einzugsgebiet zu 47 % abgeschätzt. Dieser Wert liegt in einem für ländliche Gebiete typischen Größenbereich. Das bedeutet, dass im langjährigen Jahresmittel ca. 47 % des Jahresniederschlagsabflussvolumens in Form von Mischwasserüberläufen ins Gewässer gelangt. Damit kann näherungsweise unter der Annahme einer homogenen Verteilung im Mischwasser - angenommen werden, dass 47 % der **niederschlagsbürtigen** Mikroschadstofffrachten über die Mischwasserüberläufe direkt in die Gewässer gelangen und keine Behandlungsoption auf der Kläranlage besteht.

Der Faktor der Mischwasserentlastung beträgt für diese Substanzen somit:

$$f_{MW, \text{ niederschlagsbürtig}} = 47 \%$$

Die **schmutzwasserbürtigen** Abflüsse und somit insbesondere die Arzneimittel gelangen nach dieser Abschätzung zu einem Anteil von 6 % über Mischwasserüberläufe direkt ins Gewässer.

Der Anteil des Schmutzwassers am entlasteten Volumen wird basierend auf langjährigen Erfahrungen am Fachgebiet Siwawi der TU Kaiserslautern mit 10 % angenommen.

Der Faktor der Mischwasserentlastung beträgt für diese Substanzen somit:

$$f_{\text{MW, schmutzwasserbürtig}} = 6 \%$$

Diese Anteile kommen für eine Behandlung im Rahmen einer 4. Reinigungsstufe somit nicht in Betracht. Möglichkeiten zur Emissionsreduktion sind für diesen Eintragspfad somit nur durch ergänzende Maßnahmen möglich, wie z. B. Aufklärungskampagnen und Reduktionsstrategien, die an der Eintragsquelle des jeweiligen Pfades ansetzen, vgl. dazu auch Kapitel 8.6.

Diese Kennwerte zum Stoffaustrag über Mischwasserüberläufe werden in die Simulation dahingehend eingespeist, indem die Reinigungsleistungen auf der Kläranlage entsprechend reduziert werden. Vgl. dazu Tabelle 6.3.

5.3.4 Emission aus Krankenhäuser

Eine Reihe von Substanzen aus bestimmten Wirkstoffgruppen, vor allem Röntgenkontrastmittel, wird zu einem erheblichen Anteil aus Krankenhausabwasser indirekt über Kläranlagen eingeleitet. Durch die Anwendung in Krankenhäusern kommt es zu einer regionalen Umverteilung der Emissionen, so dass Kläranlagen mit angeschlossenen Kliniken höhere Frachten im Zu- und Ablauf aufweisen als solche ohne.

Dieser Zusammenhang der Umverteilung wurde auch im Rahmen des durchgeführten Messprogramms in den Abläufen der beprobten Kläranlagen im EZG der Nahe festgestellt. Das folgende Bild 5.8 zeigt hierzu neben der gemessenen spezifischen Amidotrizoesäure-Fracht im KA-Ablauf (grau) auch die zugehörige spezifische Patientenzahl bezogen auf die angeschlossenen Einwohner (blau). Es wird deutlich, dass die spezifische Fracht bei einer hohen Krankenhausdichte im Einzugsgebiet der Kläranlage deutlich höher liegt.

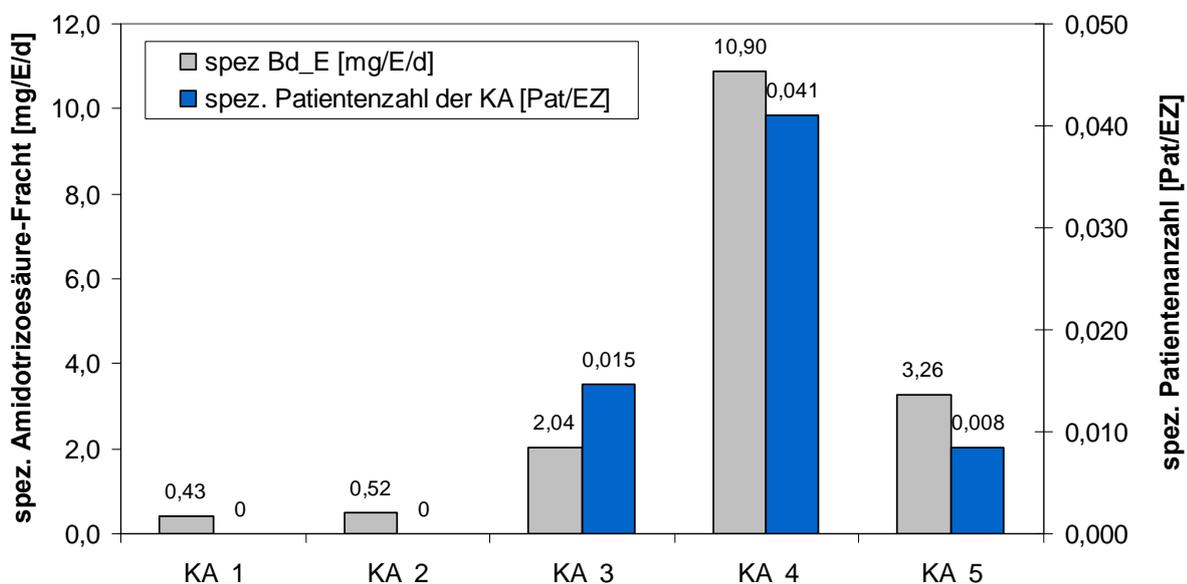


Bild 5.8: Einwohnerspezifische Amidotrizoesäurefracht im KA-Ablauf und zugehörige spezifische Patientenzahl bezogen auf die angeschlossenen Einwohner je KA

Im Einzugsgebiet der Nahe befinden sich 15 Krankenhäuser mit in Summe 3.548 Betten, in denen derzeit jährlich 144.278 Fälle behandelt werden. Des Weiteren liegen 13 Reha-Einrichtungen mit in Summe 1.881 Betten und 10.507 jährlichen Fällen im Einzugsgebiet. Das

Abwasser dieser Einrichtungen wird in 13 der 104 Kläranlagen im Einzugsgebiet behandelt. Da die Krankenhäuser hauptsächlich in größeren Siedlungseinheiten liegen, handelt es sich hierbei um größere Kläranlagen, die zusammen etwa die Hälfte der Anschlusskapazität aufweisen.

Tabelle 5.5: Kläranlagen mit und ohne Krankenhäuser

	Anzahl	Angeschlossene Einwohner	Betten
Kläranlagen ohne KH	91	330.429	0
Kläranlagen mit KH	13	335.660	5.656
Gesamt	104	666.089	5.656

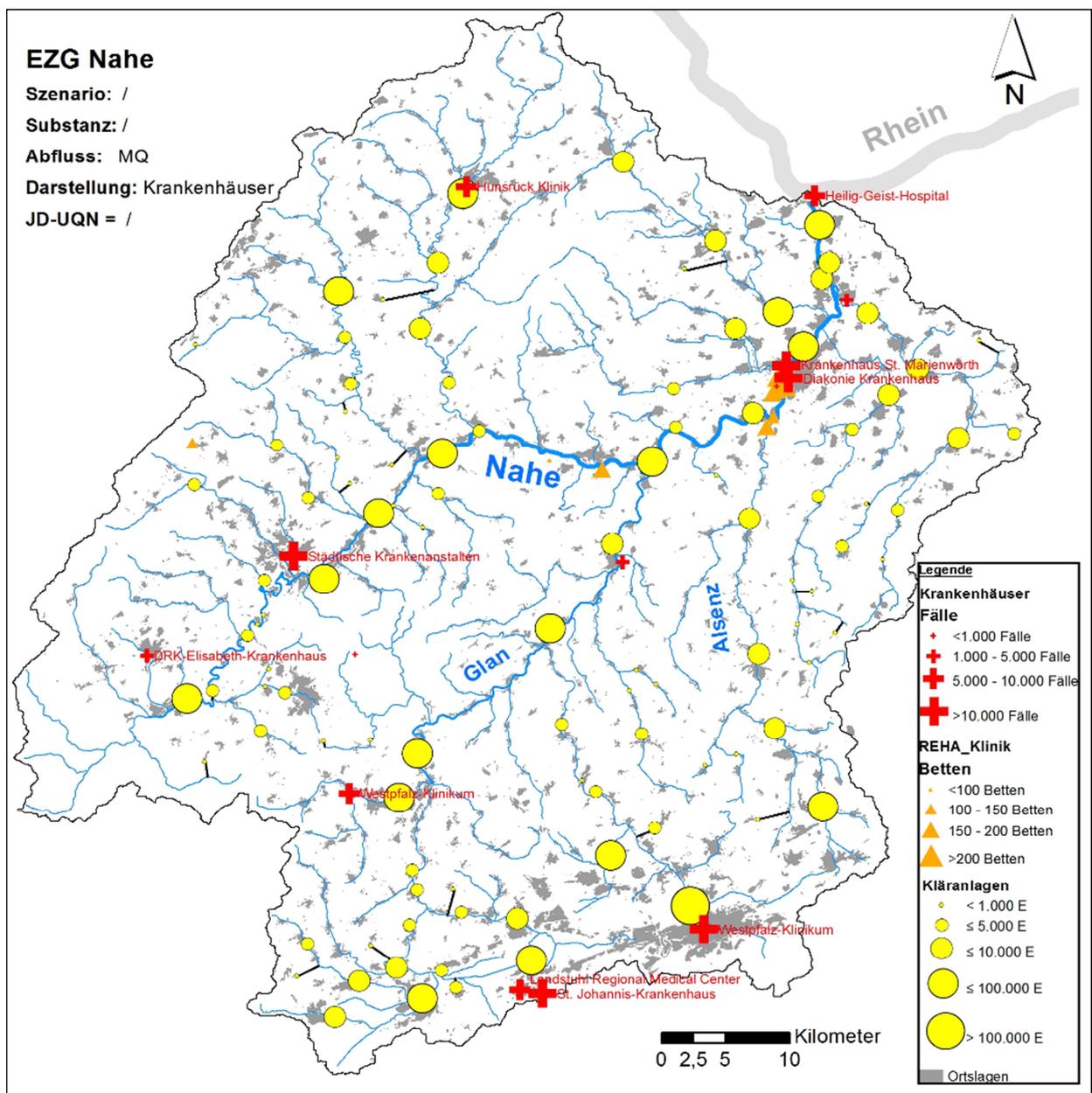


Bild 5.9: Lage der Krankenhäuser im Einzugsgebiet der Nahe

Berücksichtigung der Krankenhäuser im Emissionsmodell

Zur Berücksichtigung der Krankenhäuser als Indirekteinleiter mit erhöhten Stofffrachten für verschiedene Substanzen werden die Kliniken im Modell den Kläranlagen zugeordnet. Dabei erhält jede Kläranlage als zusätzlichen Parameter die Anzahl der stationären Patienten. Die zur Kläranlage weitergeleitete Fracht ergibt sich damit aus der Patientenzahl (Pat) und einem spezifischen sPro-Patient-Verbrauch%

$$L_{KH} = Pat \cdot PPV$$

mit: L_{KH} = Eintragsfracht über Krankenhäuser [kg/a]
 Pat = Anzahl der Patienten (pro Einzugsgebiet Kläranlage) [-]
 PPV = sPro-Patient-Verbrauch% [g/(Pat·a)]

Für das Untersuchungsgebiet wurde aus der emittierten Substanzfracht ein nicht weiter differenzierter Pro-Kopf-Verbrauch (PKV) bezogen auf das gesamte Untersuchungsgebiet berechnet. Für die Untersuchung der regionalen Umverteilung dieser Fracht auf Kläranlagen mit angeschlossenen Krankenhäusern, wird im Modell ein sPro-Patienten-Verbrauch%(PPV) ermittelt.

Der Verbrauch pro Patient ergibt sich aus dem substanzspezifischen Krankenhaus-Anteil an der Verbrauchsmenge (f_{KH}) sowie der Zahl der stationären Patienten. Dazu wird zunächst der Gesamtverbrauch im Untersuchungsgebiet (Produkt aus dem Pro-Kopf-Verbrauch und den Einwohnern im Gebiet) mit dem Krankenhaus-Anteil multipliziert und auf die Summe der Patienten im Gebiet bezogen.

$$PPV = \frac{(\sum E \cdot PKV) \cdot f_{KH}}{\sum Pat}$$

mit: PPV = sPro-Patient-Verbrauch% [g/(Pat·a)]
 $\sum E$ = Summe der angeschlossenen Einwohner (im EZG) [-]
 PKV = Pro-Kopf-Verbrauch [g/(Einwohner · a)]
 f_{KH} = Anteil der Krankenhäuser am Wirkstoffverbrauch [%]
 $\sum Pat$ = Summe der behandelten Patienten pro Jahr [-]

Die Umrechnung des Gesamtverbrauchs in Abhängigkeit des Krankenhaus-Anteils auf die Patientenzahl erfolgt intern im Simulationsmodell. Eingabewert bleibt dabei der sPro-Kopf-Verbrauch%(PKV) als einheitlicher Substanzparameter für alle simulierten Mikroschadstoffe. Diese Vorgehensweise hat den Vorteil, dass auch unterschiedliche Verbrauchsanteile der Krankenhäuser über den Faktor f_{KH} nachträglich simuliert und verglichen werden können.

Zur Berechnung des Anteils der Krankenhäuser am Wirkstoffverbrauch, wurden die jährlichen Verbrauchsmengen der ausgewählten Referenzsubstanzen bei den Krankenhausapotheken im Bilanzraum angefragt, unter Berücksichtigung der Metabolsierung im menschlichen Körper ausgewertet und mit den auf den Kläranlagenzulauf der jeweiligen Kläranlagen zurückgerechneten Frachten (Vorgehensweise wie in Kapitel 5.3.2 beschreiben) verglichen.

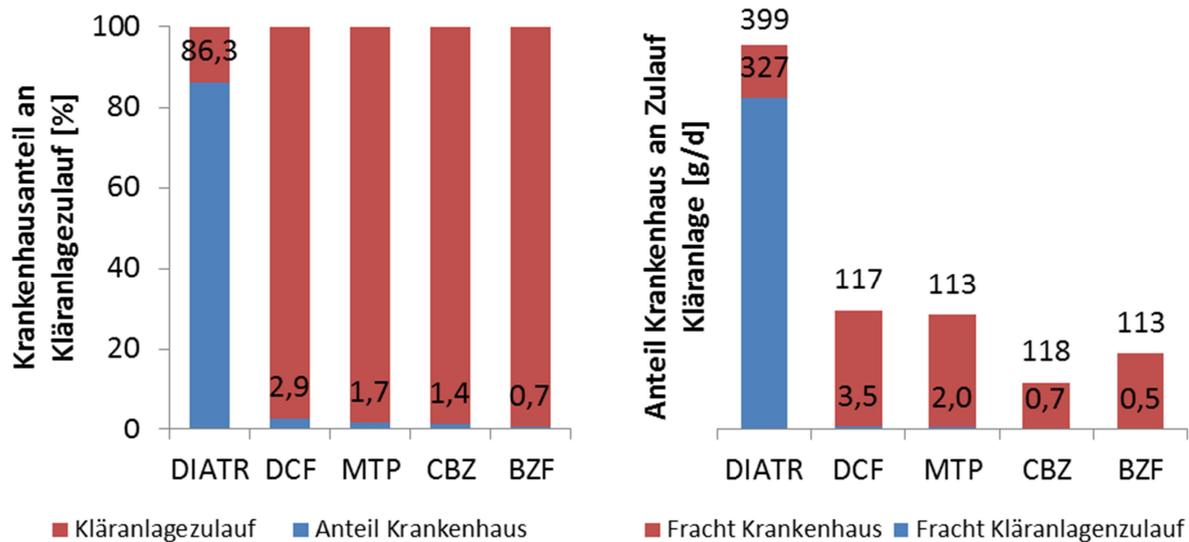


Bild 5.10: Krankenhausanteil verschiedener Substanzen am Kläranlagenzulauf, links prozentual, rechts absolut

Bei den im Rahmen dieser Studie untersuchten gebietsspezifischen Referenzparametern wurde lediglich das Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure mit maßgebendem Anteil am Kläranlagenzulauf identifiziert. Der Verbrauchsanteil der Krankenhäuser f_{KH} wurde auf 90 % abgeschätzt. Die anderen Wirkstoffe wurden vernachlässigt.

5.3.5 Flächeneinträge aus der Landwirtschaft

Das Untersuchungsgebiet hat eine Gesamtfläche von 4.062 km², davon werden 1.857 km² landwirtschaftlich genutzt, was einem Anteil von 46 % entspricht. In Deutschland werden zum Schutz der angebauten Nutzpflanzen vor Schadorganismen (Insekten oder Pilze) pro Jahr etwa 35.000 Tonnen Pestizidwirkstoffe in der Landwirtschaft ausgebracht. Während oder nach der Aufbringung können diese Substanzen durch oberflächlichen Abfluss, Versickerung, Bodenabtrag oder Luftdrift in die Gewässer eingetragen werden. Auch in Siedlungsgebieten werden Pestizide zur Schädlingsbekämpfung und Biozide in Hausfassaden eingesetzt. Im Gegensatz zur landwirtschaftlichen Nutzung gelangen diese Biozide über den Abwasserpfad in die Gewässer.

Berücksichtigung des Flächeneintrags in die Gewässer

Für die Berechnung der Flächeneinträge aus landwirtschaftlichen Flächen wird für jeden Gewässerabschnitt eine abflusswirksame, landwirtschaftlich genutzte Fläche (A_{LW}) definiert. Durch Multiplikation der Fläche mit einem mittleren Wirkstoffeinsatz pro Fläche (PSM) und einer Abspülrate (f_{runoff}), kann die mittlere jährliche Eintragsfracht (L_{LW}) abgeschätzt werden. Als Abspülrate wurde nach Bacht et al. (2005) pauschal 11 % angesetzt.

$$L_{LW} = PSM \cdot f_{drän} \cdot A_{LW}$$

- mit: L_{LW} = Eintragsfracht pro Gewässerabschnitt [g/a]
 PSM = spezifischer Wirkstoffeinsatz [g/ha/a]
 $f_{drän}$ = Abspülrate [%]
 A_{LW} = landwirtschaftlich genutzte Fläche pro Gewässerabschnitt [ha]

Landwirtschaftliche Flächen

Für die Implementierung des Flächeneintrages aus der Landwirtschaft über diffuse Quellen wurde jedem Gewässerabschnitt die zugehörige landwirtschaftliche Fläche als Attribut vorgegeben, wie es in Bild 5.11 für einen beispielhaften Gewässerabschnitt skizziert ist. Dabei wird unterschieden zwischen Ackerland und Obst- und Weinbau. Die übrigen Flächennutzungen, wie Grünland und Wald, werden nicht betrachtet, da der Stoffeintrag aus diesen Flächen eher gering und damit vernachlässigbar ist. Die Festlegung der Landnutzung basiert auf bereitgestellten ATKIS-Daten (LUWG 2013).

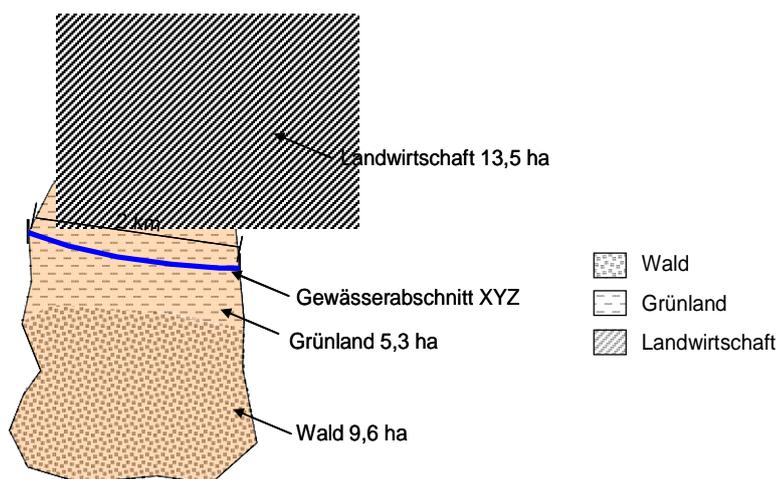


Bild 5.11: Zuordnung der Flächennutzung zu einzelnen Gewässerabschnitten

Ermittlung des PSM-Wirkstoffeinsatzes

Bisher gibt es keine zentrale bundesweite Erfassung der Einsatzmengen von Pflanzenschutzmitteln. Seit dem Jahr 2000 werden jedoch regelmäßig Erhebungen zur Anwendung von Pflanzenschutzmitteln für die wichtigsten landwirtschaftlichen und gärtnerischen Kulturen Deutschlands durchgeführt. Zu diesem Zweck wurde das Netzwerk zur Ermittlung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes in unterschiedlichen, landwirtschaftlich relevanten Naturräumen Deutschlands (NEPTUN) eingerichtet (u.a. JKI, 2009). Diese Erhebungen werden seit 2011 im Rahmen von PAPA (Panel Pflanzenschutzmittel-Anwendungen) weitergeführt. Dabei werden jährlich Daten zur PSM-Anwendung detailliert erfasst und in anonymisierter Form an das Julius Kühn-Institut (JKI) weitergeleitet (JKI 2013).

Für die wichtigsten Wirkstoffgruppen (Herbizide, Fungizide, Insektizide etc) wird in den NEPTUN und PAPA-Daten ein Behandlungsindex angegeben. Dieser Index beschreibt die Anwendungsintensität (Vollanwendungen pro Jahr) und ermittelt sich aus der ausgebrachten Einsatzmenge der Wirkstoffgruppen bezogen auf die zugelassene Menge pro Anwendung.

Über die zugelassene Wirkstoffmenge pro Fläche und dem Marktanteil der Wirkstoffe innerhalb der Wirkstoffgruppe, kann der mittlere Wirkstoffeinsatz pro Fläche berechnet werden (g/(ha·a)).

$$PSM = BI \cdot (c_{Wirk} \cdot Q_{Zugelassen}) \cdot y_{Wirk}$$

- mit: PSM = spezifischer Wirkstoffeinsatz [g/(ha·a)]
 BI = mittlerer Behandlungsindex, (Anzahl der Anwendungen), [1/a]
 c_{Wirk} = Wirkstoffkonzentration [g/l]
 Q = zugelassene Aufwandmenge pro Wirkstoff [l/ha]
 y_{Wirk} = Anteil Wirkstoff an Wirkstoffgruppe [%]

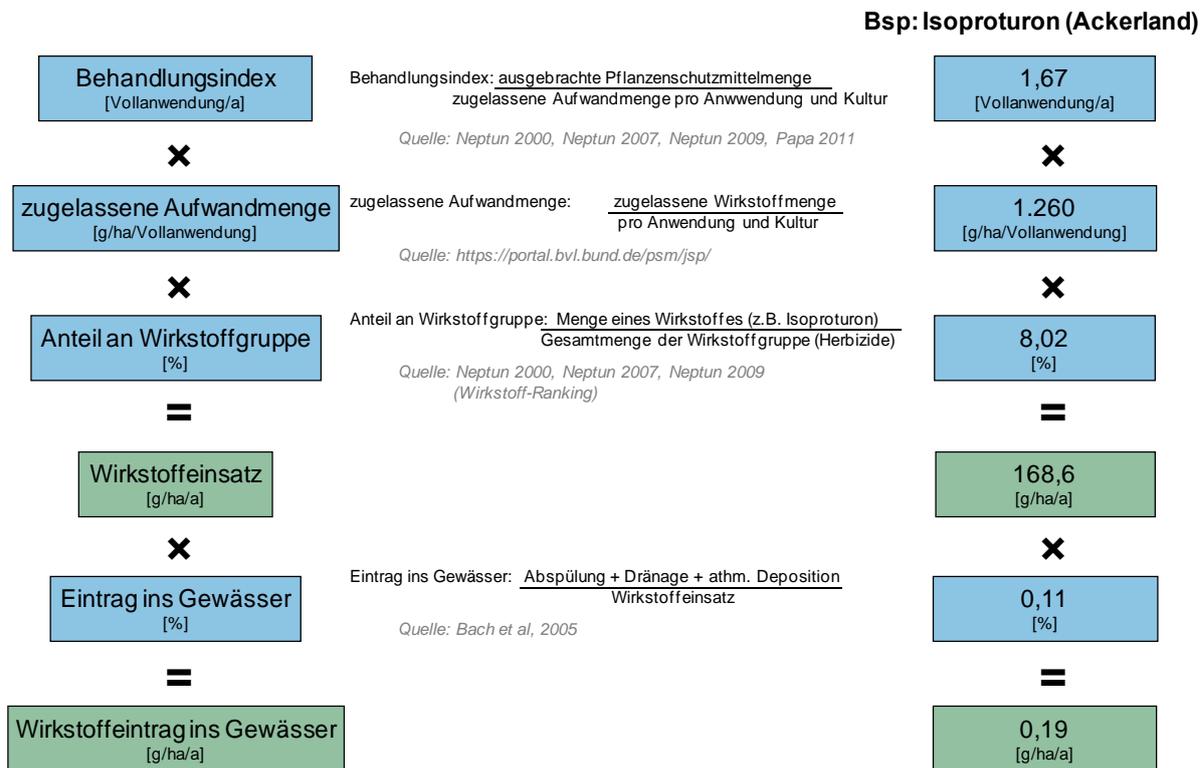


Bild 5.12: Berechnung des Flächeneintrags. Links: schematisch, rechts: Beispiel Isoproturon

5.3.6 Abbauvorgänge im Gewässer

Das Gewässermodul des verwendeten Modellsystems GREAT-ER berücksichtigt substanzspezifische Abbauraten im Gewässer. In Abhängigkeit der chemischen Eigenschaften (Wasserlöslichkeit, Persistenz, Sorptionseigenschaften) werden als Prozesse im Gewässer der biologische Abbau, die Hydrolyse sowie die Photolyse berücksichtigt. Diese Prozesse werden für jeden Gewässerabschnitt modelliert. Dazu wird die Eingangsfracht des Abschnittes (L_0) bis zum Ende des Abschnittes (L_{end}) entsprechend der folgenden Formel reduziert. Die Aufenthaltszeit im Gewässerabschnitt wird im Modell aus dem Quotienten der Abschnittslänge (L_g) und der Fließgeschwindigkeit (u) berechnet.

$$L_{\text{end}} = L_0 \cdot e^{-k \cdot HRT}$$

- mit: L_{end} = Eintragsfracht pro Gewässerabschnitt [g/a]
 L_0 = Eintragsfracht pro Gewässerabschnitt [g/a]
 k = Abbaurate im Gewässer [1/h]
 HRT = hydraulische Aufenthaltszeit im Gewässerabschnitt [s]

$$HRT = \frac{L_g}{u} \text{ (Fluss)} \quad HRT = \frac{V}{Q} \text{ (See)}$$

- mit: HRT = hydraulische Aufenthaltszeit im Gewässerabschnitt [s]
 L_g = Länge des Gewässerabschnittes [m]
 u = Fließgeschwindigkeit [m/s]
 V = Volumen des Sees [m³]
 Q = Abfluss [m³/s]

Die substanzspezifischen Abbauraten (k) wurden über eine Literaturrecherche ermittelt und sind in Tabelle 5.6 dargestellt. Für viele Substanzen fehlte es dabei an einer ausreichenden Datengrundlage. Die unbekanntenen Anteile wurden im Modell als persistent abgeschätzt, womit der Gewässerabbau konservativ eher unterschätzt wird.

Tabelle 5.6: Verwendete Konstanten zur Berücksichtigung des Abbaus im Gewässer

Gruppe	Substanz	Bioabbau [1/h]	Hydrolyse [1/h]	Photolyse [1/h]
Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel	Amidotrizoesäure	u.b.	u.b.	u.b.
	Carbamazepin	u.b.	u.b.	0,01
	Bezafibrate	u.b.	u.b.	u.b.
	Diclofenac	u.b.	u.b.	0,0036
	Metoprolol	u.b.	u.b.	0,000792
	Sulfamethoxazol	u.b.	u.b.	0,0468
Pestizide und Biozide	Carbendazim	0,0037	0,0001	persistent
	Glyphosat	0,0116	persistent	0,0004
	Isoproturon	0,0007	0,0000	0,0006
	Mecoprop-P	0,0008	persistent	0,0007
	Mecoprop	0,0008	persistent	0,0007
	Terbutryn	0,0011	persistent	0,0578
	Diuron	0,0033	persistent	0,0007
Sonstige	Diethyltoluamid	u.b.	u.b.	u.b.
	Perfluoroctansulfonat	0	u.b.	u.b.

u.b. = unbekannt, d.h. keine Angaben in der Literatur gefunden (als persistent abgeschätzt)
 Quellen: Arzneimittel: Hazardous Substances Data Bank (HSDB)
 Sonstige: Pesticide Properties DataBase (PPDP)

6 Modellvalidierung

6.1 Beurteilung der Simulationsergebnisse

Der Modellabgleich erfolgt über den Vergleich der simulierten Gewässerkonzentrationen mit Messwerten aus den langjährigen Monitoring- und Messprogrammen des Landes Rheinland-Pfalz (vgl. dazu Kapitel 4.4 **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Die Simulationsergebnisse wurden mit den für das Untersuchungsgebiet erhobenen bzw. abgeschätzten Eingangsdaten erzeugt (vgl. Kapitel 5.3).

Bei der Beurteilung der Simulationsergebnisse ist zu berücksichtigen, dass bei der Vorgabe der Eingangsdaten einige Annahmen getroffen wurden. Die Simulationsergebnisse sind daher als **Abschätzung der Emission** anzusehen. Umgekehrt können auch die Gewässermessdaten einer Reihe von systematischen oder zufälligen Fehlern (Unsicherheiten) unterliegen.

Flächendeckende Beurteilung

Bei flächendeckenden Abweichungen zwischen Simulationsergebnissen und Messwerten (Über- oder Unterschreitungen) müssen die gewählten Eingangsdaten prinzipiell überprüft und ggf. angepasst werden. Abweichungen an Einzelpunkten deuten jedoch nicht automatisch auf fehlerhafte Eingangsdaten hin, sondern ergeben sich bereits aus der gewählten Methodik. So werden die unterschiedlichen Emissionscharakteristiken der verschiedenen Kläranlageneinzugsgebiete nicht separat im Modell berücksichtigt. Stattdessen werden die gewichteten einwohnerspezifischen Mittelwerte von 5 ausgewählten Kläranlageneinzugsgebieten auf die übrigen ca. 100 Kläranlagen übertragen (vgl. Kapitel 5.3.2).

Einfluss des Gewässerabflusses

Der naturgemäß dynamische Gewässerabfluss hat einen erheblichen Einfluss auf die gemessenen Konzentrationen. Bei der Simulation werden jedoch nur zwei statische Abflusssituationen betrachtet. Da der MQ-Abfluss als Mittelwert zu verstehen ist, erfolgt der Abgleich für dieses Abflussregime. Wurden die Probenahmen vermehrt bei davon deutlich abweichenden Abflüssen durchgeführt, kann es damit zu Abweichungen kommen.

Einfluss der Anzahl und Ortslage der Messstellen

Für Stoffe, die über die Fläche eingetragen werden (diffuse Quellen, vgl. Kapitel 5.3.5), ist eine flächendeckende Erfassung über Messwerte schwierig. Einzelmessstellen müssen nicht zwingend repräsentativ sein. Zudem unterliegen die diffusen Einträge erheblichen jahreszeitlichen Schwankungen, so dass ein Mittelwert nicht repräsentativ für die tatsächliche Belastung ist.

Zusammenfassend ist bei der Beurteilung der Simulationsergebnisse zu berücksichtigen, dass der Modellabgleich:

- flächendeckend erfolgt (Abweichungen an Einzelstellen sind möglich),
- nur für wenige Messstellen möglich ist,
- nur für einen mittleren Gewässerabfluss (MQ) erfolgt.

Als pauschales Gütekriterium für die Simulationsergebnisse wird dennoch eine maximale Abweichung um den Faktor 2 bezogen auf die Messwerte angegeben. Für den Abgleich werden nur die Gewässerdaten herangezogen, die über der Bestimmungsgrenze liegen. Die somit quantifizierbaren Konzentrationen werden für jede Messstelle gemittelt und den Simulationsdaten gegenübergestellt.

6.2 Vergleich Simulation und Messwerte

Mit den zunächst abgeschätzten Verbrauchswerten wurden insbesondere die Pestizide zum Teil deutlich überschätzt. So lagen die Isoproturon-Konzentrationen flächendeckend um den Faktor 3 bis 4 über den gemessenen Konzentrationen. Umgekehrt wurden die Sulfamethoxazol-Konzentrationen mit dem Modell zu niedrig abgeschätzt (vgl. Bild 6.1).

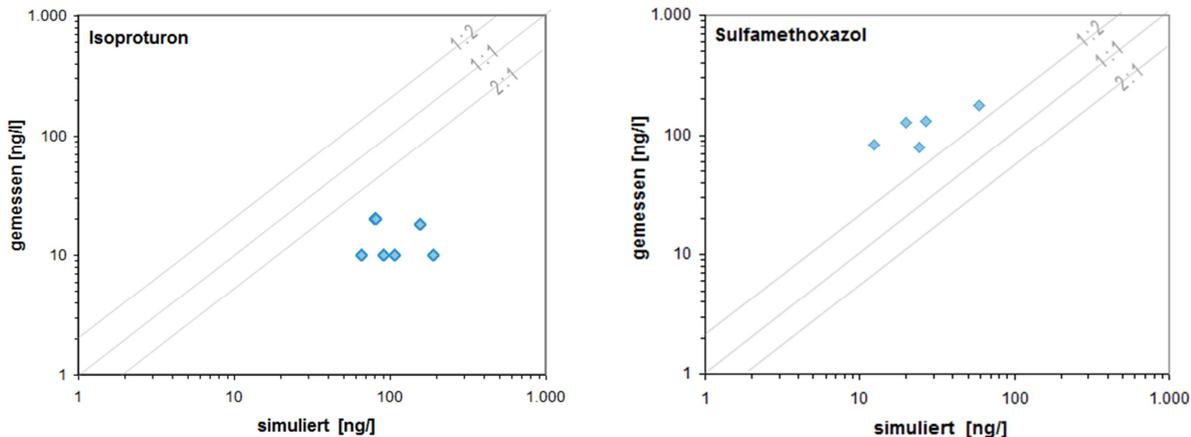


Bild 6.1: Modellabgleich vor Anpassung der Substanzparameter, links: Überschätzung der Isoproturon-Konzentrationen, rechts: Unterschätzung der SMX-Konzentrationen

Im Falle der Pestizide hat sich gezeigt, dass insbesondere die Anteile aus den Siedlungsflächen (über die Kläranlagenabläufe) überschätzt wurden. Dies wird auf die Emissionscharakteristik einer der 5 ausgewählten Kläranlagen, deren gewichteter Mittelwert auf das gesamte EZG übertragen wurde, zurückgeführt. Daher wurde diese Anlage nicht in den Mittelwert einbezogen. Im Falle von Bezafibrat (ebenfalls eine deutliche Überschätzung) wurde statt dem berechneten Wert ein Literaturwert gewählt. Schwierigkeiten bereitete das Antibiotikum Sulfamethoxazol. Hier wurde auch bei Wahl eines höheren Literaturwertes für den Verbrauch keine gute Anpassung an die Messwerte erzielt. Auch die Änderung einzelner Substanz-spezifischer Parameter (Abbau in der Kläranlage, Metabolisierungsrate, Photolyse) ermöglichte keine zufriedenstellende Annäherung an die Messwerte. Auf eine aufwändige Kalibrierung wurde daher verzichtet.

Tabelle 6.1: Verbrauchswerte vor und nach Anpassungen zur Kalibrierung

Gruppe	Substanz	Abk.	Berechneter Verbrauch [mg/(E·d)]	Angepasster Verbrauch [mg/(E·d)]	Bemerkung
Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel	Amidotrizoesäure	DIATR	3,4	3,4	Keine Änderung
	Carbamazepin	CBZ	2,58	2,58	
	Diclofenac	DCF	4,49	4,49	
	Metoprolol	MTP	8,64	8,64	
	Sulfamethoxazol	SMX	0,72	0,72	
	Bezafibrat	BZF	1,24	0,89	Literaturwert
Pestizide und Biozide	Carbendazim	CBD	0,02	0,02	Berechnung mit 4 statt 5 KA im EZG
	Diuron	DRN	0,05	0,05	
	Glyphosat	GPS	0,98	0,90	
	Isoproturon	IPT	0,25	0,03	
	Mecoprop	MCP	0,05	0,06	
	Terbutryn	TBT	0,03	0,03	
Sonstige	DEET	DEET	0,25	0,26	Keine Änderung
	PFOS	PFOS	0,07	0,07	

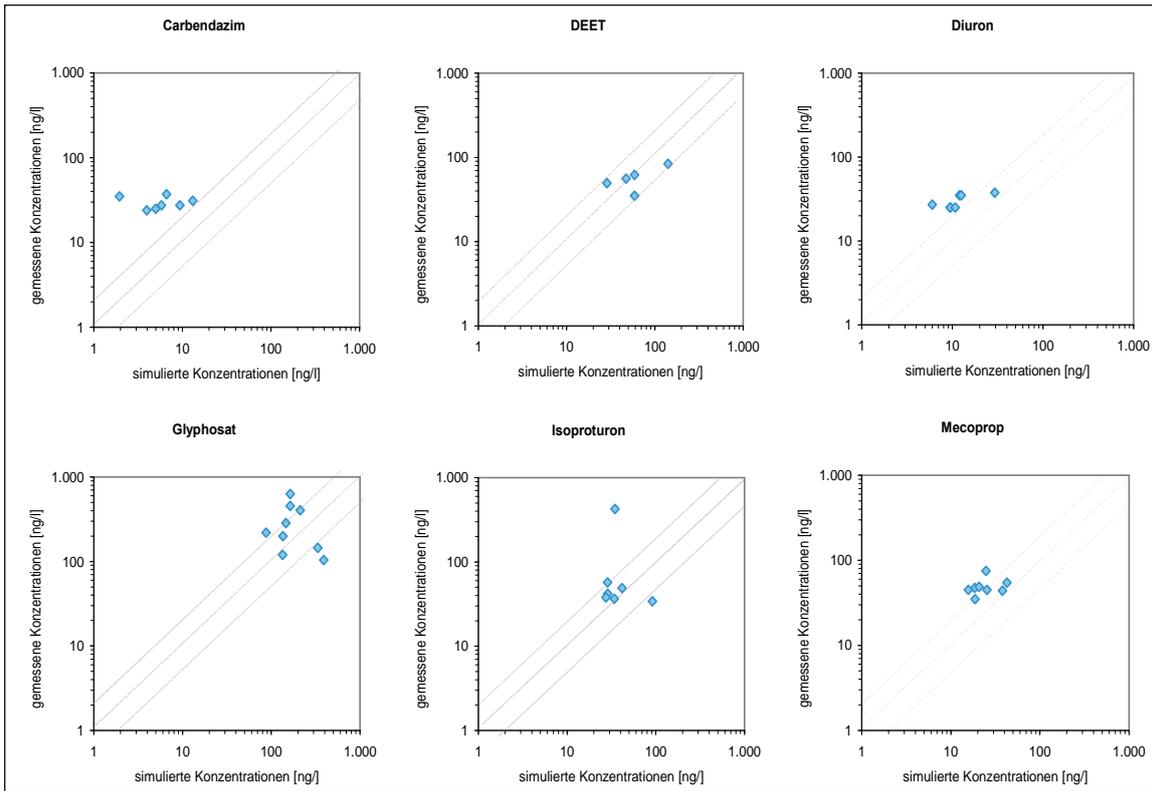


Bild 6.2: Modellabgleich für Pestizide, simulierte Konzentrationen auf der x-Achse, gemessene Konzentrationen auf der y-Achse

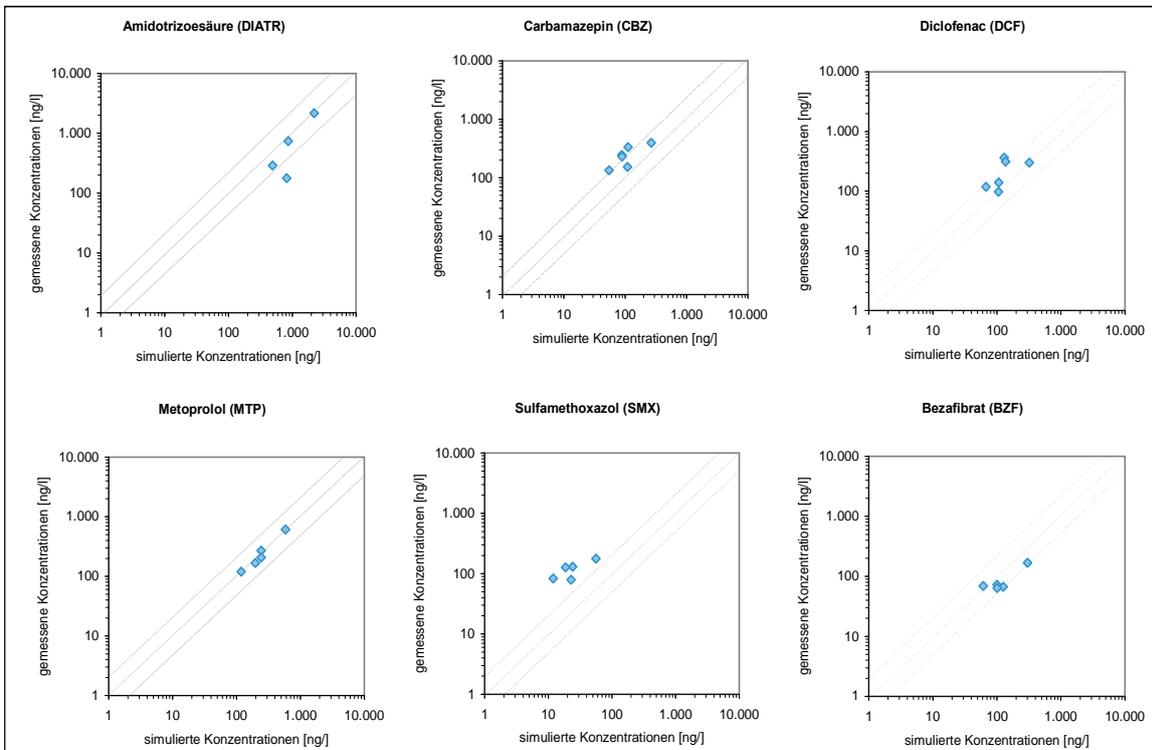


Bild 6.3: Modellabgleich für Pharmaka, simulierte Konzentrationen auf der x-Achse, gemessene Konzentrationen auf der y-Achse

6.3 Festlegung der Modelleingangsdaten

Die abschließend gewählten Eingangsdaten für die Simulation sind in den folgenden zwei Tabelle aufgelistet. Tabelle 6.2 liefert eine kurze Erläuterung zur Herkunft der Werte und verweist auf die vorherigen Kapitel, Tabelle 6.3 enthält die gewählten Werte.

Tabelle 6.2: Übersicht zu den Eingangsdaten mit Erläuterung und Verweis

Substanzparameter	Verbrauch	[kg/(EW [ⓐ])]	pro Kopf Verbrauch bezogen auf angeschlossene Einwohner	berechnet	5.4.2
	MW-Entlastung	[%]	Entlastungsrate	berechnet	5.4.3
	Ausscheidungsrate	[%]	ausgeschiedener Anteil der Originalsubstanz	Literatur	5.4.2
Emissionsdaten	Kläranlagen input	[kg/(EW [ⓐ])]	aus den Substanzparametern errechneter Zulauf zur Kläranlage	berechnet	5.4.2
	Hospital Input	[%]	Anteil des Verbrauchs, der über Krankenhäuser regional umverteilt wird	Annahme	5.4.4
	Wash Off Landwirtschaft	kg/(ha [ⓐ])	Flächeneintrag aus Ackerland	berechnet	5.4.5
	Wash Off Obst,Wein	kg/(ha [ⓐ])	Flächeneintrag aus Obstanbau		
	Belebtschlamm	[%]	elimination in konventioneller Belebtschlamm-Kläranlage	Literatur	5.4.2
	4. Reinigungsstufe	[%]	Zusätzliche Elimination in einer 4.Reinigungsstufe	Literatur	2
Gewässerabbau	Bioabbau	[1/h]	substanzspezifischer biologischer Abbau im Gewässer	Literatur	5.4.6
	Hydrolyse	[1/h]	substanzspezifische Hydrolyse im Gewässer		
	Photolyse	[1/h]	substanzspezifischer biologischer Abbau im Gewässer		

Tabelle 6.3: Übersicht über die festgelegten Modelleingangsdaten

	Substanzparameter			Emissionsparameter für MQ					Emissionsparameter für MNQ					Gewässer-Elimination				
	spez. Verbrauch [g/(E*a)]	MW-Entlastung [%]	ausgeschieden [%]	Hospital Input [%]	Wash Off Landwirtschaft kg/(ha*a)	Wash Off Obst,Wein kg/(ha*a)	Belebtschlamm [%]	4. Reinigungsstufe [%]	Hospital Input [%]	Wash Off Landwirtschaft kg/(ha*a)	Wash Off Obst,Wein kg/(ha*a)	Belebtschlamm [%]	4. Reinigungsstufe [%]	Bioabbau [1/h]	Hydrolyse [1/h]	Photolyse [1/h]	Sedimentation [L/kg]	
Arzneimittel/ Diagnostika	Amidotrizoesäure	1,2398	6	99	90	-	-	4,7	9,4	90	-	-	5,0	10	-	-	-	10
	Carbamazepin	0,9431	6	15	-	-	-	4,7	84,6	-	-	-	5,0	90	-	0	0,01	7
	Diclofenac	1,6384	6	27	-	-	-	51,7	79,9	-	-	-	55	85			0,04	450
	Metoprolol	3,1532	6	11	-	-	-	21,6	84,6	-	-	-	23	90			0,0007 92	16
	Sulfamethoxazol	0,2610	6	35	-	-	-	56,4	56,4	-	-	-	60	60	u.b.	u.b.	0,0468	4
	Bezafibrat	0,3258	6	50	-	-	-	57,3	70,5	-	-	-	61	75	u.b.	u.b.	u.b.	u.b..
	Carbendazim	0,0064	47	100	-	0,0000 5	0	2,2	39,8	-	-	-	4,0	75	0,0037	0,0001	0	0
Pestizide/ Biozide	Diuron	0,0167	47	100	-	0	0	11,2	34,5	-	-	-	20	65	0,0033	0	0,0007	0
	Glyphosat	0,3298	47	100	-	0,0000 7	0,0013 2	28,0	15,9	-	-	-	50	30	0,0116	0	0,0004	0
	Isoproturon	0,0108	47	100	-	0,0001 9	0	8,4	31,8	-	-	-	15	60	0,0007	0	0,0006	0
	Mecoprop	0,0211	47	100	-	0,0000 5	0	12,3	31,8	-	-	-	22	60	0,0008	0	0,0007	0
	Terbutryn	0,0122	47	100	-	0	0	24,6	34,5	-	-	-	44	65	0,0011	0	0,0578	0
Sonst.	DEET	0,0939	47	100	-	0	0	30,8	39,8	-	-	-	55	75	0	0	0	0
	PFOS	0,0248	47	100	-	-	-	16,8	28,0	-	-	-	30	50	0	0	0	0

7 Ergebnisse der Szenarienanalyse

Das Projekt Mikro_N verfolgt das Ziel die Belastung der Fließgewässer mit Mikroschadstoffen im EZG Nahe flächendeckend zu beurteilen und Maßnahmenoptionen anhand einer Szenarienbetrachtung abzuschätzen. Auf Basis der zuvor beschriebenen Eingangsdaten (Kapitel 6.3) wurde dazu mit dem Modell GREAT-ER 4.1 eine Stoffflusssimulation für 14 ausgewählte gebietspezifische Referenzsubstanzen (Kapitel 4.3) für das Einzugsgebiet der Nahe (Kapitel 3) durchgeführt. Die Ergebnisse werden nachfolgend für verschiedene Szenarien vorgestellt. Hierzu gehören neben der aktuellen Gewässerbelastung (Ist-Zustand) verschiedene Maßnahmen-szenarien, die Einfluss auf die Stoffeinträge der untersuchten Substanzen haben (Demographie, Kläranlagenausbau, Maßnahmen an der Quelle).

7.1 Untersuchte Szenarien

In Abstimmung mit dem Auftraggeber wurden die in Tabelle 7.1 aufgeführten Szenarien ausgewählt. In der Ergebnisdarstellung werden sowohl berechnete Konzentrationen (PEC = predicted environmental concentration) als auch Stofffrachten im Flussprofil dargestellt. Daneben erfolgt eine Beurteilung der Gewässersituation durch Abgleich der Konzentrationen mit substanzspezifischen Qualitätskriterien anhand des sogenannten Risikoquotienten RQ.

Tabelle 7.1: Simulationsszenarien

Szenario	Betrachteter Faktor	Beschreibung
Sz 1	Status-Quo	
	a) Ist-Zustand bei MQ-	Situation bei mittlerem Abfluss
	b) Einfluss der Mischwasserentlastung (MWE)	Eingetragene Frachten durch MWE
	c) Ist-Zustand bei MNQ-Abfluss	Situation bei Niedrigwasser
Sz 2	Demographie	
	a) 2030	Bevölkerungsentwicklung bis 2030
	a) 2050	Bevölkerungsentwicklung bis 2050
Sz 3	Erweiterung um 4. Reinigungsstufe	
	a) GK 5 (> 100.000 EW)	2 Kläranlagen
	b) GK 4 und 5 (> 10.000 EW)	36 Kläranlagen
	c) KA mit hoher Abwasserlast	10 ausgewählte Kläranlagen
Sz 4	Änderung der Randbedingungen	
	a) Krankenhäuser / Kliniken	Stoffstromtrennung/Teilstrombehandlung
	b) Sensibilisierung	Nutzerverhalten
	c) Landwirtschaft	Gesetzgeber
Sz 5	Kombinationen aus den Szenarien	

7.2 Bewertungsgrundlage

Grundlage für die Bewertung der Gewässerbelastung sind Konzentrationswerte, die zum Teil als **Umweltqualitätsnorm (UQN)** in Form eines Jahresdurchschnittswertes (JD-UQN) festgelegt sind. Für die untersuchten Referenzsubstanzen werden, in Abhängigkeit der herangezogenen Quelle, teilweise unterschiedliche Qualitätsziele angegeben. Die im Projekt verwendeten Konzentrationen sind in Tabelle 7.2 grau markiert.

Im Wesentlichen wurden die Vorschläge des schweizerischen Zentrums für angewandte Ökotoxikologie (Ökotoxzentrum, 2013), Dübendorf herangezogen. Dort wo bereits rechtliche Vorgaben existieren, z. B. aus der Richtlinie 2013/39/EU (2013) oder der Oberflächengewässerverordnung (OGewV, 2011), wurden diese Werte angesetzt. Für Amidotrizoesäure wurde ersatzweise der Gesundheitliche Orientierungswert (GOW) (UBA, 2014) verwendet, für Diclofenac der als UQN diskutierte PNEC-Wert und für Diuron, Isoproturon und Terbutryn die jeweilige UQN. Für Perfluorooctansulfonat (PFOS) wurde ebenfalls die zulässige jährliche Durchschnittskonzentration AA-EQS (Annual average environmental quality standard) des Ökotoxentrums anstelle UQN angesetzt, da der UQN-Wert der Richtlinie 2013/39/EU (2013) deutlich unterhalb der Nachweisgrenze für PFOS liegt.

Der Begriff Umweltqualitätsnorm (als Jahresdurchschnittswert) JD-UQN wird nachfolgend auch für solche Konzentrationen benutzt, die nicht in der OGewV (2011) bzw. der Richtlinie 2013/39/EU (2013) festgelegt sind, sondern anderen Quellen entstammen.

Die Bewertung erfolgt über den Quotienten aus der **simulierten jährlichen Durchschnittskonzentration (PEC)** und dem substanzspezifisch angesetzten Qualitätsziel. Dieser Quotient wird als sogenannter **Risikoquotient (RQ)** bezeichnet. Als Qualitätskriterium wurde dabei die Konzentration gewählt, bis zu der nach derzeitigem Wissensstand eine chronische Schädigung der Gewässerorganismen ausgeschlossen werden kann. Da als Ergebnis der durchgeführten Stoffflussmodellierung nicht nur für die Eintragsorte, sondern für alle abgebildeten Gewässerabschnitte berechnete Konzentrationen vorliegen, kann der Risikoquotient flächendeckend ermittelt und georeferenziert für die Gewässerabschnitte dargestellt werden.

Tabelle 7.2: Umweltqualitätsziel für die Referenzparameter des Projektes Mikro_N und angesetzte Qualitätskriterien

Stoffgruppe	Substanz	Abk.	PNEC [µg/L]	AA-EQS* [µg/L]	GOW** [µg/L]	JD-UQN [µg/L]
Arzneimittel/ Diagnostika	Amidotrizoensäure	DIATR	0,01		1,0	
	Bezafibrat	BZF		0,46		
	Carbamazepin	CBZ	0,5	0,5	0,3	
	Diclofenac	DCF	0,1	0,05	0,3	
	Metoprolol	MTP	8,0	64		
	Sulfamethoxazol	SMX	0,1	0,6		
Pestizide/ Biozide	Carbendazim	CBD		0,34		
	Diuron	DRN		0,02		0,2
	Glyphosat	GPS		108		
	Isoproturon	IPT		0,32		0,3
	Mecoprop	MCP				0,1***
	Terbutryn	TBT		0,65		0,65
Sonstige	Diethyltoluamid	DEET		41		
	Perfluoroctansulfonat	PFOS		0,23		0,00065

* Ökotoxzentrum (2013)
 ** UBA (2014)
 ***OGewV (2011)

Bewertungsskala

Als Bewertungsskala wurde eine 6-stufige Einteilung mit einer entsprechenden farbigen Abstufung festgelegt. Die Bewertung und Eingruppierung erfolgt gemäß Tabelle 7.3.

Tabelle 7.3: Gewählte Bewertungsskala der Gewässerbelastungssituation durch Mikroschadstoffe – Darstellung des Risikoquotienten RQ

Farbeinteilung	RQ =PEC / JD-UQN	Erläuterung	Einhaltung Qualitätskriterium (JD-UQN)
	0	Keine Belastung, da in diesem Abschnitt keine Einleitung bzw. kein Eintragspfad	Kriterium eingehalten
	RQ < 1,0	Maximal einfaches Qualitätskriterium	
	1,0 mRQ < 2,0	Maximal zweifaches Qualitätskriterium	Kriterium nicht eingehalten (Überschreitung)
	2,0 mRQ < 4,0	Maximal vierfaches Qualitätskriterium	
	4,0 mRQ < 10	Maximal zehnfaches Qualitätskriterium	
	RQ > 10	Mehr als zehnfaches Qualitätskriterium	

Hinweis

Neben der Bewertung anhand der maßgebenden Qualitätskriterien, wurde für die drei Substanzen Diclofenac, Glyphosat und PFOS parallel ein Vergleich zu einem theoretisch schärferen Qualitätswert durchgeführt. Dies hat folgende Gründe.

- **Diclofenac:** maßgebend ist der PNEC von 0,1 µg/l, es wird jedoch auch ein Vergleich zu dem von Seiten des schweizerischen Oekotoxizentrums vorgeschlagenen AA-EQS von 0,05 µg/l durchgeführt.
- **Glyphosat:** maßgebend ist der AA-EQS von 108 µg/l, es wird jedoch auch ein Vergleich zu dem Trinkwasserrelevanten GOW von 0,1 µg/l durchgeführt, um zu zeigen wie die Bewertung im Falle einer Trinkwassergewinnung aus Uferfiltrat wäre.
- **PFOS:** maßgebend ist der AA-EQS von 0,23 µg/l, da der UQN-Wert von 0,00065 µg/l aus der OGEV analytisch (noch) nicht sicher nachweisbar ist. Die Simulation erzeugt jedoch auch niedrigere PEC-Werte, womit ein Vergleich zu dem JD-UQN prinzipiell möglich ist.

7.3 Szenario 1: Status Quo

Untersuchungsziele

- ➔ Ermittlung der aktuellen Gewässersituation im Jahresdurchschnitt (bei MQ)
- ➔ Einfluss der Mischwasserentlastung (MWE) auf die Gewässerbelastung
- ➔ Gegenüberstellung der Gewässersituation bei Niedrigwasser (MNQ)

7.3.1 Sz 1a: Ist-Zustand bei MQ

Simulierte Konzentrationen (am Beispiel Diclofenac)

Die Stoffflusssimulation ergibt für jeden der modellierten Gewässerabschnitte eine georeferenzierte Stoffkonzentration. Daraus ergibt sich eine flächendeckende Belastungskarte für das Untersuchungsgebiet, die in Bild 7.1 beispielhaft für Diclofenac (DCF) farbcodiert dargestellt ist.

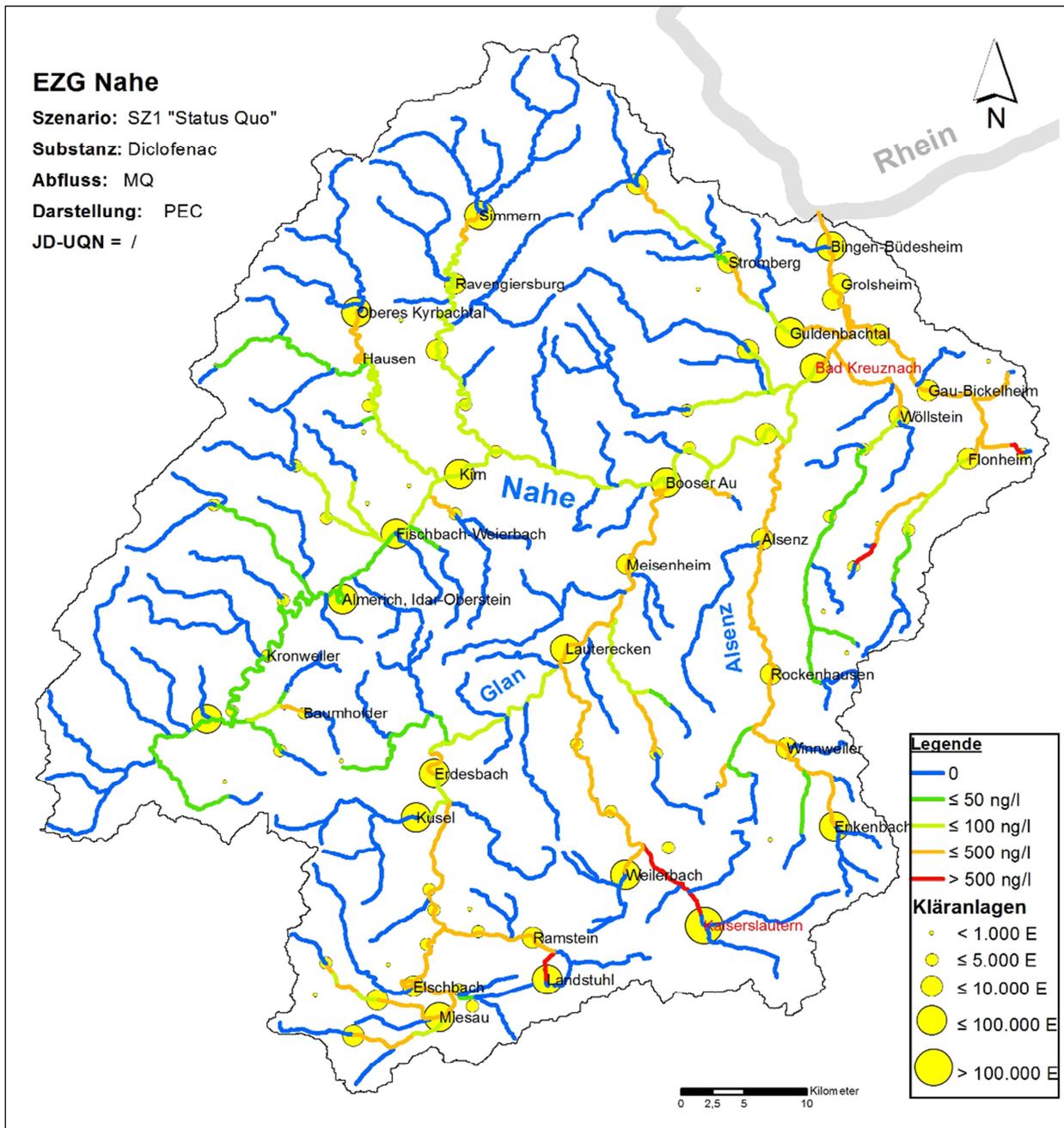


Bild 7.1: Simulierte Diclofenac-Konzentrationen bei MQ im IST-Zustand

Da Diclofenac als schmutzwasserbürtiger Stoff nur punktuell eingeleitet wird, ist ein großer Teil (ca. 60 %) des abgebildeten Gewässersystems (ca. 1.500 Fließkilometer) unbelastet (blaue Gewässerabschnitte). In einzelnen Abschnitten zeigen sich dagegen deutlich Belastungsschwerpunkte mit Konzentrationen von über 500 ng/l (rote Abschnitte). Die betroffenen Gewässerabschnitte liegen ausschließlich in abflussschwachen Oberläufen einiger Nebengewässer. Im Gegensatz zu diesen hoch belasteten Gewässerabschnitten werden für viele abwasserbeeinflusste Gewässerabschnitte mittlere Konzentrationen im Bereich von 100 . 500 ng/l berechnet (gelbe Abschnitte). Dies betrifft neben einigen Nebengewässern auch die letzten Fließkilometer der Nahe vor der Rheinmündung.

Als Nebengewässer wird für nähere Betrachtungen beispielhaft die Lauter ausgewählt, welche nach etwa 40 Fließkilometer in den Glan mündet, welcher wiederum nach weiteren ca. 60 km in die Nahe mündet. Das zugehörige Konzentrationsprofil von der Quelle der Lauter bis zur Mündung der Nahe in den Rhein ist in Bild 7.2 dargestellt.

Es zeigt sich eine Abnahme der Konzentrationen in Fließrichtung durch Verdünnung und Abbau im Gewässer. Infolge der hohen Anfangsbelastung aus der Kläranlage Kaiserslautern und der weiteren Einleitungen gereinigten Abwassers reicht der Abbau im Gewässer allerdings nicht aus, sodass bei MQ an der Mündung der Lauter in den Glan die DCF-Konzentrationen noch rd. 300 ng/l beträgt.

Die Stoffkonzentration in der Nahe als Hauptgewässer des Untersuchungsgebietes mit vielen Zuflüssen steigt dagegen in Fließrichtung kontinuierlich an (vgl. Bild 7.4). Durch die Gewässerzuflüsse und die Kläranlageneinleitungen werden in den letzten Fließkilometern der Nahe DCF-Konzentrationen > 100 ng/l erreicht.

Für die Ergebnisse der georeferenzierten Stoffkonzentrationen der anderen 13 untersuchten gebietsspezifischen Referenzsubstanzen wird auf den Anhang verwiesen.

Bewertung über den Risikoquotienten (Beispiel Diclofenac)

Damit die berechneten mittleren Konzentrationen einheitlich bewertet und verglichen werden können, erfolgt ein Abgleich mit den oben festgelegten stoffspezifischen Qualitätskriterien. Da für jeden Gewässerabschnitt eine simulierte Konzentration (PEC) vorliegt, kann somit auch eine flächendeckende Bewertung über den Risikoquotienten erfolgen.

In Bild 7.3 sind die im Ist-Zustand resultierenden Risikoquotienten exemplarisch für Diclofenac bei hinterlegtem MQ im Gewässersystem dargestellt. Blaue Gewässerabschnitte zeigen keine Gewässerbelastung auf ($RQ = 0$). Grüne Abschnitte bedeuten, dass die berechnete Konzentration kleiner als das angesetzte Qualitätskriterium ist ($RQ < 1$) und gelbe, orange und rote Abschnitte weisen DCF-Konzentrationen größer als das angesetzte Qualitätskriterium ($RQ > 1$) und damit eine potenzielle Gefährdung der Gewässerorganismen durch permanente Belastung mit DCF auf.

Diese Abstufung erlaubt es, die zuvor dargestellten Konzentrationen in einen Bezug zu setzen und so besser bewerten zu können. Die RQ-Karte für Diclofenac zeigt, dass im nördlichen Bilanzraum bei Simmern und dem Oberen Kyrbachtal nur kurze Abschnitte stark belastet sind, während im südlichen und östlichen Teil, insbesondere die Lauter, der Oberlauf des Glan und die Alsenz über viele Fließkilometer Überschreitungen des JD-UQN erwarten lassen.

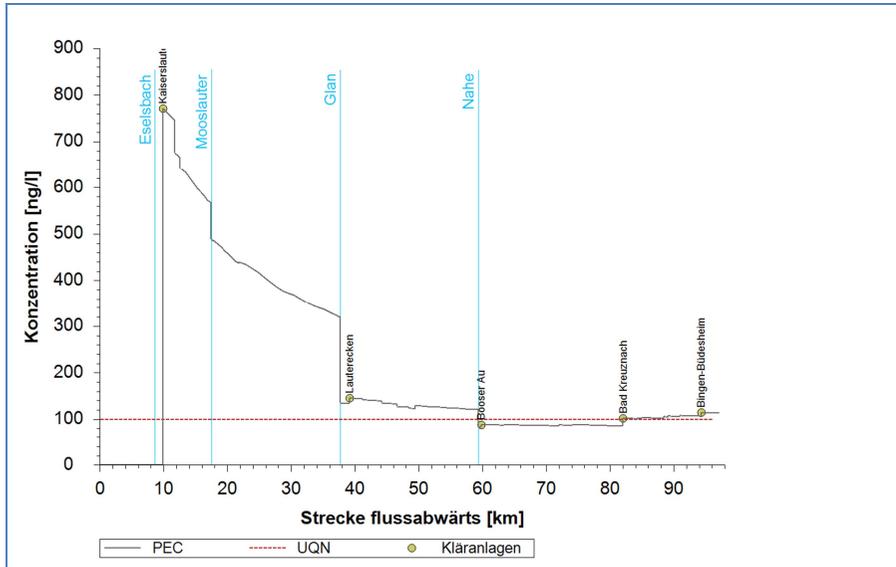


Bild 7.2: Konzentrationsprofil der Lauter-Glan-Nahe (Sz 1, DCF, MQ)

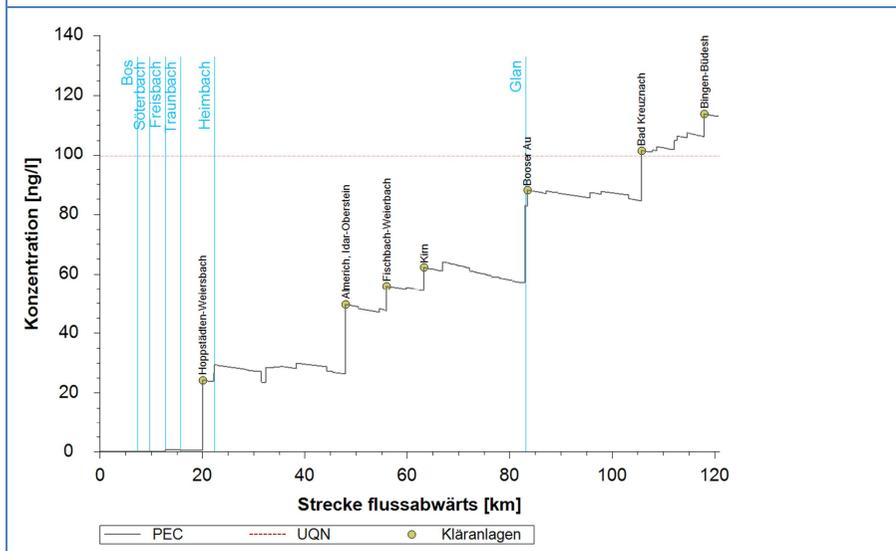


Bild 7.4: Konzentrationsprofil der Nahe (Sz1, DCF, MQ)

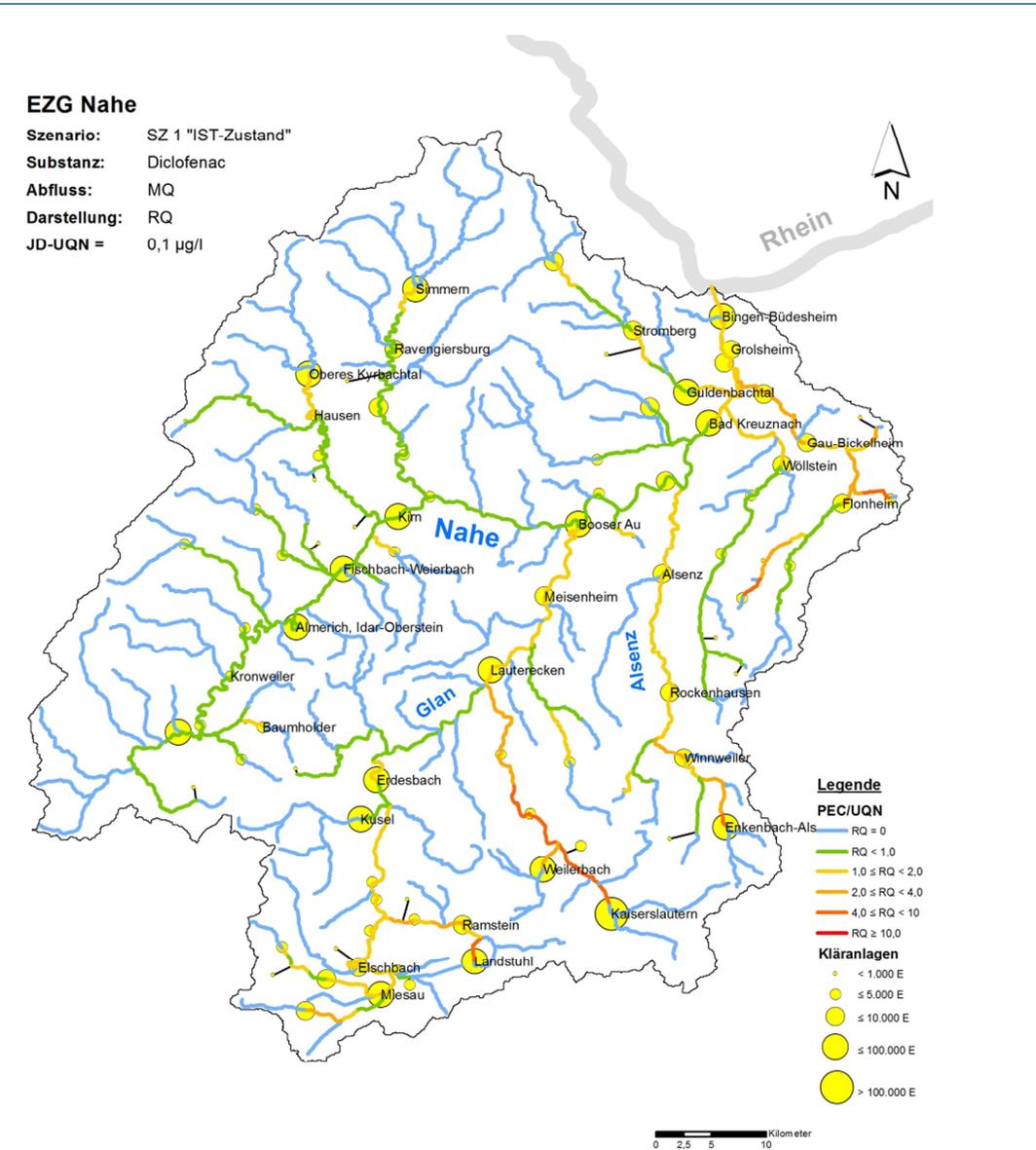


Bild 7.3: Risikoquotienten für Diclofenac im Ist-Zustand bei MQ

Häufigkeitsverteilung der Risikoquotienten (Substanzvergleich)

Das untersuchte Gewässersystem (1.515 km) ist in 991 etwa gleich große Gewässerabschnitte unterteilt. Über eine statistische Auswertung (Häufigkeitsverteilung) der Einzelwerte kann daher eine Aussage zu der Situation im gesamten Gewässersystem getroffen werden. Die relative Verteilung der berechneten Risikoquotienten über die modellierten Fließkilometer ist in Bild 7.5 für MQ dargestellt. Die Auswertung ermöglicht eine parallele Beurteilung aller 14 Referenzparameter und damit einen Substanzvergleich.

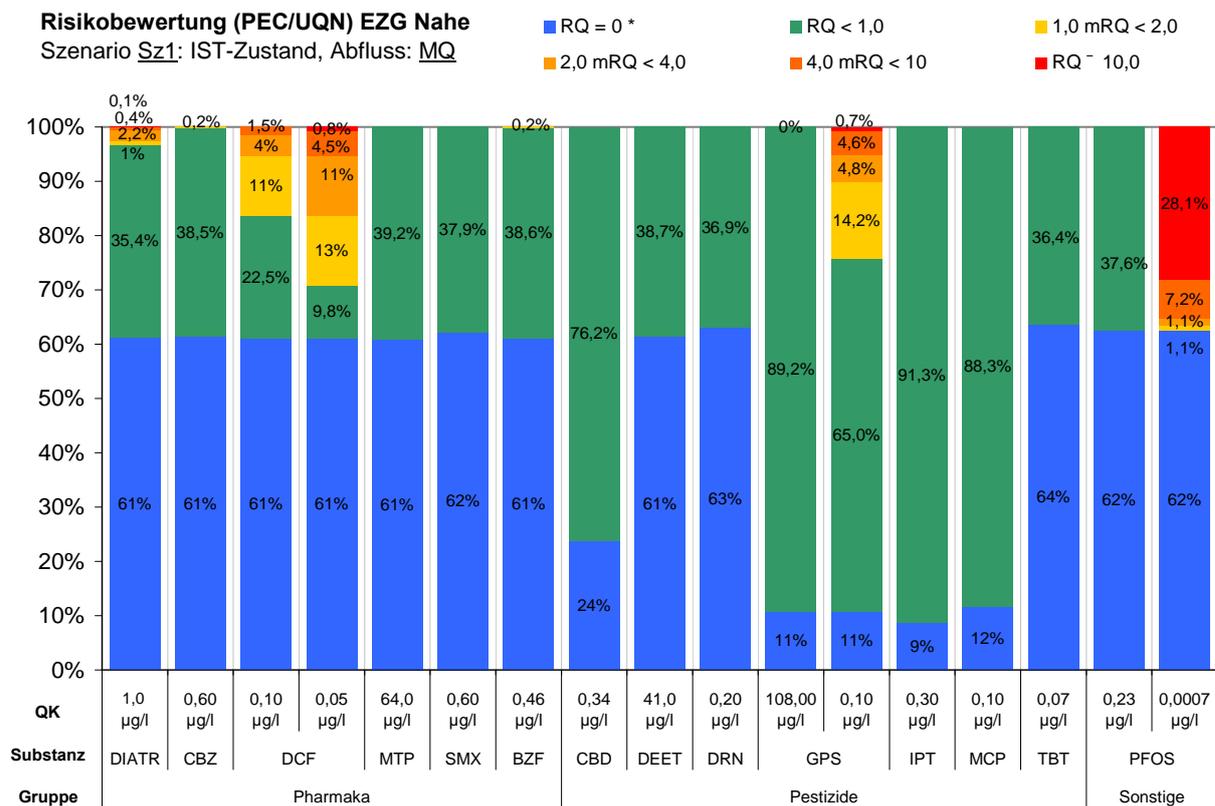


Bild 7.5: Verteilung der Risikoquotienten für 14 Substanzen bei MQ im gesamten EZG der Nahe

Es zeigt sich erwartungsgemäß, dass in den abwasserbeeinflussten Gewässerabschnitten (ca. 40 % des abgebildeten Gewässersystems) durchgängig Arzneimittel in Umweltkonzentrationen berechnet werden ($RQ > 0$). Neben Diclofenac können jedoch nur für Amidotrizoesäure auffällige Überschreitungen des angesetzten Qualitätskriteriums festgestellt werden. Bezafibrat und Carbamazepin liegen nur in wenigen Gewässerabschnitten und Metoprolol in keinem Gewässerabschnitt über dem jeweils angesetzten Qualitätskriterium. Bei letzterem ist dies allerdings auf das angesetzte Qualitätskriterium von 64,0 µg/l zurückzuführen.

Die Pestizide und Biozide sind, anders als die Pharmaka, in Abhängigkeit der Flächennutzung und der Substanz in nahezu dem gesamten Fließgewässernetz mit unterschiedlichen Umweltkonzentrationen feststellbar. Infolge Abschwemmung nach Niederschlagsereignissen werden diese Stoffe in vielen Bereichen eingetragen. So wird beispielsweise der prioritäre Stoff Isoproturon (IPT), welcher in der Landwirtschaft als Herbizid und im urbanen Bereich als Fassadenschutz eingesetzt wird, bei MQ in etwa 89 % der betrachteten Gewässerabschnitte nachgewiesen. Da der als Jahreswert angesetzte Stoffeintrag nur während und nach Niederschlagsereignissen erfolgt, sind die tatsächlich bei MQ resultierenden Konzentrationen temporär tatsächlich höher.

7.3.2 Sz 1b: Ist-Zustand, Einfluss der Mischwasserentlastung

Mittlere Entlastungsraten

Bei der Stoffflusssimulation wird für den mittleren Gewässerabfluss (MQ) ein mittlerer Stoffeintrag durch Mischwasserüberläufe berücksichtigt, die sich aus dem entlasteten Schmutzwasseranteil bezogen auf die mittlere Trockenwetterwassermenge errechnet (vgl. Kapitel 5.3.3). Es handelt sich demnach nicht um eine ereignisbezogene Simulation, sondern um die Betrachtung des Jahresmittels.

Für das Einzugsgebiet wurde eine Entlastungsrate für zwei unterschiedliche Fraktionen berechnet. Dabei wird unterschieden zwischen **regenwasserbürtigen Stoffen** (Pestizide und Biozide), die aus Abspülungen von der Oberfläche resultieren, und Stoffen, die ausschließlich und weitgehend kontinuierlich im Schmutzwasser und somit **schmutzwasserbürtig** geführt werden (Arzneimittel und Diagnostika) unterschieden. Die schmutzwasserbürtigen Substanzen werden im Jahresmittel (Frachtbilanz) zu 6 % direkt in die Gewässer eingeleitet und somit nicht in der Kläranlage behandelt. Bei den regenwasserbürtigen Mikroschadstoffen werden im Jahresmittel 47 % der Schmutzfracht direkt in die Gewässer eingeleitet und nur 53 % der regenwasserbürtigen Frachten in den Kläranlagen behandelt. Der Einfluss der Mischwasserüberläufe auf die Simulationsergebnisse im Ist-Zustand wird nachfolgend beispielhaft für Diclofenac (schmutzwasserbürtig) und Terbutryn (regenwasserbürtig) dargestellt.

Auswirkung der Mischwasserüberläufe bei schmutzwasserbürtigen Stoffen

In Bild 7.6 ist das Diclofenac-Konzentrationsprofil der Nahe mit und ohne Mischwasserentlastung dargestellt. Für jede Kläranlagen-Einleitung wird entsprechend der Entlastungsrate ein erhöhter Stoffeintrag berücksichtigt. Über die Fließstrecke der Nahe ergibt sich daraus ein kumulierter Einfluss der Mischwasserentlastung von 6,7 %. Damit beträgt die Konzentration an der Mündung der Nahe zum Rhein 113 ng/l. Bei Vernachlässigung der Mischwasserüberläufe ergibt sich dagegen eine mittlere Konzentration von 105 ng/l.

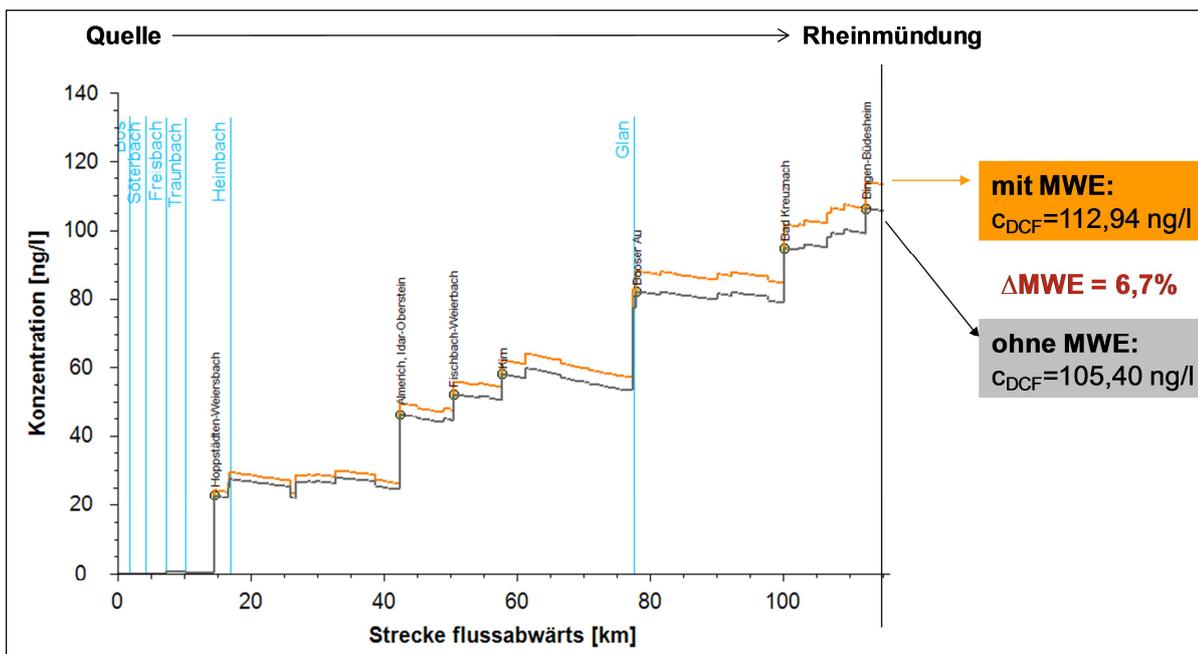


Bild 7.6: Diclofenac-Konzentrationsprofil der Nahe, von der Quelle bis zur Rheinmündung, jeweils mit und ohne Berücksichtigung von punktuellen Mischwasserentlastungen

Auswirkung der Mischwasserentlastung bei regenwasserbürtigen Stoffen

Im Gegensatz zu Diclofenac wird der Wirkstoff Terbutryn im Simulationsmodell als regenwasserbürtiger Stoff aus den Siedlungsflächen angesehen und somit zu 47 % nicht in den Kläranlagen behandelt. Andere Einflüsse auf die Gewässerkonzentrationen werden nicht berücksichtigt, Abspülungen aus der Landwirtschaft werden nicht angenommen und auch Angaben zu möglichen Abbauborgängen im Gewässer fehlen bzw. wurden nicht angesetzt.

In Bild 7.7 ist die kumulierte Wirkung der Mischwasserentlastung auf TBT-Konzentration in der Nahe von der Quelle bis zur Mündung in den Rhein dargestellt. Die Differenz der Gewässerkonzentration zur Situation ohne MWE beträgt demnach 25 % und ergibt an der Mündung der Nahe eine Konzentration von 4,0 ng/l. Die Differenz zur Berechnung ohne Mischwasserentlastungen beträgt rund 1,0 ng/l.

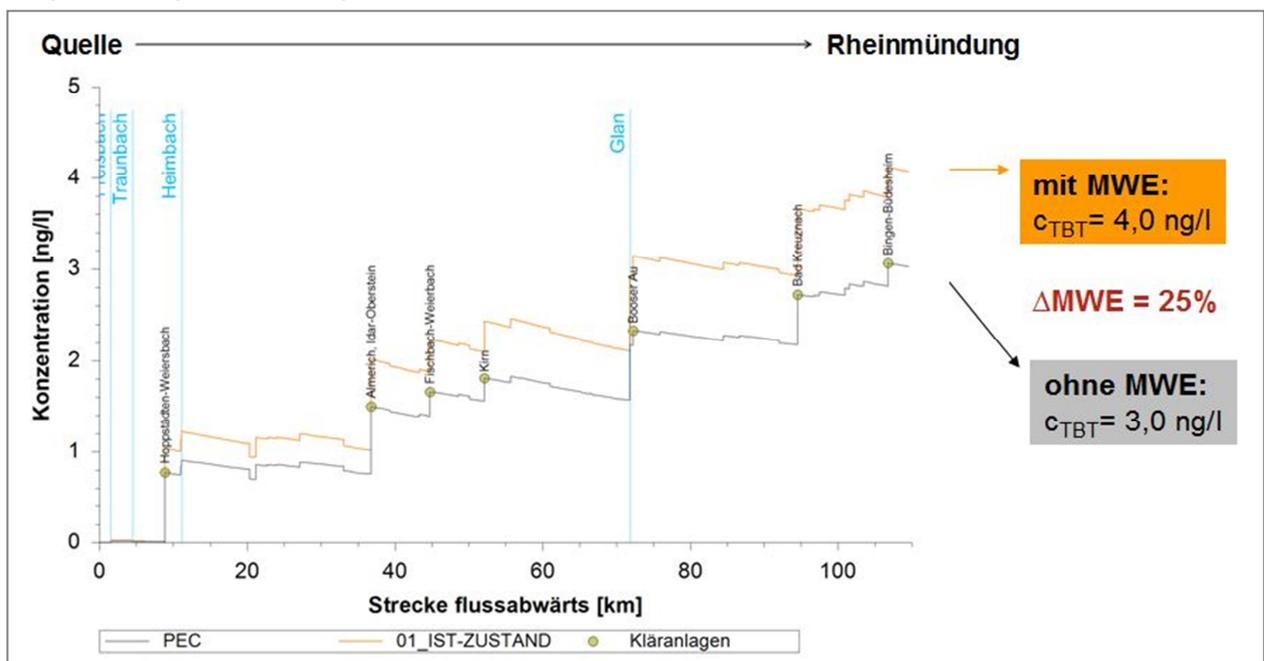


Bild 7.7: TBT-Konzentrationsprofil der Nahe, von der Quelle bis zur Rheinmündung, jeweils mit und ohne Berücksichtigung von punktuellen Mischwasserentlastungen

7.3.3 Sz 1c: Ist-Zustand bei MNQ

Veränderte Eingangsdaten

Für die Simulation bei mittlerem Niedrigwasser (MNQ) werden im Gegensatz zu MQ folgende Eingangsdaten geändert:

- Hydraulisch parametrisiertes Gewässersystem für MNQ
- Keine Abspülungen aus der Landwirtschaft und den urbanen Flächen (kein gebietsweiter Niederschlag)
- Keine Mischwasserüberläufe (kein gebietsweiter Niederschlag unterstellt)

Damit stellt dieser Lastfall einerseits eine Extremsituation dar (gleiche schmutzwasserbürtigen Frachten bei niedrigerem Abfluss), aber es wird andererseits angenommen, dass die Fracht-Anteile aus der Landwirtschaft, den Mischwasserüberläufen und den Abspülungen aus den Siedlungsgebieten bei diesem Lastfall fehlen.

Bewertung der Gewässerbelastung (exemplarisch für Diclofenac)

Die RQ-Karte für Diclofenac (DCF) bei MNQ (Bild 7.10) zeigt flächendeckende DCF-Belastungsschwerpunkte mit Risikoquotienten von bis zu > 10 auf. Nahezu alle Nebengewässer der Nahe mit Kläranlageneinleitung sind davon betroffen.

Das DCF-Konzentrationsprofil des Gewässersystems Lauter-Glan-Nahe (Bild 7.9) weist zwar wie bei mittlerem Gewässerabfluss auch bei Niedrigwasserabfluss einen abnehmenden Verlauf auf, allerdings liegt die DCF-Konzentration entlang der gesamten Fließstrecke > 100 ng/l. Auch die Nahe hat in dem simulierten Niedrigwasserfall über weite Strecken kritische Konzentrationen, die über dem angesetzten Qualitätsziel liegen.

Substanzvergleich

Der Substanzvergleich für den Ist-Zustand bei MNQ (Bild 7.8) zeigt, dass neben Diclofenac auch andere pharmazeutische Wirkstoffe wie Carbamazepin, Bezafibrat und auch das Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure in Bereiche mit deutlichen Überschreitungen der jeweiligen Qualitätskriterien kommen. Lediglich für Metoprolol und Sulfamethoxazol kommt es auch bei MNQ zu keinen Risikoquotienten $> 1,0$.

Die Pestizide und Biozide werden in diesem Szenario nicht betrachtet, da davon ausgegangen wird, dass bei MNQ keine Flächenabspülungen mit Eintrag in die Gewässer eintreten. Hierbei wird vereinfacht angenommen, dass in dem Untersuchungsgebiet überall der gleiche hydrologische Zustand vorliegt. Einzelne lokale Regenereignisse, die zu örtlich begrenzten Flächeneinträgen führen, können in dem bestehenden Modellsystem und der gewählten Bewertungssystematik nicht abgebildet werden.

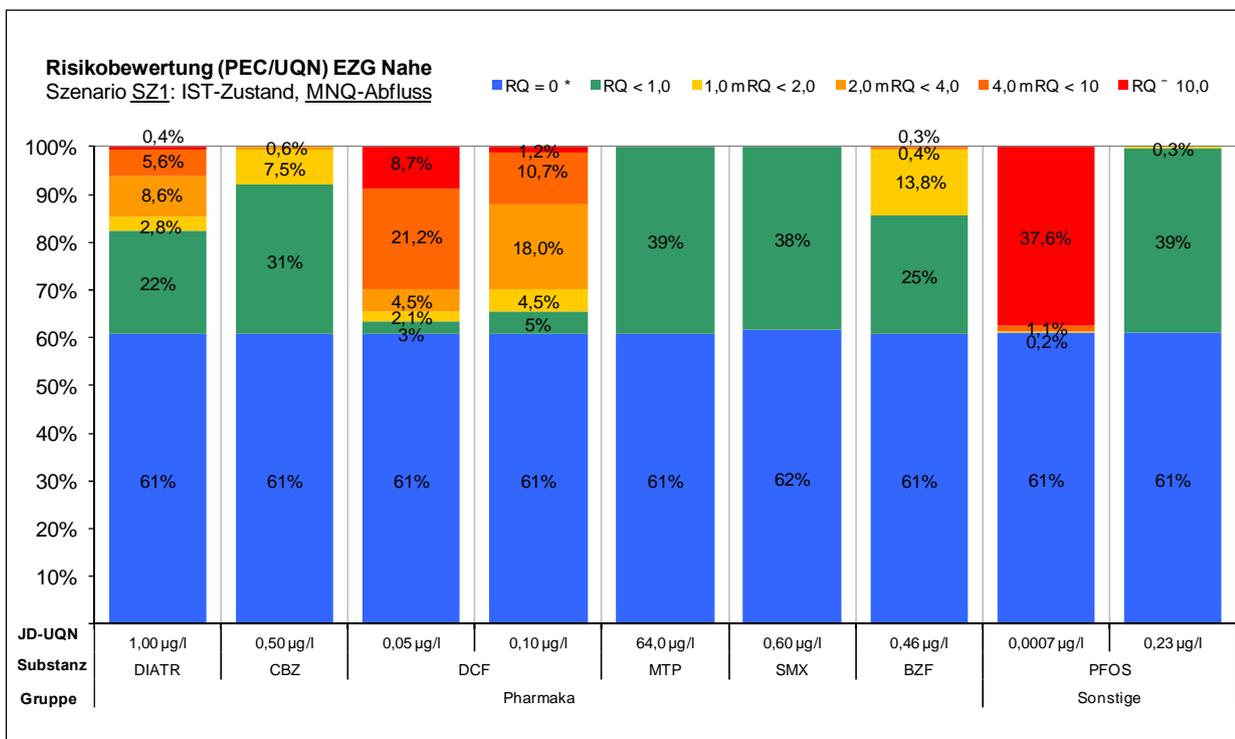


Bild 7.8: Verteilung der Risikoquotienten im gesamten Gewässersystem der Nahe bei MNQ

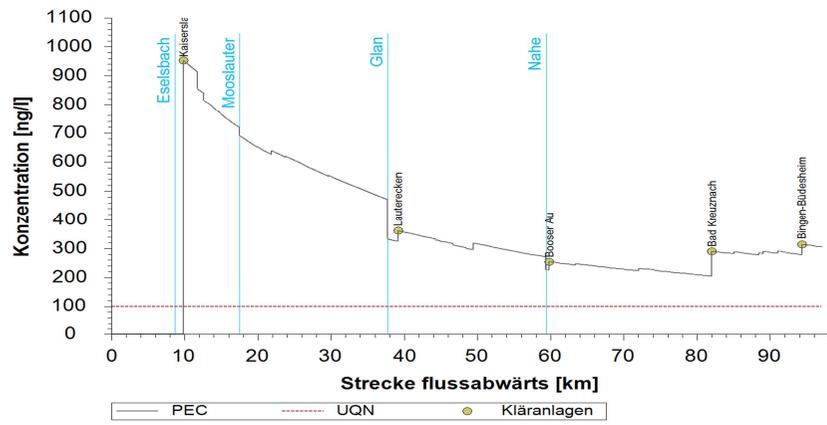


Bild 7.9: Konzentrationsprofil Lauter-Glan-Nahe (Sz 1c, DCF, MNQ)

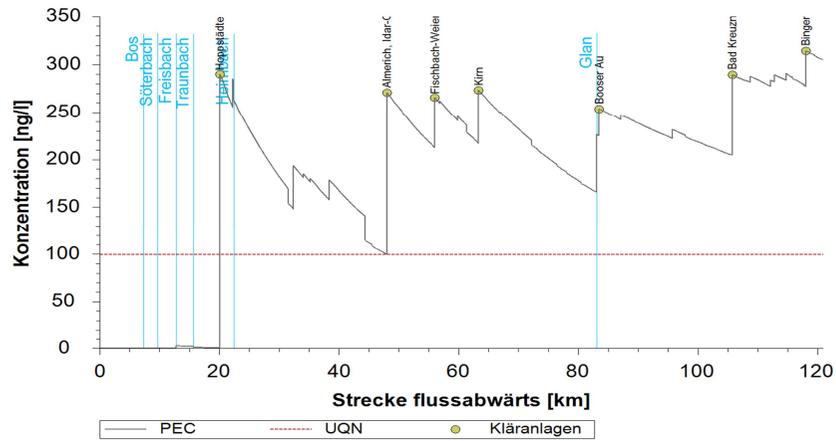


Bild 7.11: Konzentrationsprofil der Nahe (Sz 1c, DCF, MNQ)

EZG Nahe

Szenario: SZ 1 "IST-Zustand"
 Substanz: Diclofenac
 Abfluss: MNQ
 Darstellung: Risikoquotient
 JD-UQN = 0,1 µg/l

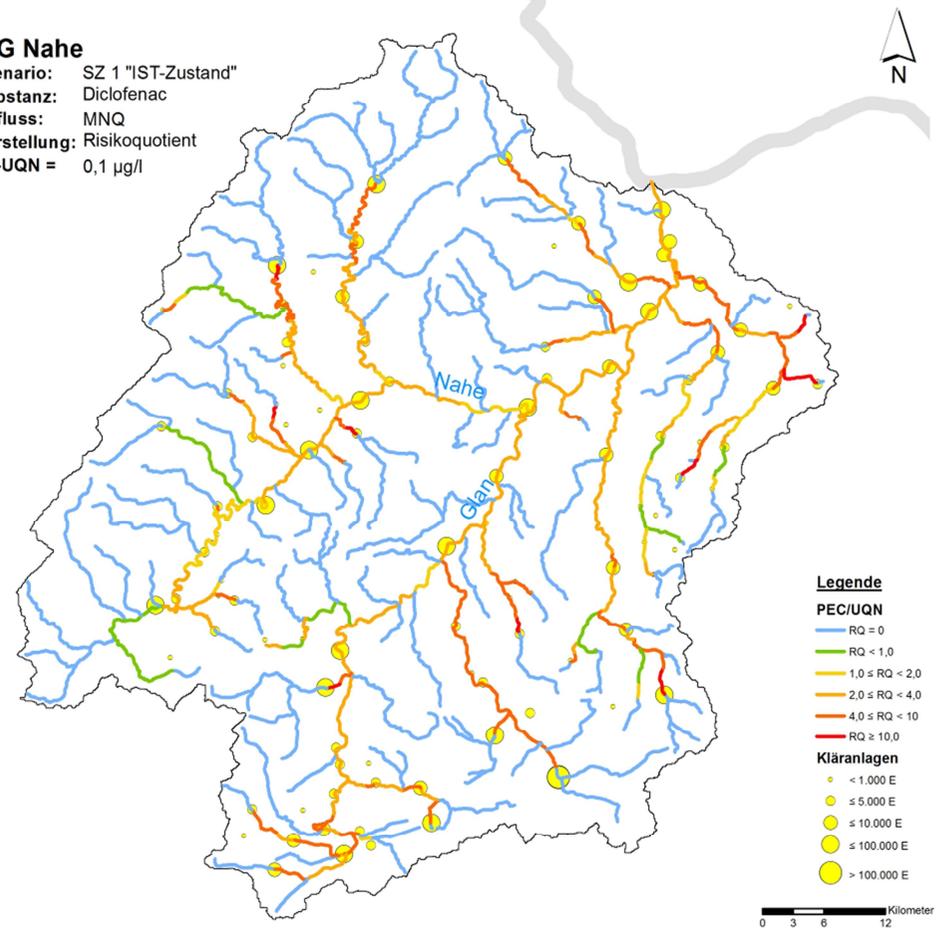


Bild 7.10: Risikoquotienten für Diclofenac im Ist-Zustand bei MNQ, Sz 1c

7.4 Szenario 2: Demografie

Untersuchungsziele

- Prognose der Bevölkerungsentwicklung (Altersstruktur und Anzahl)
- Auswirkungen auf den Medikamentenverbrauch (definierte Tagesdosen)
- Anpassung der Substanzparameter für die Simulation (Verbrauchswerte)
- Beurteilung der zukünftigen Gewässerbelastung (Simulation)

Prognose der Bevölkerungsentwicklung

Die Prognose der Bevölkerungsentwicklung weist für die Jahre 2030 bzw. 2050 einen Rückgang der Bevölkerungszahl im Nahegebiet von 11,5 % bzw. 22 % aus (vgl. Kapitel 3.1.2). Diese Zahlen beruhen auf der mittleren Variante der für Rheinland-Pfalz prognostizierten demografischen Entwicklung (Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz, 2014). Unter der Annahme, dass der Status Quo (keine 4. Reinigungsstufe oder sonstige Maßnahmen) beibehalten und die Bevölkerungsentwicklung berücksichtigt wird, ergeben sich die nachfolgend beschriebenen Auswirkungen auf den Medikamentenverbrauch. Eine Betrachtung der Substanzgruppe der Pestizide und Biozide sowie sSonstige% wurde im Rahmen dieses Szenarios nicht durchgeführt, da diese losgelöst von der demografischen Entwicklung zu betrachten sind und dazu ggf. nur indirekte, aber nicht quantifizierbare Auswirkungen zu erwarten sind.

Auswirkungen der Bevölkerungsentwicklung auf den Medikamentenverbrauch

Die Auswirkungen aufgrund der sich wandelnden Altersstruktur auf den Medikamentenkonsum können anhand sogenannter sdefinierter Tagesdosen%(engl.: *daily defined dose* . DDD) ermittelt werden. Die DDD wird als Maß für die verordnete Arzneimittelmenge verwendet. Sie basiert auf der Menge eines Wirkstoffs, die üblicherweise auf die Hauptindikation bei Erwachsenen pro Tag angewendet wird. Die DDD je versicherter Person in der Gesetzlichen Krankenversicherung (GKV) im Jahr 2011 nach Arzneimittelgruppen ist in Schwabe und Paffrath (2012) angegeben. Dabei wird in 5-Jahresstufen eine DDD angegeben, so dass es möglich ist, den Arzneimittelverbrauch auf die Altersgruppen zu verteilen. Die DDD liegen u. a. für die in Kapitel 4.2 ausgewählten Arzneimittelwirkstoffe unter den Referenzparametern (Ausnahme: Amidotrizoesäure) vor.

Die Veränderung der definierten Tagesdosen für den Wirkstoff Diclofenac über die Altersgruppen geht aus Bild 7.12 hervor. Es wird deutlich, dass der Wirkstoffverbrauch mit zunehmendem Alter exponentiell ansteigt.

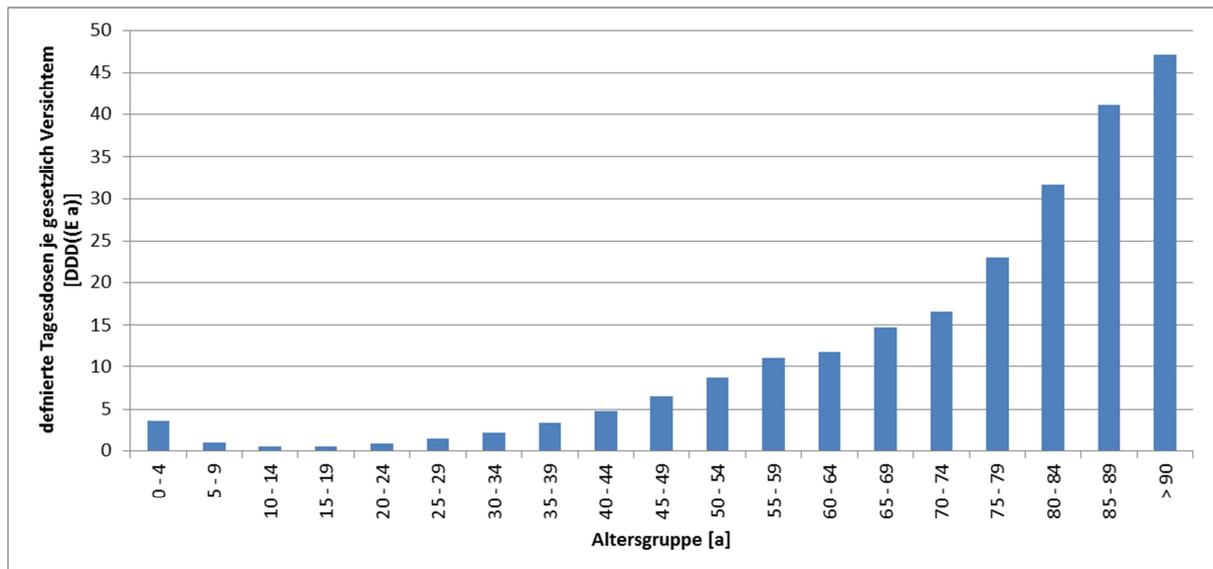


Bild 7.12: Definierte Tagesdosen (DDD) für den Wirkstoff Diclofenac nach Altersgruppen.

Aufgrund der in Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz (2014) aufgeführten Altersstruktur, die für die hier durchgeführte Untersuchung im Nahe-EZG maßgebend ist, werden die DDD über folgende Altersgruppen gemittelt: 0-34 Jahre, 35-49 Jahre, 50-64 Jahre, 65-80 Jahren sowie > 80 Jahre.

Darauf basierend kann mit dem spezifischen Wirkstoffeinsatz ein altersgruppenspezifischer Medikamentenverbrauch für das Bezugsjahr 2010 ermittelt werden, aus dem je Altersgruppe ein einwohnerspezifischer Wert abgeleitet werden kann. Das erlaubt wiederum eine Übertragung und Neuberechnung der Medikamentenverbräuche für die Prognosejahre 2030 und 2050, wie sie in diesem Kapitel zur Anwendung kommen. Darin nicht enthalten sind mögliche Steigerungen des Verbrauchs infolge erhöhten Arzneimittelkonsums z. B. infolge eines veränderte Verschreibungsverhaltens oder verstärkter Werbemaßnahmen bei frei verfügbaren Medikamenten.

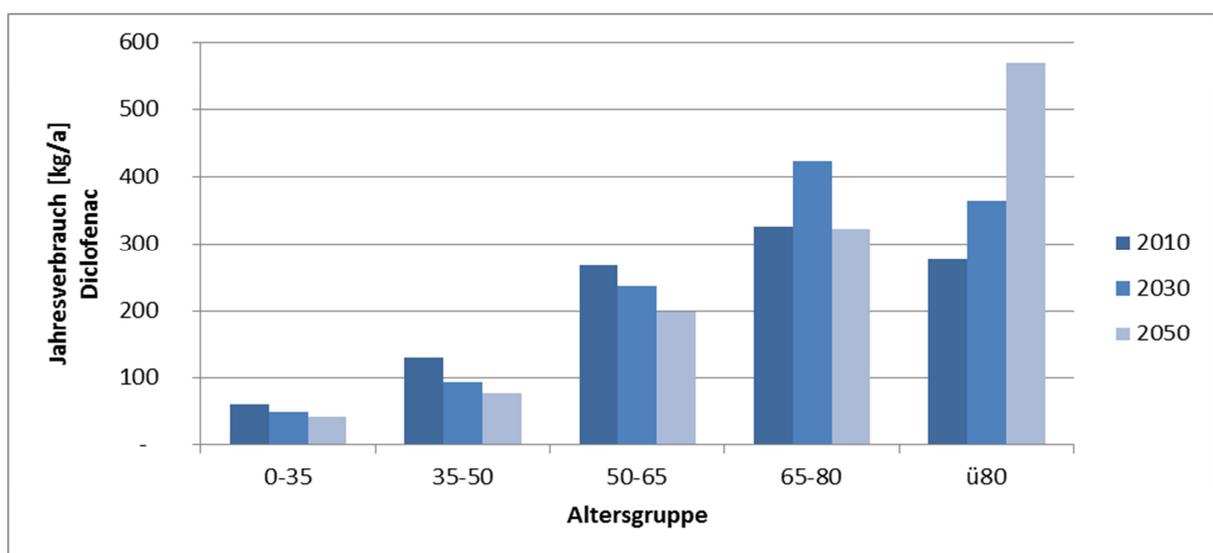


Bild 7.13: Entwicklung des Medikamentenverbrauchs am Beispiel des Wirkstoffes Diclofenac nach Altersgruppen im EZG der Nahe für die Prognosejahre 2030 und 2050 im Vergleich zum Bezugsjahr 2010

Die nachfolgenden Grafiken zeigen die Verbrauchsentwicklung für die Gruppe der Medikamente unter den Referenzparametern in den kommenden Jahrzehnten.

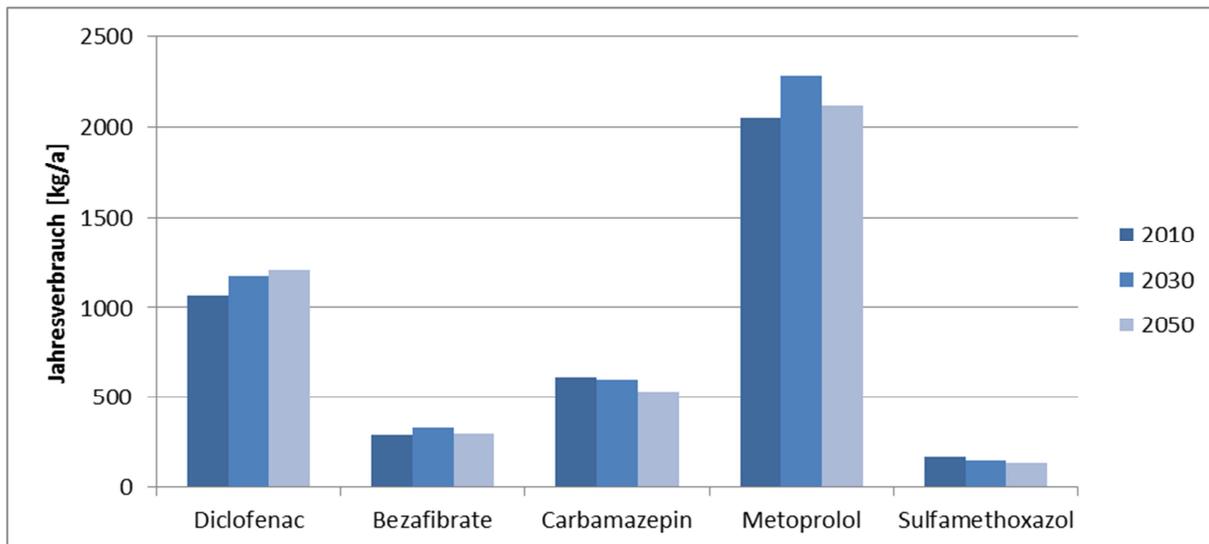


Bild 7.14: Entwicklung des Medikamentenverbrauchs für die Prognosejahre 2030 und 2050.

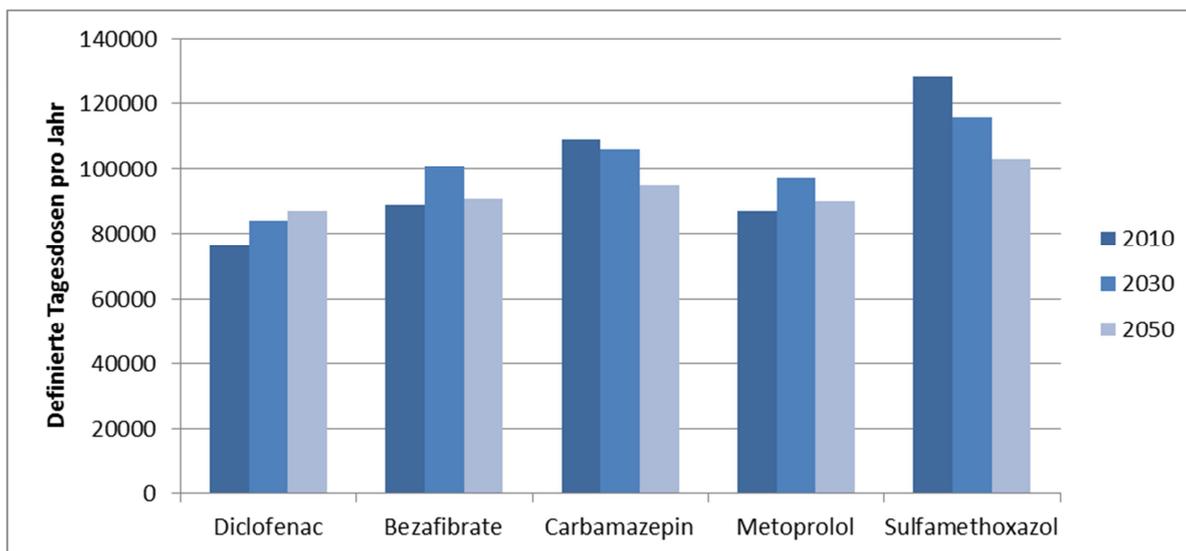


Bild 7.15: Entwicklung der verabreichten Tagesdosen für die Prognosejahre 2030 und 2050

Zusammenfassend lässt sich festhalten:

- Die Bevölkerungszahlen werden im Naheinzugsgebiet sowohl kurz- als auch mittelfristig rückläufig prognostiziert.
- Der Anteil älterer Menschen in der Gruppe der über 50-jährigen wird laut Prognosen jedoch absolut nur vorübergehend zunehmen.
- Der Anteil älterer Menschen in der Gruppe der über 65jährigen wird in den kommenden Jahren deutlich zunehmen, ist dann aber wieder rückläufig.
- Die Auswirkungen auf den absoluten Verbrauch an Medikamenten im Einzugsgebiet stellen sich wie folgt dar: Pauschal von einem Rückgang aufgrund einer niedrigeren Einwohnerzahl auszugehen, ist falsch. Der demografischen Prozess gerade in der Altersgruppe der über 65-jährigen kehrt diese Annahme ins Gegenteil um: der Medikamentenverbrauch wird für bestimmte Wirkstoffe, die schwerpunktmäßig bei älteren Menschen angewendet werden, zunehmen.

7.4.1 Sz 2a –Bevölkerungsentwicklung bis 2030

Veränderte Eingangsdaten/ Erhöhter Arzneimittelverbrauch

Im Vergleich zum Ist-Zustand (vgl. Sz 1a: Ist-Zustand bei MQ) ändert sich der Arzneimittelverbrauch unter den demografischen Rahmenbedingungen im Jahr 2030 wie in Tabelle 7.4 aufgeführt. Diese Verbrauchsmengen bilden die Grundlage für die Simulation des Szenarios, sonstige Modelleingangsdaten bleiben unverändert.

Eine Änderung der Verbrauchsmenge für das Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure konnte nicht ermittelt werden, weil für diese Substanz keine Tagesdosiskennwerte erhoben werden. Dementsprechend beschränken sich die Aussagen dieses Szenario auf diese fünf Substanzen.

Tabelle 7.4: Änderung des jährlichen Arzneimittelverbrauchs in Abhängigkeit der demografischen Entwicklung

Arzneimittel	Verbrauch	
	Ist-Zustand	2030
	[kg/a]	[kg/a]
Diclofenac	1.063	1.170
Bezafibrate	211	240
Carbamazepin	612	596
Metoprolol	2.046	2.283
Sulfamethoxazol	169	153

Da das Modell GREAT-ER nur mit spezifischen personenbezogenen Verbrauchswerten rechnet, wurde der mittlere einwohnerspezifische Medikamentenverbrauch unter Berücksichtigung des Verbrauchs für das Jahr 2030 vereinfacht so angepasst, dass die Bevölkerungszahl im Untersuchungsraum nicht geändert werden musste. Dies wäre mit einer aufwändigen Überarbeitung der Kläranlageneingangsdaten (Einwohnerzahl) verbunden gewesen.

Bewertung der Gewässerbelastung

Exemplarisch werden an dieser Stelle die Auswirkungen auf die Gewässerbelastung für den Referenzparameter Diclofenac betrachtet. Dabei wird angenommen, dass keine Maßnahmen zur Eintragsminderung durchgeführt werden *und* sich die demografischen Rahmenbedingungen (Rückgang der Bevölkerungszahlen und Änderung der Altersstruktur) wie oben beschrieben einstellen.

Anhand der Fließprofile für Lauter-Glan-Nahe und Nahe (vgl. Bild 7.16 und Bild 7.18) wird die Entwicklung der zu erwartenden mittleren Konzentrationen entlang der Fließstrecke deutlich. Diese nimmt entlang der Fließstrecke in allen Bereichen, die durch Kläranlagen beeinflusst sind, zu. In Abhängigkeit vom Gewässer und der Kläranlagengröße schwankt diese Auswirkung. Die resultierende Diclofenac-Konzentration liegt an der Mündung der Nahe in den Rhein (Grenze des Betrachtungsraumes) insgesamt um ca. 10 % oberhalb der des Status Quo.

Mit Beginn der Einleitung durch die Kläranlage Kaiserslautern in die Lauter wird der PNEC - bis auf den Abschnitt sMündung Glan in Nahe%bis Bad-Kreuznach durchgängig überschritten. Im erwähnten Abschnitt liegt die Konzentration leicht unterhalb dem PNEC.

Die Nahe selbst weist somit erst ab Bad-Kreuznach kritische Konzentrationswerte auf. Der oben erwähnte über 20 Kilometer lange Gewässerabschnitt weist ein hohes Gefährdungspotenzial auf, den PNEC bei einer fortschreitenden Verschlechterung zu überschreiten.

Somit ist in Zukunft von einer Verschärfung der bereits jetzt zum Teil kritischen Belastung der Gewässer mit Diclofenac auszugehen. Betroffen sind weiterhin der Unterlauf der Nahe und deren Nebengewässer, die im Bereich der vorflutschwachen Gewässeroberläufe und im Bereich hoher Abwasserlasten einen Risikoquotienten größer 1 aufweisen (Bild 7.17).

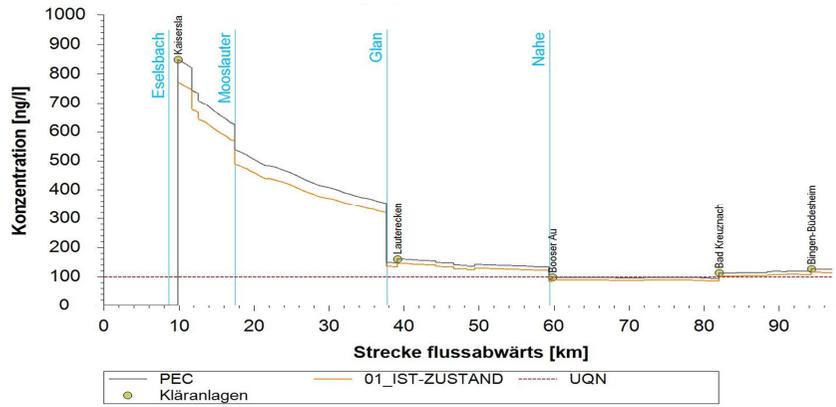


Bild 7.16: Sz 2a - Konzentrationsprofil für Diclofenac entlang des Fließprofils Lauter-Glan-Nahe bei MQ

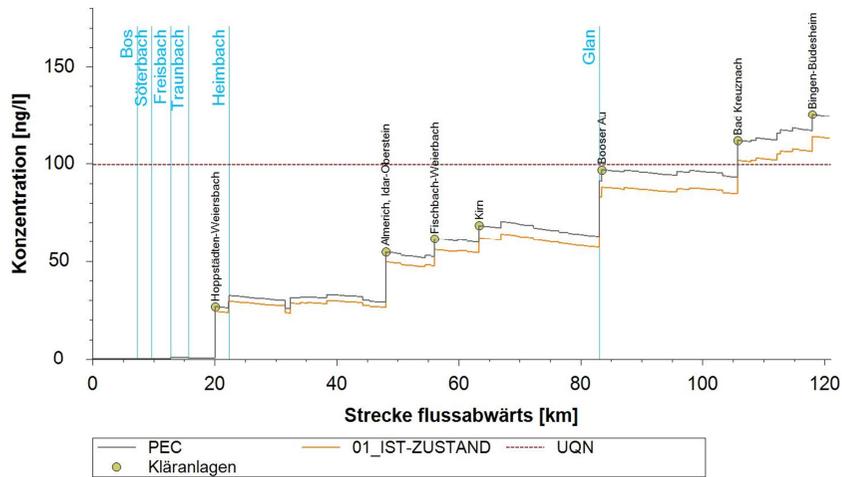


Bild 7.18: Sz 2a - Konzentrationsprofil für Diclofenac entlang des Fließprofils der Nahe bei MQ

EZG Nahe

Szenario: SZ 2a - Demographie 2030
 Substanz: Diclofenac
 Abfluss: MQ
 Darstellung: Risikoquotient
 JD-UQN = 0,1 µg/l

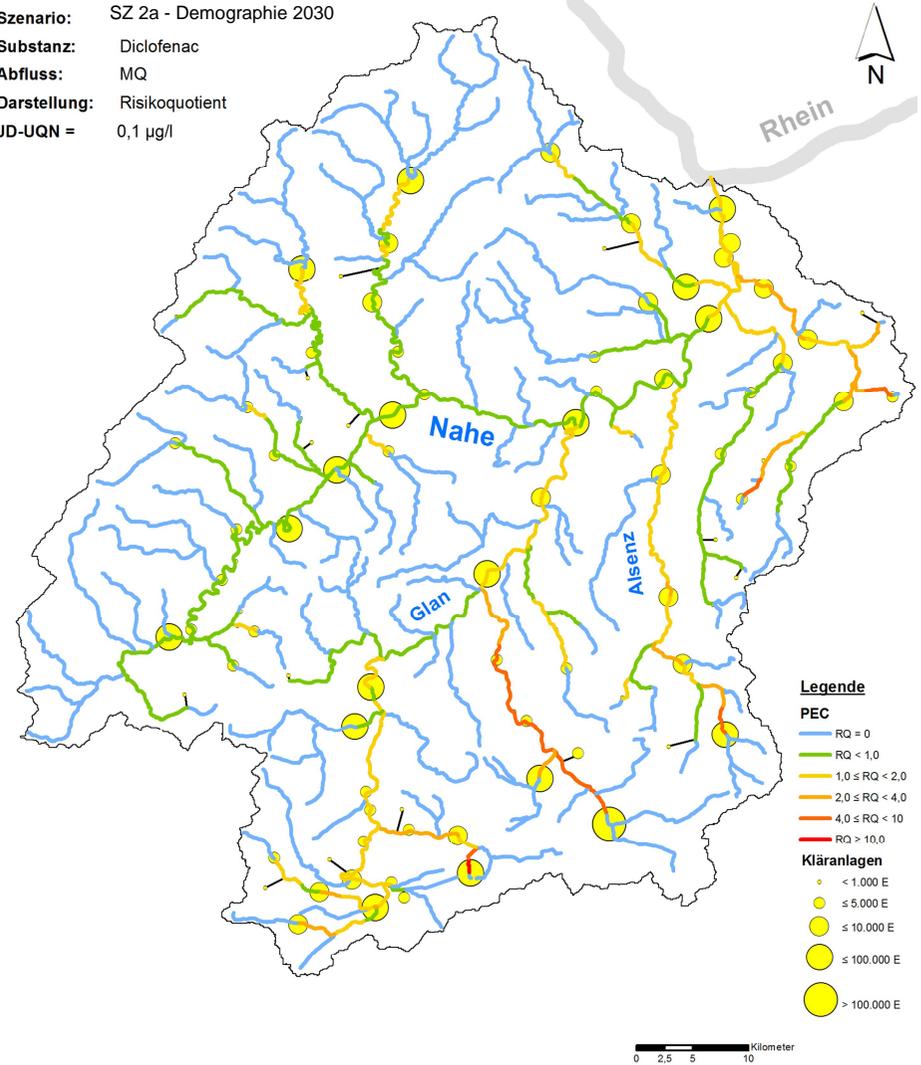


Bild 7.17: Risikoquotient für das Fließgewässernetz für das Sz 2a bei MQ

Substanzvergleich als Differenz zum Ist-Zustand

Für die fünf an dieser Stelle betrachteten Substanzen stellt sich unter den angenommenen Randbedingungen die Situation insbesondere für Diclofenac in weiten Bereichen kritisch dar. In Abhängigkeit des zugrundeliegenden Qualitätskriteriums kann sich die Gewässerqualität entsprechend verschlechtern. Dieser Fall ist in Tabelle 7.5 für ein Qualitätsziel für DCF von 0,10 µg/l und 0,05 µg/L (AA-EQS) dargestellt. Der Anteil der Fließkilometer mit einer Bewertung von RQ < 1 nimmt gegenüber dem Ist-Zustand ab. Im Vergleich zum Ist-Zustand verschlechtert sich die Situation außerdem für Bezafibrat leicht, mit höheren Anteilen an Gewässerabschnitten, in denen die Konzentration über dem angesetzten Qualitätskriterium liegt.

Bezogen auf die in den Rhein emittierte Jahresfracht ist mit einer deutlichen Zunahme für die Substanzen Diclofenac (+10 %), Metoprolol (+20,8 %) und Bezafibrat (+12,5 %) zu rechnen. Leichte Rückgänge der Emissionen sind für Carbamazepin und Sulfamethoxazol zu verzeichnen.

Tabelle 7.5: Vergleich von Sz 2a zum Ist-Zustand. Differenz der Fracht an der Rheinmündung und die daraus resultierende die Verschiebung der RQ-Verteilung im Gewässer

Vergleich zum IST-Zustand für SZ 2a - Demographie 2030			Frachtbezogen ⁽¹⁾		Qualitätsbezogen ⁽²⁾					
Gruppe	Substanz	JD-UQN [µg/l]	[kg/a]		RQ = 0 *	RQ < 1,0	1,0 mRQ < 2,0	2,0 mRQ < 4,0	4,0 mRQ < 10	RQ ~ 10,0
Pharmaka	Amidotrizoensäure	1,00 µg/l								
	Carbamazepin	0,50 µg/l	-2,1	von 81,4	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
	Diclofenac	0,05 µg/l	+10,0	von 98,8	0,0%	-0,8%	-0,4%	+0,8%	+0,1%	+0,2%
		0,10 µg/l			0,0%	-1,2%	+0,8%	-0,1%	+0,4%	+0,0%
	Metoprolol	64,00 µg/l	+20,8	von 179,7	-0,1%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
	Sulfamethoxazol	0,60 µg/l	-1,7	von 17,4	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Bezafibrat	0,46 µg/l	+12,5	von 92,7	0,0%	-0,5%	+0,5%	0,0%	0,0%	0,0%	

(1) = Differenz der Fracht an der Mündung zum Rhein (im Vergleich zur Ist-Situation)

(2) = Differenz der Risikobewertung in % von 1.515 km (im Vergleich zur Ist-Situation)

7.4.2 Sz 2b –Bevölkerungsentwicklung bis 2050

Veränderte Eingangsdaten/ Erhöhter Arzneimittelverbrauch

Im Vergleich zum Ist-Zustand (vgl. Sz 1a: Ist-Zustand bei MQ) ändert sich der Arzneimittelverbrauch unter den demografischen Rahmenbedingungen im Jahr 2050 wie in Tabelle 7.6 aufgeführt.

Tabelle 7.6: Änderung des jährlichen Arzneimittelverbrauchs in Abhängigkeit der demografischen Entwicklung im Jahr 2050

Arzneimittel	Verbrauch		
	Ist-Zustand	2030	2050
	[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]
Diclofenac	1.063	1.170	1.209
Bezafibrate	211	240	216
Carbamazepin	612	596	533
Metoprolol	2.046	2.283	2.113
Sulfamethoxazol	169	153	136

Bewertung der Gewässerbelastung

Exemplarisch werden an dieser Stelle die Auswirkungen auf die Gewässerbelastung für den Referenzparameter Diclofenac für den Fall näher betrachtet, dass bis zum Jahr 2050 keine Maßnahmen zur Eintragsminderung durchgeführt werden *und* sich die demografischen Rahmenbedingungen (Rückgang der Bevölkerungszahlen und Änderung der Altersstruktur) wie oben beschrieben einstellen.

Anhand der Konzentrationsprofile für Lauter-Glan-Nahe und für die Nahe (Bild 7.19) wird die Entwicklung der zu erwartenden mittleren Konzentrationen entlang der Fließstrecke deutlich. Diese nimmt entlang der Fließstrecke in allen Bereichen, die durch Kläranlagenabläufe und Mischwasserentlastungen beeinflusst sind, zu. In Abhängigkeit vom Gewässer und der Kläranlagengröße schwankt diese Auswirkung. Die Diclofenac-Konzentration liegt an der Mündung der Nahe in den Rhein um ca. 10 % oberhalb des Status-Quo.

Mit Beginn der Einleitung durch die Kläranlage Kaiserslautern in die Lauter wird der PNEC - bis auf den Abschnitt 'Mündung Glan in Nahe' bis Bad-Kreuznach durchgängig überschritten. Im erwähnten Abschnitt liegt der Konzentration nur noch geringfügig unterhalb des PNEC.

Somit ist in Zukunft von einer Verschärfung der bereits jetzt zum Teil bereits kritischen Belastung der Gewässer mit Diclofenac auszugehen, wenn sich die äußeren Rahmenbedingungen nicht ändern. Betroffen sind weiterhin der Unterlauf der Nahe und deren Nebengewässer, die im Bereich der vorflutschwachen Gewässeroberläufe und im Bereich hoher Abwasserlasten einen Risikoquotienten größer 1 aufweisen (vgl. Bild 7.20).

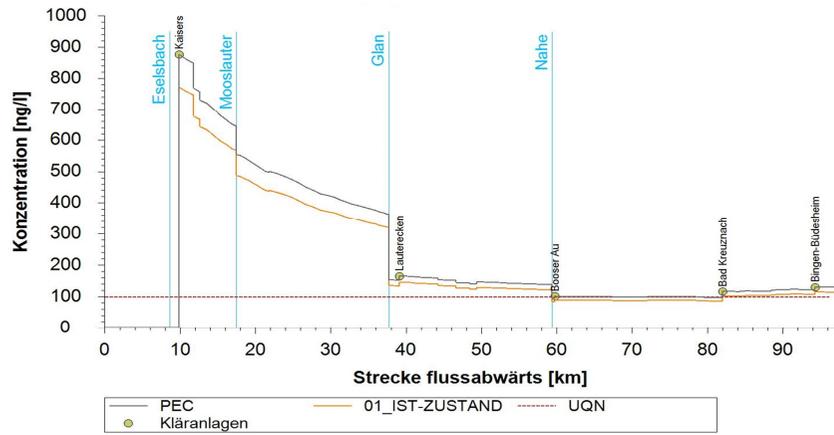


Bild 7.19: Sz 2b - Konzentrationsprofile für Diclofenac entlang des Fließprofils Lauter-Glan-Nahe bei MQ

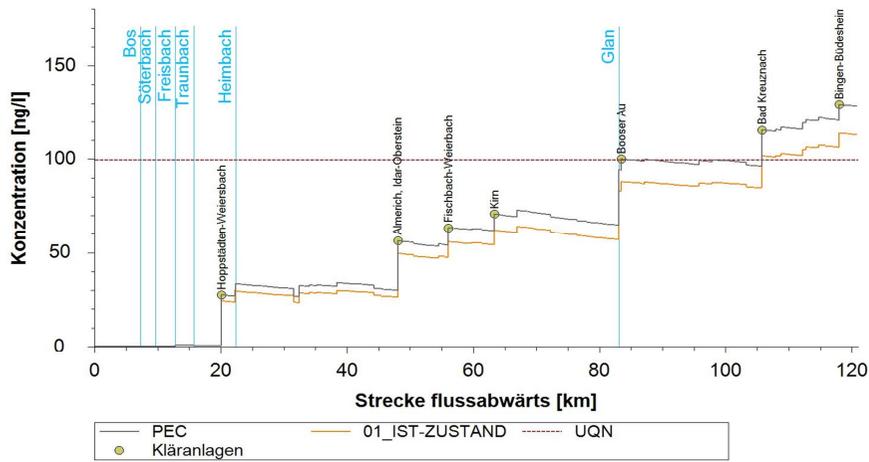


Bild 7.21: Sz 2b - Konzentrationsprofile für Diclofenac entlang des Fließprofils der Nahe bei MQ

EZG Nahe

Szenario: SZ 2b - Demographie 2050
 Substanz: Diclofenac
 Abfluss: MQ
 Darstellung: Risikoquotient
 JD-UQN = 0,1 µg/l

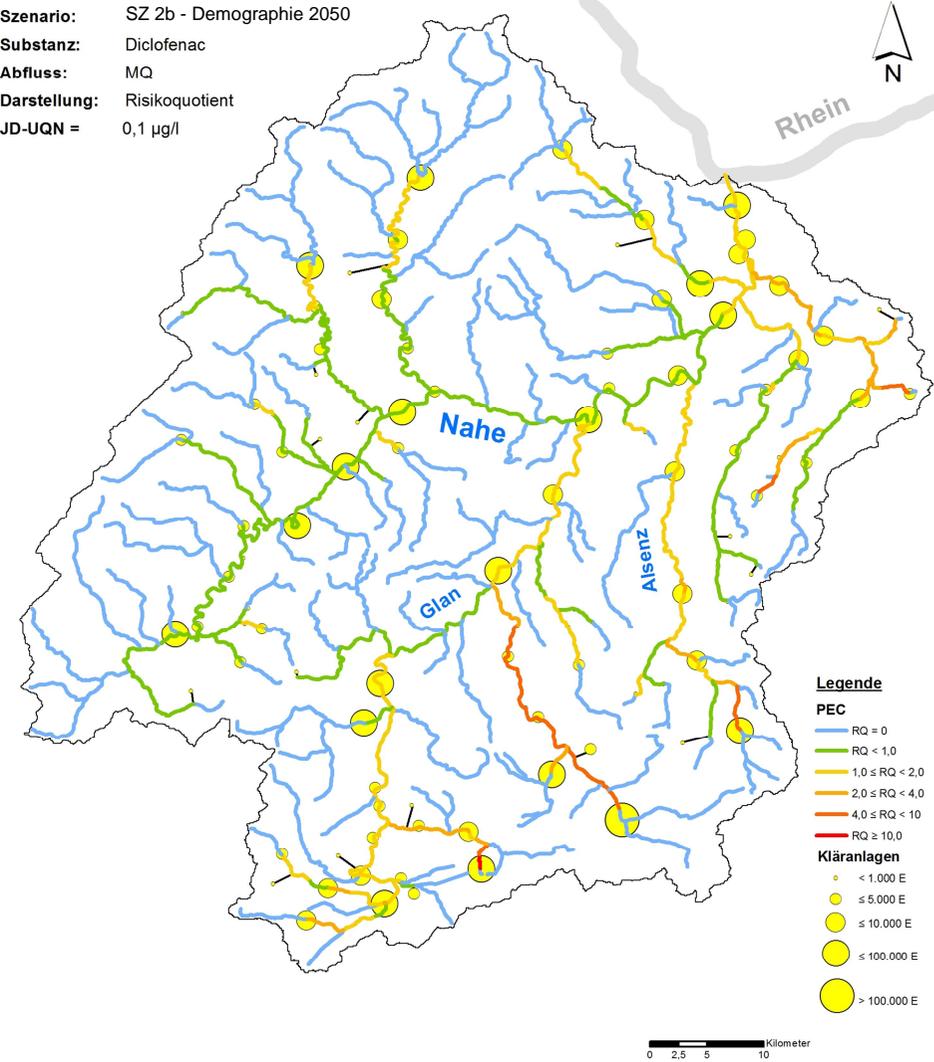


Bild 7.20: Risikoquotient für das Fließgewässernetz für das Sz 2b bei MQ

Substanzvergleich als Differenz zum Ist-Zustand

Für die fünf an dieser Stelle betrachteten Substanzen stellt sich unter den angenommenen Randbedingungen die Situation insbesondere für die Substanz Diclofenac in Bereichen kritisch dar. In Abhängigkeit des zugrundeliegenden Qualitätskriteriums kann sich die Gewässerqualität entsprechend verschlechtern. Dieser Fall ist in Tabelle 7.7 getrennt für $JD-UQN_{DCF} = 0,05 \mu\text{g/l}$ und $= 0,10 \mu\text{g/l}$ dargestellt. Der Anteil der Fließkilometer mit einer Bewertung von $RQ < 1$ nimmt gegenüber dem Ist-Zustand ab. Im Vergleich zum Ist-Zustand verschlechtert sich die Situation außerdem auch für Bezafibrat leicht.

Bezogen auf die in den Rhein emittierte Jahresfracht ist mit einer deutlichen Zunahme für die Substanz Diclofenac (+13,5 %) sowie leichten Zunahmen für Metoprolol (+5,9 %) und Bezafibrat (+2,0 %) zu rechnen. Die Emissionsrückgänge für Carbamazepin und Sulfamethoxazol nehmen im Vergleich zum Jahr 2030 (vgl. Tabelle 7.5) weiter zu.

Tabelle 7.7: Vergleich von Sz 2a zum Ist-Zustand. Differenz der Fracht an der Rheinmündung und die daraus resultierende die Verschiebung der RQ-Verteilung im Gewässer

Vergleich zum IST-Zustand für SZ 2b - Demographie 2050			Frachtbezogen ⁽¹⁾		Qualitätsbezogen ⁽²⁾					
Gruppe	Substanz	JD-UQN [$\mu\text{g/l}$]	[kg/a]		RQ = 0 *	RQ < 1,0	$1,0 \leq RQ < 2,0$	$2,0 \leq RQ < 4,0$	$4,0 \leq RQ < 10$	$RQ \geq 10,0$
Pharmaka	Amidotrizoesäure	1,00 $\mu\text{g/l}$								
	Carbamazepin	0,50 $\mu\text{g/l}$	-10,5	von 81,4	0,0%	0,2%	-0,2%	0,0%	0,0%	0,0%
	Diclofenac	0,05 $\mu\text{g/l}$	+13,5	von 98,8	0,0%	-1,3%	-0,5%	+1,2%	+0,2%	+0,4%
		0,10 $\mu\text{g/l}$			0,0%	-1,8%	+1,2%	-0,1%	+0,6%	+0,0%
	Metoprolol	64,00 $\mu\text{g/l}$	+5,9	von 179,7	-0,1%	+0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
	Sulfamethoxazol	0,60 $\mu\text{g/l}$	-3,4	von 17,4	0,1%	-0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Bezafibrat	0,46 $\mu\text{g/l}$	+2,0	von 92,7	0,0%	-0,2%	+0,2%	0,0%	0,0%	0,0%	

(1) = Differenz der Fracht an der Mündung zum Rhein (im Vergleich zur Ist-Situation)

(2) = Differenz der Risikobewertung in % von 1.515 km (im Vergleich zur Ist-Situation)

7.4.3 Vergleich der Szenarien 2a und 2b mit dem Ist-Zustand

Die Änderung der demografischen Verhältnisse im Einzugsgebiet der Nahe führt für die Substanzen Diclofenac, Metoprolol und Bezafibrat zu einer Steigerung der in die Gewässer der Nahe und damit in den Rhein emittierten Jahresfracht (Tabelle 7.8). Für Diclofenac nimmt diese um 10 (Bezugsjahr 2030) bzw. um 13 (Bezugsjahr 2050) %-Punkte im Vergleich zum Ist-Zustand zu.

Bei Betrachtung der Risikoquotienten wird deutlich, dass hier keine bzw. nur sehr geringe Änderungen der Gewässeranteile mit einer unkritischen bzw. keiner Belastung zu erwarten sind. Für die drei oben erwähnten Substanzen nimmt der Gewässeranteil mit $RQ < 1$ leicht ab.

Ca. 70 % der betrachteten 1.515 Fließkilometer liegen demnach unterhalb $0,10 \mu\text{g/l}$. Ca. 30 % der gesamt abgebildeten Fließstrecke, entsprechend ca. 75 % der abwasserbeeinflussten Gewässerfließstrecke, sind demnach belastet und weisen einen Handlungsbedarf auf. Der qualitätsbezogene Vergleich macht auch deutlich, dass sich unter den betrachteten Substanzen die Maßnahmen auf Diclofenac konzentrieren sollten. Trotz des Rückgangs der Bevölkerungszahl wirkt sich die demografische Entwicklung insgesamt negativ auf die Gewässerqualität aus. Der Einfluss der sich ändernden Altersstruktur dominiert diesen Effekt und führt für die Wirkstoffe Diclofenac und Bezafibrat zu einer leichteren Verschlechterung des Ist-Zustandes.

Tabelle 7.8: Vergleich der fracht- und qualitätsbezogenen Unterschiede für die Szenarien 2a und 2b im Vergleich zum Ist-Zustand.

Gruppe	Substanzen	JD-UQN	Frachtbezogen			Qualitätsbezogen		
			Jahresfracht der Nahe, Rheinmündung			Gewässeranteil (von 1.515 km) mit RQ<1		
			IST-Zustand	Demografie 2030	Demografie 2050	IST-Zustand	Demografie 2030	Demografie 2050
			Sz 1	Sz 2a	Sz 2b	Sz 1	Sz 2a	Sz 2b
		[µg/l]	[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]	% (RQ<1)	% (RQ<1)	% (RQ<1)
Arzneimittel	Carbamazepin	0,50	81,39	79,32	70,90	99,8%	99,8%	100%
	Diclofenac	0,05	98,84	108,79	112,37	70,9%	70,1%	69,6%
		0,10				83,6%	82,4%	81,8%
	Metoprolol	64,00	179,69	200,53	185,58	100,0%	100,0%	100,0%
	Sulfamethoxazol	0,60	17,41	15,70	13,97	100,0%	100,0%	100,0%
	Bezafibrat	0,46	92,66	105,18	94,67	99,8%	99,2%	99,6%

7.5 Szenario 3: Erweiterung der Kläranlagen um 4. Reinigungsstufen

Untersuchungsziele

- ➔ Auswirkung auf das Gewässersystem
- ➔ Auswahl der Kläranlagen für eine 4.RS
- ➔ Zusätzliche Reinigungsleistung
- ➔ Ergebnisse der Stoffflusssimulation

Auswirkung von 4.Reinigungsstufen auf das Gewässersystem

Die Bewertung der aktuellen Gewässersituation (Szenario 1) hat ergeben, dass unter Berücksichtigung substanzspezifischer Qualitätskriterien keine ausreichende Gewässerqualität zum Schutz der aquatischen Umwelt bei Einzelstoffen erreicht werden kann. Die Auswirkungen der demographischen Entwicklung im Einzugsgebiet (Szenario 2) führen zudem bei verschiedenen Arzneimitteln zu einer weiteren Verschärfung der Belastungssituation.

Angesichts dieser Bewertung der Gewässerbelastung wird nachfolgend die Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen untersucht. Ziel ist die Reduzierung der punktuellen Frachteinträge durch die Integration nachgeschalteter verfahrenstechnischer Maßnahmen, der sogenannten 4. Reinigungsstufen zur erweiterten Elimination von Mikroschadstoffen. Da diese Maßnahmen, im Gegensatz zu quellorientierten Maßnahmen, mit erhöhten Investitionen und Betriebskosten verbunden sind, ist es zweckmäßig, vor einer technischen Umsetzung den Nutzen über die Stoffflusssimulation zu bewerten.

Die Wirkung auf die Gewässersituation durch die Erweiterung der vorhandenen Kläranlagen wird über zwei unterschiedliche Ansätze bewertet. Zum einen wird der Nutzen als summierte

Frachtreduzierung der Gesamtemissionen in den Rhein (Mündung Bingen) quantifiziert, zum anderen wird eine qualitative Aussage über die Veränderungen in der Verteilung der Risikoquotienten über das abgebildete Gewässernetz getroffen.

Randbedingungen für die Kläranlagenauswahl

In drei verschiedenen Ausbauszenarien werden jeweils unterschiedliche Kläranlagen anhand verschiedener Kriterien ausgewählt und diese im Simulationsmodell mit einer 4. Reinigungsstufe ausgestattet.

Dabei werden folgende vereinfachte Annahmen getroffen:

- **Verfahrenstechnik der 4. Reinigungsstufe:** Es werden ausschließlich Adsorptionsstufen als weitergehende Reinigungsverfahren gewählt. Es wird angenommen, dass die Ozonbehandlung ein vergleichbares Potential aufweist, aber durch die mögliche Bildung von Transformationsprodukten in einigen Fällen (z. B. Bereich von Trinkwasserwerken) auszuschließen ist und somit eher der Einzelfalluntersuchung obliegt.
- **Vorhandene Anlagentechnik:** Der Ausbauzustand der vorhandenen Anlagen (Belebtschlammverfahren, Tropfkörper, etc.) wird nicht berücksichtigt. Es wird substanzspezifisch eine einheitliche Abbaurrate angenommen.
- **Bezugsgröße für die Anlagengröße:** Die Auswahl der zu erweiternden Kläranlagen erfolgt über die Ausbaugröße, das Simulationsmodell rechnet jedoch mit angeschlossenen, im Einzugsgebiet der betrachteten Kläranlage lebenden Einwohnern.

Auswahl der Kläranlagen in drei Ausbauszenarien

Eine 4. Reinigungsstufe kann unter technischen Gesichtspunkten generell auf jeder konventionellen Kläranlage integriert werden. Die Wahl der Verfahrenstechnik für die Elimination der Mikroschadstoffe hängt jedoch von vielen örtlichen Einflussfaktoren ab und ist im Einzelfall näher zu untersuchen. Neben der technischen Realisierbarkeit (Platzbedarf) spielt die Wirtschaftlichkeit hier eine große Rolle (u. a. mögliche Umnutzung vorhandener Bauwerke).

Aus Sicht der Gewässer ist sowohl Lage als auch Anzahl der Kläranlagen mit nachgerüsteter 4. Reinigungsstufe von Bedeutung. Die Auswahl der Anlagen kann dabei nach verschiedenen Kriterien, wie beispielsweise in Abhängigkeit der Anlagengröße, der Gewässervorbelastung oder dem Einzugsgebiet, erfolgen.

Die Kläranlagenauswahl bestimmt neben dem erreichten Nutzen (Entlastung der Gewässer) auch die resultierenden Kosten (Bau und Betrieb der zusätzlichen Anlagentechnik). Ziel der Untersuchung ist durch Berücksichtigung mehrerer Abstufungen die Grundlage für eine Kosten-Nutzen-Analyse zu schaffen (vgl. dazu Kapitel 8). In der Simulation wurden dazu Kläranlagen in den folgenden drei Abstufungen um eine 4. Reinigungsstufe erweitert:

- **Sz 3a:** Ausbau der großen **Kläranlagen der GK 5** (> 100.000 EW)
- **Sz 3b:** Flächendeckender Ausbau der **Kläranlagen der GK 5 und 4** (> 10.000 EW)
- **Sz 3c:** Ausbau von **ausgewählten Kläranlagen** an Belastungsschwerpunkten

Einen Überblick über die Anzahl der Kläranlagen und den damit berücksichtigten Anteil der Anschlusskapazität der 104 Kläranlagen im Bilanzraum gibt Kapitel 3.2 **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** Allein durch den Ausbau der zwei größten Kläranlagen der GK 5 (Sz 3a) wird fast ein Viertel der Gesamtkapazität im Untersuchungsgebiet abgedeckt. Der zusätzliche Ausbau der Anlagen der GK 4 erhöht diesen Anteil auf über 80 %.

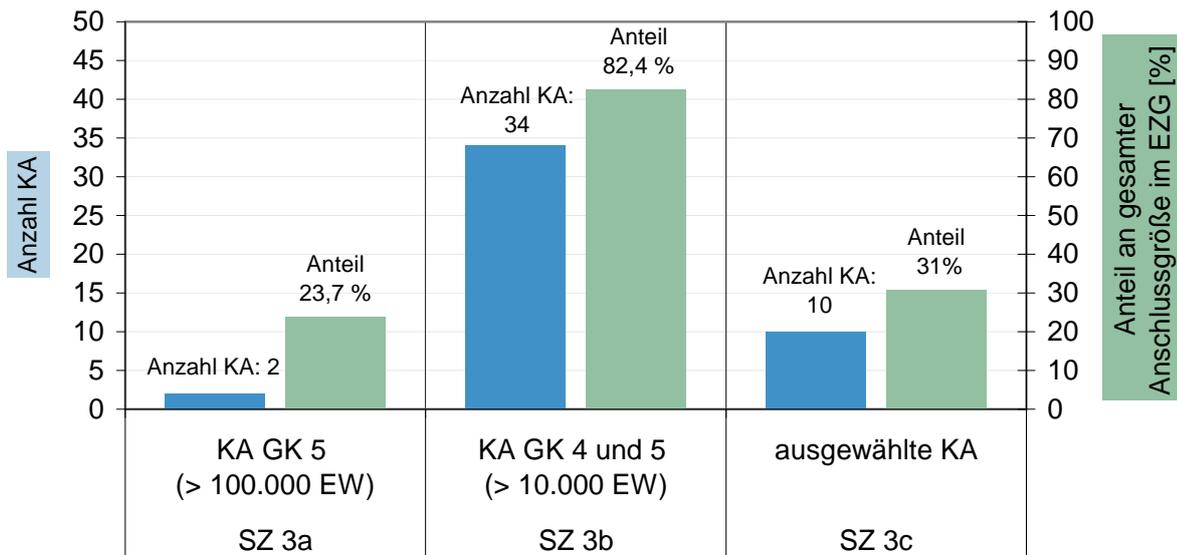


Bild 7.22: Überblick über die in den Szenarien 3a-c ausgewählten Kläranlagen, deren Anzahl und Gesamtausbaukapazität

Für die Auswahl der Kläranlagen in Abhängigkeit der Belastungsschwerpunkte (Sz 3c) bietet sich zunächst die Auswertung der Abwasserlast der Gewässer an. Der entsprechende Abwasserlastplan für das Untersuchungsgebiet ist in Bild 7.23 (oben) dargestellt. Die Einwohnerwerte (Anschlussgröße) sind auf MQ bezogen, somit wird die Abwasserlast in $E/(I_{\text{B}})$ dargestellt. Bei der gewählten Skalierung bzw. Kategorisierung in 6 Stufen von 0 bis 171 $E/(I_{\text{B}})$ wird deutlich, dass einige Nebengewässer durchgehend eine niedrige Abwasserlast aufweisen; einige wenige dagegen eine sehr hohe.

Im Gegensatz zu der Abwasserlast hat die Stoffflusssimulation für den Ist-Zustand gezeigt, dass auch Abschnitte mit niedrigem Abwasseranteil hohe Mikroschadstoff-Konzentrationen aufweisen können (vgl. dazu Kapitel 7.3). Eine gute Übereinstimmung mit der simulierten Diclofenac(DCF)-Konzentration ergibt sich insbesondere in den Oberläufen von Gewässern mit einer hohen Abwasserlast (Bild 7.23, unten).

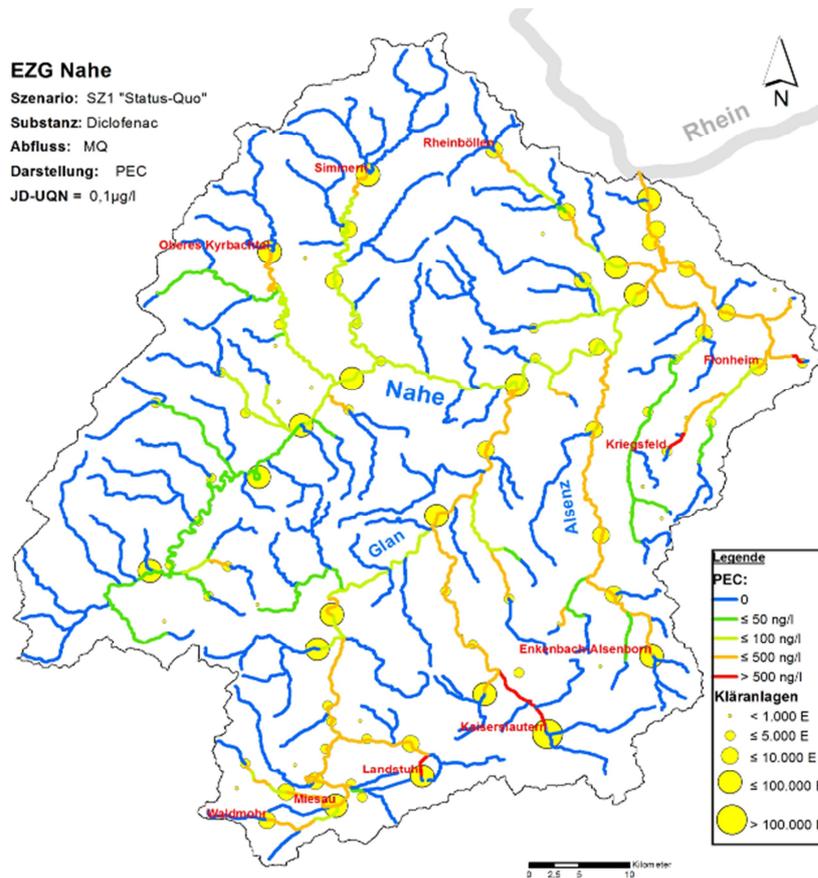
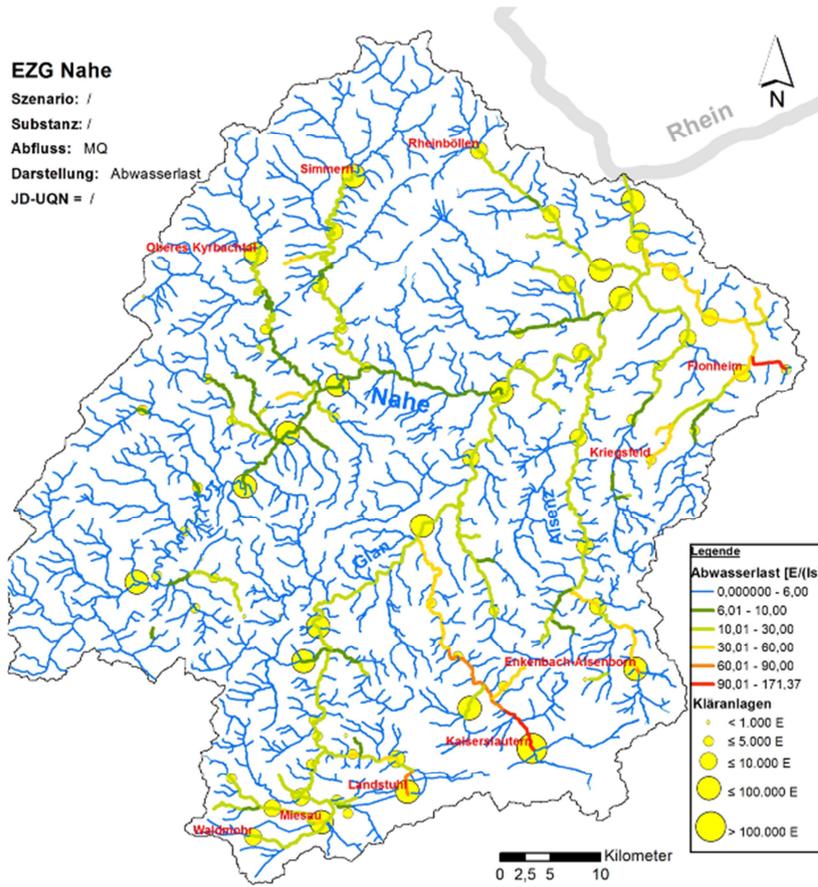


Bild 7.23: Oben: Abwasserlastplan der Nahe, Unten: Diclofenac-Belastung bei MQ

Die Abwasserlastkarte liefert damit zwar Hinweise zu erwarteten, allgemeinen Belastungsschwerpunkten, ist jedoch nicht als alleiniges Werkzeug zur Auswahl der Kläranlagen geeignet, auf denen 4. Reinigungsstufen ergänzt werden sollten. Daher wurde die Auswahl der Kläranlagen auch anhand der Diclofenac-Belastungskarte getroffen.

Auf diese Weise wurden 10 Kläranlagen ausgewählt, die zusammen eine Anschlussgröße von 296.442 EW aufweisen und damit fast ein Drittel der Gesamtkapazität der Kläranlagen im Untersuchungsgebiet ausmachen.

Mikroschadstoff-Elimination in einer 4. Reinigungsstufen

Auf Basis einer Literaturrecherche zu den Verfahren für eine Mikroschadstoff-Elimination (vgl. Kapitel 2) wurde im Simulationsmodell eine substanzspezifische mittlere Reinigungsleistung für die 4. Reinigungsstufe hinterlegt. Dabei wurde jedoch nicht zwischen einer Adsorption oder einer Ozonbehandlung unterschieden, da die Unterschiede in der Reinigungsleistung vielfach nicht erkennbar sind. Die angesetzte Reinigungsleistung bezieht sich auf den Zulauf der 4. Reinigungsstufe. Demnach kommt die Abbauleistung der konventionellen biologischen Abwasserbehandlung zur Bewertung der Gesamtelimination hinzu.

Die folgende Tabelle 7.9 fasst die im Modell hinterlegte substanzspezifische Elimination einer konventionellen Kläranlage und einer erweiterten Reinigung zusammen.

Tabelle 7.9: Elimination der betrachteten Mikroschadstoffe in konventionellen Kläranlagen sowie zusätzliche Reinigungsleistung einer 4. Reinigungsstufe

Gruppe	Substanz	Abk.	Elimination konventionelle KA (Bezug Zulauf KA)	Elimination 4. Reinigungsstufe (Bezug Zulauf 4. RS)
Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel	Amidotrizoesäure	DIATR	5,0 % ¹⁾	10 % ⁷⁾
	Carbamazepin	CBZ	5,0 % ¹⁾	90 % ⁷⁾
	Diclofenac	DCF	55 % ²⁾	85 % ^{7), 8)}
	Metoprolol	MTP	23 % ¹⁾	90 % ⁷⁾
	Sulfamethoxazol	SMX	60 % ¹⁾	60% ²⁾
	Bezafibrat	BZF	61 % ²⁾	75 % ²⁾
Pestizide und Biozide	Carbendazim	CBD	4,0 % ²⁾	75 % ²⁾
	Diuron	DRN	20 % ⁴⁾	65 % ²⁾
	Glyphosat	GPS	50 % ⁵⁾	30 % ⁵⁾
	Isoproturon	IPT	15 % ⁴⁾	60 % ²⁾
	Mecoprop	MCP	22 % ²⁾	60 % ²⁾
	Terbutryn	TBT	44 % ⁶⁾	65 % ²⁾
Sonstige	Diethyltoluamid	PFOS	30 % ¹⁰⁾	50 % ⁹⁾
	Perfluorooctansulfonat	DEET	55 % ³⁾	75 % ³⁾

Quellen:

- 1) Klasmeier et al. (2011)
- 2) Abbelgen und Siegrist, (2012) , (Hinweis: Minimal- und Maximalwerte wurden gemittelt)
- 3) Schrader, (2007)
- 4) Dimitrova et al. (2013)
- 5) Annahme auf Basis von Monnig et al. (1980)
- 6) Margot et al. (2011)
- 7) Götz et al., (2012)
- 8) MUKE-BW (2012)
- 9) Pinnekamp_Merkel et al. (2008)
- 10) Unveröffentlichte Messwerten aus Bornemann et al. (2012)

7.5.1 Sz 3a – Ausbau von KA der GK 5 (> 100.000 EW)

In diesem Szenario werden nur Kläranlagen mit einer Ausbaugröße > 100.000 EW mit einer 4. Reinigungsstufe ausgestattet. Dies betrifft zwei Anlagen im Untersuchungsgebiet (KA Kaiserslautern und KA Bad Kreuznach) mit einer summierten Anschlussgröße von 273.334 EW.

Bewertung der Gewässerbelastung (exemplarisch für Diclofenac)

Die Bewertung des Szenarios erfolgt über den Risikoquotienten. In Bild 7.25 sind die RQs exemplarisch für Diclofenac bei Ausbau der Kläranlagen > 100.000 EW und hinterlegtem MQ im Gewässersystem dargestellt. Die ausgebauten Kläranlagen sind in der Grafik beschriftet.

Eine Überschreitung des angesetzten Qualitätskriteriums von 0,1 µg/l in der Nahe wird durch die Ausstattung der beiden Kläranlagen vermieden, allerdings ist u. a. die Lauter trotz Ausbau der KA Kaiserslautern noch immer über viele Fließkilometer kritisch belastet. Dies zeigt auch

das Konzentrationsprofil der Lauter über den Glan bis zur Mündung der Nahe in den Rhein (Bild 7.24). Zum direkten Vergleich zeigt das Bild auch das Konzentrationsprofil des Ist-Zustandes.

Substanzvergleich als Differenz zum Ist-Zustand

Der Substanzvergleich ist als Differenz zum Ist-Zustand in Tabelle 7.10 sowohl frachtbezogen als auch qualitätsbezogen dargestellt. Insbesondere können die in die Gewässer der Nahe emittierten Arzneimittel durch den Ausbau der zwei großen Kläranlagen deutlich reduziert werden.

Ein Unterschied bei der Risikobewertung zeigt sich jedoch nur für das Analgetikum Diclofenac. Hier werden zusätzlich 2,9 % des Gewässersystems unter das angesetzte Qualitätskriterium gebracht (RQ < 1), was rund 46 Fließkilometer des gesamt abgebildeten Gewässernetzes entspricht.

Tabelle 7.10: Vergleich von Sz 2a zum Ist-Zustand. Differenz der Fracht an der Nahemündung und die daraus resultierende die Verschiebung der RQ-Verteilung im Gewässer

Vergleich zum Ist-Zustand für Sz 3a - KA GK 5 (> 100.000 EW)										
Gruppe	Substanz	QK ⁽³⁾	Frachtbezogen ⁽¹⁾		Qualitätsbezogen ⁽²⁾					
			[kg/a]		RQ = 0	RQ < 1,0	1,0 mRQ < 2,0	2,0 mRQ < 4,0	4,0 mRQ < 10	RQ > 10,0
Arzneimittel/ Diagnostika	Amidotrizoesäure	1,00 µg/l	-40,7	von 779,1	0,0%	0,0%	+0,1%	+0,1%	-0,1%	0,0%
	Carbamazepin	0,50 µg/l	-1,9	von 81,4	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
	Diclofenac	0,05 µg/l	-28,9	von 98,8	0,0%	+0,3%	+2,5%	-1,2%	-1,1%	-0,5%
		0,10 µg/l			0,0%	+2,9%	-1,2%	-0,6%	-1,0%	+0,0%
	Metoprolol	64,00 µg/l	-41,7	von 179,7	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
	Sulfamethoxazol	0,60 µg/l	-2,7	von 17,4	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Bezafibrat	0,46 µg/l	-17,9	von 92,7	0,0%	+0,1%	-0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	
Pestizide/ Biozide	Carbendazim	0,34 µg/l	-0,4	von 4,5	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
	Diuron	0,20 µg/l	-0,9	von 8,7	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
		0,10 µg/l			0,0%	+1,2%	-1,2%	+0,6%	-0,6%	0,0%
	Glyphosat	108,0 µg/l	-4,9	von 123,8	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
	Isoproturon	0,30 µg/l	-0,6	von 25,3	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
	Mecoprop	0,10 µg/l	-1,1	von 16,8	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Terbutryn	0,07 µg/l	-0,4	von 3,6	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	
Sonst.	Diethyltoluamid	41,00 µg/l	-5,0	von 43,3	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
	Perfluorocentan-sulfonat	0,0007 µg/l	-1,1	von 13,8	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
0,23 µg/l		0,0%			0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	

(1) = Differenz der Fracht an der Mündung zum Rhein (im Vergleich zur Ist-Situation)

(2) = Differenz der Risikobewertung in % von 1.515 km (im Vergleich zur Ist-Situation)

(3) = gewähltes Qualitätskriterium.

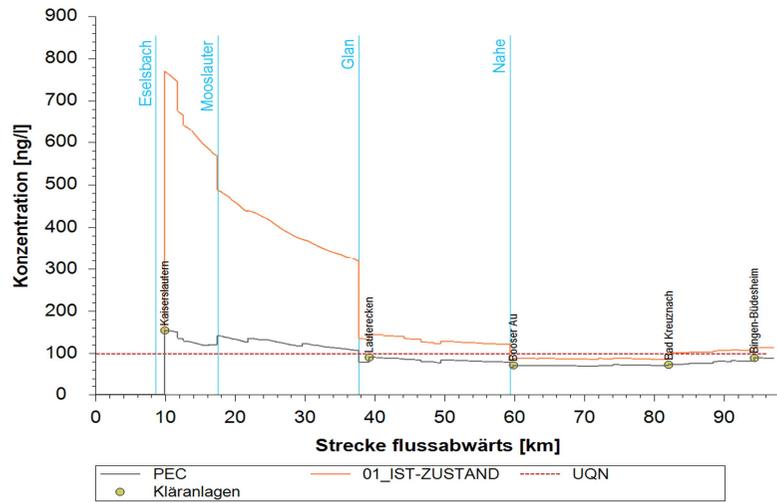


Bild 7.24: Konzentrationsprofil der Lauter-Glan-Nahe (Sz 3a, DCF, MQ)

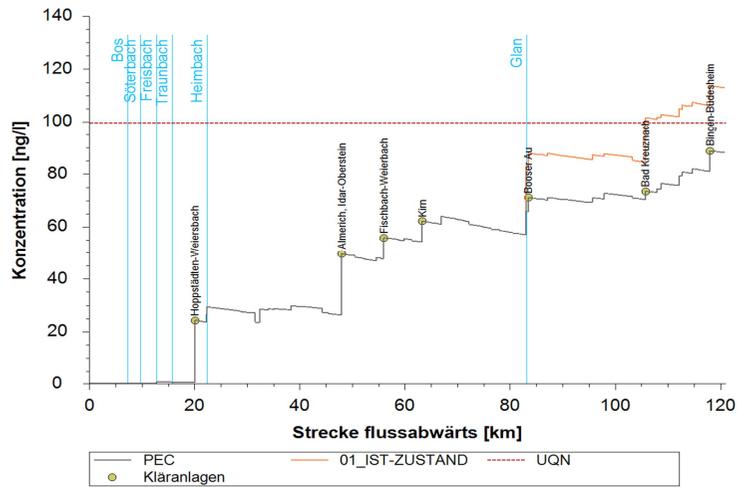


Bild 7.26: Konzentrationsprofil der Nahe (Sz 3a, DCF, MQ)

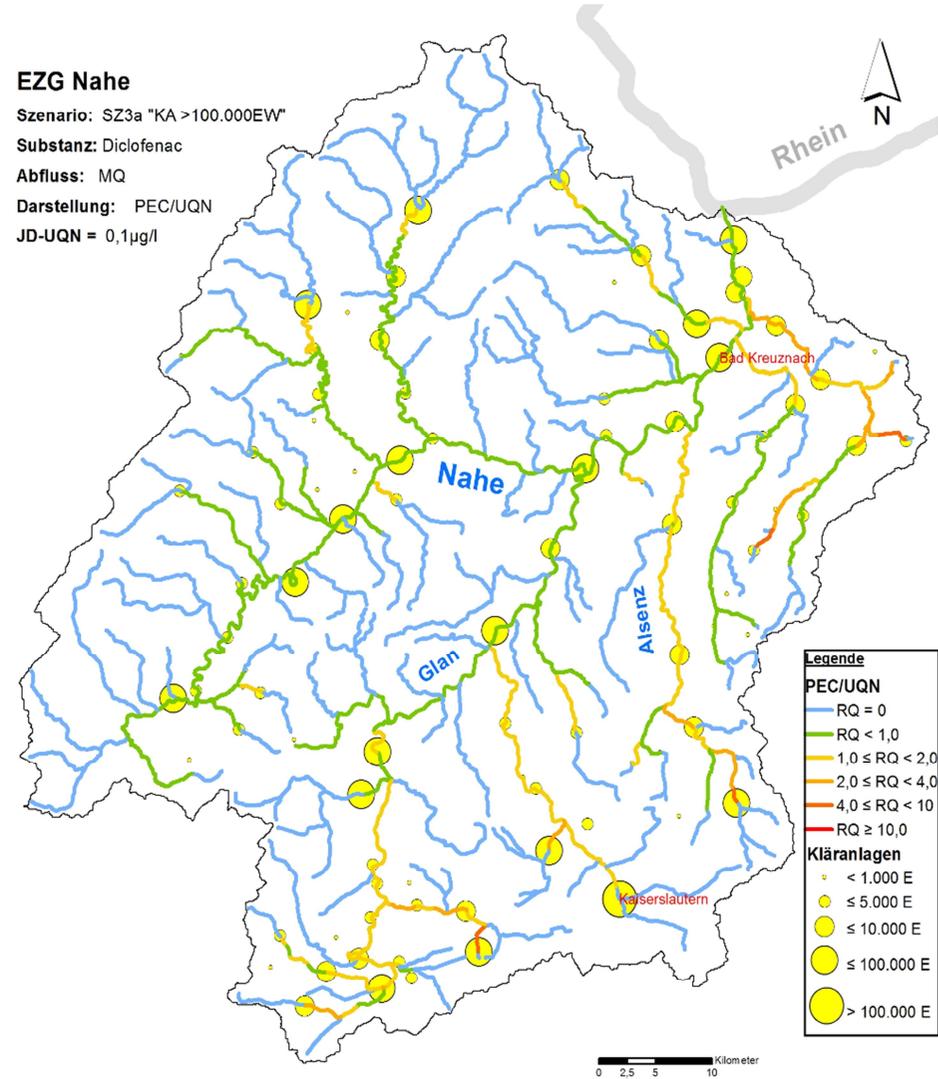


Bild 7.25: Risikoquotienten für DCF im EZG Nahe (Sz 3a, MQ), die beschrifteten Kläranlagen sind mit einer 4. Reinigungsstufe ausgebaut

7.5.2 Sz 3b – Ausbau von KA der GK 5 und 4 (> 10.000 EW)

In diesem Szenario werden alle Kläranlagen mit einer Ausbaugröße > 10.000 EW mit einer 4. Reinigungsstufe zur weitergehenden Mikroschadstoffelimination ausgestattet. Dies betrifft insgesamt 34 der 104 Anlagen mit einer summierten Anschlussgröße von 785.318 EW. Für die Berücksichtigung der 4. Reinigungsstufe werden im Modell an diesen Punktquellen höhere stoffspezifische Eliminationen angesetzt (vgl. Tabelle 7.9).

Bewertung der Gewässerbelastung (exemplarisch für Diclofenac)

In Bild 7.29 sind die georeferenzierten Risikoquotienten exemplarisch für Diclofenac und MQ im Gewässersystem dargestellt. Die ausgebauten 34 Kläranlagen sind in der Grafik beschriftet. Eine Überschreitung des angesetzten Qualitätsziels in der Nahe wird durchgängig vermieden, auch in der Lauter beschränkt sich die Überschreitung auf einen sehr kurzen Abschnitt (siehe Konzentrationsprofile), da auch die Kläranlage Weilerbach mit einer 4. Reinigungsstufe ausgestattet wird.

Substanzvergleich als Differenz zum Ist-Zustand

Der Substanzvergleich als Differenz zum Ist-Zustand (Tabelle 7.11) zeigt, dass durch den Ausbau der 34 Anlagen die in die Gewässer der Nahe emittierten Frachten deutlich reduziert werden können. Die höchste Frachtreduktion ergibt dabei für Metoprolol. Im qualitätsbezogenen Ergebnis ergibt sich bei Diclofenac für zusätzlich 12,2 % des Gewässersystems ein RQ < 1, was 185 Fließkilometer gleichkommt. Bezogen auf Carbamazepin und Bezafibrat können zusätzlich 1,6 % bzw. 0,2% des abgebildeten Gewässernetzes mit RQ < 1 eingestuft werden. Für alle anderen Substanzen ergibt sich zwar eine Frachtreduzierung, aber bei Ansatz der maßgebenden Qualitätskriterien keine signifikante Verbesserung der Risikobewertung im Gewässer.

Tabelle 7.11: Vergleich von Sz 3b zum Ist-Zustand. Differenz der Fracht an der Nahemündung und die daraus resultierende die Verschiebung der RQ-Verteilung im Gewässer

Vergleich zum Ist-Zustand für Sz 3a - KA GK 5 (> 100.000 EW)										
Gruppe	Substanz	QK ⁽³⁾ [µg/l]	Frachtbezogen ⁽¹⁾		Qualitätsbezogen ⁽²⁾					
				[kg/a]	RQ = 0	RQ < 1,0	1,0 mRQ < 2,0	2,0 mRQ < 4,0	4,0 mRQ < 10	RQ = 10,0
Arzneimittel	Amidotrizoensäure	1,00	-70,1	von 779,1	0,0%	+0,3%	-0,2%	+0,1%	-0,2%	0,0%
	Carbamazepin	0,50	-75,2	von 81,4	+1,7%	-1,6%	-0,2%	0,0%	0,0%	0,0%
	Diclofenac	0,05	-65,0	von 98,8	0,0%	+14,7%	-2,4%	-7,9%	-3,6%	-0,7%
		0,10			0,0%	+12,2%	-7,9%	-3,0%	-1,3%	+0,0%
	Metoprolol	64,00	-122,7	von 179,7	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
	Sulfamethoxazol	0,60	-8,1	von 17,4	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Bezafibrat	0,46	-52,7	von 92,7	0,0%	+0,2%	-0,2%	0,0%	0,0%	0,0%	
Pestizide/ Biozide	Carbendazim	0,34	-1,2	von 4,5	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
	Diuron	0,20	-2,6	von 8,7	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
		0,10			0,0%	+2,2%	-0,9%	-0,3%	-0,9%	-0,1%
	Glyphosat	108,0	-14,6	von 123,8	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
		0,30			-1,7	von 25,3	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
	Mecoprop	0,10	-3,2	von 16,8	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Terbutryn	0,07	-1,1	von 3,6	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	
Sonst.	DEET	41,00	-14,7	von 43,3	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
	PFOS	0,0007	-3,1	von 13,8	0,0%	0,0%	0,0%	+1,1%	+2,0%	-3,1%
		0,23			0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%

(1) = Differenz der Fracht an der Mündung zum Rhein (im Vergleich zur Ist-Situation)
 (2) = Differenz der Risikobewertung in % von 1.515 km (im Vergleich zur Ist-Situation)
 (3) = gewähltes Qualitätskriterium.

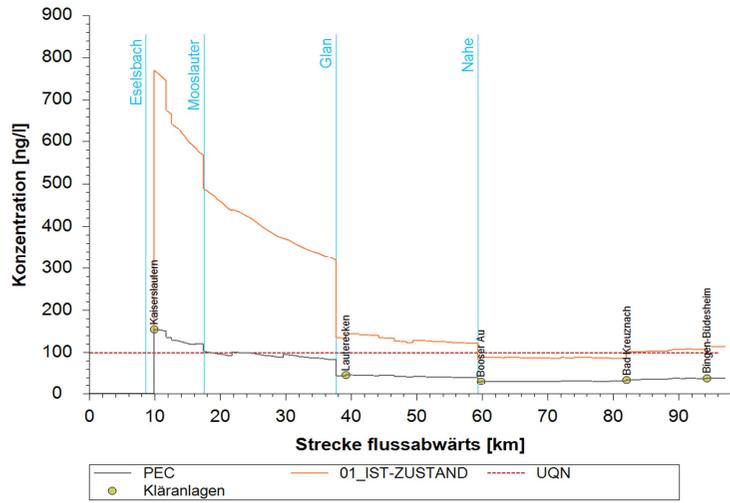


Bild 7.27: Konzentrationsprofil der Lauter-Glan-Nahe (Sz 3b, DCF, MQ)

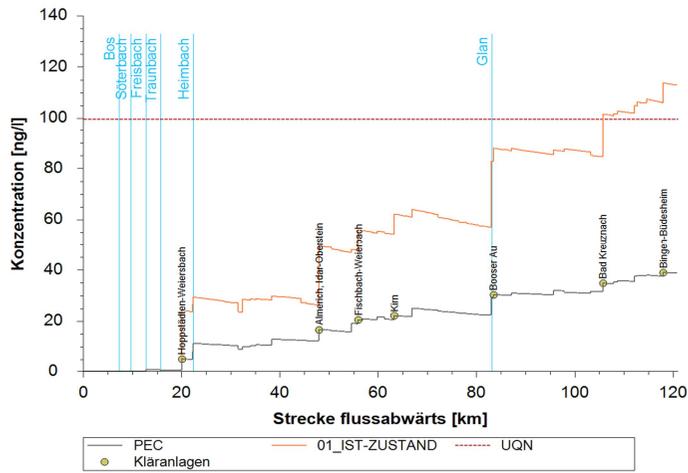


Bild 7.28: Konzentrationsprofil der Nahe (Sz 3b, DCF, MQ)

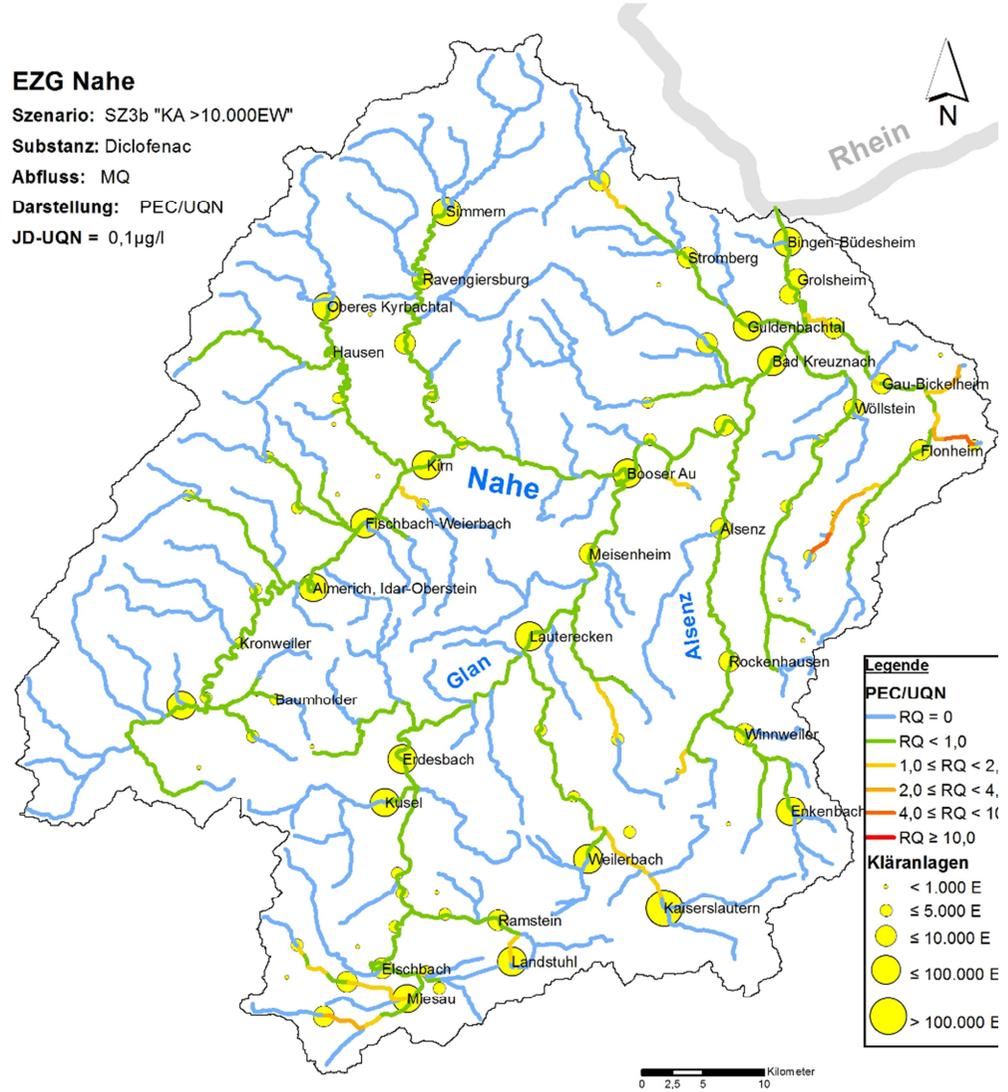


Bild 7.29: Risikoquotienten für DCF (Sz 3b, MQ), die beschrifteten Kläranlagen sind mit einer 4. Reinigungsstufe ausgebaut

7.5.3 Sz 3c – Ausbau von KA an Gewässern mit hohem Schmutzwasseranteil

In diesem Szenario werden ausgewählte Kläranlagen an den Oberläufen kritisch belasteter Gewässer ausgebaut. Dies betrifft 10 Anlagen im Untersuchungsgebiet mit einer summierten Anschlussgröße von 296.442 EW. Für die Einbindung der 4. Reinigungsstufe werden im Modell an diesen Punktquellen höhere stoffspezifische Eliminationen angesetzt.

Bewertung der Gewässerbelastung (exemplarisch für Diclofenac)

In Bild 7.32 sind die georeferenzierten Risikoquotienten exemplarisch für Diclofenac und hinterlegtem MQ im Gewässersystem der Nahe dargestellt. Die 10 ausgewählten Kläranlagen, die mit 4. Reinigungsstufe ausgestattet wurden, sind in der Grafik beschriftet. Eine Überschreitung des angesetzten Qualitätsziels in der Nahe wird durchgängig vermieden. In der Lauter kommt es jedoch bis zur Mündung in den Glan zu einer Überschreitung des angesetzten Qualitätskriteriums von 0,1 µg/l (siehe Konzentrationsprofile).

Substanzvergleich als Differenz zum Ist-Zustand

Der Substanzvergleich als Differenz zum Ist-Zustand (Tabelle 7.12) zeigt, dass die Frachten nicht so deutlich reduziert werden können wie in den vorherigen Ausbauszenarien. In Summe werden jährlich ca. 136 kg weniger in die Gewässer der Nahe emittiert als im Ist-Zustand. Dennoch können in Bezug auf Diclofenac zusätzlich 8,6 % des Gewässersystems mit einem RQ < 1 bewertet werden, was 130 Fließkilometer ausmacht, für Bezafibrat und Carbamazepin werden nur geringe Anteile von 0,2 % zusätzlich unter RQ < 1 gebracht und Mecoprop ist nahezu flächendeckend nicht mehr nachweisbar. Für alle anderen Substanzen ergibt sich zwar eine Frachtreduzierung, aber bei Ansatz der maßgebenden Qualitätskriterien keine signifikante Verbesserung der Risikobewertung im Gewässer.

Tabelle 7.12: Vergleich von Sz 3c zum Ist-Zustand. Differenz der Fracht an der Rheinmündung und die daraus resultierende die Verschiebung der RQ-Verteilung im Gewässer

Vergleich zum Ist-Zustand für Sz 3c - KA ausgewählt											
Gruppe	Substanz	QK ⁽³⁾ [µg/l]	Frachtbezogen ⁽¹⁾		Qualitätsbezogen ⁽²⁾						
				[kg/a]	RQ = 0	RQ < 1,0	1,0 mRQ < 2,0	2,0 mRQ < 4,0	4,0 mRQ < 10	RQ > 10	
Pharmaka	Amidotrizoensäure	1,00	-22,3	von 779,1	0,0%	+0,1%	0,0%	+0,1%	-0,2%	0,0%	
	Carbamazepin	0,50	-2,0	von 81,4	0,0%	+0,2%	-0,2%	0,0%	0,0%	0,0%	
	Diclofenac	0,05	-18,0	von 98,8	0,0%	+5,7%	+3,0%	-4,3%	-3,5%	-0,8%	
		0,10			0,0%	+8,6%	-4,3%	-2,9%	-1,4%	+0,0%	
	Metoprolol	64,00	-45,9	von 179,7	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	
	Sulfamethoxazol	0,60	-2,1	von 17,4	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	
Bezafibrat	0,46	-19,8	von 92,7	0,0%	0,2%	-0,2%	0,0%	0,0%	0,0%		
Pestizide	Carbendazim	0,34	-0,4	von 4,5	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	
	Diuron	0,20	-0,9	von 8,7	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	
		0,10			0,0%	+2,0%	-1,6%	+0,7%	-1,0%	-0,1%	
	Glyphosat	108,0	-4,2	von 123,8	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	
		0,30			-0,6	von 25,3	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
	Mecoprop	0,10	-12,7	von 16,8	+12,2%	-12,2%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	
Terbutryn	0,07	-0,2	von 3,6	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%		
Sonst.	DEET	41,00	-5,5	von 43,3	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	
	PFOS	0,0007	-1,2	von 13,8	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	+1,3%	-1,3%	
		0,23			0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	

(1) = Differenz der Fracht an der Mündung zum Rhein (im Vergleich zur Ist-Situation)
(2) = Differenz der Risikobewertung in % von 1.515 km (im Vergleich zur Ist-Situation)
(3) = gewähltes Qualitätskriterium.

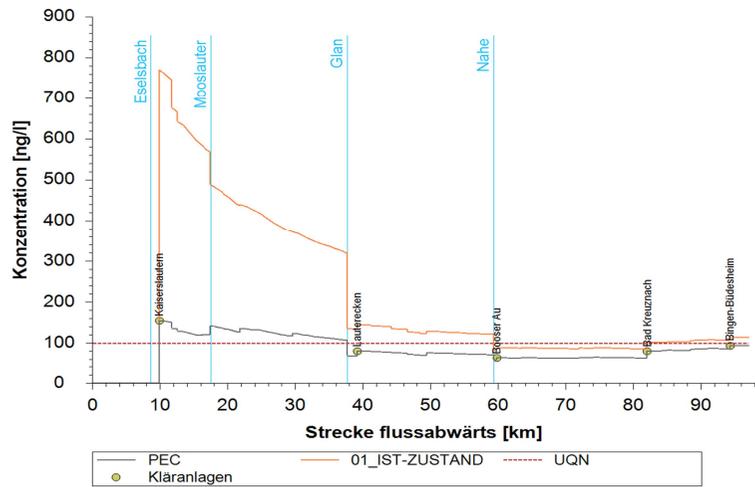


Bild 7.30: Konzentrationsprofil der Lauter-Glan -Nahe (Sz 3c, DCF, MQ)

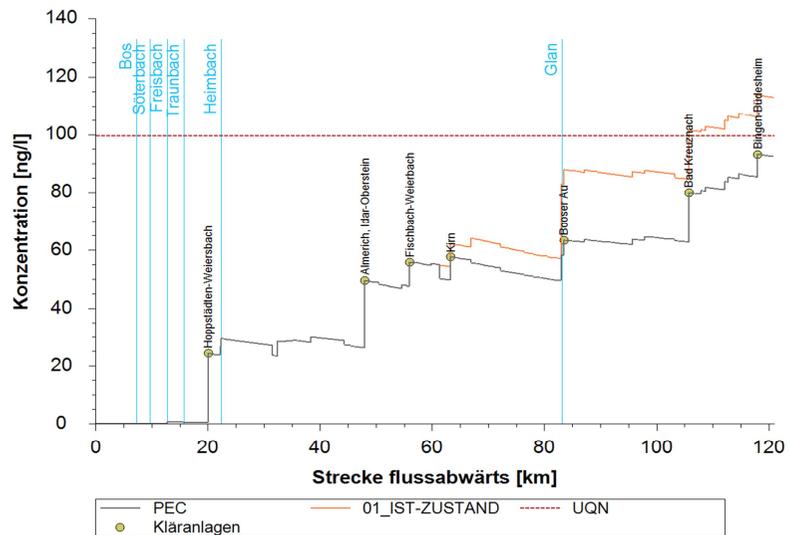


Bild 7.31: Konzentrationsprofil der Nahe (Sz 3c, DCF, MQ)

EZG Nahe

Szenario: SZ3c "KA ausgewählt"

Substanz: Diclofenac

Abfluss: MQ

Darstellung: PEC/UQN

JD-UQN = 0,1µg/l

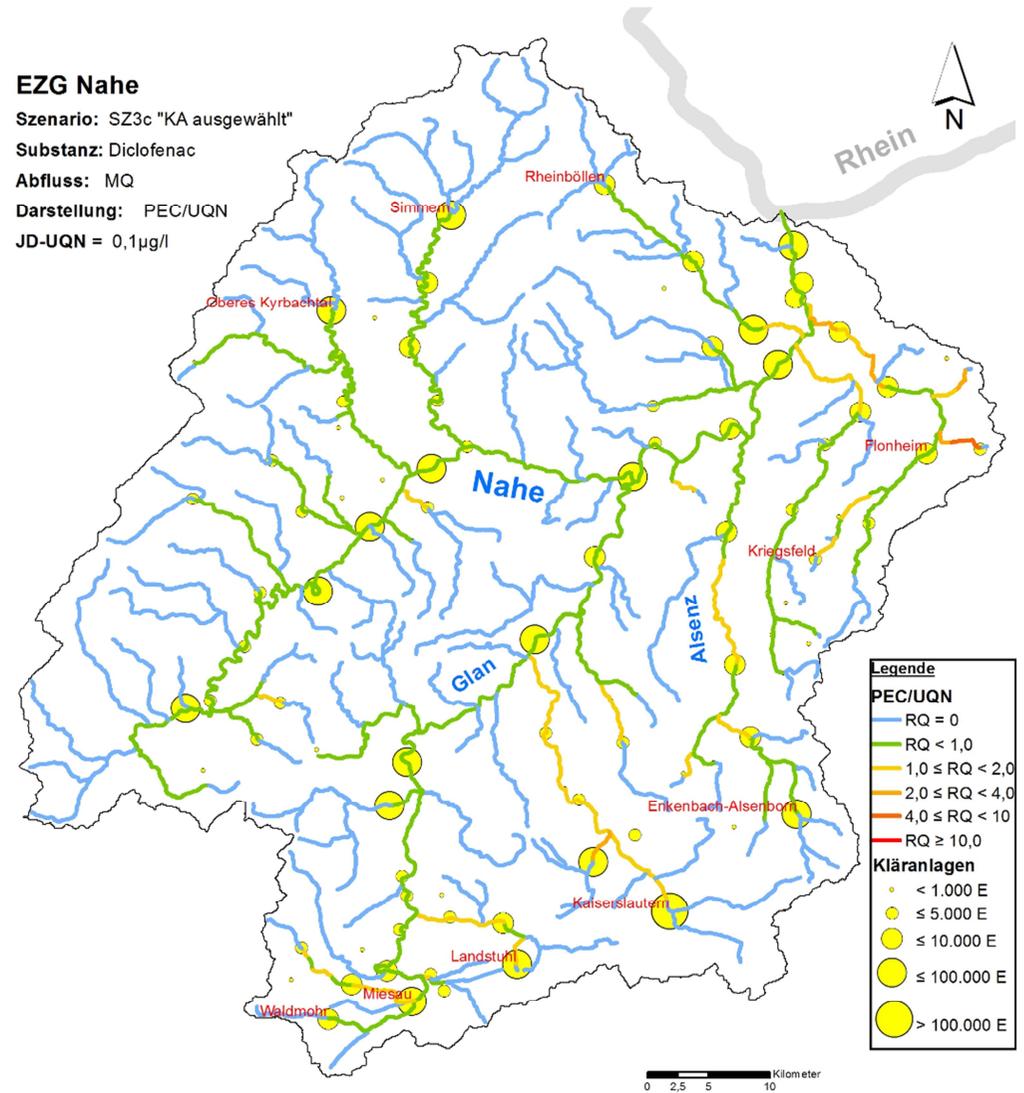


Bild 7.32: Risikoquotienten für Diclofenac im EZG der Nahe (Sz 3c, MQ), die beschrifteten Kläranlagen sind mit einer 4. RS ausgebaut

7.6 Szenario 4: Änderung der Randbedingungen

Untersuchungsziele

- Definition von quellorientierten Maßnahmen als veränderte Randbedingungen
- Abschätzung der an der Quelle erreichbaren Frachtreduzierungen
- Auswirkungen auf die Gewässerbelastung (Szenarien, Stoffflusssimulation)

Quellorientierte Maßnahmen

Neben der gezielten Mikroschadstoffelimination durch den Ausbau von Kläranlagen (Sekundärmaßnahmen) sind zahlreiche quellenorientierte Ansätze (Primärmaßnahmen) zur Reduzierung der Stoffeinträge von Mikroschadstoffen denkbar. Dabei handelt es sich um Maßnahmen, die nicht erst bei der Einleitstelle in die Gewässer, sondern bereits bei Zulassung, Herstellung oder Anwendung der Chemikalien ansetzen und damit verhindern, dass diese Mikroschadstoffe in die Abwassersysteme gelangen. Aus Sicht der Stoffflusssimulation handelt es sich bei den quellenorientierten Maßnahmen um Änderungen der Randbedingungen, welche die einwohnerspezifischen bzw. flächenspezifischen Emissionen reduzieren.

Für die Simulation wurden folgende quellenorientierte Maßnahmen ausgewählt:

- an speziellen Indirekteinleitern (Krankenhäuser)
- in der Bevölkerung (Sensibilisierung/ Aufklärung/ Substitution)
- in der Landwirtschaft (Reglementierungen durch Gesetzgeber)

Abschätzung der erreichbaren Frachtreduzierungen

Insbesondere für nicht-technische Maßnahmen ist die Verringerung der Emission nur schwer zu quantifizieren. Zudem sind diese Maßnahmen in der Regel sehr stoffspezifisch, d. h. eine Übertragung auf ganze Stoffgruppen führt zu weiteren Ungenauigkeiten. Daher haben die in diesem Szenario berücksichtigten Änderungen der Randbedingungen keinen Anspruch auf Vollständigkeit oder Exaktheit. Sie sollen vielmehr erste grundsätzliche Anhaltspunkte liefern, wie sich Primärmaßnahmen auf die Gewässerqualität auswirken können.

Für die Simulation müssen dennoch Annahmen getroffen werden, in welchem Maße sich die Emission durch Änderung der Randbedingungen beeinflussen lässt. Die Herleitung dieser Annahmen erfolgt in den folgenden Unterkapiteln für die einzelnen Szenarien.

Zusammengefasst werden die Emissionen in folgendem Maße reduziert:

- Krankenhäuser: 90 % reduzierte Fracht der Röntgenkontrastmittel durch Separation und getrennte Behandlung des Röntgenkontrastmittel-haltigen Urins
- Bevölkerung: 20 % reduzierte Fracht durch Aufklärung / Sensibilisierung
- Landwirtschaft: 50 % reduzierte Fracht durch Reglementierungen/ Verbote

7.6.1 Sz 4a – Elimination an relevanten Punktquellen (Krankenhäuser)

Veränderte Eingangsdaten/ abgeschätzte Frachtreduzierung

Neben Privathaushalten sind insbesondere Krankenhäuser wichtige Eintragsquellen für einzelne Arzneimittelwirkstoffe. Über die Krankenhausabwässer gelangen pharmazeutische Wirkstoffe in höheren Konzentrationen zu den Kläranlagen, als sie üblicherweise im kommunalen Abwasser zu finden sind. Zudem kommt es zu einer regionalen Umverteilung, so dass Kläranlagen mit angeschlossenen Krankenhäusern oft höher belastet sind. Konkrete Maßnahmen an Krankenhäusern lassen sich nach Seidel et al. (2013) und UBA (2014) grob in technische (Teil- oder Vollstrombehandlung) und organisatorische bzw. logistische Bereiche (Informationen, Controlling, Urin-Separation) unterteilen. Eine Zusammenstellung dazu zeigt Tabelle 7.13.

Tabelle 7.13: Maßnahmen zur Reduzierung der Emissionen aus Krankenhäusern. Eigene Zusammenstellung mit Angaben aus (Seidel et al., 2013) und (UBA, 2014)

Kategorie	Maßnahme	Beschreibung	Effekt
logistisch / organisatorisch	Information / Schulung	Aufklärung und Schulung von Personal und Patienten zum Umgang mit Arzneimitteln	- Senkung des Verbrauchs, - Korrekte Entsorgung - nicht medikamentöse Therapien
	Urin-Sammelbehälter oder Trenntoiletten	Sammlung und getrennte Entsorgung von Urin	- geringere Emission
	Arzneimittelcontrolling	Deklaration "grüner" Arzneimittel,	- bessere Bilanzierung - abbaubare Wirkstoffe
technisch	Teilstrombehandlung	dezentrale Behandlung eines hochbelasteten Teilstroms	- geringere Emission
	Vollstrombehandlung	dezentrale Behandlung des gesamten Abwasserstroms	

Für das Stoffflussmodell wurde als Stellvertreter für Einleitungen aus Krankenhäusern das Röntgenkontrastmittel (RKM) sAmidotrizoessäure%(DIATR) ausgewählt. Hierbei handelt es sich um einen wasserlöslichen iodhaltigen Wirkstoff, der in der Radiologie angewendet wird. Die Ausscheidungsrate liegt wie bei anderen Kontrastmitteln (z. B. Iopamidol) bei nahezu 100 % (Seidel et al., 2013). Zugleich kann nur eine geringe Reinigungsleistung in den bestehenden Pilotanlagen zur erweiterten Abwasserreinigung nachgewiesen werden (u. a. Nahrstedt et al., 2014; Arge sMIKROMEM%2012).

Da Röntgenkontrastmittel in der Regel nur kurzzeitig bzw. einmalig pro Patient angewendet werden und nach etwa 12 bis 24 Stunden nahezu unverändert ausgeschieden werden, eignen sich hier insbesondere Maßnahmen der Stoffstromtrennung zur Reduzierung der Emissionen. Diese können bei ambulanter Anwendung durch mobile sUrin-Sammelbehälter%erfolgen oder bei stationärer Behandlung durch sTrenntoiletten%. In beiden Fällen wird der RKM-haltige Urin separat erfasst und kann getrennt entsorgt werden.

Die in ersten Untersuchungen festgestellten Erfassungsraten schwanken bei diesen Maßnahmen allerdings zwischen 7,6 % bis 98 % (UBA, 2014). Für die Simulation wird von einem sehr günstigen Fall ausgegangen (hoher Erfassungsgrad). **Die Emission von Amidotrizoessäure über die Kläranlagen in den Kanal wird im Modell abschätzend um 90 % reduziert.** Dies betrifft die Gesamtemission, d. h. auch der Anteil der Röntgenkontrastmittel die von ambulanten Patienten zu Hause ausgeschieden werden.

Bewertung der Gewässerbelastung (exemplarisch für Amidotrizoensäure)

In Bild 7.34 bis

Bild 7.36 sind die Konzentrationsprofile der Lauter und der Nahe sowie die RQ-Belastungskarte für das Röntgenkontrastmittel Amidotrizoensäure bei Umsetzung der zuvor beschriebenen Maßnahmen dargestellt. Die abgeschätzte Reduzierung der Frachten um 90 % bewirkt, dass flächendeckend Risikoquotienten < 1 abgeschätzt werden. Lediglich unterhalb der KA Landstuhl, über die zwei größere Krankenhäuser ihr Abwasser in die Vorflut einleiten, kommt es dennoch auf einer kurzen Fließstrecke zu einer Überschreitung des angesetzten Qualitätskriteriums.

Vergleich zum Ist-Zustand

Um die Auswirkungen der untersuchten Maßnahme zu vergleichen, ist in Bild 7.33 die RQ-Karte für DIATR für den Ist-Zustand dargestellt. Entlang der Lauter werden im Simulationsmodell über viele Fließkilometer für den Ist-Zustand Überschreitungen des angesetzten Qualitätskriteriums abgeschätzt. Diese treten bei Umsetzung der Maßnahme nicht mehr auf. Zu den Unterschreitungen unterhalb von Kläranlagen ohne Krankenhäuser ist anzumerken, dass die Simulation annimmt, dass 90 % der Emission über die Krankenhäuser umverteilt wird. Die verbliebenen 10 % werden von ambulanten Patienten zuhause ausgeschieden (Knerr et al., 2015). Teilweise reicht dieser Anteil bereits aus, um bei Vorflutern mit hohem Abwasseranteil das angesetzte Qualitätskriterium von $1,0 \mu\text{g/l}$ zu überschreiten. Die Maßnahme zur Reduzierung der Gesamtfrachten berücksichtigt auch den Anteil der ambulanten Patienten, da angenommen wird, dass auch dieser Frachtanteil über die Urin-Beutel zusätzlich erfasst werden kann.

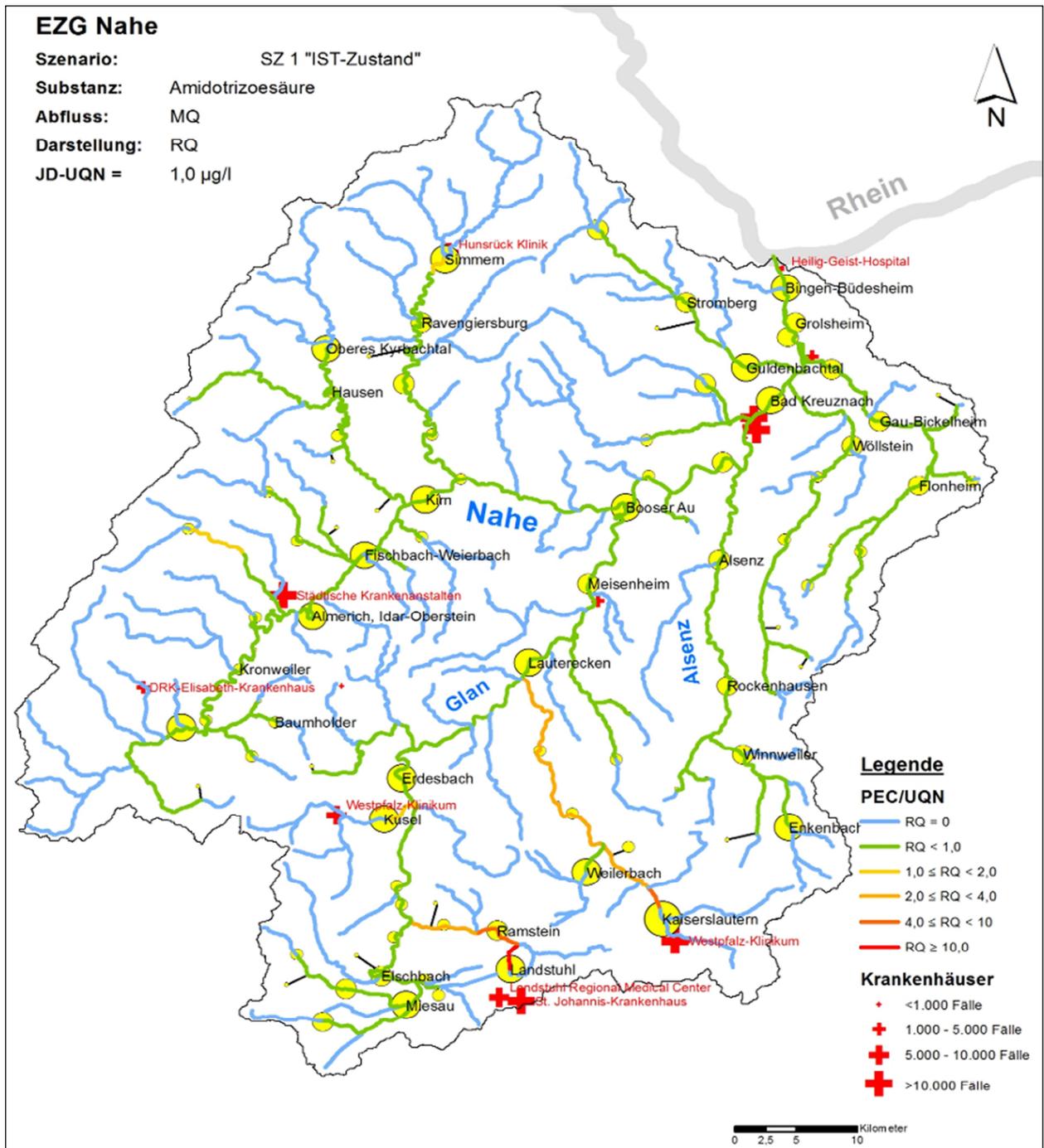


Bild 7.33: RQ-Karte für Amidotrizoesäure im Ist-Zustand ohne Maßnahmen an den Krankenhäusern (EZG Nahe, MQ)

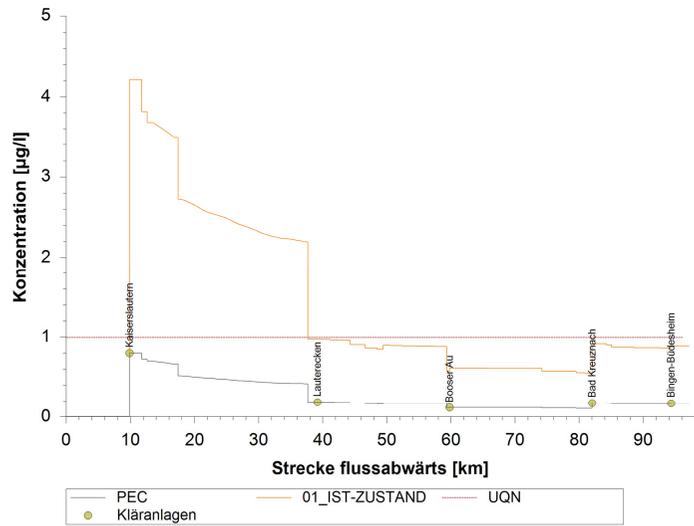


Bild 7.34: Konzentrationsprofil der Lauter-Glan-Nahe (Sz 4a, DIATR, MQ)

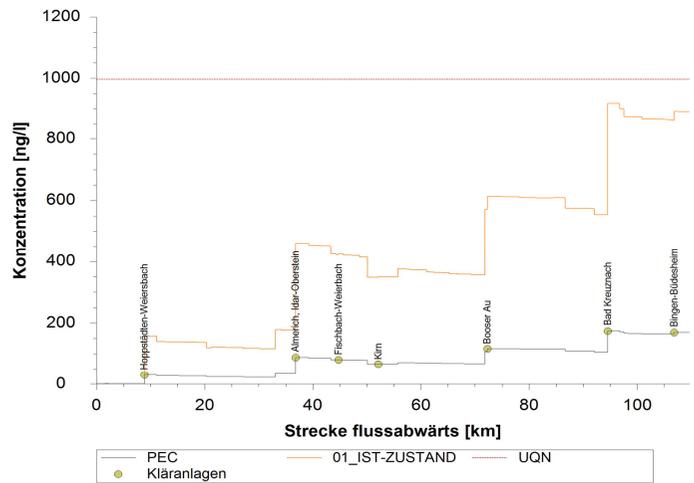


Bild 7.35: Konzentrationsprofil der Nahe (Sz 4a, DIATR, MQ)

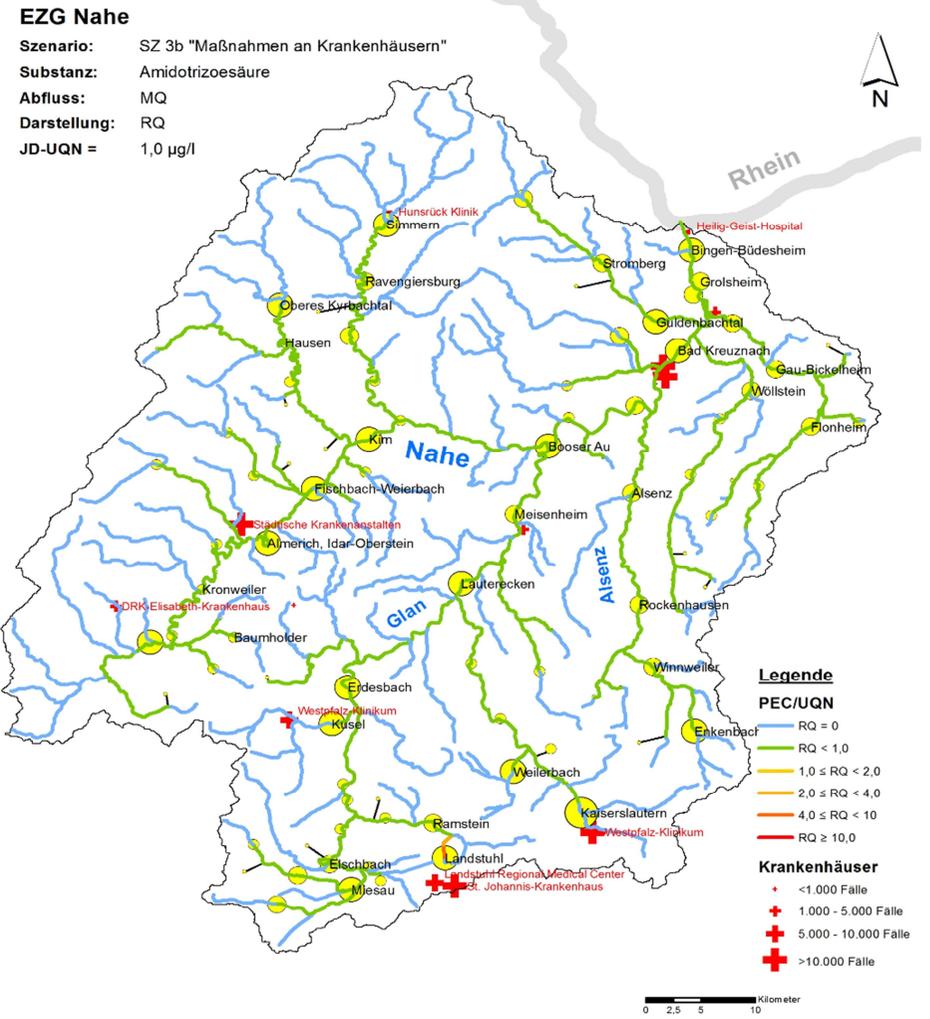


Bild 7.36: Risikoquotienten für DIATR für das EZG Nahe (Sz 4a, MQ), Maßnahmen wurden an allen Krankenhäuser berücksichtigt

7.6.2 Sz 4b – Veränderung des Einsatzes (Sensibilisierung/ Substitution)

Abgeschätzte Frachtreduzierung

Gemäß Götz und Keil (2007) gaben 16 % der Bevölkerung an, Restbestände von Arzneimitteln gelegentlich über die Toilette zu entsorgen. Eine Aufklärung zur sachgerechten Entsorgung der Altmedikamente erscheint daher angebracht und wurde bereits erfolgreich in den *NoPills*-Projekt untersucht (Adamczak et al., 2015).

Neben der Sensibilisierung der Bevölkerung kann auch eine Bewusstseinssteigerung der Ärzte und Apotheker dazu beitragen, die Emissionen von Arzneimittelreststoffen in den Wasserkreislauf zu verringern. So können diese beispielsweise Altmedikamente annehmen, grüne^{d.} h. biologisch abbaubare Ersatzpräparate empfehlen oder ganz auf therapeutisch nicht erforderliche Arzneimittel verzichten.

Bisher gibt es noch keine Bilanzierung des Einflusses der beschriebenen Aufklärungskampagnen. Für die Simulation wird daher angenommen, dass in Summe **eine Reduzierung des Verbrauchs von 20 %** durch entsprechende Aufklärungskampagnen erreicht werden kann. Hierbei handelt es sich nur um eine plausible Annahme ohne Anspruch auf genaue Quantifizierung.

Bewertung der Gewässerbelastung (exemplarisch für Diclofenac)

Wie die Auswertegrafiken für dieses Szenario (siehe Folgeseite) zeigen, verbessert sich die Gewässersituation erwartungsgemäß durch den reduzierten Verbrauch. Als Folge wird das angesetzte Qualitätskriterium von 0,1 µg/l in der Nahe über die gesamte Fließstrecke nicht überschritten. Allerdings reicht der gewählte Anteil allein nicht aus, um flächendeckend eine Risikobewertung für Diclofenac mit RQ < 1 zu erreichen.

Vergleich zum Ist-Zustand

Der Substanzvergleich (als Differenz zum Ist-Zustand, siehe nachfolgende Tabelle) zeigt, dass die Frachten an der Rheinmündung, analog zur der Reduzierung der Eingangsdaten, um 20 % reduziert werden. Die Verteilung des RQ verschiebt sich als Resultat im Falle von Diclofenac um 4,9 % unter einen RQ von 1, was 74 Fließkilometern entspricht.

Tabelle 7.14: Vergleich von Sz 4b zum Ist-Zustand. Differenz der Fracht an der Rheinmündung und die daraus resultierende die Verschiebung der RQ-Verteilung im Gewässer

Vergleich zum Ist-Zustand für Sz 4b Nutzerverhalten										
Gruppe	Substanz	QK ⁽³⁾ [µg/l]	Frachtbezogen ⁽¹⁾		Qualitätsbezogen ⁽²⁾					
				[kg/a]	RQ = 0	RQ < 1,0	1,0 mRQ < 2,0	2,0 mRQ < 4,0	4,0 mRQ < 10	RQ > 10,0
Arzneimittel	Carbamazepin	0,50	-16,3	von 81,4	0,0%	+0,2%	-0,2%	0,0%	0,0%	0,0%
	Diclofenac	0,05	-19,8	von 98,8	+0,2%	+2,8%	+2,0%	-3,9%	-0,9%	-0,3%
		0,10			+0,2%	+4,9%	-3,9%	-0,5%	-0,7%	+0,0%
	Metoprolol	64,00	-35,9	von 179,7	+0,3%	-0,3%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
	Sulfamethoxazol	0,60	-3,5	von 17,4	+0,1%	-0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Bezafibrat	0,46	-18,5	von 92,7	+0,2%	+0,0%	-0,2%	0,0%	0,0%	0,0%	

(1) = Differenz der Fracht an der Mündung zum Rhein (im Vergleich zur Ist-Situation)
(2) = Differenz der Risikobewertung in % von 1.515 km (im Vergleich zur Ist-Situation)
(3) = gewähltes Qualitätskriterium.

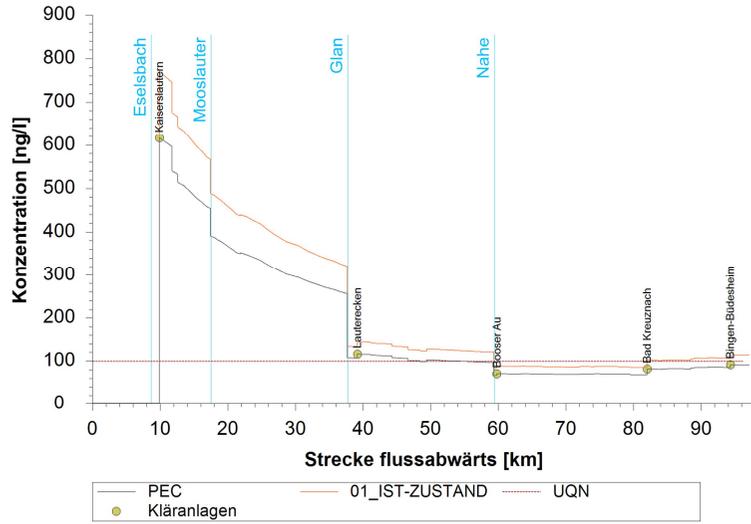


Bild 7.37: Konzentrationsprofil der Lauter-Glan-Nahe (4b 1, DCF, MQ)

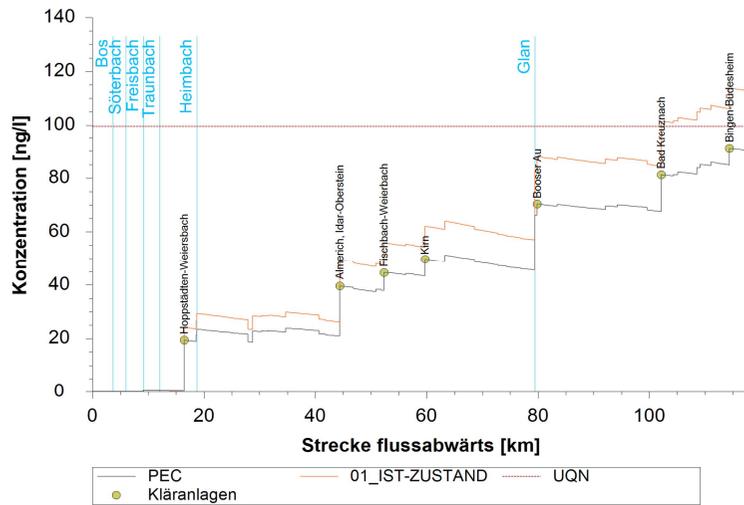


Bild 7.38: Konzentrationsprofil der Nahe (Sz 4b, DCF, MQ)

EZG Nahe

Szenario: SZ 4b "Sensibilisierung/Aufklärung"
 Substanz: Diclofenac
 Abfluss: MQ
 Darstellung: Risikoquotient
 JD-UQN = 0,1 µg/l

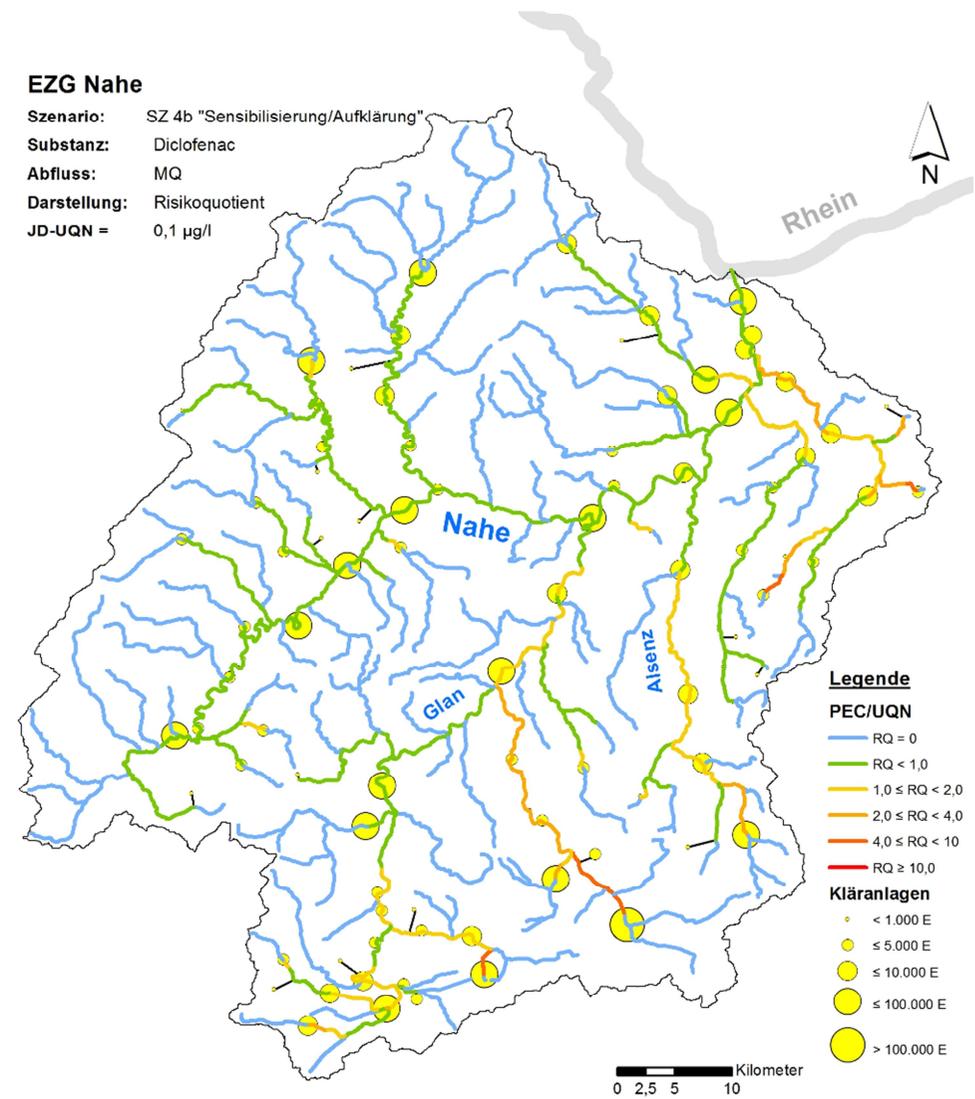


Bild 7.39: Risikoquotienten für Diclofenac im EZG Nahe (Sz 4b, MQ), Reduzierte Emission durch Aufklärung

7.6.3 Sz 4c – Reglementierungen durch Gesetzgeber

Veränderte Eingangsdaten / abgeschätzte Frachtreduzierung

Pestizide und Biozide bilden eine sehr große Stoffgruppe mit vielen verschiedenen Anwendungen und Produkten. Somit sind auch die Möglichkeiten zur Reduzierung der Verbrauchsmengen bzw. die Optionen zur Verringerung der Einträge in den Wasserkreislauf sehr vielfältig.

Der größte Einfluss auf die Emissionen dieser Stoffe kann durch präventive Maßnahmen erfolgen, also bereits bei den Zulassungsverfahren der chemischen Substanzen. Neue Entwicklungen in der Gesetzgebung (EU-Biozid-Verordnung von 2012) berücksichtigen bereits diesen vorsorgenden Ansatz. Die Verwendung von Wirkstoffen mit besonders gefährlichen Eigenschaften wird untersagt.

Für das betrachtete Szenario wird vereinfacht angenommen, dass sich der Verbrauch durch Reglementierungen (**Reduzierung der zugelassenen Aufwandmenge**) pauschal um 50 % sowohl bei Anwendungen in Siedlungsflächen als auch bei Anwendung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen reduziert.

Bewertung der Gewässerbelastung (exemplarisch für Glyphosat)

Die RQ-Karte (vgl. Bild 7.41) zeigt exemplarisch für den Wirkstoff Glyphosat, dass die Belastungsschwerpunkte in den Regionen mit intensiver Landwirtschaft im Nord-Osten des Einzugsgebietes liegen. Daneben ergeben sich hohe RQs in der Lauter, der Alsenz und im Glan.

Der Substanzvergleich (als Differenz zum Ist-Zustand, siehe nachfolgende Tabelle 7.15) zeigt, dass bei MQ die Frachten an der Nahemündung, analog zur der Reduzierung der Eingangsdaten, um 50 % reduziert werden. Die Verteilung des RQ verschiebt sich dadurch zum Teil deutlich. Für Glyphosat resultieren weitere 11,2 % des abgebildeten Gewässerfließnetzes mit RQ < 1, bei Ansatz des Qualitätswertes von 0,1 µg/l (Trinkwasser) Dies entspricht einer Fließlänge von etwa 170 km.

Tabelle 7.15: Vergleich von Sz 4c zum Ist-Zustand bei MQ. Differenz der Fracht an der Rheinmündung und die resultierende Verschiebung der RQ-Verteilung im Gewässer

Vergleich zum Ist-Zustand für Sz 3c - KA ausgewählt										
Gruppe	Substanz	QK ⁽³⁾ [µg/l]	Frachtbezogen ⁽¹⁾		Qualitätsbezogen ⁽²⁾					
			[kg/a]		RQ = 0	RQ < 1,0	1,0 mRQ < 2,0	2,0 mRQ < 4,0	4,0 mRQ < 10	RQ > 10,0
Pestizide	Carbendazim	0,34	-1,8	von 4,5	+0,4%	-0,4%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
	Diuron	0,20	-4,4	von 8,7	+0,5%	-0,5%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
	Glyphosat	0,10	-61,9	von 123,8	+3,0%	+11,2%	-9,4%	-0,8%	-3,3%	-0,7%
		108,0			+3,0%	-3,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
	Isoproturon	0,30	-12,6	von 25,3	+1,5%	-1,5%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
	Mecoprop	0,10	-8,4	von 16,8	+3,5%	-3,5%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
	Terbutryn	0,07	-1,8	von 3,6	+1,4%	-1,4%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%

(1) = Differenz der Fracht an der Mündung zum Rhein (im Vergleich zur Ist-Situation)
(2) = Differenz der Risikobewertung in % von 1.515 km (im Vergleich zur Ist-Situation)
(3) = gewähltes Qualitätskriterium.

EZG Nahe

Szenario: SZ 1 "Status-Quo"
 Substanz: Glyphosat
 Abfluss: MQ
 Darstellung: Risikoquotient
 JD-UQN = 0,1 µg/l (TrinkWW)

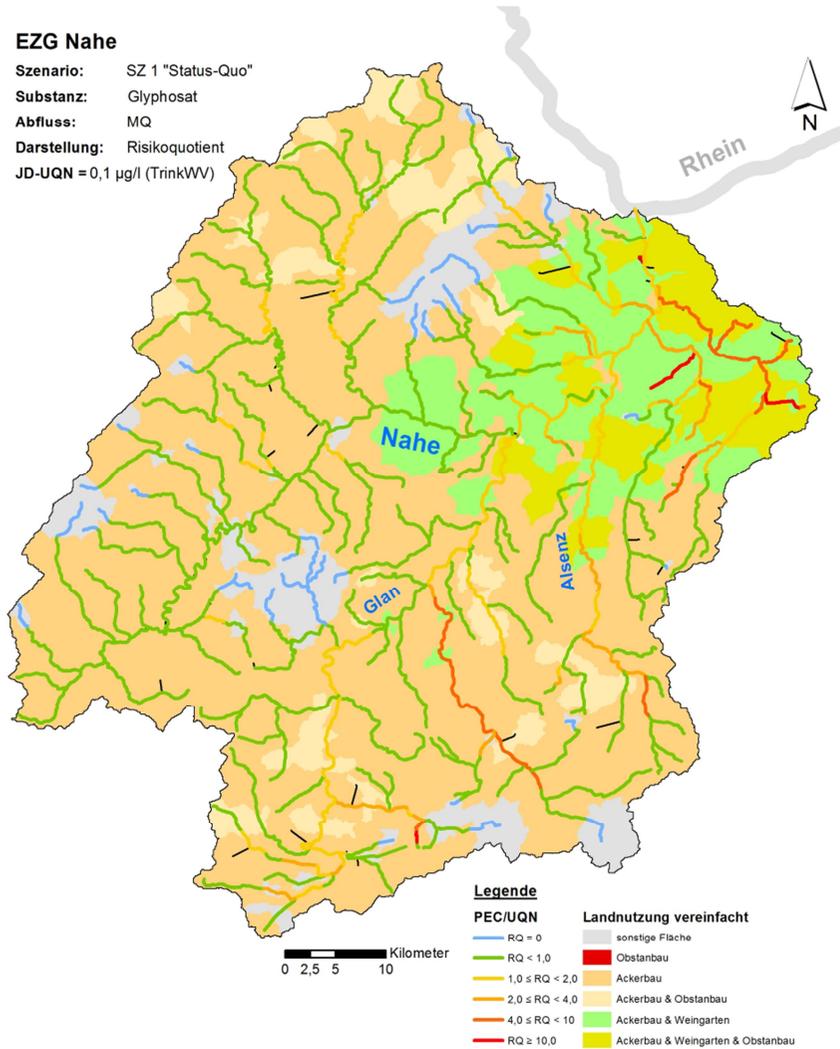


Bild 7.40: Risikoquotienten für Glyphosat im Ist-Zustand (MQ). Dargestellt ist eine vereinfachte Landnutzung, die nur den maßgebenden Wert farblich darstellt, nicht den Anteil.

EZG Nahe

Szenario: SZ 3c "Reglementierung PSM"
 Substanz: Glyphosat
 Abfluss: MQ
 Darstellung: RQ
 JD-UQN = 0,1 µg/l (TrinkWW)

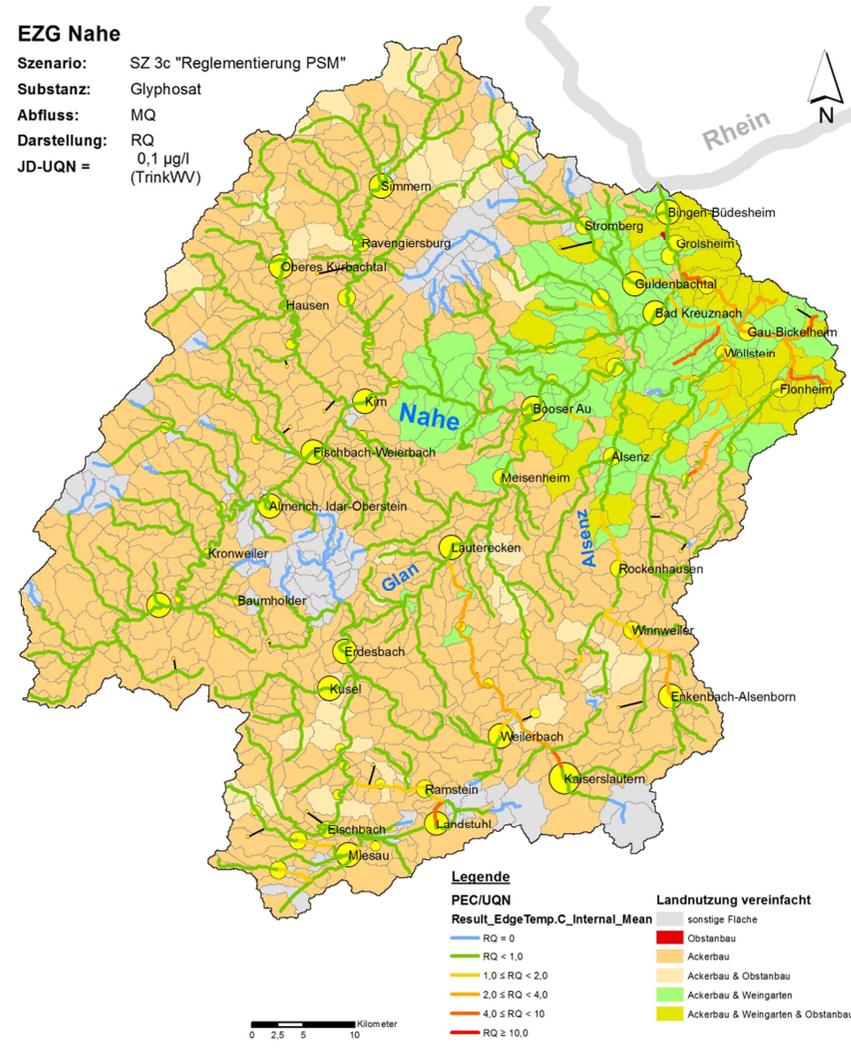


Bild 7.41: Risikoquotienten für Glyphosat im EZG der Nahe bei halbierten Emissionen (Sz 4c, MQ), Reduzierte Emission. Dargestellt ist eine vereinfachte Landnutzung, die nur den maßgebenden Wert farblich darstellt, nicht den Anteil.

7.7 Szenario 5 – Kombination aus den Szenarien 2-5

Untersuchungsziele

- ➔ Ableiten von gestaffelten Maßnahmenkombinationen
- ➔ Auswirkungen auf die Gewässerbelastung

Maßnahmenkombinationen

Die zuvor untersuchten Szenarien Sz 2 (Demographie), Sz 3 (4.Reinigungsstufe) und Sz 4 (Randbedingungen) werden in 2 Stufen miteinander kombiniert.

Die erste Stufe beinhaltet sowohl den Ausbau der großen Kläranlagen (Sz 3a) als auch die Erweiterung der nach Abwasserlast ausgewählten Kläranlagen (Sz 3c). Hierbei wird von einem Zeithorizont von ca. 5-15 Jahren ausgegangen. Somit wird der Kläranlagenausbau mit der demographischen Entwicklung bis zum Jahr 2030 überlagert. Des Weiteren werden auch die angenommenen Effekte von Aufklärungskampagnen und Maßnahmen an den Krankenhäusern berücksichtigt.

In der zweiten Stufe werden zusätzlich zu den bereits ausgebauten Kläranlagen auch zuvor nicht erfasste Anlagen mit einer Ausbaugröße > 10.000 EW erweitert. Hierbei wird jedoch von einem langfristigen Zeithorizont ausgegangen, weswegen die demographische Entwicklung für das Jahr 2050 berücksichtigt wird.

Eine Zusammenfassung der gewählten Kombination gibt Tabelle 7.16.

Tabelle 7.16: Gestufte Kombination der untersuchten Szenarien

Szenarienkategorie	Kombination 1	Kombination 2
4. Reinigungsstufen	GK 5 ausbauen (Sz 3a)	
	KA mit hoher Abwasserlast ausbauen (Sz 3c)	
	-	GK 4 und 5 ausbauen (Sz 3b):
Demographie	Demographie 2030 (Sz 2a)	Demographie 2050 (Sz 2b)
Krankenhäuser	Maßnahmen an Krankenhäusern (Sz 4a)	
Sensibilisierung	Änderung Nutzerverhalten (Sz 4b)	
Landwirtschaft	Reglementierung Pestizide (Sz 4c)	

Auswirkungen der Maßnahmenkombinationen

Die Kombination der Maßnahmen hat insbesondere durch den umfangreichen Ausbau der Kläranlagen einen sehr positiven Effekt auf die Gewässerbelastung. Gemäß der exemplarisch für Dicofenac in Bild 7.42 gezeigten RQ-Karte kann die Belastungssituation im Einzugsgebiet der Nahe bis auf wenige kurze Gewässerabschnitte flächendeckend in einen guten Zustand gebracht werden.

Der Vergleich mit dem Ist-Zustand (

Tabelle 7.17) zeigt, dass die Bewertung für die Mehrzahl der Substanzen deutlich besser ausfällt.

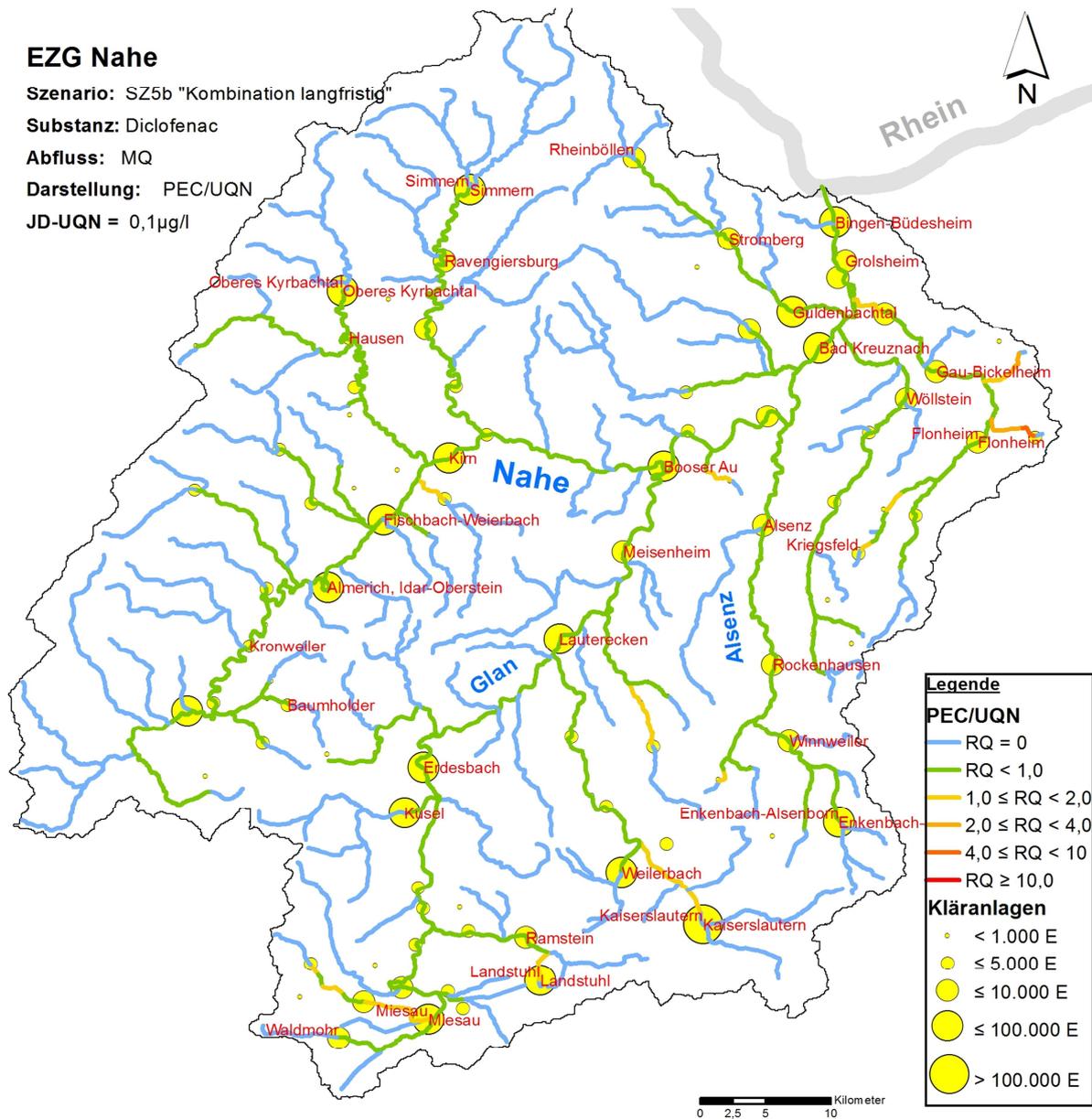


Bild 7.42: RQ-Karte für Diclofenac bei Umsetzung der langfristigen Maßnahmenkombination

Tabelle 7.17: Vergleich der Maßnahmenkombination (Sz 5b) mit dem Ist-Zustand. Differenz der Fracht an der Rheinmündung und die Verschiebung der RQ-Verteilung im Gewässer

Vergleich zum Ist-Zustand für Sz 4c -Kombination 2										
Gruppe	Substanz	QK ⁽³⁾ [µg/l]	Frachtbezogen ⁽¹⁾		Qualitätsbezogen ⁽²⁾					
			[kg/a]		RQ = 0	RQ < 1,0	1,0 mRQ < 2,0	2,0 mRQ < 4,0	4,0 mRQ < 10	RQ > 10,0
Arzneimittel	Amidotrizoensäure	1,00	-671,4	von 779,1	+1,4%	+1,7%	-0,6%	-2,1%	-0,4%	-0,1%
	Carbamazepin	0,50	-28,6	von 81,4	0,0%	+0,2%	-0,2%	0,0%	0,0%	0,0%
	Diclofenac	0,05	-68,9	von 98,8	0,0%	+17,0%	-3,4%	-8,6%	-4,2%	-0,8%
		0,10			0,0%	+13,6%	-8,6%	-3,5%	-1,5%	+0,0%
	Metoprolol	64,00	-135,0	von 179,7	+0,2%	-0,2%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
	Sulfamethoxazol	0,60	-11,5	von 17,4	+0,5%	-0,5%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Bezafibrat	0,46	-61,0	von 92,7	0,2%	0,0%	-0,2%	0,0%	0,0%	0,0%	
Pestizide/ Biozide	Carbendazim	0,34	-1,1	von 4,5	-8,5%	+8,5%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
	Diuron	0,20	-5,7	von 8,7	+0,5%	-0,5%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
	Glyphosat	0,10	-69,3	von 123,8	+3,0%	+12,5%	-9,4%	-1,6%	-3,8%	-0,7%
		108,00			+3,0%	-3,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
	Isoproturon	0,30	-13,5	von 25,3	+1,5%	-1,5%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
	Mecoprop	0,10	-10,1	von 16,8	+3,5%	-3,5%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Terbutryn	0,07	-2,3	von 3,6	+3,2%	-3,2%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	
Sonst.	DEET	41,00	-29,2	von 43,3	+0,5%	-0,5%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
	PFOS	0,0007	-3,2	von 13,8	0,0%	0,0%	0,0%	+1,1%	+2,2%	-3,2%
		0,23			0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%

(1) = Differenz der Fracht an der Mündung zum Rhein (im Vergleich zur Ist-Situation)
(2) = Differenz der Risikobewertung in % von 1.515 km (im Vergleich zur Ist-Situation)
(3) = gewähltes Qualitätskriterium

7.8 Szenarienvergleich

Untersuchungsziele

- ➔ Vergleich je Substanz und je Maßnahme
- ➔ Ergebnisvergleich **Diclofenac**: für abwasserbürtige Stoffe aus Haushalten
- ➔ Ergebnisvergleich **Amidotrizoensäure**: für Stoffe aus Krankenhäusern
- ➔ Ergebnisvergleich **Glyphosat**: für regenwetterbürtige Stoffe

Zusammenfassung der Ergebnisse der Szenarienbetrachtung

Die Ergebnisse der Szenarien werden nachfolgend zunächst tabellarisch verglichen. Dazu sind in Tabelle 7.18 die berechneten Frachten am Übergabepunkt des Gewässersystems zum Rhein (Nahemündung) für alle Substanzen und Szenarien aufgelistet.

Die angegebenen Frachten sind somit als Überlagerung der vorgegebenen punktuellen und diffusen Emissionen mit Berücksichtigung des jeweiligen Stoffabbaus im Gewässer bis zur Rheinmündung zu verstehen.

Tabelle 7.18: Frachtbezogener Szenarienvergleich. Dargestellt ist die resultierende Fracht an der Mündung der Nahe in den Rhein

Frachtbezogener Vergleich (Jahresfracht der Nahe Rheinmündung)				Pharmaka						Pestizide						Sonstige	
				Amidotrizoessäure	Carbamazepin	Diclofenac	Metoprolol	Sulfamethoxazol	Bezafibrat	Carbendazim	Diuron	Glyphosat	Isoproturon	Mecoprop	Terbutryn	DEET	PFOS
				DIATR	CBZ	DCF	MTP	SMX	BZF	CBD	DRN	GPS	IPT	MCP	TBT	DEET	PFOS
IST-Zustand	IST-Zustand mit MWE	Sz 1a	kg/a	779,1	81,4	98,8	179,7	17,4	92,7	4,5	8,7	123,8	25,3	16,8	3,6	43,3	13,8
	IST-Zustand ohne MWE	Sz 1b	kg/a	776,7	81,1	92,2	176,5	16,0	84,6	4,6	7,8	92,1	24,8	15,5	2,6	28,2	11,6
Demographie	Demographie 2030	Sz 2a	kg/a		79,3	108,8	200,5	15,7	105,2								
	Demographie 2050	Sz 2b	kg/a		70,9	112,4	185,6	14,0	94,7								
4. Reinigungsstufe	Ausbau KA GK 5 (> 100.000 EW)	Sz 3a	kg/a	738,4	79,5	69,9	138,0	14,7	74,8	4,1	7,8	119,0	24,7	15,7	3,2	38,3	12,7
	Ausbau KA GK 4&5 (> 10.000 EW)	Sz 3b	kg/a	709,0	6,1	33,8	57,0	9,3	40,0	3,3	6,1	109,3	23,5	13,6	2,5	28,6	10,7
	Ausbau ausgewählter KA	Sz 3c	kg/a	756,8	79,4	80,8	133,8	15,3	72,8	4,1	7,8	119,6	24,6	4,1	3,3	37,8	12,6
Quellorientierte Maßnahmen	Maßnahmen Krankenhäuser	Sz 4a	kg/a	148,0													
	Aufklärung Arzneimittel [-20%]	Sz 4b	kg/a		65,1	79,1	143,8	13,9	74,1								
	Reglementierung Pestizide [-50%]	Sz 4c	kg/a							2,7	4,4	61,9	12,6	8,4	1,8	21,6	
Kombinationen	Kombination 1 *	Sz 5a	kg/a	110,8	61,3	63,6	105,8	10,0	60,2	2,4	3,7	67,5	21,7	10,1	1,6	18,0	6,1
	Kombination 2 **	Sz 5b	kg/a	107,7	52,7	29,9	44,7	5,9	31,6	3,4	3,0	54,5	11,8	6,8	1,2	14,1	10,6

* Demographie 2030 + Ausbau KA GK5 + ausgewählte KA + quellorientierte Maßnahmen

** Demographie 2050 + Ausbau KA GK5 + ausgewählte KA + Ausbau KA GK5 und 4 + quellorientierte Maßnahmen

Szenarienvergleich Diclofenac

Von den untersuchten Arzneimittelwirkstoffen wurde Diclofenac am kritischsten bewertet und wird daher als stellvertretende Substanz für die abwasserbürtigen Mikroschadstoffe aus Siedlungsflächen ausgewählt. In Bild 7.43 ist die Verteilung der Risikoquotienten für Diclofenac, bezogen auf die Fließstrecke mit Abwasserlast, in Abhängigkeit der relevanten Szenarien dargestellt.

Die Gewässersituation verschlechtert sich zunächst mit Berücksichtigung der demografischen Entwicklung im Bilanzraum (Sz 2a, Sz 2b).

Bei Ausbau der Kläranlagen (Sz 3) kann eine deutliche Verbesserung der Belastungssituation erzielt werden, die in Kombination mit einer Sensibilisierung/ Aufklärung der Bevölkerung (Sz 5) zu einer flächendeckenden Verbesserung der Gewässersituation führt.

So kann der Anteil der abwasserbeeinflussten Gewässerabschnitte mit RQ < 1 **von 58,3 %** im Ist-Zustand bzw. 55,3 % für den Prognosezustand 2050 auf bis zu **92,8 %** erhöht werden. Die Diclofenac-Fracht, die aus dem Bilanzraum in den Rhein emittiert wird, kann dabei um etwa $\frac{3}{4}$ reduziert werden.

Szenarienvergleich Diclofenac (Verteilung RQ)

bezogen auf Fließstrecke mit Abwasserlast,
Gewässerabfluss: MQ, JD-UQN = 100 ng/l

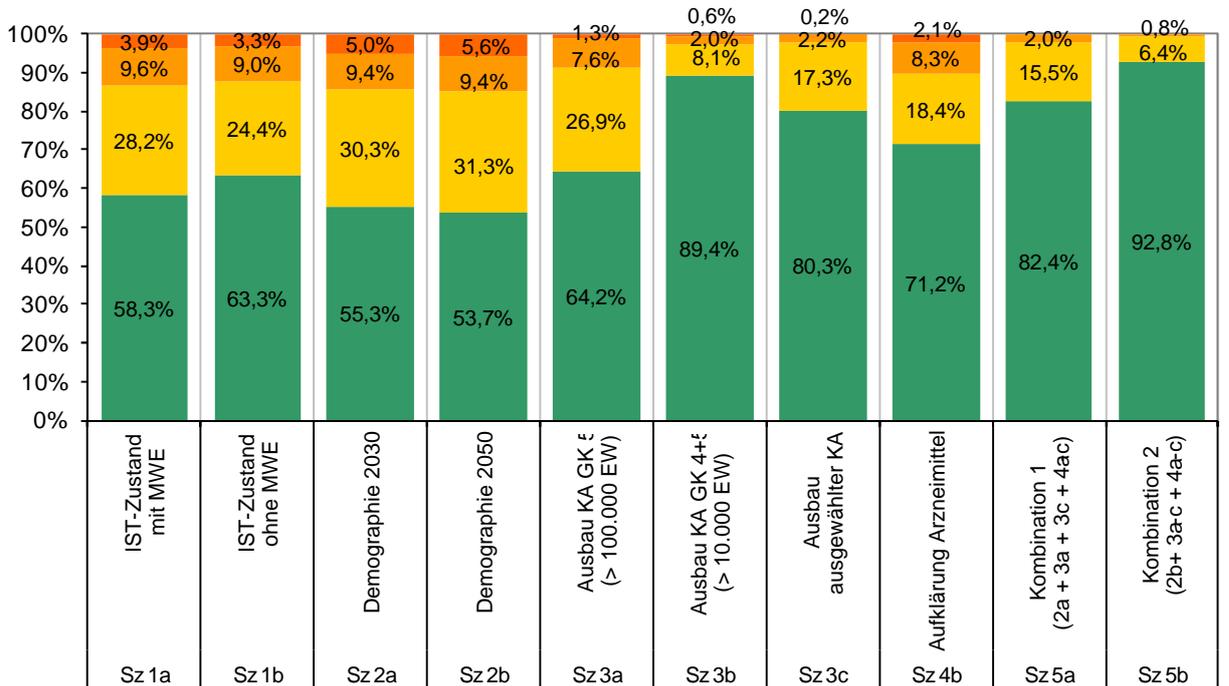


Bild 7.43: Szenarienvergleich Diclofenac, Verteilung des Risikoquotienten bei MQ, bezogen auf die Fließstrecke mit Abwasserlast (entspricht 576 km von 1.515 km)

Szenarienvergleich Glyphosat

Glyphosat wird als repräsentativer Stoff für regenwetterbürtige Pestizide ausgewählt. Als Bewertungsgrundlage wird nachfolgend der niedrige Trinkwasser-relevante Qualitätswert in Höhe von 100 ng/l angenommen um den Effekt der Maßnahmen zu visualisieren. Für den maßgebenden Qualitätswert in Höhe von 108 µg/l ergibt sich nur eine Frachtreduzierung, keine signifikante Änderung der Risikobewertung.

Bei dem Szenarienvergleich für dieses Pestizid (vgl. nachfolgendes Bild) fällt auf, dass ein Ausbau der Kläranlagen naturgemäß nur einen geringen Einfluss hat, wohingegen Maßnahmen an der Quelle eine deutliche Verbesserung bewirken können.

Szenarienvergleich Glyphosat (Verteilung RQ)
bezogen auf gesamte Fließstrecke im EZG,
Gewässerabfluss MQ, JD-UQN=100ng/l

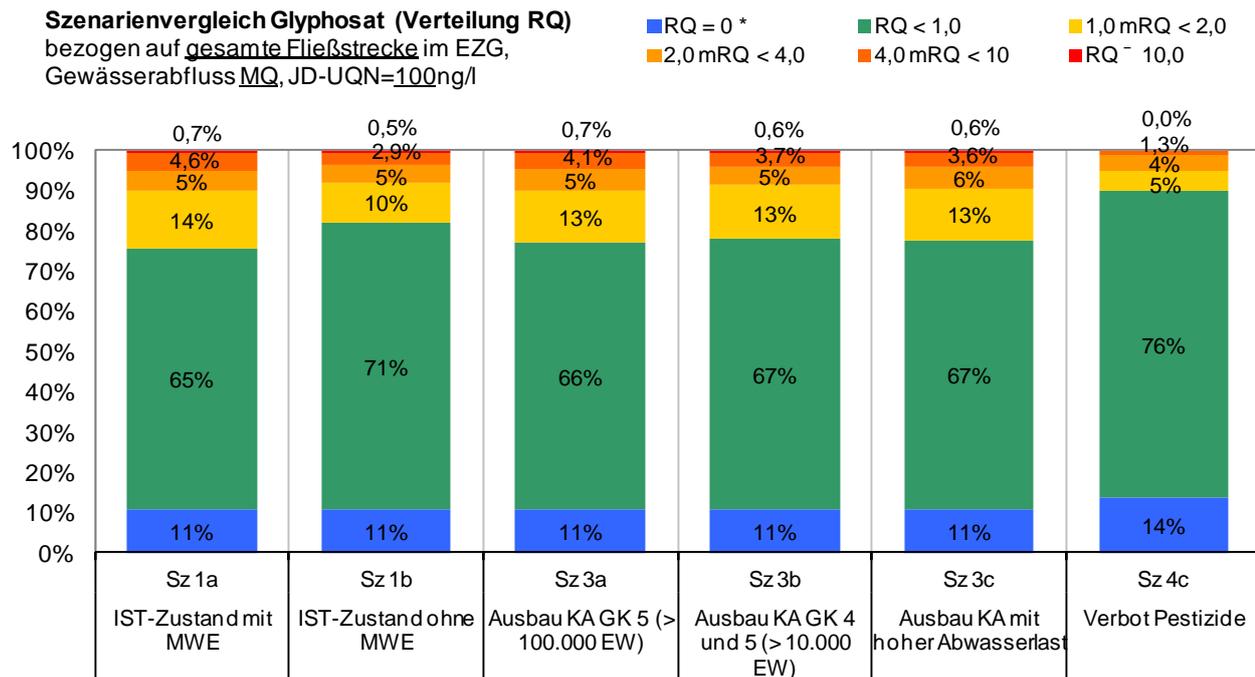


Bild 7.44: Szenarienvergleich Glyphosat, Verteilung des Risikoquotienten bezogen auf die gesamte Fließstrecke (1.515 km)

Qualitätsbezogen ergeben sich nur geringfügig höhere Anteile an Gewässerabschnitten, die durch die Umsetzung der Szenarien 2a-2b mit RQ < 1 bewertet werden können. Erwartungsgemäß hat hier der Anwendungsverbot der Pestizide (Sz 4c) die größte Wirkung. Für rd. 90 % der abgebildeten Fließgewässerabschnitte resultieren RQs < 1. Im Ist-Zustand ergaben sich unter Einbeziehung der Mischwasserüberläufe - lediglich 76 %, die dieses Kriterium erfüllten.

Szenarienvergleich Amidotrizoesäure

Amidotrizoesäure wird als Stellvertretersubstanz für Krankenhausabwasser gewählt. Als Bewertungsgrundlage wird der GOW herangezogen.

Ähnlich wie bei den Pestiziden kann der Ausbau der Kläranlagen auch in Bezug auf Röntgenkontrastmittel nur eine geringe Verbesserung bewirken. Dies hängt insbesondere damit zusammen, dass diese krankenhausbürtige Substanz in einer 4. Reinigungsstufe sowohl bei Einsatz einer Adsorptionsstufe als auch bei Einsatz von Ozon nur in geringem Umfang eliminiert werden kann. Präventive Maßnahmen noch vor dem Eintrag in das Gewässersystem, wie z.B. die hier untersuchte separate Urinerfassung, sind demnach anzustreben.

Szenarienvergleich Amidotrizoesäure (Verteilung RQ)
 bezogen auf Fließstrecke mit Abwasserlast,
 Gewässerabfluss MQ, JD-UQN=1.000 ng/l

■ RQ < 1,0 ■ 1,0 mRQ < 2,0 ■ 2,0 mRQ < 4,0
 ■ 4,0 mRQ < 10 ■ RQ > 10,0

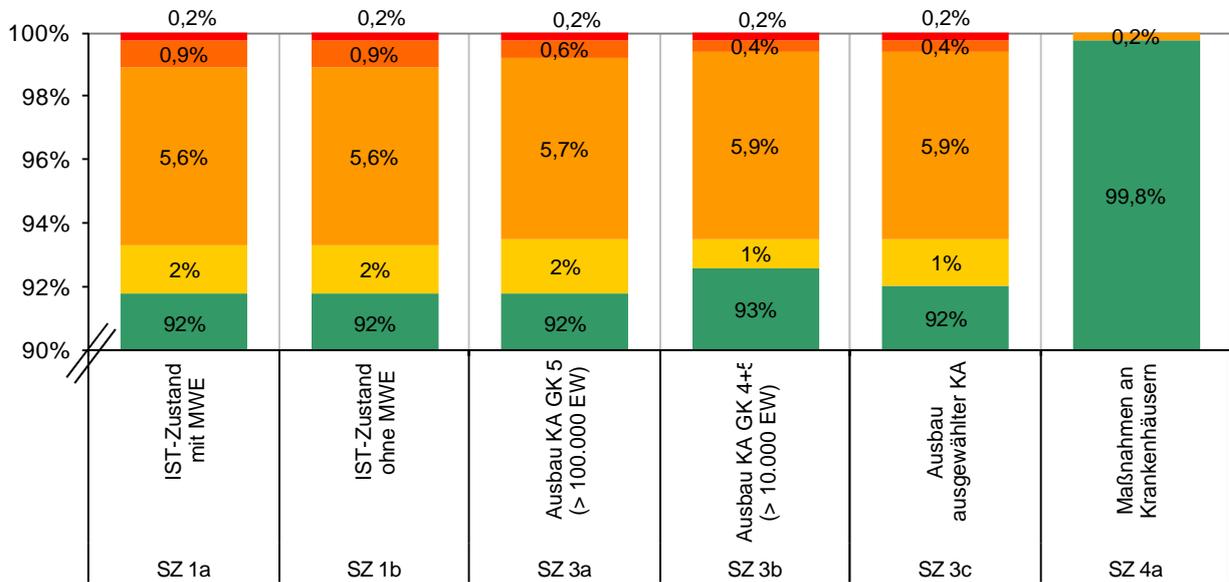


Bild 7.45: Szenarienvergleich Amidotrizoesäure, Verteilung des Risikoquotienten bezogen Fließstrecke mit Abwasserlast (entspricht 576 km von 1.515km)

8 Kosten und Nutzen der Einführung von 4. Reinigungsstufen

Untersuchungsziele

- **Nutzen:** Abschätzung des Nutzens durch die Einführung von 4. Reinigungsstufen
- **Kosten:** Berechnung der Kosten für die verschiedenen Ausbauszenarien
- **Gebühren:** Auswirkungen auf die Abwassergebühren im Untersuchungsgebiet
- **K/N:** Gegenüberstellung und Beurteilung von Kosten und Nutzen
- **Übertragung:** Übertragung auf die Situation im Bundesland Rheinland-Pfalz

8.1 Nutzen durch die Einführung von 4. Reinigungsstufen im EZG Nahe

8.1.1 Nutzen in Bezug auf Belastung mit Mikroschadstoffen

Die durchgeführten Stoffflusssimulationen für das EZG Nahe haben gezeigt, dass der Bau von 4. Reinigungsstufen je nach Wahl der Kläranlagen zu einer entsprechend hohen Reduzierung der Gewässerbelastung führt. Ein daraus abgeleiteter volkswirtschaftlicher Nutzen infolge der vermiedenen Umwelteinwirkungen lässt sich jedoch derzeit monetär nicht bewerten.

Durch die Integration einer 4. Reinigungsstufe werden die Emissionen an der jeweiligen Einleitstelle im Mittel um etwa 80 % reduziert (stoffspezifisch 10 . 90 %). Damit ist der Nutzen einer 4.RS, bezogen auf die eingeleitete Schmutzfracht, bei großen Kläranlagen mit einer hohen Schmutzwassermenge naturgemäß größer als bei kleinen Anlagen. Vielfach liegen jedoch gerade kleinere Kläranlagen an Gewässern mit einem hohen Abwasseranteil oder stark vorbelasteten Gewässern. Daher kann aus Gewässersicht ein großer Nutzen auch durch den Ausbau dieser Anlagen erreicht werden.

Nachfolgend werden daher beide Ansätze zur Bewertung des Nutzens herangezogen:

- **Frachtbezogener Ansatz:** Verringerung der emittierten Jahresfracht
- **Qualitativer Ansatz:** Verringerung der Fließkilometer mit kritischer Belastung, (RQ > 1)

Dabei handelt es sich um einen Vergleich der gerechneten Szenarien mit der IST-Situation. Die entsprechenden Ergebnisse wurden bereits in Kapitel 7.3 vorgestellt. Die nachfolgende Tabelle 8.1 fasst den Nutzen als Differenz zur IST-Situation zusammen.

Tabelle 8.1: Nutzen durch den Bau von 4. Reinigungsstufen. Zusammenstellung von fracht- und qualitätsbezogenen Differenzen zur IST-Situation, jeweils bei MQ simuliert

Vergleich Kläranlagenausbau zum IST-Zustand			Frachtbezogen			Qualitätsbezogen			
			Differenz zur emittierten Fracht im IST-Zustand an der Rheinmündung			Zusätzlicher Gewässeranteil (von 1.515 km) mit RQ<1			
			KA GK 5 (> 100.000 EW)	KA GK 4&5 (> 10.000 EW)	KA ausgewählt	KA GK 5 (> 100.000 EW)	KA GK 4&5 (> 10.000 EW)	KA ausgewählt	
			Sz 3a	Sz 3b	Sz 3c	Sz 3a	Sz 3b	Sz 3c	
Substanzen			QK ¹⁾	[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]	[km]	[km]	[km]
Pharmaka	Amidotrizoesäure	DIATR	1,00 µg/l	40,7	70,1	22,3	0	4,8	1,6
	Carbamazepin	CBZ	0,50 µg/l	1,9	75,2	2,0	0	2,6	2,6
	Diclofenac	DCF	0,10 µg/l	28,9	65,0	18,0	43,5	185,0	131,0
	Metoprolol	MTP	64,00 µg/l	41,7	122,7	45,9	0	0	0
	Sulfamethoxazol	SMX	0,60 µg/l	2,7	8,1	2,1	0	0	0
	Bezafibrat	BZF	0,46 µg/l	17,9	52,7	19,8	1,0	3,6	3,6
Pestizide	Carbendazim	CBD	0,34 µg/l	0,4	1,2	0,4	0	0	0
	Diuron	DRN	0,20 µg/l	0,9	2,6	0,9	0	0	0
	Glyphosat	GPS	108,0 µg/l	4,9	14,6	4,2	0	0	0
	Isoproturon	IPT	0,30 µg/l	0,6	1,7	0,6	0	0	0
	Mecoprop	MCP	0,10 µg/l	1,1	3,2	12,7	0	0	0
	Terbutryn	TBT	0,07 µg/l	0,4	1,1	0,2	0	0	0
Sonst.	DEET	DEET	41,00 µg/l	5,0	14,7	5,5	0	0	0
	PFOS	PFOS	0,23 µg/l	1,1	3,1	1,2	0	0	0
Summe				118	368	117	63	229	170

1) In Mikro_N angesetzte Qualitätskriterien

8.1.2 Synergieeffekte in Bezug auf den Parameter Phosphor

Die Integration einer 4. Reinigungsstufe auf bestehenden kommunalen Kläranlage erfordert in der Regel den Bau einer nachgeschalteten Filtrationsstufe, zumindest sofern diese nicht bereits vorhanden ist und mit in die Planung einbezogen werden kann. Je nach gewählter Variante zur Elimination von Mikroschadstoffen ist die nachgeschaltete Filterstufe verfahrenstechnisch aus folgenden Gründen erforderlich:

- um den **Rückhalt der Pulverkohle** zu gewährleisten
- um die Möglichkeit der **Filtration über Kornkohle** (Festbett) zu geben und
- um **als Nachbehandlung** nach einer Ozonbehandlung Transformationsprodukte im Filter abzubauen.

Als Synergieeffekt bewirkt eine Filterstufe auch eine zusätzliche Reinigungswirkung in Bezug auf den Parameter Phosphor. Sofern der Filter als Flockungsfiltrationsstufe betrieben wird, d. h. mit Dosierung von Fe³⁺-Salzen oder Aluminiumverbindungen, können gemäß DWA ATV-A 203 P_{ges}-Ablaufkonzentrationen von etwa 0,2 mg/l erreicht werden.

Gemäß Arbeitsblatt A-202 können Anlagen mit Flockungsfiltration einen Überwachungswert für den Parameter Phosphor in Höhe von 0,5 mg/l sicher einhalten. Je nach gewähltem Ausbauszenario (vgl. Kapitel 7.1), werden 2, 10 oder 34 Kläranlagen im EZG ausgebaut. Der Einfluss der ausgewählten Kläranlagen auf die emittierte P-Fracht ergibt sich aus der Anlagengröße. In Summe werden im Ist-Zustand pro Jahr 83.251 kg Phosphor emittiert.

Tabelle 8.2: Einfluss der Ausbauszenarien auf die P-Ablauffracht

	Einheit	Status-quo	KA > 100.000 EW	KA > 10.000 EW	KA ausgewählt
Anzahl KA mit zusätzlicher Filterstufe	[-]	0	2	34	10
Summe P-Zulauf fracht im EZG Nahe	[kg/a]	714.540			
Summe P-Ablauf fracht	[kg/a]	83.251	71.337	42.472	64.755
P-Elimination	[%]	88,3%	90,0%	94,1%	90,9%
Delta zu IST-Zustand	[%]	-	14%	49%	22%

Durch den Ausbau der zwei größten Kläranlagen im Einzugsgebiet (Sz 3a) kann die jährlich in die Gewässer der Nahe emittierte P-Fracht um etwa 14 % auf 71.337 kg reduziert werden. Die Ausstattung der Kläranlagen mit 4. Reinigungsstufen an Belastungsschwerpunkten resultiert in einer Reduktion auf 64.755 kg P/a, was prozentual 22 % der emittierten P-Fracht im Ist-Zustand entspricht.

Der größte Effekt wird durch den Ausbau der 34 Kläranlagen der GK 4 und 5 (Sz 3b) erreicht. Durch diese Maßnahme kann die jährlich über mechanisch-biologisch gereinigtes Abwasser in die Gewässer eingetragene P-Fracht um etwa 50 % reduziert werden. Die nachfolgende Grafik fasst die Ergebnisse der berechneten P-Emissionen der 102 Kläranlagen im Untersuchungsgebiet zusammen.

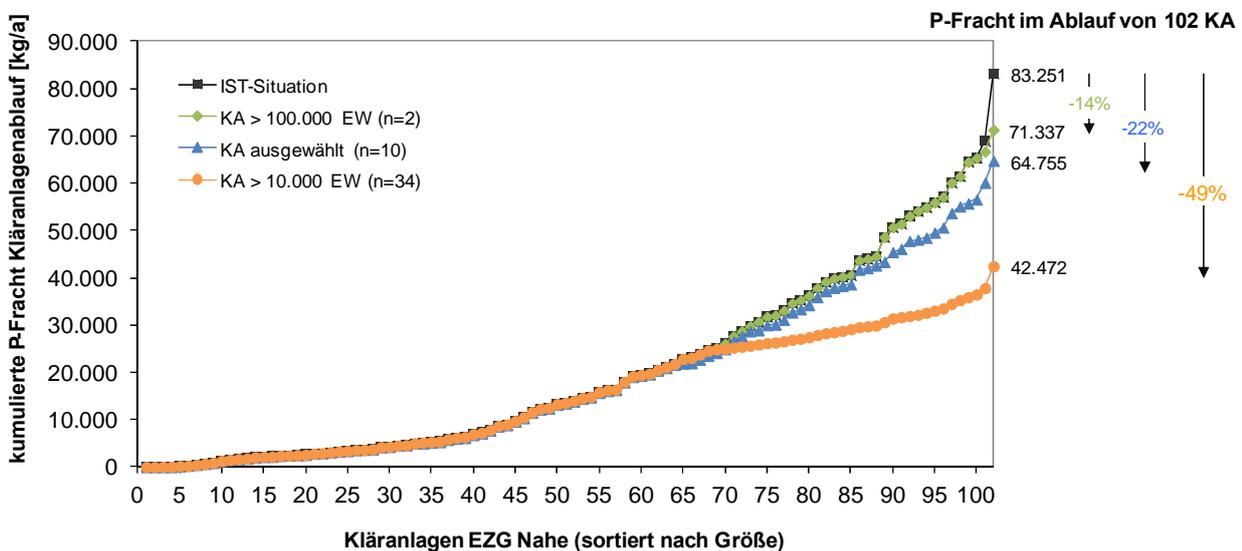


Bild 8.1: Kumulierte P-Fracht im Ablauf der Kläranlagen im EZG der Nahe bei unterschiedlichen Ausbauszenarien

8.2 Kosten durch den Bau von 4. Reinigungsstufen im EZG Nahe

8.2.1 Methodik der Kostenermittlung

Kostenfunktionen zum Bau und Betrieb von 4. Reinigungsstufen

Die Kosten für Bau und Betrieb der 4. Reinigungsstufe werden nachfolgend auf Basis von Kostenfunktionen abschätzend berechnet. Entsprechende Funktionen stehen aus mehreren Literaturquellen zur Verfügung. Dabei sind die folgenden Studien verwendet worden:

- Volkswirtschaftlicher Nutzen der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Elimination von organischen Spurenstoffen, Arzneimitteln, Industriechemikalien, bakteriologisch relevanten Keimen und Viren (TP 9) (Türk et al., 2013),
- Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer (UBA, 2014)

In beiden Fällen wurden Kosten aus Pilotprojekten, realisierten Anlagen und Machbarkeitsstudien im Rahmen einer umfassenden Literaturstudie zusammengestellt und soweit möglich vereinheitlicht, d. h. in die gleiche Währung, Abschreibeziträume, Zinssätze usw. umgerechnet. Die verwendeten Kostenfunktionen geben dabei die spezifischen Behandlungskosten (€/m³) in Abhängigkeit der Anlagengröße (EW) an.

Da die Funktionen von Türk et al. (2013) neben den Gesamtjahreskosten (siehe Bild 8.2) auch Funktionen für die Betriebskosten enthalten, wurden diese für die Berechnung gewählt. Es erfolgte zusätzlich ein Abgleich mit der UBA-Kostenfunktion zur Plausibilitätskontrolle. Grundsätzlich sinken die spezifischen Kosten, je größer eine Kläranlage ist. Unterschiede zwischen den Anlagen ergeben sich zum Teil aus dem gewählten Verfahren, der Integration in die vorhandene Kläranlage und der möglichen Nutzung vorhandener Bausubstanz.

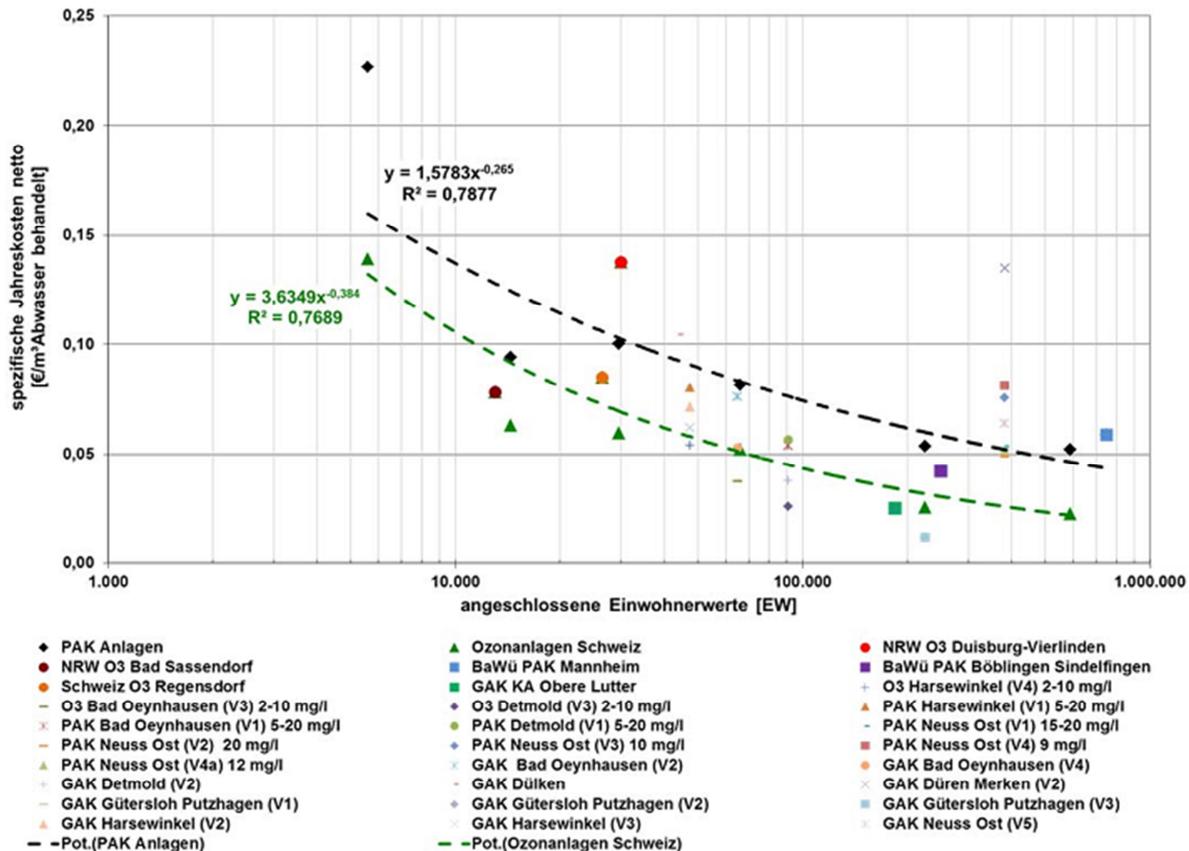


Bild 8.2: Spezifische Jahreskosten in Abhängigkeit der Anschlussgröße (aus Türk et. al, 2013)

Kostenfunktion für eine Nachbehandlung (Flockungsfiltration)

Die genannten Kostenfunktionen für eine 4. Reinigungsstufe haben gemeinsam, dass sie die Kosten für die notwendige Nachbehandlungsstufe nicht enthalten. Sowohl bei Adsorptionsstufen als auch bei einer Ozonbehandlung ist jedoch nach heutigem Kenntnisstand eine solche verfahrenstechnisch erforderlich. Daher wurden zusätzlich zu den Kosten der 4. Reinigungsstufe auch die Kosten für eine zusätzliche Raumfiltration berechnet.

Die Investitionskosten für den Neubau einer solchen Flockungsfiltrationsanlage wurden über Kostenfunktionen nach SCHRÖDER (1998) ermittelt. Die Funktionen geben die Investitionskosten getrennt nach Bautechnik, Maschinentechnik und EMSR-Technik über einen nichtlinearen Zusammenhang in Bezug auf die benötigte Filterfläche (m²) an.

Diese Kosten wurden auf Basis der Baukosten von ca. 150 Filtern aus dem Zeitraum 1992-1994 ermittelt und enthalten keine Planungs- und Baunebenkosten. Da nach dem Bauboom Anfang der 90er Jahre steigende Kosten beobachtet wurden, hat SCHRÖDER (1998) diese Funktionen um einen zusätzlichen Kostenentwicklungsfaktor ergänzt.

Neben den Investitionskosten der Filterstufe sind auch die laufenden Kosten zu berücksichtigen. Diese wurde abschätzend über einen pauschalen Kostenfaktor (€/m³) nach WAGNER (2001) angesetzt.

Zusammenfassung der verwendeten Kostenfunktionen

Die verwendeten Funktionen sind in Tabelle 8.3 zusammengestellt. Bei den Funktionen nach Türk et al. (2013) handelt es sich um die Kosten einer Pulveraktivkohledosierung, die gemäß Studie über den Kosten einer Ozonbehandlung liegen. Auf der sicheren Seite liegend wurde dennoch diese Funktion gewählt.

Tabelle 8.3: Zusammenstellung der verwendeten Funktionen

	Kostenart	Kostenfunktion	Quelle
4. Reinigungsstufe	Betriebskosten	$0,1886 x^{-0,129}$ (x = Anschlussgröße)	(Türk et al., 2013)
	Investitionskosten	$66,268x^{0,43}$ (x = Anschlussgröße)	Türk et al., 2013)
	Jahreskosten	$1,5783 \cdot x^{-0,265}$ (x = Anschlussgröße)	(Türk et al., 2013)
		$0,6916 y^{-0,193}$ (y = Ausbaugröße)	(UBA, 2014)
Nachbehandlung (Neubau Filtration)	Investitionskosten	KB = $(0,034 - k1) \cdot A_{fil} (0,863 - k2) \cdot e1997$ (Bautechnik)	(Schröder, 1998)
		KM = $(0,044 - k1) \cdot A_{fil} (0,795 - k2) \cdot e1997$ (Maschinentechnik)	
		KE = $(0,014 - k1) \cdot A_{fil} (0,845 - k2) \cdot e1997$ (EMSR-Technik)	
	Betriebskosten Filter	$0,025 \text{ "/m}^3$	(Wagner, 2001)

Afil = Filterfläche [m²],
e1997 = Kostenentwicklungsfaktor,
k1, k2 = Korrekturfaktor für spez. Filtersysteme,

Kostenberechnung unter Verwendung der Kostenfunktionen

Unter Verwendung der Kostenfunktion wurden die Kosten für jede der ausgewählten Kläranlagen in Abhängigkeit der Anlagengröße und der Jahresabwassermenge berechnet. Aus der Landesdatenbank standen folgende Kenndaten für alle Kläranlagen zur Verfügung:

- Ausbau- und Anschlussgröße
- Angeschlossene Einwohner
- Jahresabwassermenge (Mittelwert 2010 bis 2012)
- Trockenwetterwassermenge

Das grundsätzliche Vorgehen bei der Kostenberechnung zur Einführung der 4. Reinigungsstufe zeigt Bild 8.3. Zunächst wurden über die einwohnerspezifischen Kostenfunktion und die jeweilige Anschluss- bzw. Ausbaugröße spezifischen Behandlungskosten (" /m³) ermittelt. Diese wurden im nächsten Schritte über die Jahresabwassermenge zu Jahreskosten multipliziert. Dabei wurde angenommen, dass der Anteil der behandelten Abwassermenge nur 80 % der Jahres-

menge beträgt, da die 4. Reinigungsstufe aus Gründen der Wirtschaftlichkeit nur auf eine entsprechende Teilstrombehandlung ausgelegt wird.

Die Kosten für den Bau einer Flockungsfiltration als Nachbehandlungsstufe wurden gemäß dem Schema aus Bild 8.4 hergeleitet. Demnach wurde zunächst auf Basis der Anlagengröße ein Faktor zur Berechnung des Tagesspitzenabflusses gemäß DWA-Arbeitsblatt A 198 ermittelt. Dieser ergibt mit der mittleren Trockenwetterwassermenge (Q_{TW}) eine maximale Wassermenge bei Trockenwetter. Zusammen mit einer für diese Wassermenge erforderlichen Filtergeschwindigkeit in Höhe von 5 m/h (nach ATV-A 203) ergibt sich daraus die benötigte Filterfläche. Diese kann als Eingangswert für die Kostenfunktion nach Schröder verwendet werden, woraus sich schließlich die Investitionskosten berechnen.

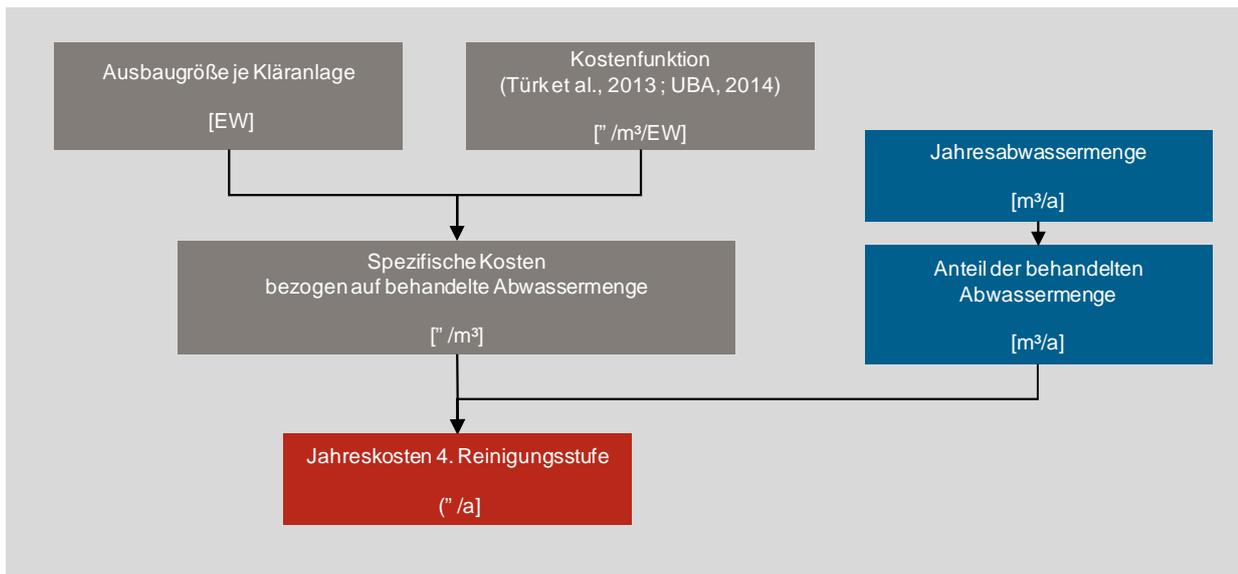


Bild 8.3: Schema zur Berechnung der Jahreskosten einer 4. Reinigungsstufe

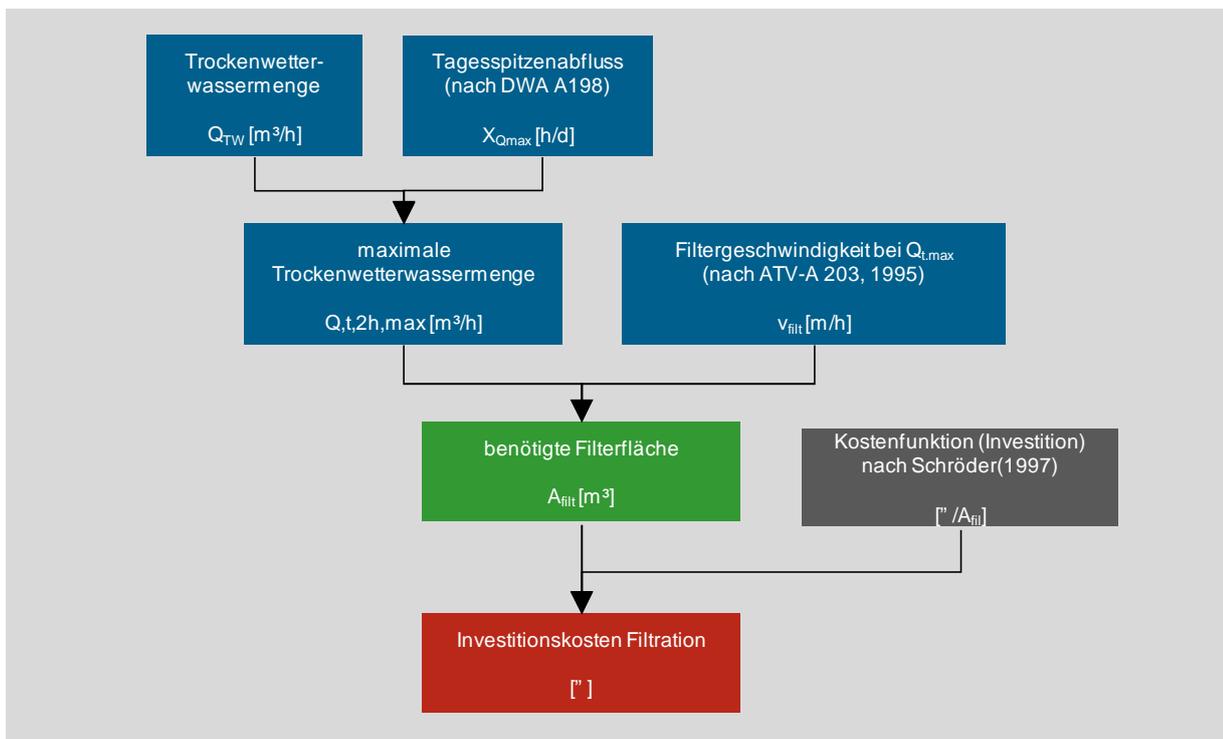


Bild 8.4: Schema zur Berechnung der Investitionskosten für den Bau einer Flockungsfiltration

8.2.2 Kosten der betrachteten Ausbauszenarien

Für die betrachtenden Ausbauszenarien wurden die resultierenden Kosten gemäß der vorgeannten Methodik für das EZG der Nahe berechnet. Die Kosten sind in den nachfolgenden Abbildungen dargestellt und zusammenfassend in **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** aufgelistet.

Der Ausbau der 34 Anlagen der GK 4 und 5 (SZ3b) verursacht im Ergebnis, wie zu erwarten, die höchsten Investitionskosten. Allerdings sind die mittleren spezifischen Behandlungskosten ("/m^3) im Szenario 3c bei Ausbau der 10 ausgewählten Kläranlagen deutlich höher.

Der große Kostenanteil der Filtrationsstufe macht sich bei allen drei Ausbauszenarien gleichermaßen bemerkbar. Etwa die Hälfte der Investitions- und auch der Jahreskosten entfallen auf den Bau und den Betrieb der Filtrationsstufe.

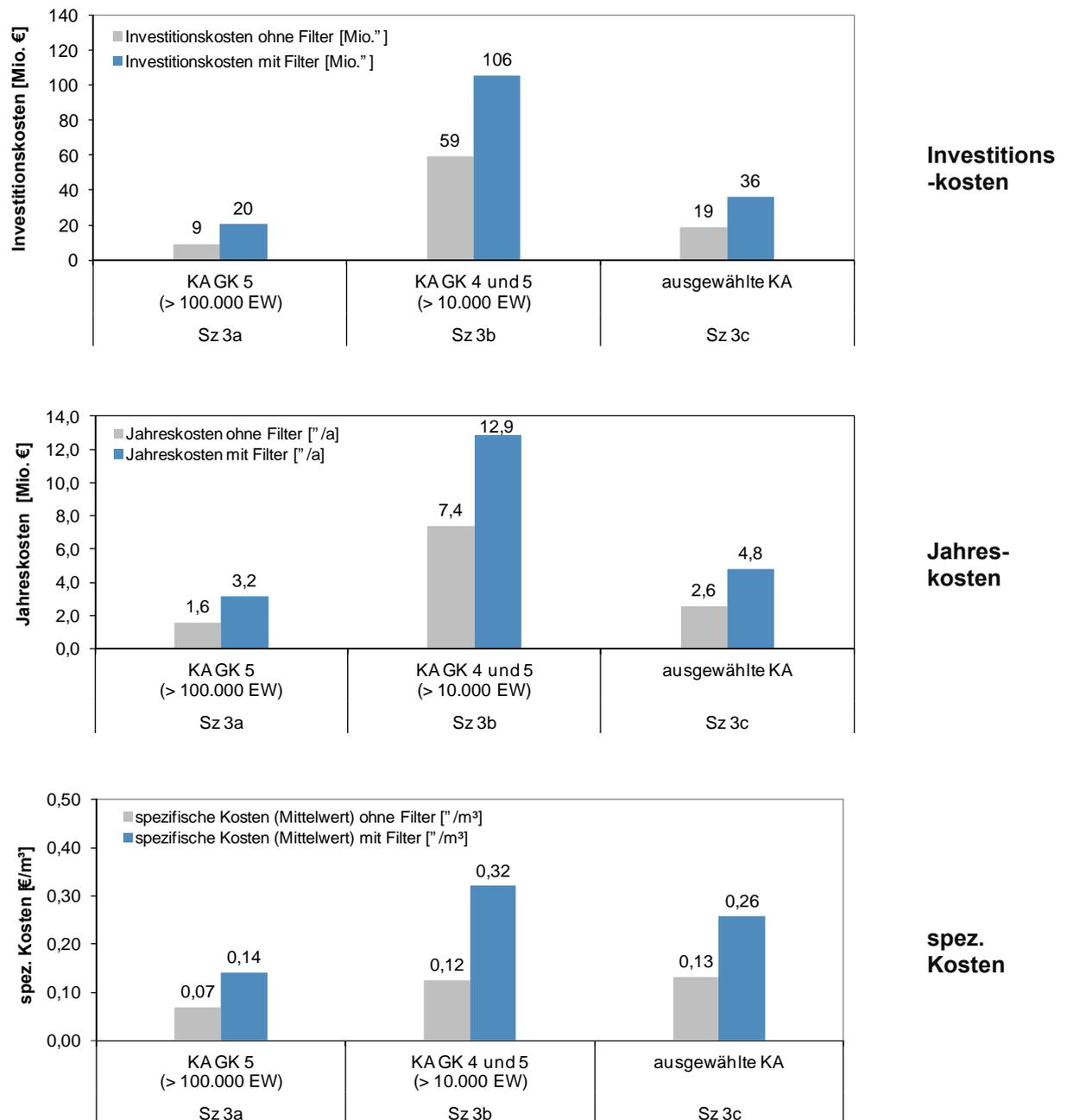


Bild 8.5: Ergebnisse der Kostenberechnung für die Kläranlagen-Ausbauszenarien (Investitionskosten, Jahreskosten und spezifische Kosten)

Tabelle 8.4: Übersicht über die ermittelten Kosten für die Ausbauszenarien

Szenario		Sz 3a	Sz 3b	Sz 3c	
Ausbauvariante		KA GK 5 (> 100.000 EW)	KA GK 4 und 5 (> 10.000 EW)	ausgewählte KA	
Anzahl KA	[-]	2	34	10	
Summe Anschlussgröße	[EW]	273.334	785.318	296.442	
Anteil Gesamtkapazität EZG	[%]	24	82	31	
ohne Filter	Betriebskosten	[" /a]	963.852	3.528.807	1.347.406
	Kapitalkosten	[" /a]	628.359	3.844.710	1.222.150
	Investitionskosten	["]	9.350.805	59.143.257	18.679.753
	Jahreskosten	[€/a]	1.592.211	7.373.517	2.569.557
	spez. Kosten (Mittelwert)	[" /m³]	0,07	0,12	0,13
mit Filter	Investitionskosten	["]	20.477.809	105.625.475	35.893.327
	Jahreskosten	[€/a]	3.171.408	12.885.116	4.801.436
	spez. Kosten (Mittelwert)	[" /m³]	0,14	0,32	0,26

8.2.3 Auswirkungen auf die Abwassergebühren

Abwassergebühren

Neben den Gesamtkosten für den Ausbau der Kläranlagen sind auch die finanziellen Auswirkungen für die Bürger und Bürgerinnen von Interesse. Bisher liegt jedoch noch kein ausgearbeitetes bundesweites Finanzierungsmodell für die Einführung von 4. Reinigungsstufen vor. Daher wird im Rahmen dieser Studie die direkte Finanzierung über eine Erhöhung der Abwassergebühren für die jeweils betroffenen Kläranlagen untersucht.

Bei den Abwassergebühren werden die Kosten der allgemeinen Abwasserentsorgung auf die Bürgerinnen und Bürger umgelegt. Die Gebührensätze fallen jedoch je nach Verbandsgemeinde unterschiedlich hoch aus. Zudem variieren auch die Zusammensetzung bzw. die Berechnungsgrundlage der Gebühren, was einen Vergleich schwierig macht. Die Bestandteile der gemeindespezifischen Abwassergebühren können sich dabei auf Mengen oder Flächen beziehen, oder auch flächen- und mengenunabhängig sein. Die mengenbezogene Komponente gliedert sich auf in Entgelte, die sich auf den Schmutz- und Abwasseranfall beziehen, und auf sonstige mengenbezogene Entgelte. Grundlage für das Schmutz- und Abwasser bildet im Regelfall der - ggf. um einen pauschalen Abschlag reduzierte - Frischwasserverbrauch.

Auswirkungen der Ausbauszenarien auf die Abwassergebühren

Für die Umlegung der untersuchten Kostenszenarien auf die Abwassergebühren wurden die Daten des statistischen Landesamtes Rheinland-Pfalz von 2013 verwendet. Darin enthalten sind die Abwassergebühren bezogen auf den Frischwasserverbrauch für die 42 Kläranlagenbetreiber (Kommunen, Verbandsgemeinden, Zweckverbände) im EZG Nahe.

Es werden 2 Varianten betrachtet:

- **Solidarprinzip:** genossenschaftliche Verteilung der Kosten auf alle Betreiber
- **Verursacherprinzip:** Umlage der Kosten nur auf KA, auf denen 4. RS gebaut werden

Das Verursacherprinzip wird zunächst in Bild 8.6 dargestellt. Die Grafik zeigt für jede Kläranlage separat eine Abwassergebühr, jeweils vor und nach Umsetzung der Ausbauszenarien. Während sich bei den beiden Kläranlagen der GK5 nur eine geringfügige Erhöhung durch den Ausbau zeigt, ist der Effekt bei den kleineren Anlagen deutlich sichtbar. Insbesondere der Ausbau einer Kläranlage mit nur 1.500 EW Ausbaugröße in SZ3c verdoppelt die dortigen Abwassergebühren.

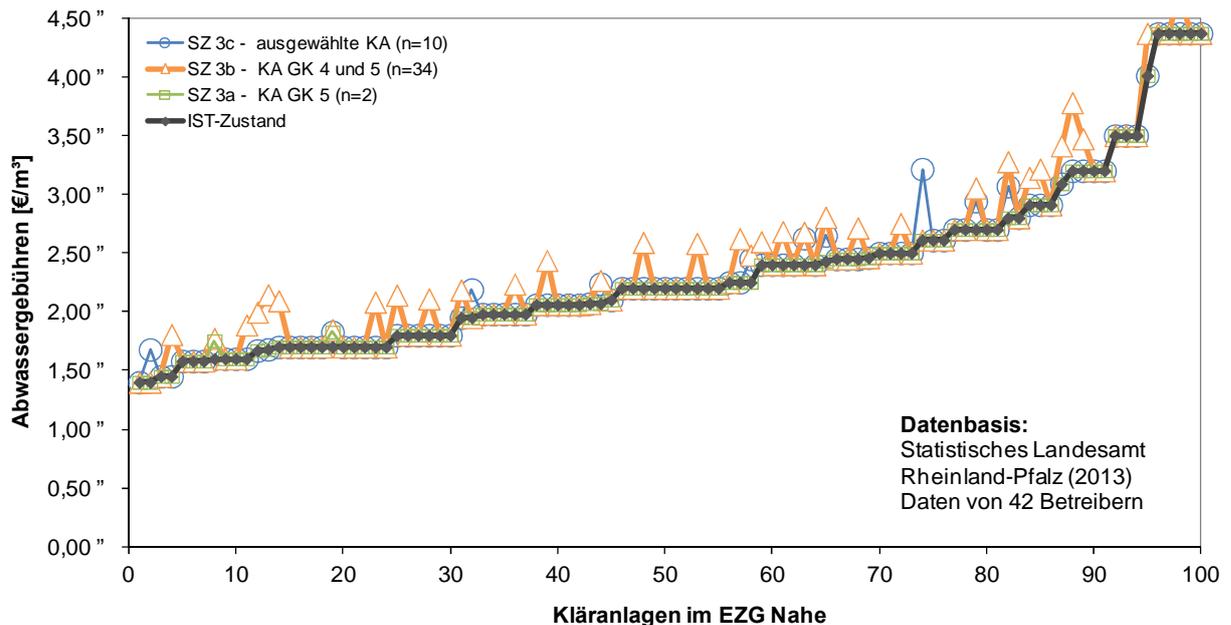


Bild 8.6: Abwassergebühren vor und nach Bau der 4. Reinigungsstufen für jede Kläranlage im Untersuchungsgebiet.

Sofern die Kosten nicht kläranlagenspezifisch ermittelt werden, sondern zumindest innerhalb der Betreiber umgelegt werden, sind die Gebührensprünge nicht mehr so deutlich sichtbar (siehe Bild 8.7). Werden die Kosten im nächsten Schritt über alle Betreiber im Gesamtgebiet genossenschaftlich verteilt, dies würde dem Schweizer Modell entsprechen, so erhöht sich die mittlere Abwassergebühr nur von 2,31 "/m³ auf 2,37 "/m³.

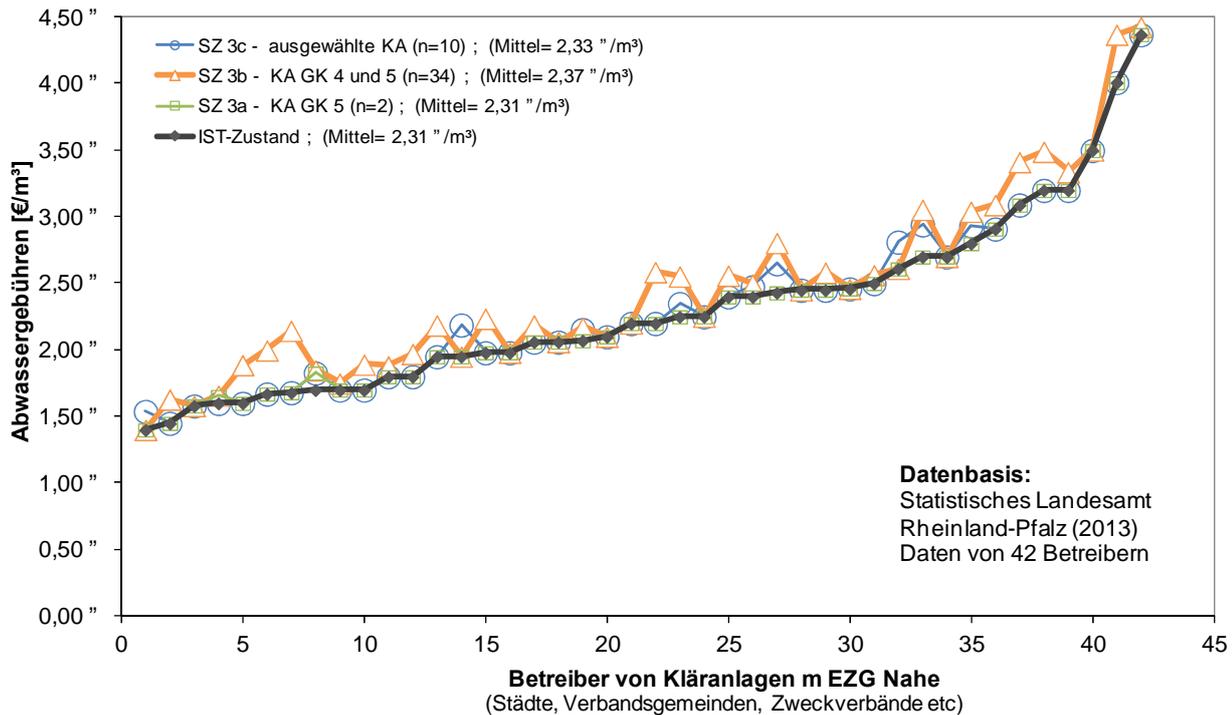


Bild 8.7: Verteilung der Abwassergebühren pro Betreiber im EZG Nahe für den IST-Zustand (Datenstand 2013) und bei Umsetzung der Ausbauszenarien (zzgl. 4. Reinigungsstufe)

8.3 Vergleich von Kosten und Nutzen im EZG der Nahe

Als Nutzen des Kläranlagenausbaus werden die bereits in Kapitel 9.1 beschriebenen Ansätze gewählt:

- Qualitätsbezogen: Erhöhung Fließkilometer mit $RQ < 1$
- Frachtbezogen: Reduzierte Fracht an der Rheinmündung

Demgegenüber stehen die Kosten der 4. Reinigungsstufe für die jeweiligen Kläranlagen. Als maßgebender Wert für den Kostenvergleich wird die Summe der Jahreskosten inklusive Nachbehandlungsstufe herangezogen.

Aus dem Quotient der Jahreskosten ("/a) mit den zusätzlichen Fließkilometern (km) mit $RQ < 1$ bzw. mit der reduzierten Jahresfracht (kg/a) ergeben sich die beiden K/N-Faktoren in "/(km*a) und "/kg.

In Bild 8.8 sind beide Faktoren gegenübergestellt. Es zeigt sich, dass der Ausbau der ausgewählten Kläranlagen zwar frachtbezogen das deutlich höchste Ergebnis, d. h. die höchsten Kosten verursacht, aber bezogen auf die Qualitätsverbesserung im Gewässer das beste K/N-Verhältnis aufweist.

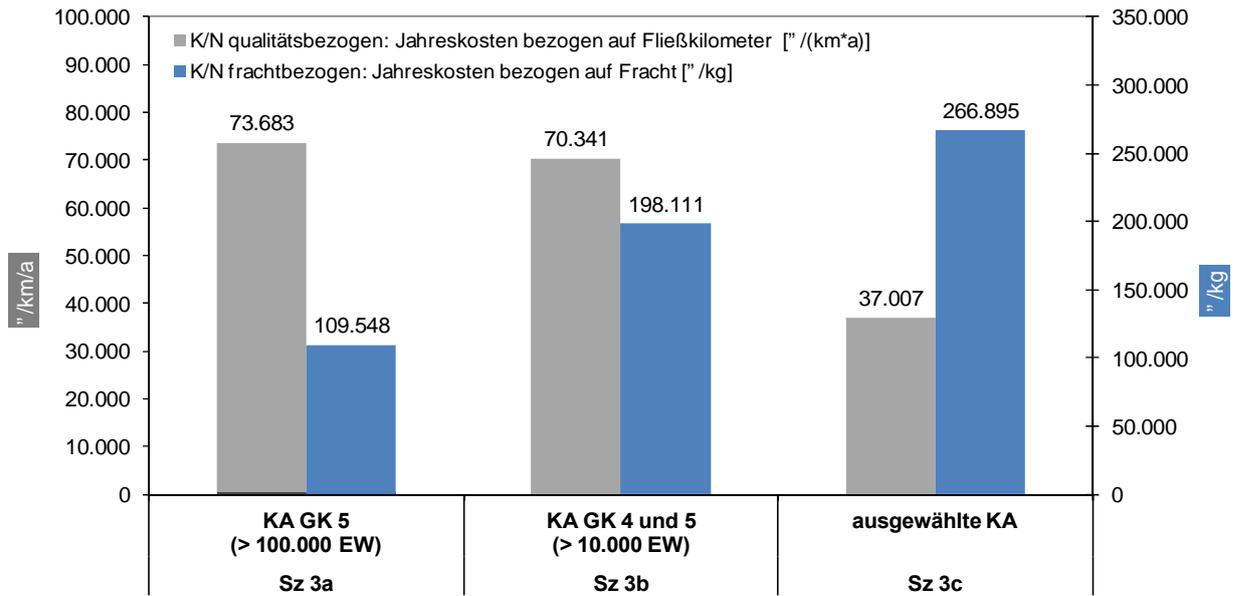


Bild 8.8: K/N-Faktoren für die Ausbauszenarien beispielhaft für den Wirkstoff Diclofenac, linke Achse Jahreskosten bezogen auf zusätzliche Fließkilometer mit RQ < 1, rechte Achse: Jahreskosten bezogen auf reduzierte Jahresfracht.

Tabelle 8.5: Zusammenstellung der Kosten/Nutzen-Faktoren für die Ausbauszenarien

Szenario				Sz 3a	Sz 3b	Sz 3c
Ausbauvariante				KA GK 5 (> 100.000 EW)	KA GK 4 und 5 (> 10.000 EW)	ausgewählte KA
Anzahl KA			[-]	2	34	10
Kosten	Investitionskosten	mit Filter	[€]	20.477.809	105.625.475	35.893.327
	Jahreskosten	mit Filter	[€/a]	3.171.408	12.885.116	4.801.436
Nutzen	qualitätsbezogen	zusätzlicher Anteil des EZG (1.515km) mit RQ<1	[% < UQN]	3%	12%	9%
		zusätzliche km mit RQ<1	[km]	43,0	183,2	129,7
	frachtbezogen:	Reduzierung der Fracht gegenüber IST-Zustand	[%]	29	66	18
		Frachtreduzierung	kg/a	28,95	65,04	17,99
K/N	qualitätsbezogen:	Jahreskosten bezogen auf Fließkilometer	[€/km³a]	73.683	70.341	37.007
	frachtbezogen:	Jahreskosten bezogen auf Fracht	[€/kg]	109.548	198.111	266.895

8.4 Übertragung auf Rheinland-Pfalz

8.4.1 Methodik der Übertragung

Unter Berücksichtigung der Kläranlagenstruktur in Rheinland-Pfalz wird nachfolgend abgeschätzt, wie sich die flächendeckende Erweiterung der im Bundesland vorhandenen Kläranlagen mit 4. Reinigungsstufen auf die Kosten der Abwasserbehandlung auswirkt. Dazu werden die zuvor nur für das Einzugsgebiet der Nahe betrachteten Ausbauszenarien auf RLP übertragen:

- Ausbau aller Kläranlagen der GK 5
- Ausbau aller Kläranlagen der GK 5 und 4
- Ausbau ausgewählter Kläranlagen an Belastungsschwerpunkten

Vom Landesumweltamt (LUWG) wurden die erforderlichen Kläranlagendaten (Ausbaugröße, Anschlussgröße, Abwassermenge usw.) für das gesamte Bundesland zur Verfügung gestellt. In Summe sind derzeit in RLP 675 kommunale Kläranlagen mit einer Ausbaugröße von knapp 6,4 Mio. Einwohnerwerten vorhanden, die jährlich eine Abwassermenge von rd. 352 Mio. m³ behandeln (vgl. Tabelle 8.6).

Tabelle 8.6: Kläranlagen in Rheinland-Pfalz (Daten LUWG)

Anzahl Kläranlagen	[-]	675
Summe Ausbaugröße	[EW]	6.422.136
Summe Anschlussgröße	[EW]	5.135.274
Angeschlossene Einwohner	[E]	3.482.718
Jahresabwassermenge	[m ³ /a]	351.611.946

Die Übertragung der Ausbauszenarien auf diesen landesweiten Kläranlagenbestand ergab die in der nachfolgenden Tabelle 8.7 aufgezeigten Ausbauszenarien für Rheinland-Pfalz. Demnach werden mit Ausbau der 153 Kläranlagen > 10.000 EW in Summe 82 % der gesamten Kapazität erfasst. Der Ausbau der 8 Kläranlagen der GK 5 erfasst dagegen nur etwa 24 % der vorhandenen Ausbaukapazität.

Für die Auswahl der Kläranlagen nach Belastungsschwerpunkten wurde eigens eine landesweite Abwasserlastkarte erstellt (siehe Bild 8.9). Eine Verknüpfung mit einer Diclofenac-Belastungskarte war in diesem Fall allerdings nicht möglich. Daher wurde als einheitliches Kriterium in diesem Szenario jede Kläranlage mit einer Abwasserlast größer 30 E/(l*s) ausgewählt. Als zusätzliches Kriterium wurden nur Anlagen größer 10.000 EW betrachtet.

Tabelle 8.7: Ausbauszenarien zur Einführung von 4. Reinigungsstufen übertragen auf RLP

Szenario	Ausbauvariante	Anzahl KA [-]	Summe Ausbaugröße [EW]	Anteil Gesamtkapazität [%]
SZ1_RLP	KA GK 5 (> 100.000 EW)	8	1.625.000	24%
SZ2_RLP	KA GK 4 und 5 (> 10.000 EW)	153	5.638.118	82%
SZ3_RLP	ausgewählte KA mit hoher Abwasserlast	51	2.098.690	31%

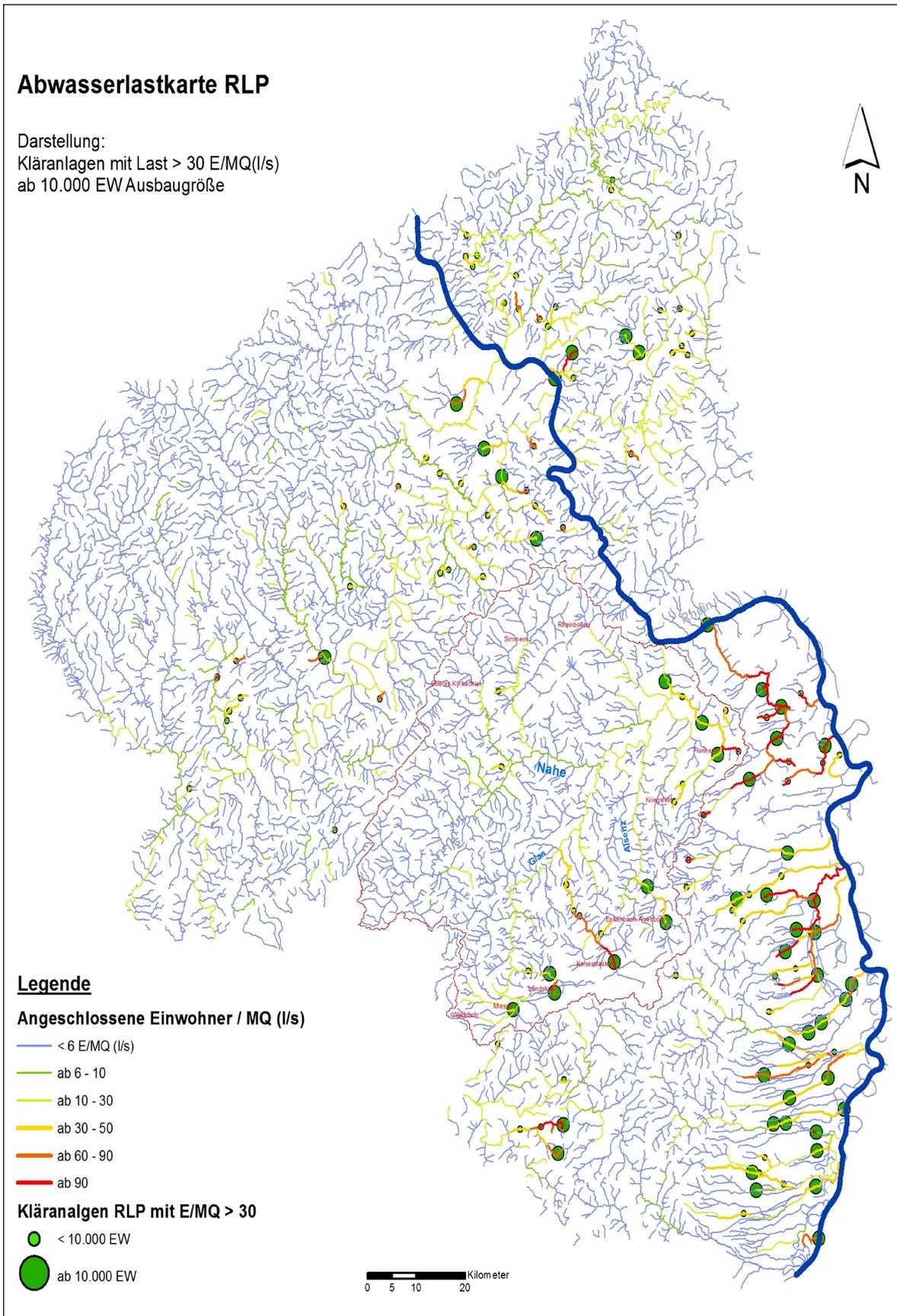


Bild 8.9: Abwasserlastplan für Rheinland-Pfalz

8.4.2 Kosten einer Einführung von 4. Reinigungsstufen in RLP

Die Kosten für RLP wurden nach dem gleichen Schema und unter Verwendung der identischen Kostenfunktionen wie bei der Ermittlung für das EZG Nahe ermittelt. Da

Das qualitätsbezogene Kosten/Nutzen-günstige Szenario eines Ausbaus nach der Abwasserlast ausgewählter Kläranlagen (SZ3_RLP) erfordert hiernach Investitionen von insgesamt 57 Mio. " ohne bzw. bis zu 155 Mio. " mit Integration einer zusätzlich erforderlichen Raumfiltration. Die Behandlungskosten erreichen bis zu 24 Ct/m³.

Tabelle 8.8: Abgeschätzte Kosten bei Übertragung der Ausbauszenarien auf RLP

Szenario			SZ1_RLP	SZ2_RLP	SZ3_RLP
Ausbauvariante			KA GK 5 (> 100.000 EW)	KA GK 4 und 5 (> 10.000 EW)	ausgewählte KA mit hoher Abwasserlast und > 10.000EW
Anzahl KA		[-]	8	153	51
Summe Ausbaugröße		[EW]	1.625.000	5.638.118	2.098.690
Anteil Gesamtkapazität EZG		[%]	24%	82%	31%
Betriebskosten		[" /a]	2.740.959	11.434.904	4.201.569
Kapitalkosten		[" /a]	1.572.696	10.736.340	3.826.190
Investitionskosten	ohne Filter	["]	23.980.473	161.559.987	57.416.690
	mit Filter	["]	79.215.453	431.854.760	155.449.994
Jahreskosten	ohne Filter	[" /a]	4.313.654	22.171.244	8.027.759
	mit Filter	[" /a]	10.672.219	50.331.476	18.309.216
spezifische Behandlungskosten (Mittelwert aller Anlagen)	ohne Filter	[€/m³]	0,06	0,11	0,11
	mit Filter	[€/m³]	0,16	0,24	0,23

9 Schlussfolgerungen

Mit der georeferenzierten Stoffflussmodellierung kann die Belastung der Fließgewässer im Einzugsgebiet der Nahe mit Mikroschadstoffen flächendeckend abgebildet und nach vergleichbaren Kriterien erfasst und bewertet werden. Reduktionspotenziale können systematisch anhand von Szenarien und deren Analyse ermittelt und die Kosten bzw. Nutzen der Maßnahmen eruiert werden.

Wie aus den Ergebnissen der Stoffflussmodellierung hervorgeht, können die über Konzentrationswerte vorgegebenen Gewässerqualitätsziele im Einzugsgebiet der Nahe unter Berücksichtigung verschiedener stoffspezifischer Qualitätskriterien zum Schutz der aquatischen Umwelt für einige ausgewählte Referenzparameter nicht immer erreicht. Die Analyse des Ist-Zustandes zeigt dabei bei mittlerem Abfluss (MQ) im Gewässernetz der Nahe, insbesondere hinsichtlich der Belastung mit Amidotrizoensäure und Diclofenac, mit den gewählten Qualitätszielen einen Handlungsbedarf. Etwa 45 % der im Modell abgebildeten abwasserbeeinflussten Fließgewässerstrecken weisen bei MQ Diclofenac-Konzentrationen auf, die höher als der derzeit diskutierte UQN-Vorschlag von 0,1 µg/l sind. Amidotrizoensäure wird dagegen nur in etwa 10 % der im Modell abgebildeten abwasserbeeinflussten Fließgewässerstrecken mit Konzentration größer als 1,0 µg/l (gesundheitlicher Orientierungswert (GOW)) ermittelt. Allerdings ergibt sich mit 23,9 µg/l die höchste Konzentration im Ist-Zustand. Auch andere Arzneimittel wie Carbamazepin und Bezafibrat überschreiten bei hinterlegtem MQ vereinzelt die angesetzten Qualitätsziele. Die davon betroffenen Gewässerabschnitte machen aber weniger als 1 % des abwasserbeeinflussten Fließgewässernetzes aus.

Bei mittlerem Niedrigwasserabfluss (MNQ) im Gewässersystem weisen neben Amidotrizoensäure und Diclofenac zusätzlich auch die pharmazeutischen Wirkstoffe Carbamazepin (Antiepileptikum) und Bezafibrat (Lipidsenker) hohe Anteile der abwasserbeeinflussten Fließstrecken mit Überschreitung der jeweils angesetzten Qualitätsziele auf. Die Situation im ergibt für Diclofenac in etwa 75 % und für Amidotrizoensäure in etwa 40 % der abwasserbeeinflussten Gewässerabschnitte eine mindestens 2-fache Überschreitung des jeweils angesetzten Qualitätskriteriums. Zwar sind die resultierenden Gewässerkonzentrationen aus humantoxikologischer Sicht derzeit noch unbedenklich, Trockenperioden mit Niedrigwasserabfluss können aber auch über längere Zeit anhalten, wodurch temporär kritische Zeiträume für Gewässerorganismen erreicht werden können.

Die sich in den ländlichen Regionen von Rheinland-Pfalz abzeichnende demographische Entwicklung verschlechtert die oben beschriebene Situation teilweise, da substanzspezifisch der zukünftig erhöhte Arzneimittelkonsum der alternden Bevölkerung nicht durch den prognostizierten Bevölkerungsrückgang ausgeglichen werden kann. Fracht- wie auch qualitätsbezogen ist dabei mit einer Verschlechterung der Gewässersituation für Diclofenac, Bezafibrat, Metoprolol (Betablocker) und Carbamazepin zu rechnen. Lediglich für Sulfamethoxazol (Antibiotikum) werden kontinuierlich rückläufige Verbrauchsmengen erwartet.

Von den untersuchten Mikroschadstoffen war DCF mit dem angesetzten Qualitätsziel von 0,1 µg/l am kritischsten und wurde daher als Indikatorsubstanz für abwasserbürtige Mikroschadstoffe im Bilanzraum herangezogen.

Bei der Simulation wurde für MQ ein mittlerer Stoffeintrag durch Mischwasserüberläufe berücksichtigt. Dabei wurde zwischen regenwasserbürtigen Stoffen (Pestizide und Biozide), die aus Abspülungen von der Oberfläche resultieren, und Stoffen, die ausschließlich und weitgehend kontinuierlich im Schmutzwasser und somit schmutzwasserbürtig geführt werden (Arzneimittel und Diagnostika), unterschieden. Die Differenz zur Berechnung ohne Mischwasserentlastungen beträgt für schmutzwasserbürtige Stoffe bis zu 7 %, für regenwasserbürtige sogar bis zu 30 %, für abwasserbürtige bis zu 10 %.

wodurch verdeutlicht wird, dass durchaus signifikante Mengen an Mikroschadstoffen durch Mischwasserentlastungen in die Gewässer eingeleitet werden.

Zusammenfassend zeigt die Analyse des Ist-Zustandes, dass eine Reduzierung der Einträge von Mikroschadstoffen in rheinland-pfälzische Gewässer aus Vorsorgegründen sowie im Sinne eines nachhaltigen Schutzes der natürlichen Wasservorkommen geboten ist. Hierzu wurden verschiedene Maßnahmen zur Reduktion des Stoffeintrags analysiert. Neben Sekundärmaßnahmen (gezielte Mikroschadstoffelimination) wurden auch quellenbezogene Primärmaßnahmen (Vermeidung, Verminderung, Substitution etc.) im Modell implementiert und ihre Auswirkung auf die Gewässerbelastung und Frachtreduktion berechnet und miteinander verglichen.

Die Ergebnisse dieser Szenarienanalyse haben aufgezeigt, dass der Ausbau der zwei Kläranlagen der GK 5 im Bilanzraum zu einer Reduktion der in den Rhein emittierten Fracht von 10 % führen würde (bezogen auf die im Rahmen des Projektes betrachteten 14 Referenzsubstanzen). Das gesamte Fracht-Reduktionspotenzial liegt deutlich über dem in der Studie berechneten Potential, da nur eine Auswahl der im Gewässer vorzufindenden Substanzen betrachtet wurde. Bei Ausrüstung aller Kläranlagen der GK 4 und 5 mit einer 4. Reinigungsstufe, dies betrifft 34 der 104 Kläranlagen im Bilanzraum, ergeben sich deutlich höhere Reduktionspotenziale von 70 %, bezogen auf die im Rahmen des Projektes betrachteten 14 Referenzsubstanzen). Mit dieser Maßnahme könnte auch die Zielvorgabe für Diclofenac nahezu flächendeckend erreicht werden

Bei dem quellenbezogenen Szenarien (Eliminationsmaßnahmen an relevanten Punktquellen, Sensibilisierung, Substitution und Reglementierung), zeigt der Vergleich, dass die Frachten bei MQ an der Nahemündung, analog zur Reduzierung der angesetzten Eingangsgrößen verringert werden. Die Verteilung des RQs verschiebt sich dadurch zum Teil sehr deutlich entlastet damit die betroffenen Gewässerabschnitte, wodurch die Potenziale der quellenbasierten Maßnahmen verdeutlicht werden.

Bei der Kombination verschiedener Szenarien konnte insgesamt ein hohes Potenzial zur Verbesserung der Gewässerqualität, gepaart mit einem hohen Frachtreduktionspotenzial, ermittelt werden. Ziel sollte daher die Kombination eines zielorientierten Kläranlagenausbaus mit quellenorientierten Maßnahmen sein, um so den Eintrag von Mikroschadstoffen in die aquatische Umwelt zu vermeiden bzw. zu reduzieren.

Die Kosten-Nutzen-Analyse ergibt zwar für den gezielten Ausbau von Kläranlagen an Belastungsschwerpunkten frachtbezogen das höchste K-N-Verhältnis, bezogen auf die Qualitätsverbesserung im Gewässer, weist dieses Szenario aber das beste (niedrigste) K-N-Verhältnis auf. Von dieser Maßnahme wären insgesamt 10 Kläranlagen im Bilanzraum betroffen. Übertragen auf das gesamte Bundesland wären dies 52 Anlagen.

Aus den Ergebnissen der Szenarienanalyse wird deutlich, dass die Wirkungen der Maßnahmen in dem gewählten Beispielgebiet stoffspezifisch sehr unterschiedlich ausfallen können. Für einige Stoffe können die angestrebten Qualitätsziele erst durch Kombination verschiedener Maßnahmen erreicht werden (Glyphosat, Amidotrizoensäure). Für Diclofenac kann die Zielvorgabe 0,1 g/l in Abhängigkeit von der Kläranlagenausbaustrategie nahezu flächendeckend erreicht werden.

Die durchgeführte Szenarienanalyse ermöglicht das Ableiten zielangepasster und kostenoptimierter Handlungsstrategien. Dabei sind sowohl quellenorientierte Primärmaßnahmen als Sekundärmaßnahmen in Form von 4. Reinigungsstufen erforderlich, um die angesetzten Zielwerte zu erreichen. Hinsichtlich der Bewertung der gemessenen Gewässerkonzentrationen und der tatsächlich zu erreichenden Zielwerte bestehen allerdings weiterhin Unklarheiten. Rheinland-Pfalz hat bei der nun anstehenden Entwicklung einer Bundesstrategie zu den Mikroschadstoffen daher eingefordert, dass Wirkungskausalitäten und . relevanzen darzustellen sind, um auf dieser

Basis belastbare Handlungsziele (UQN) ableiten zu können. Kosten und Nutzen von Maßnahmen sollen bewertet werden. Die abzuleitenden UQN sollen sicherstellen, dass bei ihrer Einhaltung eine tatsächliche Verbesserung des Gewässerzustandes eintritt. Ziel ist die Erreichung des guten Zustandes der WRRL. Inwieweit Mikroverunreinigungen allerdings ursächlich bzw. relevant dafür sind, dass der gute (ökologische) Zustand nicht erreicht wird, ist in den meisten Fällen aufgrund der fehlenden UQN bisher nicht nachgewiesen bzw. unklar. Die offenen Fragen sind zur Vermeidung von Fehlinvestitionen zu beantworten. Unabhängig von der Diskussion zu den richtigen Zielwerten sind alle möglichen Vermeidungsmaßnahmen aus Vorsorgegründen auszuschöpfen.

10 Handlungsempfehlungen und Ausblick

Insgesamt verdeutlichen die Untersuchungsergebnisse die Notwendigkeit der Durchführung emissionsmindernder Maßnahmen für den gewählten Referenzraum. Diese Einschätzung kann auf Rheinland-Pfalz insgesamt übertragen werden. Der damit verbundene Handlungsbedarf macht eine zielgerichtete und kostenoptimierte Ausgestaltung möglicher Handlungsoptionen erforderlich, die gleichzeitig langfristig orientiert sind.

Weiterhin wird deutlich, dass für die ausgewählten Referenzsubstanzen verschiedene Maßnahmen zur Emissionsminderung zur Verfügung stehen. Neben Primärmaßnahmen (quellenorientiert bzw. dezentral), kommen insbesondere auch Sekundärmaßnahmen in Form von End-of-Pipe-Lösungen (4. Reinigungsstufen) in Frage.

Aufgrund der Stoffvielfalt und der unterschiedlichen Eintragspfade sind die Abschätzung der Gesamtemissionen an Mikroschadstoffen und eine flächendeckende Bewertung der Gewässerbelastung für größere Gewässersysteme allein durch Monitoringprogramme nicht praktikabel. Die Stoffflussmodellierung stellt hierzu eine geeignete Methode dar. Die Stoffflusssimulation (mit GREATER) sollte daher auf Gesamt-RLP angewendet werden. So können landesweit vergleichbare und zielgerichtete Strategien zum Umgang mit Mikroschadstoffen entwickelt werden. Dadurch kann auch das Emissionsminderungspotenzial für den Rhein ermittelt und im Rahmen einer Strategieentwicklung berücksichtigt werden.

Dennoch sollte das Monitoring für eine verbesserte landesweite Datenbasis ausgebaut werden. Dabei sollte eine regelmäßige und ausgeweitete Beprobung von Kläranlagen erfolgen. Die Messstellen an Gewässern sollten so beprobt werden, dass:

- gleiche Parameter nach gleichen Methoden erfasst werden,
- für eine Modellkalibrierung im Vorfluter stromabwärts zur Kläranlage die Beprobung erfolgt und
- weitere Referenzparameter, wie z. B. Estradiol, Koffein aufgenommen werden.

Ein kontinuierliches Monitoring kann außerdem bei Umsetzung der entwickelten Strategien die Verbesserungen dokumentieren, Anpassungsbedarf aufdecken und ggf. veränderte Randbedingungen (z. B. neue Stoffe) in laufende Programme einbeziehen.

Für eine Ausweitung der Anwendung des eingesetzten Stoffflussmodells wäre eine benutzerfreundliche Implementierung des Modells in Zusammenarbeit mit dem Entwickler (Uni Osnabrück) und dem Anwender (Umweltbehörde, Forschungseinrichtung) sinnvoll.

Für die Durchführung emissionsmindernder Maßnahmen sind kombinierte Ansätze zu entwickeln. Die möglichen Vermeidungsmaßnahmen sind aus Vorsorgegründen in jedem Fall auszuschöpfen. Als quellenorientierte Maßnahmen sind z. B. Informationsmaßnahmen hinsichtlich der Verwendung, des Einsatzes und der Entsorgung von Arzneimitteln und Bioziden bei der landesweiten Strategieentwicklung zu berücksichtigen. Dezentrale Maßnahmen betreffen die Vorbehandlung hochbelasteter Teilströme an deren Entstehungsort (z. B. Krankenhäuser, Pflegeheime, Industriebetriebe). Belastbare UQN liegen hingegen für die betrachteten Mikroschadstoffe häufig nicht vor, sodass eine flächendeckende Ausstattung von Kläranlagen mit einer 4. Reinigungsstufe nicht angebracht ist. Es wird hingegen empfohlen, den Kenntnisstand zu der Relevanz der Stoffe zu verbessern. Parallel dazu sollte auch der Kenntnisstand zu den technischen Verfahren weiter verbessert werden. Neben dem Neubau einer 4. Reinigungsstufe für zielgerichtet ausgewählte kommunale Kläranlagen als End-of-Pipe-Lösung sollten dabei auch Sekundärmaßnahmen für einzelne Mischwasserüberläufe und besonders belastete Niederschlagsabflüsse (z. B. Retentionsbodenfilter an Belastungsschwerpunkten) getestet werden.

Weiterführende Forschungs- und Entwicklungsvorhaben sollten dazu beitragen, die bestehenden Ansätze zur Emissionsminderung weiterzuentwickeln bzw. zu optimieren oder in den verschiedenen Bereichen neue Ansätze zu entwickeln. Nächste Schritte könnten die folgenden Arbeiten umfassen:

- Dynamisierung von GREAT-ER mit Integration von Kläranlagensimulationen (inklusive der 4. Reinigungsstufe), um emissionsbasierte JD-PEC-Werte zu generieren.
- Betrieb einer Pilotanlage zur Validierung der Simulationen sowie zur Ableitung immissionsbasierter Betriebsstrategien für 4. Reinigungsstufen
- Um die Siedlungsstruktur der Einzugsgebiete zu berücksichtigen, sollten Emissionsfaktoren nach spezifischen Kläranlagen-Kategorien eingeführt werden (Klassen nach Einwohnerdichte und Altersstruktur)
- Nutzen und Kosten quellorientierter Maßnahmen können zurzeit nur abgeschätzt werden und sollten konkretisiert bzw. näher untersucht werden (Teilstrombehandlung Krankenhäuser, Aufklärung Bevölkerung).

Die Projektergebnisse sind eine gute Grundlage zur Fortentwicklung der rheinland-pfälzischen Strategie zum Umgang mit Mikroschadstoffen. Die Ergebnisse werden in die nun auf Bundesseite zu entwickelnde Strategie eingespeist. Sowohl die Bundesstrategie als auch die EU-Strategie werden von den Ergebnissen des Projektes profitieren können.

11 Literaturverzeichnis

- Abegglen, C. (2010): Mikroverunreinigungen in Kläranlagen. Technische Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen. In: gwa (7/2010).
- Abegglen, C., H. Siegrist (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser, Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen, Bundesamt für Umwelt, Bern, Umwelt-Wissen Nr. 1214, 2012
- Abegglen, C.; Joss A.; Siegrist, R. (2009): Spurenstoffe eliminieren: Kläranlagentechnik. In: *EAWAG News* (67 d, 6/2009), S. 25. 27.
- Abegglen, Christian; Siegrist, Hansruedi (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Hg. v. Bundesamt für Umwelt BAFU der Schweiz. Bern (Umwelt-Wissen Nr. 1214).
- Adamczak K., Pahl O., van der Grunden E., Dagot C., Helwig K.P.M., Teedon P., Klepiszewski K., Lyko S., und Nafo I. (2015): noPILLS report, Interreg IV B NWE project. (<http://www.no-pills.eu>)
- Arge "MIKROMEM" (2012): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben 'Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen durch den Einsatz der Membrantechnik'. (MIKROMEM). AZ IV-7-042-6000 001G
- Bach, M.; Röpke, B.; Frede, H.G. (2005): Pesticides in rivers . Assessment of source apportionment in the context of WFD. In: European Water Management Online, Hg. v. European Water Association (EWA)
- Bahr, C., M. Ernst, B. Heinzmann, M. Jekel, F. Luck, A. Ried: Ozonung von gereinigtem Abwasser zur Spurenstoffentfernung und Desinfektion, KA . Korrespondenz Abwasser 2007, 54 (9), 902. 908
- Beier, S.; Palmowski, L.; Veltmann, K.; Pinnekamp, J. (2010): Energieverbrauch von Verfahren zur weitestgehenden Abwasserreinigung. Vortrag anlässlich des DWA-Seiminars Energieoptimierung auf Kläranlagen. DWA. Osnabrück, 01.07.2010.
- Bergmann S. und Götz C. W. (2013): Mikroschadstoffe aus kommunalem Abwasser, Flächendeckende Situationsanalyse der Gewässerbelastungen und Reduzierungsmöglichkeiten in Nordrhein-Westfalen, KW Korrespondenz Wasserwirtschaft, 2013, 6(3), 139-144
- Bergmann, A. und Hembrock-Heger, A. (2007). Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt, Hrsg. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV)
- Böckmann, D. (2013): Darstellung der Aufenthaltszeitverteilung von Mikroverunreinigungen am Beispiel der Kläranlage Schwerte und der Versuchskläranlage Düsseldorf . Ableitung von Strategien zur Optimierung der Probenahme, Masterarbeit an der Ruhr-Universität Bochum, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik, 2013
- Bode, H.; Grünebaum T.; Klopp R. (2010): Anthropogene Spurenstoffe aus Kläranlagen, Teil 2: Maßnahmen bei der Abwasserbehandlung- Möglichkeiten, Notwendigkeiten und Voraussetzungen. In: Korrespondenz Abwasser 2010 (57) Nr. 3, S. 240. 244.
- Bolle, F.-W., (2011): Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen - Phase 1. Abschlussbericht ENVELO Phase 1. Unter Mitarbeit von H. Riße, S. Gredig-Hoffmann, L. Palmowski, K. Veltmann, D. Mousel, C. Mauer et al. Aachen

- Bornemann et al. (2012): Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle . MIKROFlock (TP 5). Abschlussbericht AZ IV-7-042 600 001E
- Dimitrova, S.; Kittlaus, S.; Fuchs, S.; Tettenborn, F.; Hillenbrand, T. (2013): Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste nach Art. 5 der RL 2008/105/EG bzw. § 4 Abs. 2 OGewV in Deutschland. Regionalisierte Pfadanalyse mit dem Modellinstrument MoRE. Methodenpapier.
- DKTIG (2014): Deutsches Krankenhaus Verzeichnis, Online verfügbar unter: <http://www.deutsches-krankenhaus-verzeichnis.de>, Hrsg. Deutsches Krankenhaus TrustCenter Informationsverarbeitung GmbH, Leipzig
- DWA (2005): DWA-Fachausschuss KA-7 sMembranbelebungsverfahren%o 2. Arbeitsbericht, Hennef, 2005
- Eawag (2012): Faktenblatt Pulveraktivkohle. Unter Mitarbeit von Marc Boehler Adriano Joss. verfügbar unter http://www.eawag.ch/medien/publ/fb/doc/fb_aktivkohle_d.pdf, zuletzt geprüft am 27.02.2013.
- Firk und Barjenbruch, (2014): Möglichkeiten der Elimination von anthropogenen Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen. In: Korrespondenz Abwasser 2014 (61) Nr. 10, S. 861. 875.
- Benstöm, F.; Stepkes, H.; Rolfs, T.; Montag, D.; Pinnekamp, J. (2014): Untersuchung einer bestehenden Filterstufe mit dem Einsatz von Aktivkohle zur Entfernung organischer Restverschmutzung auf der Kläranlage Düren-Merken, Abschlussbericht, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV)
- Firk und Barjenbruch, (2014): Möglichkeiten der Elimination von anthropogenen Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen. In: Korrespondenz Abwasser 2014 (61) Nr. 10, S. 861. 875.
- Götz K., Keil F. (2007): Medikamentenentsorgung in privaten Haushalten: Ein Faktor bei der Gewässerbelastung mit Arzneimittelwirkstoffen? USWF . Z Umweltchem Ökotox 19 (3) 180. 188
- Götz, C.; Kase, R.; Ort, .; Singer, H.; Bergmann, S. (2012): Mikroschadstoffe aus kommunalem Abwasser. Stoffflussmodellierung, Situationsanalyse und Reduktionspotenziale für Nordrhein-Westfalen. Studie im Auftrag des MKULNV-NRW.
- Götz, C.; Otto, J.; Singer, H. (2015): Überprüfung des Reinigungseffekts . Auswahl geeigneter organischer Spurenstoffe. In: AQUA&GAS N°2, S. 34-40.
- Herbst H., Antonini S. ,Schley A. (2013): sEinsatz von Aktivkohle zur Wasser-/Abwasserbehandlung%o Herausgeber: ARGE ompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, Köln
- Herbst H., Antonini S. ,Schley A. (2013): sEinsatz von Aktivkohle zur Wasser-/Abwasserbehandlung%o Herausgeber: ARGE ompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, Köln
- Herbst, H.; Ante, S. (2010): Energiebedarf von Anlagen zur Mikroschadstoffentfernung. Zukunftsthema Energie- Sie Siedunglungswasserwirtschaft ist gefordert. Hg. v. G. z. U. Bochum.
- Herbst, H.; Kauffmann, M.; Türk, J.; Launer, M., (2011): Abwasserozonierung der Kläranlage Duisburg-Vierlinden. Tagungsband der 25. Karlsruher Flockungstage vom 14.11 bis 15.11.2011 in Karlsruhe "Innovation und Flexibilität . Systemoptimierung und Systemerweiterung". Schriftenreihe SWW Karlsruhe, Band 141, Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe, ISBN 978-3-9813069-4-1

- Herbst, H.; Maus, C.; Sasse, R. (2014): Abwasserozonung . Optimierte Auslegung auf basis mehrjähriger Betriebserfahrung. In: Tagungsband zum Kölner Kanal und Kläranlagen Kolloquium, Nr.: 12, Serie: Aachener Schriftern zur Stadtentwässerung, Band 18
- JKI (2009): NEPTUN 2009 - Gemüsebau. Hg. v. Julius Kühn-Institut. Julius Kühn-Institut. Online verfügbar unter http://papa.jki.bund.de/dokumente/upload/9729d_neptun_2009_gemuesebau.pdf, zuletzt geprüft am 13.12.2014.
- Klasmeier, Jörg; Kehrein, Nils; Berlekamp, Jürgen; Matthies, Michael (2011): Mikroverunreinigungen in oberirdischen Gewässern: Ermittlung des Handlungsbedarfs bei kommunalen Kläranlagen. Abschlussbericht. USF - Institut für Umweltsystemforschung Universität Osnabrück. Osnabrück.
- Knerr H., Kolisch G., Jung T. (2015): Mikroschadstoffe aus Abwasseranlagen in Rheinland-Pfalz. Wasser und Abfall, Nr. 1/2, 23-28
- Kolisch, G.; Taudien, Y.; Bornemann, C. (2014): Potential der Spurenstoffelimination mit Pulver- und Kornkohle in bestehenden Filtrationsanlagen (Projekte Mikroflock & Filter AK+). DWA Praxisseminar sStrategien zu Spurenstoffelimination%
- Kom-M.NRW. (2015): Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination. Hrsg.: ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, Köln
- Kreuzinger, N., H. Schaar, H. Kroiss: Elimination von Mikroschadstoffen aus dem Ablauf kommunaler Anlagen durch nachgeschaltete Ozonung; Ergebnisse eines Forschungsprojektes in Österreich, 2010
- Lyko, S. Nafu, I. (2013). Erfahrungen mit Anlagen zur Spurenstoffelimination . Ergebnisse und Erkenntnisse. In Tagungsband zum Kölner Kanal und Kläranlagen Kolloquium, Nr.: 14, Serie: Aachener Schriftern zur Stadtentwässerung, Band 17
- Manfred, Clara; Denner, Monika; Gans, Oliver; Scharf, Sigfrid; Windhofer, Georg; Zessner, Matthias (2009): Emissionen aus kommunalen Kläranlagen. EMISSIONEN ORGANISCHER UND ANORGANISCHER STOFFE AUS KOMMUNALEN KLÄRANLAGEN. Hg. v. Umweltbundesamt. Wien (REP-0247).
- Margot, Jonas; Magnet, Anoy; Thonney, Denis; Chèvre, Natalie; Alencastro, Felipe de; Rossi, Luca (2011): TRAITEMENT DES MICROPOLLUANT DANS LES EAUX USÉES. Hg. v. Ville de Lausanne.
- Maus, C.; Herbst, H.; Ante, S.; Becker, H-P.; Glathe, W.; Börgers, A. Türk, J. (2014): Hinweise zu Auslegung und Design von Ozonanlagen zur Mikroschadstoffelimination. In: Korrespondenz Abwasser 2014 (61) Nr. 11, S. 998. 1006.
- Metzger, J. W.; Buch, K.; Schneider, C. (2003): Pharmaka und Hormone in der aquatischen Umwelt. gefördert durch das Ministerium für Umwelt und Verkehr in Baden-Württemberg, Förderkennzeichen UVM ONr 53-00.01, Teilbericht. Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart.
- Metzger, S., H.Kapp (2010): Einsatz von Pulveraktivkohle zur weitergehenden Reinigung von kommunalem Abwasser, Oldenburg Industrieverlag, München
- MKULNV-NRW (2012): Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein Westfalen, Hrsg.: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV), Düsseldorf
- Monnig E., Zweidinger R.A., Warner M. Batten R., Liverman, D. (1980): Treatment Technology for pesticide Manufacturing Effluents: Glyphosate. Research Triangle Institute, North Carolina. Veröffentlicht über Industrial Environmental Research Laboratory

- MUKE-BW (2012): Spurenstoffbericht Baden-Württemberg. Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg, Anthropogene Spurenstoffe im Gewässer,
- MUKE-BW 2012: Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg, Anthropogene Spurenstoffe im Gewässer, Spurenstoffbericht Baden-Württemberg 2012
- Nahrstedt et al. (2012): Spurenstoffelimination mit granulierter Aktivkohle auf dem Verbandsklärwerk sObere Lutter%vVortrag bei der 45. Essener Tagung
- Nahrstedt, A.; Burbaum, H.; Mauer, C.; Alt, K.; Sürder, T.; Fritzsche, J. (2014): Der Einsatz von granulierter Aktivkohle auf dem Verbandsklärwerk sObere Lutter+. KA, Korrespondenz Abwasser, 2014
- Pineau C., Heinzmann B., Schwarz R.-J., Wiemann M., Schulz C. (2005): Getrennte Erfassung von iodorganischen Röntgenkontrastmitteln in Krankenhäusern. Abschlussbericht Phase 1 (Machbarkeitsstudie)
- Pinnekamp, J., Herr, Hochstrat, Hommes, Kazner, Löwenberg, Malms, Panglisch, Schumacher, Tatzel, Witgens, Yüce (2012): sErtüchtigung kommunaler Kläranlagen durch den Einsatz der Membrantechnik%vMIKROMEM%vPhase 1, AZ IV-7-042 600 001G, Vergabenummer 08/058.1 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, Aachen, 19.09.2012
- Pinnekamp, J.; Beier, S.; Cramer C.; Schröder, H.F.; Mauer, C.; Selke, D. (2009): Eliminierung von Spurenstoffen aus Krankenhausabwässern mit Membrantechnik und weitergehenden Behandlungsverfahren - Pilotprojekt Kreskrankenhaus Waldbröl. Pilotprojekt Kreiskrankenhaus Waldbröl (Abschlussbericht im Auftrag des MUNLV, NRW, RWTH Aachen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft.
- Pinnekamp, J. & Merkel, W. (2008). Senkung des Anteils organischer Spurenstoffe in der Ruhr durch zusätzliche Behandlungsstufen auf kommunalen Kläranlagen - Güte- und Kostenbetrachtungen. Abschlussbericht Forschungsvorhaben, MKULNV-NRW, Aachen/Mühlheim.
- Rheinplan (2015): Erläuterungsbericht zur Schadensbegutachtung der Filtration auf der Kläranlage Beningsfeld. Ingenieurgesellschaft für Wasser- und Abwassertechnik mbH, Bonn (2015)
- Schulze-Hennings, U.; Pinnekamp, J.; Heuer, N.; Montag, D.; Möller, M.; Dott, W.; Stepkes, H.; Niesen, M.; Yüce, S.; Jardin, N. (2014): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben sErtüchtigung kommunaler Kläranlagen durch den Einsatz von Verfahren mit UV-Behandlung%vMikrolight%vPhase 2
- Simgen, H. (2003). Hochempfindlicher Nachweis radioaktiver Edelgasnuklide und natürlicher Radionuklide aus der Uran-Zerfallsreihe. s.l. : Universität Heidelberg, 2003. Dissertationsschrift.
- Schrader, Corinna (2007): Verfahrenstechnische Möglichkeiten zur Entfernung von organischen Spurenstoffen aus kommunalem Abwasser. München: Oldenbourg Industrieverl. (Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, 190).
- Schluep, M.; Thomann, M.; Häner, A.; Gallo, R.; Stucki, G. (2006): Organische Mikroverunreinigungen und Nährstoffe. Eine Standortbestimmung für die Siedlungswasserwirtschaft. Umwelt-Wissen Nr. 0614, Bundesamt für Umwelt, Bern, S. 238. Hg. v. BAFU.
- Seidel, U., Ante, S., Börgers, A., Herbst, H., Matheja, A., Remmler, F., Sayder, B., Türk, J. (2013): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben sAnalyse der

Eliminationsmöglichkeiten von Arzneimitteln in den Krankenhäusern in NRW (TP 3) (MKULNV-NRW), AZ IV-7 - 042 600 001C, Vergabenummer 08/0581.

- Seidel, U., Ante, S., Börgers, A., Herbst, H., Matheja, A., Remmler, F., Sayder, B., Türk, J. (2013): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben sAnalyse 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.
- Sontheimer, H.; Frick, B.; Fettig, J.; Hörner, G.; Hubele, C.; Zimmer, G. (1985): Adsorptionsverfahren zur Wasserreinigung. Hrsg. DVGW-Forschungsstelle am Engle-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (TH), 1984
- Stieß, M. (1993): Mechanische Verfahrenstechnik 2, Kap. 8, Springer-Verlag Berlin, ISBN: 3-540-55852-7
- UBA (2014): Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer, Kurzbericht, Umweltbundesamt (Hrsg.), UBA Texte 86/2104, Forschungskennzahl 3712 21 225, UBA-FB 002037/kurz (Veröffentlicht 01/2015), Umweltbundesamt, Dessau
- UBA (2015): Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer, Kurzbericht, Umweltbundesamt (Hrsg.), unter Mitarbeit von: T. Hillenbrand, F. Tettenborn, E. Menger-Krug, F. Marscheider-Weidemann, S., S. Toshovski, S. Kittlaus, S. Metzger, I. Tjoeng, P. I. Wermter, M. Kersting, C. Abegglen UBA Texte 86/2104
- Zwickenpflug et al. (2010): Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser, Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, Dübendorf

12 Anhang

Anhang 1	Zusammenfassung der Bestimmungs- (BG) und Nachweisgrenzen (NG) der verwendeten Analysemethoden.....	148
Anhang 2	Erläuterungen zu den Auswahlkriterien der Referenzparameter.....	151
Anhang 3	Statistische Auswertungen im Ablauf der Kläranlagen.....	154
Anhang 4	Statistische Auswertung der Gewässerkonzentrationen	159
Anhang 5	Ermittlung der Entlastungsrate.....	184
Anhang 6	Analyse der 5 Kläranlageneinzugsgebiete	187

Anhang 1 Zusammenfassung der Bestimmungs- (BG) und Nachweisgrenzen (NG) der verwendeten Analysemethoden

Stoffgruppe	Stoff	BG [µg/L]	NG [µg/L]	
Pestizide	Amidosulfuron	0,02	0,005	
	Atrazin	0,02	0,005	
	Azoxystrobin	0,02	0,005	
	Bentazon	0,02	0,005	
	Boscalid	0,02	0,005	
	Bromoxynil	0,02	0,005	
	Carbendazim	0,02	0,005	
	Chloridazon	0,02	0,005	
	Chlortoluron	0,02	0,005	
	Dichlorprop	0,02	0,005	
	Diflufencian	0,02	0,005	
	Dimethachlor	0,02	0,005	
	Dimenthenamid	0,02	0,005	
	Dimethoat	0,02	0,005	
	Dimethomorph	0,02	0,005	
	Dimoxystrobin	0,02	0,005	
	Diuron	0,02	0,005	
	Epoxiconanzol	0,02	0,005	
	Ethofumesat	0,02	0,005	
	Fenhexamid	0,02	0,005	
	Fenpropimorph	0,02	0,005	
	Flufenacet	0,02	0,005	
	Fluopyram	0,02	0,005	
	Fluoxastrobin	0,02	0,005	
	Flurtamone	0,02	0,005	
	Flusilazol	0,02	0,005	
	Foramsulfurol	0,02	0,005	
	Glyphosat	0,05	0,02	
	Imidacloprid	0,05	0,02	
	Isoproturon	0,02	0,005	
	Kresoxim	0,02	0,005	
	Lenacil	0,02	0,005	
MCPA	0,02	0,005		
Mecoprop	0,02	0,005		

Stoffgruppe	Stoff	BG [µg/L]	NG [µg/L]
	Mesosulfuron	0,02	0,005
	Metamitron	0,02	0,005
	Metazachlor	0,02	0,005
	Metconazol	0,02	0,005
	Metolachlor	0,02	0,005
	Metrafenon	0,02	0,005
	Metribuzin	0,02	0,005
	Metosulfuronmethyl	0,02	0,005
	Myclobutanil	0,02	0,005
	Nicosulfuron	0,02	0,005
	Penconazol	0,02	0,005
	Pendimethalin	0,02	0,005
	Pethoxamid	0,02	0,005
	Pirimicarb	0,02	0,005
	Prochloraz	0,02	0,005
	Propamocarb	0,02	0,005
	Propiconazol	0,02	0,005
	Propyzamid	0,02	0,005
	Prosulfocarb	0,02	0,005
	Prothioconazol-desthio	0,02	0,005
	Pyrimethanil	0,02	0,005
	Quinoclammin	0,02	0,005
	Simazin	0,02	0,005
	Spiroxamin	0,02	0,005
	Tebuconazol	0,02	0,005
	Terbutryn	0,02	0,005
	Therbuthylazin	0,02	0,005
	Thiabenzadol	0,02	0,005
	Thiaclopid	0,02	0,005
	Thifensulfuron-methyl	0,02	0,005
	Triclopyr	0,02	0,005
	Triticonazol	0,02	0,005
	2,4-D(ichlorphenoxyessigsäure)	0,05	0,05
Röntgenkontrastmittel	Amidotrizoesäure	0,05	0,02
Arzneimittelwirkstoffe	Bezafibrate	0,05	0,02
	Carbamazepin	0,05	0,02
	Diclofenac	0,05	0,02

Stoffgruppe	Stoff	BG [µg/L]	NG [µg/L]
	Metoprolol	0,05	0,02
	Phenazon	0,05	0,02
	Sotalol	0,05	0,02
	Sulfamethoxazol	0,05	0,02
Perfluorierte Tenside	Perfluorooctansulfonat (PFOS)	0,02	0,02
Insektenabwehrmittel	Diethyltoluamid (DEET)	0,02	0,005

Anhang 2 Erläuterungen zu den Auswahlkriterien der Referenzparameter

Gruppe	Kriterien
Gruppe 1: Gesetzlicher Rahmen	<ul style="list-style-type: none"> Mittels eines ersten Kriteriums wird geprüft, ob die zu betrachtende Substanz in Deutschland erlaubt ist. Dazu wurden die betrachteten PSM mit der Pflanzenschutzanwendungsverordnung {Bundesrepublik Deutschland 2013 #94} sowie der ‚EU pesticides database‘ {Europäische Kommission #196} abgeglichen. Die Zulassung als Arzneimittel wurde anhand {PEI 2013 #108} überprüft. Das zweite Kriterium prüft, ob es sich um einen prioritären Stoff nach EU-WRRL handelt bzw. ob der Stoff auf der neuen Beobachtungsliste steht {Europäisches Parlament 2013 #96}.
Gruppe 2: Verbrauch	<ul style="list-style-type: none"> Um einen Stoff bilanzieren zu können sind Kenntnisse über den Verbrauch erforderlich. Daher wird sowohl untersucht, ob für den jeweiligen Stoff Jahresverbrauchsdaten vorliegen und außerdem ob ein Stoff aufgrund seines hohen Anteils am Gesamtverbrauch einer Wirkstoffgruppe für diesen repräsentativ ist. Insbesondere für PSM ist die Datenlage derzeit noch sehr unbefriedigend. In Zukunft können möglicherweise die im Rahmen von PAPA {Roßberg 2013 #192} ermittelten Verbrauchsdaten zur Bilanzbildung herangezogen werden.
Gruppe 3: Elimination & Abbau	<ul style="list-style-type: none"> Für die Beurteilung der Effizienz des Einsatzes und der Notwendigkeit einer 4. Reinigungsstufe ist es erforderlich für die zu betrachtenden Stoffe die jeweilige Eliminationsleistung in der 4. Reinigungsstufe zu kennen. Daher wird in der Matrix erfasst, ob für den jeweiligen Stoff Eliminationsleistungen für eine vierte Reinigungsstufe bekannt sind. Als weiteres Kriterium wird die „Gewässerrelevanz“ berücksichtigt. Ein Beurteilung der Gewässerrelevanz in Abhängigkeit der Abbaubarkeit von Stoffen wurde in {Götz 2011 #64} vorgenommen. Die dortige Klassifizierung in 7 Stufen berücksichtigt sowohl das Verteilungsverhalten in der Wasserphase als auch das Abbauverhalten und ergänzend die Eintragsdynamik. Stoffe der Klassen (Kategorien) I bis IV umfassen Stoffe, die mit hoher bis mittlerer Wahrscheinlichkeit in der Wasserphase oberirdischer Gewässer gefunden werden und sind demnach „gewässerrelevant“. Die Kategorie Gewässerrelevanz deckt somit auch die ergänzenden Kategorien zum Sorptionsverhalten und der biologischen Abbaubarkeit ab, die bisher noch nicht näher für die Stoffe betrachtet wurden.
Gruppe 4: Gewässer- bewertung	<ul style="list-style-type: none"> Die Kategorie Gewässerrelevanz deckt somit auch die ergänzenden Kategorien zum Sorptionsverhalten und der biologischen Abbaubarkeit ab, die bisher noch nicht näher für die Stoffe betrachtet wurden. Um eine Bewertung im Gewässer vornehmen zu können, müssen entsprechende Grenzwerte definiert werden. Im Rahmen des Projektes wurden die analysierten Stoffe auf das Vorliegen von Umweltqualitätsnormen (UQN) hin überprüft. Dazu wurden sowohl die in Deutschland gültigen UQN als auch in der Schweiz definierte UQN berücksichtigt ({Bundesrepublik Deutschland 20.07.2011 #27}, {oekotoxzentrum 2013 #65}). Die Existenz einer entsprechenden UQN ist notwendig für eine Bewertung und somit auch für die Auswahl als Referenzparameter. Beim Fehlen entsprechender Grenzwerte kann Alternativ entsprechend {Götz 2012 #63} auf einen Präventiv- bzw. Vorsorgewert zurückgegriffen werden. Darüber hinaus wird ergänzend die Verfügbarkeit von akuten UQN, NOEC und PNEC überprüft und erfasst. Die Grenzwerte werden in der Matrix für jeden Stoff erfasst und dienen später auch als Grundlage für eine Gewässerbewertung. Darüber hinaus soll beim Vorliegen der Gewässeranalysedaten auch erfasst werden, ob akute bzw. chronische UQN für den jeweiligen Stoff im EZG der Nahe überschritten wurden.
Gruppe 5: Präsenz im aquatischen Milieu	<ul style="list-style-type: none"> Als Referenzparameter kommt ein Stoff in Frage, wenn er entweder im Gewässer nachgewiesen werden kann oder in relevantem Umfang über Kläranlageneinleitungen in Gewässer gelangt. Dazu muss ein Stoff verbreitet im Gewässer vorkommen. Dies ist nach {Götz 2011 #64} gegeben, wenn er in mehr als 20 % der gemessenen Proben im Gewässer oberhalb der BG nachgewiesen wird, ODER vereinzelt in hohen Konzentrationen in oberirdischen Gewässern (>100 ng/L) auftritt und verbreitet in kommunalen Kläranlagenausläufen nachgewiesen (in mehr als 20% der Proben) wird. {Götz 2011 #64}

Die verschiedenen Normen sind wie folgt definiert:

UQN: Die Umweltqualitätsnorm UQN ist die Konzentration eines bestimmten Schadstoffes oder einer bestimmten Schadstoffgruppe, die in Wasser, Sedimenten oder Biota aus Gründen des Gesundheits- und Umweltschutzes nicht überschritten werden darf. (Bundesrepublik Deutschland 20.07.2011) **EQS** ist die englischsprachige Abkürzung für Environmental Quality Standard und somit das Pendant zum UQN.

UQN/EQS können sein:

MAC-EQS . Maximum acceptable concentration EQS: Ein Vergleich der Umweltkonzentration mit dem akuten Qualitätskriterium (MAC-EQS = maximal zulässige Akutkonzentration) kann helfen abzuschätzen, ob eine Schädigung der Organismen innerhalb der nächsten 24-96 h nicht ausgeschlossen werden kann. (oekotoxzentrum 2013)

AA-EQS - Annual average EQS: Mit den chronischen Qualitätskriterien (AA-EQS = zulässige durchschnittliche Jahreskonzentration), die für ein Monitoring der Gewässerqualität empfohlen werden, können Belastungen über einen längeren Zeitraum beurteilt werden. Für kontinuierliche Einträge von Mikroverunreinigungen durch gereinigtes Abwasser ist besonders das chronische Qualitätskriterium relevant. So können die Organismen vor den Folgen von Langzeitbelastungen geschützt werden. (oekotoxzentrum 2013)

PNEC . Predicted no effect concentration - und **NOEC** . No observed effect concentration . dienen als Grundlage zur Herleitung obiger Qualitätskriterien. Sie werden mit Expositionstests ermittelt. So z. B. der NOEC durch Bewertung der Toxizität anhand längerfristiger Toxizitätstests gemessen am Lebenszyklus des Testorganismus (z. B. Algen, Daphnien, Fische). Es erfolgt eine Simulation einer chronischen Einwirkung über mehrere Wochen bis Monate. (LFU 2013)

Ausschnitt aus der Matrix zur Auswahl der Referenzparameter

Gruppe			Gesetzlicher Rahmen			Verbrauch	Gewässerbewertung	Präsenz im aquatischen Milieu	Präsenz im aquatischen Milieu	sonstige	sonstige	sonstige	Anzahl "Muss"	Anzahl "Kann"	Gesamt
			Kriterium	Mikroschadstoffe	Der Stoff ist mit der aktuellen Gesetzgebung zugelassen bzw. nicht verboten*										
Pharmaka	Carbamazepin	298-46-4	Antiepileptika	x		x						6		8	
	Diethyltoluamid DEET	134-62-3	Insektenabwehrmittel	x								3		3	
	Diclofenac	15307-86-5	Analgetika	x	x	(x)						6		8	
	Metoprolol	37350-58-6	Betablocker	x		x						6		8	
	Phenazon	60-80-0	Analgetika	x								3		3	
	Sotalol	3930-20-9	Betablocker	x								4		4	
	Sulfamethoxazol	723-46-6	Antibiotikum	x		x						6		8	

[6]

Anhang 3 Statistische Auswertungen im Ablauf der Kläranlagen

Tabelle 12.1: Statistische Auswertung der berechneten einwohnerspezifischen Frachten [mg/(E·d)] im Ablauf der Kläranlagen

	Einheit	Enkenbach- Alsenborn	Kaiserslautern	Landstuhl	Lauterecken	Simmern
Allgemeines						
Zeitraum	[Datum]	16.08.12-30.08.13	16.08.12-24.08.13	16.08.12-17.08.13	03.01.12-06.08.13	01.02.12-15.08.13
Anzahl	[n]	28	26	27	43	41
Amidotrizesäure						
Anzahl < BG	[n]	0	0	0	0	0
Anzahl < NG	[n]	0	0	0	0	0
Minimalwert	[mg/(E⊗)]	0,12	2,02	5,80	0,07	0,47
Mittelwert	[mg/(E⊗)]	0,52	3,26	10,9	0,43	2,69
Maximalwert	[mg/(E⊗)]	1,31	4,66	16,8	0,81	5,58
Bezafibrate						
Anzahl < BG	[n]	0	0	8	0	0
Anzahl < NG	[n]	0	0	2	0	0
Minimalwert	[mg/(E⊗)]	0,08	0,12	0,01	0,06	0,03
Mittelwert	[mg/(E⊗)]	0,34	0,28	0,05	0,22	0,11
Maximalwert	[mg/(E⊗)]	0,66	0,50	0,16	0,57	0,19
Carbamazepin						
Anzahl < BG	[n]	0	0	0	0	0
Anzahl < NG	[n]	0	0	0	0	0
Minimalwert	[mg/(E⊗)]	0,11	0,26	0,40	0,16	0,15
Mittelwert	[mg/(E⊗)]	0,20	0,38	0,55	0,34	0,33

	Einheit	Enkenbach- Alsenborn	Kaiserslautern	Landstuhl	Lauterecken	Simmern
Maximalwert	[mg/(E [Ⓞ])]	0,25	0,51	0,87	0,58	0,64
Diclofenac						
Anzahl < BG	[n]	0	0	0	0	0
Anzahl < NG	[n]	0	0	0	0	0
Minimalwert	[mg/(E [Ⓞ])]	0,16	0,20	0,46	0,16	0,34
Mittelwert	[mg/(E [Ⓞ])]	0,55	0,49	0,89	0,57	0,72
Maximalwert	[mg/(E [Ⓞ])]	0,98	0,74	1,47	1,03	1,06
Metoprolol						
Anzahl < BG	[n]	0	0	0	0	0
Anzahl < NG	[n]	0	0	0	0	0
Minimalwert	[mg/(E [Ⓞ])]	0,49	0,37	0,24	0,32	0,28
Mittelwert	[mg/(E [Ⓞ])]	0,79	0,76	0,60	0,86	0,64
Maximalwert	[mg/(E [Ⓞ])]	1,00	1,07	1,26	1,51	1,17
Sulfamethoxazol						
Anzahl	[n]	28	26	27	43	41
Anzahl < BG	[n]	0	0	0	0	0
Anzahl < NG	[n]	0	0	0	0	0
Minimalwert	[mg/(E [Ⓞ])]	0,04	0,04	0,11	0,04	0,03
Mittelwert	[mg/(E [Ⓞ])]	0,09	0,08	0,21	0,21	0,10
Maximalwert	[mg/(E [Ⓞ])]	0,20	0,14	0,44	0,59	0,30

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Tabelle 12.2: Statistische Auswertung der berechneten einwohnerspezifischen Frachten [mg/(E·d)] im Ablauf der Kläranlagen, Pestizide und Biozide

	Einheit	Enkenbach- Alsenborn	Kaiserslautern	Landstuhl	Lauterecken	Simmern
Allgemeines						
Zeitraum	[Datum]		16.08.12-24.08.13	16.08.12-17.08.13	03.01.12-06.08.13	01.02.12-15.08.13
Anzahl	[n]	n. b.	26	27	43	41
Carbendazim						
Anzahl < BG	[n]		4	7	2	10
Anzahl < NG	[n]		0	0	0	0
Minimalwert	[mg/(E ₀)]		0,004	0,01	0,01	0,004
Mittelwert	[mg/(E ₀)]		0,02	0,02	0,03	0,02
Maximalwert	[mg/(E ₀)]		0,03	0,05	0,52	0,05
Diuron						
Anzahl < BG	[n]		0	6	9	11
Anzahl < NG	[n]		0	0	0	0
Minimalwert	[mg/(E ₀)]		0,01	0,01	0,004	0,004
Mittelwert	[mg/(E ₀)]		0,04	0,03	0,02	0,03
Maximalwert	[mg/(E ₀)]		0,09	0,10	0,05	0,24
Glyphosat						
Anzahl < BG	[n]		0	0	0	0
Anzahl < NG	[n]		0	0	0	0
Minimalwert	[mg/(E ₀)]		0,03	0,82	0,05	0,34
Mittelwert	[mg/(E ₀)]		0,10	3,13	0,45	1,01
Maximalwert	[mg/(E ₀)]		0,19	6,62	1,88	2,28
Isoproturon						
Anzahl < BG	[n]		18	15	19	17

	Einheit	Enkenbach- Alsenborn	Kaiserslautern	Landstuhl	Lauterecken	Simmern
Anzahl < NG	[n]		1	4	4	2
Minimalwert	[mg/(E ₀)]		-	-	0,001	0,001
Mittelwert	[mg/(E ₀)]		-	-	0,03	0,02
Maximalwert	[mg/(E ₀)]		-	-	0,65	0,10
Mecoprop						
Anzahl < BG	[n]		0	10	11	6
Anzahl < NG	[n]		0	1	3	0
Minimalwert	[mg/(E ₀)]		0,01	0,002	0,002	0,003
Mittelwert	[mg/(E ₀)]		0,02	0,02	0,23	0,03
Maximalwert	[mg/(E ₀)]		0,04	0,10	8,05	0,42
Terbutryn						
Anzahl < BG	[n]		5	5	20	14
Anzahl < NG	[n]		0	0	5	2
Minimalwert	[mg/(E ₀)]		0,004	0,01	0,001	0,001
Mittelwert	[mg/(E ₀)]		0,02	0,04	0,01	0,02
Maximalwert	[mg/(E ₀)]		0,05	0,09	0,04	0,05

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Tabelle 12.3: Statistische Auswertung der berechneten einwohnerspezifischen Frachten [mg/(E·d)] im Ablauf der Kläranlagen, DEET und PFOS

	Einheit	Enkenbach- Alsenborn	Kaiserslautern	Landstuhl	Lauterecken	Simmern
Allgemeines						
Zeitraum	[Datum]	16.08.12-30.08.13	16.08.12-24.08.13	16.08.12-17.08.13	03.01.12-06.08.13	01.02.12-15.08.13
Anzahl	[n]	28	26	27	43	41
Diethyltoluamid (DEET)						
Anzahl < BG	[n]		0	0	2	0
Anzahl < NG	[n]		0	0	0	0
Minimalwert	[mg/(E·d)]		0,04	0,02	0,01	0,02
Mittelwert	[mg/(E·d)]		0,13	0,10	0,07	0,11
Maximalwert	[mg/(E·d)]		0,46	0,35	0,36	0,65
Perfluorooctansulfonat (PFOS)						
Anzahl < BG	[n]	5	21	0	32	41
Anzahl < NG	[n]	0	-	0	0	0
Minimalwert	[mg/(E·d)]	0,002	-	0,02	-	-
Mittelwert	[mg/(E·d)]	0,01	-	0,09	-	-
Maximalwert	[mg/(E·d)]	0,03	-	0,66	-	-

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Anhang 4 Statistische Auswertung der Gewässerkonzentrationen

Nahwassermessstelle Bingen-Dietersheim

Tabelle 12.4: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] und der berechneten Frachten [g/d] an der Nahwassermessstelle Bingen-Dietersheim, Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel

	Einheit	Amidotrizoesäure	Bezafibrat	Carbamzepin	Diclofenac	Metoprolol	Sulfamethoxazol
Zeitraum	[Datum]	02.01.12- 16.12.13	29.12.08- 16.12.13	29.12.08- 16.12.13	29.12.08- 16.12.13	02.01.12- 16.12.13	02.01.12- 17.12.12
Anzahl	[n]	46	125	125	125	46	26
Anzahl < BG	[n]	0	76	6	9	2	2
Anzahl < NG	[n]	0	12	0	1	0	0
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]	0,11	-	0,025*	0,01**	0,025*	0,025*
	[g/d]	485	-	155	13,8	76,2	92,1
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]	0,86	-	0,26	0,15	0,18	0,14
	[g/d]	1.231	-	337	265	295	177
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]	2,27	-	0,84	0,39	0,38	0,28
	[g/d]	2.861	-	988	1.280	925	480

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Tabelle 12.5: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] und der berechneten Frachten [g/d] an der Nahwassermessstelle Bingen-Dietersheim, Pestizide und Biozide

Einheit		Carbendazim	Diuron	Glyphosat	Isoproturon	Mecoprop	Terbutryn
Zeitraum	[Datum]	02.01.12- 16.12.13	19.01.11- 16.12.13	12.01.09- 16.12.13	12.01.09- 16.12.13	12.01.09- 16.12.13	keine Analytik
Anzahl	[n]	46	70	124	126	124	n. b.
Anzahl < BG	[n]	34	29	57	80	88	n. b.
Anzahl < NG	[n]	0	2	0	6	1	n. b.
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]	-	0,0025**	0,025*	-	-	n. b.
	[g/d]	-	5,05	11,8	-	-	n. b.
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]	-	0,02	0,13	-	-	n. b.
	[g/d]	-	33,25	171	-	-	n. b.
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]	-	0,08	0,60	-	-	n. b.
	[g/d]	-	170	674	-	-	n. b.

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Tabelle 12.6: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] und der berechneten Frachten [g/d] an der Nahwassermessstelle Bingen-Dietersheim, DEET und PFOS

Einheit		Diethyltoluamid (DEET)	Perfluorooctansulfonat (PFOS)
Zeitraum	[Datum]	02.01.12-16.12.13	06.10.08-16.12.13
Anzahl	[n]	46	138
Anzahl < BG	[n]	19	32
Anzahl < NG	[n]	1	32
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]	0,0025**	0,01***
	[g/d]	11,3	2,14
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]	0,04	0,03
	[g/d]	52,8	63,9
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]	0,19	0,32
	[g/d]	162	1.302

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Messstelle Alsenz, Ebernburg

Tabelle 12.7: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Alsenz, Ebernburg, Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel

	Einheit	Amidotrizoesäure	Bezafibrat	Carbamzepin	Diclofenac	Metoprolol	Sulfamethoxazol
Zeitraum	[Datum]	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
Anzahl	[n]						
Anzahl < BG	[n]						
Anzahl < NG	[n]						
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]						
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]						
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]						

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Tabelle 12.8: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Alsenz, Ebernburg, Pestizide und Biozide

	Einheit	Carbendazim	Diuron	Glyphosat	Isoproturon	Mecoprop	Terbutryn
Zeitraum	[Datum]	n. b.	18.01.06- 14.03.06	n. b.	n. b.	18.01.06- 19.12.06	n. b.
Anzahl	[n]		3			19	
Anzahl < BG	[n]		0			15	
Anzahl < NG	[n]		0			0	
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]		0,03			-	
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]		0,04			-	
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]		0,06			-	

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Tabelle 12.9: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle AIsenz, EbernbuRg, DEET und PFOS

	Einheit	Diethyltoluamid (DEET)	Perfluorooctansul- fonat (PFOS)
Zeitraum	[Datum]	n. b.	n. b.
Anzahl	[n]		
Anzahl < BG	[n]		
Anzahl < NG	[n]		
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]		
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]		
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]		

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Messstelle Lauter, Lauterecken

Tabelle 12.10: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Lauter, Lauterecken, Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel

	Einheit	Amidotrizoesäure	Bezafibrat	Carbamzepin	Diclofenac	Metoprolol	Sulfamethoxazol
Zeitraum	[Datum]	10.01.12- 11.12.12	10.01.12- 11.12.12	10.01.12- 11.12.12	10.01.12- 11.12.12	10.01.12- 11.12.12	10.01.12- 11.12.12
Anzahl	[n]	19	20	20	20	20	20
Anzahl < BG	[n]	0	1	0	1	0	0
Anzahl < NG	[n]	0	0	0	0	0	0
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]	0,56	0,025*	0,18	0,025*	0,31	0,08
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]	2,42	0,17	0,40	0,3	0,60	0,20
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]	5,48	0,32	0,60	0,66	0,97	0,55

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Tabelle 12.11: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Lauter, Lauterecken, Pestizide und Biozide

	Einheit	Carbendazim	Diuron	Glyphosat	Isoproturon	Mecoprop	Terbutryn
Zeitraum	[Datum]	10.01.12- 11.12.12	10.01.12- 11.12.12	10.01.12- 11.12.12	10.01.12- 11.12.12	18.01.06- 11.12.12	10.01.12- 11.12.12
Anzahl	[n]	20	20	20	20	37	20
Anzahl < BG	[n]	9	4	10	18	21	17
Anzahl < NG	[n]	0	0	0	0	0	0
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]	0,01*	0,01*	0,025*	0,01*	0,01*	-
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]	0,02	0,03	0,08	0,05	0,04	-
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]	0,06	0,07	0,26	0,69	0,37	-

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Tabelle 12.12: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Alsenz, Ebernburg, DEET und PFOS

	Einheit	Diethyltoluamid (DEET)	Perfluorooctansulfonat (PFOS)
Zeitraum	[Datum]	10.01.12-11.12.12	11.11.08-11.12.12
Anzahl	[n]	20	51
Anzahl < BG	[n]	0	9
Anzahl < NG	[n]	0	0
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]	0,03	0,01*
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]	0,12	0,17
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]	0,24	3,97

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Messstelle Appelbach, Mündung

Tabelle 12.13: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Appelbach, Mündung, Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel

	Einheit	Amidotrizoesäure	Bezafibrat	Carbamzepin	Diclofenac	Metoprolol	Sulfamethoxazol
Zeitraum	[Datum]	n. b.	n. b.	17.01.11- 21.11.11	17.01.11- 21.11.11	17.01.11- 21.11.11	17.01.11- 21.11.11
Anzahl	[n]			19	19	19	19
Anzahl < BG	[n]			1	0	1	1
Anzahl < NG	[n]			0	0	0	0
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]			0,025*	0,10	0,025*	0,025*
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]			0,29	0,33	0,21	0,13
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]			0,45	0,57	0,45	0,27

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Tabelle 12.14: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Appelbach, Mündung, Pestizide und Biozide

	Einheit	Carbendazim	Diuron	Glyphosat	Isoproturon	Mecoprop	Terbutryn
Zeitraum	[Datum]	18.01.08- 21.11.11	18.01.08- 21.11.11	18.01.08- 21.11.11	18.01.08- 21.11.11	18.01.08- 21.11.11	18.01.08- 21.11.11
Anzahl	[n]	38	38	38	38	22	19
Anzahl < BG	[n]	26	21	28	19	2	8
Anzahl < NG	[n]	4	11	0	1	-	0
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]	-	-	-	0,0025**	-	0,01*
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]	-	-	-	0,05	-	0,02
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]	-	-	-	0,46	-	0,04

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Tabelle 12.15: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Appelbach, Mündung, DEET und PFOS

Einheit		Diethyltoluamid (DEET)	Perfluorooctansulfonat (PFOS)
Zeitraum	[Datum]	17.01.11-21.11.11	17.01.11-21.11.11
Anzahl	[n]	19	19
Anzahl < BG	[n]	6	18
Anzahl < NG	[n]	0	18
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]	0,01*	-
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]	0,04	-
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]	0,19	-

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Messstelle Glan, Nanzdietschweiler

Tabelle 12.16: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Glan, Nanzdietschweiler, Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel

	Einheit	Amidotrizoesäure	Bezafibrat	Carbamzepin	Diclofenac	Metoprolol	Sulfamethoxazol
Zeitraum	[Datum]	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
Anzahl	[n]						
Anzahl < BG	[n]						
Anzahl < NG	[n]						
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]						
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]						
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]						

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Tabelle 12.17: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Glan, Nanzdietschweiler, Pestizide und Biozide

	Einheit	Carbendazim	Diuron	Glyphosat	Isoproturon	Mecoprop	Terbutryn
Zeitraum	[Datum]	n. b.	n. b.	18.01.12- 14.12.12	n. b.	n. b.	n. b.
Anzahl	[n]			14			
Anzahl < BG	[n]			11			
Anzahl < NG	[n]			0			
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]			-			
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]			-			
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]			-			

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Tabelle 12.18: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Glan, Nanzdietschweiler, DEET und PFOS

	Einheit	Diethyltoluamid (DEET)	Perfluoroctansulfonat (PFOS)
Zeitraum	[Datum]	n. b.	16.03.11-20.02.13
Anzahl	[n]		26
Anzahl < BG	[n]		9
Anzahl < NG	[n]		1
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]		0,0025**
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]		0,01
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]		0,03

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Messstelle Glan, Matzenbach

Tabelle 12.19: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Glan, Matzenbach, Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel

	Einheit	Amidotrizoesäure	Bezafibrat	Carbamzepin	Diclofenac	Metoprolol	Sulfamethoxazol
Zeitraum	[Datum]	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
Anzahl	[n]						
Anzahl < BG	[n]						
Anzahl < NG	[n]						
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]						
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]						
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]						

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Tabelle 12.20: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Glan, Matzenbach, Pestizide und Biozide

	Einheit	Carbendazim	Diuron	Glyphosat	Isoproturon	Mecoprop	Terbutryn
Zeitraum	[Datum]	n. b.	n. b.	18.01.12- 14.12.12	n. b.	n. b.	n. b.
Anzahl	[n]			13			
Anzahl < BG	[n]			2			
Anzahl < NG	[n]			0			
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]			0,025*			
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]			0,73			
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]			2,80			

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Tabelle 12.21: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Glan, Matzenbach, DEET und PFOS

	Einheit	Diethyltoluamid (DEET)	Perfluorooctansulfonat (PFOS)
Zeitraum	[Datum]	n. b.	16.03.11-20.02.13
Anzahl	[n]		26
Anzahl < BG	[n]		0
Anzahl < NG	[n]		0
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]		0,03
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]		0,09
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]		0,16

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Messstelle Glan, Odernheim

Tabelle 12.22: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Glan, Odernheim, Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel

	Einheit	Amidotrizoesäure	Bezafibrat	Carbamzepin	Diclofenac	Metoprolol	Sulfamethoxazol
Zeitraum	[Datum]	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
Anzahl	[n]						
Anzahl < BG	[n]						
Anzahl < NG	[n]						
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]						
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]						
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]						

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Tabelle 12.23: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Glan, Odernheim, Pestizide und Biozide

	Einheit	Carbendazim	Diuron	Glyphosat	Isoproturon	Mecoprop	Terbutryn
Zeitraum	[Datum]	20.01.09- 24.11.09	n. b.	20.01.09- 24.11.09	20.01.09- 24.11.09	18.01.06- 24.11.09	n. b.
Anzahl	[n]	19		18	19	38	
Anzahl < BG	[n]	17		6	12	21	
Anzahl < NG	[n]	0		0	0	0	
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]	-		0,025*	-	0,01*	
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]	-		0,25	-	0,03	
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]	-		0,94	-	0,13	

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Tabelle 12.24: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Glan, Odernheim, DEET und PFOS

	Einheit	Diethyltoluamid (DEET)	Perfluorooctansulfonat (PFOS)
Zeitraum	[Datum]	n. b.	11.11.08-11.12.12
Anzahl	[n]		59
Anzahl < BG	[n]		0
Anzahl < NG	[n]		0
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]		0,01
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]		0,06
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]		0,51

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Messstelle Glan, Lauterecken

Tabelle 12.25: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Glan, Lauterecken, Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel

	Einheit	Amidotrizoesäure	Bezafibrat	Carbamzepin	Diclofenac	Metoprolol	Sulfamethoxazol
Zeitraum	[Datum]	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
Anzahl	[n]						
Anzahl < BG	[n]						
Anzahl < NG	[n]						
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]						
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]						
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]						

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Tabelle 12.26: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Glan, Lauterecken, Pestizide und Biozide

	Einheit	Carbendazim	Diuron	Glyphosat	Isoproturon	Mecoprop	Terbutryn
Zeitraum	[Datum]	n. b.	n. b.	10.01.12- 11.12.12	n. b.	n. b.	n. b.
Anzahl	[n]			12			
Anzahl < BG	[n]			2			
Anzahl < NG	[n]			0			
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]			0,025*			
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]			0,66			
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]			2,80			

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Tabelle 12.27: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Glan, Lauterecken, DEET und PFOS

	Einheit	Diethyltoluamid (DEET)	Perfluoroctansulfonat (PFOS)
Zeitraum	[Datum]	n. b.	24.11.09-04.02.13
Anzahl	[n]		41
Anzahl < BG	[n]		41
Anzahl < NG	[n]		0
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]		0,02
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]		0,06
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]		0,11

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Messstelle Nahe, Grolsheim

Tabelle 12.28: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Nahe, Grolsheim, Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel

	Einheit	Amidotrizoesäure	Bezafibrat	Carbamzepin	Diclofenac	Metoprolol	Sulfamethoxazol
Zeitraum	[Datum]	n. b.	01.01.07- 15.12.08	01.01.07- 15.12.08	01.01.07- 15.12.08	n. b.	n. b.
Anzahl	[n]		51	51	51		
Anzahl < BG	[n]		33	5	5		
Anzahl < NG	[n]		5	0	0		
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]		-	0,025*	0,025*		
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]		-	0,23	0,11		
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]		-	0,58	0,27		

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Tabelle 12.29: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Nahe, Grolsheim, Pestizide und Biozide

	Einheit	Carbendazim	Diuron	Glyphosat	Isoproturon	Mecoprop	Terbutryn
Zeitraum	[Datum]	n. b.	09.01.06- 16.12.08	28.01.08- 15.12.08	09.01.06- 16.12.08	09.01.06- 16.12.08	n. b.
Anzahl	[n]		77	25	78	82	
Anzahl < BG	[n]		0	13	60	52	
Anzahl < NG	[n]		0	0	0	0	
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]		0,10	-	-	-	
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]		0,03	-	-	-	
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]		0,025	-	-	-	

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Tabelle 12.30: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Nahe, Grolsheim, DEET und PFOS

	Einheit	Diethyltoluamid (DEET)	Perfluorooctansulfonat (PFOS)
Zeitraum	[Datum]	n. b.	n. b.
Anzahl	[n]		
Anzahl < BG	[n]		
Anzahl < NG	[n]		
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]		
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]		
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]		

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Messstelle Simmerbach, Mdg.**Tabelle 12.31: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Simmerbach, Mdg., Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel**

	Einheit	Amidotrizoesäure	Bezafibrat	Carbamzepin	Diclofenac	Metoprolol	Sulfamethoxazol
Zeitraum	[Datum]	10.02.12- 11.12.12	19.01.10- 11.12.12	19.01.10- 11.12.12	19.01.10- 11.12.12	19.01.10- 11.12.12	19.01.10- 11.12.12
Anzahl	[n]	19	38	38	38	38	38
Anzahl < BG	[n]	0	29	6	5	8	21
Anzahl < NG	[n]	0	13	3	4	7	14
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]	0,12	-	0,01**	0,01**	0,01**	-
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]	0,72	-	0,15	0,10	0,09	-
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]	3,54	-	0,44	0,24	0,18	-

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Tabelle 12.32: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Simmerbach, Mdg. Pestizide und Biozide

	Einheit	Carbendazim	Diuron	Glyphosat	Isoproturon	Mecoprop	Terbutryn
Zeitraum	[Datum]	18.01.08- 11.12.12	18.01.08- 11.12.12	18.01.08- 11.12.12	18.01.08- 11.12.12	18.01.08- 11.12.12	n. b.
Anzahl	[n]	39	39	57	57	55	
Anzahl < BG	[n]	30	33	25	39	45	
Anzahl < NG	[n]	6	6	0	2	4	
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]	-	-	0,025*	-	-	
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]	-	-	0,20	-	-	
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]	-	-	-1,90	--	--	

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Tabelle 12.33: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Simmerbach, Mdg., DEET und PFOS

	Einheit	Diethyltoluamid (DEET)	Perfluorooctansulfonat (PFOS)
Zeitraum	[Datum]	n. b.	18.01.08-09.12.08
Anzahl	[n]		19
Anzahl < BG	[n]		19
Anzahl < NG	[n]		18
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]		-
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]		-
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]		-

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Messstelle Simmerbach, oberhalb Simmern

Tabelle 12.34: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Simmerbach, oberhalb Simmern, Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel

	Einheit	Amidotrizoesäure	Bezafibrat	Carbamzepin	Diclofenac	Metoprolol	Sulfamethoxazol
Zeitraum	[Datum]	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
Anzahl	[n]						
Anzahl < BG	[n]						
Anzahl < NG	[n]						
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]						
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]						
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]						

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Tabelle 12.35: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Simmerbach, oberhalb Simmern, Pestizide und Biozide

	Einheit	Carbendazim	Diuron	Glyphosat	Isoproturon	Mecoprop	Terbutryn
Zeitraum	[Datum]	09.01.12- 10.12.12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
Anzahl	[n]	18					
Anzahl < BG	[n]	15					
Anzahl < NG	[n]	0					
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]	-					
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]	-					
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]	-					

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Tabelle 12.36: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Simmerbach, oberhalb Simmern, DEET und PFOS

	Einheit	Diethyltoluamid (DEET)	Perfluoroctansulfonat (PFOS)
Zeitraum	[Datum]	n. b.	n. b.
Anzahl	[n]		
Anzahl < BG	[n]		
Anzahl < NG	[n]		
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]		
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]		
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]		

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Messstelle Wiesbach, Gensingen

Tabelle 12.37: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Wiesbach, Gensingen, Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel

	Einheit	Amidotrizoesäure	Bezafibrat	Carbamzepin	Diclofenac	Metoprolol	Sulfamethoxazol
Zeitraum	[Datum]	07.01.2013-09.12.13	19.01.10-13.12.10	19.01.10-09.12.13	19.01.10-09.12.13	19.01.10-09.12.13	19.01.10-09.12.13
Anzahl	[n]	20	19	39	39	39	39
Anzahl < BG	[n]	7	15	2	2	1	1
Anzahl < NG	[n]	0	15	1	2	1	1
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]	0,025*	-	0,01**	0,01**	0,01**	0,01**
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]	0,17	-	0,18	0,38	0,28	0,28
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]	0,62	-	0,42	0,92	0,73	0,73

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Tabelle 12.38: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Wiesbach, Gensingen, Pestizide und Biozide

	Einheit	Carbendazim	Diuron	Glyphosat	Isoproturon	Mecoprop	Terbutryn
Zeitraum	[Datum]	20.01.09-09.12.13	20.01.09-09.12.13	20.01.09-09.12.13	20.01.09-09.12.13	20.01.09-09.12.13	20.01.09-09.12.13
Anzahl	[n]	59	59	55	59	77	59
Anzahl < BG	[n]	31	34	25	51	20	35
Anzahl < NG	[n]	1	1	0	4	4	4
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]	-	-	0,025*	-	0,0025**	-
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]	-	-	0,40	-	0,12	-
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]	-	-	5,50	-	3,20	-

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Tabelle 12.39: Statistische Auswertung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] an der Messstelle Wiesbach, Gensingen, DEET und PFOS

Einheit		Diethyltoluamid (DEET)	Perfluoroctansulfonat (PFOS)
Zeitraum	[Datum]	07.01.2013-09.12.13	07.01.2013-09.12.13
Anzahl	[n]	20	20
Anzahl < BG	[n]	9	20
Anzahl < NG	[n]	0	11
Minimalwert	[$\mu\text{g/L}$]	0,01*	-
Mittelwert	[$\mu\text{g/L}$]	0,07	-
Maximalwert	[$\mu\text{g/L}$]	0,26	-

* = 50% der BG, ** = 50 % der NG, n. b. = nicht bestimmt

Anhang 5 Ermittlung der Entlastungsrate

Alle Mikroschadstoffe, die im Bilanzmodell ~~s~~Kläranlage%bilanziert werden, werden ebenfalls für die Mischwasserentlastungen bilanziert. Darüber hinaus wird angenommen, dass im Einzugsgebiet die Entwässerung zu 100% über das Mischverfahren erfolgt. (Der tatsächliche Anteil im Einzugsgebiet liegt bei > 95 %.)

Die Herleitung dieser Entlastungsrate ergibt sich aus den nachfolgenden Ausführungen.

Es kann zwischen 2 Bilanzmodellen unterschieden werden:

- Bilanzmodell A: Bilanzierung je Entlastungsbauwerk
- Bilanzmodell B: Bilanzierung auf dem Niveau von KA-EZG bzw. Flusseinzugsgebieten (hier der Nahe)

Im vorliegenden GREATER-Modell wurde das Bilanzmodell ~~s~~B%angewendet, da die Datengrundlage für eine Bilanzierung je Entlastungsbauwerk nicht ausreichend war.

Bilanzmodell A:

Ermittlung der abflussrelevanten Siedlungsfläche (A_U) je KA-EZG bzw. Flussgebiet.

Aufteilung der A_U -Fläche im Einzugsgebiet auf die Entlastungsbauwerke. Alternativ kann A_U je Bauwerk aus der KAWBA-Datenbank RLP händisch entnommen werden.

Damit lässt sich das Entlastungsvolumen je Bauwerk abschätzen (s. u.).

Anschließend kann eine Zuweisung zum Gewässerabschnitt erfolgen, in den entlastet wird. Diese Verbindung (Bauwerk . Gewässer) ist bereits in den GIS-Daten hinterlegt.

Es ist zu unterscheiden zwischen Stoffen, die **regenwasserbürtig** (PSM, Bauchemie) sind und Stoffen, die im Schmutzwasser enthalten sind (z.B. Pharmaka) und somit **schmutzwasserbürtig** geführt werden.

Bei den regenwasserbürtigen Stoffen (z.B. PSM) gibt die Entlastungsrate nach Meißner *RE* (s. u.) unmittelbar den Teil der Fracht an, der direkt ins Gewässer gelangt.

Bei den Pharmaka kann der Frachtanteil, der nicht die Kläranlage passiert, über die Bestimmung von f_{MW} (Faktor Mischwasserentlastung) ermittelt werden.

Ermittlung der Entlastungsrate / -volumen:

Ermittlung der Entlastungsrate (vgl. auch **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**): Sie gibt an, welcher Anteil des Jahresniederschlagsabflusses in das Gewässer entlastet. Die Entlastungsrate hängt vom Speichervolumen V_{RB} des Systems ab und wird nach (Schmitt et al. 2008; Meißner 1991) berechnet. Damit ergibt sich eine Mischwasserentlastung wie folgt:

Spezifisches Speichervolumen pro ha:

$$V_{RB} = \frac{V_{RB}}{A}$$

Entlastungsrate nach Meißner:

$$RE = \frac{V_{RB}}{V_{RB} + 6} + \frac{q}{V_{RB}} \text{ mit Regenabflussspende } q = 1 \text{ l/(s ha)}$$

Entlastetes Volumen:

$$V_{MS} = V_S \cdot N_a \cdot RE$$

Entlastetes Schmutzwasservolumen:

$$V_{MSS} = V_{MS} \cdot 0,1$$

Der Faktor der Mischwasserentlastung beträgt:

$$f_{MW} = V_{MSS} / Q_{T,a}$$

Fracht:

$$F_{MS} = (N_a \times A_u \times RE) \times C_{MS}$$

mit:

V_S spezifisches Speichervolumen pro ha EZG [m^3/ha]

N_a mittlerer jährlicher Niederschlag [l/m^2]

V_{MS} entlastetes Volumen

V_{MSS} entlastetes Schmutzwasservolumen

F_{MS} entlastete Fracht

A_u undurchlässige Fläche, unter Berücksichtigung des Versiegelungsgrades sowie des Faktors 0,85 (vgl. Vermerk LUWG vom 12. April 2013). A_u je RB ist in KAWBA (über datascout.rlp.de) hinterlegt und kann dort entnommen werden.

RE Entlastungsrate

$Q_{T,a}$ jährlicher Trockenwetterabfluss der Kläranlage [m^3/a]

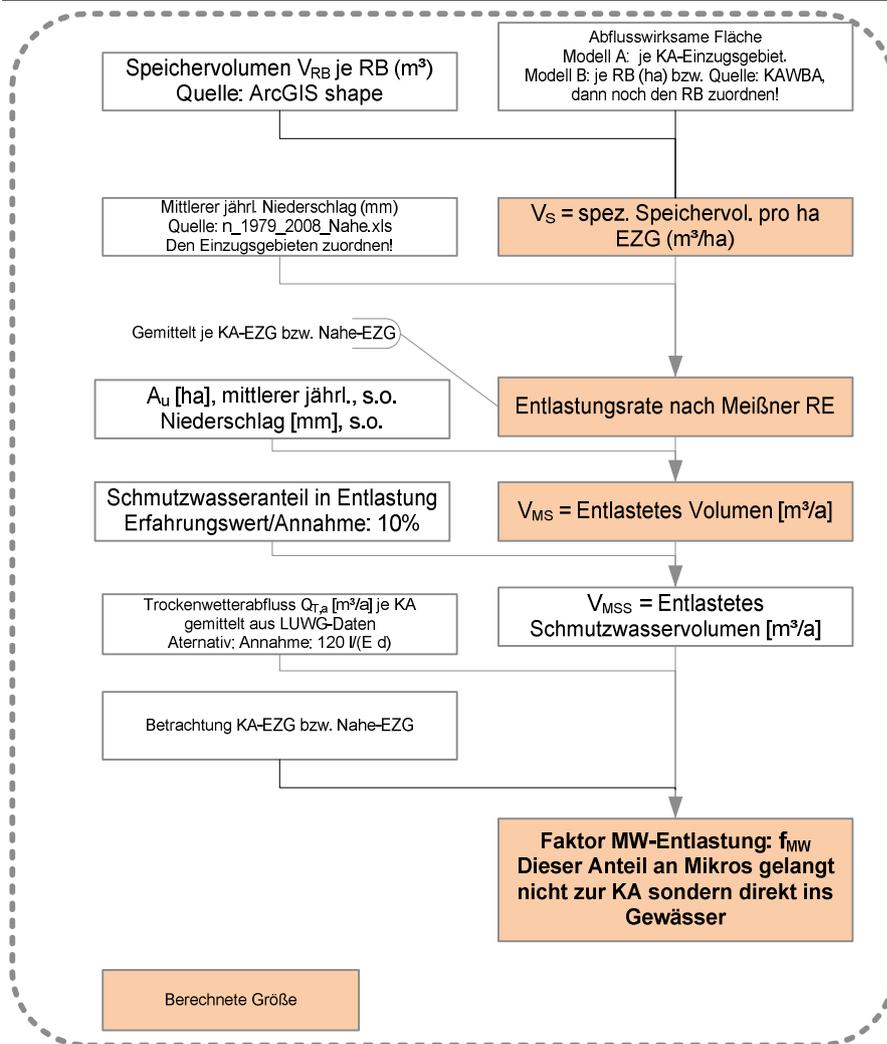


Bild 12.1: Vorgehen zur Ermittlung der Mischwasserentlastung im Einzugsgebiet

Bilanzmodell B:

Vgl. Modell A, jedoch als Summe aller Regenentlastungsbauwerke in einem KA-EZG. Dabei wird der Parameter A_u (Angerbauer 2013) basierend auf ATKIS-Daten je KA-Einzugsgebiet ermittelt und geht in die Berechnung ein.

Grundlagen für die Berechnungen bildeten u. a.:

- Siedlungsflächen im jeweiligen Kläranlageneinzugsgebiet basierend auf ATKIS
- Angaben zu undurchlässigen Flächen A_u (Quelle LUWG 2013)
- Speichervolumen der Entlastungsbauwerke (Quelle LUWG 2013)
- Mittlere jährliche Niederschlagshöhe entspr. Hydrologischer Atlas Deutschland
- Trockenwetterabfluss: 125 l/(E d)
- Schmutzwassersanteil am abgeschätzten Jahresentlastungsvolumen ca. 10 % (Erfahrungswert aus Schmutzfrachtberechnungen)
- Annahme: 100 % Entwässerung im Mischverfahren

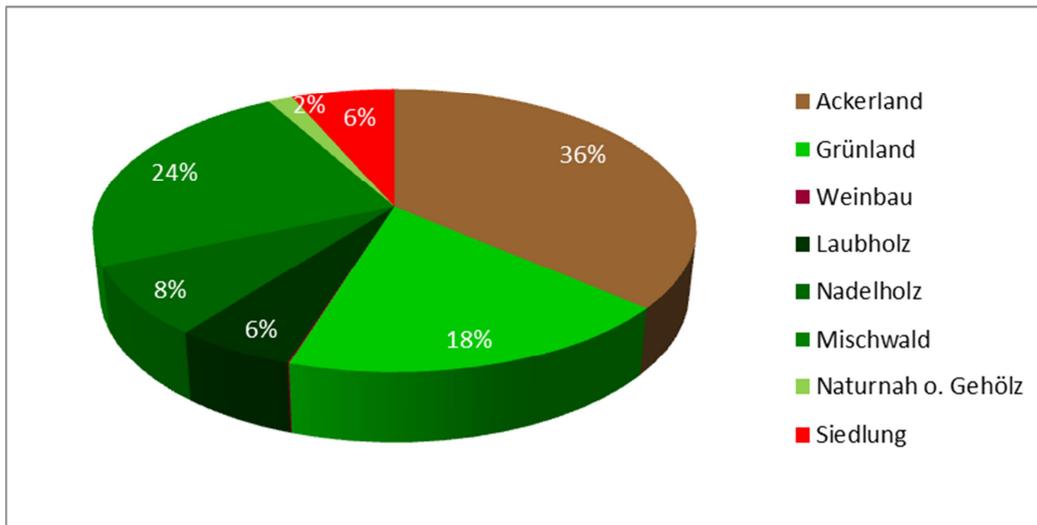
Anhang 6 Analyse der 5 Kläranlageneinzugsgebiete

Kläranlage Simmern

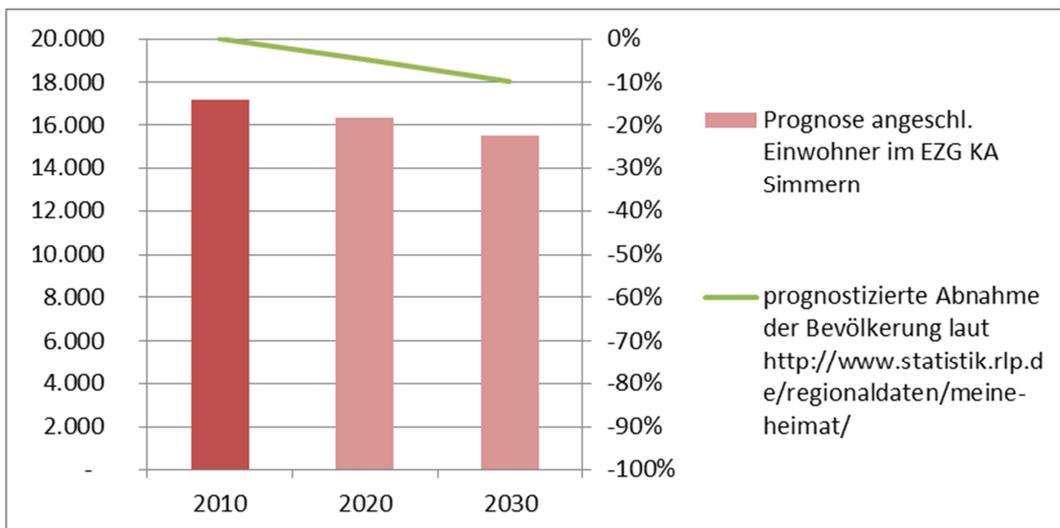
Name	Kläranlage Simmern	
Ausbaugröße		22.760 E
Einwohner angeschlossen		17.750 E
EWG angeschlossen		3.847 E
EW angeschlossen		21.597 E
Klärverfahren	Belebung	
Verfahrensschritte	Nitrifikation / Denitrifikation / Simultanfällung	
Anlagenbestandteile	RECHENANLAGE, FÄKA-STATION, LANGSANDFANG, BELEBUNGSBECKEN(KASKADE), P-FÄLLUNGSANLAGE, RS-PUMPWERK, 2 NK-BECKEN, 4 SCHLAMMEINDICKER, KAMMERFILTERPRESSE, NACHFILTRATION (2.BA), SCHLAMMLAGERPLATZ, KLÄRSCHLAMMVERERDUNGSANLAGE	
Schlammbehandlung	Gemeinsame aerobe Stabilisierung	
Luftbild (Quelle: http://www.geoportal.rlp.de/)		



Einzugsgebiet – Landnutzung



Zukünftige Entwicklung der Einwohnerzahlen im Vergleich zu 2010



Krankenhäuser

Hunsrück Klinik mit 261 Betten und 9785 Fällen.

Mischwassereinleitungen

Einzugsgebiet: Kläranlage Simmern KA-Nr.: 101808272				
Grundlagen für Berechnung				
Beschreibung	Kürzel	Wert	Einheit	Quelle
Speichervolumen aller Becken	V_{RRB}	9.430	m ³	LUWG/GIS
undurchlässige Flächen	A_u	441	ha	Verschneidung EZG-KA mit TEZG
mittlerer jährl. Niederschlag	N_a	750	l/m ²	LUWG
angeschlossene Einwohnerwerte	EW	21.597	E	LUWG
Trockenwetterabfluss	Q_{ta}	2.282.959	m ³ /a	LUWG
Berechnung der Kennwerte				
				Formel
abflussrel. Niederschlagsvolumen	V_{Na}	3.307.500	m ³ /a	
Spezifisches Speichervolumen	V_s	21	m ³ /ha	$V_s = \frac{V_{RB}}{A_u}$
Entlastungsrate nach Meißner	RE	40	%	$RE = \frac{2595}{V_s + 33} - 6 + \frac{N_a - 800}{40}$
Entlastetes Volumen	V_{MS}	1.338.444	m ³	$V_{MS} = N_a \cdot A_u \cdot RE$
Entlastetes Schmutzwasservolumen	V_{MSS}	133.844	m ³	$V_{MSS} = N_a \cdot A_u \cdot RE \cdot 0,1$
Faktor Mischwasserentlastung TW-Anteil	f_{MW}	6	%	$f_{MW} = V_{MSS} / Q_{T,a}$

Direkt- und Indirekteinleiter

Messst.-Nr.	Bezeichnung	Status	Art
2544913512	Zischka, Simmern, Sammelsch. Abw. aus Waschhalle	Aktiv	Indirekteinleiter
2544928012	Mannesmann Boge, Simmern, Endk. St.	Aktiv	Indirekteinleiter
2698913012	HMD Gondershausen, Stapelteich Bereich Einlauf	Aktiv	Indirekteinleiter
2698932512	HMD Gondershausen, Endk.- Stelle im neuen Probenahmeschacht	Aktiv	Direkteinleiter (Firma)

Kläranlage Lauterecken

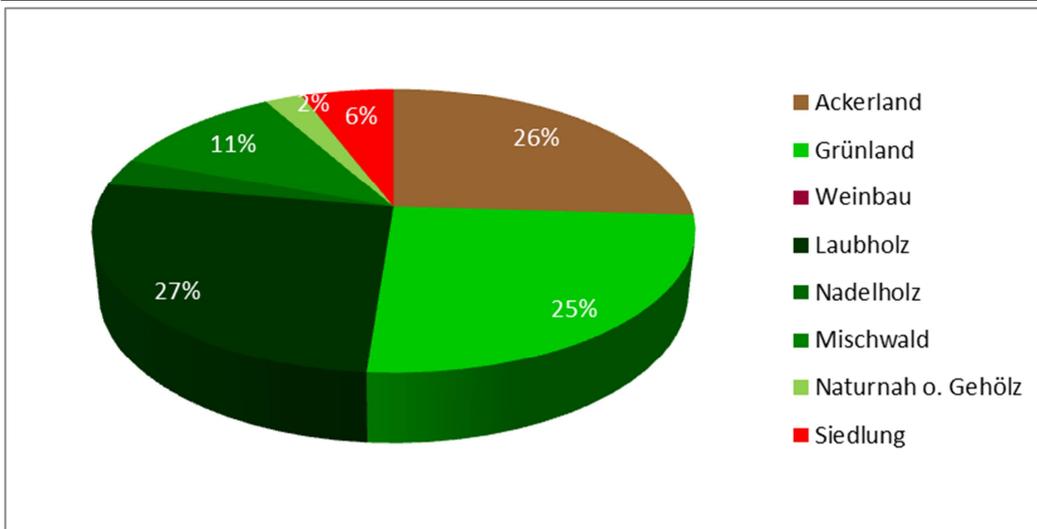
Kurzbeschreibung

Name	Kläranlage Lauterecken	
Ausbaugröße		32.000 E
Einwohner angeschlossen		14.728 E
EWG angeschlossen		5.000 E
EW angeschlossen		19.728 E
Klärverfahren	Belebung	
Verfahrensschritte	Nitrifikation / Denitrifikation / Nachfällung	
Anlagenbestandteile	Schneckenpumpwerk, Rechengebäude mit automatischem Rechen, belüfteter Sand- und Fettfang, Vorklärbecken (230 m ³), Deni-Becken (852 m ³), Belebung als Rundbecken (3407 m ³), Nachklärung als Rundbecken (900 m ²) RÜB (666 m ³)	
Schlammbehandlung	Faulturm, Gasbehälter, 5000 EW für Obsaffherstellung Niehoffs-Vaihinger in Lauterecken (anaerobe Vorbehandlung, ph-Wert-Einstellung) solare Klärschlamm-trocknungsanlage	

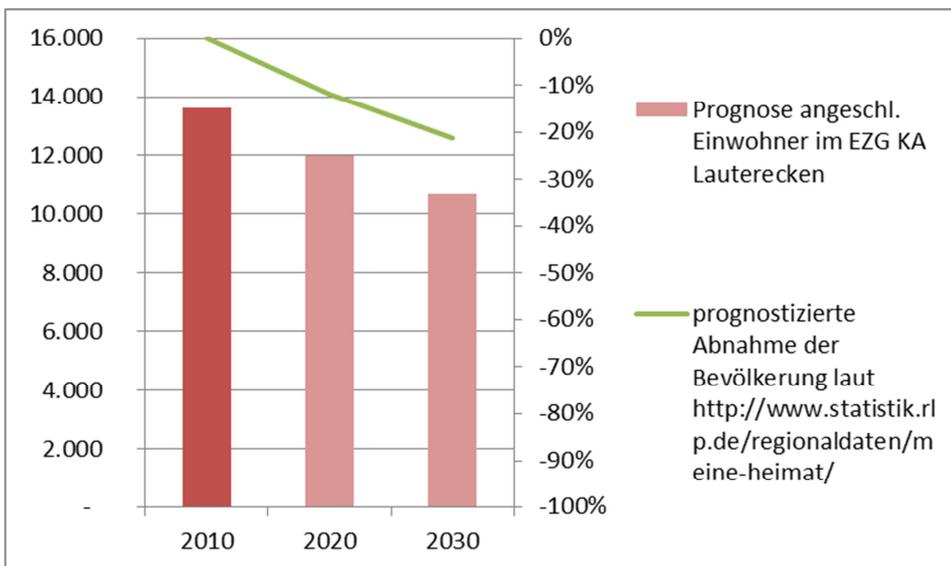
Luftbild (Quelle: <http://www.geoportal.rlp.de/>)



Einzugsgebiet – Landnutzung



Zukünftige Entwicklung der Einwohnerzahlen



Krankenhäuser

Keine Kliniken im EZG.

Mischwassereinleitungen

Einzugsgebiet: Kläranlage Lauterecken KA-Nr.: 100256095				
Grundlagen für Berechnung				
Beschreibung	Kürzel	Wert	Einheit	Quelle
Speichervolumen aller Becken	V_{RRB}	4.137	m^3	LUWG/GIS
undurchlässige Flächen	A_u	299	ha	Verschneidung EZG-KA mit TEZG
mittlerer jährl. Niederschlag	N_a	750	l/m^2	LUWG
angeschlossene Einwohnerwerte	EW	16.062	E	LUWG
Trockenwetterabfluss	Q_{ta}	1.655.220	m^3/a	LUWG
Berechnung der Kennwerte				
abflussrel. Niederschlagsvolumen	V_{Nb}	2.242.500	m^3/a	Formel
Spezifisches Speichervolumen	V_s	14	m^3/ha	$V_s = \frac{V_{RB}}{A_u}$
Entlastungsrate nach Meißner	RE	48	%	$RE = \frac{2595}{V_s + 33} - 6 + \frac{N_a - 800}{40}$
Entlastetes Volumen	V_{MS}	1.079.897	m^3	$V_{MS} = N_a \cdot A_u \cdot RE$
Entlastetes Schmutzwasservolumen	V_{MSS}	107.990	m^3	$V_{MSS} = N_a \cdot A_u \cdot RE \cdot 0,1$
Faktor Mischwasserentlastung TW-Anteil	f_{MW}	7	%	$f_{MW} = V_{MSS} / Q_{T,a}$

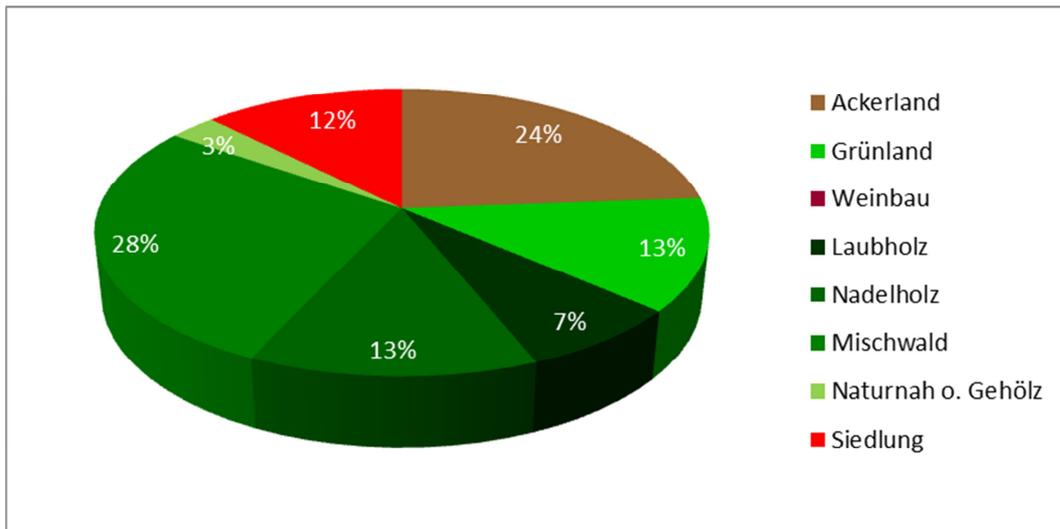
Kläranlage Enkenbach-Alsenborn

Name	Kläranlage Enkenbach-Alsenborn	
Ausbaugröße		25.000 E
Einwohner angeschlossen		13.481 E
EWG angeschlossen		4.000 E
EW angeschlossen		17.481 E
Klärverfahren	Belebung	
Verfahrensschritte	Nitrifikation / Denitrifikation / Bio-P, Simultanfällung	
Anlagenbestandteile	Ausgleichsbecken, Feinrechen, belüfteter Langsand- und Fettfang, Sandklassierer, Zulauf Messung, 2 Vorklärbecken, 2 Belebungsbecken (Umlauf), 2 Nachklärbecken, Ablauf-IDM	
Schlammbehandlung:	1 Filtratbehälter, 1 Voereindicker, 1 beheizter Faulturm, 1 Nacheindicker, 1 Schlammagerplatz, Gasbehälter, Heizkrftwerk, Gasfackel Hochdruckbandpresse- Kaltlufttrocknung	

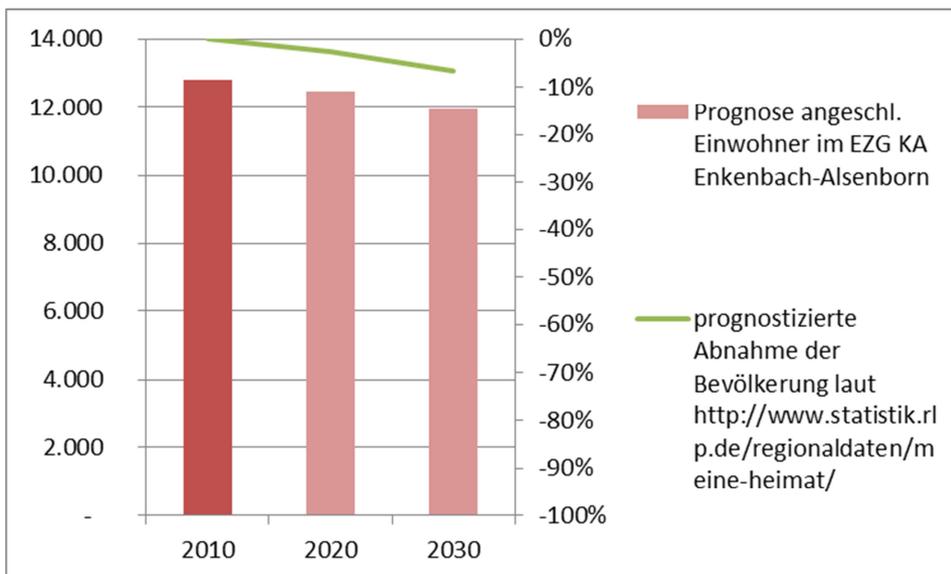
Luftbild (Quelle: <http://www.geoportal.rlp.de/>)



Einzugsgebiet – Landnutzung



Zukünftige Entwicklung der Einwohnerzahlen



Krankenhäuser

Keine Klinik im EZG.

Mischwassereinleitungen

Einzugsgebiet: Kläranlage Enkenbach Alsenborn
KA-Nr.: 100404757

Grundlagen für Berechnung

Beschreibung	Kürzel	Wert	Einheit	Quelle
Speichervolumen aller Becken	V_{RB}	3.215	m^3	LUWG/GIS
undurchlässige Flächen	A_u	282	ha	Verschneidung EZG-KA mit TEZG
mittlerer jährl. Niederschlag	N_a	742	l/m^2	LUWG
angeschlossene Einwohnerwerte	EW	17.481	E	LUWG
Trockenwetterabfluss	Q_{t}	125	$l/(Ed)$	Kontrollwert: 797.571 m^3/a
Trockenwetterabfluss	Q_{ta}	878.456	m^3/a	LUWG

Berechnung der Kennwerte

	Kürzel	Wert	Einheit	Formel
abflussrel. Niederschlagsvolumen	V_{Na}	2.091.414	m^3/a	
Spezifisches Speichervolumen	V_s	11	m^3/ha	$V_s = \frac{V_{RB}}{A_u}$
Entlastungsrate nach Meißner	RE	51	%	$RE = \frac{2595}{V_s + 33} - 6 + \frac{N_a - 800}{40}$
Entlastetes Volumen NIEDERSCHLAG?	V_{MS}	1.066.363	m^3	$V_{MS} = N_a \cdot A_u \cdot RE$
Entlastetes Schmutzwasservolumen	V_{MSS}	106.636	m^3	$V_{MSS} = N_a \cdot A_u \cdot RE \cdot 0,1$
Faktor Mischwasserentlastung TW-Anteil	f_{MW}	12	%	$f_{MW} = V_{MSS} / Q_{t,a}$
Entlasteter NW-Anteil		51	%	

Kläranlage Kaiserslautern

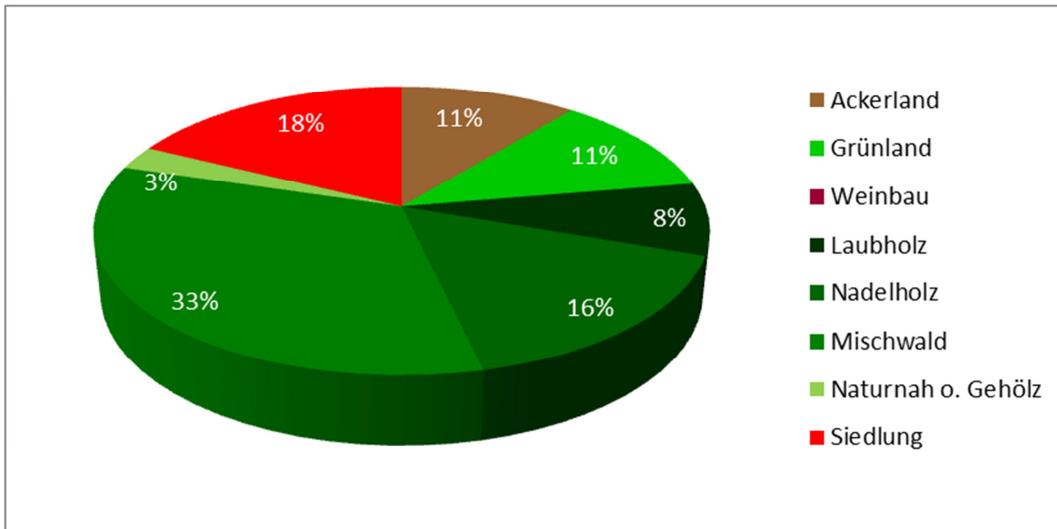
Name		Kläranlage Kaiserslautern
Ausbaugröße		210.000 E
Einwohner angeschlossen		116.273 E
EWG angeschlossen		58.000 E
EW angeschlossen		174.273 E
Klärverfahren	Belebung/Schönungsteich	
Verfahrensschritte	Nitrifikation / Denitrifikation / Simultanfällung	
Anlagenbestandteile	RÜB, Rechenhalle (Grobrechen, Feinrechen), belüfteter Sand- und Fettfang, Vorklärbecken, Belebungsbecken (Deni. und Nitrifi.), Nachklärbecken, Schönungsteich,	
Schlammbehandlung:	Eindicker, 2 Faultürme, Schlammwässerung, 2 BHKW	

Luftbild (Quelle: <http://www.geoportal.rlp.de/>)



Einzugsgebiet – Landnutzung

Hier dargestellt ist nur der Anteil der KA-Einzugsgebietes der sich im Einzugsgebiet der Nahe befindet.



Zukünftige Entwicklung der Einwohnerzahlen

Angaben dazu nicht möglich, da ca. 1/3 des Kläranlageneinzugsgebietes außerhalb des Nahe-EZG liegt.

Krankenhäuser

Westpfalz-Klinikum Kaiserslautern mit 954 Betten und 35.233 Fällen.

Lutrina Klinik mit 32 Betten und 954 Fällen.

Mischwassereinleitungen

Auf eine gesonderte Betrachtung der Mischwassereinleitungen im Einzugsgebiet der Kläranlage Kaiserslautern wurde verzichtet, da ca. 1/3 der Einzugsgebietsfläche der Kläranlage außerhalb des Nahe-EZG liegt.

Kläranlage Landstuhl

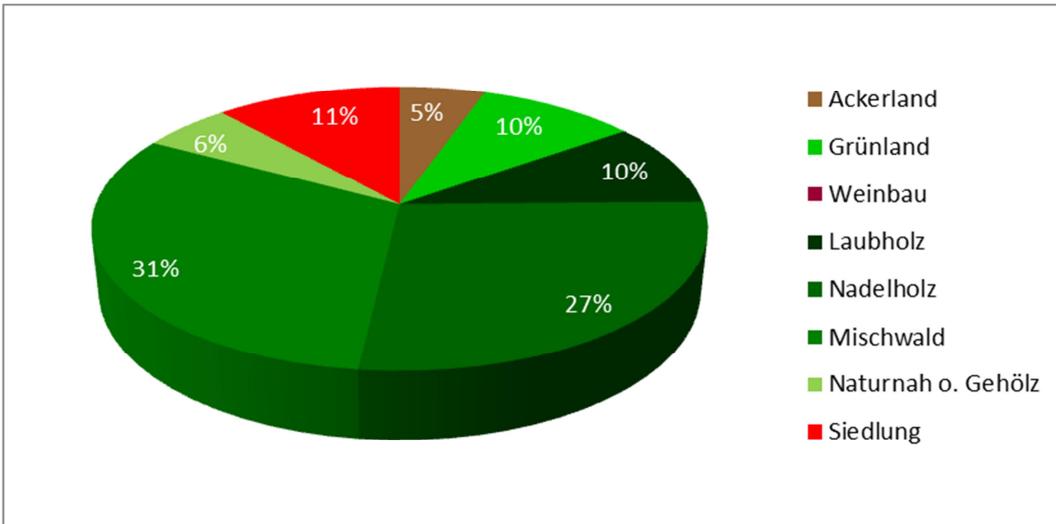
Name	Kläranlage Landstuhl
Ausbaugröße	56.000 E
Einwohner angeschlossen	11.616 E
EWG angeschlossen	17.000 E
EW angeschlossen	28.616 E
Klärverfahren	Belebung
Verfahrensschritte	Nitrifikation / Denitrifikation / Simultanfällung
Anlagenbestandteile	Belebungsanlage, RÜ, autom. Rechen, belüfteter Sand- und Fettfang, Ausgleichsbecken für Sonderabwasser, 1 Vorklärbecken, Pufferbecken, Zwischenhebewerk, Belebungsbecken (Deni. und Nitrif.) 2 Nachklärbecken, Voreindicker, Faulturm, Nacheindicker, BHKW, Klärschlammmentwässerung, Klärschlamm-trocknung
Schlammbehandlung:	beheizte Faulräume / Trocknung / BHKW

Luftbild (Quelle: <http://www.geoportal.rlp.de/>)



Einzugsgebiet – Landnutzung

Hier dargestellt ist nur der Anteil der KA-Einzugsgebietes der sich im Einzugsgebiet der Nahe befindet.



Zukünftige Entwicklung der Einwohnerzahlen

Angaben hier nicht möglich bzw. mit großer Unsicherheit behaftet, da ein großer Einfluss durch Stationierung der US-Kräfte gegeben. Die Entwicklung dazu ist nicht prognostizierbar.

Krankenhäuser

Regional Medical-Center (USA) mit 149 Betten und 7.300 Fällen.

St. Johannis Krankenhaus mit 327 Betten und 11.025 Fällen.

Mischwassereinleitungen

Besonderheit: A_u der Airbase Ramstein ist an die Kläranlage Landstuhl angeschlossen! Eine dezidierte Untersuchung der Situation wurde im Rahmen des Projektes nicht umgesetzt.

Einzugsgebiet: Kläranlage Landstuhl KA-Nr.: 100423021		Sondersituation Airbase! Alle Flächen Airbase entwässerung zur KA Landstuhl	
Grundlagen für Berechnung			
Beschreibung	Kürzel	Wert	Einheit
Speichervolumen aller Becken	V _{RB}	32.637	m ³
undurchlässige Flächen	A _u	977	ha
mittlerer jährl. Niederschlag	N _a	880	l/m ²
angeschlossene Einwohnerwerte	EW	28.616	E
Trockenwetterabfluss	Q _t	100	l/(Ed)
Trockenwetterabfluss	Q _{ta}	2.202.420	m ³ /a
<i>Quelle</i> LUWG/GIS Verschneidung EZG-KA mit TEZG LUWG LUWG Kontrollwert: 1.044.484 m ³ /a LUWG			
Berechnung der Kennwerte			
abflussrel. Niederschlagsvolumen	V _{Na}	8.597.600	m ³ /a
Spezifisches Speichervolumen	V _s	33	m ³ /ha
Entlastungsrate nach Meißner	RE	35	%
Entlastetes Volumen	V _{MS}	3.015.883	m ³
Entlastetes Schmutzwasservolumen	V _{MSS}	301.588	m ³
Faktor Mischwasserentlastung TW-Anteil	f _{MW}	14	%
Entlasteter NW-Anteil		35	%
<i>Formel</i> $V_s = \frac{V_{RB}}{A_u}$ $RE = \frac{2595}{V_s + 33} - 6 + \frac{N_a - 800}{40}$ $V_{MS} = N_a \cdot A_u \cdot RE$ $V_{MSS} = N_a \cdot A_u \cdot RE \cdot 0,1$ $f_{MW} = V_{MSS} / Q_{t,a}$			

Indirekteinleiter

Messst.-Nr.	Bezeichnung	Status	Art	Rechtsw.	Hochw.
2546913212	Karo As Umweltschutz GmbH, Abl. Membrananlage	Aktiv	Indirekteinleiter	2613893	5476992
2546917512	Aviation and Maintenance Hangar Landst.,Heliport	Aktiv	Indirekteinleiter	2612524	5474778
2546972512	Haber Textile Dienste GmbH & Co KG,Teilst. E.St.	Aktiv	Indirekteinleiter	2614310	5496900