



Özkan Sekin, BSc

Vierte Reinigungsstufe in kommunalen Abwasserreinigungsanlagen

Möglichkeiten, Bemessung, Kosten und Betriebserfahrungen
für die weitergehende Behandlung von Abwasser

The fourth treatment stage for municipal wastewater treatment plants

Possibilities, design, costs and operational experience for an
extended wastewater treatment

MASTERARBEIT

zur Erlangung des akademischen Grades

Diplom-Ingenieur

Masterstudium Umwelt und Verkehr – Bauingenieurwissenschaften

eingereicht an der

Technischen Universität Graz

Betreuer:

Ass.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Günter Gruber

Mitbetreuende(r) Assistent(en):

Dipl.-Ing. Thomas Franz Hofer, BSc

Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau

Graz, Juni 2016

Kontakt:
Sekin Özkan
sekin.oezkan@hotmail.com

EIDESSTATTLICHE ERKLÄRUNG

AFFIDAVIT

Ich erkläre an Eides statt, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig verfasst, andere als die angegebenen Quellen/Hilfsmittel nicht benutzt, und die den benutzten Quellen wörtlich und inhaltlich entnommenen Stellen als solche kenntlich gemacht habe. Das in TUGRAZonline hochgeladene Textdokument ist mit der vorliegenden Masterarbeit identisch.

I declare that I have authored this thesis independently, that I have not used anything other than the declared sources/resources, and that I have explicitly indicated all material which has been quoted either literally or contextually from the sources used. The text document uploaded to TUGRAZonline is identical to the present master's thesis.

Datum / Date

Unterschrift / Signature

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich all jenen Personen meinen Dank aussprechen, die mich durch das Studium begleitet und mich über diese Jahre auf meinem Weg ermutigt haben.

Im Besonderen möchte ich meinem Betreuer Herrn Ass.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Gün-ter Gruber danken, dass er es mir ermöglicht hat, diese Masterarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau der Technischen Universität Graz zu verfassen.

Einen besonderen Dank möchte ich auch meinem mitbetreuenden Assistenten Herrn Dipl. Ing. Thomas Hofer, BSc aussprechen, der mir stets mit Rat und Tat zur Seite stand. Danke für die Geduld und die Hilfe sowie die motivierende Einstellung, aus der ich beim Erstellen dieser Masterarbeit viel Kraft schöpfen konnte.

Den größten Dank möchte ich natürlich meiner Familie widmen. An erster Stelle möchte ich meinen Eltern Vahap und Mecbure danken, welche mir mein Studium, sei es in finanzieller, logistischer, aber auch moralischer Hinsicht, erst möglich gemacht haben.

Ein liebevolles Dankeschön möchte ich an meine Frau Sümeyra richten. Danke, dass du immer für mich da bist, an mich geglaubt und mir stets den Rücken gestärkt hast.

Ich bedanke mich bei meiner Tochter Ila, aber auch bei meinen Geschwistern Sercan, Hakan, Melek, Hilin und meinem Schwager Sedat für die fortwährende Unterstützung und den unerlässlichen Rückhalt, wenn dies vonnöten war.

Zudem möchte ich mich auch bei meinen Studienkollegen, besonders bei Berger Mar- kus, Aydin Metin, Gor Grigorijan und Grossegger Lukas bedanken. Danke für die ab- wechslungsreichen Tage während des Studiums und einen herzlichen Dank für das Korrekturlesen.

Kurzfassung

Anhand modernster Technologien kann eine Vielzahl an Spurenstoffen in Oberflächengewässern, die in sehr geringen Konzentrationen in der aquatischen Umwelt vorkommen, gefunden und analysiert werden. Diese Spurenstoffe stammen einerseits aus synthetisch hergestellten organischen Chemikalien wie Arzneimittel, Reinigungs- und Geschirrspülmittel, Körperpflegeprodukte, Industriechemikalien sowie Pestizide und Biozide, andererseits auch aus natürlich vorkommenden, organischen und anorganischen Stoffen wie natürliche Toxine, Östrogene und Schwermetalle. Diese gelangen durch unterschiedliche Nutzungsquellen in unsere Gewässer und können negative Wirkungen auf das Ökosystem und dementsprechend auch auf den Menschen haben.

Die Spurenstoffe, welche über das kommunale Entwässerungssystem in die Oberflächengewässer gelangen, können durch eine gezielte Erweiterung der Abwasserreinigungsanlage (ARA) um eine weitergehende (vierte) Reinigungsstufe reduziert werden, was Untersuchungen aus Deutschland, der Schweiz und Österreich bestätigen. Daher werden in dieser Arbeit Verfahren zur Spurenstoffelimination in Hinblick auf Anforderungen, Möglichkeiten, Bemessung, Kosten und Eliminationsleistung betrachtet.

Die herkömmlichen ARA können viele Spurenstoffe, wie beispielsweise Carbamazepin oder Diclofenac, kaum reduzieren. Für einige Spurenstoffe, wie Ibuprofen, kann durch die Erhöhung des Schlammalters im System eine Reduktion bewirkt werden. Durch die Anforderungen an die vierte Reinigungsstufe, wie Breitbandwirkung, Nebenprodukte, Anwendbarkeit und ein gutes Kosten-Nutzen-Verhältnis, bieten sich nach dem derzeitigen Stand der Technik die Ozonung und die Aktivkohle in pulverisierter oder granulierter Form an. Die Verfahren wie Advanced Oxidation Processes, Membranverfahren, Ferrat und weitere Optionen werden derzeit wegen des sehr hohen Betriebsaufwands und fehlender Forschungsergebnisse noch nicht für die Aufrüstung von ARA vorgesehen.

Die Wahl, ob die Ozonung oder die Verfahren mit Aktivkohle für die Erweiterung von ARA geeignet sind, hängt von den örtlichen Rahmenbedingungen und von der Abwassermatrix ab. Beide Eliminationstechniken können eine Breitbandwirkung und eine Eliminationsleistung von über 80 % erreichen. Des Weiteren können diese Eliminationstechnologien durch die Vielfältigkeit von Ausführungsvarianten gut in die bestehende ARA integriert und betrieben werden. Die entstehenden Kosten für eine gezielte Spurenstoffbekämpfung auf der kommunalen ARA variieren sehr stark und werden durch neue realisierte Projekte stets optimiert.

Die Aufrüstung von ARA ist mit hohen Kosten und großem Aufwand verbunden, weswegen in Bezug auf den Eintragspfad zu erkennen sein muss, ob eine weitergehende

Reinigungsstufe in der kommunalen ARA zielführend sein kann oder nicht. Als Alternativmaßnahme können Maßnahmen an der Quelle (Änderung im Anwendungsbereich, Produktveränderungen, etc.) forciert werden.

Abstract

Nowadays, it's possible to find out a wide range of micro pollutants in the surface water body using modern analytical methods. Micro pollutants occur in low concentrations in the aquatic environment and can be characterized as synthetic produced organic chemicals (pharmaceuticals, cleansers and dishwashing liquids, personal-care products, industry chemicals, pesticides and biocides) or as naturally occurring organic and inorganic substances (natural toxins, estrogens and heavy metals). All these substances are emitted by different pathways into the water bodies, which cause negative influences on the ecological system and on human health.

Micro pollutants emissions from the urban drainage system can be reduced by installing an additional treatment stage (the "fourth cleaning stage") at the wastewater treatment plant (WWTP), which had been approved by many investigations from Germany, Switzerland and Austria. This thesis gives an overview of the current possibilities to reduce micro pollutants at WWTPs and discusses their requirements, installation and operation options, costs and reduction performance of micro pollutants.

The conventional WWTP can't reduce most of the today known substances, like carbamazepine or diclofenac. For some substances, like ibuprofen, a significant reduction is already possible by an increase of sludge retention time in the treatment system. Regarding the requirements of the fourth cleaning stage, as broad-spectrum effect, minor spin-off products, applicability and a good cost-benefit ratio, only the ozonation and the activated carbon (pulverized or granulated) technology are interesting to apply today. Other technologies like advanced oxidation processes (AOP), membrane processes, ferrate and other options aren't currently used because of the high operating costs and still missing research results.

It is dependent on the local conditions, if the ozonation technology or the activated carbon technology is suitable for the expansion of a WWTP, to reach an optimum micro pollutant reduction. Both technologies can reach a broad-spectrum effect to simultaneously reduce a high number of micro pollutants with a performance of over 80 %. Furthermore, these technologies have the benefit of multiple integration methods into an existing state of the art WWTP.

An upgrade of WWTPs to reduce micro pollutant emissions is associated with high costs and a lot of effort, so it must be seen in relation to the entry path, whether a further purification stage in the communal ARA maybe useful or not. An alternative approach can be measure at the source like change in scope or product changes.

Gleichheitsgrundsatz

Aus Gründen der Lesbarkeit wurde in dieser Arbeit darauf verzichtet, geschlechtsspezifische Formulierungen zu verwenden. Jedoch möchte ich ausdrücklich festhalten, dass die bei Personen verwendeten maskulinen Formen für beide Geschlechter zu verstehen sind.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	11
1.1	Motivation	13
1.2	Ziel der Masterarbeit.....	13
2	Grundlagen	14
2.1	Spurenstoffe	14
2.1.1	Definition	14
2.1.2	Eintragspfade von Spurenstoffen in die Gewässer	16
2.1.3	Quellen von Spurenstoffen.....	19
2.2	Rechtliche Grundlagen	26
2.3	Anforderungen an eine vierte Reinigungsstufe.....	30
2.3.1	Stand der Technik in der heutigen Abwasserreinigung.....	31
2.3.2	Handlungsbedarf in der Abwasserreinigung	34
2.3.3	Zielsetzung zur Elimination von Spurenstoffen	36
3	Eliminationstechnologien von Spurenstoffen	39
3.1	Vermeidungs- und Verminderungsmethoden	39
3.1.1	Maßnahmen an der Quelle	39
3.1.2	Maßnahmen im Entwässerungssystem	41
3.2	Überblick über die vorhandenen Eliminationsverfahren bei ARA	44
3.2.1	Biologische Verfahren	45
3.2.2	Physikalische Verfahren	46
3.2.3	Adsorptive Verfahren	49
3.2.4	Oxidative Verfahren	50
4	Verbreitete Eliminationsverfahren für Spurenstoffe	54
4.1	Weitergehende Abwasserreinigung mit Aktivkohle.....	54
4.1.1	Eigenschaften von Aktivkohle	54
4.1.2	Einsatz von Pulveraktivkohle zur Spurenstoffentfernung	56
4.1.3	Einsatz von granulierter Aktivkohle zur Spurenstoffentfernung.....	66
4.2	Weitergehende Abwasserreinigung mit Ozon.....	72
4.2.1	Grundlagen zur Ozonung.....	72

4.2.2	Eigenschaften von Ozon	74
4.2.3	Verfahrenstechnik zur Spurenstoffentfernung mit Ozon	76
4.2.4	Eliminationsleistung von Ozon-Verfahren zur Spurenstoffentfernung	81
4.3	Gegenüberstellung der Verfahren zur Spurenstoffelimination	85
4.3.1	Eliminationsleistung der Verfahren zur Spurenstoffelimination .	85
4.3.2	Kosten der Verfahren zur Spurenstoffelimination.....	87
4.3.3	Vor- und Nachteile der Verfahren zur Spurenstoffelimination ...	90
4.3.4	Anwendungsmöglichkeiten der Verfahren zur Spurenstoffelimination	92
5	Bemessungsgrundlage einer vierten Reinigungsstufe	95
5.1	Behandelte Abwassermenge der vierten Reinigungsstufe	95
5.2	Bestimmung der zu behandelnden Abwassermenge	97
5.3	Vor- und Nachteile der Bemessungsansätze	102
6	Projekte zur vierten Reinigungsstufe	104
6.1	Projekte in der Schweiz zur vierten Reinigungsstufe	104
6.2	Projekte in Deutschland zur vierten Reinigungsstufe	107
6.3	Projekte in Österreich zur vierten Reinigungsstufe	111
7	Zusammenfassung, Schlussfolgerungen und Ausblick	113
	Tabellenverzeichnis.....	117
	Abbildungsverzeichnis	119
	Literaturverzeichnis.....	122
	Anhang A - Liste prioritärer Stoffe in der EU-WRRL	i
	Anhang B - Projekte aus der Schweiz.....	ix
	Anhang C – Projekte aus Deutschland	xv

Abkürzungsverzeichnis

AFS	Abfiltrierbare Stoffe
AOP	Advanced Oxidation Processes (Verfahren der erweiterten Oxidation)
ARA	Abwasserreinigungsanlagen
BAFU	Bundesamt für Umwelt (Schweiz)
BGBI	Bundesgesetzblatt
BSB ₅	Biochemische Sauerstoffbedarf nach fünf Tagen
BVT	Bettvolumen (bed volume treated), (m ³ Wasser/m ³ Füllvolumen)
CSB	Chemische Sauerstoffbedarf
DOC	Gelöster organischer Kohlenstoff
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
EU	Europäische Union
EW	Einwohnerwert
GAK	Granulierte Aktivkohle
GSchG	Gewässerschutzgesetz
GSchV	Gewässerschutzverordnung
NF	Nanofiltration
NGP	Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan
O ₃	Ozon
OEWAV	Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
PAK	Pulveraktivkohle
PFOS	Perfluoroktansulfonsäure
RO	Reverseosmose (Umkehrosmose)
TSS	Ungelöster Stoffe
TOC	Gesamter organischer Kohlenstoff
TU	Technische Universität
UQN	Umweltqualitätsnorm
VSA	Verband Schweizer Abwasser und Gewässerschutzfachleute

WRG	Österreichisches Wasserrechtsgesetz
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

1 Einleitung

Medizinische und technologische Entwicklungen beeinflussen einerseits das Bevölkerungs- bzw. Wirtschaftswachstum und erhöhen andererseits die menschliche Lebenserwartung. Allein in Österreich wächst die Anzahl älterer Menschen von Jahr zu Jahr. Die Wirtschaftskammer Österreich (WKO, Steigenberger, 2016) benennt die durchschnittliche Lebenserwartung für Männer mit 77,7 Jahren und für Frauen mit 83,1 Jahren. Chronische Erkrankungen wie Leberentzündungen durch Viren oder Herzinfarkte können durch moderne Behandlungsmethoden besser therapiert werden. Für die Heilung dieser Erkrankungen werden Arzneistoffe angewendet, die meist aus künstlich hergestellten chemischen Verbindungen bestehen. Dies ist ein Grund, warum die anthropogenen Spurenstoffe aus unserer modernen Gesellschaft, die eine hohe Lebenserwartung anstrebt, kaum wegzudenken sind.

Unter anthropogenen Spurenstoffen werden vom Menschen, direkt oder indirekt, in den Wasserkreislauf eingebrachte organische Substanzen verstanden (OEWAV, 2013). Diese organischen Spurenstoffe, welche aus unterschiedlichen Nutzungsquellen in unsere Gewässer gelangen, können negative Wirkungen auf das Ökosystem und dementsprechend auch auf den Menschen haben. Diese können aus Haushaltschemikalien, Industriechemikalien, Arzneimittel, Körperpflegemittel, Pflanzenschutzmittel, Nahrungsergänzungsmittel, natürliche Toxine, Östrogene oder Schwermetalle stammen. Durch die modernen und verbesserten Analysetechnologien wurde es im Verlauf der letzten Jahre möglich, diese Substanzen in sehr geringen Konzentrationsbereichen von $\mu\text{g/l}$ (Mikrogramm = Tausendstel Milligramm) bis unter 1 ng/l (Nanogramm = Millionstel Milligramm), nachzuweisen. (OEWAV, 2013) Durch diese Entwicklung bekommt der Elimination der anthropogenen bzw. organischen Spurenstoffe im deutschsprachigen Raum mehr Aufmerksamkeit zu. Obwohl aufgrund so geringen Konzentrationen noch keine Gefahr für die menschliche Gesundheit besteht und bislang nur Auswirkungen auf das Ökosystem erforscht wurden, wird daraus ein Handlungsbedarf im Sinne des Vorsorgeprinzips abgeleitet. Dies bezieht sich sowohl auf die Trinkwassergewinnung als auch auf den Gewässerschutz. Die Folgen auf die aquatische Umwelt sind besonders bei Wasserlebewesen, Pflanzen, Tieren und Mikroorganismen sehr problematisch. Langzeitfolgen sind noch weitestgehend unerforscht. Jedoch können langfristige Beeinflussungen des Ökosystems auch Auswirkungen auf Menschen nach sich ziehen.

In der Siedlungswasserwirtschaft wird der Spurenstoffelimination eine große Bedeutung zugesprochen, weil die Abwasserreinigungsanlagen (ARA) einen kontinuierlichen Eintragspfad in die Gewässer für diese Substanzen darstellen. Nach dem Stand der Technik kann eine ARA nach heutigem Stand der Technik nur einen sehr geringen Anteil dieser problematischen Substanzen aus dem Abwasser reduzieren. Um eine gezielte Spurenstoffelimination in ARA umzusetzen, wird eine Erweiterung der ARA um eine zusätzliche Reinigungsstufe – der ‚vierte Reinigungsstufe‘ – benötigt. Dafür

werden seit einigen Jahren auch im deutschsprachigen Raum repräsentative Untersuchungen mittels Pilotanlagen und Forschungsarbeiten, besonders in der Schweiz und in Deutschland, aber auch in Österreich, vorgenommen und umfangreich diskutiert sowie analysiert. Nach dem neuesten Stand der Technik eignen sich oxidative, adsorptive und physikalische Verfahren zur gezielten Spurenstoffelimination. Aufgrund verschiedener Kriterien, die in dieser Arbeit näher dargestellt und beschrieben werden, ist derzeit nur die Ozonung (O₃) und die Aktivkohle in Form von Pulveraktivkohle (PAK) oder granulierter Aktivkohle (GAK) für die Elimination von anthropogenen Spurenstoffen aus dem kommunalen Abwasser effektiv. Alle anderen Verfahren befinden sich noch in der Forschungsphase oder werden aus ökonomischen Gründen nicht angewendet.

In den letzten Jahren flossen viele Investitionen in die Forschung und in die Realisierung von Projekten zur Spurenstoffelimination in Kläranlagen. Durch jahrelange Forschungen und Untersuchungen wurde gezeigt und nachgewiesen, dass durch die Elimination der Spurenstoffe in der ARA auch eine deutliche Verbesserung des Zustandes der Oberflächengewässer erreicht werden kann.

Daraufhin wurde in der Schweiz eine gesetzliche Änderung bezüglich der Spurenstoffelimination für bestimmte ARA mit dem Ziel umgesetzt, eine Reduktion der Emissionen in Oberflächengewässer zu erreichen. Die Ozon-Anlage in der ARA Neugurt ist beispielsweise die erste volltechnische Anlage in der Schweiz, die seit dem 24. März 2014 betrieben wird und eine Eliminationsleistung der Leitsubstanzen zwischen 80 und 86 % erreicht. Aber auch die ARA Bachwies, die mit Pulveraktivkohleverfahren ausgerüstet ist, weist eine Eliminationsleistung über 80 % auf.

Obwohl es in Deutschland noch keine gesetzliche Vorschrift in Bezug auf die Spurenstoffelimination gibt, wird die Problematik dennoch in bestimmten Bundesländern, wie in Nordrhein-Westfalen, Baden-Württemberg, Bayern, oder auch Berlin, intensiv diskutiert. In diesen Bundesländern werden sowohl in Oberflächengewässern als auch im Grundwasser, welche für die Trinkwasserversorgung herangezogen werden, immer mehr Spurenstoffe nachgewiesen. Die Gründe dafür können die dicht besiedelten Gebiete, steigender Medikamentenverbrauch oder auch die geringere Fließgeschwindigkeit in den Gewässern sein. Mittlerweile sind einige Anlagen auch in Deutschland volltechnisch in Betrieb. Wie die Entwicklung in anderen Ländern zeigt, werden hierauf zumeist weitere Realisierungen folgen.

Auch in Österreich gab es 2011 ein erstes Projekt hinsichtlich der Spurenstoffeliminationstechnik in kommunalen ARA. Obwohl Österreich sich bisher eher passiv zu dieser Problematik verhält, wurden bis jetzt zwei Pilotversuche durchgeführt, die vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft beauftragt wurden. Es wurden die beiden Pilotversuche KomOzon-Schaar et al. (2011) und KomOzak-Kreuzinger et al. (2015) durchgeführt. Diese wurden auf dem Gelände der Hauptkläranlage Wien - Simmering installiert und ausgeführt.

1.1 Motivation

Die Erkenntnisse über die Wirkungen von unterschiedlichen organischen Spurenstoffen in unserem Körper nehmen rasant zu. Durch die moderne chemische Analytik werden immer neue Spurenstoffe entdeckt, die negative Nebenwirkungen auf das Ökosystem, aber auch auf uns Menschen haben können. Daher wird es auch in Österreich in den nächsten Jahren eine intensive Auseinandersetzung mit der Spurenstoffelimination geben.

Im Gegensatz zu anderen Ländern wird Österreich nur in geringem Maße mit Oberflächenwasser für Trinkwasserzwecke versorgt und deshalb hatte man sich wahrscheinlich bis vor kurzem nie speziell mit der Thematik der Spurenstoffelimination auseinandergesetzt. Dies ist ein Unterschied zu anderen Ländern, die einen großen Trinkwasserversorgungsanteil aus Oberflächenwasser aufweisen. Die Reduktion von Spurenstoffen in der Abwasserreinigung ist sinnvoller als in der Trinkwasseraufbereitung, weil die daraus folgenden Komplikationen in Gewässern noch unerforscht und die Langzeitfolgen hierzu noch weitestgehend ungeklärt sind. Um künftig die bestmöglichen Standards zu erreichen und um die im Wasserrechtsgesetz - WRG, (1959) angeführten Punkte zu erfüllen, werden mittelfristig wohl auch in Österreich in dieser Hinsicht weitergehende Maßnahmen erforderlich werden.

Die Herausforderungen, die sich zu diesem Thema in der Zukunft ergeben, könnten heute durch gezielte Maßnahmen reduziert werden. Die in den Nachbarländern Schweiz und Deutschland teilweise bereits umgesetzten Maßnahmen mit einer zusätzlichen vierten Reinigungsstufe in kommunalen ARA könnten auch in Österreich in naher Zukunft von großer Bedeutung sein.

Diese zukünftigen Herausforderungen waren auch die Grundlage und Motivationsquelle für mich, diese Arbeit an der TU Graz zu verfassen.

1.2 Ziel der Masterarbeit

Das Ziel dieser Masterarbeit ist es, sowohl einen Überblick über die Thematik der Spurenstoffe darzulegen als auch die Eignung von verschiedenen technischen Verfahren in kommunalen ARA bezüglich der Elimination von anthropogenen Spurenstoffen zu bewerten. In der Schweiz und in Deutschland erfolgen derzeit viele Forschungen und bauliche Umsetzungen zu diesem Thema. Im Zuge dieser Arbeit werden diese verschiedenen Technologien hinsichtlich der Anforderungen, der Möglichkeiten, der Bemessung, der Kosten und der Anwendungsformen gegenübergestellt und bewertet. Die Arbeit beschränkt sich ausschließlich auf den deutschsprachigen Raum und auf die Behandlung von kommunalem Abwasser in ARA.

2 Grundlagen

In diesem Kapitel der Arbeit werden Begriffsbestimmungen und Anforderungen an weitergehende Reinigungsverfahren beschrieben. Es ist in drei Unterkapitel gegliedert.

In den Kapiteln 2.1 und 2.2 werden die Gruppen von Spurenstoffen in der aquatischen Umwelt beschrieben. Es werden deren unterschiedliche Quellen und Eintragspfade in die Oberflächengewässer dargestellt. Des Weiteren wird näher auf die vorherrschenden rechtlichen Rahmenbedingungen im deutschsprachigen Raum eingegangen.

Im letzten Unterkapitel werden die Anforderungen an ein weitergehendes Reinigungsverfahren beschrieben.

2.1 Spurenstoffe

Die nachfolgenden Begriffsbestimmungen zu den Spurenstoffen beziehen sich je nach Land auf OEWAV, 2013) „Anthropogene Spurenstoffe in der aquatischen Umwelt“ (Österreich), DWA (2010) „Anthropogene Spurenstoffe im Gewässer“ (Deutschland) sowie Abegglen und Siegrist (2012) „Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser“ (Schweiz).

2.1.1 Definition

Unter dem Sammelbegriff „Spurenstoffe“ werden einerseits synthetisch hergestellte organische Chemikalien wie Arzneimittel, Reinigungs- und Geschirrspülmittel, Körperpflegeprodukte, Industriechemikalien sowie Pestizide und Biozide, andererseits auch natürlich vorkommende, organische und anorganische Stoffe wie natürliche Toxine, Östrogene und Schwermetalle verstanden. Es handelt sich um Verbindungen sowie aus ihnen abgeleitete Umbau- und Abbauprodukte, die in sehr geringen Konzentrationen in der aquatischen Umwelt vorkommen. Diese Stoffe können bereits in geringen Konzentrationen negative Einwirkungen auf Wasserlebewesen haben. (OEWAV, 2013). Die Auswirkungen auf die aquatische Umwelt werden im Kapitel 2.1.3.2 detailliert beschrieben und dargestellt.

Die aquatische Umwelt beinhaltet die Oberflächengewässer laut OEWAV, 2013) als Lebensraum für Lebewesen wie Pflanzen, Fische und Fischnährtiere sowie Amphibien, Schnecken und Muscheln.

Die anthropogene Spurenstoffe können auf Basis der unterschiedlichen physikalisch-chemischen Eigenschaften nicht einer einzelnen Stoffgruppe zugeordnet werden. Durch die unterschiedlichen Eigenschaften entstehen verschiedene Anforderungen hinsichtlich deren Elimination und daraus folgend unterschiedliche Möglichkeiten hinsichtlich der Reduzierung aus dem kommunalen Abwasser. (Hillenbrand et al., 2015)

Österreich

Die Spurenstoffe wurden in Österreich erstmalig im Positionspapier des ÖWAV-Ausschusses „Spurenstoffe“ beschrieben. Hierbei handelt es sich um Konzentrationen im

Bereich von $\mu\text{g/L}$ (Mikrogramm = tausendstel Milligramm) bis unter 1 ng/L (Nanogramm = millionstel Milligramm).

Der Begriff „Spurenstoff“ nach dem ÖWAV – „*Spurenstoffe in der aquatischen Umwelt*“, welcher von Kreuzinger und Kroiß (2013) erarbeitet wurde, unterscheidet sich deutlich von dem aus dem Englischen übernommenen Begriff Mikroverunreinigung (micropollutant), auch Mikroschadstoff genannt. Es wird erwähnt, dass diese Begriffe insofern missverständlich sind, so dass damit automatisch eine Schadwirkung und somit eine konzentrationsunabhängige Wertung verbunden wird. Dies führt dazu, dass ein schlichtes Vorhandensein dieser Stoffe als Problem wahrgenommen wird. Deshalb wird in Österreich der wertneutrale Begriff „Spurenstoffe“ verwendet und die beiden anderen Begriffe werden vermieden.

Mikroverunreinigung oder Mikroschadstoff \neq Spurenstoffe

Deutschland

In Deutschland werden Spurenstoffe im DWA-Positionspapier (2010) „Anthropogene Spurenstoffe im Gewässer“ definiert. Hier finden sich auch Aufzeichnungen über negative Auswirkungen auf die aquatische Umwelt.

Wie in Österreich wird in Deutschland ein Konzentrationsbereich angegeben. Die DWA führt aus, dass diese Stoffe in kleinsten Konzentrationen in der Umwelt (milliardstel Gramm pro Liter oder geringer) auftreten sowie durch die Aktivitäten des Menschen in die Umwelt und insbesondere in die Gewässer gelangen. (Arbeitsbericht des DWA-Fachausschusses KA-3, 2013)

In vielen DWA – KA (Korrespondenz Abwasser, Abfall) Publikationen werden die Spurenstoffe im gleichen Zusammenhang wie die Begriffe Mikroverunreinigungen oder Mikroschadstoffe verwendet.

Mikroverunreinigung = Mikroschadstoffe = Spurenstoffe

Schweiz

In der Schweiz wird laut Abegglen und Siegrist (2012) vorwiegend die Bezeichnung „Mikroverunreinigungen“ verwendet, anstatt von Spurenstoffen oder Mikroschadstoffen zu sprechen.

Unter dem Begriff Mikroverunreinigung werden wiederum vor allem Rückstände von synthetisch hergestellten organischen Chemikalien, aber auch natürlich vorkommende organische Stoffe und Schwermetalle subsumiert.

Auch hier wird ein Konzentrationsbereich von einem Milliardstel- bis Millionstel-Gramm pro Liter angegeben. Aufgrund dieser geringen Konzentrationen in Gewässern werden diese Stoffe in der Schweiz als Mikroverunreinigung bezeichnet, wobei die Bedeutung mit Spurenstoffen oder Mikroschadstoffen gleichgestellt ist.

Mikroverunreinigung = Mikroschadstoffe = Spurenstoffe

In dieser Arbeit wird vorwiegend der Begriff organische bzw. anthropogene Spurenstoffe verwendet.

2.1.2 Eintragspfade von Spurenstoffen in die Gewässer

Die anthropogenen Spurenstoffe können aus unterschiedlichen Quellen resultieren und werden durch menschliche Aktivitäten in die aquatische Umwelt eingetragen. Die nachfolgende Abbildung 2-1 zeigt, wie diese Spurenstoffe über die rot markierten Eintragspfade in die Oberflächengewässer oder in das Grundwasser gelangen können. (Braun et al.,2015)

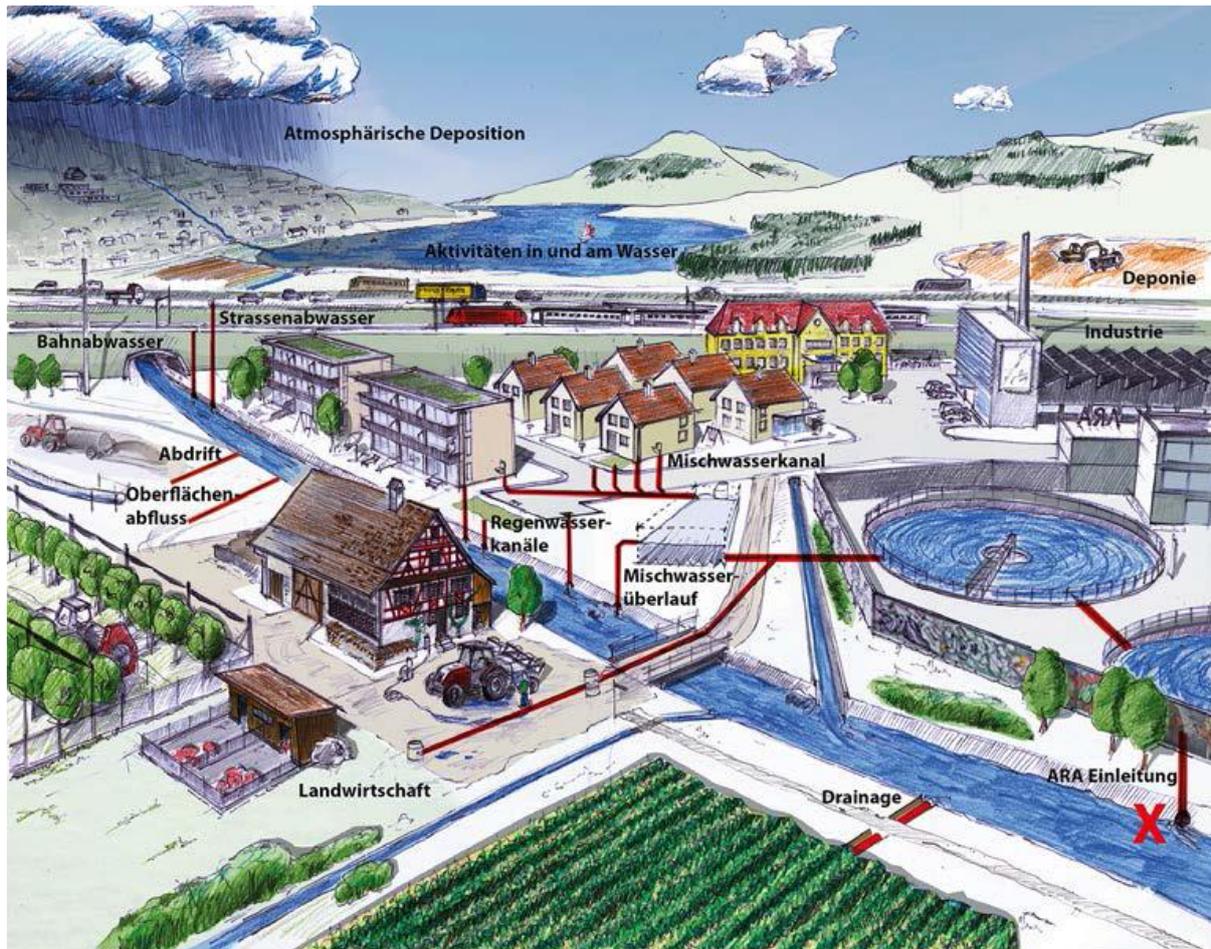


Abbildung 2-1 Quellen und Eintragspfade von anthropogenen Spurenstoffen (Braun et al., 2015)

Die Frage, wie diese Substanzen in das Grundwasser oder die Oberflächengewässer gelangen, kann nicht immer eindeutig beantwortet werden. Einige Spurenstoffe wie Haushaltschemikalien, Humanarzneimittel oder Lebensmittelzusatzstoffe können durch bestimmte Quellen und Eintragspfade, wie zum Beispiel über die Kläranlage oder über Mischwasserentlastungen, eingetragen werden. Dadurch kann eine genauere Lokalisierung vorgenommen werden, sodass von einem punktuellen Eintrag ausgegangen werden kann. Alle anderen Einträge werden als diffuser Eintrag bezeichnet, dies sind z. B. Einträge aus der Landwirtschaft oder dem Verkehr. Einige Substanzen, wie Mecoprop oder Diuron, werden aufgrund der universalen Einsetzbarkeit sowohl in

der Landwirtschaft als auch im Siedlungsbereich verwendet. Für diese Substanzen werden die Einträge sowohl als punktuell wie auch als diffus eingestuft. (Abegglen und Siegrist 2012)

Die Abbildung 2-2 fasst relevante Eintragspfade für organische und anorganische Verbindungen in Grund- und Oberflächengewässer in einer schematischen Darstellung zusammen.

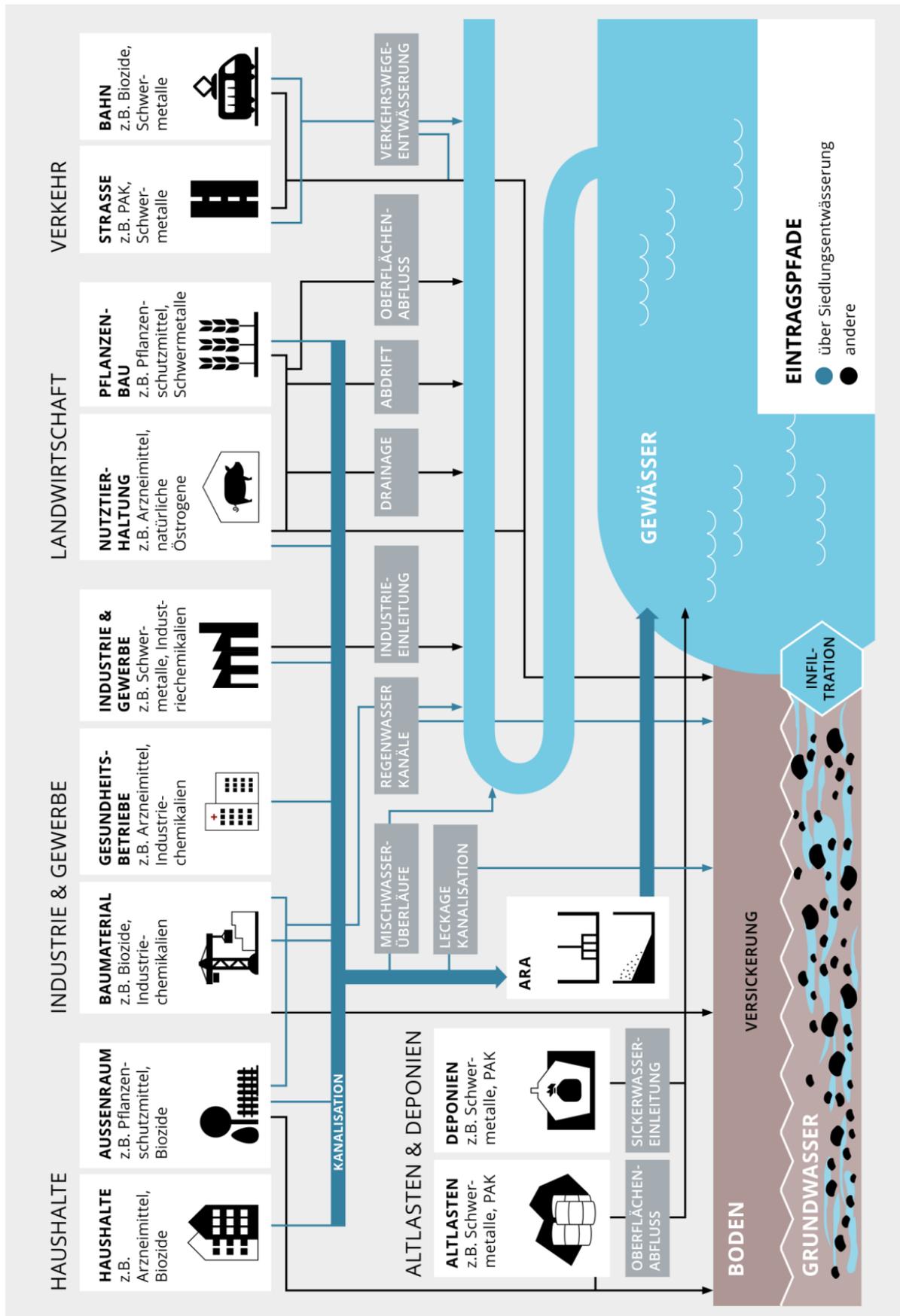


Abbildung 2-2: Eintragspfade von anthropogenen Spurenstoffen – Schema (Wunderlin, 2016)

Um einen eindeutigen Unterschied zwischen einem punktuellen und einem diffusen Eintrag zu ermöglichen, kann die Abbildung 2-3 herangezogen werden.

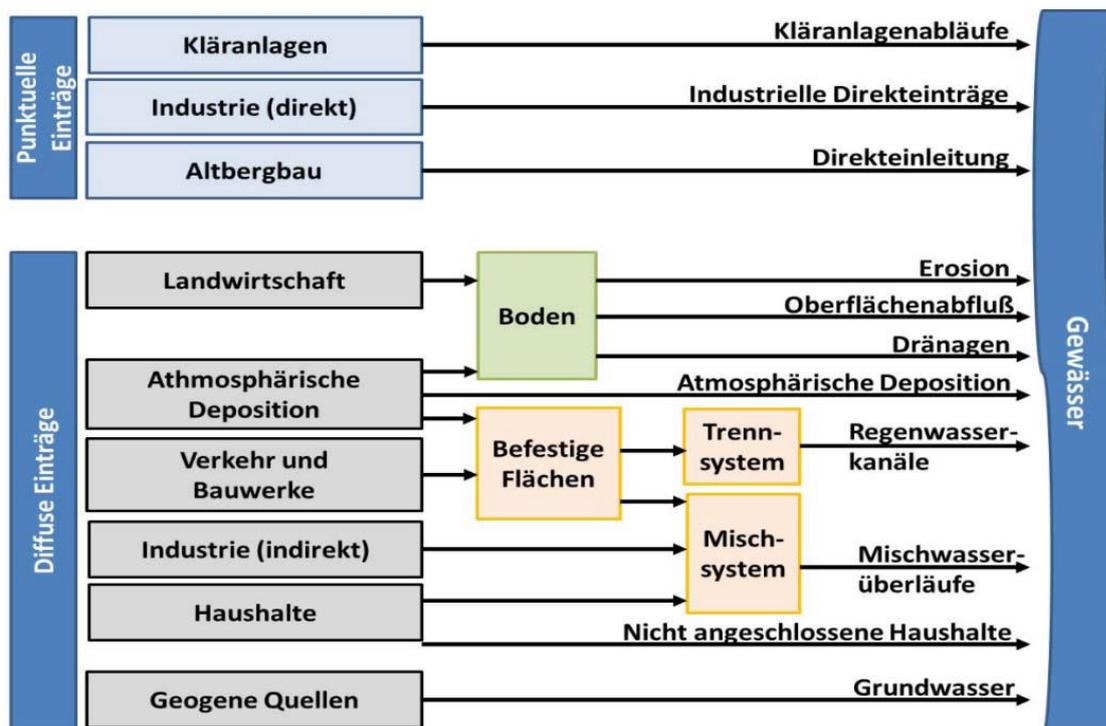


Abbildung 2-3: Eintragspfade von anthropogenen Spurenstoffen – Unterscheidung (BMLFUW 2014)

Wie in der Abbildung 2-3 ersichtlich ist, können jene Einträge, welche nicht über die Kläranlagen in die Oberflächengewässer gelangen, als diffuse Einträge subsumiert werden.

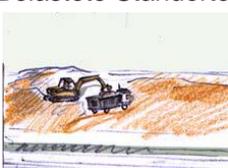
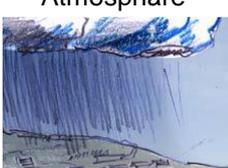
2.1.3 Quellen von Spurenstoffen

Um einen Überblick über die wichtigsten und relevantesten Quellen und Eintragspfade zu bekommen, wurden von Experten Datensammlungen durchgeführt. Diese wurden von Braun et al. (2015) zusammengestellt.

In der Wissenschaft kam es in den letzten Jahren zu einer rasanten Weiterentwicklung hinsichtlich der Spurenstoffreduktion in Gewässern. Durch die modernen Technologien der analytischen Chemie kann mittlerweile auch eine genauere Analytik erfolgen, sodass es möglich wurde, die Quellen und die Eintragspfade genauer zu lokalisieren.

Die Tabelle 2-1 zeigt einen Überblick über die wichtigsten Quellen bzw. Eintragspfade. Damit kann eine Aussage darüber getroffen werden, welche Stoffe in welchen Quellen vorkommen und auf welche Weise sie in die Gewässer gelangen.

Tabelle 2-1: Überblick über die wichtigsten Quellen und Eintragspfade (modifiziert nach Braun et al., 2015)

Quelle	Eintragspfad
Landwirtschaft 	Abdrift, Oberflächenabfluss, Drainage, Abfluss von versiegelten Flächen, Direkteintrag in die Kanalisation
Siedlung 	Mischwasserentlastungen und Regenwasserkanäle ARA (in dieser Situationsanalyse nicht behandelt)
Verkehr 	Straßen- und Gleisabwasser
Belastete Standorte 	Sickerwasser, Oberflächenabfluss
Aktivitäten im und am Wasser 	Direkter Eintrag
Atmosphäre 	Direkte Deposition auf Oberflächengewässer

2.1.3.1 Stoffquellen von Spurenstoffen

Wie aus der Abbildung 2-4 ersichtlich wird, stellt die Stoffgruppe der Pharmazeutika einen bedeutenden Anteil an den anthropogenen Spurenstoffen dar, welche vom Menschen in den Wasserkreislauf eingebracht werden. Die Gruppe der Schwermetalle wird in der Abbildung 2-4 nicht dargestellt. Diese Stoffgruppe besteht unter anderem aus Blei, Eisen, Quecksilber, Kuper, Zink, etc..

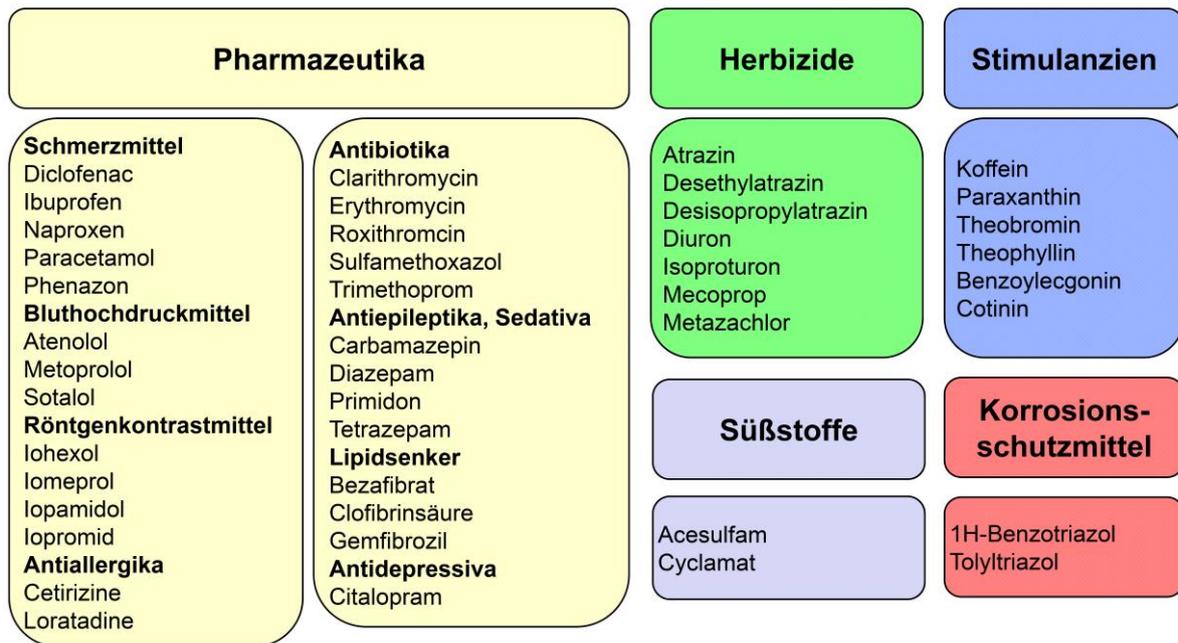


Abbildung 2-4: Stoffquellen (Licha, 2015)

Daher kommt der Stoffgruppe der Pharmazeutika eine große Bedeutung hinsichtlich der Eliminationsleistungsfähigkeit bei Verfahren zur Spurenstoffelimination in kommunalen Kläranlagen zu. In der nachfolgenden Tabelle 2-2 sind die Arzneimittelklassen mit Indikation und ihre relevanten Wirkstoffe zum besseren Verständnis aufgeführt. (Günthert und Rödel, 2013)

Tabelle 2-2: Zusammenstellung von wesentlichen Humanarzneimitteln (modifiziert nach Günthert und Rödel, 2013)

Wirkstoffklasse	Erläuterung	Wirkstoffe
Analgetika	Behandlung von Schmerzzuständen	a) Metamizol, b) Phenazon, c) Propyphenazon, d) Codein, e) Morphin
Antirheumatika und Antiphlogistika	Behandlung rheumatischer Erkrankungen	a) Ibuprofen, b) Diclofenac, c) Indometacin, d) Ketoprofen, e) Piroxicam, f) Meclofenaminsäure
Antitussiva und Expektorantien	Behandlung von Husten, Erkältungskrankheiten, Bronchitis etc.	a) Ambroxol, b) Codein, c) Dihydrocodein, d) Hydrocodon
Bronchospasmolytika und Antiasthmatica	Behandlung von chronischer Bronchitis und Asthma	a) Salbutamol, b) Terbutalin, c) Fenoterol, d) Clenbuterol
Antibiotika	Behandlung bakterieller Infektionen	a) Sulfamethoxazol, b) Doxycyclin, c) Ciprofloxacin, d) Roxythrimycin, e) Clarithromycin, f) Oxytetracyclin, g) Tetracyclin
Antihypertonika	Betarezeptorenblocker, zur Behandlung von Bluthochdruck	a) Metoprolol, b) Sotalol, c) Atenolol, d) Propranolol, e) Bisoprolol
Antiepileptika	Behandlung von Epilepsien (Krämpfen)	a) Carbamazepin
Psychopharmaka	Behandlung von psychischen Störungen	a) Diazepam
Zytostatika	Behandlung von Leukämie, Krebs und Tumoren	a) Cyclophosphamid, b) Ifosfamid
Hormone	u. a. zur Verhütung; Eingriffe in den Hormonhaushalt	a) 17 α -Ethinylestradiol
Röntgenkontrastmittel	Diagnostik; Abbildung von Organen	a) Iomeprol, b) Iopromidol, c) Iopromid, d) Diatrizoat e) Amidotrizoesäure
Lipidsenker	Senkung des Blutfettes	a) Clofibrinsäure, b) Bezafibrat

2.1.3.2 Auswirkungen von Spurenstoffen

Anthropogene Spurenstoffe treten in sehr geringen Konzentrationen in der aquatischen Umwelt auf, wie es bereits in Kapitel 2.1.1 beschrieben wurde. Infolgedessen wird derzeit nicht von einer direkten Gefährdung des Menschen ausgegangen, jedoch sind Wasserlebewesen, Pflanzen, Tiere und Mikroorganismen in Oberflächengewässern durchgehend diesen Belastungen ausgesetzt (Hillenbrand et al., 2015). Die kontinuierliche Belastung der Wasserlebewesen wird als chronische Belastung definiert und kann je nach Substanz bereits in geringen Konzentrationen negative Wirkungen mit sich bringen. Durch die schädigende Wirkung auf das Ökosystem wurden für gewisse Substanzen bereits negative Auswirkungen nachgewiesen. Viele Wissenschaftler, die sich jahrelang mit diesem Thema auseinandergesetzt haben, gehen davon aus, dass eine langfristige Beeinflussung des Ökosystems Auswirkungen auf die Menschen nach sich ziehen kann (siehe Abbildung 2-5). Obwohl, wie schon erwähnt wurde, bis-

her noch keine direkte Gefährdung für Menschen besteht, wird im Sinne des Vorsorgeprinzips eine weitgehende Eliminierung dieser Stoffe in der ARA, aber auch durch Maßnahmen an der Quelle für notwendig erachtet. (Abegglen und Siegrist, 2012)



Abbildung 2-5 Rückstände von Arzneimittel im Wasserkreislauf (Bundesamt für Umwelt – Schweiz, BAFU, 2016)

In Tabelle 2-3 werden chronische Effekte und akute Effekte gegenübergestellt. Durch die Entwicklung neuester Technologien im Gewässerschutz liegt der Fokus nicht mehr wie in der Vergangenheit auf der akuten Wirkung von Substanzen. Stattdessen wird der Fokus auf Langzeitwirkungen und eine sich selbst stabil erhaltende Population gerichtet. Als Beispiel dafür kann das Fischsterben betrachtet werden. Dies erfolgt einerseits infolge toxischer Substanzen in hohen Konzentrationen, andererseits unter Berücksichtigung der Altersverteilung oder der Längenverteilung einer Population. In modernen ökotoxikologischen Tests wird nicht nur die strukturmorphologische Komponente, sondern ebenso die stoffliche Komponente berücksichtigt. (Kreuzinger und Kroiß, 2013)

Tabelle 2-3: Auswirkungen von anthropogenen Spurenstoffen auf Wasserlebewesen (modifiziert nach Abegglen und Siegrist, 2012, Hillenbrand et al., 2015 und Gawel et al., 2015)

Chronische Belastung	Nebenwirkungen
<ul style="list-style-type: none"> • Hemmung der Fotosynthese von Algen durch Stoffe mit herbizider Wirkung. • Schädigung des Nervensystems von Wassertieren durch Insektizide. • Beeinträchtigung der Fortpflanzung von Fischen und anderen Lebewesen durch hormonaktive Stoffe. 	<ul style="list-style-type: none"> • Diclofenac kann bei Fischen Nierenschäden verursachen. • Flammschutzmittel können die Fortpflanzung beeinträchtigen. • Insektizide können z. B. Verhaltensstörungen (u. a. durch Beeinträchtigung der geruchlichen Orientierung) oder eine Schädigung des Immunsystems der Organismen verursachen. • Durch zusätzliche Stressfaktoren können sich Situationen verschärfen wie: <ul style="list-style-type: none"> ○ UV-Strahlung ○ Temperaturanstieg ○ Verschlechterung der Nahrungsversorgung ○ Qualität

In der Abbildung 2-5 und der Abbildung 2-6 sind Arzneimittelrückstände im Wasserkreislauf dargestellt. Durch eine unkontrollierte Entsorgung der Arzneimittel, z. B. über die Toilette, können die Wirkstoffe wieder in unseren Körper zurückgelangen. Ob diese Restwirkungen der Arzneimittelrückstände den menschlichen Körper gefährden, wurde bisher noch nicht erforscht.

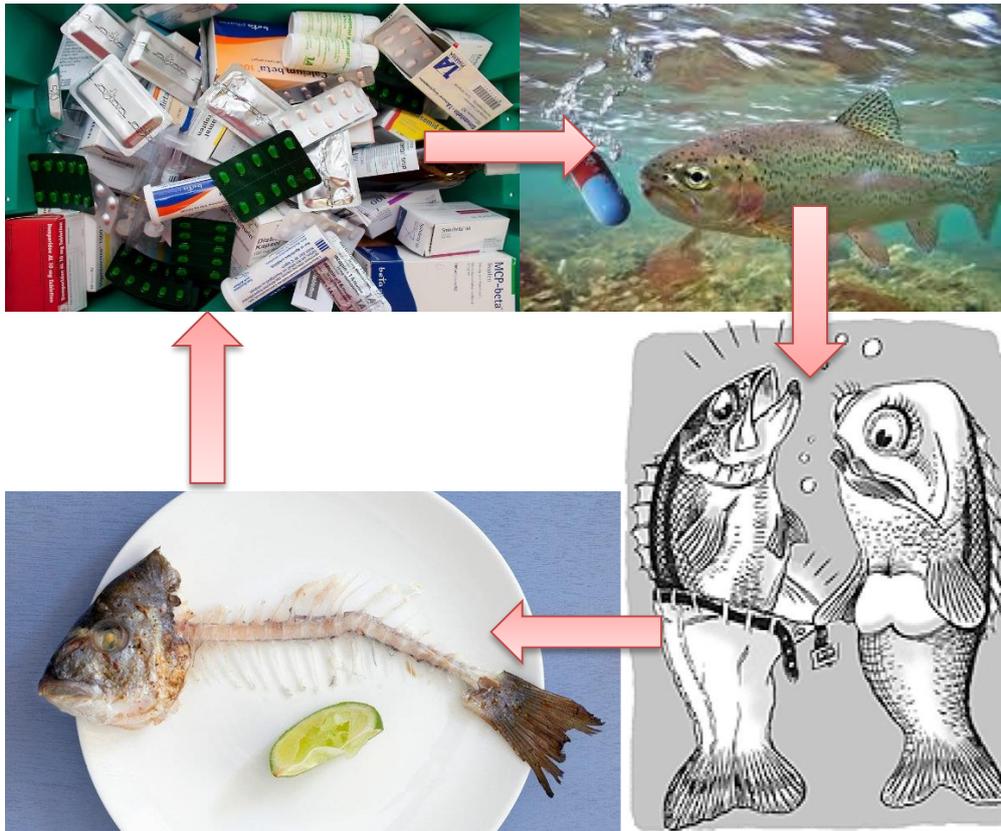


Abbildung 2-6: Auswirkungsbeispiele von Arzneimittelrückständen auf Fische Bild-1: <http://www.welt.de/gesundheit/article129854224/> , Bild-2: <http://de.sott.net>, Bild-4: „Spurenstoffe im Abwasser“ – das ÖWAV-Positionspapier (2012), Vortrag von Heidemarie Schaar, Norbert Kreuzinger TU Wien

Der Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit liegt vor allem auf Spurenstoffen aus kommunalem Abwasser und die damit verbundenen Eliminationsverfahren in den ARA. Dafür werden nachfolgend für ein vertieftes Verständnis über die Quellen der Eintragspfade ausgewählte länderspezifische Literaturquellen zusammengestellt.

Schweiz

Ein vertieftes Wissen über die Quellen der Eintragspfade ist im vom Schweizer Bundesamt für Umwelt (BAFU) veröffentlichten Buch *„Mikroverunreinigungen in Fließgewässern aus diffusen Einträgen. Situationsanalyse, 2015“* zu finden. (Braun et al., 2015)

www.bafu.admin.ch/uz-1514-d (Letzter Zugriff am 21.05.2016)

Deutschland

In Deutschland kann das vom Umweltbundesamt publizierte Buch *„Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer“*, welches im Januar 2015 erschienen ist, empfohlen werden. (Hillenbrand et al., 2015)

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/massnahmen-zur-verminderung-des-eintrages-von> (Letzter Zugriff am 21.05.2016)

Österreich

In Österreich wurde 2014 das Forschungsprojekt SHTURM (*Spurenstoffemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen*) vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft durchgeführt. (BMLFUW, 2014)

Im Rahmen des Projekts wurden unterschiedliche Eintragspfade untersucht, um eine Datengrundlagen zum Vorkommen von Spurenstoffen aus diversen Eintragspfaden bzw. Quellen zu erstellen. Im Rahmen dieses Forschungsprojektes wurde die Gruppe der Arzneimittel unberücksichtigt gelassen.

<https://www.bmlfuw.gv.at/service/publikationen/wasser/Spurenstoffemissionen-aus-Siedlungsgebieten-und-von-Verkehrsflaechen.html> (Letzter Zugriff am 21.05.2016)

2.2 Rechtliche Grundlagen

In Bezug auf Spurenstoffe besteht im deutschsprachigen Raum (Österreich, Deutschland und Schweiz) bereits ein umfassender rechtlicher Rahmen.

EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)

Mit der Einführung der EU-Wasserrechtlinie (WRRL - 2000/60/EG) sind Spurenstoffe bei der Bewertung des Gewässerzustandes zu berücksichtigen. Zusätzlich müssen Maßnahmen zur Bekämpfung der Wasserverschmutzung, die ein Risiko für oder durch die aquatische Umwelt darstellen, in Betracht gezogen werden.

Durch die Einführung der WRRL wurde über die Richtlinie 2008/105/EG Umweltqualitätsnormen (UQN) eine Liste von 33 prioritären Stoffen bzw. Stoffgruppen veröffentlicht, die ein erhebliches Risiko für die aquatische Umwelt darstellen. Prioritäre Stoffe wurden für die Beurteilung des chemischen Zustandes der Gewässer herangezogen. Der Unterschied zwischen prioritär gefährlichen Stoffen und prioritären Stoffen ist jener, dass für die gefährlichen Stoffe aufgrund der toxikologischen Eigenschaften ein zusätzliches Gewässerschutzziel benötigt wird.

Durch die Veröffentlichung der Richtlinie 2013/39/EG wurde die Richtlinie 2000/60/EG und die Richtlinie 2008/105/EG in Bezug auf die prioritären Stoffe im Bereich der Wasserpolitik geändert. Dafür wurde die Liste im Jahr 2013 um sechs neue prioritär gefährliche Stoffe und sechs neue prioritäre Stoffe erweitert. Die Auflistung entspricht dem Anhang X der WRRL. In der vorliegenden Arbeit wird diese in Anhang A in der Tabelle 7-1 dargestellt.

Aufgrund dieser Änderungen wurde auch die UQN verschärft und es wurde ein System zur kontinuierlichen Weiterentwicklung der Stoffliste eingeführt. In den UQN werden die zulässigen Höchstkonzentrationen (ZHK-UQN) und die durchschnittliche Jahreskonzentration (JD-UQN) für bestimmte Stoffe, welche in Anhang A in der Tabelle 7-2 aufgelistet sind, angegeben. Bei Grenzüberschreitung dieser Richtwerte müssen Maßnahmen zur Reduzierung dieser Substanzen hinsichtlich des Eintrags in die Gewässer

vorgesehen werden. Diese Maßnahmen können sowohl quellenorientierte Maßnahmen, integrierte Maßnahmen (z. B. Stoffvermeidung) wie auch nachgeschaltete Maßnahmen sein. Diese Eliminationsmaßnahmen werden in den Kapiteln 3 und 4 ausführlich erläutert. (Hillenbrand, et al., 2015; OEWAV, 2013; BGBl.II.461/2010, 2010; BGBl.II.98/2010, 2010)

Österreich

Als Mitgliedsstaat der EU wurde die EU-WRRL im österreichischen Wasserrechtsgesetz (WRG, 1959) umgesetzt.

Um die Ziele, die von der EU-WRRL im WRG festgelegt wurden, zu erreichen, werden die charakteristischen Eigenschaften sowie die Grenz- oder Richtwerte für Oberflächengewässer (OG) (§ 30a Abs. 2) und Grundwasser (GW) (§ 30c Abs. 2) herangezogen, um eine Verschlechterung des guten ökologischen sowie chemischen Zustandes der Oberflächengewässer zu verhindern bzw. den Zustand der Gewässer zu verbessern. Vor diesem Hintergrund werden in den Qualitätszielverordnungen (QZV Chemie OG, QZV Ökologie OG und QZV Chemie GW) für „prioritäre“ und „prioritär gefährliche“ Substanzen sowie andere nationale relevante Stoffe Grenz- bzw. Richtwerte im Sinne eines guten Gewässerzustandes vorgegeben. (BGBl.II.461/2010, 2010, BGBl.II.98/2010, 2010 und BGBl.II.96/2006, 2006)

Um den Zustand erfassen zu können, sind Messungen in Oberflächengewässern erforderlich. Daher müssen für diese Zielvorgaben regelmäßige Bestandsaufnahmen durchgeführt und bei Bedarf Maßnahmen für eine Verbesserung des Zustandes empfohlen bzw. ergriffen werden. Maßnahmen dieser Art stellen auch die in Österreich vorhandenen Emissionsverordnungen für Abwasser aus dem kommunalen, gewerblichen und industriellen Bereich dar. Mittlerweile existieren in Österreich mehr als 60 Emissionsverordnungen, die entsprechend nach dem Stand der Technik festgelegt wurden. (BGBl.II.29/2009, 2009)

In Österreich wird der Zustand der Gewässer in den Jahresberichten zur Wassergüte sowie im nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan (NGP) erhoben und dargestellt. Im NGP liegt eine subsumierte Beschreibung des Zustandes vor. Hierin werden auch Emissionen aus alternativen Quellen, wie etwa Regenwasser- und Mischwasserentlastungen, als erhebliche Einträge anorganischer und organischer Spurenstoffe in Gewässer angesehen. Dennoch gab es bis Jahr 2014 in Österreich weder für Mischwasser- noch für Niederschlagswasserabflüsse Daten zu deren Belastung mit anorganischen und organischen Spurenstoffen. (BMLFUW, 2014, und BMLFUW 2009)

In der Tabelle 2-4 findet sich eine Liste der derzeit in Österreich relevanten Spurenstoffe in Oberflächengewässern.

Tabelle 2-4: Liste der relevanten Spurenstoffe in Oberflächengewässern in Österreich (modifiziert nach Rauchbüchl und Wimmer, 2013)

National relevante Stoffe	
Ammonium	Ethylbenzol
AOX	Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA)
Arsen	Fluorid
Benzidin	Heptachlor
Benzylchlorid	Isopropylbenzol
Bisphenol-A	Kupfer
Chlordan	Lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS)
Chloressigsäure	Mevinphos
Chrom	Nitrilotriessigsäure (NTA)
Cyanid	Nitrit
Dibutylzinnverbindungen	Omethoat
1,2-Dichlorethen	Pentachlornitrobenzol
2,4-Dichlorphenol	Phosalon
2,5-Dichlorphenol	Sebuthylazin
1,3-Dichlor-2-propanol	Selen
Dimethylamin	Silber
Trichlorfon	Xylole
Zink	

Deutschland

Als Gründungsmitgliedstaat der EU gelten hier die gleichen rechtlichen Rahmenbedingungen wie in Österreich. In Deutschland beschäftigt sich die DWA seit Jahren mit anthropogenen Spurenstoffen. Obwohl hier umfassende rechtliche Rahmenbedingungen bestehen, gibt es noch keine gesetzlichen Änderungen für die Aufrüstung von Kläranlagen zur Spurenstoffelimination. (Arbeitsbericht des DWA-Fachausschusses KA-3, 2013). Im Jahr 2012 gab es dazu zwar eine Anfrage durch einige Abgeordnete im Deutschen Bundestag, was aber bis dato zu keiner Änderung geführt hat. Dadurch entstanden in Deutschland jedoch intensive Diskussionen in Bezug auf anthropogene Spurenstoffe, die aber bisher eher länderspezifisch geblieben sind. (Deutscher Bundestag, 2012)

Die stoffbezogenen Anforderungen werden in Deutschland in der Oberflächengewässerverordnung (OGewV, 2011) mit dem Ziel zusammengefasst, einen guten ökologischen sowie chemischen Zustand nach EU-WRRL zu erreichen. Bei Überschreitungen dieser Anforderungen der Umweltqualitätsnormen sind Maßnahmen zur Reduktion vorgesehen. Die Reduktion in Bezug auf die Spurenstoffelimination in ARA wird in Kapitel 3 und 4 detailliert beschrieben. Die Umsetzung dieser Maßnahmen wird in drei Bewirtschaftungszyklen (2009 bis 2015, 2015 bis 2021 und 2021 bis 2027) eingeteilt, um die angestrebten Ziele für Deutschland zu erreichen. (Hillenbrand et al., 2015)

Schweiz

Die Schweiz ist das einzige Land im deutschsprachigen Raum, das eine gesetzliche Änderung für die Reduktion von anthropogenen Spurenstoffen in kommunalen ARA vorgesehen und umgesetzt hat.

Im Hinblick auf die rechtlichen Rahmenbedingungen in der Schweiz finden sich in den Gewässerschutzgesetzen (GSchG) von 1991 keine Regelungen und Vorgaben bezüglich Spurenstoffe. Es wurden zudem keine Parameter für die Überprüfung dieser Stoffe in der aquatischen Umwelt in der Gewässerschutzverordnung (GSchV) vorgesehen. Durch die fehlenden gesetzlichen Rahmenbedingungen hinsichtlich der Spurenstoffelimination wurde aber mittlerweile ein Finanzierungsverfahren für die gesamte Schweiz erstellt und durch eine notwendige Änderung des Gewässerschutzgesetzes, dem die eidgenössischen Räte am 21. März 2014 zustimmten, als eine neue Herausforderung im Kampf gegen die Spurenstoffe in der aquatischen Umwelt forciert. Die Änderung der GSchG hat sehr lange gedauert und ist mit dem 1. Januar 2016 voll in Kraft getreten (siehe Abbildung 2-7). (Wunderlin et al., 2015a)

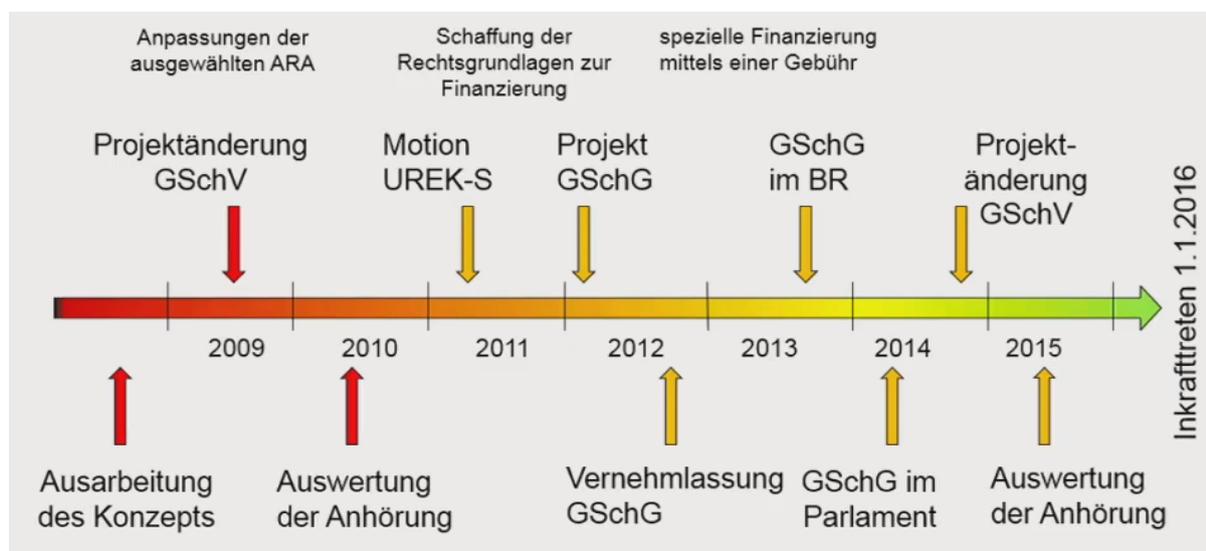


Abbildung 2-7: Zeitlicher Verlauf der Gesetzgebung in der Schweiz bis zum Inkrafttreten der GSchV 2016 (Wunderlin, 2016)

Die Abbildung 2-7 zeigt, dass es im Jahr 2009 zu einer Projektänderung in der Gewässerschutzverordnung in Bezug auf die Spurenstoffreduktion aus dem kommunalen Abwasser gekommen ist. In der Schweiz wird die Kläranlage als der wichtigste punktuelle Eintragungspfad hinsichtlich des Eintrages der Spurenstoffe in die Oberflächengewässer angesehen. Infolgedessen wurde die Aufrüstung der ARA um eine weitergehende Reinigungsstufe als Strategie zur Reduzierung der Spurenstoffe in der aquatischen Umwelt als ein signifikantes Konzept aufgegriffen. Aus diesem Grund wurde im Jahr 2012 eine Finanzierungsmodelländerung des GSchG vorgestellt und es daraufhin an die Vernehmlassung angewandt. Anschließend kam es nach einigen Jahren zu einer Änderung der GSchG und der GSchV.

In der GSchV werden die Anforderungen an die Wasserqualität der Fließgewässer für unterschiedliche Parameter dargestellt. Da die Anforderungen der GSchV für die ökotoxikologische Beurteilung von Gewässern nicht genügten, wurden als wirkungsbasierende Qualitätskriterien auch die von der Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) erstellte Stoffliste aus „Anhang X“ (siehe Anhang A – Tabelle 7-1) berücksichtigt. Die GSchV ist wie das GSchG mit dem 1. Januar 2016 in Kraft getreten. (Wittmer, et al., 2014)

Damit werden jetzt bis zum Jahr 2040 rund 100 der 750 Abwasserreinigungsanlagen der Schweiz mit einer zusätzlichen Reinigungsstufe zur Spurenstoffelimination ausgerüstet. Die Kläranlagenbetreiber sind bei der Wahl der Eliminationsverfahren frei, sofern sie die wirtschaftlichen und gesetzlichen Vorgaben zur Eliminationsleistung erfüllen. (Wunderlin et al., 2015a)

Die anfallenden Kosten für die kommenden Jahre werden vom BAFU auf circa 1,2 Mrd. CHF prognostiziert und werden hauptsächlich über eine Abwasserabgabe von maximal 9 CHF pro Kopf und Jahr finanziert. Auf diesem Weg werden 75 % der Investitionskosten für eine zusätzliche Stufe zur Elimination von anthropogenen Spurenstoffen abgedeckt. Die Kläranlagenbetreiber müssen diese Maßnahmen bis spätestens 2040 erfüllen, wobei auch die Wasserabgabe bis 2040 eingeschränkt ist. (Wunderlin, 2016)

In diesem Kapitel wurde beschrieben, wie es zu den Gesetzesänderungen in der Schweiz gekommen ist. Welche ARA betroffen sind und welche Strategie beim Bau einer zusätzlichen Reinigungsstufe in der ARA verfolgt wird, thematisiert das Kapitel 6.1.

2.3 Anforderungen an eine vierte Reinigungsstufe

Während aktuell durch anthropogene Spurenstoffe noch keine direkte Gefahr für die menschliche Gesundheit besteht und obwohl bis dato nur Auswirkungen auf das Ökosystem erforscht und die negativen Einwirkungen nur teilweise erfasst sind, besteht dennoch ein Handlungsbedarf für die Elimination der organischen Spurenstoffe. (Gawel et al., 2015). Wie bereits in Kapitel 2.1.3.2 beschrieben, wird ein Handlungsbedarf vor allem im Sinne des Vorsorgeprinzips sowohl in Bezug auf die Trinkwassergewinnung als auch aus Sicht des Gewässerschutzes gesehen.

Somit kommt den ARA eine große Bedeutung in Hinsicht auf die Elimination von Spurenstoffen zu, weil diese als ein wichtiger Eintragspfad angesehen werden. Die herkömmlichen Kläranlagen, welche an den heutigen Stand der Technik angepasst sind, eignen sich nur sehr eingeschränkt für eine gezielte Elimination von anthropogenen Spurenstoffen. Einige Spurenstoffe lassen sich von den bisherigen Reinigungsstufen aus dem Abwasser entfernen (wird in Kapitel 2.3.1 genauer beschrieben), aber um eine Vielzahl der Spurenstoffe in hohen Maßen gezielt aus dem kommunalen Abwasser zu entfernen, bedarf es einer zusätzlichen Reinigungsstufe. Diese gesonderten Verfahrenstechniken für die gezielte Elimination von Spurenstoffen in kommunalen Kläranlagen werden auch als „vierte Reinigungsstufe“ bezeichnet.

Bevor ‚End-of-pipe‘-Maßnahmen (Maßnahmen in Kläranlagen, siehe Kapitel 3) gesetzt und diese als ein wichtiger Baustein für die Strategie zur Reduzierung dieser Stoffe aus den Gewässern betrachtet werden, sollten nach Möglichkeit aber auch die anderen Methoden wie Vermeidung- und Verminderungsmaßnahmen genutzt werden (OEWAV, 2013). In Kapitel 3 werden unter den Eliminationstechnologien alle Maßnahmen zur Reduktion der Spurenstoffe aufgelistet und erläutert, sowie auch die möglichen Maßnahmen in einer ARA detailliert beschrieben. Die Maßnahmen, welche sich für eine Verbesserung der Eliminationsleistung bezüglich der Spurenstoffe in kommunalen ARA eignen (siehe Kapitel 4), führen allerdings auch zu zusätzliche Kosten, wie Investitions-, Betriebs-, Energie-, Stoff- und Personalkosten.

Die Anforderungen an weitergehende Verfahren zur Elimination von anthropogenen Spurenstoffen aus kommunalem Abwasser wurden von Abegglen and Siegrist (2012) wie folgt formuliert:

Breitbandwirkung

Die Verfahren zur Elimination von Spurenstoffen müssen eine breite Masse an Spurenstoffen aus dem kommunalen Abwasser entfernen.

Nebenprodukte

Die eingesetzten Verfahren sollen Nebenprodukte, wie die bei der Ozonung entstehenden Umwandlungsprodukte, sowie Abfälle möglichst vermeiden.

Anwendbarkeit

Die Anwendbarkeit der eingesetzten Verfahren soll durch eine einfache Handhabung des Personals erleichtert werden. Außerdem soll es in die bestehende Anlage integriert werden. Negative Nebenwirkungen auf die Leistung der bestehenden Anlage sollten ebenso vermieden werden.

Kosten/Nutzen

Im Hinblick auf eine Kosten-Nutzen-Analyse soll der Aufwand (Kosten) für Material, Energie, Personal, etc. akzeptierbar sein. Des Weiteren muss eine angemessene Nutzung erbracht werden können.

2.3.1 Stand der Technik in der heutigen Abwasserreinigung

In herkömmlichen ARA ist eine gezielte Elimination von anthropogenen Spurenstoffen im Grunde nicht möglich. Nach dem aktuellen Stand der Technik setzt sich die heutige Kläranlage aus drei Reinigungsstufen zusammen. Sie umfasst eine mechanische, eine biologische und eine chemische Reinigungsstufe sowie eine Schlammbehandlung (siehe Abbildung 2-8) (Gujer, 2002).

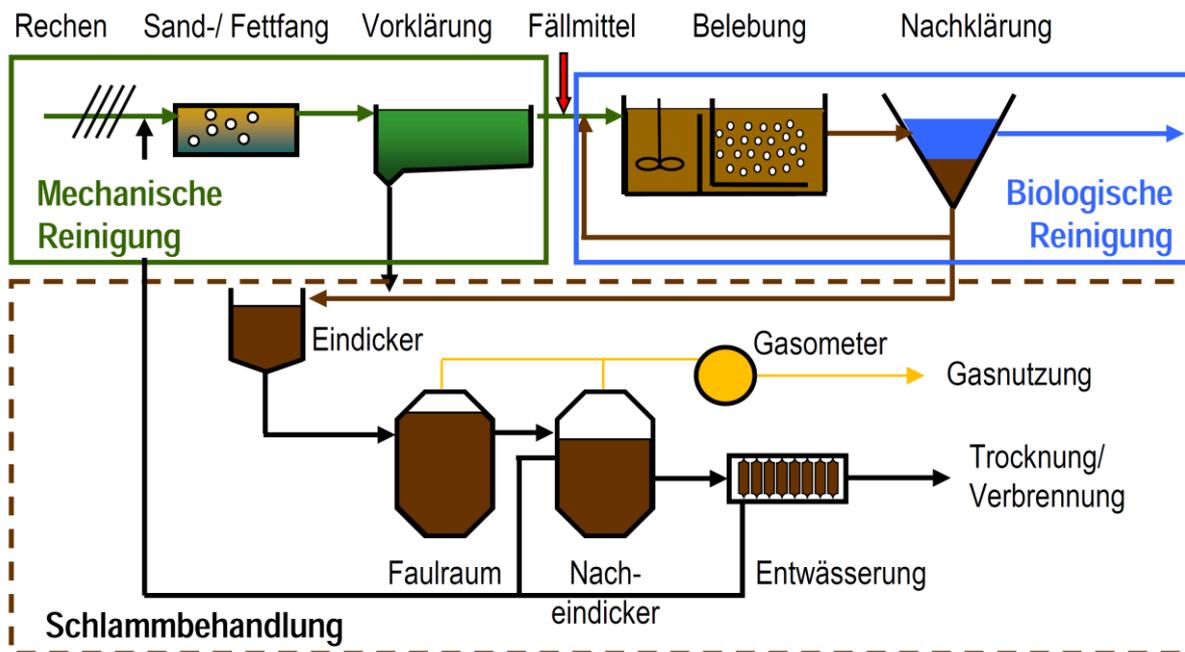


Abbildung 2-8: Fließschema einer ARA (Gujer, 2002, erweitert von Abegglen and Siegrist, 2012)

In den verschiedenen Reinigungsstufen von kommunalen ARA werden einige Substanzen auch in sehr geringen Konzentrationen weitgehend entfernt. Allerdings werden schwer abbaubare Spurenstoffe, wie Sulfamethoxazol oder Carbamazepin, unzureichend oder gar nicht eliminiert. Daher wird die Eliminationsleistung der herkömmlichen ARA für manche Stoffe wie Diclofenac mit 0 % angenommen und für manche Stoffe wie Östrogenen oder Ibuprofen eine 100-prozentige Reduzierung durch die Nitrifikation (siehe Abbildung 2-9). Die Bandbreite der Eliminationsleistung befindet sich in heutigen ARA zwischen 0 und 100 %, in Bezug auf die Aussagen von Abegglen und Siegrist (2012). Ergebnisse einiger Forschungsstudien zeigten, dass mit üblichen Abwasserbehandlungsverfahren für die bislang untersuchten Spurenstoffe aus Medikamenten und Kosmetika eine Reduzierung von 6 bis 47 % dieser Substanzen erzielt werden kann. Die wichtigsten Schritte für die Eliminationsleistung der heutigen ARA sind die Schlammbehandlung und die biologische Reinigungsstufe. (Gawel und Schindler, 2015)

Die Elimination der Spurenstoffe hängt prinzipiell von zwei Aspekten ab. Der erste Aspekt befasst sich mit Stoffeigenschaften wie molare Masse, Schmelzpunkt und Löslichkeit im Wasser. Der zweite Aspekt bezieht sich auf den Ausbaugrad der ARA, ob eine biologische Reinigungsstufe sowie eine Nitrifikations- oder eine Denitrifikationsstufe vorhanden ist. (Abegglen und Siegrist, 2012). Die nicht reduzierten Stoffe können über den Auslauf zu einem großen Teil in das Oberflächengewässer gelangen. Die Toxizität des Abwassers wird auf jeden Fall reduziert, aber es bestehen weiterhin Nachteile für die Wasserlebewesen. Unterschiede in der Eliminationsleistung von üblichen Kläranlagen können zwischen den ARA mit nitrifizierender Stufe und den ARA ohne nitrifizierende Stufe betrachtet werden. Durch eine Boxplot-Darstellung (siehe

Abbildung 2-9) von Abegglen und Siegrist (2012) wird die Entfernungsrates für die fünf verbreiteten Spurenstoffe in der Schweiz (Benzotriazol, Carbamazepin, Diclofenac, Mecorprop und Sulfamethoxazol) abgebildet. Die Eliminationsleistung ohne Nitrifikation beträgt bei einem Schlammalter von eins bis vier Tagen durchschnittlich circa 20 %. Die Leistung mit Nitrifikation umfasst bei einem Schlammalter von circa 10 Tagen 40 %. Die in Rot eingezeichnete Linie beschreibt den Mittelwert über die tatsächlich gemessenen 41 Substanzen.

Außerdem werden diese fünf Indikatorsubstanzen, welche in Kapitel 6.1 noch genauer beschrieben sind, stellvertretend für die gesamten Spurenstoffe zur Abschätzung der Eliminationsleistung eines eingesetzten Verfahrens in einer ARA herangezogen. Diese Stoffe werden in einem großen Umfang verwendet und kaum durch die herkömmlichen kommunalen ARA aus dem Wasser entfernt. (Abegglen und Siegrist, 2012)

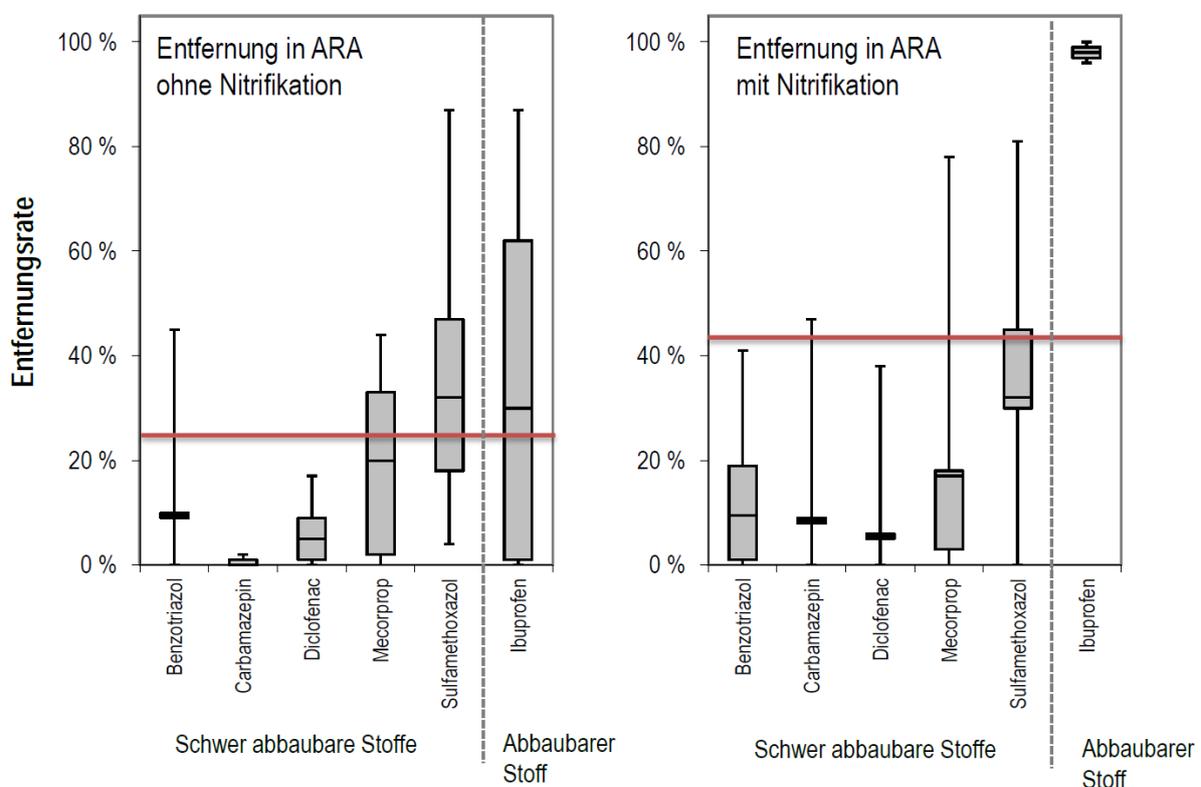


Abbildung 2-9: Eliminationsrate von Spurenstoffen in ARA mit und ohne Nitrifikation (modifiziert nach Abegglen und Siegrist, 2012)

Mit der Einführung der Nitrifikationsstufe erhöht sich das Schlammalter im Gesamtsystem, wie auch in der Abbildung 2-10 ersichtlich ist. Dadurch kann es zu einer Reduzierung einiger Spurenstoffe kommen. Nach einem bestimmten Schlammalter wird der unter Antirheumatikum wirkende Spurenstoff *Ibuprofen* fasst zu 100 % abgebaut (siehe auch Abbildung 2-9).

Die Abbildung 2-10 gibt die Entwicklungsphasen der ARA im Laufe der Zeitzyklen an. Begonnen wurde die Abwasserbehandlung mit einer mechanischen Reinigungsstufe.

Dann wurden die ARA mit den restlichen Reinigungsstufen aufgerüstet. Die Abbildung 2-10 zeigt außerdem die Erhöhung des Schlammalters (rechts dargestellt), welches die Eliminationsleistung der herkömmlichen ARA positiv beeinflusst.

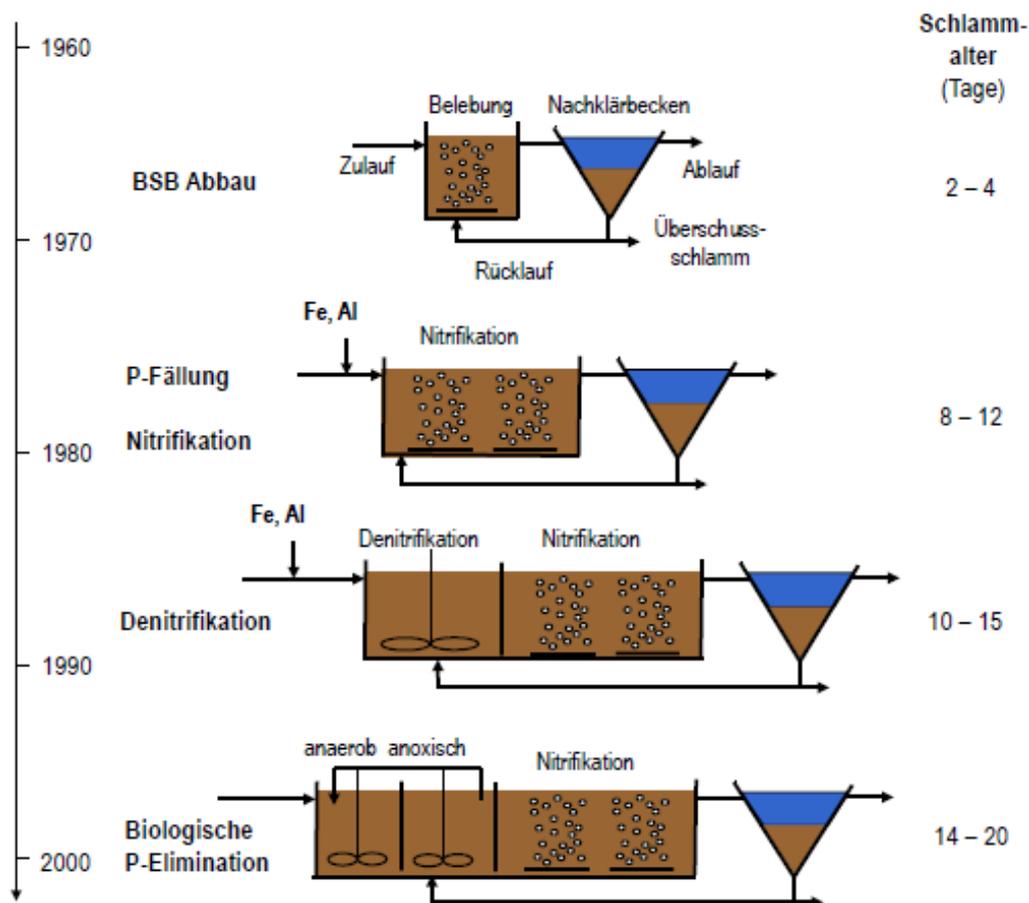


Abbildung 2-10: Entwicklung von ARA (modifiziert nach Abegglen und Siegrist, 2012)

2.3.2 Handlungsbedarf in der Abwasserreinigung

Durch eine steigende Lebenserwartung, welche sich aus einem steigenden Anteil an älteren und einem sinkenden Anteil an jüngeren Menschen erkennen lässt, kommt es auch zu einer rasanten Weiterentwicklung in der Wirkstoffpalette der Arzneimittel (Steigenberger, 2016). Daraus leitet sich die Frage ab, ob als Folge nicht immer mehr Spurenstoffe in die Gewässer gelangen und dadurch eine Gefahr für uns Menschen, aber ebenso für die Umwelt entsteht. Die negativen Einwirkungen von Spurenstoffen auf das Ökosystem wurden mittlerweile teilweise erfasst, bleiben aber in vielen Bereichen noch unerforscht. Obwohl nach dem heutigen Wissensstand keine direkte Gefahr für die menschliche Gesundheit besteht, wird trotzdem ein Handlungsbedarf im Bereich des Gewässerschutzes identifiziert. Diese Betrachtung bezieht sich bei den untersuchten Gewässern hinsichtlich organischer Spurenstoffe nicht nur auf das Vorsorgeprinzip, sondern auch auf die Überschreitung von Grenz- bzw. Richtwerten, die durch Umweltqualitätsnormen festgelegt sind. Für die Reduzierung der Einträge in die Gewässer können unterschiedliche Handlungsmaßnahmen ergriffen werden. Maßnahmen wie quellenorientierte sowie integrierte Maßnahmen (z. B. Stoffvermeidung) oder eine

nachgeschaltete Reinigungsstufe in Kläranlagen werden in Kapitel 3 und Kapitel 4 näher beschrieben. (Gawel et al., 2015 bzw. Grummt, 2013)

In Götz et al. (2011) wird die Wichtigkeit des Schutzes von Trinkwasserressourcen dargelegt. Dieser Aspekt soll neben der ökotoxikologischen Beurteilung und dem Schutz des Ökosystems vorausschauend berücksichtigt werden. Da persistente Stoffe in Trinkwasserressourcen und in der Nahrungskette unabhängig von ihren ökotoxikologischen Eigenschaften nicht erwünscht sind, muss eine langfristig gute Qualität dieser Ressourcen angestrebt werden. Um dies gewährleisten zu können, ist es nötig, Maßnahmen zur Elimination von anthropogenen Spurenstoffen zu treffen. Wie aus der Tabelle 2-5 ersichtlich ist, gelangen die meisten Spurenstoffe aus Siedlungsgebieten und aus der Landwirtschaft in die Oberflächengewässer. Folglich wird die Kläranlage als ein wichtiger Baustein im Zuge der Strategie zur Reduzierung der organischen Spurenstoffe in Oberflächengewässer betrachtet. (Götz et al., 2011)

Tabelle 2-5: Zuordnung der Stoffgruppen zu Quellen und Eintragspfad (Braun et al., 2015)

Quelle	Landwirtschaft	Siedlung		Verkehr		Belastete Standorte	Aktivitäten im und am Wasser	diverse
		Mischwasserentlastungen	Regenwasserkanäle	Strassenabwasser	Gleisabwasser			
Eintragspfad	Oberflächenabfluss Drainagen Spraydrift Abfluss versiegelte Flächen						direkt	Direkte atmosphärische Deposition
Stoffgruppe								
Haushaltschemikalien		x						x
Schwermetalle	x	x	x	x	x	x	x	x
Biozidwirkstoffe	x	x	x				x	x
Pflanzenschutzmittelwirkstoffe	x	x	x	x	x	x		x
Natürliche Toxine	x							x
Humanarzneimittel		x						
Tierarzneimittel	x	x						
Hormonaktive Substanzen:								
natürliche Hormone	x	x						
synthetische Hormone	x	x						
UV-Filter, Nonylphenol, Bisphenol A		x				x	x	
weitere Stoffe:								
Benzotriazol (Korrosionsschutzmittel)		x						
PAK		x	x	x	x	x	x	x
MTBE (Benzinzusatzstoff)		x	x	x			x	x

Welche Auswirkungen die anthropogenen Spurenstoffe haben können, wurde bereits in Kapitel 2.1.3.2 unter *“Auswirkungen von Spurenstoffe“* erläutert. Auch diese Auswirkungen können einen Handlungsbedarf begründen.

Wichtige Hinweise zum Handlungsbedarf in Österreich

In einem Bericht, der vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Abt. VII/1 – Nationale Wasserwirtschaft im Jahr 2012 unter dem Namen *“GZÜV Trendermittlung von Schadstoffen in Biota 2010“* herausgegeben wurde, wurden Hinweise bezüglich Grenz- bzw. Richtwertüberschreitungen dargelegt. Für Quecksilber wurde erwähnt, dass das Güteziel von 20 µg/kg Biota flächendeckend

in Österreich nicht eingehalten wird. Die untersuchten Fische zeigten eine deutliche Überschreitung dieses Grenzwertes und bei den untersuchten Messstellen wurde ein schwankender Mittelwert zwischen 30 und knapp 110 µg/kg ermittelt. (Deutsch und Krämer, 2012)

Als ein weiteres Problem wird die Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) angesehen. Das für Säugetiere giftige perfluorierte Tensid wurde, wie in allen europäischen Ländern, auch in Österreich von Loos et al. (2009) untersucht. Die perfluorierten Tenside gehören zu den Industriechemikalien, die speziell für die Textil- oder Papierindustrie wegen deren einzigartigen Oberflächeneigenschaften verwendet werden. Diese Eigenschaften sind zugleich wasser- als auch fettabweisend. In Österreich wurden fünf Oberflächengewässer (Enns, Traun, Mur, Drau und Donau) in die Untersuchung einbezogen. Die Ergebnisse brachten hervor, dass die Richtwerte bei diesen Messstellen eindeutig überschritten wurden. Für perfluorierte Tenside wurde ein Güteziel für Oberflächengewässer von 0,00065 µg/L vorgesehen. Des Weiteren werden die Polybromierte Diphenylether (PBDE) als problematische Stoffe angesehen. Diese Substanzen werden in Flammenschutzmittel eingesetzt. Obwohl diese Stoffe kritisch betrachtet werden, werden die ARAs nicht als Haupteintragspfad angesehen und dementsprechend werden keine Eliminationsmaßnahmen auf Seiten der ARA in Betracht gezogen. Bei einem zukünftigen Gewässerbewirtschaftungsplan sind für die Zielerreichung auch Maßnahmen für diese Stoffe vorzusehen. (Clara und Windhofer, 2013)

Außerdem wurden in dem im Jahr 2014 von GLOBAL 2000 durchgeführten und von Matzka-Saboi (2014) zusammengefassten Bericht „*GLOBAL 2000-Test: 60 Pestizide in Österreichs Fließgewässern*“ 75 Wasserproben aus 42 österreichischen Fließgewässern überprüft und bewertet. Die Proben aus 42 Fließgewässern zeigten bei 22 Stichproben einen Nachweis von 60 Pestiziden an. Bei einem Teil der Pestizide liegen negative Einwirkungen auf die aquatische Umwelt vor, die meisten Pestizide treten vor allem in landwirtschaftlichen Gebieten, wie z. B. im Burgenland (Wulkatal – Weinanbau), auf. Bei denen in der EU-WRRL gelisteten organischen Spurenstoffen kommen nur vier der gemessenen Substanzen vor, die in österreichischen Fließgewässern nachgewiesen wurden. Diese vier gemessenen Substanzen, welche in der EU-WRRL vorkommen, wurden nicht namentlich im Bericht erwähnt. Für die restlichen Pestizide sind weder Umweltqualitätsnormen noch Grenz- bzw. Richtwerte vorhanden. Im Laufe dieser Untersuchungen wurden darüber hinaus Substanzen, wie Arzneimittelwirkstoffe, synthetische Süßstoffe und Industriechemikalien, die für eine Kläranlage relevant sind, in Fließgewässern untersucht. Diese Substanzen wurden in allen Proben identifiziert, besonders hohe Konzentrationen waren in Fließgewässern mit einem hohen Abwasseranteil feststellbar.

2.3.3 Zielsetzung zur Elimination von Spurenstoffen

Die bislang als problematisch beschriebenen Spurenstoffe können durch eine gezielte weitergehendere Reinigung des Abwassers auf kommunalen ARAs von anthropogener Spurenstoffe weitestgehend entfernt werden. Hierdurch können die verschiedenen

negativen Auswirkungen auf das Ökosystem durch diverse toxikologische Effekte vermindert werden.

Anhand von Pilotversuchen und mittlerweile auch durch großtechnische Versuche in Österreich, in der Schweiz und in Deutschland wurde ermittelt, dass sich zur Elimination von Spurenstoffen vor allem die Adsorption durch Pulveraktivkohle (PAK) und granulierten Aktivkohle sowie die Ozonung eignen. Diese Eliminationsverfahren können zumeist auch gut in bestehende ARAs integriert werden. Außerdem wird durch die Ozonung bzw. die Adsorption auch eine Desinfektionswirkung erreicht. Hiermit kann das gereinigte Abwasser auch von Geruchstoffen und Entfärbungen befreit werden. In Kapitel 4 werden diese Verfahren detailliert beschrieben. (Abegglen und Siegrist, 2012 bzw. Hillenbrand, et al., 2015)

Die von Abegglen und Siegrist (2012) zusammengefasste Abbildung 2-11 zeigt, wie gut PAK und Ozon für ein Eliminationsverfahren geeignet sind. Die Ergebnisse für diese Darstellung basieren auf verschiedenen Projektversuchen aus der Schweiz, welche im Laufe der Zeit für die Reduktion der Spurenstoffe auf ARAs vorgesehen waren. Bei diesen Versuchen wurden 40 bis 60 Spurenstoffe sowie ARAs mit und ohne Nitrifikation und zusätzlich verschiedene Dosiermengen für Ozon und PAK betrachtet. Wie ersichtlich ist, kann mit einer minimalen Dosiermenge von PAK oder Ozon eine Eliminationsrate von über 80 % erzielt werden. Die Bandbreite für die Elimination der organischen Spurenstoffe ist allerdings groß, einige Spurenstoffe werden bereits bei geringen Dosiermengen reduziert, andere können dagegen auch bei hohen Dosierungen nicht ausreichend eliminiert werden.

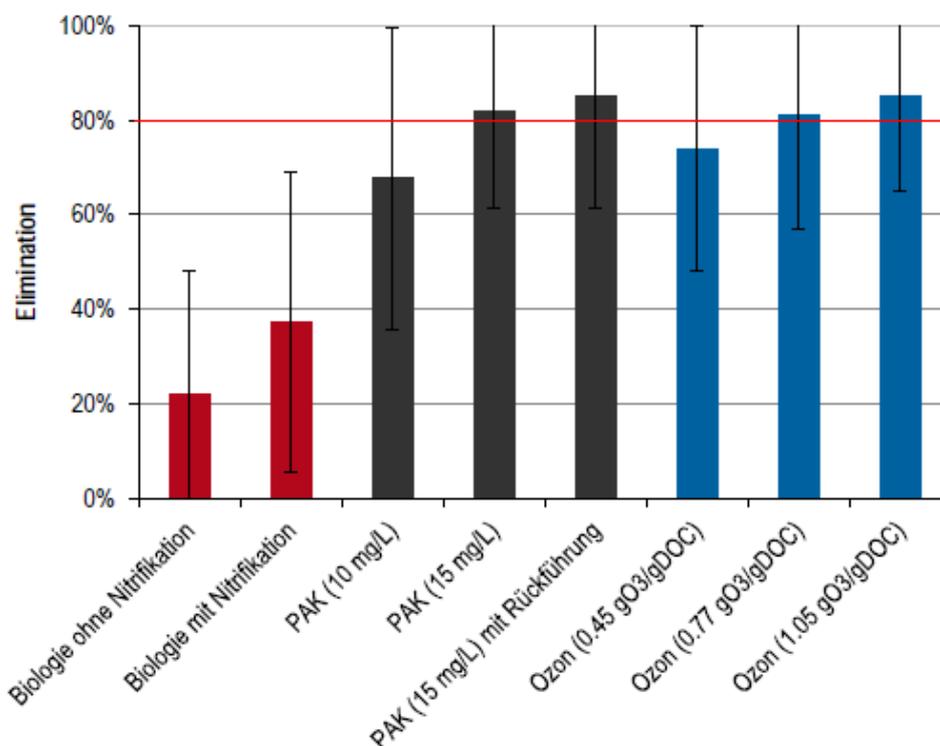


Abbildung 2-11: Eliminationsleistung von PAK, Ozon und biologische Reinigungsstufe (Abegglen und Siegrist, 2012)

Durch die Aufrüstung der ARAs mit einer weiteren Reinigungsstufe entstehen sowohl positive, aber auch negative Aspekte. Eine Erweiterung von ARAs würde die negativen Einwirkungen auf das Ökosystem eindämmen, die Frachtenmenge der Spurenstoffe in Oberflächengewässer verringern und die Trinkwasserressourcen schützen. Einige positive Auswirkungen auf die Ökosysteme können nach Abegglen and Siegrist (2012) wie folgt aufgelistet werden:

- Verringerung der Fracht in Oberflächengewässer
- Grenz- bzw. Richtwerte für bestimmte Substanzen können eingehalten werden
- Verbesserung der negativen Auswirkungen auf das Ökosystem
- Fortpflanzung und Entwicklung von Wasserlebewesen können gesichert werden
- Trinkwasserressourcen können geschützt werden

Die positiven Effekte, die durch eine vierte Reinigungsstufe erzielt werden können, werden aber auch mit negativen Argumenten gegen eine Erweiterung der ARAs konfrontiert. Die hohen Kosten und ein gesteigerter Energieverbrauch durch die angewendeten Technologien und speziell die beim Ozon-Verfahren entstehenden Umwandlungsprodukte, deren Wirkungen noch zu einem Großteil unbekannt sind, werden als negative Aspekte angesehen.

Zusammengefasst kann eine Optimierung der Abwasserreinigung mit einer weitergehenden Reinigungsstufe in kommunalen ARAs die Wasserqualität eindeutig verbessern und die Gefahr der sich bildenden und in die Umwelt gelangenden Stoffe maßgeblich reduzieren.

3 Eliminationstechnologien von Spurenstoffen

Unter Eliminationstechnologien werden alle Verfahren zur Reduktion von anthropogenen Spurenstoffen verstanden.

Im vorliegenden Kapitel werden die unterschiedlichen Handlungsoptionen angeführt und besonders die Maßnahmen im Entwässerungssystem, die für eine Reduktion der Spurenstoffe in kommunalen ARAs maßgebend sind, beschrieben.

3.1 Vermeidungs- und Verminderungsmethoden

Unter Vermeidungs- und Verminderungsmethoden werden die Maßnahmen zur Minimierung des Eintrags von anthropogenen Spurenstoffen in das Abwasser bzw. in die Gewässer (Oberflächen- und Grundwasser) verstanden.

Als Handlungsoptionen für Verminderungs- und Vermeidungsmethoden stehen sowohl Maßnahmen an der Quelle wie auch eine vierte Reinigungsstufe in der ARA zur Verfügung. Diese Handlungsoptionen können, wie in der Tabelle 3-1 dargestellt ist und welche von Hillenbrand et al. (2015) zusammengefasst wurde, aufgelistet werden. Die Handlungsoptionen werden im Anschluss überblickartig im Einzelnen dargestellt.

Tabelle 3-1: Vermeidungs- und Verminderungsmethoden (modifiziert nach Hillenbrand et al., 2015)

Handlungsebene	Ansatzpunkte
Maßnahmen an der Quelle	Änderung im Anwendungsbereich Produktveränderungen Stoffsubstitution/Ersatzstoffe geregelter Entsorgung
Informationsmaßnahmen	Informationskampagne für die Bevölkerung Weiterbildung/Information des eingesetzte Fachpersonals
Dezentrale Maßnahmen	Indirekteinleiter (Gewerbe-/ Gesundheitseinrichtungen) dezentrale Behandlung von Niederschlagswasser (Gebäude-, Quartiersebene)
Maßnahmen ‚End-of-pipe‘	kommunale Kläranlage (4. Reinigungsstufe) Kanalnetz: Behandlung Niederschlagswasser Behandlung Mischwasser

3.1.1 Maßnahmen an der Quelle

Die Maßnahmen, die an der Quelle angewendet werden, beziehen sich auf die Beteiligung des Menschen. Demzufolge leisten wir Menschen auch einen wichtigen Beitrag zur Reduktion der Stoffeinträge in die Gewässer.

Maßnahmen an der Quelle können durch gezielte Stoffverbote oder durch Anwendungseinschränkungen bezüglich umweltrelevanter Substanzen umgesetzt werden

Hillenbrand et al. (2015). Andererseits können Anreizsysteme für die Produktion neuer Haushaltsgeräte oder in Bezug auf die Änderung des Verbraucherverhaltens der Menschen durch bestimmte Entsorgungswege, wie beispielweise in Graz durch den Giftmüllexpresse, geschaffen werden. (Hillenbrand, et al., 2015 bzw. Abegglen und Siegrist, 2012)

Die Maßnahmen, welche aus Sicht des Ursprungsprinzips und Verursacherprinzips entwickelt worden sind, konnten bislang nur bedingte Reduktionen bewirken. Projekte wie „grüne Arznei“ oder die Aufklärung der Verbraucher wurden vor Jahrzehnten initiiert, um umweltfreundliche Chemikalien zu produzieren und auf lange Sicht eine Entlastung der Abwässer zu erreichen. Diese Projekte waren jedoch nicht vielversprechend und haben aufgrund eines defizitären flächendeckenden Arzneientsorgungssystems kaum Erfolge erzielt. Durch die steigenden Alternativen bei wirkstoffreichen Arzneien wurden immer mehr Medikamente in das Abwasser oder in den Hausmüll entsorgt. Auch im Hinblick auf das Verursacherprinzip gibt es nicht nur einen Verursacher, vielmehr existiert eine Vielzahl an Verursachern, wie Hersteller von chemischen Ausgangsstoffen, Hersteller von Produkten für den Endverbrauch, verschreibungsberechtigte Ärzte, Konsumenten usw. Durch die Vielzahl der Verursacher ist die Wahrscheinlichkeit, dass es durch diese Akteure auf lange Sicht eine Entlastung gibt, sehr gering. (Gawel und Schindler, 2015)

Durch die erwähnten Literaturquellen kann folgendes Fazit in Bezug auf die quellenorientierten Maßnahmen formuliert werden:

- Hersteller von Arzneimitteln
 - Erforschung und Produktion umweltverträglicher Mittel künftig mehr Bedeutung zumessen.

- Arzt und Apotheken
 - Beratende Funktion in Bezug auf die Umweltverträglichkeit von Arzneimitteln,
 - Möglichkeiten der Alternativmedizin prüfen,
 - Auf richtige Dosierung achten.

- Verbraucher
 - Bewusst und verantwortungsvoll mit Produkten im täglichen Leben (Waschmittel oder Körperpflegemittel) umgehen,
 - Salben nicht zu dick auftragen,
 - Entsorgung darf auf keinen Fall über den Ausguss oder die Toilette erfolgen.

- Chemikalien
 - Entwicklung umweltfreundlicher Farben sowie Fassaden- und Baumaterialien,
 - Entwicklung umweltfreundlicher Textilchemikalien.

- Tierarzneimittel
 - Durch die Verbesserung von Haltungsbedingungen und Hygiene kann die Einsatzmenge an Chemikalien reduziert werden,
 - Frisch behandelte Tiere von Feldern und Gewässern fernhalten.

Die bisher erwähnten Argumente können zu einer Reduzierung der organischen Spurenstoffe führen. Dies erfolgt aber nicht umfassend genug, um einen vollständigen Verzicht auf eine vierte Reinigungsstufe bei kommunalen ARA zu begründen.

3.1.2 Maßnahmen im Entwässerungssystem

Unter den Maßnahmen im Entwässerungssystem werden Verringerungsmaßnahmen für eine gezielte Spurenstoffelimination verstanden, die mit einer weiteren Technologie bei kommunalen Kläranlagen oder im Kanalisationssystem ergänzt werden können.

Die Mischwasserkanalisationssysteme in der Schweiz, in Deutschland und in Österreich verfügen über Mischwasserentlastungen (auch Regenwasserentlastungsstellen genannt) die bei starken Regenwetterabflüssen aktiviert werden. Daher gelangen über diese Entlastungsstellen auch Spurenstoffe in Oberflächengewässer, die negative Auswirkungen auf den Menschen und auf das Ökosystem verursachen können. Wie aus der Abbildung 3-1 deutlich wird, sind im Trennsystem während und nach einem Regenereignis die zur ARA geführte Abwassermenge und der Abfluss aus der ARA konstant, wobei bei Mischsystemen der Regenwasseranteil kontinuierlich zunimmt und es somit zu einer Erreichung der Kapazität der ARA und zu einer Abwasserentlastung in die Gewässer führt. Aus Sicht der Spurenstoffelimination werden diese Entlastungsstellen als diffuser Eintragspfad bezeichnet. Um solche Fälle zu vermeiden, wie auch in der Abbildung 3-1 ersichtlich, ist eine ausreichende Dimensionierung von Speicherräumen in Mischwasserkanalisationen erforderlich. Ein weiterer wichtiger Punkt hinsichtlich des Trennsystems wäre, dass die Regenwasserkanäle meist über eine direkte Einleitung in ein Oberflächengewässer unbehandelt eingeleitet werden. (Braun et al., 2015 bzw. Hillenbrand, et al., 2015)

Die Speicherräume können dabei auch in Form eines Speicherkanals, wie in Graz beim Zentralen Speicherkanal (ZSK) teilweise bereits ausgeführt und noch weiter geplant, geschaffen werden. Im Zuge einer Überlastung der Mischwasserkanalisation wird das verdünnte Abwasser im Speicherraum temporär zwischengespeichert und nach den Regenereignissen in der ARA behandelt. Somit würde auch der Zentrale Speicherkanal (ZSK) (Kainz et al., 2011) in Graz einen guten Beitrag in Bezug auf die Spurenstoffreduktion leisten.

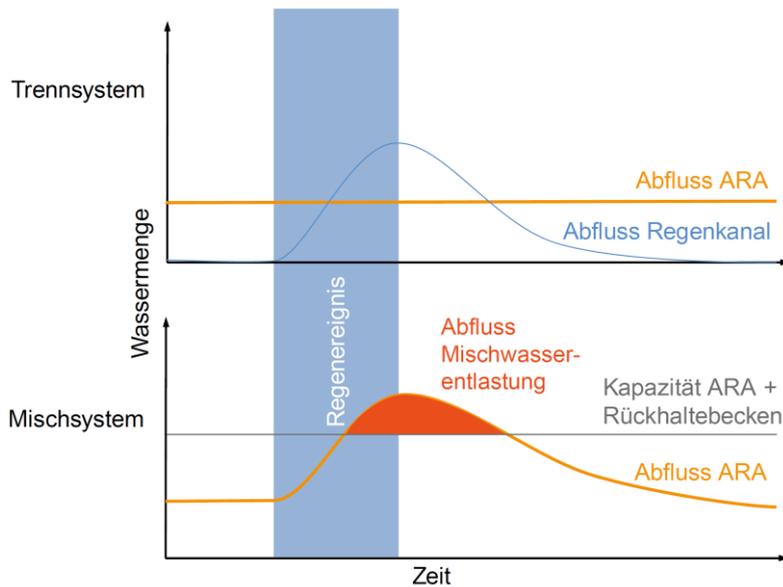


Abbildung 3-1: Abwasser Fließschema bei Misch- und bei Trennsystemen (Braun et al., 2015)

In dieser Arbeit wird unter dem „*End-of-pipe*“-Ansatz eine Gruppe von Verfahren auf ARAs beschrieben, die zu einer deutlichen Reduktion des Eintrags von organischen Spurenstoffen aus der Siedlungsentwässerung führen. Dies wird in weiterer Folge als vierte Reinigungsstufe bezeichnet. Die Verfahren, die sich für diese Eliminationstechnologie eignen, werden im folgenden Kapitel 3.2 „*Überblick über die vorhandenen Eliminationsverfahren bei ARA*“ näher vorgestellt und beschrieben.

In Deutschland wurde unter anderem für die unterschiedlichen Arzneistoffe das Eintragsreduktionspotenzial modelliert. In dieser Arbeit möchte ich die Resultate für zwei Arzneistoffe – einerseits Diclofenac und andererseits Sulfamethoxazol –, die von Hillenbrand et al. (2015) erarbeitet wurden, zusammenfassen. Die quellenbezogene Maßnahme „20 % weniger Verbrauch“ in nachfolgender Abbildung 3-2 wird als ein pauschaler Abminderungsfaktor angenommen. Für Diclofenac wurde die mittlere Eliminationsleistung bei unterschiedlichen Verfahren angegeben, bei Sulfamethoxazol wurde nur Ozon als Eliminationsverfahren angenommen.

Die Ergebnisse des betrachteten Arzneistoffs Diclofenac zeigen in Abbildung 3-2 eine erfolversprechende Reduktion der Substanzen im Zuge einer vierten Reinigungsstufe. Durch die Nachrüstung der Kläranlage wird bereits eine Halbierung der Stofffracht erreicht. Bei der Kombination der Maßnahmen „Nachrüstung der Kläranlage > 50.000 EW und 20 % weniger Verbrauch“ würde eine Stoffreduktion von 60 % erreicht werden können.

Die Abbildung 3-3 zeigt bei Sulfamethoxazol nach der Nachrüstung der Kläranlage eine Reduzierung der Fracht um 54 % und bei der Kombination der Maßnahmen eine Reduzierung von 63 % im Vergleich zum Ist-Zustand.

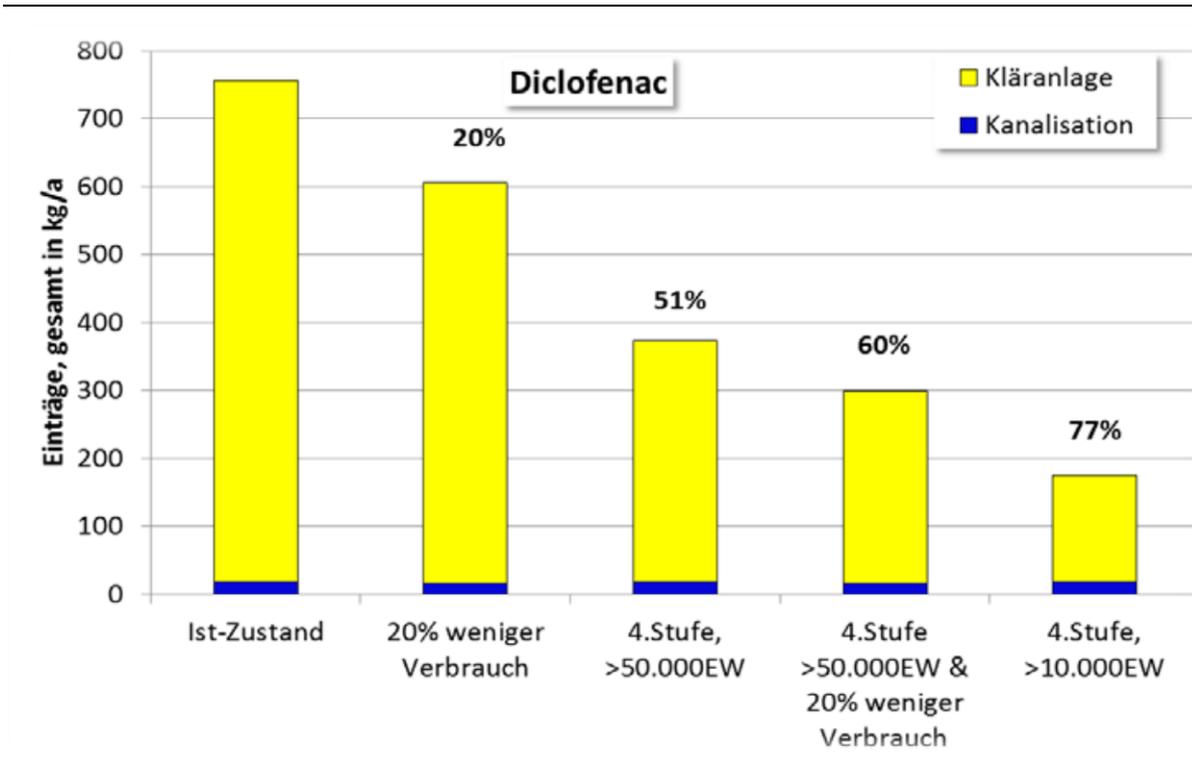


Abbildung 3-2: Eintragsreduktionspotenzial von Diclofenac (Hillenbrand et al., 2015)

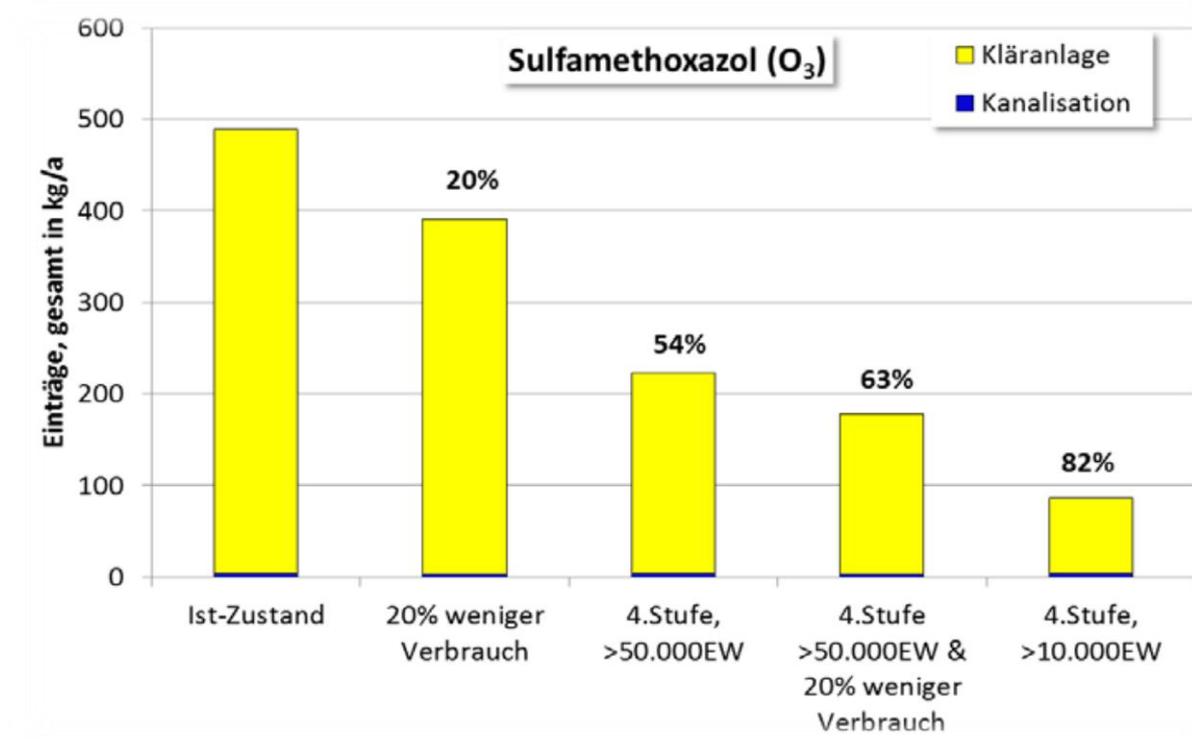


Abbildung 3-3: Eintragsreduktionspotenzial von Sulfamethoxazol (Hillenbrand et al., 2015)

Um langfristigen Erfolg bei der Elimination von anthropogenen Spurenstoffen zu erreichen, ist die Kombination aller Maßnahmen, wie quellenorientierte Maßnahmen (einschließlich informatorischer Maßnahmen), dezentrale Maßnahmen und End-of-pipe-Maßnahmen, notwendig. Wie aus der Abbildung 3-4 hervorgeht, führen die Maßnahmen, die nur auf den ARAs umgesetzt werden, hinsichtlich der Spurenstoffvermeidung

zu keinem nachhaltigen, längerfristigen Erfolg. Folglich ist eine Abhängigkeit und Wechselwirkung der Maßnahmen ersichtlich und nur durch eine Maßnahmenkombination kann langfristig eine wirkungsvolle Reduzierung der Spurenstoffe erreicht werden.

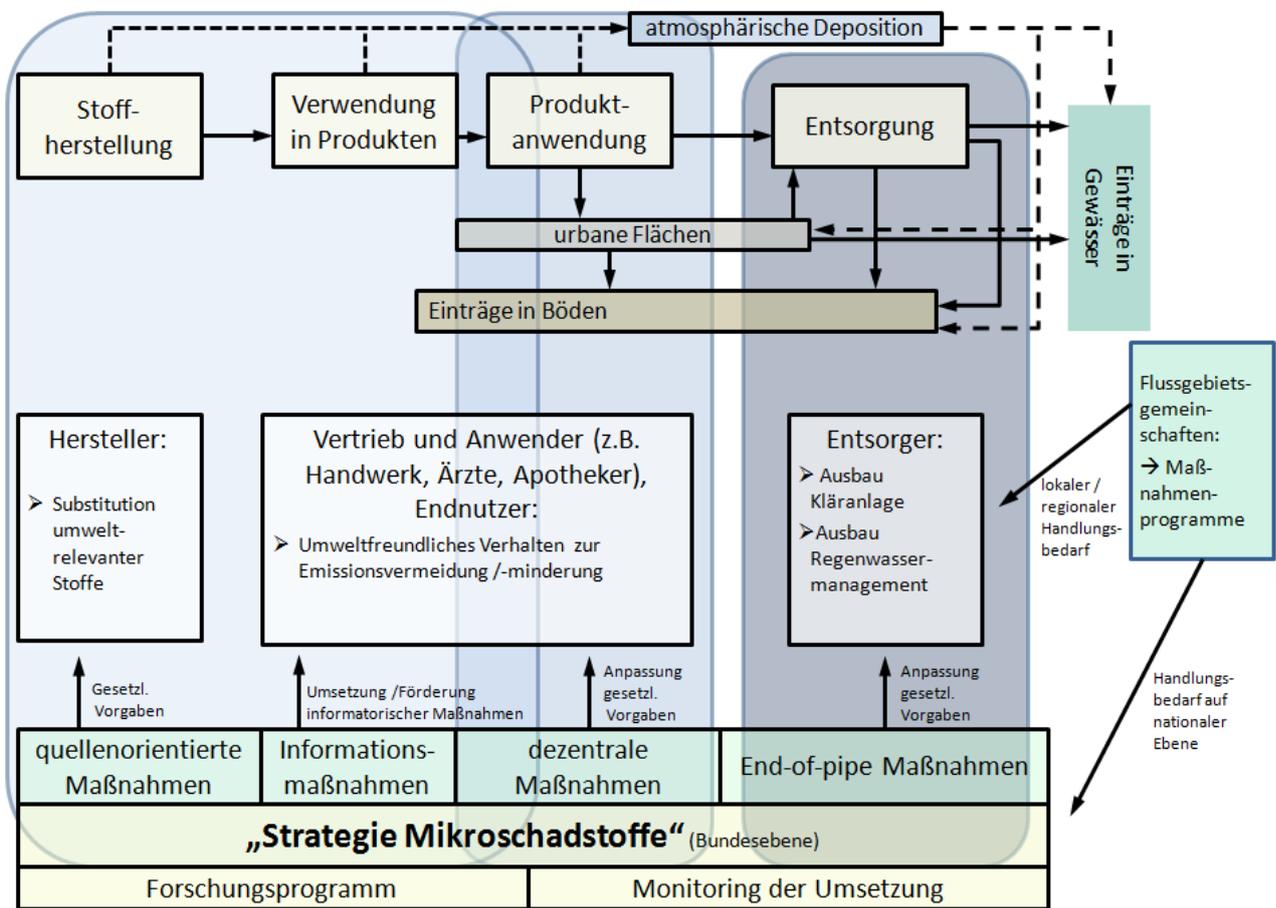


Abbildung 3-4: Strategie Mikroschadstoffe (Hillenbrand et al., 2015)

3.2 Überblick über die vorhandenen Eliminationsverfahren bei ARA

Zur Reduktion der organischen Spurenstoffe aus dem kommunalen Abwasser in der ARA bieten sich unterschiedliche Eliminationsverfahren an. In Abbildung 3-5 sind alle Verfahren dargestellt, die dafür infrage kommen können. Welche Verfahren tatsächlich für die Nachrüstung einer ARA geeignet sind, hängt von unterschiedlichen Bedingungen ab, die nachfolgend in dieser Arbeit auch noch beschrieben werden (siehe Kapitel 3.2 und 4).

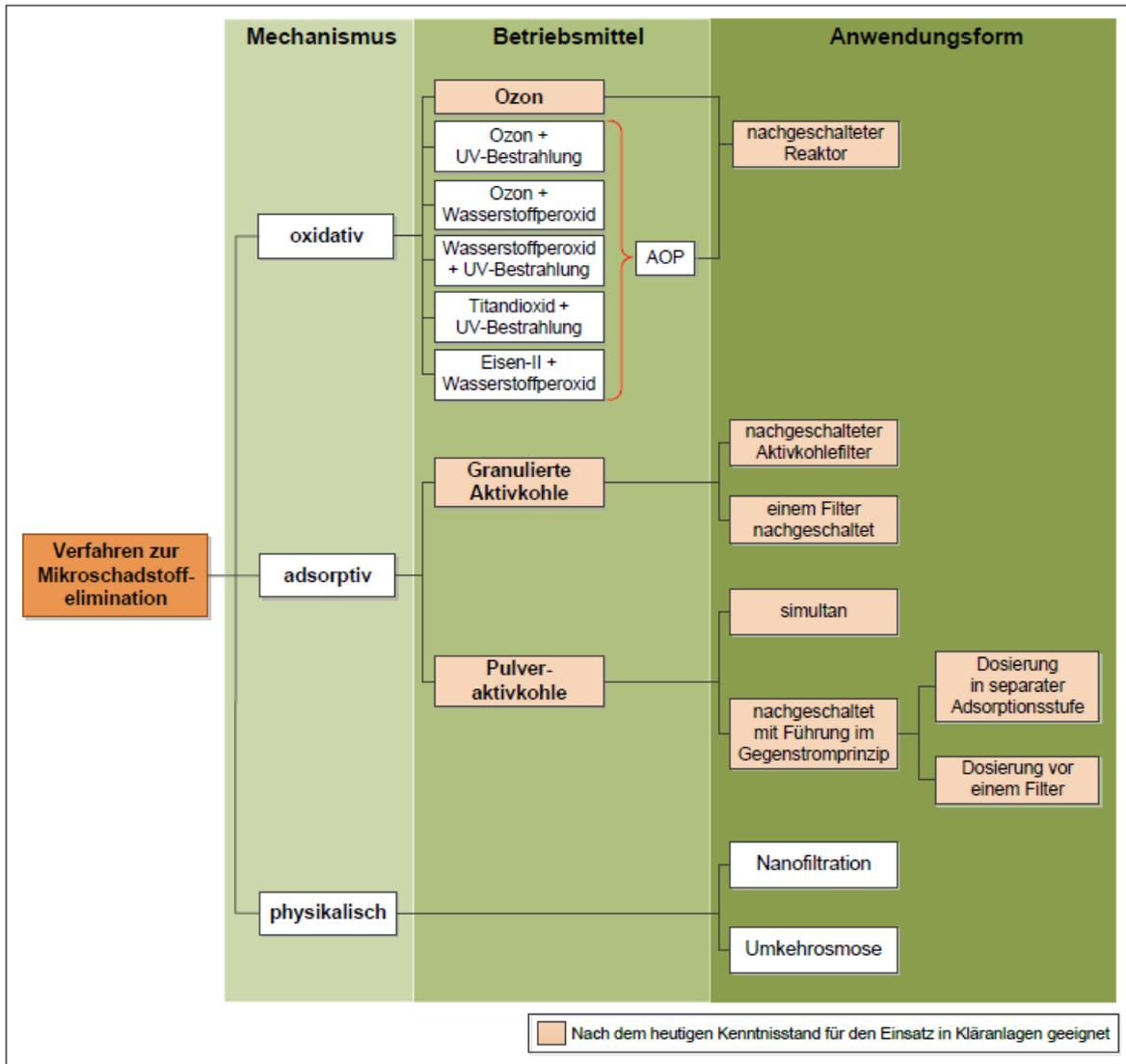


Abbildung 3-5: Überblick über die vorhandenen Eliminationsverfahren (Hillenbrand et al., 2015)

3.2.1 Biologische Verfahren

Bei biologischen Verfahren erfolgt eine Umwandlung bzw. ein Abbau von Spurenstoffen durch Mikroorganismen. Nach dem Stand der Technik verfügen die heutigen ARAs über eine biologische Reinigungsstufe mit Nitrifikation oder Denitrifikation, welche sich positiv auf die Spurenstoffelimination auswirkt. Da mit biologischen Verfahren nur einige Substanzen und nicht eine breite Palette problematischer Substanzen eliminiert werden, eignet sich dieses Verfahren zur gezielten Entfernung der anthropogenen Spurenstoffe aus dem kommunalen Abwasser nicht oder nur bedingt. (Abegglen und Siegrist, 2012)

Das Schlammalter wird sowohl von Barjenbruch et al. (2014) als auch von Günther und Rödel (2013) als eine begünstigte Randbedingung eingeschätzt. Einige Spurenstoffe, wie die endokrin wirksamen Substanzen Bisphenol A, Nonylphenol, 17 α -Ethinylestradiol, 17 β -Estradiol und die Arzneimittelwirkstoffe Ibuprofen und Bezafibrat,

werden in einer herkömmlichen ARA mit einer Nitrifikationsstufe entfernt. Stoffe wie das Antiepileptikum Carbamazepin oder das Schmerzmittel Diclofenac werden selbst bei hohem Schlammalter nur geringfügig eliminiert.

Die Entfernung einiger Spurenstoffe in der biologischen Reinigung nach dem Belebungsverfahren wird in Abbildung 3-6 dargestellt.

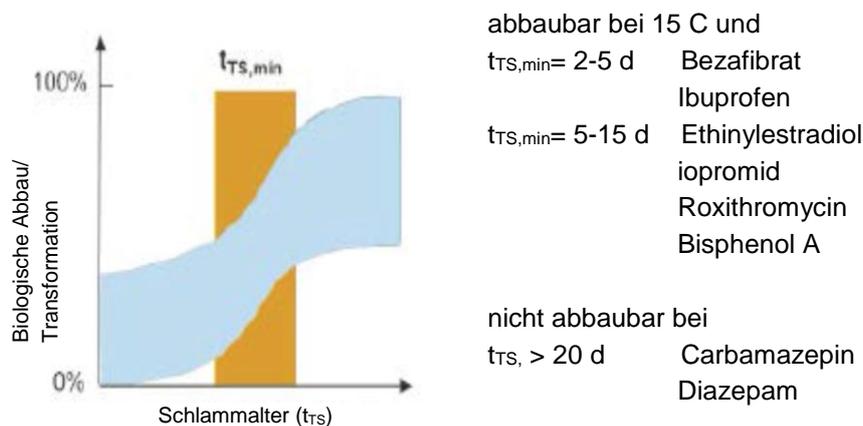


Abbildung 3-6: Schlammalter – biologische Reinigungsstufe (Barjenbruch et al., 2014)

Einige Randbedingungen, die sich positiv auf die Elimination von Spurenstoffen in der biologischen Reinigungsstufe auswirken können, werden im *“Abschlussbericht - Bewertung vorhandener Technologien für die Elimination anthropogener Spurenstoffe auf kommunalen Kläranlagen“*, der von Günthert und Rödel (2013) verfasst wurde, wie folgt beschrieben.

Folgende Randbedingungen wirken günstig auf die Elimination der Spurenstoffe ein:

- Hohes Schlammalter
- Nitrifikation/Denitrifikation
- Kaskadierte Bauweise
- Minimierung der Rückführung/Kreislaufführung
- Schönungsteiche/Filter
- Sorption am Schlamm
- Schlammfäulung

3.2.2 Physikalische Verfahren

Zu den physikalischen Verfahren gehören in erster Linie die Filtrationsverfahren (Membrantechnik). Das Abwasser wird hierbei über einen Filter geleitet. Bestimmte Spurenstoffe mit bestimmter Größe werden dadurch zurückgehalten, andere Inhaltsstoffe diffundieren hingegen durch die Membran. (Bolle und Pinnekamp, 2011)

Der Deutsche Verein des Gas- und Wasserfaches DVGW (2008) benennt einen klaren Unterschied zwischen den Membranen zur Wasserfiltration. Die Membranen werden

über deren Porengröße unterschieden und definiert, wodurch für die Spurenstoffentfernung nur die Nanofiltration oder die Umkehrosmose in Frage kommen und wie es auch aus den nachfolgenden Abbildungen ersichtlich wird.

Um das Wasser durch die Membrane pressen zu können, wird bei den sehr kleinen Poren eine hohe Druckdifferenz benötigt. Wie in der Abbildung 3-7 dargestellt ist, muss die Druckdifferenz umso größer sein, je kleiner die Poren sind. (Günthert und Rödel, 2013)

Die Abbildung 3-7 und Abbildung 3-8 zeigen einerseits das Rückhaltevermögen der Membrane und andererseits die Druckbereiche sowie die Porengrößen.

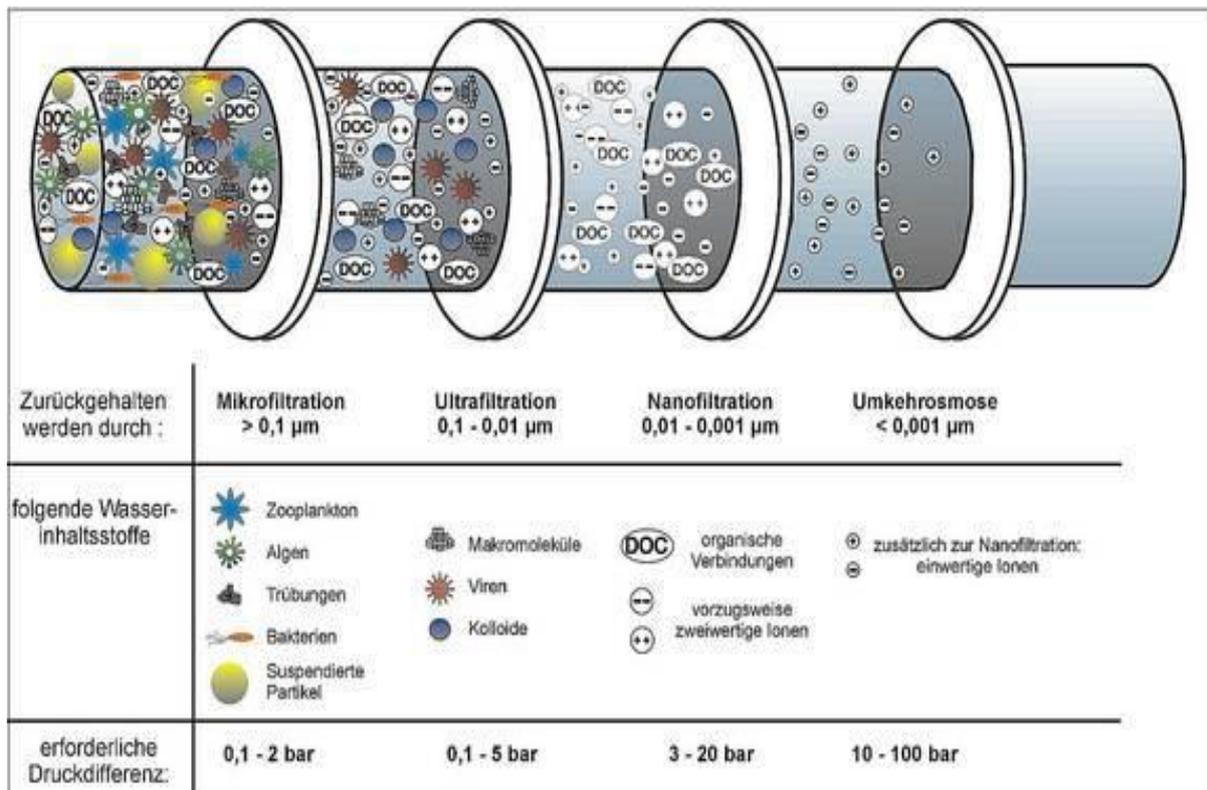


Abbildung 3-7: Membranfilterverfahren Porengröße sowie Druckdifferenz (DVGW ,2008)

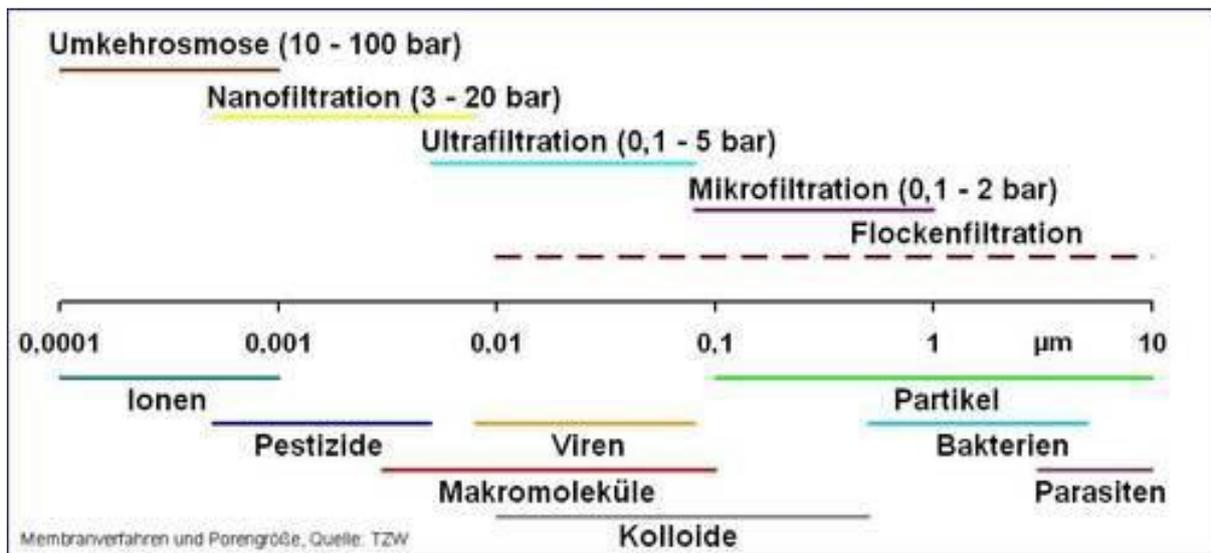


Abbildung 3-8: Membranfilterverfahren Druckdifferenz sowie Eliminationsstoffe (DVGW, 2008)

In der Abbildung 3-8 wird ersichtlich, dass nur die Nanofiltration (NF) und die Umkehrosmose (RO - Reversosmose) für die anthropogene Spurenstoffelimination bei ARAs geeignet sind, um organische Stoffe aus dem Abwasser abzutrennen.

Um die Nanofiltration oder die Umkehrosmose anwenden zu können, wird meist eine Vorreinigung des Abwassers aus der biologischen Reinigungsstufe benötigt. Dies dient dazu, den Aufwuchs einer Biofilmschicht zu verhindern. Das Abwasser aus den vorherigen Stufen weist laut Abegglen und Siegrist (2012) meist einen Anteil von 5–15 mg/l abfiltrierbaren Stoffe (AFS) auf. Für die Anwendung der Membrane werden feststofffreie Abwässer bzw. keine abbaubaren Stoffe im Abwasser benötigt. Dies kann nur durch eine Mikro- oder Ultrafiltration als Vorfiltration erreicht werden.

Die Membranfilterverfahren wurden versuchsweise in Wulben (Belgien) zur Spurenstoffelimination angewendet. Dieses Verfahren wird in Abegglen und Siegrist (2012) erklärt und das Anwendungsschema in der Abbildung 3-9 dargestellt. Dieses Anwendungsschema wurde in Belgien zur Anreicherung des Grundwassers für eine Trinkwasserversorgung entwickelt.

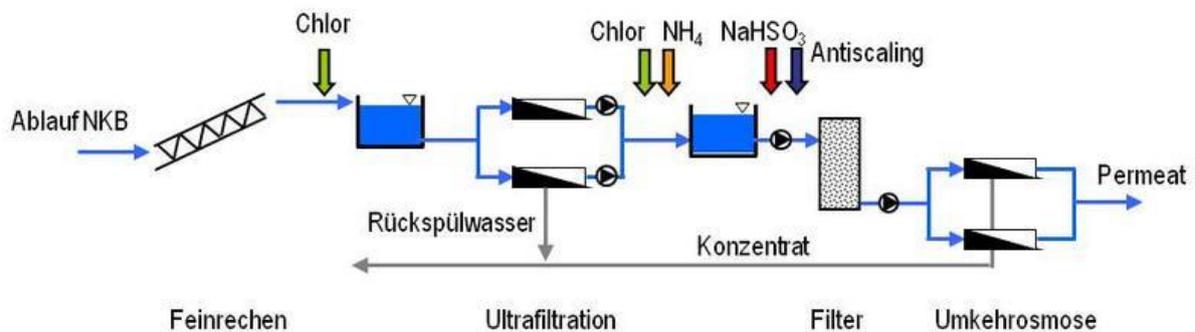


Abbildung 3-9: Membranfilterverfahren (Abegglen und Siegrist, 2012)

Kurzbezeichnungen und Erklärungen in der Membrantechnik:

Permeat = Der durch die Filtration von Spurenstoffen befreite Flüssigkeitsanteil

Retentat = Die von der Membran zurückgehaltenen Spurenstoffe

NH_4 = Ammonium

NaHSO_3 = Natriumhydrogensulfit

Eine mögliche Verfahrensauswahl für die Nanofiltration (NF) könnte so aussehen, wie es in der Abbildung 3-10 dargestellt wird. Es können folgende Bestandteile eines NF- oder eines RO-Verfahrens benannt werden:

- Vorfiltration
- Druckerhöhung
- Konditionierung
- Membranmodule
- Reinigungsvorrichtung
- Konzentratbehandlung
- Nachbehandlung

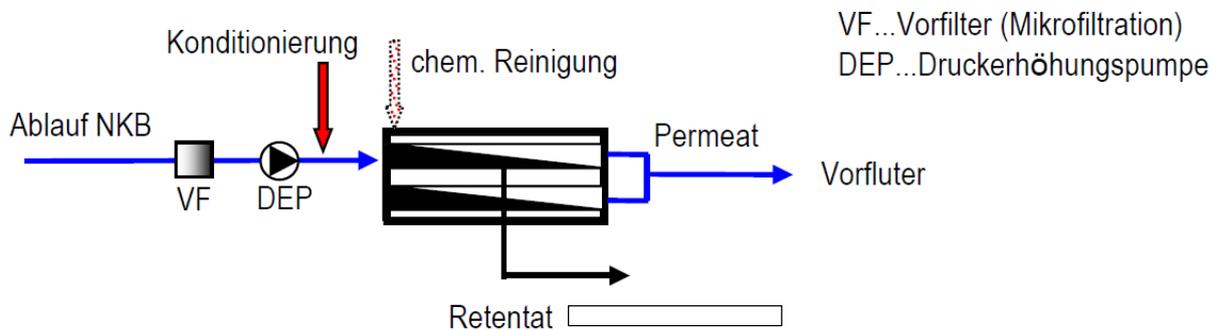


Abbildung 3-10: Fließschema eines NF-Verfahrens (Abegglen und Siegrist, 2012)

Im Wesentlichen eignet sich die Membrantechnologie für die anthropogene Spurenstoffelimination. Mit diesem Verfahren wird wie durch alle anderen Verfahren eine gute Eliminationsrate bezüglich der Spurenstoffreduktion erreicht. Einige Substanzen können sogar bis zu 90 % aus dem Abwasser entfernt werden. Aber eines der Hauptprobleme bei der Anwendung dieses Verfahrens ist die Druckhöhe. Die Druckhöhe, die benötigt wird, um die Substanzen vom Abwasser abzutrennen, erscheint im Hinblick auf den gesamten Energieverbrauch als ein großer Nachteil. Zusätzlich werden auch die Entsorgung des anfallenden Konzentrats sowie mangelnde Erfahrungen als nachteilig angesehen. Die anfallenden Konzentrationsrückstände könnten durch eine entsprechende Verbrennung oder durch eine weitere Behandlung beseitigt werden, was wiederum kostenintensiv ist. (Bolle und Pinnekamp, 2011 und 2015)

Aus diesen benannten nachteiligen Gründen wird im deutschsprachigen Raum die Membrantechnologie als nicht geeignet für die Elimination von Spurenstoffen in ARAs eingeordnet und daher in dieser Arbeit auch nicht mehr näher berücksichtigt.

3.2.3 Adsorptive Verfahren

Die Verfahren mit Adsorption gehören zu den gängigsten Spurenstoffeliminationsverfahren in ARAs. Unter Adsorption wird die Anlagerung der Inhaltstoffe des Abwassers an die Oberfläche eines Festkörpers (Adsorber) mit großer Oberfläche verstanden.

Durch die Anlagerung von unterschiedlichen Stoffen an die Oberfläche entsteht eine Konzentrationsänderung der Stoffe. Die angelagerten Stoffe mit veränderten Stoffeigenschaften werden danach entfernt und weiterbehandelt. Als Substrat für die Spurenstoffelimination wird Aktivkohle verwendet. Diese kann sowohl als pulverförmige (PAK) als auch als granuliert (GAK) Aktivkohle zur Anwendung kommen. Die Aktivkohle eignet sich aufgrund ihrer großen inneren und äußeren Oberfläche besonders gut, sodass eine große Adsorptionskapazität besteht. Nach dem Erreichen der Adsorptionskapazität der Aktivkohle wird es beim Pulveraktivkohleverfahren als Überschussschlamm aus dem System entfernt. Wird granuliert Aktivkohle verwendet, so findet ein Austausch statt. Für die Anwendungsvarianten mit Aktivkohle wurden bereits viele Pilotversuche, aber mittlerweile auch großtechnische Projekte konzipiert und umgesetzt. (Barjenbruch et al., 2014)

In Kapitel 4.1 unter "*Weitergehende Abwasserreinigung mit Aktivkohle*" wird ein Überblick über die Eigenschaften, die Verfahrenstechnik, die Ausführungsformen und die Eliminationsleistung für PAK und GAK gegeben.

3.2.4 Oxidative Verfahren

Neben adsorptiven Verfahren gehören die oxidativen Verfahren zu den gängigsten Spurenstoffeliminationsverfahren im Bereich der Abwassertechnik. Darunter wird eine chemische Reaktion verstanden, die durch Zugabe eines Oxidationsmittels zum Abwasser die chemische Struktur der Stoffe verändert. Die Oxidation wirkt immer als eine Reduktion des Stoffes, sodass es zu einer Stoffumwandlung mit geringerer Wirkung kommt. Infolgedessen entstehen durch diese Stoffumwandlung unbekannte Transformationsprodukte. Die Verfahren für die Oxidation können Ozonung, Chlorung, Advanced Oxidation Processes (AOP), Ferrat oder Photolyse sein. (Abegglen und Siegrist, 2012)

Ozon

Die verbreitetste Spurenstoffeliminationstechnologie für das Oxidationsverfahren ist die Ozonung.

Das Oxidationsmittel Ozon wird in Kapitel 4.2 unter "*Weitergehende Abwasserreinigung mit Ozon*" anhand eines Überblicks über die Eigenschaften, die Verfahrenstechnik, die Ausführungsformen und die Eliminationsleistung beschrieben.

Advanced Oxidation Processes (AOP)

Ein AOP-Verfahren kann wie das Ozon-Verfahren Spurenstoffe aus dem Abwasser reduzieren. Obwohl ein AOP-Verfahren eine Breitbandwirkung aufweist und im Grunde für die Spurenstoffelimination geeignet ist, wird es kaum angewendet, da nur geringe Betriebserfahrungen hierzu bestehen. Die AOP-Verfahren stützen sich speziell auf die Oxidation der Abwasserinhaltsstoffe durch hochreaktive Hydroxyl-Radikale (OH), die

im Wasser erzeugt werden und schnell mit allen Substanzen reagieren. Diese reagieren mit gelösten organisch gebundenen Kohlenstoffen (DOC), aber auch mit anorganischen Substanzen. (Hillenbrand et al., 2015)

Nach Hillenbrand et al. (2015) können die nachfolgenden Verfahrenskombinationen verwendet werden:

- Ozonung und Zugabe von Wasserstoffperoxid (H_2O_2)
- Ozonung und Bestrahlung mit ultraviolettem Licht (UV)
- Bestrahlung mit ultraviolettem Licht (UV) und Zugabe von Wasserstoffperoxid (H_2O_2)
- Bestrahlung mit ultraviolettem Licht (UV) und Zugabe von Titan(IV)-oxid (TiO_2)
- Zugabe von Fentons Reagenz (Gemisch aus Wasserstoffperoxid H_2O_2 und Eisen(II)-Salzen)

In der Abbildung 3-11 wird eine Verfahrenskombination aus *Ozonung und die Zugabe von Wasserstoffperoxiden (H_2O_2) sowie eine zusätzliche UV-Bestrahlung* vorgestellt. Um die Umwandlungsprodukte abzubauen, welche während der Oxidation entstehen, wird zusätzlich auch noch eine nachgeschaltete Sandfiltration vorgesehen.

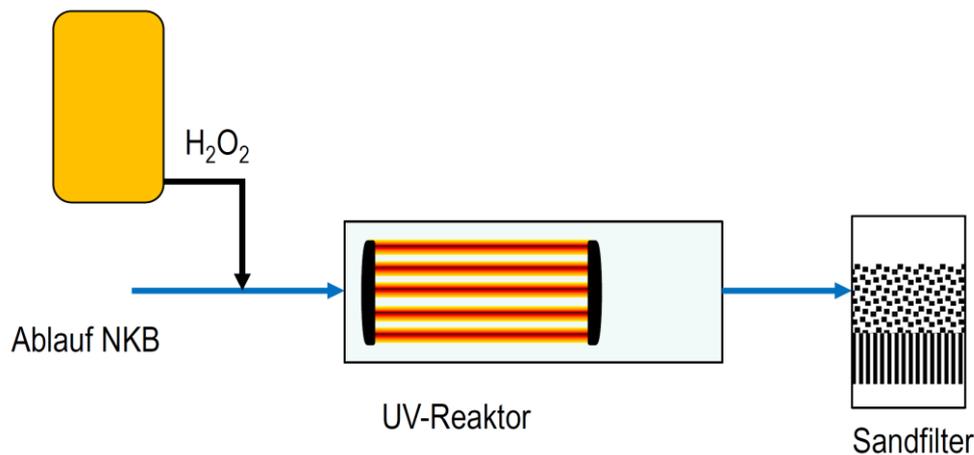


Abbildung 3-11: Fließschema eines AOP-Verfahrens (Abegglen und Siegrist, 2012)

Bis dato wurden die AOP-Verfahren speziell für Industrieabwässer mit spezifischen Verunreinigungen eingesetzt. Diese weisen für einige Stoffe besseren Eliminationsraten als alle anderen Verfahrenstechnologien auf. Dieses Verfahren befindet sich aber noch in der Entwicklungsphase. Obwohl es in einigen Pilotprojekten bereits erfolgreich angewendet wurde, werden die AOP-Verfahren durch den hohen Energie- bzw. Betriebsmittelverbrauch jedoch als sehr kostenintensiv eingestuft. Infolgedessen werden sie aktuell nicht als Verfahren zur Spurenstoffelimination in kommunalen ARA empfohlen. Als Hauptprobleme werden die hohe Menge an Oxidationsmittel und der hohe Energiebedarf benannt. (Abegglen und Siegrist, 2012)

Demzufolge werden derartige Verfahren bislang als nicht realisierbare Verfahren für die Spurenstoffelimination in kommunalen ARAs eingestuft und werden nur für bestimmte Verunreinigungen eingesetzt. In dieser Arbeit werden die AOP-Verfahren daher nicht näher betrachtet.

Ferrat

Ferrat ist ein sechswertiges Eisenoxid Fe(VI)O_4^{2-} und wird – als Alternative zu Ozon – als ein vergleichsweise neues und vielversprechendes Oxidationsmittel zur Spurenstoffreduktion angesehen. Neben den leitgebenden Eigenschaften, wie die Funktion als Oxidations- und Desinfektionsmittel, wirkt Ferrat als Fällungsmittel. Es besteht aus sechswertigem Eisenoxid und wirkt in wässrigen Lösungen instabil, daher kommt es zu Reaktionen mit anderen Substanzen, aber auch mit sich selbst, was zu einer Fe(III)-Reduzierung führt. Anfangs wirkt es als Oxidationsmittel Fe(VI) und dann als Fällungsmittel Fe(III). In herkömmlichen ARAs wird Ferrat seit vielen Jahren zur Phosphatelimination eingesetzt. (Zimmermann-Steffens et al., 2013)

Laut Zimmermann-Steffens et al. (2013) sowie Abegglen und Siegrist (2012) kann mit Ferrat eine Bandbreitenwirkung bei der Spurenstoffelimination erreicht werden. Ferrat wird in den letzten Jahren intensiv als Alternative zu Ozon erforscht, wurde bis dato aber nur in Pilotprojekten angewendet. Nach heutigem Wissensstand entstehen durch den Einsatz keine unerwünschten und problematischen Nebenprodukte wie Bromat. Da es zu den oxidativen Eliminationsverfahren gehört, ergeben sich jedoch genauso wie bei der Ozonung oder beim AOP-Verfahren Transformationsprodukte. Diese sind Umwandlungsprodukte, die mit einer zusätzlichen nachgeschalteten biologischen Reinigungsstufe entfernt werden müssen.

Die Eliminationsleistung von Ferrat wird von Abegglen und Siegrist (2012) wie folgt beschrieben:

- Ferrat-Dosis
 - Je mehr Ferrat, desto besser ist die Eliminationsrate
- Abwasserinhaltsstoffe
 - Hoher DOC-Gehalt mindert die Eliminationsleistung bezüglich der Spurenstoffreduktion
- pH-Wert
 - Stabilität von Ferrat hängt vom pH-Wert ab
- Aufenthaltszeit
 - Größere Kontaktzeiten für eine bessere Ausnutzung

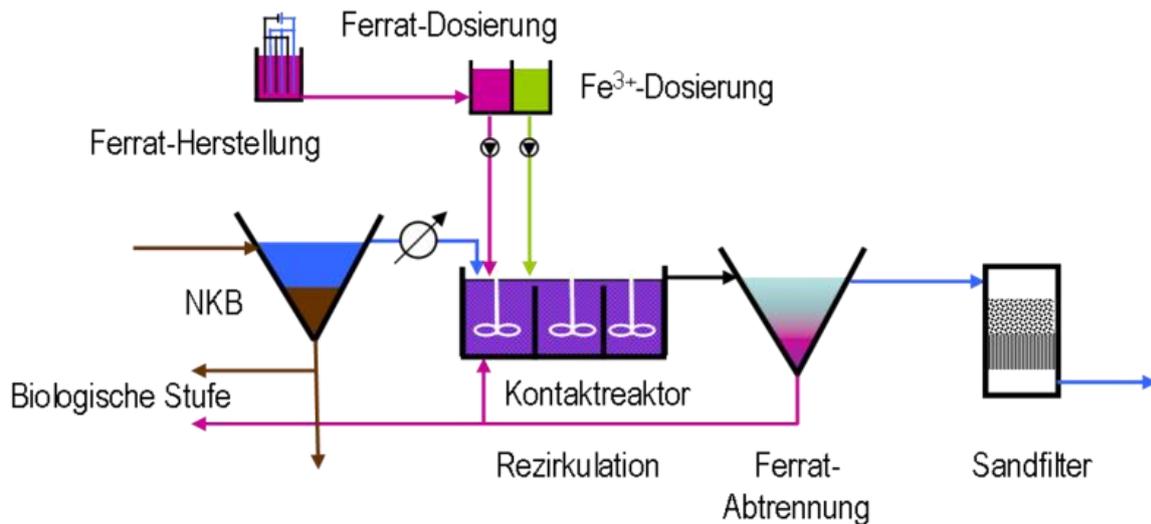


Abbildung 3-12: Fließschema einer Ferrat-Anlage in kommunalen ARAs (Abegglen und Siegrist, 2012)

Für Ferrat-Anlagen, wie in Abbildung 3-12 dargestellt, wird eine Ferrat-Herstellung- und Ferrat-Dosierungseinrichtung benötigt. Zudem sind ein Kontaktreaktor und für die Nachbehandlung eine biologische Reinigungsstufe vonnöten.

Obwohl Ferrat aktuell einige bedeutende Vorteile gegenüber Ozon aufweist, wie ein einfaches Sicherheitssystem in der Anwendung, besteht noch in verschiedenen Bereichen Forschungsbedarf. Aufgrund der bisherigen positiven Resultate in Pilotprojekten wird dieses Verfahren hinsichtlich der Prozessführung, der Auswirkungen auf die Wasserqualität, des Energieverbrauchs und der Kosten noch weiter erforscht und optimiert werden müssen. (Zimmermann-Steffens et al., 2013)

Da bisher nur wenige Erfahrungen vorliegen und nur Resultate aus Forschungsversuchen im Labormaßstab bestehen, wird auch dieses Verfahren in der vorliegenden Arbeit nicht näher betrachtet.

4 Verbreitete Eliminationsverfahren für Spurenstoffe

4.1 Weitergehende Abwasserreinigung mit Aktivkohle

Seit längerer Zeit wird Aktivkohle in verschiedenen Bereichen angewendet. Die Nutzung bezieht sich beispielsweise auf Arzneimittel für Durchfallerkrankungen und für die Trinkwasseraufbereitung. Es wurde bisher auch in der Abwasserreinigung, speziell bei ARAs mit einem großen Anteil an Industrieabwasser, angewendet, um die Eigenschaften des Abwassers, wie Farbe und Geruch, durch die Desinfektionswirkung der Aktivkohle zu verbessern.

4.1.1 Eigenschaften von Aktivkohle

Unter Adsorption wird die Anlagerung der Inhaltstoffe des Abwassers an einen Adsorber mit großer Oberfläche verstanden. Durch die Anlagerung von unterschiedlichen Substanzen an der Oberfläche entsteht eine Konzentrationsabnahme im Abwasser und gleichzeitig ein Konzentrationsanstieg im Adsorbermaterial, was dazu führt, dass das Adsorbermaterial (Aktivkohle) periodisch entfernt und weiterbehandelt werden muss. Die Aktivkohle wird aufgrund ihrer großen inneren und äußeren Oberfläche verwendet. Diese kann aus kohlenstoffhaltigen Rohstoffen, wie in der Abbildung 4-3 zu sehen ist, hergestellt werden und wird auf zwei verschiedenen Wegen aktiviert. Einerseits kann sie durch ein chemisches Mittel, wie z. B. Zinkchlorid, und andererseits durch thermischen Wasserdampf mit Temperaturen von 800 bis 1000 °C aktiviert werden. Durch die Aktivierung entstehen zahlreiche Poren, Risse und Spalten, sodass die Aktivkohle eine große innere Oberfläche von bis zu 1500 m²/g erreicht. (Bolle und Pinnekamp, 2011 bzw. Barjenbruch et al., 2014)

Welche Porensysteme die Aktivkohle haben kann, wird sowohl in der Abbildung 4-1 dargestellt, wie auch nachfolgend aufgelistet:

- Mikroporen (0,4 nm < d < 2 nm)
- Mesoporen (2 nm < d < 50 nm)
- Makroporen (d > 50 nm)

Dabei kommt den Mikroporen der maßgebliche Anteil bei der Aufnahmekapazität einer Aktivkohle zu. Die Aktivkohle kann des Weiteren nach ihrer äußeren Erscheinungsform unterteilt werden. (Bolle und Pinnekamp, 2011)

- | | |
|---------------------------------------|-------------------------|
| • Pulveraktivkohle (PAK) | Körnung < 0,045 mm |
| • Granulierter Aktivkohle (GAK) | Körnung 0,5 mm bis 4 mm |
| • Zylindrische Aktivkohle (Formkohle) | Körnung 0,4 mm bis 4 mm |

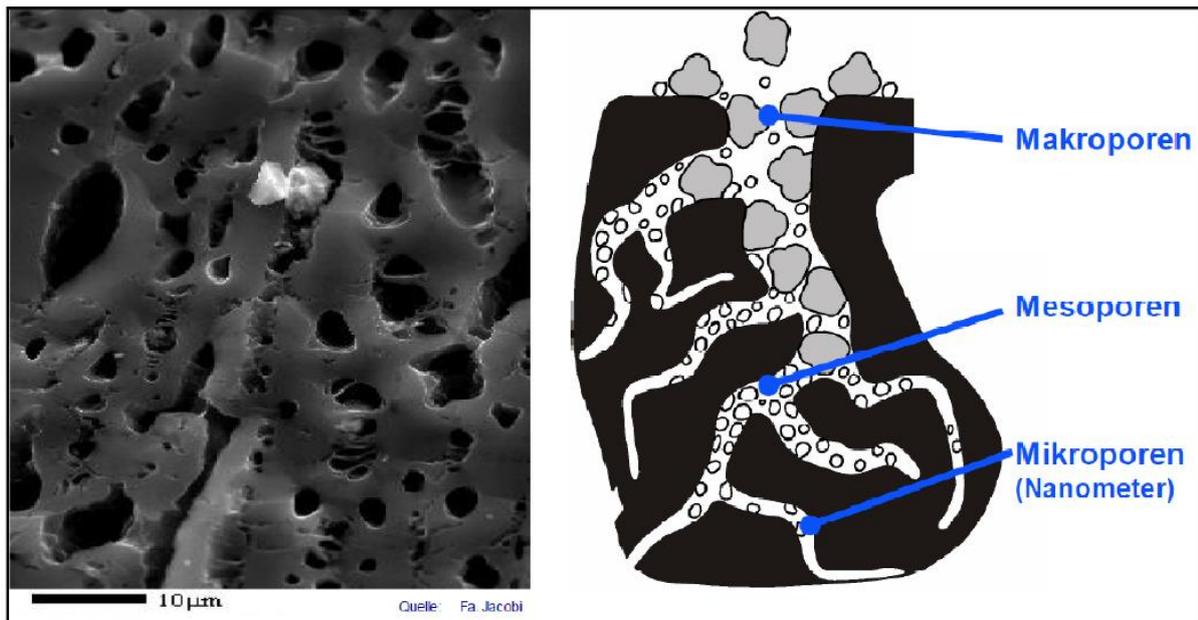


Abbildung 4-1: Aktivkohle Porensystem (Harmjanßen und Rummler, 2015)

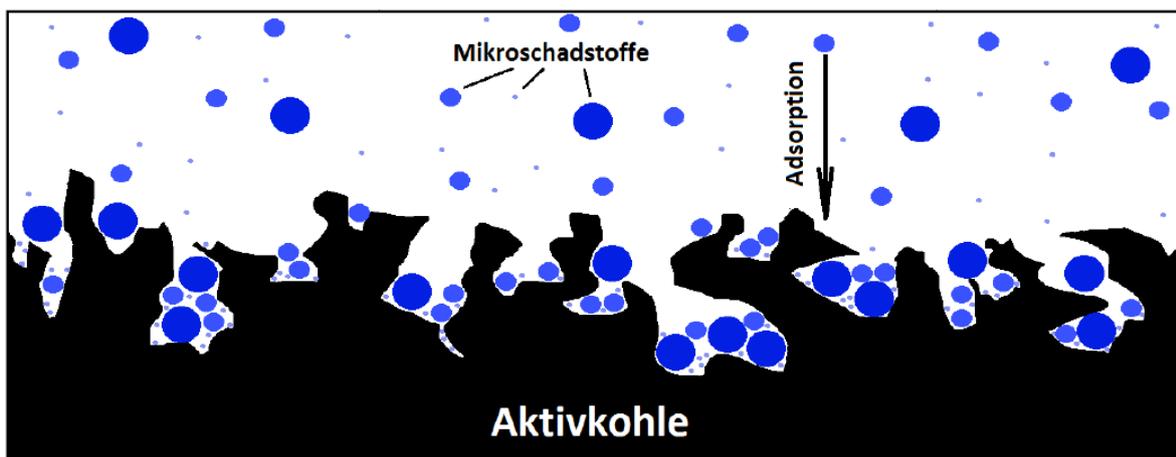


Abbildung 4-2: Aktivkohle – Adsorption von Spurenstoffen (Harmjanßen und Rummler, 2015)

Der große Vorteil der Adsorptionsverfahren und insbesondere bei den Verfahren mit Aktivkohle ist, dass diese im Gegensatz zu den Oxidationsverfahren keine Metaboliten entstehen lassen, welche weiter erforscht oder behandelt werden müssen.

Die Leistungsfähigkeit wird in Günthert und Rödel (2013) anhand folgender Kriterien festgelegt:

- Produktionsverfahren (Herstellungsprozess)
- Rohstoffbasis (Steinkohle, Kokosnussschale, Holz, Braunkohle, Torf)
- Form (Granulat, Pulver, körnig, Stäbchen)
- Korngröße (unterschiedliche Mahlfineheiten)
- Wassergehalt
- Jodzahl
- Benetzbarkeit

- Rütteldichte
- Imprägnierung
- Reaktivierung

Wie aus der Abbildung 4-3 ersichtlich ist, kann die Aktivkohle aus unterschiedlichen Rohstoffen hergestellt werden. Für die Anwendung in der Spurenstoffelimination sind nur zwei unterschiedliche Arten möglich. Diese zwei Verfahren werden in den nachfolgenden Kapiteln näher beschrieben und bewertet.

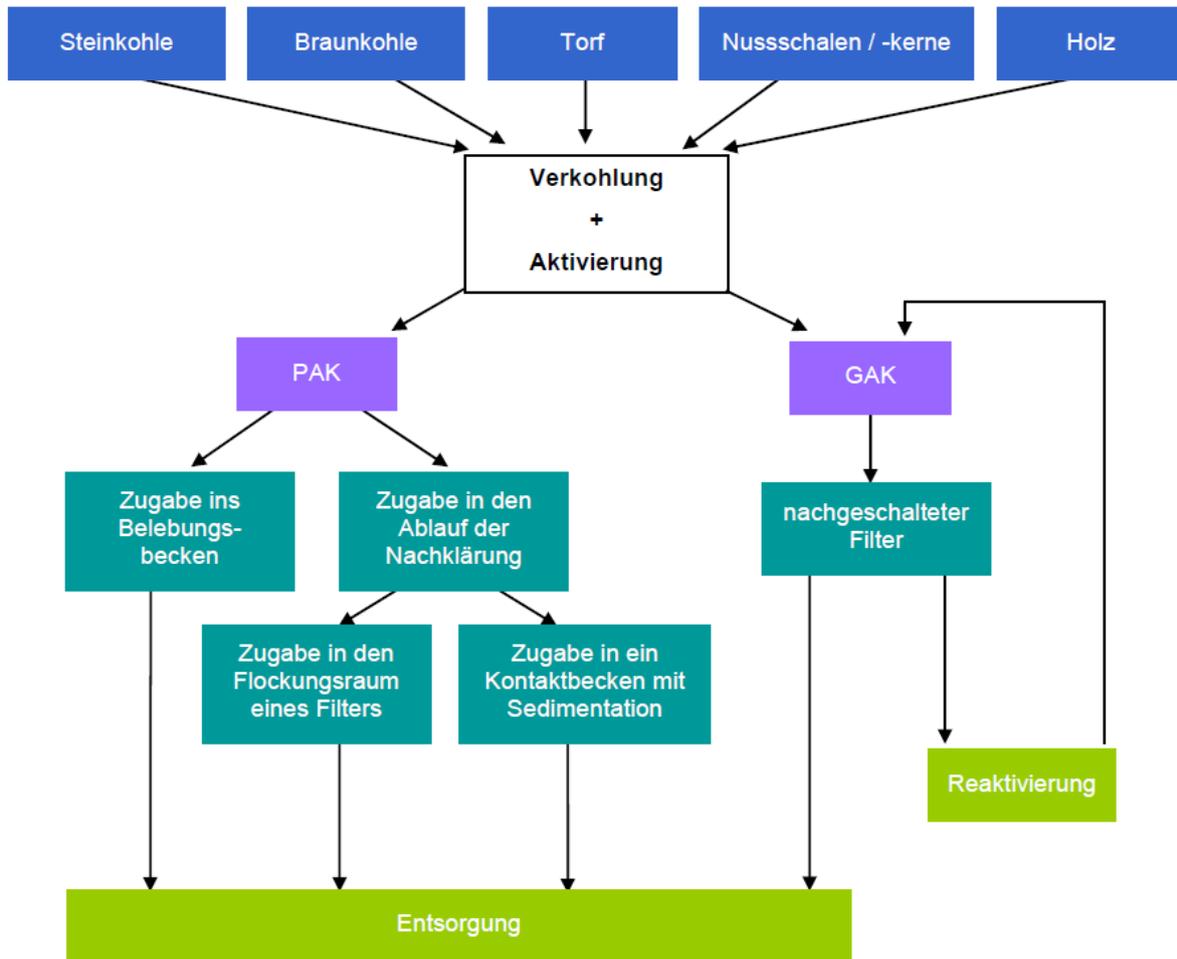


Abbildung 4-3: Herstellung und Verfahrensmöglichkeiten von Aktivkohle (Bolle und Pinnekamp, 2011)

4.1.2 Einsatz von Pulveraktivkohle zur Spurenstoffentfernung

4.1.2.1 Grundlagen zur Pulveraktivkohle

Viele wissenschaftliche Untersuchungen und Forschungen, unter anderem Gawel et al. (2015) oder Abegglen und Siegrist (2012), haben gezeigt, dass mit dem Einsatz von Pulveraktivkohle (PAK) in kommunalen ARAs ein positiver Effekt hinsichtlich der Spurenstoffelimination erreicht werden kann. Außerdem kann durch PAK eine Breit-

bandwirkung auf die Spurenstoffe erzielt und durch die unterschiedlichen Verfahrenstechniken in bestehenden ARAs gut angepasst und betrieben werden. Die Ergebnisse beruhen auf Pilotversuchen und auf großtechnisch umgesetzten Projekten.

Pulveraktivkohle, auch pulverisierte Aktivkohle genannt, wird aus sehr fein gemahlener Aktivkohle hergestellt. Laut EU-Verordnung (EG) Nr. 649/2008, die am 8. Juli 2008 erlassen wurde, wird PAK insofern definiert, dass mindestens 90 % des Massenanteils eine Korngröße von $< 0,5$ mm aufweisen muss, sodass die Bezeichnung Pulveraktivkohle zutreffend ist. Die mittlere Korngrößenverteilung wird, wie in Kapitel 4.1.1 erwähnt wurde, mit 0,045 mm angenommen.

4.1.2.2 Verfahrenstechnik zur Spurenstoffentfernung mit Pulveraktivkohle

Für die PAK-Adsorptionsverfahren in kommunalen ARAs gibt es eine Vielzahl verschiedener Anwendungsformen. Durch einen bestimmten Zugabeprozess muss die Aktivkohle mit dem Abwasser in Kontakt kommen und am Ende des Vorgangs wiederum aus dem Abwasser entfernt werden. Daher entstehen unterschiedliche Verfahrenstechnologien, die eine Anwendung des PAK-Verfahrens hinsichtlich ihrer vielfältigen Einsatzmöglichkeiten begünstigen. Ein typisches Fließschema einer PAK-Anlage für die weitergehende Abwasserbehandlung, die aus verschiedenen Komponenten besteht, wird in Abbildung 4-4 dargestellt. (Abegglen und Siegrist, 2012)

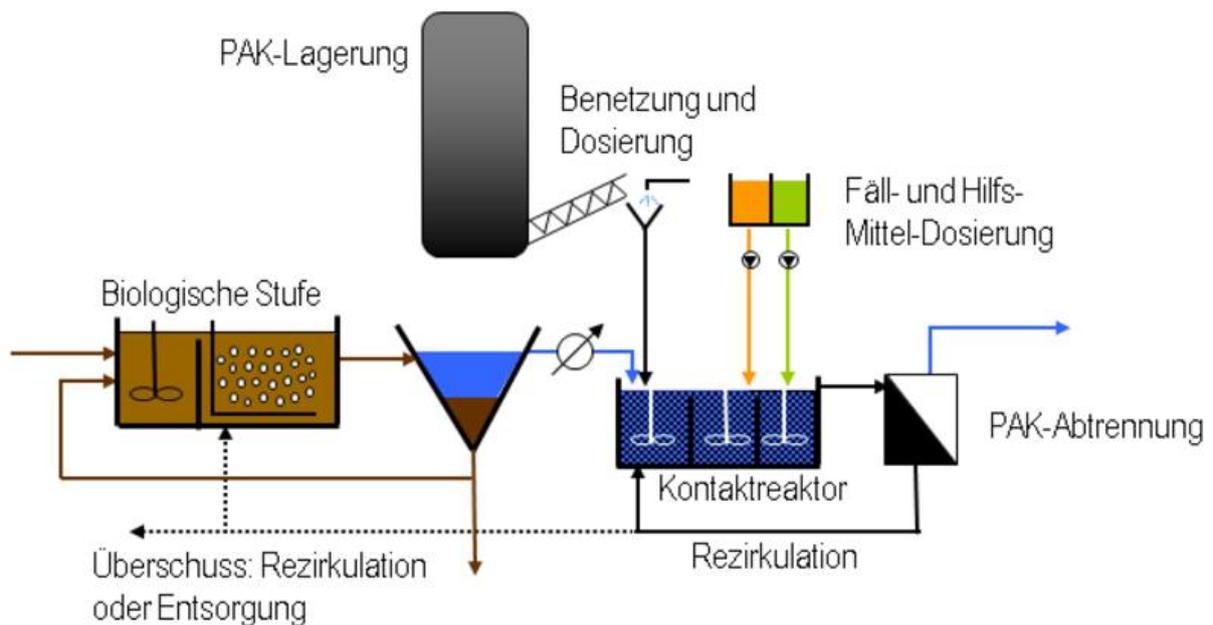


Abbildung 4-4: Schema einer Pulveraktivkohle (PAK)-Anlage (Abegglen und Siegrist, 2012)

Die in der Abbildung 4-4 dargestellten Komponenten können wie folgt erklärt werden:

PAK-Lagerung und -Dosierung

Kleinere Mengen werden in Säcken und größere Mengen in Tanklastwagen angeliefert, sowie in Silos gelagert. Die Zugabe der PAK-Dosierung kann über die Einmischung des PAKs in einen Wasserstrahl, der durch eine Wasserstrahlpumpe in das

Abwasser zugeführt wird, erfolgen. Als Alternative kann ein Suspensionsgemisch in einem bestimmten Verhältnis bestimmt und anschließend in dieser Form dem Abwasser dosiert werden.

Hilfsmittellagerung und Dosierung

Die Hilfsmittellagerung und die Dosierungseinrichtungen bei Kläranlagen, die an den Stand der Technik angepasst wurden, besitzen über diese Einrichtungsvorrichtungen. Für Fällmittel werden unter anderem Eisen- oder Aluminiumsalze und für Flockungshilfsmittel werden Polyelektrolyte verwendet.

Kontaktreaktor

Damit die PAK eine ausreichende Kontaktzeit mit dem Abwasser und eine gute Durchmischung für eine effiziente Eliminationsleistung erreicht, wird ein Kontaktreaktor benötigt. Aus den bisherigen Versuchen wurde eine Kontaktzeit von mindestens 20 Minuten als eine bewährte Kontaktzeit zwischen PAK und Abwasser abgeleitet.

PAK-Abtrennung

Die PAK-Abtrennung wird als ein wichtiger Schritt angesehen. Der entstandene Schlammanteil von Aktivkohle, Fällmitteln, Polyelektrolyten und suspendierten Stoffen aus der biologischen Stufe muss vom Abwasser getrennt werden. In der Literatur kommen für die PAK-Abtrennung einige nachgeschaltete Verfahren zur Anwendung. Folgende Auflistung zeigt die gängigsten Abtrennungs-Verfahren:

- Sedimentation
- Lamellenabscheider
- Mikrosieb
- Tuchfiltration
- Flotation

Rezirkulation

Die Rezirkulation beschreibt die Zurückführung der abgetrennten Aktivkohle in den Kontaktreaktor oder in die biologische Reinigungsstufe. Auf diese Weise wird die Aufenthaltszeit der Aktivkohle im System erhöht und die Adsorptionskapazität kann voll ausgenutzt werden. Durch die Rückführung in die biologische Reinigungsstufe kann eine bessere Behandlung der Konkurrenzmatrix - gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) (Hintergrundmatrix) - erreicht werden, sowie die Dosis für eine gezielte Elimination in der Spurenstoffeliminationsstufe verringert werden.

Schlammbehandlung

Der entstehende Schlamm wird in die herkömmliche Schlammbehandlung eingebracht und weiterbehandelt. In der Schweiz wird der Schlamm verbrannt. Aufgrund der hohen Belastung des Klärschlammes durch die Spurenstoffe wird die Wiederverwertung für die landwirtschaftliche Nutzung nicht empfohlen.

Mess-, Steuerungs- und Regelungstechnik (MSR)

Unter MSR wird die Mess-, Steuerungs- und Regelungstechnik verstanden. Für die Dosierung der PAK bestehen unterschiedliche Möglichkeiten:

- Proportional zum momentanen Zufluss
- Gemittelter Tagesganglinie
- Proportional zur DOC-Fracht

Aufgrund der Eigenschaften von PAK werden spezielle Messgeräte verwendet, da nicht alle Messgeräte für das PAK-Verfahren tauglich bzw. widerstandsfähig sind.

Sicherheitstechnik

Für ARAs, die mit PAK nachgerüstet worden sind, ist im Gegensatz zur Lagerung von PAK nur ein geringer sicherheitstechnischer Aufwand vonnöten. Die Lagerung muss gegen Staubeentwicklung gesichert sein und für das Betriebspersonal ist ein Atemschutz gegen die Einatmung von Kohlestaub dringend erforderlich.

Ausführungsformen

Es gibt für die Installation von PAK-Verfahren auf bestehenden ARAs eine Vielzahl an unterschiedlichen Ausführungsformen. Bei der Auswahl der Verfahren kann über die PAK-Eintragsstelle oder über nachgeschaltete Verfahren unterschieden werden. Die PAK-Eintragsstelle kann entweder vor, während oder nach der biologischen Reinigungsstufe erfolgen. Um eine ARA mit einem guten PAK-Verfahren aufzurüsten, mit dem eine gezielte Eliminationsrate zu erreichen ist, werden nachfolgend ausgesuchte Möglichkeiten aus der Literatur vorgestellt und beschrieben.

Hinsichtlich der PAK-Eintragsstelle bieten sich folgende Ausführungsformen an:

PAK-Verfahren - Variante 1

Die PAK-Dosierung erfolgt in den Belebungsbecken. Diese Ausführungsmethode wird auch als ein einstufiges Verfahren bezeichnet.

Bei dieser Ausführungsform erfolgt die PAK-Zugabe, wie in Abbildung 4-5 ersichtlich ist, direkt in die Belebungsbecken. Die PAK wird in den Belebungsbecken mit dem Abwasser durchgemischt, wonach die Adsorption sofort beginnt. Die Nachklärbecken können für die Sedimentationsstufe vorgesehen werden. Bei einem ausreichenden Rückhalt des Überschussschlammes, welcher auch PAK beinhaltet, wird kein zusätzlicher Filter benötigt. Jene Ausführungsform wird in der Abbildung 4-5 optional dargestellt.

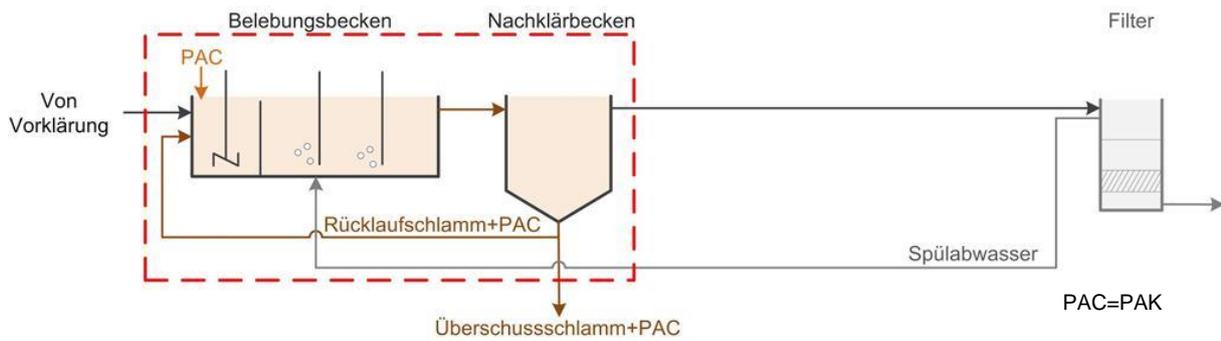


Abbildung 4-5: PAK – Ausführungsform Variante 1 (Hillenbrand et al., 2015)

Dieses Verfahren mit der direkten Zugabe von PAK in die Belebungsbecken wurde auf der halbtechnischen Anlage der Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (Eawag) untersucht, wobei die Fällmittelzugabe vor der Belebungsstufe stattgefunden hat. Die Vorteile bei diesem Verfahren sind, dass keine hohen Investitionskosten erforderlich sind und dass sich diese Methode bei ARAs mit geringerem Platzbedarf gut integrieren lässt. Bei dieser Variante werden keine Kontakt- oder Sedimentationsbecken benötigt. Somit können zusätzliche Kosten und Platz eingespart werden. In diesem Fall wird die ARA nur mit Dosiereinrichtungen nachgerüstet, da für die Lagerung der Materialien Platz benötigt wird. Ein wesentlicher Nachteil ist, welcher auch durch Untersuchungen aufgezeigt wurde, dass im Vergleich mit anderen Verfahren in etwa die doppelte Menge an PAK benötigt wird. Der Grund dafür ist, dass der DOC mit Spurenstoffen in Konkurrenz um die Adsorption steht. Daher wird eine höhere Menge an pulverisierter Aktivkohle benötigt, um im Vergleich zu einem zweistufigen Verfahren eine gezielte Spurenstoffeliminationsrate zu erreichen. (Böhler et al., 2011)

Die Dosierung kann auch vor der biologischen Stufe erfolgen, um eine eventuell vorliegende Konzentration von bakterientoxischen Stoffen in der biologischen Stufe zu reduzieren. (Bolle und Pinnekamp, 2011)

PAK-Verfahren - Variante 2

Die PAK-Dosierung erfolgt in einem Kontaktbecken, welches nach den Nachklärbecken angeordnet wird, sowie mit einer nachgeschalteten Sedimentations- und Filtrationsstufe.

Bei dieser Ausführungsform wird, wie aus der Abbildung 4-6 ersichtlich ist, das Abwasser nach den Nachklärbecken in einem Kontaktreaktor zugeführt. Dadurch kommt es durch die Zugabe von PAK zu einer ausreichenden Durchmischung im Kontaktreaktor. Anschließend wird das mit PAK geladene Abwasser in das Sedimentationsbecken geleitet und mit Hilfe von Fäll- und Flockungshilfsmitteln kann entweder eine Trennung in der Sedimentationsstufe oder durch eine separate Filtrationsstufe zwischen der beladenen Aktivkohle und dem gereinigten Abwasser erreicht werden.

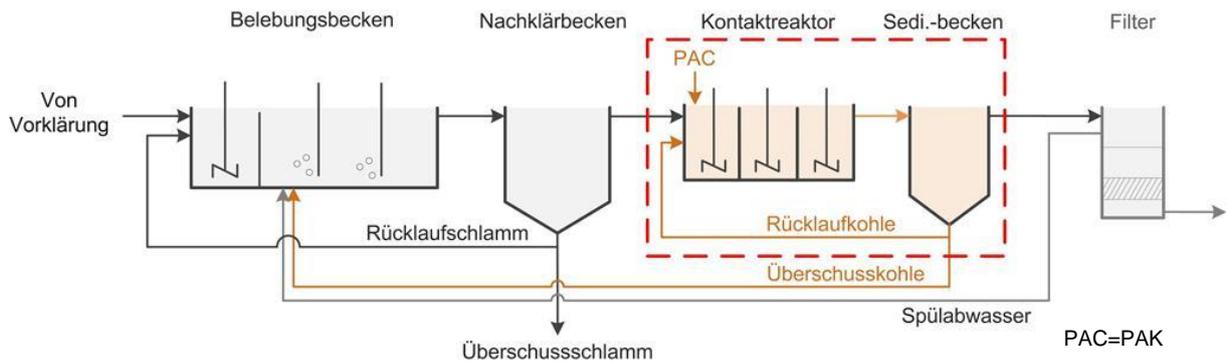


Abbildung 4-6 PAK – Ausführungsform Variante 2 (Hillenbrand et al., 2015)

Infolge der Trennung der beladenen Aktivkohle und des gereinigten Abwassers kann der abgesetzte Aktivkohleschlamm wieder in den Kontaktreaktor oder aber auch in die Belebungsbecken zurückgeführt werden. Dadurch kommt es zu einer Endkopplung der hydraulischen Aufenthaltszeit der pulverisierten Aktivkohle und der Abwässer. Hieraus ergibt sich ein gewisses Schlammalter der Aktivkohle. Um eine optimale Ausnutzung der Adsorptionskapazität der Aktivkohle zu erreichen, wird ein gewisser Anteil in die biologische Reinigungsstufe eingeleitet. Daher verlässt die PAK das System über den Überschussschlamm. Im Falle einer Rückführung in die Biologie wird diese Ausführungsform auch als zweistufiges Verfahren bezeichnet. Der restliche Schlammanteil wird direkt in die herkömmliche Schlammbehandlung geführt und dort behandelt. Der Schlamm wird schließlich in der Schlammbehandlung mit den enthaltenen organischen Spurenstoffen verbrannt und nicht weiter für eine landwirtschaftliche Nutzung verwendet. Aufgrund des sogenannten Gegenstromprinzips wird im Gegensatz zur einstufigen Ausführungsform eine geringere Dosiermenge von PAK benötigt und zusätzlich ein DOC-Anteil in der biologischen Stufe entfernt. (Böhler et al., 2011)

Als Alternative zu dieser Ausführungsform kann eine Zurückführung der beladenen Kohle ausschließlich in die Kontaktbecken zur Ausführung gelangen. Dieses kann als einstufiges Verfahren ausgeführt werden.

PAK-Verfahren - Variante 3

Bei dieser Ausführungsform findet die PAK-Dosierung vor einer Filteranlage statt. In der Filteranlage können sowohl eine ausreichende Durchmischung von PAK und Abwasser wie auch eine Abtrennung der Aktivkohle durch das Filterbett erfolgen.

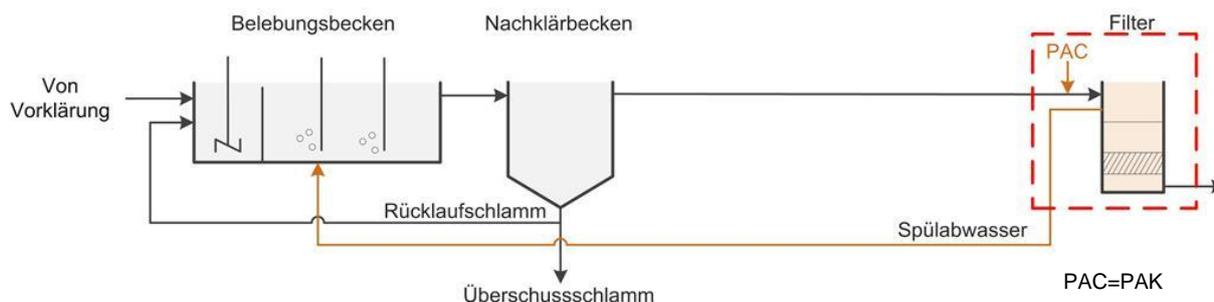


Abbildung 4-7: PAK – Ausführungsform Variante 3 (Hillenbrand et al., 2015)

Wie in der Abbildung 4-7 zu sehen ist, wird bei dieser Variante auf eine Sedimentationsstufe verzichtet. Aus diesem Grund eignet sich dieses Verfahren speziell für Kläranlagen, die bereits mit einer Filteranlage ausgestattet sind. Die hohen Kosten, welche für Sedimentationsbecken oder Kontaktreaktorbecken aufzuwenden sind, fallen in diesem Fall weg. Es entstehen nur Kosten für die Infrastruktur von PAK und für Fällungsmittel. Auch bei dieser Anwendungsform wird PAK in die Biologie zurückgeführt, sodass eine effiziente Nutzung der Pulveraktivkohle erzielt wird. Ein weiterer Vorteil bei diesem Verfahren bezieht sich darauf, dass durch die Lagerung der PAK im Filterbett eine zusätzliche Erhöhung der Ausnutzungskapazität der Kohle erzielt werden kann. Dadurch kommt es ebenso zu einer erhöhten Kolmation, welches eine häufigere Rückspülung in die Biologie oder in die Schlammbehandlung erforderlich macht. Bei diesem Verfahren ist wesentlich, dass ein Rückhalt der PAK durch die Filteranlage gewährleistet sein muss. Liegt dies nicht vor, kann diese Ausführungsform der Spurenstoffelimination nicht verwendet werden. (Hillenbrand et al., 2015 bzw. Böhler et al., 2011)

4.1.2.3 Eliminationsleistung von Pulveraktivkohle zur Spurenstoffentfernung

Verschiedenste Untersuchungen in Pilotversuchen im Labormaßstab sowie unzählige großtechnische Projekte haben gezeigt, dass die Spurenstoffelimination mit Pulveraktivkohle ein vielversprechendes Eliminationsverfahren ist. Aufgrund der Vielzahl von Ausführungsformen entstehen unterschiedliche Eliminationsraten. Außerdem ist ersichtlich, dass eine höhere Dosierung von PAK zu einer höheren Spurenstoffelimination führt, sodass das Verhältnis von Spurenstoffgehalt zu DOC sehr wichtig für eine gezielte Reduzierung ist. DOC wird als Konkurrenzmatrix gesehen. Je geringer die DOC-Konzentration ist, desto besser kann PAK die Spurenstoffe adsorbieren. In der Abbildung 4-8 werden zwei unterschiedliche Untersuchungen bezüglich des DOC-Gehalts zweier verschiedener ARAs gezeigt, die Kläranlage A und die Kläranlage B. Anhand dieser Darstellung wird deutlich, dass die Kläranlage B bei höherem DOC-Gehalt in etwa die doppelte PAK-Dosis benötigt, um eine Eliminationsrate von 90 % an Spurenstoffen zu erreichen. (Hillenbrand et al., 2015)

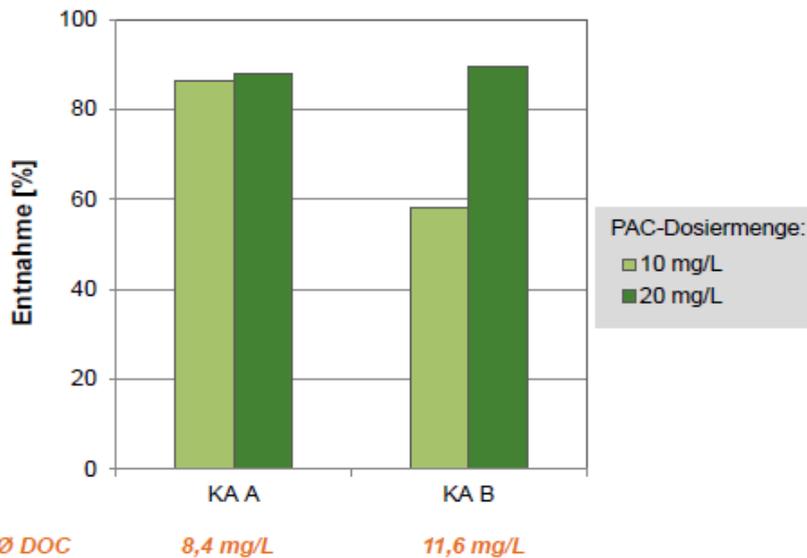


Abbildung 4-8: Eliminationsleistung von PAK bei unterschiedlichem DOC-Gehalt (Hillenbrand et al., 2015)

Darüber hinaus spielt für die Elimination die Kontaktzeit des Abwassers mit der Aktivkohle eine wichtige Rolle. Durch eine ausreichende Kontaktzeit kann die Adsorptionskapazität der Aktivkohle voll ausgenutzt werden. Nach Abegglen und Siegrist (2012) wurden folgende Einflussparameter für die Spurenstoffelimination mit PAK identifiziert:

- Dosiermenge (einer der wichtigsten Einflussparameter)
- Aufenthaltszeit des Wassers und der PAK
- Menge der eingesetzten Aktivkohle
- Ort der Dosierung
- Rückführungen (einer der wichtigsten Einflussparameter)

In der Abbildung 4-9 wird von Zwickenpflug et al. (2010) gezeigt, dass ein Großteil der Spurenstoffe mit PAK in den untersuchten Projekten eliminiert werden konnten. Ein nachgeschaltetes Pulveraktivkohleverfahren mit einer Rückführung zeigt eine eindeutig bessere Eliminationsrate als ohne Rückführung. Zum besseren Vergleich ist in Abbildung 4-9 die Eliminationsrate der herkömmlichen Kläranlage in blau dargestellt ebenfalls angeführt worden. Darüber hinaus ist zu entnehmen, dass einige Substanzen, wie Ibuprofen oder Mefenaminsäure, durch die herkömmlichen Kläranlagen sehr gut reduziert werden können.

Verbreitete Eliminationsverfahren für Spurenstoffe

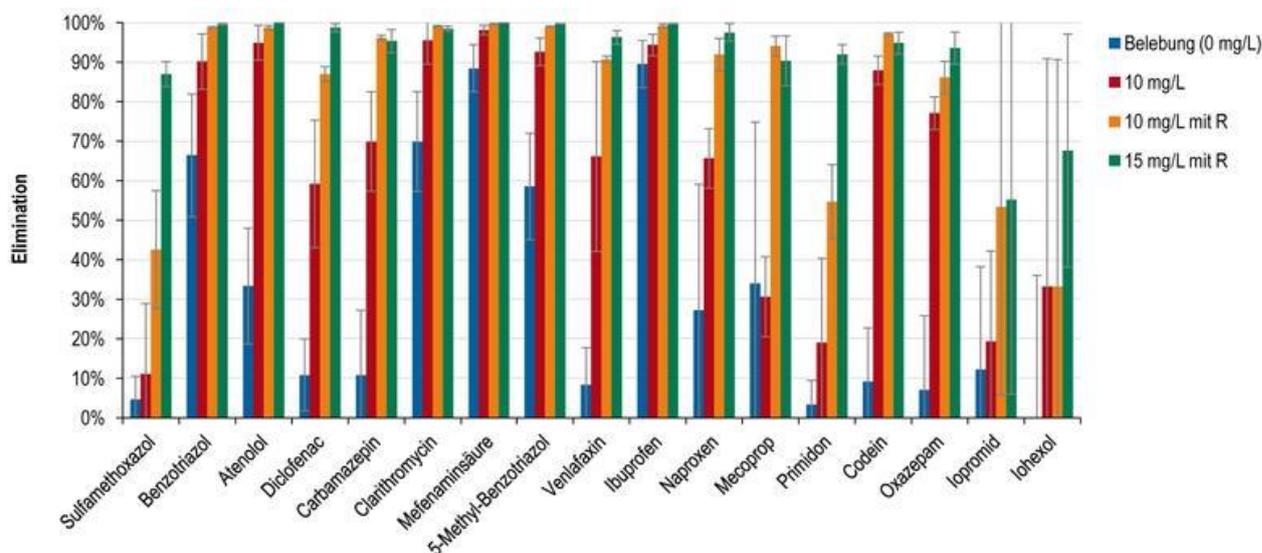


Abbildung 4-9: Eliminationsleistung von PAK, untersucht in Projekten in der Schweiz (Zwickenpflug et al., 2010)

Auch Untersuchungen aus Deutschland haben ebenso belegt, dass mit PAK ein großer Anteil der Spurenstoffe eliminiert werden kann. In der Tabelle 4-1 wurde zusätzlich eine Gegenüberstellung der Ausführungsvarianten von PAK in Bezug auf die Eliminationsrate vorgenommen.

Die generalisierte Eliminationsrate wird wie folgt beschrieben:

- - < 10 % schlecht
- 0 10 bis 50 % mäßig
- + 50 bis 90 %, gut
- ++ > 90 % sehr gut

Tabelle 4-1: Eliminationsleistung von PAK, diversen Projekten aus der Schweiz und Deutschland entnommen (modifiziert nach Bolle und Pinnekamp, 2011)

Spurenstoffe	Nachgeschaltete PAK-Zugabe	Zugabe in die Biologie
Carbamazepin	+ bis ++	++
Diclofenac	+ bis ++	+ bis ++
Metoprolol	++	++
Sulfamethoxazol	0 bis +	0
Diatrizaot	0 bis +	0
AHTN (Tonalid)	++	++
HHCB(Galaxolid)	++	++
Benzotriazol	+ bis ++	+ bis ++
Bisphenol A	++	+
PFT (PFOS/PFOA)	+	0 bis +
TCPP	+ bis ++	0 bis +
EDTA	k. A.	-

Als Vergleich zu der Tabelle 4-1 können die aktuelle Eliminationsleistungen der PAK von Jekel et al. (2016) angegeben werden. Auch hier wird bei einer PAK-Direktdosierung von 20 mg/L PAK direkt in die Belebungsstufe eine Elimination der Substanzen (z. B. Carbamazepin, Diclofenac und Benzotriazol) von 60 – 80 % erreicht und bei Erhöhung der Dosis eine Eliminationsrate von über 90 % erreicht. Bei mäßig bis schwer adsorbierbaren Substanzen wie Sulfamethoxazol werden auch bei einer sehr hohen PAK-Dosis nur etwa 70 % eliminiert.

Die nachgeschaltete Pulveraktivkohlezugabe mit Rückführung in die biologische Reinigungsstufe und mit einer Sedimentation und Filtration ausgestattet wird aktuell als gängigste Variante betrachtet. Die Zugabe in die biologische Stufe wird dagegen aufgrund der erhöhten DOC-Konzentration (Hintergrundmatrix) als nicht wirtschaftlich beurteilt. Die DOC-Konzentration steht in Konkurrenz zu den organischen Spurenstoffen und daher wird eine vergleichsweise höhere Dosiermenge an Pulveraktivkohle benötigt, um zufriedenstellende Eliminationsleistungen zu erreichen. Dies ist dadurch jedoch mit höheren Betriebskosten verbunden.

4.1.2.4 Kosten von Pulveraktivkohle zur Spurenstoffentfernung

Die anfallenden Kosten für die Ausführung eines PAK-Verfahrens sind einerseits vom ausgewählten Verfahren und andererseits von den unterschiedlichen örtlichen Randbedingungen abhängig. Die vor Ort erforderlichen Bauten oder die Nutzung von bestehenden Anlagenteile sowie die bestehenden Baugrundverhältnisse für eine bestimmte Anlagengröße mit einer bestimmten Ausführungsform werden als wichtigste Determinanten im Hinblick auf die Kosten gesehen.

Für Studien, welche die Kosten ermitteln, wurden von Hunziker (2008) in der Schweiz sechs Projekte mit unterschiedlichen Dosiermengen herangezogen. Anschließend wurde eine Kostenschätzung durchgeführt, welche von Abegglen und Siegrist (2012) zusammengefasst wurde und in der Tabelle 4-2 dargestellt ist.

Tabelle 4-2: Kosten bei einem PAK-Verfahren in der Schweiz (Abegglen und Siegrist, 2012)

Ausbaugrösse [EW]	Untersee 6100	Aadorf 18 000	Furt 37 700	Au 66 000	Luzern 250 000	Zürich 600 000
Abwassermenge [1000 m ³ /a]	1160	2870	4890	8640	38 490	77 450

Dosierung 10 mg/l

Betriebskosten [1000 Fr./a]	90	235	325	575	2179	4542
Jahreskosten [1000 Fr./a]	353	629	862	1264	3672	7174
Spezifische Kosten [Fr./m ³]	0.30	0.22	0.18	0.15	0.10	0.09
Spezifische Kosten [Fr./EW/a]	58	35	23	19	15	12

Dosierung 20 mg/l

Betriebskosten [1000 Fr./a]	126	380	528	958	3926	8026
Jahreskosten [1000 Fr./a]	389	774	1065	1674	5419	10 658
Spezifische Kosten [Fr./m ³]	0.33	0.27	0.22	0.19	0.14	0.14
Spezifische Kosten [Fr./EW/a]	64	43	28	25	22	18

Sandfilter

Jahreskosten [1000 Fr./a]	182	430	620	599	1331	3732
spezifische Kosten [Fr./m ³]	0.16	0.15	0.13	0.07	0.03	0.05

Wie aus der Tabelle 4-2 ersichtlich ist, spielt die Ausbaugrösse bei den entstehenden Kosten eine wichtige Rolle. Bei einer Ausbaugrösse von 600 000 EW und einer PAK-Dosierung von 10 mg/l fallen spezifische Kosten von 0.09 FR./m³ (zum Vergleich: ca. 0,082 €/m³ nach aktuellem Wechselkurs, Stand 04.04.2016) an. Im Vergleich bei Ausbaugrößen von 18 000 EW ergeben sich Kosten von 0,22 FR./m³ (zum Vergleich: ca. 0,201 €/m³ nach aktuellem Wechselkurs, Stand 04.04.2016). In der Regel sind die spezifischen Kosten für Sandfilter bei einem größeren Ausbau deutlich geringer, als bei einer kleineren Ausbaugrösse.

In Türk et al. (2013) wurde ein Literaturvergleich von 1998 bis zum Jahr 2012 für PAK-Verfahren durchgeführt und eine Bandbreite von 0,05 bis 0,25 € je behandeltem m³ Abwasser ermittelt. Die Literaturangaben beinhalten aber keine Kosten für die nachgeschaltete Rückhalteeinrichtung von Aktivkohle. Außerdem wurde durch neue Projekte und Kostenstudien wiederum von Türk et al. (2013) eine Bandbreite von 0,03 bis 0,13 € je behandeltem m³ Abwasser angegeben. Diese Angaben zeigen, dass noch ein erheblicher Optimierungsbedarf hinsichtlich der Kosten für die Elimination von Spurenstoffen mit Pulveraktivkohle besteht.

4.1.3 Einsatz von granulierter Aktivkohle zur Spurenstoffentfernung

4.1.3.1 Grundlagen zur granulierten Aktivkohle

Bei granulierter Aktivkohle wird das gereinigte Abwasser aus der biologischen Stufe nach der Nachklärung durch einen mit Aktivkohle gefüllten Filter geführt. Dadurch

kommt es zu einer Adsorption der Spurenstoffe. Ein typisches Fließschema für GAK wird in der Abbildung 4-10 dargestellt. Eine zusätzliche Abtrennung ist hier nicht erforderlich und nach dem Ausschöpfen der Adsorptionskapazität wird die Kohle ausgetauscht und durch neue ersetzt.

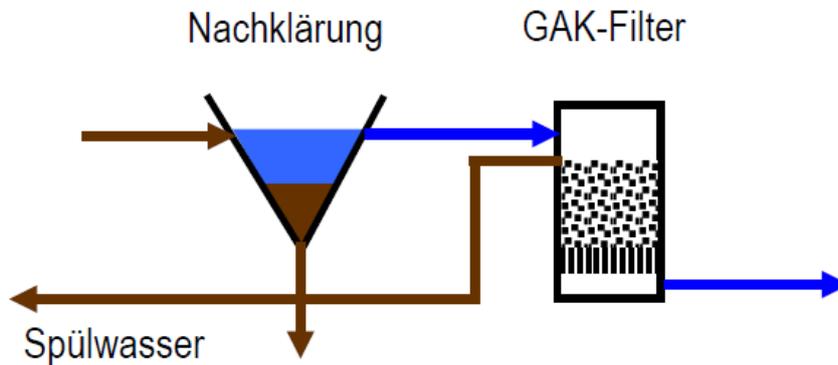


Abbildung 4-10: GAK – typisches Fließschema (Abegglen und Siegrist, 2012)

Im Unterschied zum PAK- wird bei GAK-Verfahren, wie in der obigen Darstellung ersichtlich ist, das Abwasser durch einen mit GAK gefüllten Filter geführt. Dadurch kommt es zur Adsorption der Spurenstoffe. Damit keine Auswaschung der Körner erfolgt, sind die Korndurchmesser im Vergleich zur PAK viel größer.

Granulierte Aktivkohle wird seit Jahren in der Trinkwasseraufbereitung verwendet. Ge-regelt wird dies in der ÖNORM EN 12915.

In der Abwasserbehandlung wird granulierte Aktivkohle in der Regel mit einer Körnung von 0,5 mm bis 4 mm verwendet.

4.1.3.2 Verfahrenstechnik zur Spurenstoffentfernung mit granulierter Aktivkohle

Da GAK-Verfahren in der Regel nach der Biologie installiert werden und nur aus einem Filterbett, gefüllt mit granulierter Aktivkohle bestehen, ist im Vergleich zu der PAK nur ein geringer verfahrenstechnischer Aufwand notwendig.

Die in der Abbildung 4-11 von Abegglen und Siegrist (2012) dargestellten Komponenten werden nachfolgend erläutert.

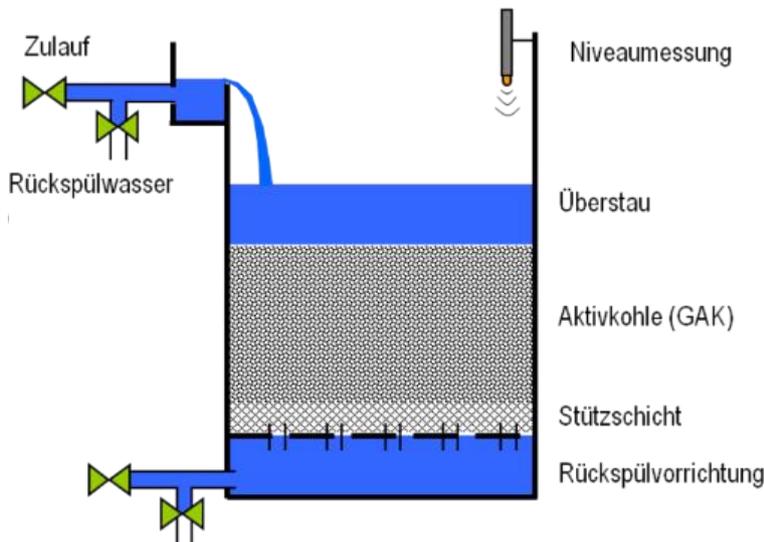


Abbildung 4-11: GAK – Anlagenkomponenten (Abegglen und Siegrist, 2012)

Filterbett

Das Filterbett kann sowohl aus einem wie auch aus mehreren Schichten GAK bestehen, Bei einem GAK-Verfahren ist kein nachgeschaltetes Verfahren für die Abtrennung bzw. Filtration vorgesehen. Daher ist es möglich, die letzte Stützschiicht aus Kies auszuführen.

Rückspülvorrichtung

Aufgrund der kontinuierlich zurückgehaltenen Feststoffe kommt es zu einem stetig zunehmenden Druckverlust. Daher wird eine Rückspülvorrichtung integriert, welche die zurückgehaltenen Feststoffe sowie den Biofilm, welcher sich auf den Kornoberflächen auf dem Filter gebildet hat, durch das Filterbett zurückspülen. Das rückgespülte Abwasser wird entweder in die Vorklärung oder in die Biologie abgeleitet.

Entleerung/Austauschmöglichkeit

Die Entleerung oder Austauschmöglichkeit entsteht dann, wenn die Adsorptionskapazität des GAK-Filtermaterials erreicht wird. Das Filtermaterial wird nach einer bestimmten Zeit mit organischen Spurenstoffen voll beladen sein und muss daher ausgetauscht bzw. erneuert werden.

Mess-, Steuer- und Regelungstechnik (MSR)

Die einfachen Ausführungsformen von GAK-Systemen erfordern nur einen geringen Steuer- und Regelungsaufwand. Die Entleerung bzw. die Austauschmöglichkeit der GAK erfolgt über die Reinigungsleistung der Aktivkohle, jedoch werden geeignete Parametereinstellungen benötigt, um die Austauschintervalle zu bestimmen. Ein Austauschintervall kann z. B. über eine Höhenstandmessung des Wasserstands über dem Filtermaterial festgestellt werden.

Ausführungsformen

Es gibt in Bezug auf den Betriebsdruck (Druck- und Schwerkraftfilter), die Strömungsrichtung (aufwärts- oder abwärts durchströmt) und die Anzahl der Filterzellen (ein- oder mehrstufig) mehrere Möglichkeiten, um ein GAK-Verfahren auszuführen. (Abegglen und Siegrist, 2012)

Die Literatur stützt sich hauptsächlich auf zwei Ausführungsvarianten. Diese werden nachfolgend genauer behandelt. Die anderen Ausführungsformen werden hauptsächlich aus ökonomischer Sicht nicht angewendet.

GAK-Verfahren - Variante 1

Die erste Ausführungsmöglichkeit eines GAK-Verfahrens ist, dass nach den Nachklärbecken der biologischen Stufe ein GAK-Filter installiert wird (siehe Abbildung 4-12). Hierfür können auch bestehende Sandfilter von Kläranlagen herangezogen werden, indem das Füllmaterial des Sandfilters durch granulierter Aktivkohle ersetzt wird. Dieses Verfahren wird aufgrund der platzsparenden Installation und vor allem bei bestehendem Sandfilter gewählt, um die zusätzlichen Kosten für die Aufrüstung der ARA zu verringern. Laut Hillenbrand et al. (2015) entsteht bei der Feststoffeinträger im Filterbett ein Druckverlust, was eine Rückspüleinrichtung vonnöten macht. Die Rückspülung wird hauptsächlich in die Biologie zurückgeführt, sofern hierfür nicht etwas anderes vorgesehen ist.

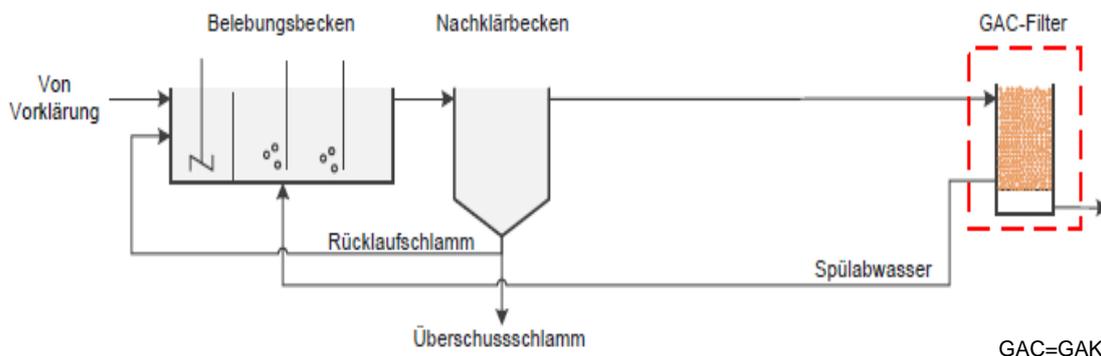


Abbildung 4-12: GAK-Verfahren – Ausführungsvariante 1 (Hillenbrand et al., 2015)

GAK-Verfahren - Variante 2

Als Alternative zur ersten Ausführungsvariante kann eine zusätzliche Filteranlage vorgesehen werden, welche dem GAK-Filter vorgeschaltet ist (siehe Abbildung 4-13). Dadurch wird der Druckverlust, welcher durch die Feststoffe verursacht wird, reduziert und es kommt zu einer Verringerung des Rückspülvorgangs. Durch ein frei von Feststoff durchströmtes Abwasser über die GAK-Filtration kann durch die vorgeschaltete Filteranlage zusätzlich eine längere Standzeit der GAK erzielt werden. (Hillenbrand et al., 2015)

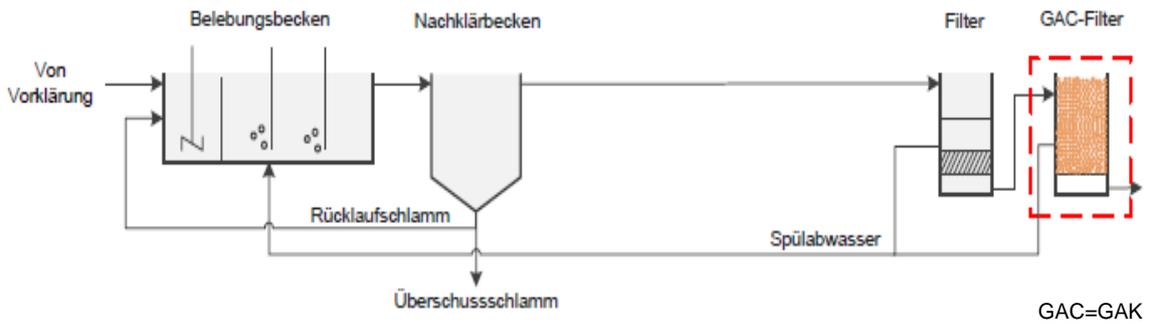


Abbildung 4-13 GAK-Verfahren – Ausführungsvariante 2 (Hillenbrand et al., 2015)

4.1.3.3 Eliminationsleistung von granulierter Aktivkohle zur Spurenstoffentfernung

Die beschriebenen GAK-Verfahren erreichen im Vergleich zu den PAK-Verfahren in kommunalen ARAs vergleichbare Ergebnisse in Bezug auf die Spurenstoffelimination. Die Untersuchungen ausgewählter Projekte zeigten, dass bei einer nachgeschalteten Aktivkohlefiltration mit GAK Eliminationen von über 80 % erreicht werden können. Die Eliminationsleistung ist bei frischer Aktivkohle sehr hoch (siehe Abbildung 4-14), wo in den Prozessabläufen sehr geringe Ablaufkonzentrationen von Spurenstoffen erreicht werden konnten. Die Eliminationsleistung nimmt mit zunehmender Filterstandzeit ab. In der Abbildung 4-14 wird gezeigt, dass bestimmte Spurenstoffe bei einer bestimmten Filterstandzeit sehr schlecht bis kaum zurückgehalten werden können. Für diese in der Abbildung 4-14 dargestellten Untersuchungen wurden ein schlecht adsorbierender Stoff (Sulfamethoxazol), ein mittel adsorbierender Stoff (Carbamazepin) und ein gut adsorbierender Stoff (Metoprolol) herangezogen. Die Ergebnisse wurden als Mittelwerte aus vier Versuchen mit Standardabweichungen für Carbamazepin und Metoprolol und aus zwei Versuchen für Sulfamethoxazol ermittelt. Diese Versuche verdeutlichen, dass eine klare Verschlechterung der Eliminationsleistung des GAK-Filters mit zunehmender Filterstandzeit eintritt. Die Filterstandzeit wird mit dem Begriff BVT (bed volume treated, „Bettvolumen“) ausgedrückt. Diese setzt sich aus Abwasserdurchfluss und Filtervolumen zusammen. Daraus kann Folgendes abgeleitet werden: Je größer die Filterstandzeit BVT ist, desto ein größeres Abwasservolumen kann behandelt werden. Das wirkt sich günstig auf die Kosten aus. (Abegglen und Siegrist, 2012)

$$BVT = \frac{V_{\text{behandelt}} [m^3]}{V_{\text{Filter}} [m^3]} [-]$$

Gleichung 4-1

In der Abbildung 4-14 (rechts) wird die Konzentrationsentwicklung des Ablaufkonzentrats, welche mit zunehmender Filterstandzeit zunehmend ansteigt, dargestellt.

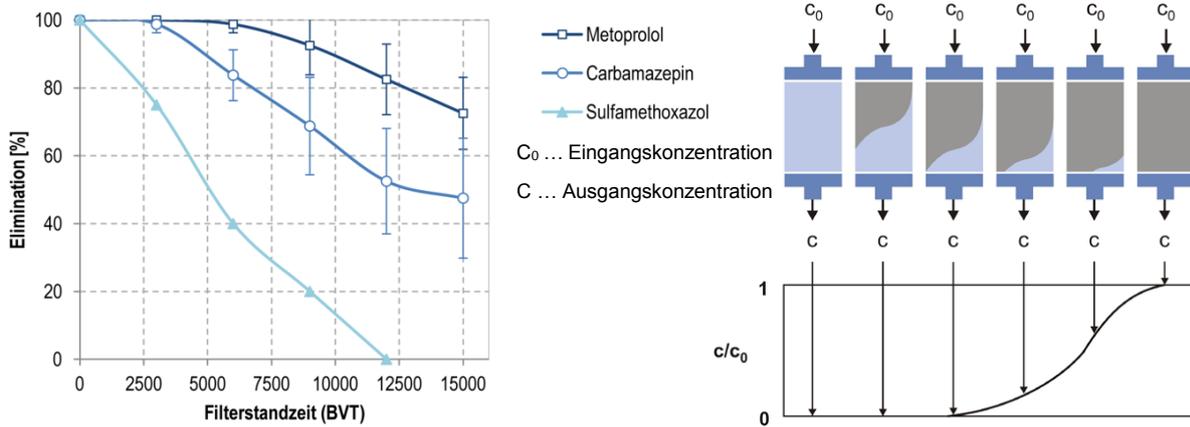


Abbildung 4-14: Eliminationsleistung von GAK-Verfahren bezüglich Filterstandzeit (Abegglen und Siegrist, 2012)

Auch in Deutschland wurden Untersuchungen zur GAK-Filtration durchgeführt. Einige Kläranlagen, wie Düren, Lage oder Obere Lutter, wurden mit dem GAK-Verfahren nachgerüstet.

Die Untersuchungen von Fahlenkamp et al. (2008) zeigen bei einer Filterstandzeit von 190 Tagen unterschiedliche Durchbruchkurven der jeweiligen Stoffe:

- Amidotrizoesäure wird nicht zurückgehalten
- Sulfamethoxazol Durchbruch nach 144 Tagen
- Tonalid Durchbruch nach 146 Tagen
- Galaxolid Durchbruch nach 182 Tagen
- Carbamazepin Durchbruch nach 115 Tagen

Ein vollständiger Durchbruch wird erreicht, wenn die Konzentrationshöhe der Ablaufkonzentration ungefähr jener der Zulaufkonzentration entspricht.

Weitere Ergebnisse zur Eliminationsleistung einer GAK-Filtration sind in der Tabelle 4-3 dargestellt.

Die im Nachfolgenden erreichbaren Eliminationsraten werden wie folgt klassifiziert:

- - < 10 % schlecht
- 0 10 bis 50 % mäßig
- + 50 bis 90 %, gut
- ++ > 90 % sehr gut

Tabelle 4-3: Eliminationsleistung von Spurenstoffen mit GAK-Verfahren aus unterschiedlichen Untersuchungen (modifiziert nach Bolle und Pinnekamp, 2011)

Spurenstoffe	Eliminationsleistung
Carbamazepin	+ bis ++
Diclofenac	++
Metoprolol	k. A.
Sulfamethoxazol	0

Diatrizaot	0 bis +
AHTN (Tonalid)	k. A.
HHCB(Galaxolid)	k. A.
Benzotriazol	k. A.
Bisphenol A	0
PFT (PFOS/PFOA)	+ bis ++
TCPP	+
EDTA	-

Vergleichbare Untersuchungen in Österreich zeigen für sehr gut bis gut adsorbierbare Indikatorsubstanzen, wie Benzotriazol, Carbamazepin und Diclofenac, eine Filterstandzeit von mehr als 10 000 BTV (ca. 165 Tage). (Kreuzinger et al., 2015)

4.1.3.4 Kosten von granulierter Aktivkohle zur Spurenstoffentfernung

Hinsichtlich der Kosten bezüglich granulierter Aktivkohle werden in der Literatur sehr wenige Angaben gemacht. Dies begründet sich einerseits in der fehlenden Forschung und andererseits in dem Mangel an umgesetzten Projekten. Durch die Erfahrungen in der Trinkwasseraufbereitung wird bei Bolle und Pinnekamp (2011) eine sehr große Bandbreite für spezifische Kosten, welche von 0,09 bis 1 € je behandeltem m³ reichen, angegeben. Fahlenkamp et al. (2008) berechnen für ein GAK-Verfahren mit einer vorgeschalteten Sandfiltration eine Kostenbandbreite von 0,11 €/m³ bis 0,26 €/m³. Darüber hinaus ergeben sich 10 % der spezifischen Kosten aufgrund der vorgeschalteten Pumpwerke und der Sandfiltration, welche in der Kostenbandbreite inkludiert sind.

Die Investitionskosten für die GAK-Verfahren hängen stark von den örtlichen Randbedingungen und den vorhandenen Bauwerken ab. Im Fall eines vorhandenen Sandfilters können zusätzliche Kosten eingespart werden, indem der Sandfilter in einen GAK-Filter umgewandelt wird. Betriebskosten hängen dagegen von der Menge der Spurenstoffe ab, welche durch zufließende Abwässer in die GAK-Stufe gebracht und reduziert werden. Dafür ist das Bettvolumen ausschlaggebend. (Türk et al., 2013)

4.2 Weitergehende Abwasserreinigung mit Ozon

4.2.1 Grundlagen zur Ozonung

Der erste Einsatz von Ozon in der Wasseraufbereitung erfolgte im Jahr 1904 in Nizza (Frankreich). Mittlerweile wird es als ein standardisiertes Desinfektionsmittel in der Trinkwasseraufbereitung betrachtet und wegen seiner starken Oxidationsfähigkeit auch zur Geruchs- und Farbreduzierung bei Abwässern eingesetzt. (Schumacher, 2006)

Nach den Erfahrungen von Pilot- und großtechnischen Versuchen, die im Rahmen der Spurenstoffelimination bei kommunalen ARAs umgesetzt wurden, eignet sich die Ozonung für die Entfernung eines sehr breiten Spektrums der organischen Spurenstoffe auf kommunalen ARAs.

Obwohl mittels Ozon eine große Breitbandwirkung hinsichtlich der Spurenstoffelimination erreicht wird, kann es bei Abwässern mit spezieller Belastung aus der Industrie oder dem Gewerbe zu problematischen Stoffumwandlungen kommen. Diese problematischen Stoffumwandlungen werden als ein großer Nachteil der Ozonung angesehen. Um eine Ozonung für die Elimination der anthropogenen Spurenstoffe verwenden zu können, müssen im Vorfeld einige Testverfahren, wie diese in der Abbildung 4-15 dargestellt sind, durchlaufen werden. Erst nach dem Abschluss dieses Prozesses kann eine klare Aussage über die Tauglichkeit der Ozonung hinsichtlich der vorhandenen Abwassermatrix gemacht werden. Für die Interpretation der Ergebnisse aus den Modulen wird ein hohes Fachwissen benötigt. (Wunderlin et al., 2015b)

Bei Entscheidungen für eine Ozonung soll jenes Testverfahren, welches in Wunderlin et al. (2015b) angeführt wird, berücksichtigt werden. Hierbei handelt es sich um fünf Module. Die Module eins bis vier werden im Labor und das Modul fünf direkt am Ort in einer Pilotanlage durchgeführt.

Im ersten Modul werden Abwassermatrixeffekte auf Ozon untersucht. Durch das Stabilitätsverhalten können Aussagen in Bezug auf die direkte und indirekte Oxidation getroffen werden, was für die Spurenstoffelimination wichtig ist.

Im zweiten Modul werden bestimmte Substanzen herangezogen und dadurch die Abbaueffizienz von ozonresistenten Spurenstoffen gemessen und beurteilt. Durch die Ergebnisse aus Modul eins und zwei kann eine Aussage über die Dosiermenge gemacht werden.

Im dritten Modul werden die Umwandlungsprodukte untersucht. Dabei werden besonders die bekannten problematischen Umbauprodukte wie Bromat und Nitrosamine beachtet.

Im vierten Modul entsteht durch zusätzliche Biotests eine Ergänzung der Module eins bis drei. Hier wird darauf geachtet, ob die Toxizität des Abwassers nach der Ozonung steigt oder nicht.

Im fünften Modul werden im Pilotmaßstab direkt Vorort weitere Abklärungen durchgeführt.

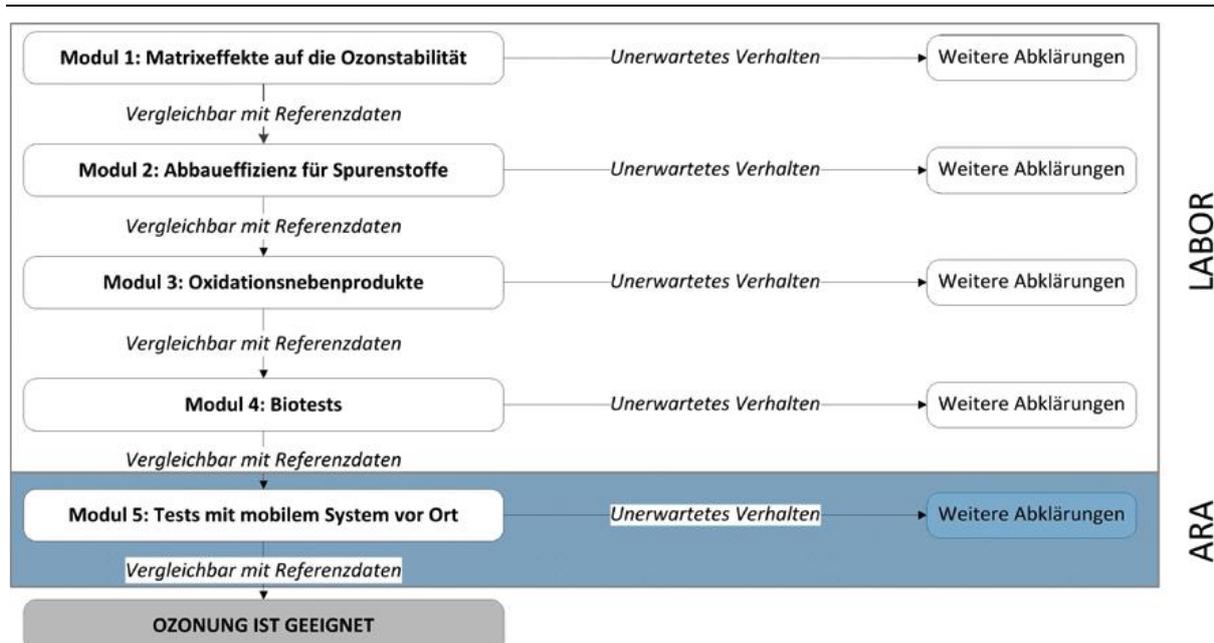


Abbildung 4-15: Übersicht über die Testverfahren zur Eignungsprüfung einer Ozonung (Wunderlin et al., 2015b)

Ozon, auch Trisauerstoff O_3 oder „aktiver Sauerstoff“ genannt, besteht aus drei Sauerstoffatomen und wird als ein äußerst giftiges Gas und als ein starkes Oxidationsmittel betrachtet bzw. eingestuft. Durch die toxischen Eigenschaften kann es bei Menschen zu Schädigungen der Atemwege oder der Lungen kommen. Jedoch wird es wegen seiner starken oxidierenden Wirkung auch zur Zerstörung von organischen Inhaltsstoffen genutzt. In Bezug auf die Abwasserreinigung kann Ozon auch den Geschmack, den Geruch und die Farbe von Wasser verbessern. (Pohling, 2015)

4.2.2 Eigenschaften von Ozon

Ozon (O_3) ist giftig, ein starkes Oxidationsmittel und etwa 1,5-mal so schwer wie Luft. Unter Standardbedingungen, d. h. bei einer Temperatur von 20 °C und bei einem Druck von 1 bar, handelt es sich um eine farblose bis blaue gasförmige Substanz. (Pohling, 2015)

Da Ozon als ein unangenehm stechend riechendes und giftiges Gas vorkommt, wird es mit einer Geruchschwelle von $40\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ angegeben. Durch den MAK-Wert wird die zulässige maximale Konzentration von Ozon in Österreich mit $0,2\text{ mg}/\text{m}^3$ oder $0,1\text{ ppm}$ angesetzt. Deswegen ist es nach Schaar et al. (2011) schon zu riechen, bevor der MAK-Wert überhaupt erreicht wird. In Österreich werden die Informations- und die Alarmschwelle laut Ozon-Gesetz mit $180\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. $240\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ als Ein-Stunden-Mittelwert (stündlich gleitend) angegeben.

Durch die höhere Dichte als Luft und seiner hohen Reaktionsfähigkeit reagiert O_3 schnell zum Sauerstoffmolekül O_2 . Sowohl die Wasserlöslichkeit als auch die Stabilität von Ozon wird von Schaar et al. (2011) beschrieben. Die Faktoren für die Beeinflussbarkeit dieser beiden Parameter werden nachfolgend zusammengefasst:

- Ozon-Partialdruck – Ozon-Konzentration im Feed-gas
- Druck
- Wassertemperatur (niedrigere Temperatur – höhere Löslichkeit)
- pH-Wert (niedrigerer pH-Wert – bessere Stabilität)
- Gehalt an organischen Verbindungen (geringe Konzentrationen – höhere Stabilität)

Außerdem gibt Schaar et al. (2011) an, dass Ozon eine gute Wirkungsfähigkeit mit anorganischen Substanzen (Eisen, Blei, Quecksilber, Nitrit, Sulfid etc.) und organischen Substanzen besitzt. Jene in Tabelle 4-4 dargestellten chemischen Abwasserparameter werden durch das hohe Oxidationspotenzial des Ozons beeinflusst. Daher können sich die Abwasserparameter einerseits verbessern andererseits aber auch verschlechtern. Ozon fungiert für das Abwasser zusätzlich noch als Desinfektions- und Entfärbungsmittel.

Tabelle 4-4: Möglichkeiten zur Veränderung chemischer Abwasserparameter nach Ozonung (gleichbleibend; ansteigend; abnehmend) (Schaar et al., 2011)

		DOC	CSB	BSB	CSB/BSB
Teilweise Oxidation	Erhöhung der Oxidationszahl	↔	↓	↔	↑
Teilweise Oxidation	Molekülspaltung	↔	↔	↑	↓
Vollständige Oxidation	Abspaltung von CO ₂	↓	↓	↓↔	↔

Im wässrigen Umfeld reagiert Ozon auf zwei Arten (siehe Abbildung 4-16):

- Direkte Oxidation mit einem Stoff M
- Indirekte Oxidation mit einem Stoff M (Hydroxylradikale)

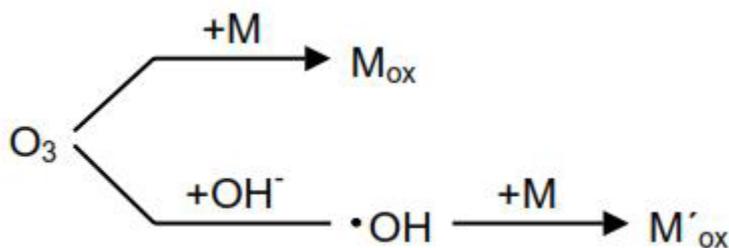


Abbildung 4-16: Ozon-Reaktion in einer wässrigen Lösung (Fahlenkamp et al., 2006)

Direkte Oxidation mittels Ozon

Unter einer direkten Oxidation wird das erhöhte Oxidationspotenzial des Ozons O₃ verstanden, welches mit einer Vielzahl von anorganischen und organischen Substanzen reagiert. Diese Verbindung mit Wasserinhaltsstoffen ist sehr selektiv. Dadurch werden bestimmte chemische Verbindungen, welche aus Doppel-Dreifachbindungen oder aromatischen Ringsystemen bestehen, schnell und andere dafür langsam angegriffen. Einige Spurenstoffe werden nur durch direkte Oxidationswege abgebaut. Als Beispiel

dafür kann die Olefin-Gruppe, wie Carbamazepin, angegeben werden, welche nur durch einen direkten O_3 -Angriff abgebaut werden kann. Andere Spurenstoffe, wie Röntgenkontrastmittel, werden nur durch $OH\cdot$ -Radikale abgebaut. (Schaar et al., 2011)

Indirekte Oxidation mittels Ozon

Durch die Zerlegung des Ozons im Wasser entstehen Radikalkettenreaktionen in Form von Hydroxyl-Radikalen ($OH\cdot$), welche schnell und problemlos mit verschiedenen Wasserinhaltsstoffen reagieren, jedoch nicht selektiv wirken. Obwohl der indirekte Oxidationsweg eine kurze Lebensdauer aufweist, können einige Spurenstoffe in geringen Konzentrationen eliminiert werden. Dieses kann durch eine direkte Reaktion nicht erreicht werden. Spurenstoffe wie beispielweise Röntgenkontrastmittel können nicht allein durch die direkte Oxidation abgebaut werden, sondern werden hauptsächlich durch $OH\cdot$ -Radikale abgebaut. (Barjenbruch et al., 2014)

4.2.3 Verfahrenstechnik zur Spurenstoffentfernung mit Ozon

Die bisherigen Versuche aus Forschungs-, Pilot- oder großtechnischen Projekten haben gezeigt, dass für die Spurenstoffelimination einige Verfahrensmöglichkeiten mit Ozonung verwendbar sind. Die Auswahl der Verfahren kann je nach Eintragsmöglichkeiten sowie nach dem Zugabeort als vor- oder nachgeschaltete Verfahren nach der biologischen Reinigungsstufe eingeteilt werden. Durch diese Verfahrensvielzahl entstehen Vor- und Nachteile, was ein erhebliches Optimierungspotenzial der einzelnen Verfahren bedingt.

Die Ozonbehandlungsanlage, welche als nachgeschaltetes Verfahren in der Abbildung 4-17 dargestellt ist, besteht aus verschiedenen Komponenten. Die Ozonbehandlungsanlage mit dessen wesentlichsten Komponenten wird von Abegglen und Siegrist (2012) wie folgt beschrieben.

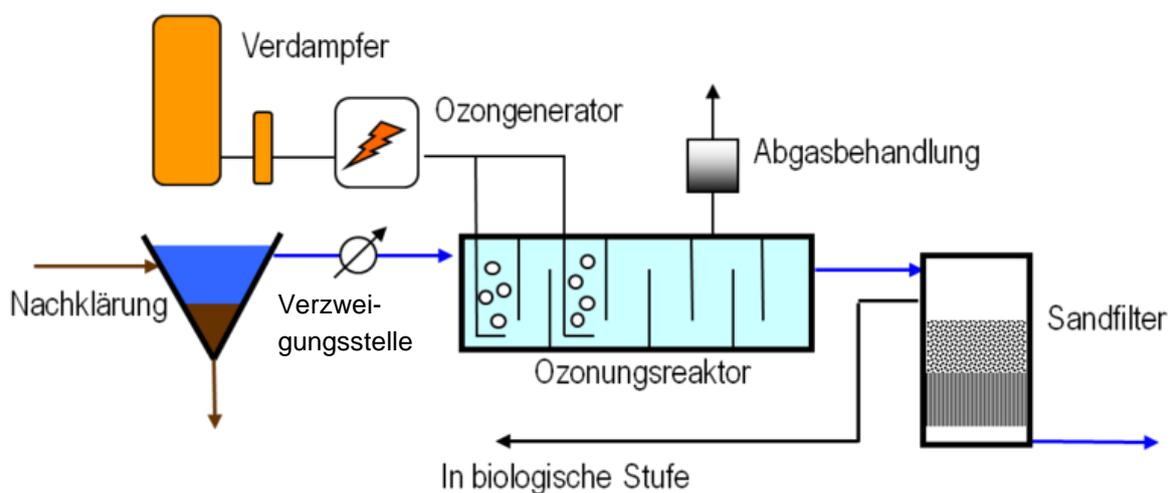


Abbildung 4-17: Fließschema einer Ozon-Anlage als nachgeschaltetes Verfahren (Abegglen und Siegrist, 2012)

Trägergas- und Ozon-Produktion:

Im Vergleich zur PAK kann Ozon nicht einfach vom Hersteller zum Einsatzort geliefert werden. Da Ozon bei hohen Konzentrationen und hohem Druck explosiv ist, wird es am Einsatzort hergestellt und anschließend in den Abwasserstrom eingetragen.

Hinsichtlich der Produktion gibt es drei verschiedene Möglichkeiten, um Ozon für die Spurenstoffelimination am Einsatzort herzustellen.

- **Lufttrocknung**
Bei diesem Verfahren wird getrocknete Luft zur Ozon-Produktion herangezogen. Dieses Verfahren ist mit einem sehr hohen Energiebedarf verbunden und wird in der Regel bei Kläranlagen nicht verwendet.
- **PSA- oder VSA-Anlagen**
PSA steht für Pressure-Swing-Adsorption und VSA für Vacuum-Swing-Adsorption. Hierbei handelt sich nicht um eine Lufttrocknung, wobei der Umgebungsluft Sauerstoff entzogen und dadurch Ozon produziert wird. Für diese Anlagen wird keine externe Ozon-Lieferung benötigt. Dieser Anlagentyp kommt vorwiegend bei Großanlagen, welche mit einem konstanten Gasstrom betrieben werden, zum Einsatz.
- **Flüssiger Sauerstoff:**
Das Verfahren mit flüssigem Sauerstoff wurde bereits bei unterschiedlichen Projekten angewendet. Es wurde in der Schweiz für Pilotversuche in Regensdorf und Lausanne sowie in Deutschland für die großtechnischen Untersuchungen in Schwerte, Duisburg und Bad Sassendorf angewendet. Seine Vorteile können wie folgt zusammengefasst werden:
 - Geringerer Platzbedarf
 - Betriebsstabilität
 - Einfache Steuerung

Als nachteilig wird die Abhängigkeit von externen Lieferanten gesehen.

Ozonungsreaktor

Im Kontaktbecken werden Ozon und Abwasser vermischt, wobei das Ozon mit den Abwasserinhaltsstoffen reagiert. Um eine ideale Ausnützung zu erreichen, sollte der Reaktor als Röhrenreaktor bzw. als Rührkesselkaskade gestaltet werden. Die Größe des Reaktors ist abhängig von der Abwasserzusammensetzung, dem Durchfluss sowie der Dosiermenge. Um eine Gefährdung des Betriebspersonals auszuschließen, muss der Reaktor dicht verschlossen sein und ausschließlich ozonbeständiges Material verwendet werden.

Im Hinblick auf die Eintragsvarianten von O₃ wird das Diffusionssystem oder das Injektionssystem (in der Schweiz als statischer Mischer bekannt) angewendet

(Harmjanßen und Rummler, 2015). Bei Diffusionssystemen wird, wie in der Abbildung 4-18 zu sehen ist, Ozon feinblasig in einer Eintragstiefe von mehr als 4 m mit den Abwasserinhaltsstoffen vermischt. Für eine optimale Durchmischung werden Trennwände zwischen den Abschnitten errichtet. Bei Injektionssystemen wird Ozon in einen Teilstrom des Abwassers injiziert. Aufgrund einer höheren Ozon-Dosis ist laut Abegglen und Siegrist (2012) eine höhere Bromaterzeugung möglich.

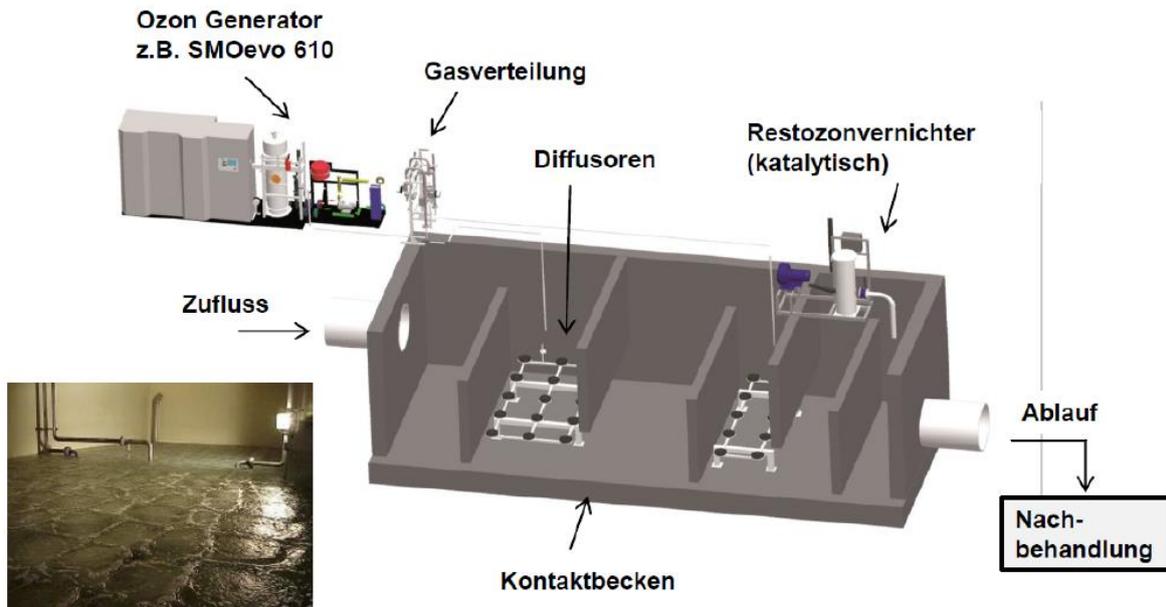


Abbildung 4-18: Ozon-Reaktor – Bestandteile (Harmjanßen und Rummler, 2015)

Gemäß den Untersuchungen in unterschiedlichen Quellen zu dieser Arbeit sollte ein Ozonkontaktreaktor folgende Merkmale besitzen:

- Aufenthaltszeit ca. 10 bis 30 min
- Feinblasige Begasung
- Einblastiefe
- Kaskadierung
- Anzahl der Einblasstellen.

Restozonvernichter

Ozon ist ein stechend riechendes, giftiges Gas mit einer Geruchsschwelle von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Da das Ozon-Reaktorbecken gasdicht ausgeführt ist, wird die Abluft durch einen Restozonvernichter geleitet und bereinigt. Auf diese Weise wird die Ozonkonzentration in der Umgebungsluft dermaßen reduziert, sodass keine gesundheitlichen Probleme entstehen können.

Sicherheitstechnik

Ozon ist ein gefährliches Gas und hat zudem eine stark reizende Wirkung auf die Atemwege. Bei Inhalation kann dieses Gas außerdem zu Atemnot bzw. Bewusstlosigkeit führen. Aus diesen Gründen müssen Personen, welche mit Ozon in Kontakt treten,

geschützt werden. Die erforderlichen Sicherheitsvorkehrungen sind sowohl von Abegglen und Siegrist (2012) als auch in der ARGE TP6 von Grünebaum (2013) getestet und beschrieben.

Mess-, Steuer- und Regelungstechnik (MSR)

Für eine Ozon-Anlage sind unterschiedliche Mess-, Steuer- und Regelungstechniken zu beachten. MSR-Technik ist für die Betriebssicherheit, einem fehlerfreien Gasfluss und für die erforderliche Ozon-Dosis erforderlich.

Abegglen und Siegrist (2012) listen zurzeit gängige Ozon-Dosierungsmöglichkeiten wie folgt auf:

- Durchflussproportionale Dosierung
- Dosierung proportional zur DOC-Fracht
- Dosierung in Abhängigkeit vom gelösten Ozon
- Dosierung anhand des UV-Signals

Nachbehandlung

Ein maßgebender Nachteil bei der Ozonung sind die durch die Oxidation entstehenden Transformationsprodukte. Diese Umwandlungsstoffe müssen durch eine zusätzliche Nachbehandlung aufbereitet werden, bevor das Abwasser in die Gewässer weitergeleitet werden kann.

Außerdem ist eine nachgeschaltete Nachbehandlung auch für die zusätzliche Reduzierung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs (BSB₅) im Ablauf von Kläranlagen dienlich.

Dabei können die entstandenen Umwandlungsprodukte, deren Wirkungen noch weitgehend unbekannt sind, durch die Nachbehandlung reduziert werden. Als Nachbehandlungsverfahren kommen die nachfolgenden Verfahren in Frage:

- Wirbelbettreaktoren
- Schönungsteiche
- Sandfilter
- GAK-Filter, etc.

4.2.3.1 Ausführungsformen von Ozon-Verfahren zur Spurenstoffentfernung

Die Ozonung kann wie die Spurenstoffeliminationsverfahren mit PAK oder GAK in eine bestehende ARA integriert werden. Auch hier ist eine Vielzahl von Ausführungsvarianten möglich. Neben den verschiedenen Arten der Eintragsmöglichkeiten kann zwischen den vor- oder nachgeschaltete Verfahren unterschieden werden.

Die bisherigen Erfahrungen haben gezeigt, dass sich der Einsatz der Ozonung nach der biologischen Reinigungsstufe aus ökonomischen Gründen sowie aus der Sicht des Ozon-Verbrauchs für die Elimination der Spurenstoff besser eignet. (Hillenbrand et al., 2015; Abegglen und Siegrist, 2012; Wunderlin et al., 2015)

In der Literatur werden unterschiedliche Ausführungsvarianten benannt. Nachfolgend ist ein Überblick hierzu angeführt:

- Ozonierung mit nachgeschalteter PAK-Adsorptionsstufe
- Ozonierung mit nachgeschalteter Sandfiltration
- Ozonierung mit nachgeschalteter GAK-Adsorptionsstufe
- Ozonierung mit nachgeschaltetem Schonungsteich
- Ozonierung mit nachgeschaltetem Wirbelbett
- Ozonierung mit Rezirkulation in der Belebung

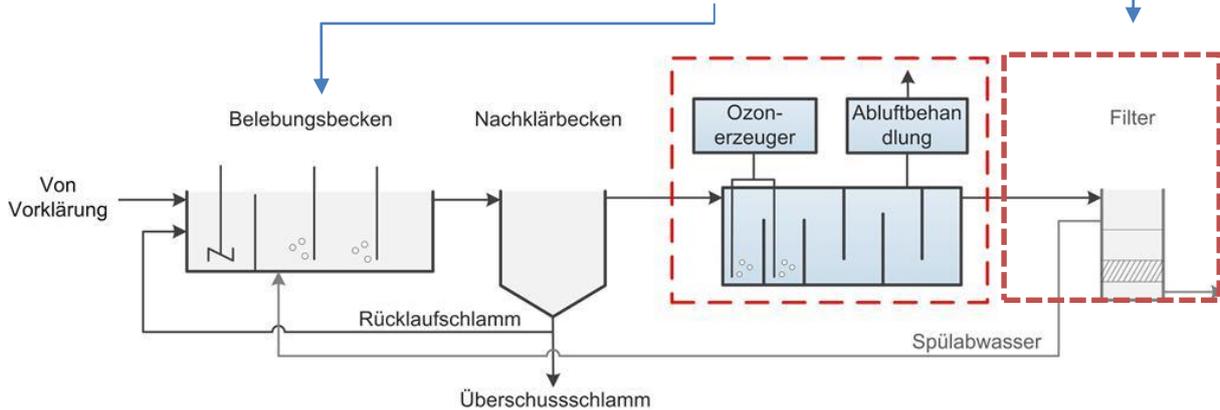


Abbildung 4-19: Ozon – Ausführungsformen (Hillenbrand et al., 2015)

Wie bei der PAK kann auch die Ozonung mit einer Rezirkulationstechnik in den Belebungsbecken ausgestattet sein. Somit können die Abwasserinhaltsstoffe in der Biologie zerkleinert werden. (Harmjanßen und Rummler, 2015)

Die zerkleinerten Wasserinhaltsstoffe, aber auch ein Teil des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) können zusätzlich in der herkömmlichen biologischen Reinigungsstufe abgebaut werden. Durch einen Pilotversuch in Wien im Jahr 2011 wurde von Schaar et al. (2011) gezeigt, dass die chemischen Abwasserparameter durch eine Ozonierung von 0,6 bis 0,7 gO₃/gDOC zu einer Absenkung des CSB-Werts führen, aber gleichzeitig eine Erhöhung beim biologischen Sauerstoffbedarf (BSB₅) auslösen. Der zweite Pilotversuch in Österreich von Kreuzinger et al. (2015) brachte hervor, dass Substanzen wie Diclofenac und Carbamazepin bei 0,4 gO₃/gDOC bis unter die Nachweisgrenzen entfernt werden. Trotzdem wird auch hier eine Ozon-Dosis von 0,7 gO₃/gDOC zur Elimination empfohlen. Auf diese Weise können Umwandlungsprodukte, wie beispielsweise Bromat, welche einen ökotoxikologischen Effekt aufweisen, reduziert werden.

Durch die BSB₅-Zunahme können negative Einwirkungen auf Oberflächengewässer, wie beispielsweise eine Sauerstoffzehrung, entstehen. Um dieses Problem zu reduzieren, wird nach der Ozonung eine nachgeschaltete biologische Stufe durch eine Filtration vorgesehen, um somit die BSB₅- aber auch die CSB-Ablaufkonzentrationen weiter zu reduzieren. Durch den Oxidationsvorgang entstehen neue Transformationsprodukte, welche eine ökotoxikologische oder humantoxikologische Wirkung haben können. Aus diesen Umwandlungsprodukten können sich Bromat oder Nitrosamine bilden, zu denen bereits eine kanzerogene Wirkung nachgewiesen wurde. Ein weiteres

Problem wurde bei einer hohen Ozon-Dosis in Abwasser mit hohem Nitrit-Gehalt beobachtet, da beide Stoffe sehr schnell miteinander reagieren. Durch die Reaktion entsteht Nitrit, welches giftig ist und den Sauerstofftransport verhindert. Aus ökonomischer Sicht entsteht dadurch auch ein zusätzlicher Energieverbrauch für die Spurenstoffelimination in den Belebungsbecken. (Harmjanßen und Rummler, 2015)

4.2.4 Eliminationsleistung von Ozon-Verfahren zur Spurenstoffentfernung

Mit Ozon kann wie mit PAK oder GAK eine Bandbreite von Spurenstoffen aus dem kommunalen Abwasser reduziert werden. Auch mit Hilfe der Ozonung lassen sich auf Basis der recherchierten und erwähnten Literaturquellen Eliminationsraten von 80 % und höher erreichen.

Laut Abegglen und Siegrist (2012) werden viele Substanzen bereits bei geringen Ozon-Dosen komplett eliminiert, aber einige Spurenstoffe, wie Röntgenkontrastmittel, einige Biozide und das Schmerzmittel Ibuprofen, können auch bei einer sehr hohen Dosis nur in einem geringen Maße reduziert werden (siehe Abbildung 4-20). Daneben werden aber gemäß Maus et al. (2014) z. B. Carbamazepin und Diclofenac bei einer Ozon-Dosis von 5 mg O₃/L bereits nahezu vollständig aus dem Abwasser entfernt.

Die Abbildung 4-20 zeigt außerdem, dass mit einer hohen Dosis an Ozon auch schwer oxidierbare Substanzen, beispielsweise das Kontrastmittel Iopromid, reduziert werden können. Eine Reduktion von schwer oxidierbaren Substanzen ist ansonsten in herkömmlichen kommunalen Kläranlagen kaum möglich.

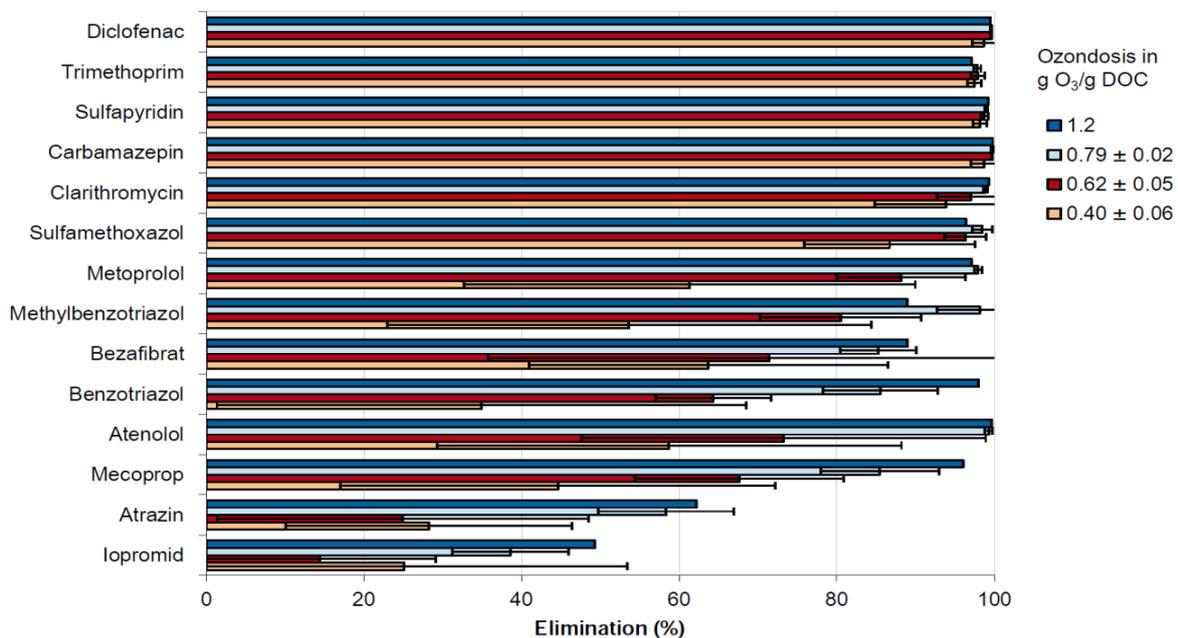


Abbildung 4-20: Eliminationsleistung von Ozon-Verfahren zur Spurenstoffelimination (Abegglen und Siegrist, 2012)

Untersuchungen haben ergeben, dass bei eine Ozon-Dosis von 0,7 bis 0,9 gO₃/gDOC sehr gute Eliminationsraten erreicht werden können. Die Reinigungsleistung wird ei-

nerseits von den betrachteten Spurenstoffen und andererseits von der Ozon-Dosis bestimmt. (Schaar et al., 2011; Bolle und Pinnekamp, 2011; Abegglen und Siegrist, 2012; Hillenbrand et al., 2015; Kreuzinger et al., 2015)

Auch Untersuchungen in Deutschland zur Elimination von Spurenstoffen mit Ozon ergaben erfolgreiche Resultate. Obwohl die Ergebnisse vielversprechend sind, werden bis dato in Deutschland nur in Nordrhein-Westfalen (NRW) Ozon-Anlagen eingesetzt. In Baden-Württemberg werden hingegen PAK und GAK bevorzugt.

Die Eliminationsleistung von Ozon wird aus unterschiedlichen Untersuchungen wie folgt beschrieben:

- - < 10 % schlecht
- 0 10 bis 50 % mäßig
- + 50 bis 90 %, gut
- ++ > 90 % sehr gut

Tabelle 4-5: Eliminationsleistung von Ozon aus unterschiedlichen Untersuchungen (modifiziert nach Bolle und Pinnekamp, 2011)

Spurenstoffe	Eliminationsleistung
Carbamazepin	++
Diclofenac	++
Metoprolol	+ bis ++
Sulfamethoxazol	++
Diatrizoat	0 bis +
AHTN (Tonalid)	+ bis ++
HHCB (Galaxolid)	++
Benzotriazol	k. A.
Bisphenol A	0
PFT (PFOS/PFOA)	-
TCPP	0
EDTA	0 bis +

Als Vergleich zur Tabelle 4-5 können auch die aktuellen Eliminationsleistungen der PAK von Jekel et al. (2016) und Kreuzinger et al. (2015) angegeben werden. Auch hier wird mit einer Ozon-Dosis von 0,7 gO₃/gDOC eine Eliminationsrate von über 80 % erreicht. Bei höherer Ozonzehrung wird eine noch bessere Eliminationsrate erreicht, wobei aber ausdrücklich darauf hingewiesen wird, dass diese zu einer Bromat-Bildung führen kann.

4.2.4.1 Kosten von Ozon-Verfahren zur Spurenstoffentfernung

Die Kosten einer Ozonung für die Spurenstoffelimination sind mit jener des PAK-Verfahrens vergleichbar. Ebenso wirken sich die örtlichen Randbedingungen, die spezifi-

schen Anwendungsformen, die erforderlichen Bauten sowie die Nutzung der bestehenden Anlagenteile auf die Kosten einer Ozon-Stufe aus und bestimmen den finanziellen Aufwand maßgeblich.

Diesbezüglich wurde von Hunziker (2008) eine Kostenstudie durchgeführt. Diese Daten wurden von Abegglen und Siegrist (2012) in der nachfolgenden Tabelle 4-6 zusammengefasst:

Tabelle 4-6: Kosten für die Ozon-Verfahren in der Schweiz (Abegglen und Siegrist, 2012)

Ausbaugrösse (EW)	Untersee 6100	Aadorf 18 000	Furt 37 700	Au 66 000	Luzern 250 000	Zürich 600 000
Abwassermenge (1000 m ³ /a)	1160	2870	4890	8640	38 490	77 450

Dosierung 5 mg/l

Betriebskosten [1000 Fr./a]	47	126	139	254	857	1782
Jahreskosten [1000 Fr./a]	207	388	461	711	1697	2869
Spezifische Kosten [Fr./m ³]	0,18	0,14	0,09	0,08	0,04	0,04
Spezifische Kosten [Fr./EW/a]	34	21	12	11	7	5

Dosierung 10 mg/l

Betriebskosten [1000 Fr./a]	66	199	228	415	1613	3302
Jahreskosten [1000 Fr./a]	231	478	573	940	2632	4814
Spezifische Kosten [Fr./m ³]	0,20	0,17	0,12	0,11	0,07	0,06
Spezifische Kosten [Fr./EW/a]	38	26	15	14	10	8

Sandfilter

Jahreskosten [1000 Fr./a]	182	430	621	627	1331	3732
spezifische Kosten [Fr./m ³]	0,16	0,15	0,13	0,07	0,03	0,05

Die Tabelle 4-6 veranschaulicht, dass die Ozonung bei kleineren Ausbaugrößen im Vergleich zu größeren Anlagen sehr teuer werden kann. Die Zahlen in der Tabelle 4-6 verdeutlichen, dass für eine Ausbaugröße von 6 100 E bei einer Dosierung von 10 mg/l die spezifischen Kosten 0.20 FR./m³ (nach aktuellem Wechselkurs ca. 0,18 €/m³, Stand 04.04.2016) betragen. Bei einer großen Anlage mit einer Ausbaugröße von 600 000 E liegen die Kosten bei 0.06 FR./m³ (nach aktuellem Wechselkurs ca. ca. 0,055 €/m³, Stand 04.04.2016). Generell kann daraus geschlossen werden, dass die spezifischen Kosten mit zunehmender Ausbaugröße geringer werden.

Auch Abbildung 4-21 zeigt, dass sich mit steigenden Einwohnerwerten und den daraus resultierenden größeren Anlagen die Investitionskosten einer Ozonung dementsprechend verringern.

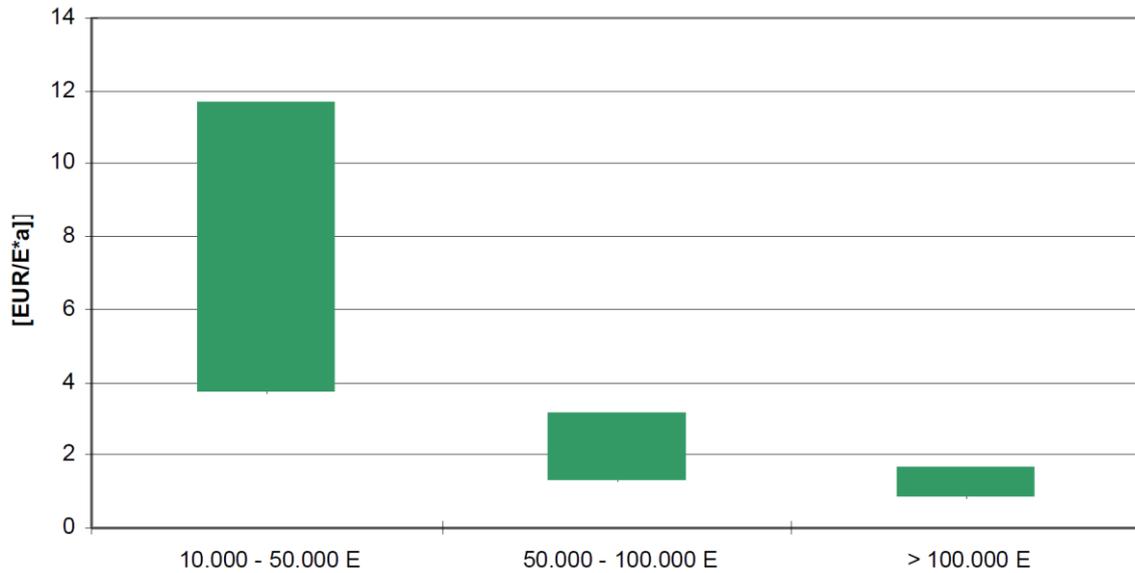


Abbildung 4-21: Bandbreite der spezifischen Investitionskosten für Ozon-Verfahren (Bolle und Pinnekamp, 2011)

Die Literatur gibt für die spezifischen Kosten der Ozonung eine Bandbreite von 0,07 bis 0,21 € je behandeltem m³ Abwasser an. Die Literaturangaben beinhalten aber keine Kosten für nachgeschaltete Filtrationsstufen. (Türk et al., 2013)

4.3 Gegenüberstellung der Verfahren zur Spurenstoffelimination

In diesem Kapitel werden die bisher beschriebenen Verfahren unter Verwendung von Ozon, PAK und GAK zur Spurenstoffelimination gegenübergestellt und bewertet. Es wird beschrieben, welche Verfahren hinsichtlich der Spurenstoffelimination in kommunalen ARAs zu bevorzugen und welche aus diversen Gründen, wie Eliminationsleistung, Kosten oder Wirtschaftlichkeit, nur untergeordnet zu verwenden sind. Es werden Verfahren in Bezug auf die Eliminationsleistung, die Kosten sowie die Vor- und Nachteile gegenübergestellt und dadurch Aussagen bezüglich der Wirksamkeit der Methoden zur Spurenstoffeliminationsleistung gemacht. Da die beschriebenen Verfahren aus unterschiedlichen Quellen stammen und unterschiedlich erprobt bzw. getestet wurden, können keine absoluten Aussagen hinsichtlich der Dosiermenge, der vorhandenen Abwassermatrix und anderen Randbedingungen getroffen werden.

4.3.1 Eliminationsleistung der Verfahren zur Spurenstoffelimination

Bei der Gegenüberstellung der Verfahren zur Spurenstoffelimination aus dem kommunalen Abwasser spielt die Eliminationsleistung der Verfahren für die spätere Realisierbarkeit eine wichtige Rolle. In der Abbildung 4-22 wird ein Gesamtvergleich der Verfahren in Bezug auf die Eliminationsleistung dargestellt. Aus der Abbildung ist ersichtlich, dass keines der Verfahren eine 100-prozentige Reduzierung der Substanzen aus dem Abwasser gewährleisten kann. Dennoch wird deutlich, dass einige Verfahren, besonders die Eliminationen mit Ozon, PAK sowie GAK, eine wirksame Reduktion der Spurenstoffe erreichen können. Aus unterschiedlichen Quellen, die in der vorliegenden Arbeit angegeben worden sind, wird eine Elimination von über 80 % der Substanzen mit diesen Verfahren bestätigt. Es ist ebenfalls ersichtlich, dass noch Forschungsbedarf für die verschiedenen Verfahren besteht, um noch eindeutiger Aussagen über die Eignung der Verfahren in Bezug auf die Eliminationsleistung treffen zu können.

In der Abbildung 4-22 werden die wichtigsten Leitspurenstoffe aus den Bereichen Pharmaka, synthetische Moschusverbindungen (künstlich hergestellte Duftstoffe) und Industriechemikalien angegeben. Anhand dieser Leitparameter wird die Eliminationsleistung der Verfahren ermittelt und verglichen.

Kurzbezeichnungen:

- NF = Nanofiltration
- RO = Umkehrosmose (Reverseosmose)
- AOP = Verfahren der erweiterten Oxidation (Advanced Oxidation Process)
- UV = Ultraviolettstrahlung
- H₂O₂ = Wasserstoffperoxid

Die generalisierte Eliminationsrate wird wie folgt beschrieben:

- | | | |
|------|--------------|----------|
| • - | < 10 % | schlecht |
| • 0 | 10 bis 50 % | mäßig |
| • + | 50 bis 90 %, | gut |
| • ++ | > 90 % | sehr gut |

Spurenstoffe	Verfahren	Ozonung	GAK-Filtration	PAK-Zugabe in ein Kontaktbecken	PAK-Zugabe in einen Flockungsraum	NF / RO	UV / H ₂ O ₂	O ₃ / H ₂ O ₂	O ₃ / UV
Pharmaka	Carbamazepin	++	+ bis ++	+ bis ++	0 bis +	++	+ bis ++	++	++
	Diclofenac	++	++	+ bis ++	0 bis +	++	++	++	++
	Metoprolol	+ bis ++	k. A.	++	k. A.	k. A.	+ bis ++	0 bis +	k. A.
	Sulfamethoxazol	++	0	0 bis +	- bis 0	++	+ bis ++	+ bis ++	++
	Amidotrizoensäure/Diatrizoat	0 bis +	- bis +	0 bis +	-	++	k. A.	0	0
Synth. Mochus- verbin- dungen	AHTN (Tonalid)	+ bis ++	k. A.	++	k. A.	++	k. A.	k. A.	k. A.
	HHCb (Galaxolid)	++	k. A.	++	k. A.	++	k. A.	k. A.	k. A.
Industriechemikalien	Benzotriazol	+	k. A.	+ bis ++	0 bis +	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.
	Bisphenol A	0 bis ++	0	++	Ablaufwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze	+ bis ++	++	k. A.	k. A.
	Perfluorierte Tenside	-	+ bis ++	+	k. A.	+ bis ++	+ bis ++	k. A.	- bis 0
	TCPP	0	+	+ bis ++	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	0
	EDTA	0 bis +	-	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	+

Abbildung 4-22: Wirksamkeit verschiedener Verfahren bezüglich der Elimination ausgewählter Spurenstoffe (Bolle und Pinnekamp, 2011)

4.3.2 Kosten der Verfahren zur Spurenstoffelimination

Die durchgeführte Kostenbetrachtung stützt sich auf Literaturangaben, welche sich aus Betriebskosten, Investitionskosten oder Gesamtjahreskosten zusammensetzen. Die in bisherigen Projekten erstellten Kostenabschätzungen können stark variieren und stammen aus unterschiedlichen Quellen aus der Schweiz, Deutschland und Österreich. Die maßgebenden Quellen in Bezug auf die Kosten einer vierten Reinigungsstufe sind in der Schweiz Hunziker (2008) sowie Haltmeier und Pazhepurackel (2012). Für Deutschland sind mehrere Literaturquellen zu finden, welche sich mit Kostenmodellen beschäftigen. In dieser Arbeit wurden die Quellen Hillenbrand et al. (2015), Bolle und Pinnekamp (2011), Günthert und Rödel (2013) und Türk et al. (2013) herangezogen, um eine Zusammenfassung aller relevanten Kostenmodelle zu erstellen.

Die aus unterschiedlichen Projekten ermittelten Kosten können aufgrund unterschiedlicher Einheitspreise und Dimensionierungsgrößen nicht direkt auf andere Projekte übertragen werden. Die Ergebnisse geben einen guten Überblick über die Bandbreite der Kosten von diversen Ausführungsverfahren. Als ein Beispiel können die bei steigenden Einwohnerwerten geringeren Investitionskosten angeführt werden, wie dieses in Kapitel 4.2.4.1 in Abbildung 4-21 gezeigt wurde.

In den oben genannten Literaturquellen werden die Kosten in Investitionskosten, Betriebskosten und Jahreskosten eingeteilt.

Investitionskosten

Unter Investitionskosten werden jene Kosten verstanden, welche für die Erstellung, den Erwerb oder zur Erneuerung von Anlagen benötigt werden. Diese Kosten setzen sich aus den Kosten für die Bautechnik, die Maschinentechnik, die Elektrotechnik und für jene Nebenkosten, die einmalig aufzuwenden sind, zusammen (Honorare, Gutachten, Unvorhergesehenes, etc.).

Im Sinne einer Vereinheitlichung der Nutzungszeiträume aus unterschiedlichen Literaturquellen, werden die Bautechnik mit 30 Jahren, die Maschinentechnik mit 15 Jahren und die Elektrotechnik je nach betrachteter Literaturquelle mit 10 oder mit 15 Jahren angenommen.

Betriebskosten

Die Betriebskosten, die aus Personalkosten, Energiekosten, Wartungskosten, Unterhaltskosten und Betriebsmittelkosten bestehen, werden in wiederkehrenden Perioden fällig. Den Großteil der Betriebskosten bilden die Betriebsmittelkosten. Laut Hunziker (2008) fallen die Kosten für Sauerstoff, Pulveraktivkohle, Schlamm Entsorgung und Flokkungshilfsmittel unter Betriebsmittelkosten.

Jahreskosten

Die Jahreskosten bestehen aus jährlichen Betriebskosten und jährlichen Kapitalkosten. Für einen Vergleich der spezifischen Jahreskosten von unterschiedlichen Kostenmodellen werden diese in m³ behandeltes Abwasser oder in m³ Frischwasser angegeben.

Bis Ende des Jahres 2015 wurden laut Hillenbrand et al. (2015) 17 Veröffentlichungen in Bezug auf Kostenangaben ausgewertet. Für die 17 Veröffentlichungen, davon zwei Kostenmodelle aus der Schweiz und die rechtlichen 15 aus Deutschland, wurden 30 Kläranlagen untersucht. Davon befinden sich 23 in Deutschland und sieben davon in der Schweiz. Die entstandenen Kosten sind von unterschiedlichen Faktoren abhängig, wie von der Ausführungsform, den vorhandenen Bauwerken, der Maschinenteknik und den Betriebsmitteln. Die Betriebskosten hängen stark von der Ausführungsform und somit von der Dosiermenge ab, um eine bestimmte Eliminationsrate zu erreichen. Die Investitionskosten werden vor allem von örtlichen Gegebenheiten bestimmt, wie die verfügbare Flächengröße oder bereits vorhandene Bauwerke.

Aus diesen Veröffentlichungen wurde laut Hillenbrand et al. (2015) eine Bandbreite an spezifischen Kosten für die vierte Reinigungsstufe für unterschiedliche Verfahren zusammengestellt (siehe Abbildung 4-23). Die spezifischen Kosten beziehen sich ausschließlich auf die Kläranlagengrößenklassen (GK) drei bis fünf.

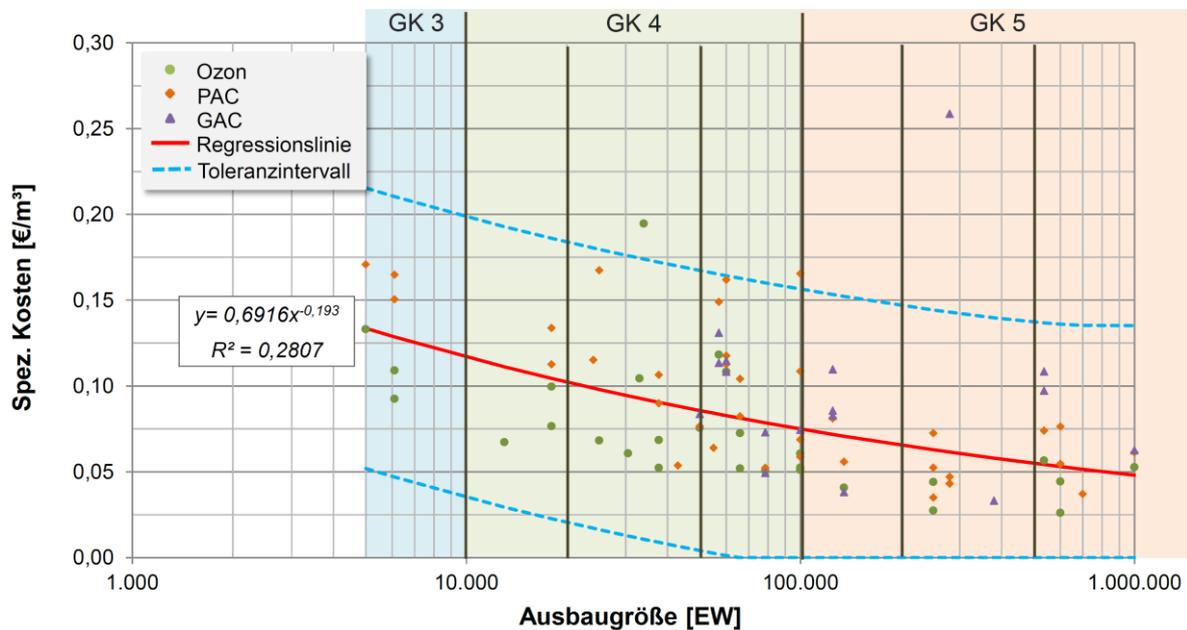


Abbildung 4-23: Kosten – Regressionsanalyse der Literaturangaben (Hillenbrand et al., 2015)

Die Abbildung 4-23 zeigt durch das Gütemaß der Regressionsanalyse R^2 eine 28,1-prozentige Erklärung der Unterschiede aus den Publikationen. Als Ursachen für diese statischen Unsicherheiten in der Kostenschätzung, die sich aus den restlichen 71,9 % ergibt, werden die oben genannten Gründe angeführt. Außerdem wird angegeben,

dass sich die spezifischen Kosten der Verfahren für die vierte Reinigungsstufe mit einer Wahrscheinlichkeit von 95 % zwischen dem Toleranzintervall befinden. Der Toleranzbereich wurde durch folgende Formel bestimmt:

$$y_i^* = \tilde{y}_i \pm t_{\left(\frac{\alpha}{2}; n-2\right)} * s_{y/x} * \sqrt{1 + \frac{1}{n} + \frac{(x_i - \bar{x})^2}{n * s_x^2}} \quad \text{Gleichung 4-2}$$

Durch diese Zusammensetzungen ergeben sich laut Hillenbrand et al. (2015) spezifischen Jahreskosten unter Betrachtung der statischen Unsicherheiten von 0,124 €/m³ in der Größenklasse 3 bis 0,051 €/m³ in der Größenklasse 5.

Auch bei Bolle und Pinnekamp (2011) sowie Türk et al. (2013) wird eine Bandbreite an Kosten für die Spurenstoffelimination angegeben. Um einen Überblick über die gesamte Bandbreite der Kostenschätzung aus der Literatur zu bekommen, wurden von Bolle und Pinnekamp (2011) in der Abbildung 4-24 entweder die Investitionskosten, die ermittelten Jahreskosten oder auch nur die Betriebskosten herangezogen und vergleichend gegenübergestellt.

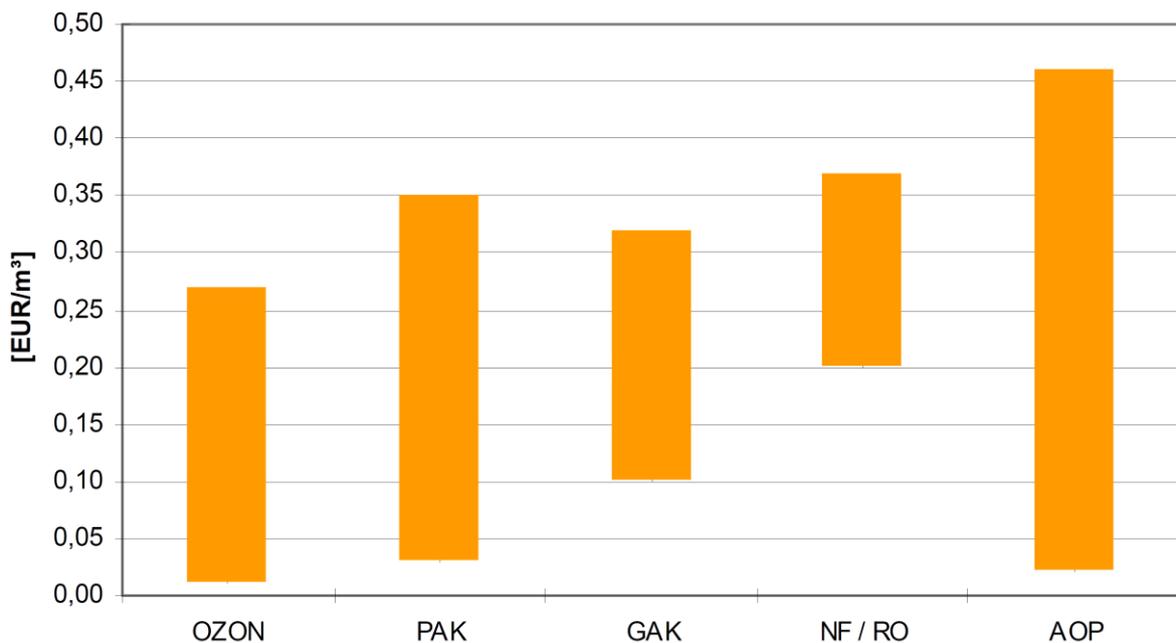


Abbildung 4-24: Kosten – Bandbreite der spezifischen Kosten (Bolle und Pinnekamp, 2011)

Kurzbezeichnungen:

- PAK = Pulveraktivkohle
- GAK = Granulierter Aktivkohle
- NF = Nanofiltration
- RO = Umkehrosmose (Reverseosmose)
- AOP = Verfahren der erweiterten Oxidation (Advanced Oxidation Process)

Unsicherheiten in den Kostenmodellen werden fortwährend durch die Realisierung neuer Projekte reduziert. Es kann nicht geleugnet werden, dass noch ein großer Optimierungsbedarf hinsichtlich der Kosten vorhanden ist. Warum die Elimination der Spurenstoffe mit AOP oder NF/RO nicht für die breite Masse geeignet ist, zeigt die Abbildung 4-24. Die Elimination mit AOP weist hinsichtlich der Kosten eine große Unsicherheit auf, dennoch wird dieses Eliminationsverfahren speziell für die Industrieabwässer angewendet. Die Membrantechnik wird in dieser Gegenüberstellung als unwirtschaftlich angesehen, da der Energieverbrauch für die erforderliche Druckerhöhung mit hohen Kosten verbunden ist.

Die Ozonung verursacht im Vergleich zur Aktivkohle niedrigere Kosten, benötigt aber aufgrund der entstehenden Umwandlungsprodukte eine nachgeschaltete Filtrationsstufe, was wiederum mit einer Kostenerhöhung verbunden ist. Als Vergleich der beiden Verfahren wurde von Hunziker (2008) sowie Haltmeier und Pazhepurackel (2012) eine Bandbreite der spezifischen Jahreskosten für Ozon von 0,02 bis 0,14 €/m³ ohne Sandfiltration und mit Sandfiltration von 0,04 bis 0,26 €/m³ angegeben. Für ein PAK-Verfahren wurden Kosten von 0,04 bis 0,23 €/m³ ohne Sandfiltration und mit Sandfiltration Kosten von 0,07 bis 0,35 €/m³ Spannweite angegeben.

Dies beantwortet auch die Frage, warum in der Schweiz die Kläranlagen häufig mit dem Ozon-Verfahren aufgerüstet werden.

4.3.3 Vor- und Nachteile der Verfahren zur Spurenstoffelimination

In den vorherigen Unterpunkten des Kapitels 4 wurde gezeigt, dass einige Verfahren sich für die Realisierung der vierten Reinigungsstufe in Bezug auf die Eliminationsleistung und Kosten besonders eignen. Um die Gegenüberstellung zu verfeinern, werden in diesem Teil des Kapitels die Vor- und Nachteile speziell für Ozonung, PAK und GAK gegenübergestellt. Die anderen Verfahren werden aufgrund unterschiedlicher Gründe, welche in dieser Arbeit bereits erläutert wurden, nicht betrachtet und auch nicht in den Vergleich der gängigen Verfahren miteinbezogen.

Die speziellen Vor- und Nachteile, die auf dem heutigen Kenntnisstand für die Anwendung von Ozonung, PAK und GAK basieren, werden in der Tabelle 4-7 und 4-8 aufgelistet. Die Auflistung folgt aus unterschiedlichen Quellen, wie Hillenbrand, et al. (2015); Abegglen and Siegrist (2012); Harmjanßen and Rummler (2015); Bolle and Pinnekamp (2011); Mertsch et al. (2013); Metzger et al. (2014). Die Faktoren zur Bewertung dieser Aspekte und Argumente wurden im Hinblick auf die Eliminationsleistung, die Kosten, die Anwendbarkeit und den Nutzen erstellt.

Tabelle 4-7: Vorteile der gängigen Verfahren wie Ozon, GAK und PAK (modifiziert aus unterschiedlichen Quellen wie Hillenbrand, et al., 2015; Abegglen and Siegrist, 2012; Harmjanßen and Rummler, 2015; Bolle and Pinnekamp, 2011; Mertsch et al., 2013; Metzger et al., 2014, Hunziker, 2008)

Vorteile der Verfahren zur Spurenstoffelimination		
<i>Ozon</i>	<i>GAK</i>	<i>PAK</i>
Breitbandwirkung	Breitbandwirkung	Breitbandwirkung
gute Eliminationsleistung	gute Eliminationsleistung	gute Eliminationsleistung
niedrige Investitionskosten	keine Umwandlungsprodukte	keine Umwandlungsprodukte
geringe Betriebskosten	geringer Platzbedarf	geringere Dosiermengen von Aktivkohle als GAK
CSB-Reduktion bei gleichbleibender BSB ₅	zusätzliche Phosphatelimination	Energieverbrauch ist gering
positive Wirkung auf bestimmte Stoffe bei direkter Oxidation	zusätzliche CSB-Reduktion zusätzliche DOC-Reduktion	zusätzliche Phosphatelimination, aufgrund der verfahrensbedingten zusätzlichen Zugabe von Fällmittel
Positive Wirkung durch Hydroxylradikale auf Röntgenkontrastmittel	zusätzlicher biologischer Reinigungseffekt durch Filterbett	zusätzliche CSB-Reduktion
unkompliziertes Verfahren mit wenig Komponenten	vorhandene Sandfilterbecken können als GAK-Filterbecken angewendet werden	zusätzliche DOC-Reduktion
gute Integrierbarkeit in bestehende Anlagen	keine nachgeschalteten Verfahren notwendig	erhöhter Heizwert des Klärschlammes aufgrund der beinhaltenen Pulveraktivkohle Verringerung des Schlamminde
einfache und flexible Dosierung des Ozons	einfache Anlagentechnik	erhöhter Heizwert des Klärschlammes aufgrund der beinhaltenen Pulveraktivkohle Verringerung des Schlamminde
keine Entstehung von zusätzlichen Feststoffen	Möglichkeit zur Regenerierung der ausgeschöpften Aktivkohle, damit mehrfache Verwendung der Aktivkohle möglich	einfache und flexible Dosierung des PAKs
Verbesserung der Hygieneparameter im Kläranlagenablauf durch Desinfektionswirkung	Verbesserung der Hygieneparameter im Kläranlagenablauf durch Desinfektionswirkung	Dosierung lässt sich leicht zur maximalen Dosieranlagenleistung anpassen
Erfahrungen aus der Trinkwasserversorgung		einfache Anlagentechnik Verbesserung der Hygieneparameter im Kläranlagenablauf durch Desinfektionswirkung

Tabelle 4-8: Nachteile der gängigen Verfahren wie Ozon, GAK und PA (modifiziert aus unterschiedlichen Quellen wie Hillenbrand, et al., 2015; Abegglen and Siegrist, 2012; Harmjanßen and Rummler, 2015; Bolle and Pinnekamp, 2011; Mertsch et al., 2013; Metzger et al., 2014, Hunziker, 2008)

Nachteile der Verfahren zur Spurenstoffelimination		
<i>Ozon</i>	<i>GAK</i>	<i>PAK</i>
Bildung von Umwandlungsprodukten mit unbekanntenen Eigenschaften und Wirkungen (Toxizität)	Sinkende Reinigungsleistung bei der Erreichung der Adsorptionskapazität	Klärschlamm für landwirtschaftliche Nutzung nicht mehr möglich
hoher Energieverbrauch	mehr Aktivkohleverbrauch als bei PAK-Verfahren	Sicherstellung des Rückhaltes der PAK notwendig, sonst zusätzliche Bauwerke erforderlich
hohe Sicherheitsanforderungen bezüglich Arbeitsschutz	Auswaschung des unveränderten Mikroschadstoffes möglich	hoher DOC-Gehalt führt zu erhöhter Aktivkohledosierung
kaum DOC-Reduktion, sofern keine Verfahren nachgeschaltet sind	sehr hohe Betriebsmittelkosten	Adsorptionsprozess ist langsamer im Vergleich zur Ozonung
hoher DOC-Gehalt führt zu höherem Ozon-Verbrauch	Aktivkohle wirkt nicht nur selektiv auf Mikroschadstoffe	aufwendige Handhabung, wie Staubbildung, Schmutz, etc.
hohe Anforderungen an die eingesetzten Materialien	hohe Kosten, wenn kein Sandfilter vorhanden ist	Erhöhung des Klärschlammfalls
Wartung durch spezialisiertes Personal oder Fremdfirmen	Adsorptionsprozess ist langsamer im Vergleich zur Ozonierung	teilweise großer bautechnischer Aufwand und umfangreiche maschinentechnische Ausrüstung
Abwasser aus Industrie oder Gewerbe kann zur Bromidbildung führen	Reinigungsleistung bestimmter Stoffe und Stoffgruppen sinkt sehr stark schon nach geringer Filterstandzeit	nachgeschaltete Filtration erforderlich
zusätzliche biologisch aktive Stufe erforderlich für den Abbau von Umwandlungsprodukten	arbeitsintensiver Austausch des Filterbetts	hohe Betriebsmittelkosten
teilweise großer bautechnischer Aufwand und umfangreiche maschinentechnische Ausrüstung		Aktivkohle wirkt nicht selektiv nur auf Mikroschadstoffe
		Regeneration der PAK derzeit nicht möglich
		Entsorgungsproblematik des mit Aktivkohle vermischten Klärschlammes aufgrund der enthaltenen Spurenstoffe

4.3.4 Anwendungsmöglichkeiten der Verfahren zur Spurenstoffelimination

Die kommunale Abwasserreinigung stellt aufgrund der Abwasserzusammensetzung und der hydraulischen Dynamik unterschiedliche Anforderungen in Bezug auf die Anwendungsmöglichkeiten dar. Wenn anhand der in Kapitel 2.3 angeführten Kriterien die

Bewertung von verschiedenen Verfahren betrachtet wird, kann eine klare Aussage über die Eignung eines Verfahrens zur Spurenstoffelimination für kommunale ARAs abgeleitet werden.

Die Anforderungen an ein weitergehendes Verfahren zur Elimination von Spurenstoffen in kommunalen ARAs wurde von Abegglen und Siegrist (2012) durch vier Kriterien (Breitbandwirkung, Nebenprodukte, Anwendbarkeit, Kosten/Nutzen), welche in Kapitel 2.3 beschrieben sind, bestimmt.

Nach diesen Kriterien und durch die Gegenüberstellungen der Verfahren können, wie in der Tabelle 4-9 dargestellt ist, folgende Eignungen hervorgehoben werden:

Tabelle 4-9: Anwendungsmöglichkeiten der Verfahren zur Spurenstoffelimination (modifiziert nach Abegglen und Siegrist, 2012)

Verfahren	Eignung	Breitbandwirkung	Abfälle/ Nebenprodukte	Anwendbarkeit	Kosten/ Nutzen
Ozon	+	+	O	+	+
Pulveraktivkohle (PAK)	+	+	O	+	+
Granulierte Aktivkohle (GAK)	+ / F	+	O	+	F
Dichte Membranen (NF, RO)	- / F	+	-	?	-
AOP	- / F	+	O	?	-
Nachgeschaltete biologische Verfahren	-	-	O	-	O / +
Ferrat	F	O / +	O / -	F	F
Fällung/Flockung	-	-	O	-	-
Chlor/Chlordioxid	-	-	-	-	-
Photolyse	-	-	O / -	+ / -	O
Ultraschall	F	F	O / -	?	?
Adsorptionsverfahren (Ionenaustauscher, Nanoflockung)	- / F	-	O / -	-	+
Nanotechnologie	? / F	?	?	?	?

Die Bewertung der oben genannten vier Kriterien ergibt folgende Eignung.

- + ==> gut, geeignet, möglich
- 0 ==> neutral, bei Abfälle/Produkte: Problemlösung vorhanden
- - ==> ungenügend, problematisch, schwierig
- ? ==> unbekannt, nicht anwendbar
- F ==> weitere Forschung nötig

Kurzbezeichnungen:

NF = Nanofiltration

RO = Umkehrosmose (Reverseosmose)

AOP = Verfahren der erweiterten Oxidation (Advanced Oxidation Process)

Wenn die Verfahren hinsichtlich der oben angeführten Kriterien bewertet werden, eignet sich nach dem heutigen Kenntnisstand sowohl die Anwendung von Ozon als auch der Einsatz von Aktivkohle als realisierbare Verfahren. Mit allen drei Verfahren – Ozon,

PAK und GAK – kann eine Bandbreite an Spurenstoffen aus dem kommunalen Abwasser entfernt werden.

Die Wahl, welche Verfahren für die Erweiterung der ARA um eine vierte Reinigungsstufe geeignet sind, hängt in erster Linie von den örtlichen Randbedingungen ab. Diese Bedingungen können anhand der vorhandenen Bauwerke sowie deren Nutzkapazität, der verfügbaren Baufläche oder der ortsspezifischen Abwassermatrix beschrieben werden. Neben den örtlichen Randbedingungen sind die ökologischen Aspekte zu berücksichtigen. (Gawel et al., 2015)

5 Bemessungsgrundlage einer vierten Reinigungsstufe

5.1 Behandelte Abwassermenge der vierten Reinigungsstufe

Aufgrund fehlender emissions- und immissionsbasierter Vorgaben bedarf es einer Optimierung der in einer vierten Reinigungsstufe zu behandelnden Abwassermenge.

Um eine Reduktion der Spurenstoffe in kommunalen ARA zu erzielen, ist nicht unbedingt eine Vollstrombehandlung erforderlich. Im Rahmen einer Dissertation an der TU Berlin hat Steffan Metzger durch eine Modellbetrachtung bewiesen, dass mit einer Vollstrombehandlung auch der zugeführten Regenwassermengen eine zusätzliche Frachtrektion um 7 % im Vergleich zu dem maximalen Trockenwetterabfluss erreicht werden kann. Für die Modellbetrachtung wurde angenommen, dass die Arzneimittel in gelöster Form vorliegen und 25 % in der biologischen Reinigungsstufe und die restlichen 75 % in der vierten Reinigungsstufe durch eine gezielte Spurenstoffelimination reduziert werden. (Grünebaum, 2013)

Außerdem wird aus Sicht des Gewässerschutzes auch in der Schweiz keine Vollstrombehandlung benötigt. Bei einem Regenwettertag wird einer ARA deutlich mehr Abwasser zugeführt. Dies führt zu einer zusätzlichen Verdünnung der in geringeren Konzentrationen vorkommenden Spurenstoffe. Regenwasser löst eine hydraulische Belastung der Kläranlage aus und vermindert darüber hinaus die Effizienz der Verfahren zur Spurenstoffelimination. (Abegglen und Siegrist, 2012)

Abbildung 5-1 zeigt anhand von Daten aus einem Pilotversuch bei der ARA Regensdorf, dass eine maximale Durchflussbehandlung nicht notwendig und auch nicht ökonomisch ist. Mithilfe der Daten aus dem Pilotversuch wurden die Summenkurve des Durchflusses in Rot und die dazugehörige DOC-Fracht in Blau aufgezeichnet. Es kann eine 85 % Abwasserbehandlung und eine 90 % DOC-Fracht behandelt werden, wenn die vierte Reinigungsstufe auf 50 % des maximalen Durchflusses ausgelegt wird. Eine Vollstrombehandlung führt zu einer 10-prozentigen Steigerung der DOC-Fracht, obwohl es bei rein monetärer Betrachtungsweise zu höheren Investitions- und Betriebskosten führen kann.

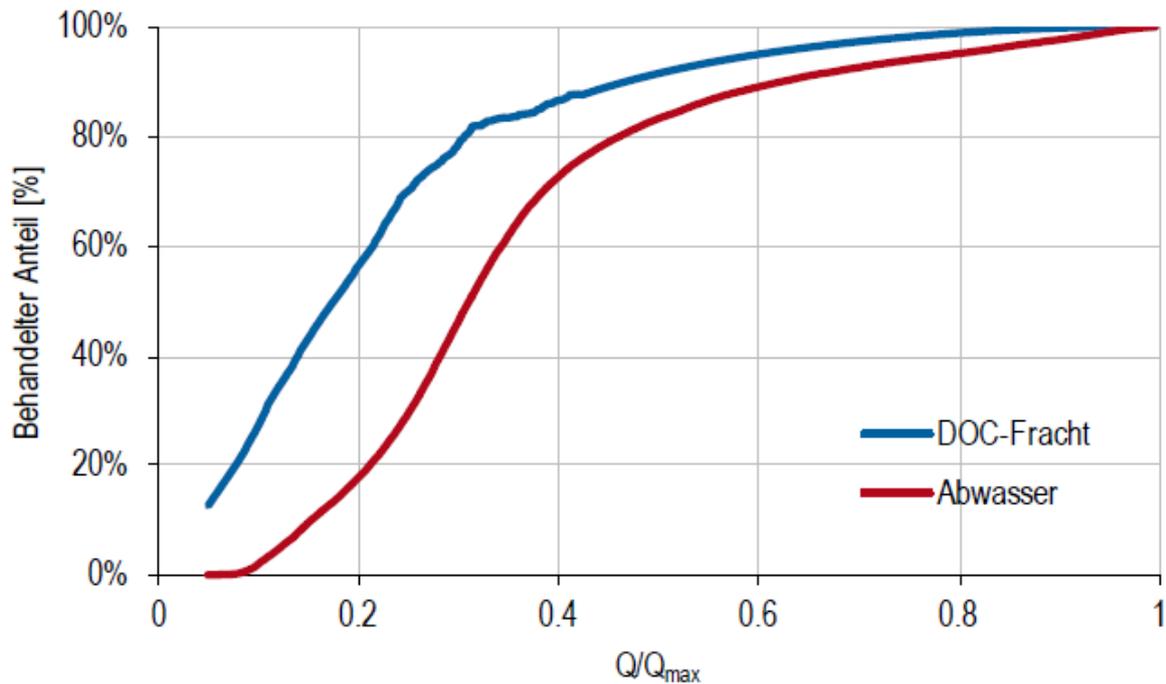


Abbildung 5-1: Behandelte Abwassermenge in Abhängigkeit zur max. Q- und DOC-Fracht (Abegglen und Siegrist, 2012)

Abwasserbehandlungsmenge in heutigen Kläranlagen

Die angegebenen Formeln wurden für Deutschland sowie der Schweiz aus Gujer (2002) entnommen und für Österreich aus dem ÖWAV Regelblatt 19 (OEWAV, 2007, p. 19)

Österreich

$$Q_M = 2 * (Q_H + Q_G) + Q_F$$

Gleichung 5-1: Q_{ARA}-Österreich

Q_M = maximaler Bemessungszufluss zu ARA [L/s]

Q_H = häuslicher Schmutzwasserabfluss [L/s]

Q_G = betrieblicher Schmutzwasseranfall [L/s]

Q_F = Fremdwasserabfluss bei Trockenwetter [L/s]

Deutschland

In Deutschland wird auch nicht die ganze Abwassermenge, sondern auch nur in etwa die doppelte Schmutzwassermenge zur Dimensionierung herangezogen. Das zuständige Regelwerk ist die ATV-DVWK-A 198 ‚Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen‘.

$$Q_{ARA} = 2 * Q_{S,d,85\%} * f_{S,h,max} + Q_F$$

Gleichung 5-2: Q_{ARA}-Deutschland

Q_{ARA} = maximaler Bemessungszufluss zu ARA [L/s]

Q_{S, d,85%} = Schmutzwassermenge, welche an 85 % aller Tagen unterschritten wird.

$f_{h,max}$ = Multiplikationsbeiwert

Q_F = Fremdwasserabfluss bei Trockenwetter [L/s]

Schweiz

In der Schweiz wird laut Gujer (2002) für einfache Fälle folgende Dimensionierungswassermenge der ARA herangezogen:

$$Q_{ARA} = 2 * Q_{d,80\%} * f_{h,max}$$

Gleichung 5-3: Q_{ARA} -Schweiz

Q_{ARA} = Dimensionierungswassermenge der Kläranlage

$Q_{d,80\%}$ = Abwassermenge, welche an 80 % aller Tagen unterschritten wird.

$f_{h,max}$ = Extremwertfaktor aus dem Tagesmittelwert

5.2 Bestimmung der zu behandelnden Abwassermenge

Die VSA beauftragte 2015 eine Studie zum Thema der Bestimmung der zu behandelnden Abwassermenge. In diesem Projekt mit dem Titel „*Dimensionierungswassermenge und Redundanzen von Stufen zur Elimination von Mikroverunreinigungen*“ wurden verschiedene Ansätze zur Bestimmung der zu behandelnden Abwassermenge aufgezeigt. Die Ansätze decken unterschiedliche Aspekte wie Einfluss auf den Vorfluter und Beurteilung der Frachtreduktion ab. (Thomann et al., 2015)

Außerdem wurden in Deutschland alternativ Ansätze entwickelt, um die Bemessungsabwassermenge zu bestimmen. (Maus et al., 2014; Grünebaum, 2013)

Von Thomann et al. (2015) wurden drei Ansätze beschrieben:

- Q-Ansatz nach Steffen Metzger
- Einzugsgebietsmodellierung sowie
- Ammoniumansatz

Q-Ansatz nach Metzger

In Deutschland wird eher die Modellbetrachtung von Steffan Metzger zur Bestimmung der zu behandelnden Abwassermenge basierend auf der hydraulischen Zulaufmenge zur ARA eingesetzt.

Laut Modellbetrachtung von Metzger wird, wie es in der Abbildung 5-2 dargestellt ist, nur ein Teil des Abwassers, welches ökologisch und ökonomisch sinnvoll und vertretbar ist, berücksichtigt. Der restliche Anteil des Abwassers wird über einen Bypass um die Adsorptionsstufe abgeleitet.

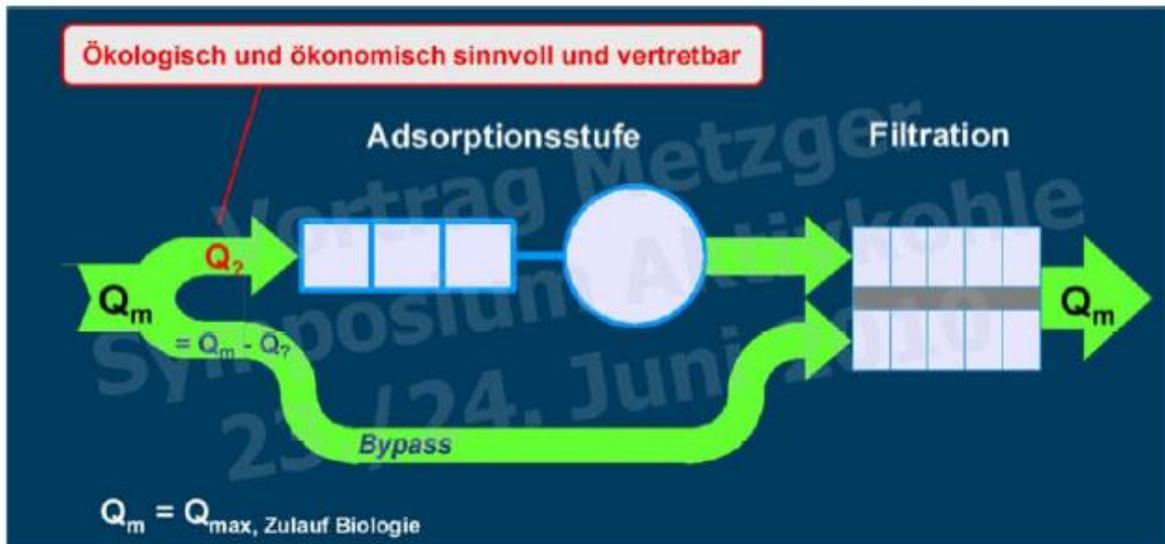


Abbildung 5-2: Q-Ansatz nach Metzger – Modellbetrachtung (Thomann et al., 2015)

Im Zuge der Modellbetrachtung wird der behandelbare Anteil des jährlichen Gesamtabflusses, welcher anhand der gemessenen Zulaufmengen errechnet wird, in Abhängigkeit von der biologisch behandelten Abwassermenge, wie aus der Abbildung 5-3 ersichtlich wird, bestimmt.

Die von Metzger untersuchten Kläranlagen, welche als Kläranlage A, B, C, und D bezeichnet sind, zeigen, dass bei 0,5-facher maximaler Durchflussmenge aus der Biologie ($Q_{max, \text{Zulauf Biologie}}$) ein Jahresabwasseranteil von 90 % behandelt werden kann. Im Gegensatz dazu würde bei einer Vollstrombehandlung nur eine zusätzliche Frachteintragsreduktion von 7 % im Vergleich zu einer Behandlung des maximalen Trockenwetterzuflusses erreicht werden können.

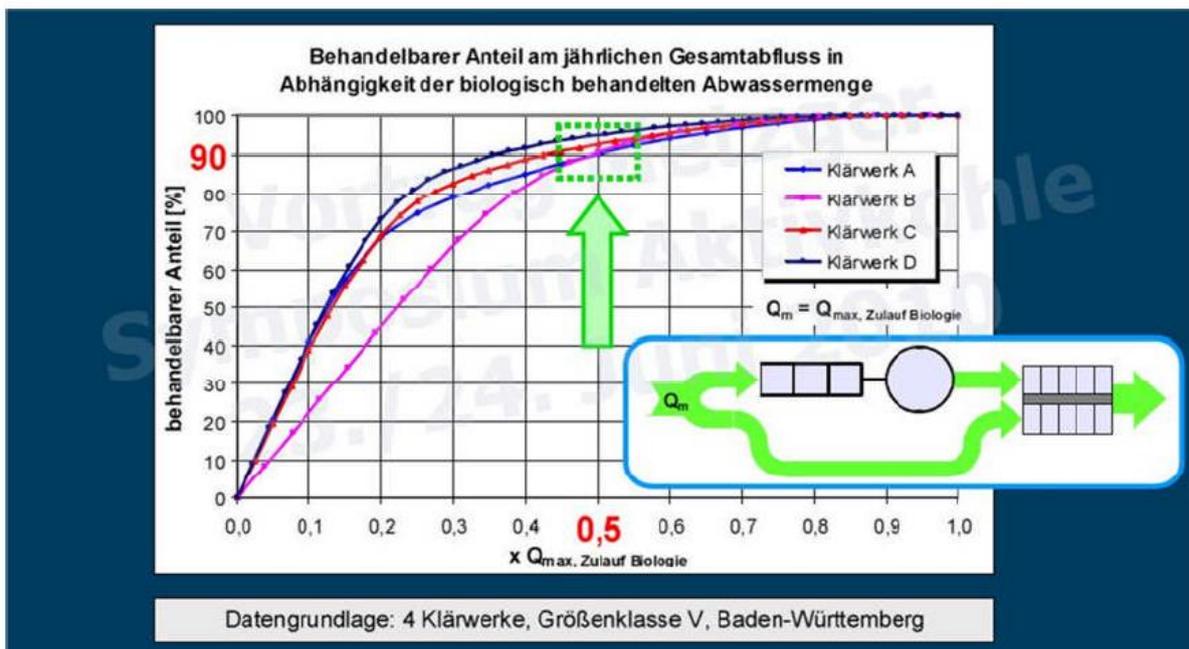


Abbildung 5-3: Q-Ansatz nach Metzger – Ergebnis der Modellbetrachtung (Thomann et al., 2015)

Eine Alternativmethode wurde im Projekt ARGE TP6, die von Grünebaum (2013) zusammengefasst wurde, vorgestellt. Hierbei geht es um eine festgelegte Jahresabwassermenge, welche in Abhängigkeit von der Bestimmung der zu behandelnden Abwassermenge in der vierten Reinigungsstufe (Ozon-Verfahren) behandelt werden muss. Für die Ermittlung der Jahresabwassermenge werden 2 h-Werte der Zufluss- bzw. Abflussmessungen von mindestens drei Jahren herangezogen. Bei nicht vorhandenen 2 h-Werten kann die Bestimmung der Jahresabwassermenge über die Ermittlung der Tagesablaufwerte erfolgen.

In der Schweiz wurde die Modellbetrachtung von Metzger umfangreich diskutiert und an verschiedenen Kläranlagen umgesetzt. Um eine bessere Vergleichbarkeit zwischen verschiedenen Varianten zu ermöglichen und einwohnerspezifisch ungefähr die gleichen Frachten an Spurenstoffen aufzugreifen, wird in der Schweiz der Ansatz mit $Q_{d,TW,VSA}$ verwendet. (Thomann et al., 2015)

Die $Q_{d,TW,VSA}$ errechnet sich wie folgt:

$$Q_{d,TW,VSA} = \frac{Q_{d,20\%} + Q_{d,50\%}}{2} [m^3/d] \quad \text{Gleichung 5-4: } Q_{d,TW,VSA}$$

Die Ergebnisse von Metzger wurden an $Q_{d,TW,VSA}$ angepasst und es kam zur folgenden Diskussion, die in Thomann et al. (2015) beschrieben wird:

„Der Vergleich der ARA nach dem Q-Ansatz nach Metzger ist nur möglich, wenn alle ARA das gleiche $Q_{max}/Q_{d,TW,VSA}$ -Verhältnis aufweisen.

Für ARA mit einem tiefen $Q_{max}/Q_{d,TW,VSA}$ -Verhältnis kann 90 % der jährlichen Abwassermenge bereits bei $1,5 \cdot Q_{d,TW,VSA}$ behandelt werden. Bei ARA mit einem hohen $Q_{max}/Q_{d,TW,VSA}$ -Verhältnis ist dies erst mit einer Behandlung von $2 \cdot Q_{d,TW,VSA}$ möglich.

Dieser Q-Ansatz basiert ausschließlich auf der Abwassermenge. Die Frachtreduktion und der Einfluss auf den Vorfluter werden bei dieser Vorgehensweise nicht beurteilt.“

Einzugsgebietsmodellierung

Bei einer Einzugsgebietsmodellierung wird die Behandlungsabwassermenge auf Spurenstoffvorkommnisse im Vorfluter untersucht. Für die Modellierung muss ein bestimmter Spurenstoff ermittelt werden. Diese Substanz sollte sich in Fließgewässern annähernd konservativ verhalten. Unter den Indikatorsubstanzen hat sich Diclofenac durch das konservative Verhalten in Fließgewässern in der Schweiz als auffällig erwiesen, sodass es für die Modellierung geeignet ist (Thomann et al., 2015). Durch diese Konzentration kann im Nachhinein eine klare Aussage über die Elimination der anthropogenen Spurenstoffe im Einzugsgebiet getroffen werden.

Die Abbildung 5-4 zeigt eine beispielhafte Darstellung einer Einzugsgebietsmodellierung.

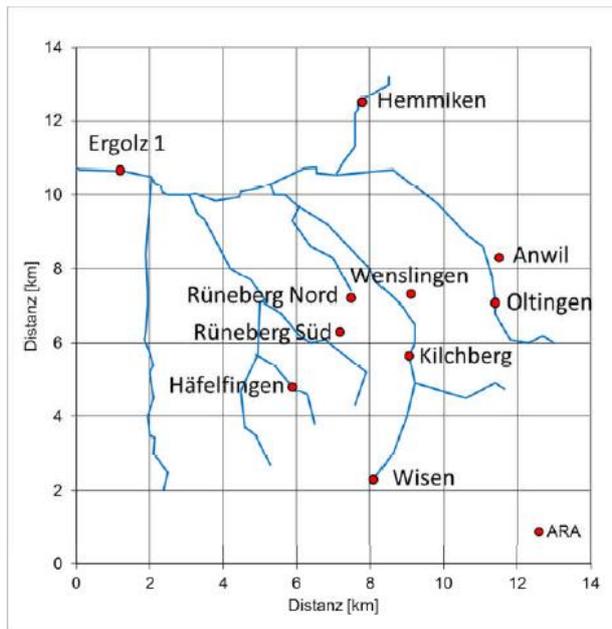


Abbildung 5-4: Einzugsgebietsmodellierung (Thomann et al., 2015)

Die für die Modellierung des Einzugsgebietes benötigten Konzentrationen im Vorfluter hängen von unterschiedlichen Parametern ab, welche von Thomann et al. (2015) bestimmt wurden:

- Anzahl der an die ARA angeschlossenen EW
- Abwassermenge im Vorfluter
- Größe der ARA im Einzugsgebiet ohne Spurenstoffeliminationsstufe
- Wetterbedingungen (Regen- oder Trockenwetter)
- Einzugsgebietseigenschaften (Abflussverhalten)

Ammoniumansatz

Bei diesem Ansatz wird die Ammoniumfracht als Stellvertreter der Spurenstoffe im Zulauf angenommen. Durch Untersuchungen wurde bestätigt, dass im Regenwetterfall die Ammonium- und die Kaffeinspitzen in Fließgewässern gleichzeitig auftreten. Im Zulauf der ARA kann Koffein nachgewiesen werden, hingegen im Ablauf der ARA nicht. Im Laufe der Reinigungsstufen kommt es zu einer vollständigen Kaffeinelimination, sodass das Koffein in den Fließgewässern nur im Regenwetterfall aus Mischwasserüberlaufen entlastet werden kann. Hiermit wird bestätigt, dass das Ammonium aus häuslichen Abwässern stammt und als stellvertretende Substanz für Arzneimitteln oder Nahrungsmittelzusätze in Fließgewässern herangezogen werden kann. Daher kann es auch als Tracersubstanz eingesetzt werden. Diese Annahme kann nicht für Substanzen herangezogen werden, welche nicht über den Urin in das Entwässerungssystem gelangen.

Um diesen Ansatz anwenden zu können, werden Ammoniumkonzentrationsmessungen im Zulauf der ARA benötigt. Anhand der Ermittlungen von Ammoniumfracht im Zulauf wird ein Teil des Abwassers, wie bei dem Ansatz nach Metzger beschrieben wurde, in der vierten Reinigungsstufe gezielt behandelt (siehe Abbildung 5-5). In dieser gezielten Reinigungsstufe wird eine Eliminationsleistung von 80 % angestrebt. Der restliche Abwasserteil wird unbehandelt in Oberflächengewässer weitergeleitet. (Thomann et al., 2015)

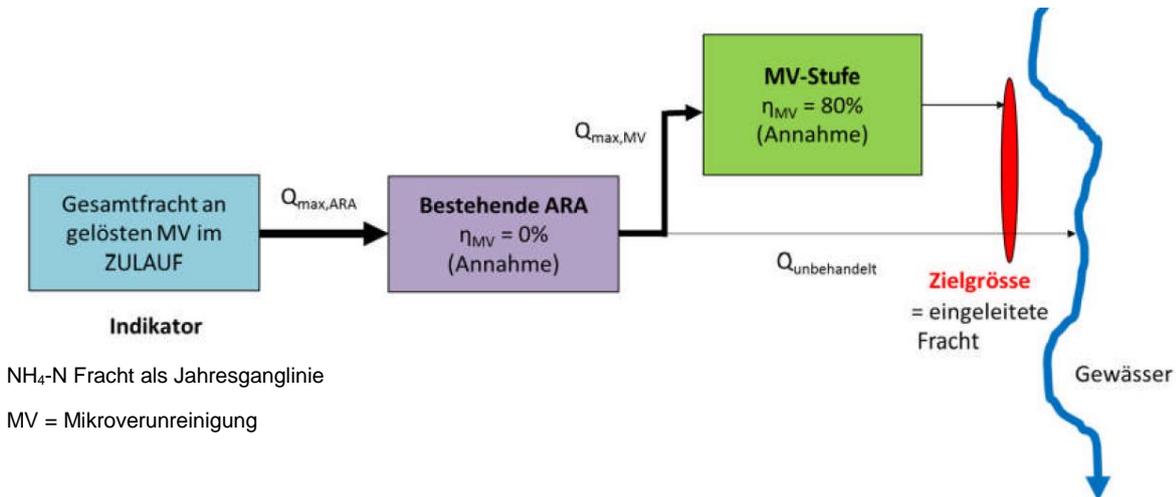


Abbildung 5-5: Ammoniumsatz – Ablaufschema (Thomann et al., 2015)

Die Frachtreduktion wird über definierte Gleichungen für verschiedene behandelte Abwassermengen bestimmt. (Thomann et al., 2015)

Wenn $Q < Q_{max,MV}$, wird 80 % der Ammoniumfracht eliminiert.

$$F_{NH_4-N,Out} = (100 - \eta) * Q * C_{NH_4-N,in} \quad \text{Gleichung 5-5}$$

F_{NH_4-N} = Fracht als Jahresganglinie (Ammonium - NH₄-N)

η = Wirkungsgrad

Q = Durchflusswassermenge aus der Biologie

C_{NH_4-N} = Konzentration (Ammonium)

Wenn $Q > Q_{max,MV}$, so wird die Ammoniumfracht für $Q_{max,MV}$ zu 80 % reduziert. Die restliche Ammoniumfracht wird nicht reduziert.

$$F_{NH_4-N,Out} = (100 - \eta) * Q_{max,MV} * C_{NH_4-N,in} + (Q - Q_{max,MV}) * C_{NH_4-N,in} \quad \text{Gleichung 5-6}$$

F_{NH_4-N} = Fracht als Jahresganglinie (Ammonium - NH₄-N)

η = Wirkungsgrad

Q = Durchflusswassermenge aus der Biologie

C_{NH_4-N} = Konzentration (Ammonium)

$Q_{max,MV}$ = Behandelnden Abwassermenge

Der nachfolgenden Abbildung 5-6 können für verschiedene Abwassermengen die Frachtreduktion in Prozent entnommen werden.

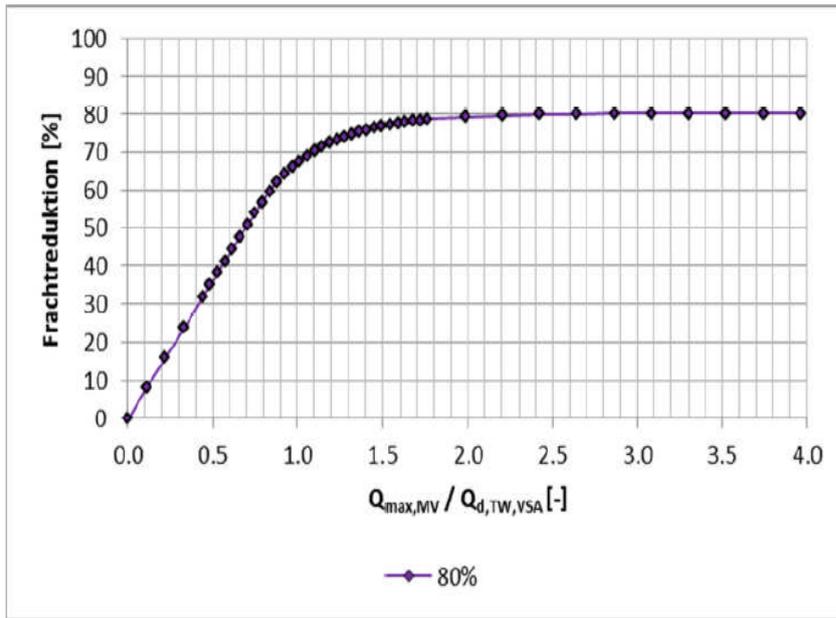


Abbildung 5-6: Ammoniumansatz – Frachtreduktion bei diversen Abflussmengen (Thomann et al., 2015)

Wie in der Abbildung 5-6 dargestellt ist, ist für eine Abwassermenge mit einer hohen Frachtreduktion eine Dimensionierungswassermenge zwischen $Q_{\max, MV} / Q_{d, TW, VSA} = 1,5$ und $Q_{\max, MV} / Q_{d, TW, VSA} = 2$ erforderlich. Diese unterscheidet sich von dem Ansatz nach Metzger und weicht von seinen Annahmen ab.

5.3 Vor- und Nachteile der Bemessungsansätze

In der Tabelle 5-1 werden sowohl die Vor- als auch die Nachteile der drei Ansätze für die Bestimmung des zu behandelnden Abwasseranteils aufgelistet.

Tabelle 5-1: Die Vor- und Nachteile der Ansätze (modifiziert nach Thomann et al., 2015)

Q-Ansatz nach Metzger	Einzugsgebietsmodellierung	Ammoniumansatz
<p>Der Vergleich der ARA nach dem Q-Ansatz nach Metzger ist nur möglich, wenn alle ARAs das gleiche $Q_{\max} / Q_{d, TW, VSA}$-Verhältnis aufweisen.</p> <p>Für ARAs mit einem tiefen $Q_{\max} / Q_{d, TW, VSA}$-Verhältnis kann 90 % der jährlichen Abwassermenge bereits bei</p>	<p>Ab $Q_{d, TW, VSA}$ spielt die max. behandelte Abwassermenge für das Gewässer keine Rolle.</p> <p>Welche Diclofenac-Konzentrationen sind im Gewässer zulässig und über welche Zeitdauer?</p>	<p>Ab $Q_{\max, MV} / Q_{d, TW, VSA} = \text{ca. } 1$ kommt es zu einer Verdünnung durch Regenwasser.</p> <p>Um bei einer geringen behandelten Abwassermenge möglichst viel Fracht zu reduzieren, müsste die Dimensionierungswassermenge zwischen $Q_{\max, MV} / Q_{d, TW, VSA} = 1,5$ und $Q_{\max, MV} / Q_{d, TW, VSA} = 2$ liegen.</p>

$1,5 \cdot Q_{d,TW,VSA}$ behandelt werden. Bei ARA mit einem hohen $Q_{max}/Q_{d,TW,VSA}$ -Verhältnis ist dies erst mit einer Behandlung von $2 \cdot Q_{d,TW,VSA}$ möglich.

Der Q-Ansatz basiert ausschließlich auf der Abwassermenge. Die Frachtreduktion und der Einfluss auf den Vorfluter werden bei dieser Vorgehensweise nicht beurteilt.

Heiße trockene Sommer führen zu hohen Diclofenac-Konzentrationen im Gewässer.

Mit mehr als $2 Q_{d,TW,VSA}$ Behandlungswassermenge werden bei allen ARA bereits über 75 % der Fracht reduziert.

Die Dimensionierungswassermenge soll für die Bemessung der vierten Reinigungsstufe herangezogen werden. Obwohl dafür schon einige Ansätze vorhanden sind, werden diese derzeit noch nicht verwendet. Für die Bestimmung der zu behandelnden Abwassermenge muss der Tagesgang ebenso berücksichtigt werden. Die vierte Reinigungsstufe muss so dimensioniert werden, dass die Tagesspitze im Trockenwetterfall vollständig behandelt wird (Grünebaum, 2013; Thomann et al., 2015). Die Anlagen werden hauptsächlich nach der Behandlungswassermenge von dem Planungsbüro oder von den Kläranlagenbetreibern festgelegt und dementsprechend errichtet. In Nordrhein-Westfalen werden die Anlagen, die zurzeit gebaut oder geplant werden, auf den Trockenwetterzufluss ausgelegt, um eine effektive Reduktion der organischen Spurenstoffe sicherstellen zu können. (Türk et al., 2013)

6 Projekte zur vierten Reinigungsstufe

6.1 Projekte in der Schweiz zur vierten Reinigungsstufe

Im Jahr 2009 wurde eine umfassende Situationsanalyse in der Schweiz durchgeführt und dementsprechend eine Strategie zur Eliminierung der Spurenstoffe aus den Schweizer Oberflächengewässern entwickelt. Die Ergebnisse zeigten, dass in dicht besiedelten Gebieten verschiedene Spurenstoffkonzentrationen vorhanden sind, die negativ auf die aquatische Umwelt einwirken. Außerdem gab es Hinweise auf eine Verschlechterung des Trinkwassers bei Seen, beim Grundwasser und bei Oberflächengewässern, die zur Trinkwassergewinnung herangezogen wurden. (Gälli et al., 2009)

Zudem wurde von Abegglen und Siegrist (2012) im Rahmen ihrer Veröffentlichung „*Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser*“ alle Verfahren für die weitergehende Abwasserbehandlung bei ARAs untersucht und beschrieben. Es wurden alle möglichen Verfahren, die in der Schweiz für die Spurenstoffelimination relevant sein können, aufgelistet und bewertet.

Anschließend an Abegglen und Siegrist (2012) wurden von Braun et al. (2015) eine Situationsanalyse in Bezug auf Mikroverunreinigungen in Fließgewässern aus diffusen Quellen durchgeführt. Dabei wurden die wichtigsten diffusen Quellen für die Schweizer Oberflächengewässer bestimmt.

Die oben genannten Veröffentlichungen gehören zu den wichtigsten Bausteinen für die Betrachtung von Spurenstoffelimination in der Schweiz. Im Jahr 2012 wurde die Plattform MicroPoll unter der Führung des Verbandes Schweizer Abwasser und Gewässerschutzfachleute (VSA) gegründet. Die Plattform MicroPoll dient zum Informationsaustausch bezüglich der technischen Verfahren zur Spurenstoffelimination. Sie ist national, aber auch international sehr aktiv und arbeitet besonders eng mit Deutschland zusammen (DWA, Baden-Württemberg, NRW etc.). Die Mitglieder der Plattform bestehen aus BAFU, Kantonen, planenden Ingenieuren, Behörden, Forscher/innen, Ausrüster, ARA-Inhaber und ARA-Betreiber. (<https://www.micropoll.ch/aktuell/>)

Wie bereits in Kapitel 2.2 erwähnt wurde, wird in der Schweiz durch eine Gesetzesänderung die Eliminierung der Spurenstoffe aus dem kommunalen Abwasser bei den größeren ARAs zum Stand der Technik. Es wurde die Aufrüstung auf eine zusätzliche Reinigungsstufe zur Spurenstoffelimination in ARAs als Ziel bis 2040 vorgegeben. In diesem Zeitraum werden rund 100 der 750 ARA aufgerüstet werden.

Die betroffenen ARAs sind nach Wunderlin (2016) nach den folgenden Kriterien ausgewählt worden:

- Schutz der aquatischen Ökosysteme
 - ARA > 8'000 Einwohner in Fließgewässerabschnitten mit einem hohen Abwasseranteil (> 10 %),

- ARA > 1'000 Einwohner in ökologisch hochempfindlichen Fließgewässern mit > 5 % Abwasseranteil.
- Schutz der Wasserressourcen
 - ARA > 24'000 Einwohner in Seeinzugsgebieten,
 - ARA > 8'000 Einwohner in Karstgebieten,
 - ARA > 1'000 Einwohner in zur Trinkwassergewinnung genutzten Fließgewässern mit über 5 % Abwasseranteil.
- Oberliegerverantwortung oder Frachtreduktion,
 - ARA > 80'000 angeschlossene Einwohner.

Die betroffenen ARAs müssen zukünftig eine Jahreseliminationsrate von 80 % anhand ausgewählter Indikatorsubstanzen wie Benzotriazol (Komplexbildner), Carbamazepin (Antiepileptika), Diclofenac (Antirheumatika und Antiphlogistika), Mecoprop (Herbizide) und Sulfamethoxazol (Antibiotika) nachweisen können. Die Indikatorsubstanzen wurden zum ersten Mal im Jahr 2009 beschlossen und sind nicht abschließend. Diese Substanzen können jederzeit geändert bzw. erweitert werden. (Thomann et al., 2015)

Die Ozon-Anlage in der ARA Neugurt ist die erste volltechnische Anlage in der Schweiz, die seit dem 24. März 2014 voll in Betrieb ist. Hier wird eine Eliminationsleistung der Leitsubstanzen zwischen 80 und 86 % erreicht und eine zusätzliche DOC-Frachtreduktion durch Ozonung und Sandfiltration von 18 bis 24 %. Somit wird die gesetzlich geforderte mittlere Eliminationsleistung von 80 % erreicht und sogar überschritten. Alle Daten der ersten Anlage in der Schweiz zur Spurenstoffelimination werden im Anhang zu dieser Arbeit bereitgestellt.

Die ARA Bachwies gehört zu den ersten ARAs, welche mit einem PAK-Verfahren ausgerüstet wurde. Die Anlage wurde im Juni 2015 in Betrieb genommen und reinigt ein Teilstromvolumen von 170 L/s (Vollstrom, $Q_{\max} = 310$ L/s). Im Betrieb wird die gesetzlich geforderte mittlere Eliminationsleistung von 80 % mit einer PAK-Dosierung von 10 mg PAK/L mit > 80 % erreicht. Die Daten dieser Anlage werden im Anhang ebenfalls bereitgestellt.

In der nachfolgenden Abbildung 6-1 werden die Projekte, die bis zum Jahr 2015 in der Planung bzw. im Bauzustand waren oder bereits betrieben wurden, dargestellt. Einige dieser Projekte werden im Anhang zu dieser Arbeit im Sinne eines besseren Überblicks über die Verfahrenstechnik bzw. die Reinigungsleistung und die daraus resultierenden Betriebserfahrungen, Erkenntnisse und Kosten beschrieben.

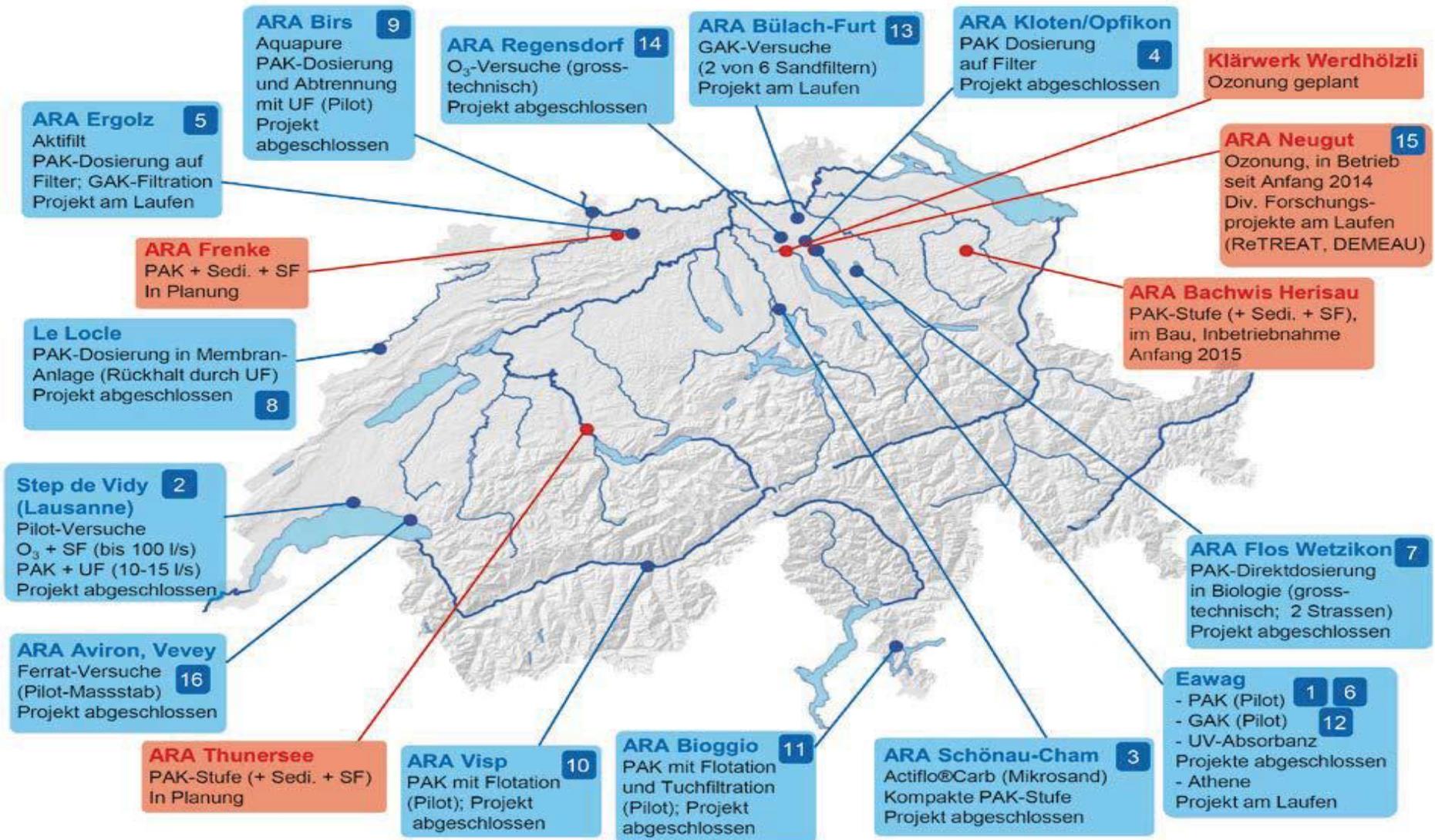


Abbildung 6-1: Ist-Zustand in der Schweiz (Wunderlin, 2016)

6.2 Projekte in Deutschland zur vierten Reinigungsstufe

Obwohl es in Deutschland keine Gesetze zur Spurenstoffelimination aus dem kommunalen Abwasser gibt, wird dennoch viel Augenmerk auf Untersuchungen, Forschungsergebnissen und auf Pilot-Projekte gelegt. Aktuell besteht in Deutschland kein einheitliches Ziel in Bezug auf die Spurenstoffelimination, sondern es wird in unterschiedlichen Bundesländern gemäß den eigenen Interessen agiert. Besonders in Bundesländern wie Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen aber auch in Berlin wurden mittlerweile einige Forschungsvorhaben und größere technische Projekte verwirklicht. Die Ergebnisse aus den umgesetzten Forschungsvorhaben zeigen, dass sich die Qualität der Oberflächengewässer durch die Aufrüstung der ARAs um eine weitere Reinigungsstufe eindeutig verbessert hat. Obwohl die Erweiterung der kommunalen ARAs um eine vierte Reinigungsstufe für die Reduzierung der Spurenstoffe bei stark belasteten Einzugsgebieten sicherlich sinnvoll ist, wird sie in Deutschland dennoch kontrovers diskutiert.

Baden-Württemberg

Nach dem Lagebericht des Ministeriums für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft (2015) wird seit einigen Jahren ein konsensorientierter Ansatz mit den Betreibern für die Aufrüstung der ARAs um eine weitergehende Reinigungsstufe unter dem Einsatz von Fördermitteln verfolgt. Durch Messungen an unterschiedlichen Fließgewässern wurden mittlerweile 86 Substanzen untersucht. In allen untersuchten Gewässern wurden Hinweise auf Spurenstoffe entdeckt. Für viele dieser organischen Spurenstoffe wurde die Kläranlage, wie in der Schweiz, als ein wichtiger Haupteintragspfad identifiziert. Als Handlungsoption wird in Baden-Württemberg unter anderem auch die Aufrüstung der Kläranlagen als Strategie gegen die Reduzierung der organischen Spurenstoffe angesehen.

Mittlerweile wurden zehn Kläranlagen (neun Anlagen plus eine Anlage aus Bayern, in der Abwasser aus Baden-Württemberg behandelt wird) für die gezielte Spurenstoffelimination in Betrieb genommen (siehe Abbildung 6-2). Diese Anlagen sind hauptsächlich mit einem PAK-Verfahren nachgerüstet worden. Weitere Anlagen, die noch in Planung bzw. im Bau sind, werden in Abbildung 6-2 dargestellt. In Baden-Württemberg befinden sich einige Anlagen, die seit circa 20 Jahren bestehen. Durch die jahrelangen Erfahrungen mit Aktivkohle wird das Ozon-Verfahren hier kaum angewendet. Um einen Informationsaustausch zwischen Kläranlagenbetreibern, Behörden und Planern zu ermöglichen, wurde 2012 das Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg (KomS) gegründet.

<http://www.koms-bw.de/>

Nordrhein-Westfalen (NRW)

Auch in NRW wird seit einigen Jahren aktiv das Thema der Spurenstoffelimination in kommunalen ARAs zur Verbesserung der Oberflächengewässer und des Grundwas-

sers behandelt. Der in der Abbildung 6-3 dargestellte Ist-Zustand der Kläranlagenausrüstung in NRW zeigt, dass bis jetzt zwölf großtechnische Untersuchungen durchgeführt wurden und laut Herbst et al. (2016) davon noch sechs im Betrieb sind. Die restlichen Kläranlagen befinden sich entweder in der Machbarkeitsstudie oder in der Ausbauphase (siehe Abbildung 6-3).

In NRW wurde genau wie in der Schweiz und in Baden-Württemberg ein Kompetenzzentrum für den Informationsaustausch zwischen unterschiedlichen Beteiligten errichtet.

<http://www.masterplan-wasser.nrw.de/das-kompetenzzentrum/>

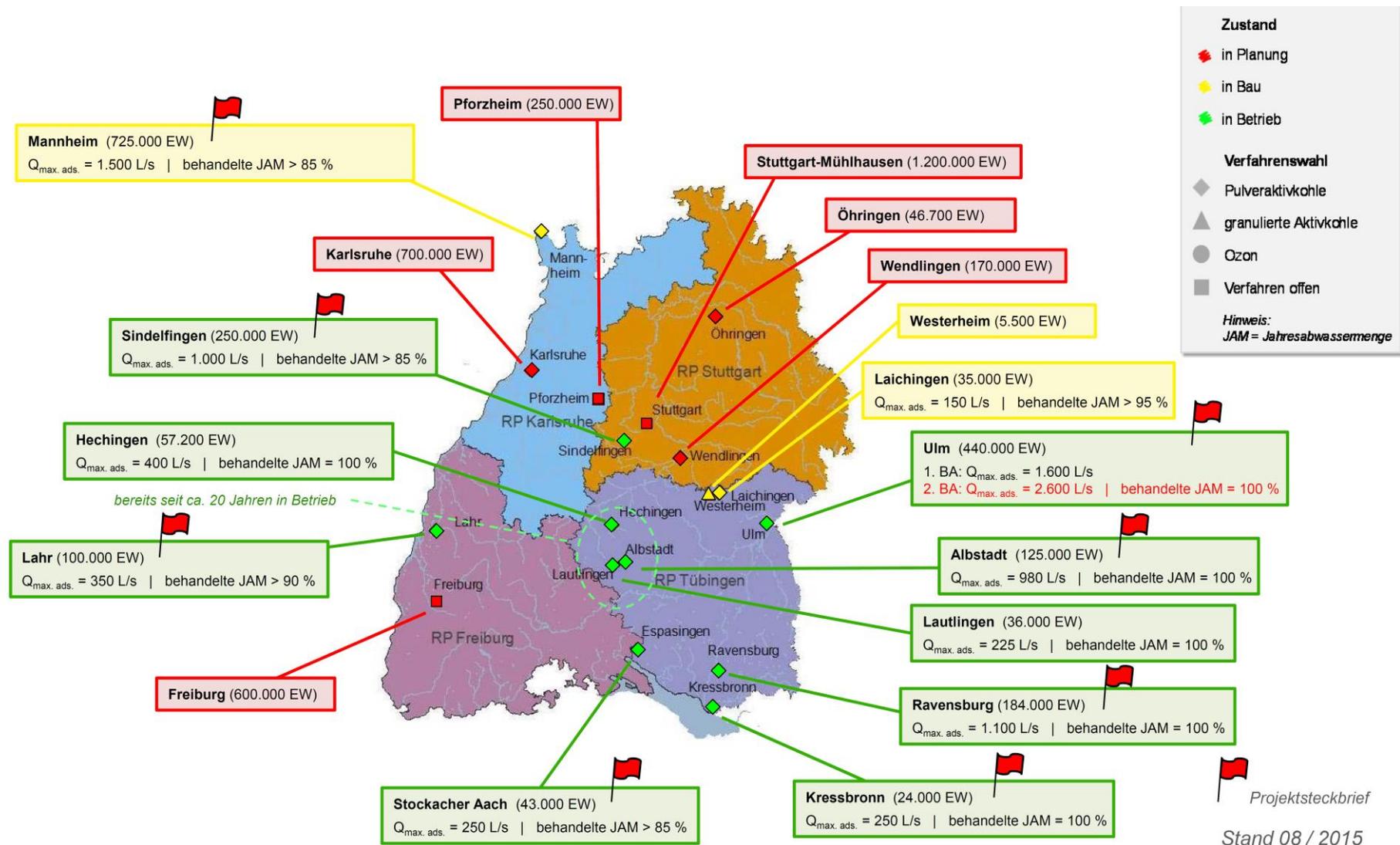


Abbildung 6-2: Ist-Zustand in Baden-Württemberg (Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft, 2015)

Mittlerweile wird auch in anderen Bundesländern die Machbarkeit der weitergehenden Abwasserbehandlung in Bezug auf die Spurenstoffelimination als ein wichtiger Baustein zur Spurenstoffreduktion aus dem Oberflächengewässer bzw. dem Grundwasser angesehen. Es werden zahlreiche Untersuchungen an Hochschulen und Universitäten zur Elimination der anthropogenen Spurenstoffe aus dem kommunalen Abwasser durchgeführt. Aktuell wurde ein erster Bericht – „*Integration der Spurenstoffentfernung in Technologieansätze der 4. Reinigungsstufe bei Klärwerken*“ – von Altmann et al. (2016) veröffentlicht.

Einige umgesetzte großtechnische Projekte in Deutschland sind im Anhang dieser Arbeit beschrieben.

6.3 Projekte in Österreich zur vierten Reinigungsstufe

Im Gegensatz zu den anderen Ländern wurden in Österreich bis jetzt nur zwei Pilotversuche durchgeführt. Es erfolgten hier bisher keine großtechnischen Umsetzungen in kommunalen ARAs.

Der erste Pilotversuch wurde im Jahr 2011 unter dem Namen *„KomOzon - Technische Umsetzung und Implementierung einer Ozonungsstufe für nach dem Stand der Technik gereinigtes kommunales Abwasser Heranführung an den Stand der Technik“* vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft gefördert. Als Standort für diese Pilotanlage diente die Hauptkläranlage Wien und dieser Pilotversuch wurde mit Projektpartnern wie der TU Wien (Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft - IWAG), der Medizinischen Universität Wien, der Umweltbundesamt GmbH, der Veterinärmedizinische Universität Wien sowie der ebs Wien Hauptkläranlage Ges. m.b.H, durchgeführt. (Schaar et al., 2011)

Der zweite Pilotversuch wurde erneut in der Hauptkläranlage Wien, wie in der Abbildung 6-4 dargestellt ist, durchgeführt. Der im Jahr 2015 erfolgte Pilotversuch unter dem Namen *„KomOzak – Weitergehende Reinigung kommunaler Abwasser mit Ozon sowie Aktivkohle für die Entfernung organischer Spurenstoffe“* wurde ebenfalls vom BMLFUW gefordert und mit Projektpartnern wie der Technischen Universität Wien (IWAG/TU), der Donau Chemie AG (DC), der Messer Austria GmbH, der VA Tech Wabag GmbH, der Xylem Services GmbH und der ebs Wien Hauptkläranlage Ges. m.b.H. (HKA) durchgeführt. (Kreuzinger et al., 2015)

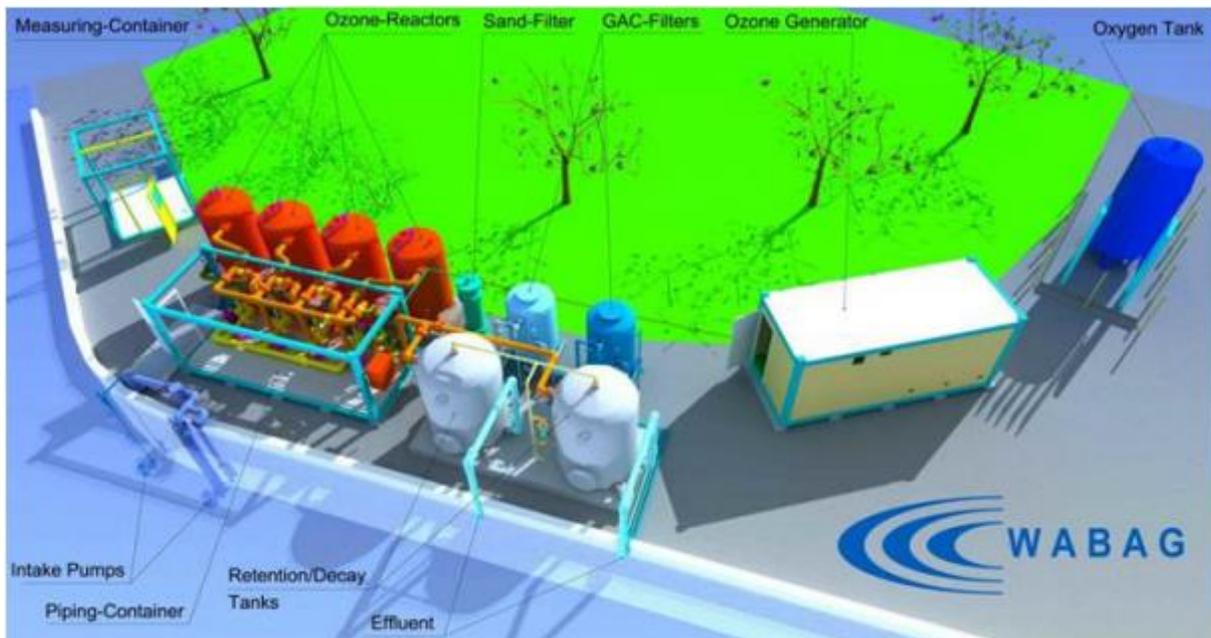


Abbildung 6-4: KomOzak-Pilotversuch (Kreuzinger et al., 2015)

7 Zusammenfassung, Schlussfolgerungen und Ausblick

Anhand der in dieser Arbeit recherchierten Literaturquellen können Ansätze über eine zukünftige Entwicklung über den Einsatz von vierten Reinigungsstufe auf kommunalen ARAs identifiziert werden.

Durch die modernen chemischen Analyse-Technologien kann heutzutage eine Vielzahl an organischen Spurenstoffen in Oberflächengewässern gefunden werden. Diese Spurenstoffe, die aus Arzneimittel, Reinigungs- und Geschirrspülmittel, Körperpflegeprodukte, Industriechemikalien sowie Pestizide und Biozide, andererseits aber auch aus natürlich vorkommenden, organischen und anorganischen Stoffen wie natürlichen Toxinen, Östrogenen und Schwermetallen stammen, können über unterschiedliche Eintragspfade in die Gewässer gelangen. Bei der Überschreitung von bestimmten Gütezielen müssen Maßnahmen ergriffen werden.

Viele anthropogene Spurenstoffe, die aus unterschiedlichen Quellen stammen und über das kommunale Entwässerungssystem in die Oberflächengewässer gelangen, können durch eine gezielte Erweiterung der Kläranlagen um eine vierte Reinigungsstufe eliminiert bzw. reduziert werden.

Mithilfe der aktuell bereits bestehenden Kläranlagen, die mit einer mechanischen und biologischen Reinigungsstufe ausgestattet sind, können viele dieser Substanzen nicht reduziert werden. Einige Substanzen, wie Carbamazepin und Diclofenac, werden durch die vorhandenen Verfahren kaum eliminiert und gelangen über die Abläufe der Kläranlagen in die Oberflächengewässer. Dies verursacht negative Einwirkungen auf die im Wasser vorhandenen Lebewesen. Kläranlagen, welche nach dem Stand der Technik mit einer Nitrifikationsstufe ausgestattet sind, können durch die Erhöhung des Schlammalters im System eine Reduktion einiger Spurenstoffe bewirken. Spurenstoffe, wie das Antirheumatikum Ibuprofen, können dadurch fast vollständig aus dem kommunalen Abwasser eliminiert werden.

Dieser Hintergrund macht es deutlich, dass für eine gezielte Elimination der Spurenstoffe in kommunalen ARAs eine weitergehende Reinigungsstufe – die „vierte Reinigungsstufe“ – benötigt wird. Durch die Anforderungen an die vierte Reinigungsstufe, wie Breitbandwirkung, Nebenprodukte, Anwendbarkeit und ein gutes Kosten-Nutzen-Verhältnis, bieten sich nach dem aktuellen Stand der Technik die Ozonung und die Aktivkohle in pulverisierter oder granulierter Form an. Verfahren wie Advanced Oxidation Processes (Verfahren der erweiterten Oxidation), Membranverfahren, Ferrat und weitere Verfahren können derzeit wegen des sehr hohen Betriebsaufwands, aufgrund von bestehenden Entsorgungsproblematiken, aber auch wegen fehlender Forschungsergebnisse für die Nachrüstung von Kläranlagen noch nicht empfohlen werden.

Sowohl die Elimination der Spurenstoffe mit Ozon als auch mit Aktivkohle ermöglicht eine Vielzahl an Ausführungsvarianten. Je nach Ausführungsvariante können die Eliminationstechnologien gut in bestehende Kläranlage integriert werden. Die Wahl, ob

die Ozonung oder Verfahren mit Pulveraktivkohle oder granulierter Aktivkohle für die Erweiterung der ARA um eine vierte Reinigungsstufe geeignet sind, hängt von den örtlichen Rahmenbedingungen und von der Abwassermatrix ab. Beide Eliminations-techniken können eine Breitbandwirkung und eine Eliminationsleistung von über 80 % erreichen.

Für das Ozonverfahren wird eine Ozondosis von 0,7 bis 0,9 gO₃/gDOC benötigt, um eine sehr gute Eliminationsleistung zu erreichen. Für die Reduzierung einiger Substanzen genügt eine Ozonzehrung von 0,4 gO₃/gDOC. Einige Substanzen, wie beispielweise Röntgenkontrastmittel, welche schwer abbaubare Eigenschaften haben, können auch bei hoher Ozondosis nicht komplett aus dem Abwasser entfernt werden. Außerdem ist bei Ozonverfahren zu beachten, dass kein Bromat oder andere problematische Umwandlungsprodukte entstehen. Daher können durch eine Optimierung der Ozondosierung und eine sinnvoll nachgeschaltete biologische Stufe diese Probleme auf ein Minimum reduziert werden.

Neben Ozon liefert auch PAK sehr gute Resultate. Für eine Elimination über 80 % wird eine PAK-Dosis zwischen 5-10 mg/L benötigt. Bei einer hohen PAK-Dosis (z. B. 20 mg/L) können sehr gute Eliminationsraten erreicht werden, was aber wiederum mit hohen Kosten verbunden ist. In Bezug auf die Eliminationsleistung wird die nachgeschaltete Pulveraktivkohlezugabe mit Rückführung in die biologische Reinigungsstufe mit einer Sedimentation und einer Filtrationsstufe zurzeit als die gängigste und ausgereifteste Variante erachtet. Für diese Ausführungsform werden allerdings hohe Investitionskosten benötigt. Daher kann als Alternative auch eine direkte Zugabe von PAK in die Belebungsbecken erachtet werden, wofür allerdings in etwa die doppelte Dosiermenge von PAK erforderlich ist. Als Grund für die doppelte Dosiermenge wird die Konkurrenzmatrix DOC angesehen. Die hohen Investitionskosten für die Anschaffung der Anlagen können zwar bei dieser Variante vernachlässigt werden, jedoch ist im Gegenzug die Beschaffung von Aktivkohle mit sehr hohen Kosten verbunden.

Obwohl bis jetzt nur Daten von einigen wenigen großtechnischen Untersuchungen vorhanden sind, wird auch die Elimination mit GAK für eine gezielte Spurenstoffelimination als praxistaugliches Verfahren eingestuft. Mit GAK kann eine Breitbandwirkung erzielt werden und für die sehr gut bis gut adsorbierbaren Substanzen ein Bettvolumen von 10 000 (ca. 165 Tage) erreicht werden. Bei Röntgenkontrastmitteln (Amidotrizoesäure) mit mittlerer bis schlechter Adsorbierbarkeit kann damit aber nur eine sehr schlechte Eliminationsrate erreicht werden. Des Weiteren wird zufolge der Untersuchungen von Fahlenkamp et al. (2008) die Amidotrizoesäure kaum zurückgehalten. Ein großer Nachteil der GAK ist, dass die Eliminationsleistung mit der zunehmenden Filterstandzeit abnimmt. Die Spurenstoffelimination mit GAK auf Kläranlagen, welche bereits mit einer Sandfilteranlage ausgestattet sind, weisen einen großen Vorteil auf, da die bestehende Sandfilteranlage leicht in einen GAK-Filter umgerüstet werden kann, wodurch hohe Investitionskosten eingespart werden können. Daher wird dieses

Verfahren wegen seiner platzsparenden Randbedingungen und seiner Wirtschaftlichkeit besonders bei bestehenden Sandfiltern gerne empfohlen.

Die Kosten für eine gezielte Spurenstoffentfernung auf kommunalen ARAs variieren sehr stark. Die entstehenden Kosten beziehen sich entweder auf die Modellversuche oder auf die umgesetzten Projekte, die aus unterschiedlichen örtlichen Rahmenbedingungen bestehen. Zu einer Verallgemeinerung der Kosten wird es auch in Zukunft nicht kommen. Dies ist durch unterschiedliche Stromkosten, dem Energiebedarf und den örtlichen Gegebenheiten begründet. Durch die Realisierung von neuen Projekten werden die Kosten für Ozon, PAK und GAK stets weiter optimiert, sind aber für eine Verallgemeinerung der Kosten zumeist noch nicht geeignet.

Für die Erweiterung einer ARA zur gezielten Elimination von anthropogenen Spurenstoffen wird eine ganzheitliche Bestandsanalyse der Kläranlagen sowie der örtlichen Rahmenbedingungen und des Zustandes der vorhandenen Bauwerke empfohlen, um eine aussagekräftige Empfehlung aussprechen zu können. Vor der Auswahl einer bestimmten Ausführungsvariante sollten gemäß der Veröffentlichungen von Abegglen und Siegrist (2012), Hillenbrand et al. (2015) oder Günthert und Rödel (2013) folgende Aspekte und Fragen beantwortet werden:

- Zusammensetzung der Abwassermatrix
 - analytische und labortechnische Vorversuche,
 - bei Ozonung auf Transformationsprodukte achten.

- Welche Spurenstoffe sollen eliminiert werden?
 - Ist die ARA der wichtigste Eintragspfad für diese Substanzen?

- Welche Reinigungsleistung soll erreicht werden?

- Örtliche Rahmenbedingungen
 - Platzbedarf
 - Vorhandene Anlagen
 - Kapazität der bestehenden Anlagen
 - Integrierbarkeit der neuen Komponenten in den Bestand

Darüber hinaus muss in Bezug auf den Eintragspfad zu erkennen sein, ob eine weitergehende Reinigungsstufe in der kommunalen ARA zielführend sein kann oder nicht, weil die Auf- bzw. Nachrüstung von Kläranlagen mit hohen Kosten und viel Aufwand verbunden ist. Als Alternative zu den Maßnahmen an den Kläranlagen können aber auch Maßnahmen an der Quelle, beispielsweise durch die Änderung der Produkte im Anwendungsbereich, durch Produktveränderungen oder durch eine geregelte Entsorgung der Stoffe forciert werden. Außerdem können durch Informationsmaßnahmen, wie Informationskampagnen für die Bevölkerung oder Weiterbildungsmaßnahmen des

anwendenden Fachpersonals, eine weitere Reduzierung der organischen Spurenstoffe erzielt werden.

In den kommenden Jahren sind auch hinsichtlich der rechtlichen Rahmenbedingungen Änderungen vonnöten. Obwohl die WRRL im Jahr 2013 durch sechs neue prioritäre und sechs neue prioritäre, gefährliche Stoffe erweitert wurde, befinden sich einige Stoffe aus den Arzneimitteln, welche sehr kontrovers sind, besonders die in der Schweiz vorkommenden Substanzen wie Diclofenac, Carbamazepin oder Stoffe aus der Gruppe der Estrogene, noch nicht auf der aktuellen Liste der WRRL. Zukünftig ist die Wahrscheinlichkeit allerdings groß, dass weitere strittige Arzneistoffe in die Liste der prioritären Stoffe bzw. gefährlichen prioritären Stoffe durch Grenz- und Richtwerte aufgenommen und definiert werden, wodurch früher oder später in allen ARAs weitergehendere Maßnahmen zur Reinigung der Abwässer erforderlich werden.

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1: Überblick über die wichtigsten Quellen und Eintragspfade (modifiziert nach Braun et al., 2015)	20
Tabelle 2-2: Zusammenstellung von wesentlichen Humanarzneimitteln (modifiziert nach Günthert und Rödel, 2013)	22
Tabelle 2-3: Auswirkungen von anthropogenen Spurenstoffen auf Wasserlebewesen (modifiziert nach Abegglen und Siegrist, 2012, Hillenbrand et al., 2015 und Gawel et al., 2015)	24
Tabelle 2-4: Liste der relevanten Spurenstoffe in Oberflächengewässern in Österreich (modifiziert nach Rauchbüchl und Wimmer, 2013).....	28
Tabelle 2-5: Zuordnung der Stoffgruppen zu Quellen und Eintragspfad (Braun et al., 2015).....	35
Tabelle 3-1: Vermeidungs- und Verminderungsmethoden (modifiziert nach Hillenbrand et al., 2015).....	39
Tabelle 4-1: Eliminationsleistung von PAK, diversen Projekten aus der Schweiz und Deutschland entnommen (modifiziert nach Bolle und Pinnekamp, 2011).....	64
Tabelle 4-2: Kosten bei einem PAK-Verfahren in der Schweiz (Abegglen und Siegrist, 2012).....	66
Tabelle 4-3: Eliminationsleistung von Spurenstoffen mit GAK-Verfahren aus unterschiedlichen Untersuchungen (modifiziert nach Bolle und Pinnekamp, 2011).....	71
Tabelle 4-4: Möglichkeiten zur Veränderung chemischer Abwasserparameter nach Ozonung (gleichbleibend; ansteigend; abnehmend) (Schaar et al., 2011)	75
Tabelle 4-5: Eliminationsleistung von Ozon aus unterschiedlichen Untersuchungen (modifiziert nach Bolle und Pinnekamp, 2011).....	82
Tabelle 4-6: Kosten für die Ozon-Verfahren in der Schweiz (Abegglen und Siegrist, 2012).....	83
Tabelle 4-7: Vorteile der gängigen Verfahren wie Ozon, GAK und PAK (modifiziert aus unterschiedlichen Quellen wie Hillenbrand, et al., 2015; Abegglen and Siegrist, 2012; Harmjanßen and Rummler, 2015; Bolle and Pinnekamp, 2011; Mertsch et al., 2013; Metzger et al., 2014, Hunziker, 2008)	91
Tabelle 4-8: Nachteile der gängigen Verfahren wie Ozon, GAK und PA (modifiziert aus unterschiedlichen Quellen wie Hillenbrand, et al., 2015; Abegglen and Siegrist, 2012; Harmjanßen and Rummler, 2015; Bolle and Pinnekamp, 2011; Mertsch et al., 2013; Metzger et al., 2014, Hunziker, 2008)	92

Tabelle 4-9: Anwendungsmöglichkeiten der Verfahren zur
Spurenstoffelimination (modifiziert nach Abegglen und Siegrist,
2012)..... 93

Tabelle 5-1: Die Vor- und Nachteile der Ansätze (modifiziert nach Thomann et
al., 2015)..... 102

Tabelle 7-1: Liste prioritärer Stoffe im Bereich der Wasserpolitik „ANHANG X“
(European-Commission, 2013) i

Tabelle 7-2: Umweltqualitätsnorm für prioritäre Stoffe (European-Commission,
2013).....iii

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1 Quellen und Eintragspfade von anthropogenen Spurenstoffen (Braun et al., 2015)	16
Abbildung 2-2: Eintragspfade von anthropogenen Spurenstoffen – Schema (Wunderlin, 2016)	18
Abbildung 2-3: Eintragspfade von anthropogenen Spurenstoffen – Unterscheidung (BMLFUW 2014).....	19
Abbildung 2-4: Stoffquellen (Licha, 2015).....	21
Abbildung 2-5 Rückstände von Arzneimittel im Wasserkreislauf (Bundesamt für Umwelt – Schweiz, BAFU, 2016).....	23
Abbildung 2-6: Auswirkungsbeispiele von Arzneimittelrückständen auf Fische Bild-1: http://www.welt.de/gesundheit/article129854224/ , Bild-2: http://de.sott.net , Bild-4: Spurenstoffe im Abwasser“ – das ÖWAV-Positionspapier (2012), Vortrag von Heidemarie Schaar, Norbert Kreuzinger TU Wien	25
Abbildung 2-7: Zeitlicher Verlauf der Gesetzgebung in der Schweiz bis zum Inkrafttreten der der GSchV 2016 (Wunderlin, 2016).....	29
Abbildung 2-8: Fließschema einer ARA (Gujer, 2002, erweitert von Abegglen and Siegrist, 2012).....	32
Abbildung 2-9: Eliminationsrate von Spurenstoffen in ARA mit und ohne Nitrifikation (modifiziert nach Abegglen und Siegrist, 2012) ...	33
Abbildung 2-10: Entwicklung von ARA (modifiziert nach Abegglen und Siegrist, 2012).....	34
Abbildung 2-11: Eliminationsleistung von PAK, Ozon und biologische Reinigungsstufe (Abegglen und Siegrist, 2012).....	37
Abbildung 3-1: Abwasser Fließschema bei Misch- und bei Trennsystemen (Braun et al., 2015)	42
Abbildung 3-2: Eintragsreduktionspotenzial von Diclofenac (Hillenbrand et al., 2015).....	43
Abbildung 3-3: Eintragsreduktionspotenzial von Sulfamethoxazol (Hillenbrand et al., 2015).....	43
Abbildung 3-4: Strategie Mikroschadstoffe (Hillenbrand et al., 2015)	44
Abbildung 3-5: Überblick über die vorhandenen Eliminationsverfahren (Hillenbrand et al., 2015).....	45
Abbildung 3-6: Schlammalter – biologische Reinigungsstufe (Barjenbruch et al., 2014).....	46
Abbildung 3-7: Membranfilterverfahren Porengröße sowie Druckdifferenz (DVGW ,2008)	47
Abbildung 3-8: Membranfilterverfahren Druckdifferenz sowie Eliminationsstoffe (DVGW, 2008)	48
Abbildung 3-9: Membranfilterverfahren (Abegglen und Siegrist, 2012)	48

Abbildung 3-10: Fließschema eines NF-Verfahrens (Abegglen und Siegrist, 2012).....	49
Abbildung 3-11: Fließschema eines AOP-Verfahrens (Abegglen und Siegrist, 2012).....	51
Abbildung 3-12: Fließschema einer Ferrat-Anlage in kommunalen ARAs (Abegglen und Siegrist, 2012)	53
Abbildung 4-1: Aktivkohle Porensystem (Harmjanßen und Rummler, 2015)	55
Abbildung 4-2: Aktivkohle – Adsorption von Spurenstoffen (Harmjanßen und Rummler, 2015)	55
Abbildung 4-3: Herstellung und Verfahrensmöglichkeiten von Aktivkohle (Bolle und Pinnekamp, 2011).....	56
Abbildung 4-4: Schema einer Pulveraktivkohle (PAK)-Anlage (Abegglen und Siegrist, 2012).....	57
Abbildung 4-5: PAK – Ausführungsform Variante 1 (Hillenbrand et al., 2015).....	60
Abbildung 4-6 PAK – Ausführungsform Variante 2 (Hillenbrand et al., 2015).....	61
Abbildung 4-7: PAK – Ausführungsform Variante 3 (Hillenbrand et al., 2015).....	62
Abbildung 4-8: Eliminationsleistung von PAK bei unterschiedlichem DOC-Gehalt (Hillenbrand et al., 2015)	63
Abbildung 4-9: Eliminationsleistung von PAK, untersucht in Projekten in der Schweiz (Zwickenpflug et al., 2010)	64
Abbildung 4-10: GAK – typisches Fließschema (Abegglen und Siegrist, 2012).....	67
Abbildung 4-11: GAK – Anlagenkomponenten (Abegglen und Siegrist, 2012).....	68
Abbildung 4-12: GAK-Verfahren – Ausführungsvariante 1 (Hillenbrand et al., 2015).....	69
Abbildung 4-13 GAK-Verfahren – Ausführungsvariante 2 (Hillenbrand et al., 2015).....	70
Abbildung 4-14: Eliminationsleistung von GAK-Verfahren bezüglich Filterstandzeit (Abegglen und Siegrist, 2012)	71
Abbildung 4-15: Übersicht über die Testverfahren zur Eignungsprüfung einer Ozonung (Wunderlin et al., 2015b)	74
Abbildung 4-16: Ozon-Reaktion in einer wässrigen Lösung (Fahlenkamp et al., 2006).....	75
Abbildung 4-17: Fließschema einer Ozon-Anlage als nachgeschaltetes Verfahren (Abegglen und Siegrist, 2012).....	76
Abbildung 4-18: Ozon-Reaktor – Bestandteile (Harmjanßen und Rummler, 2015).....	78
Abbildung 4-19: Ozon – Ausführungsformen (Hillenbrand et al., 2015).....	80

Abbildung 4-20: Eliminationsleistung von Ozon-Verfahren zur Spurenstoffelimination (Abegglen und Siegrist, 2012)	81
Abbildung 4-21: Bandbreite der spezifischen Investitionskosten für Ozon-Verfahren (Bolle und Pinnekamp, 2011)	84
Abbildung 4-22: Wirksamkeit verschiedener Verfahren bezüglich der Elimination ausgewählter Spurenstoffe (Bolle und Pinnekamp, 2011).....	86
Abbildung 4-23: Kosten – Regressionsanalyse der Literaturangaben (Hillenbrand et al., 2015).....	88
Abbildung 4-24: Kosten – Bandbreite der spezifischen Kosten (Bolle und Pinnekamp, 2011).....	89
Abbildung 5-1: Behandelte Abwassermenge in Abhängigkeit zur max. Q- und DOC-Fracht (Abegglen und Siegrist, 2012)	96
Abbildung 5-2: Q-Ansatz nach Metzger – Modellbetrachtung (Thomann et al., 2015).....	98
Abbildung 5-3: Q-Ansatz nach Metzger – Ergebnis der Modellbetrachtung (Thomann et al., 2015).....	98
Abbildung 5-4: Einzugsgebietsmodellierung (Thomann et al., 2015).....	100
Abbildung 5-5: Ammoniumsatz – Ablaufschema (Thomann et al., 2015) ...	101
Abbildung 5-6: Ammoniumsatz – Frachtreduktion bei diversen Abflussmengen (Thomann et al., 2015).....	102
Abbildung 6-1: Ist-Zustand in der Schweiz (Wunderlin, 2016)	106
Abbildung 6-2: Ist-Zustand in Baden-Württemberg (Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft, 2015)	109
Abbildung 6-3: Spurenstoffentfernung in NRW (Mikroschadstoffe.NRW, 2016)	110
Abbildung 6-4: KomOzak-Pilotversuch (Kreuzinger et al., 2015).....	112

Literaturverzeichnis

- Abegglen, C. and Siegrist, H. 2012 Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Wissen, 1214, 210.
- Arbeitsbericht des DWA-Fachausschusses KA-3 2013 Anthropogene Spurenstoffe in Indirekteinleitungen – Bedeutung und Handlungsbedarf aus der Sicht der Abwasserbeseitigungspflichtigen. , KA - Korrespondenz Abwasser, AbfallNr. 1; Januar 2013, 28–31.
- BAFU 2016 Antibiotika- und Heilmittelrückstände in der Umwelt: Die versteckte Seite des Medikamentenkonsums - Bundesamt für Umwelt BAFU. [online] <http://www.bafu.admin.ch/gesundheit/15978/15979/15992/index.html?lang=de> Accessed March 24, 2016.
- Barjenbruch, M., Firk, W., and Peter-Fröhlich, A. 2014 Möglichkeiten der Elimination von anthropogenen Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen. , KA - Korrespondenz Abwasser, AbfallNr. 10; Oktober 2014, 861–875.
- BGBl.II.29/2009 2009 *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über ein elektronisches Register zur Erfassung aller wesentlichen Belastungen von Oberflächenwasserkörpern durch Emissionen von Stoffen aus Punktquellen (EmRegV-OW)*, Vienna, Austria.
- BGBl.II.96/2006 2006 *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des Zielzustandes für Oberflächengewässer (Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer – QZV Chemie OG)*, Vienna, Austria.
- BGBl.II.98/2010 2010 *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über den guten chemischen Zustand des Grundwassers (Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser – QZV Chemie GW)*, Vienna, Austria.
- BGBl.II.461/2010 2010 *Änderung der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer, der Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer und der Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser*, Vienna, Austria.
- BMLFUW 2009 *Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2009 – NGP 2009. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. BMLFUW-UW.4.1.2/0011-I/4/2010. <http://ngp.lebensministerium.at>.*, Wien, Österreich.
- BMLFUW 2014 *SCHTURM - Spurenstoffemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen - Endbericht*, Wien, Österreich.
- Böhler, M., Zwickelpflug, B., Grassi, M., Behl, M., Neuenschwander, S., Siegrist, H., and etc. 2011 *Aktivkohledosierung in den Zulauf zur Sandfiltration Kläranlage Kloten/Opfikon*, Eawag, Dübendorf.

- Bolle, F.-W. and Pinnekamp, J. 2011 *Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen - Phase I*, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Aachen, Germany.
- Bolle, F.-W. and Pinnekamp, J. 2015 *Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen - Phase II*, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Aachen, Germany.
- Braun, C., Gälli, R., Leu, C., Munz, N., Schindler Wildhaber, Y., Strahm, I., and Wittmer, I. 2015 Mikroverunreinigungen in Fließgewässern aus diffusen Einträgen. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Wissen, 1514, 78.
- Clara, D. D. M. and Windhofer, D. G. 2013 Belastung österreichischer Gewässer mit Spurenstoffen und Vergleich unterschiedlicher Eintragspfade. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, 655-6, 156–161.
- Deutscher Bundestag 2012 *Deutscher Bundestag 17. Wahlperiode, Drucksache 17/11234*, Berlin: Deutscher Bundestag. [online] <http://dipbt.bundestag.de/dip21/btd/17/112/1711234.pdf> Accessed May 14, 2016.
- Deutsch, K. and Krämer, D. 2012 *GZÜV – Trendermittlung von Schadstoffen in Biota 2010. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abt. VII/1– Nationale Wasserwirtschaft*, Wien, Österreich.
- DVGW 2008 Nanofiltration in der Trinkwasseraufbereitung, DVGW Technologie-Report Nr. 3/08, Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e.V., Josef-Wirmer-Str. 1-3, 53123 Bonn.
- DWA 2010 “DWA-Position ‘Anthropogene Spurenstoffe im Gewässer’” in Anthropogene Spurenstoffe. Hennef, Germany.
- European-Commission 2013 2013 Richtlinie 2013/39/EU des europäischen Parlaments und des Rates vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Union. [online] <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=celex%3A32013L0039> Accessed April 13, 2016.
- Fahlenkamp, H., Nöthe, T., B. Hannich, C., von Sonntag, C., Golloch, A., and Myint Sein, M. 2006 *Einsatz und Wirkungsweise oxidativer Verfahren zur Nachbehandlung von Abwasser aus kommunalen Kläranlagen Teil 2b und 3*, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, NRW, Germany.
- Fahlenkamp, H., Nöthe, T., Nowotny, N., Launer, M., Jacker, A., Ante, S., Ingenhaag, S., and Von Sonntag, C. 2008 Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen Phase 3. Abschlussbericht. Dortmund, Universität Dortmund, Fakultät Chemie-und Bioingenieurwesen, Lehrstuhl Umwelttechnik.
- Gälli, R., Ort, C., and Schärer, M. 2009 Mikroverunreinigungen in den Gewässern. Bewertung und Reduktion der Schadstoffbelastung aus der Siedlungsentwässerung. Umwelt-Wissen. Bundesamt für Umwelt, Bern, 103.

- Gawel, E., Köck, W., Schindler, H., Holländer, R., and Lautenschläger, S. 2015 *Mikroverunreinigungen und Abwasserabgabe*, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. [online] <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/mikroverunreinigungen-abwasserabgabe> Accessed March 1, 2016.
- Gawel, E. and Schindler, H. 2015 Mikroverunreinigungen und vierte Reinigungsstufe – zur Rolle des Verursacherprinzips. , KA - Korrespondenz Abwasser, AbfallNr. 9; 2015 (62), 820–827.
- Grummt, D. T. 2013 Anthropogene Spurenstoffe – Ableitung von gesundheitlichen Orientierungswerten durch den Einsatz von Biotestverfahren. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, 655-6, 178–183.
- Grünebaum, T. 2013 *Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren. phase 2*, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Essen, Germany.
- Gujer, W. 2002 *Siedlungswasserwirtschaft*, Berlin: Springer.
- Günthert, F. W. and Rödel, S. 2013 *Technologien für die Elimination anthropogener Spurenstoffe auf kommunalen Kläranlagen – Strategie für Bayern*, Institut für Wasserwesen Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, München, Germany.
- Haltmeier, T. and Pazhepurackel, V. 2012 *Kosten der Elimination von Mikroverunreinigungen im Abwasser, Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU)*, Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern, Switzerland.
- Harmjanßen, K. and Rummler, M. 2015 *Möglichkeiten der Elimination anthropogener Mikroschadstoffe in der Kläranlage Lengerich*, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Havixbeck, Germany.
- Herbst, H., Antakyali, D., Sasse, R., Ante, S., and Schulz, J. 2016 Kosten der Elimination von Mikroschadstoffen und mögliche Finanzierungsansätze. , KA - Korrespondenz Abwasser, AbfallNr. 2; 2016 (63), 124–130.
- Hillenbrand, T., Tettenborn, F., Menger-Krug, E., Marscheider-Weidemann, F., Fuchs, S., Toshovski, S., Kittlaus, S., Metzger, S., Tjoeng, I., Wermter, P., Kersting, M., and Abegglen, C. 2015 *Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer*, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. [online] <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/massnahmen-zur-verminderung-des-eintrages-von> Accessed March 1, 2016.
- Hunziker 2008 *Massnahmen in ARA zur weitergehenden Elimination von Mikroverunreinigungen – Kostenstudie. Studie im Auftrag des BAFU.*, Winterthur.
- Jekel, M., Ruhl, A. S. (Hrsg. ., Altmann, J., Sperlich, A., Schaller, J., Gnirß, R., Miehe, U., Stapf, M., Remy, C., and Mutz, D. 2016 *Integrati on der Spurenstoff entfernung in Technologieansätze der 4. Reinigungsstufe bei Klärwerken*, Universitätsverlag der TU Berlin, Berlin, Germany.

- Kainz, H., Sprung, W., Maurer, G., Pirkner, W., Gamerith, V., and Gruber, G. 2011 "Speicherkanäle für die Mischwasserbewirtschaftung in Graz" in *Aqua Urbanica* 2011. Graz, Austria, 44.
- Kreuzinger, N., Hell, F., Walder, C., Müller, M., Wagner, A., Wieland, A., Hasliger, J., Kornfeind, L., Schaar, H., Saracevic, E., and Winkelbauer, A. 2015 *KOMOZAK - Weitergehende Reinigung kommunaler abwässer mit Ozon sowie Aktivkohle für die Entfernung organischer Spurenstoffe*, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, Österreich. [online] <http://www.bmlfuw.gv.at/dam/jcr:eb9b35f3-2f2a-4e23-bf57-b99aefd4858a/KomOzAk%20Endbericht%20-%20Langfassung.pdf> Accessed March 15, 2016.
- Kreuzinger, N. and Kroiß, H. 2013 Spurenstoffe in der aquatischen Umwelt – Einleitung. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*, 655-6, 149–155.
- Licha, P. D. T. 2015 Pflanzenschutzmittel und Arzneimittel-Spurenstoffe im Roh- und Trinkwasser. *Das Gesundheitswesen*, 1604, V40.
- Loos, R., Gawlik, B. M., Locoro, G., Rimaviciute, E., Contini, S., and Bidoglio, G. 2009 EU-wide survey of polar organic persistent pollutants in European river waters. *Environmental Pollution*, 1572, 561–568.
- Matzka-Saboi, L. 2014 GLOBAL 2000-Test: 60 Pestizide in Österreichs Fließgewässern. GLOBAL 2000 - Die österreichische Umweltschutzorganisation. [online] <https://www.global2000.at/presse/global-2000-test-60-pestizide-%C3%B6sterreichs-flie%C3%9Fgew%C3%A4ssern> Accessed April 11, 2016.
- Maus, C., Herbst, H., Ante, S., Becker, H.-P., Glathe, W., Börgers, A., and Türk, J. 2014 Hinweise zu Auslegung und Design von Ozonanlagen zur Mikroschadstoffelimination. , KA - Korrespondenz Abwasser, AbfallNr. 11; November 2014, 998–1006.
- Mertsch, V., Herbst, H., and Alt, K. 2013 Kosten der Elimination von Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen. *Proceedings Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft*, Aachen.
- Metzger, S., Tjoeng, I., Rößler, A., Schwentner, G., and Reinhold, R. 2014 Kosten der Pulveraktivkohleanwendung zur Spurenstoffelimination am Beispiel ausgeführter und in Bau befindlicher Anlagen. , KA - Korrespondenz Abwasser, AbfallNr. 11; November 2014, 1029–1037.
- Mikroschadstoffe.NRW 2016 160223_Karte_NRW.pdf. [online] http://www.masterplan-wasser.nrw.de/fileadmin/user_upload/Tatenbank/Projektsteckbriefe/160223_Karte_NRW.pdf Accessed April 11, 2016.
- Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft 2015 *Kommunales Abwasser Lagebericht-2015*, Minister für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft des Landes Baden-Württemberg, Baden Württemberg, Germany.
- OEWAV 2013 "ÖWAV-Positionspapier Anthropogene Spurenstoffe in der aquatischen Umwelt" in ÖWAV-Arbeitsausschuss „Spurenstoffe“. Wien.

- OEWAV 2007 *ÖWAV - Regelblatt 19 - Richtlinien für die Bemessung von Mischwasserentlastungen*, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Vienna, Austria.
- Pohling, R. 2015 *Chemische Reaktionen in der Wasseranalyse*, Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg. [online] <http://link.springer.com/10.1007/978-3-642-36354-2> Accessed March 19, 2016.
- Rauchbüchl, A. and Wimmer, M. 2013 "Regulatorische Maßnahmen zur Reduktion von anthropogenen Spurenstoffen" in *Österr Wasser- und Abfallw 65*. Springer-Verlag Wien 2013, Wien, 162–169.
- Schaar, H., Kreuzinger, N., Knasmüller, S., Ferk, F., Mišík, M., Sommer, R., Schürhagl, R., Grillitsch, B., Altmann, D., Möstl, E., and others 2011 *KomOzon - Technische Umsetzung und Implementierung einer Ozonungsstufe für nach dem Stand der Technik gereinigtes kommunales Abwasser Heranführung an den Stand der Technik*, Wien, Österreich.
- Schumacher, J. 2006 Ozonung zur weitergehenden Aufbereitung kommunaler Kläranlagenabläufe.
- Steigenberger, M. K. 2016 Demografische Entwicklung in Österreich. wko.at. [online] https://www.wko.at/Content.Node/Interessenvertretung/Standort-und-Innovation/Demografische_Entwicklung_in_Oesterreich.html Accessed March 14, 2016.
- Thomann, M., Obrecht, J., Moser, R., and Hug, T. 2015 *Dimensionierungswassermenge und Redundanzen von Stufen zur Elimination von Mikroverunreinigungen*, Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA), Liestal, Schweiz.
- Türk, J., Dazio, M., Dinkel, F., Ebben, T., Herbst, H., Hochstrat, R., Madziewski, V., Matheja, A., Montag, D., Remmler, F., and others 2013 *Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben „Volkswirtschaftlicher Nutzen der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Elimination von organischen Spurenstoffen, Arzneimitteln, Industriechemikalien, bakteriologisch relevanten Keimen und Viren (TP 9)“, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV)*, Institut für Energie- und Umwelttechnik e. V. (IUTA), Duisburg, Germany.
- Wittmer, I. C., Stamm, H. S., and Junghans, M. 2014 *Beurteilungskonzept für Mikroverunreinigungen aus diffusen Einträgen*, Studie im Auftrag des BAFU, Eawag, Dübendorf, Switzerland.
- WRG 1959 *Wasserrechtsgesetz*, Republik Österreich, Wien.
- Wunderlin, P. 2016 Einführung in die Mikroschadstoff-Problematik und der Umgang damit in der Schweiz.
- Wunderlin, P., Joss, A., Siegrist, H., Abegglen, C., and Schärer, M. 2015a Verfahrensrechnik Mikroverunreinigung. , AQUA & GAS No 2 | 2015, 14–19.

- Wunderlin, P., Mestankova, H., Salhi, E., Schindler Wildhaber, Y., Schärer, M., Schirmer, K., and von Gunten, U. 2015b BEHANDELBARKEIT VON ABWASSER MIT OZON - TESTVERFAHREN ZUR BEURTEILUNG. , AQUA & GAS No 7/8 | 2015, 28–38.
- Zimmermann-Steffens, S., von Gunten, U., and Thonney, D. 2013 *Einsatz von Ferrat und Ozon zur Behandlung kommunalen Abwassers im Pilotmassstab*, Bundesamts für Umwelt, Lausanne.
- Zwickenpflug, B., Böhler, M., Sterkele, B., Joss, A., Siegrist, H., Traber, J., Gujer, W., Behl, M., Dorusch, F., Hollender, J., and others 2010 Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Abschlussbericht-im Auftrag des Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation UVEK Bundesamt für Umwelt BAFU, Dübendorf.

Anhang A - Liste prioritärer Stoffe in der EU-WRRL

Tabelle 7-1: Liste prioritärer Stoffe im Bereich der Wasserpolitik „ANHANG X“ (European-Commission, 2013)

Nummer	CAS-Nummer (1)	EU-Nummer (2)	Bezeichnung des prioritären Stoffes (3)	Als prioritärer gefährlicher Stoff eingestuft
(1)	15972-60-8	240-110-8	Alachlor	
(2)	120-12-7	204-371-1	Anthracen	X
(3)	1912-24-9	217-617-8	Atrazin	
(4)	71-43-2	200-753-7	Benzol	
(5)	nicht anwendbar	nicht anwendbar	Bromierte Diphenylether	X (4)
(6)	7440-43-9	231-152-8	Cadmium und Cadmiumverbindungen	X
(7)	85535-84-8	287-476-5	C 10-13-Chloralkane	X
(8)	470-90-6	207-432-0	Chlorfenvinphos	
(9)	2921-88-2	220-864-4	Chlorpyrifos (Chlorpyrifos-Ethyl)	
(10)	107-06-2	203-458-1	1,2-Dichlorethan	
(11)	75-09-2	200-838-9	Dichlormethan	
(12)	117-81-7	204-211-0	Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	X
(13)	330-54-1	206-354-4	Diuron	
(14)	115-29-7	204-079-4	Endosulfan	X
(15)	206-44-0	205-912-4	Fluoranthren	
(16)	118-74-1	204-273-9	Hexachlorbenzol	X
(17)	87-68-3	201-765-5	Hexachlorobutadien	X
(18)	608-73-1	210-168-9	Hexachlorocyclohexan	X
(19)	34123-59-6	251-835-4	Isoproturon	
(20)	7439-92-1	231-100-4	Blei und Bleiverbindungen	
(21)	7439-97-6	231-106-7	Quecksilber und Quecksilberverbindungen	X
(22)	91-20-3	202-049-5	Naphthalin	
(23)	7440-02-0	231-111-4	Nickel und Nickelverbindungen	
(24)	nicht anwendbar	nicht anwendbar	Nonylphenole	X (5)
(25)	nicht anwendbar	nicht anwendbar	Octylphenole (6)	
(26)	608-93-5	210-172-0	Pentachlorbenzol	X
(27)	87-86-5	201-778-6	Pentachlorphenol	

Anhang A - Liste prioritärer Stoffe in der EU-WRRL

(28)	nicht anwendbar	nicht anwendbar	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) (7)	X
(29)	122-34-9	204-535-2	Simazin	
(30)	nicht anwendbar	nicht anwendbar	Tributylzinnverbindungen	X (8)
(31)	12002-48-1	234-413-4	Trichlorbenzole	
(32)	67-66-3	200-663-8	Trichlormethan (Chloroform)	
(33)	1582-09-8	216-428-8	Trifluralin	X
(34)	115-32-2	204-082-0	Dicofol	X
(35)	1763-23-1	217-179-8	Perfluoroktansulfonsäure und ihre Derivate (PFOS)	X
(36)	124495-18-7	nicht anwendbar	Quinoxifen	X
(37)	nicht anwendbar	nicht anwendbar	Dioxine und dioxinähnliche Verbindungen	X (9)
(38)	74070-46-5	277-704-1	Aclonifen	
(39)	42576-02-3	255-894-7	Bifenoxy	
(40)	28159-98-0	248-872-3	Cybutryn	
(41)	52315-07-8	257-842-9	Cypermethrin (10)	
(42)	62-73-7	200-547-7	Dichlorvos	
(43)	nicht anwendbar	nicht anwendbar	Hexabromcyclododecane (HBCDD)	X (11)
(44)	76-44-8/ 1024-57-3	200-962-3/ 213-831-0	Heptachlor und Heptachlorrepxid	X
(45)	886-50-0	212-950-5	Terbutryn	

(¹) CAS: Chemical Abstracts Service.

(²) EU-Nummer: European Inventory of Existing Commercial Substances (Einecs) oder European List of Notified Chemical Substances (ELINCS).

(³) Wenn Stoffgruppen ausgewählt wurden, werden, sofern nicht ausdrücklich anders vermerkt, typische Vertreter im Zusammenhang mit der Festlegung von Umweltqualitätsnormen definiert.

(⁴) Nur Tetra-, Penta-, Hexa- und Heptabromodiphenylether (CAS-Nummern 40088-47-9, 32534-81-9, 36483-60-0, 68928-80-3).

(⁵) Nonylphenol (CAS 25154-52-3, EU 246-672-0) einschließlich der Isomere 4-Nonylphenol (CAS 104-40-5, EU 203-199-4) und 4-Nonylphenol (verzweigt) (CAS 84852-15-3, EU 284-325-5).

(⁶) Octylphenol (CAS 1806-26-4, EU 217-302-5) einschließlich des Isomers 4-(1,1',3,3'-Tetramethylbutyl)-phenol (CAS 140-66-9, EU 205-426-2).

(⁷) Einschließlich Benzo(a)pyren (CAS 50-32-8, EU 200-028-5), Benzo(b)fluoranthren (CAS 205-99-2, EU 205-911-9), Benzo(g,h,i)-perylene (CAS 191-24-2, EU 205-883-8), Benzo(k)fluoranthren (CAS 207-08-9, EU 205-916-6), Indeno(1,2,3-cd)-pyren (CAS 193-39-5, EU 205-893-2), ohne Anthracen, Fluoranthren und Naphthalin, die separat aufgeführt sind.

(⁸) Einschließlich Tributylzinn-Kation (CAS 36643-28-4).

(⁹) Dies bezieht sich auf die folgenden Verbindungen:

7 polychlorierte Dibenzoparadiioxine (PCDD) 2,3,7,8-T4CDD (CAS 1746-01-6), 1,2,3,7,8-P5CDD (CAS 40321-76-4), 1,2,3,4,7,8-H6CDD (CAS 39227-28-6), 1,2,3,6,7,8-H6CDD (CAS 57653-85-7), 1,2,3,7,8,9-H6CDD (CAS 19408-74-3), 1,2,3,4,6,7,8-H7CDD (CAS 35822-46-9), 1,2,3,4,6,7,8,9-O8CDD (CAS 3268-87-9)

10 polychlorierte Dibenzofurane (PCDF): 2,3,7,8-T4CDF (CAS 51207-31-9), 1,2,3,7,8-P5CDF (CAS 57117-41-6), 2,3,4,7,8-P5CDF (CAS 57117-31-4), 1,2,3,4,7,8-H6CDF (CAS 70648-26-9), 1,2,3,6,7,8-H6CDF (CAS 57117-44-9), 1,2,3,7,8,9-H6CDF (CAS 72918-21-9), 2,3,4,6,7,8-H6CDF (CAS 60851-34-5), 1,2,3,4,6,7,8-H7CDF (CAS 67562-39-4), 1,2,3,4,7,8,9-H7CDF (CAS 55673-89-7), 1,2,3,4,6,7,8,9-O8CDF (CAS 39001-02-0)

12 dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle (PCB-DL): 3,3',4,4'-T4CB (PCB 77, CAS 32598-13-3), 3,3',4,5'-T4CB (PCB 81, CAS 70362-50-4), 2,3,3',4,4'-P5CB (PCB 105, CAS 32598-14-4), 2,3,4,4',5-P5CB (PCB 114, CAS 74472-37-0), 2,3',4,4',5-P5CB

Anhang A - Liste prioritärer Stoffe in der EU-WRRL

(PCB 118, CAS 31508-00-6), 2,3',4,4',5'-P5CB (PCB 123, CAS 65510-44-3), 3,3',4,4',5'-P5CB (PCB 126, CAS 57465-28-8), 2,3,3',4,4',5'-H6CB (PCB 156, CAS 38380-08-4), 2,3,3',4,4',5'-H6CB (PCB 157, CAS 69782-90-7), 2,3',4,4',5,5'-H6CB (PCB 167, CAS 52663-72-6),

3,3',4,4',5,5'-H6CB (PCB 169, CAS 32774-16-6), 2,3,3',4,4',5,5'-H7CB (PCB 189, CAS 39635-31-9).

(10) CAS 52315-07-8 bezieht sich auf eine Isomermischung von Cypermethrin, Alpha-Cypermethrin (CAS 67375-30-8), Beta-Cypermethrin (CAS 65731-84-2), Theta-Cypermethrin (CAS 71697-59-1) und Zeta-Cypermethrin (52315-07-8).

(11) Dies bezieht sich auf 1,3,5,7,9,11-Hexabromocyclododecan (CAS 25637-99-4), 1,2,5,6,9,10-Hexabromocyclododecan (CAS 3194-55-6), α - α -Hexabromocyclododecan (CAS 134237-50-6), β - β -Hexabromocyclododecan (CAS 134237-51-7) und γ -Hexabromocyclododecan (CAS 134237-52-8).“

Tabelle 7-2: Umweltqualitätsnorm für prioritäre Stoffe (European-Commission, 2013)

UMWELTQUALITÄTSNORMEN FÜR PRIORITÄRE STOFFE UND BESTIMMTE ANDERE SCHADSTOFFE							
TEIL A: UMWELTQUALITÄTSNORMEN (UQN)							
JD: Jahresdurchschnitt							
ZHK: zulässige Höchstkonzentration							
Einheit: [$\mu\text{g}/\text{l}$] für die Spalten (4) bis (7)							
[$\mu\text{g}/\text{kg}$ Nassgewicht] für Spalte (8)							
(1) Nr.	(2) Stoffname	(3) CAS-Num- mer (1)	(4) JD- UQN Bin- nen- ober- flä- chen- gewäs- ser (3)	(5) JD- UQN Sons- tige Ober- flä- chen- gewäs- ser	(6) ZHK- UQN Bin- nen- ober- flä- chen- gewäs- ser (3)	(7) ZHK- UQN Sons- tige Ober- flä- chen- gewäs- ser	(8) UQN Biota (12)
(1)	Alachlor	15972-60-8	0,3	0,3	0,7	0,7	
(2)	Anthracen	120-12-7	0,1	0,1	0,1	0,1	
(3)	Atrazin	1912-24-9	0,6	0,6	2,0	2,0	
(4)	Benzol	71-43-2	10	8	50	50	
(5)	Bromierte Di- phenylether (5)	32534-81-9			0,14	0,014	0,0085
(6)	Cadmium und Cadmi- umverbindun- gen (je nach Wasser- härteklasse) (6)	7440-43-9	$\leq 0,08$ (Klasse 1) 0,08 (Klasse 2) 0,09 (Klasse 3) 0,15	0,2	$\leq 0,45$ (Klasse 1) 0,45 (Klasse 2) 0,6 (Klasse 3) 0,9	$\leq 0,45$ (Klasse 1) 0,45 (Klasse 2) 0,6 (Klasse 3) 0,9	

Anhang A - Liste prioritärer Stoffe in der EU-WRRL

			(Klasse 4) 0,25 (Klasse 5)	(Klasse 4) 1,5 (Klasse 5)	(Klasse 4) 1,5 (Klasse 5)		
(6a)	Tetrachlor- kohlenstoff (7)	56-23-5	12	12	nicht an- wend- bar	nicht an- wend- bar	
(7)	C10-13-Chlo- ralkane (8)	85535-84-8	0,4	0,4	1,4	1,4	
(8)	Chlorfenvin- phos	470-90-6	0,1	0,1	0,3	0,3	
(9)	Chlorpyrifos (Chlorpyrifos- Ethyl)	2921-88-2	0,03	0,03	0,1	0,1	
(9a)	Cyclodien Pestizide: Aldrin (7) Dieldrin (7) Endrin (7) Isodrin (7)	309-00-2 60-57-1 72-20-8 465-73-6	$\Sigma =$ 0,01	$\Sigma =$ 0,005	nicht an- wend- bar	nicht an- wend- bar	
(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)
Nr.	Stoffname	CAS-Num- mer (1)	JD- UQN (2) Bin- nen- ober- flä- chen- gewäs- ser (3)	JD- UQN (2) Sons- tige Ober- flä- chen- gewäs- ser	ZHK- UQN (4) Bin- nen- ober- flä- chen- gewäs- ser (3)	ZHK- UQN (4) Sons- tige Ober- flä- chen- gewäs- ser	UQN Biota (12)
(9b)	DDT insgesamt (7), (9)	nicht an- wendbar	0,025	0,025	nicht an- wend- bar	nicht an- wend- bar	
	Para-para- DDT (7)	50-29-3	0,01	0,01	nicht an- wend- bar	nicht an- wend- bar	
(10)	1,2-Dichlo- rethan	107-06-2	10	10	nicht an- wend- bar	nicht an- wend- bar	

Anhang A - Liste prioritärer Stoffe in der EU-WRRL

(11)	Dichlormethan	75-09-2	20	20	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
(12)	Bis(2ethylhexyl)phthalat (DEHP)	117-81-7	1,3	1,3	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
(13)	Diuron	330-54-1	0,2	0,2	1,8	1,8	
(14)	Endosulfan	115-29-7	0,005	0,0005	0,01	0,004	
(15)	Fluoranthren	206-44-0	0,0063	0,0063	0,12	0,12	30
(16)	Hexachlorbenzol	118-74-1			0,05	0,05	10
(17)	Hexachlorbutadien	87-68-3			0,6	0,6	55
(18)	Hexachlorcyclohexan	608-73-1	0,02	0,002	0,04	0,02	
(19)	Isoproturon	34123-59-6	0,3	0,3	1,0	1,0	
(20)	Blei und Bleiverbindungen	7439-92-1	1,2 (13)	1,3	14	14	
(21)	Quecksilber und Quecksilberverbindungen	7439-97-6			0,07	0,07	20
(22)	Naphthalin	91-20-3	2	2	130	130	
(23)	Nickel und Nickelverbindungen	7440-02-0	4 (13)	8,6	34	34	
(24)	Nonylphenole (4-Nonylphenol)	84852-15-3	0,3	0,3	2,0	2,0	
(25)	Octylphenole ((4-(1,1',3,3'-Tetramethylbutyl)-phenol))	140-66-9	0,1	0,01	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
(26)	Pentachlorbenzol	608-93-5	0,007	0,0007	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)
Nr.	Stoffname	CAS-Nummer (1)	JD-UQN (2)	JD-UQN (2)	ZHK-UQN (4)	ZHK-UQN (4)	UQN Biota (12)

Anhang A - Liste prioritärer Stoffe in der EU-WRRL

			Bin- nen- ober- flä- chen- gewäs- ser (3)	Sons- tige Ober- flä- chen- gewäs- ser	Bin- nen- ober- flä- chen- gewäs- ser (3)	Sons- tige Ober- flä- chen- gewäs- ser	
(27)	Pentachlorphenol	87-86-5	0,4	0,4	1	1	
(28)	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) (11)	nicht anwendbar	nicht anwendbar	nicht anwendbar	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
	Benzo(a)pyren	50-32-8	1,7 × 10 –4	1,7 × 10 –4	0,27	0,027	5
	Benzo(b)fluoranthen	205-99-2	siehe Fußnote 11	siehe Fußnote 11	0,017	0,017	siehe Fußnote 11
	Benzo(k)fluoranthen	207-08-9	siehe Fußnote 11	siehe Fußnote 11	0,017	0,017	siehe Fußnote 11
	Benzo(g,h,i)perylen	191-24-2	siehe Fußnote 11	siehe Fußnote 11	8,2 × 10 –3	8,2 × 10 –4	siehe Fußnote 11
	Indeno(1,2,3-cd)pyren	193-39-5	siehe Fußnote 11	siehe Fußnote 11	nicht anwendbar	nicht anwendbar	siehe Fußnote 11
(29)	Simazin	122-34-9	1	1	4	4	
(29a)	Tetrachlorethylen (7)	127-18-4	10	10	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
(29b)	Trichlorethylen (7)	79-01-6	10	10	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
(30)	Tributylzinnverbindungen (Tributylzinn-Kation)	36643-28-4	0,0002	0,0002	0,0015	0,0015	

Anhang A - Liste prioritärer Stoffe in der EU-WRRL

(31)	Trichlorbenzole	12002-48-1	0,4	0,4	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
(32)	Trichlormethan	67-66-3	2,5	2,5	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
(33)	Trifluralin	1582-09-8	0,03	0,03	nicht anwendbar	nicht anwendbar	
(34)	Dicofol	115-32-2	1,3 × 10 ⁻³	3,2 × 10 ⁻⁵	nicht anwendbar (10)	nicht anwendbar (10)	33
(35)	Perfluoroktansulfonsäure und ihre Derivate (PFOS)	1763-23-1	6,5 × 10 ⁻⁴	1,3 × 10 ⁻⁴	36	7,2	9,1
(36)	Quinoxifen	124495-18-7	0,15	0,015	2,7	0,54	
(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)
Nr.	Stoffname	CAS-Nummer (1)	JD-UQN (2) Binnenoberflächen-gewässer (3)	JD-UQN (2) Sons-tige Ober-flä-chen-gewässer	ZHK-UQN (4) Binnenober-flä-chen-gewässer (3)	ZHK-UQN (4) Sons-tige Ober-flä-chen-gewässer	UQN Biota (12)
(37)	Dioxine und dioxinähnliche Verbindungen	Siehe Fuß-note 10 in Anhang X der Richtlinie 2000/60/EG			nicht anwendbar	nicht anwendbar	Summe PCDD + PCDF + PCB-DL 0,0065 µg.kg ⁻¹ TEQ (14)
(38)	Aclonifen	74070-46-5	0,12	0,012	0,12	0,012	
(39)	Bifenox	42576-02-3	0,012	0,0012	0,04	0,004	

Anhang A - Liste prioritärer Stoffe in der EU-WRRL

(40)	Cybutryn	28159-98-0	0,0025	0,0025	0,016	0,016	
(41)	Cypermethrin	52315-07-8	8 × 10 ⁻⁵	8 × 10 ⁻⁶	6 × 10 ⁻⁴	6 × 10 ⁻⁵	
(42)	Dichlorvos	62-73-7	6 × 10 ⁻⁴	6 × 10 ⁻⁵	7 × 10 ⁻⁴	7 × 10 ⁻⁵	
(43)	Hexabromcyclo-dodecan (HBCDD)	Siehe Fußnote 12 in Anhang X der Richtlinie 2000/60/EG	0,0016	0,0008	0,5	0,05	167
(44)	Heptachlor und Heptachlorepoxyd	76-44-8/ 1024-57-3	2 × 10 ⁻⁷	1 × 10 ⁻⁸	3 × 10 ⁻⁴	3 × 10 ⁻⁵	6,7 × 10 ⁻³
(45)	Terbutryn	886-50-0	0,065	0,0065	0,34	0,034	

(1) CAS: Chemical Abstracts Service.

(2) Dieser Parameter ist die UQN, ausgedrückt als Jahresdurchschnitt (JD-UQN). Sofern nicht anders angegeben, gilt er für die Gesamtkonzentration aller Isomere.

(3) Binnenoberflächengewässer umfassen Flüsse und Seen sowie mit diesen verbundene künstliche oder erheblich veränderte Wasserkörper.

(4) Dieser Parameter ist die UQN, ausgedrückt als zulässige Höchstkonzentration (ZHK-UQN). Ist für die ZHK-UQN „nicht anwendbar“ angegeben, so gelten die JD-UQN-Werte auch bei kurzfristigen Verschmutzungsspitzenwerten bei kontinuierlicher Einleitung als ausreichendes Schutzniveau, da sie deutlich niedriger sind als die auf der Grundlage der akuten Toxizität gewonnenen Werte.

(5) Für die unter bromierte Diphenylether (Nr. 5) fallende Gruppe prioritärer Stoffe bezieht sich die UQN auf die Summe der Konzentrationen von Kongeneren der Nummern 28, 47, 99, 100, 153 und 154.

(6) Bei Cadmium und Cadmiumverbindungen (Nr. 6) hängt die UQN von der Wasserhärte ab, die in fünf Klassenkategorien abgebildet wird (Klasse 1: < 40 mg CaCO₃/l, Klasse 2: 40 bis < 50mg CaCO₃/l, Klasse 3: 50 bis < 100 mg CaCO₃/l, Klasse 4: 100 bis < 200mg

Hierbei CaCO₃/l handelt und Klasse es sich nicht 5: ≥ 200 mg um einen CaCO₃ /l). Stoff, sondern um einen der sonstigen Schadstoffe, bei denen die Umweltqualitäts-

(7)

normen mit denen identisch sind, die in den vor dem 13. Januar 2009 geltenden Rechtsvorschriften festgelegt worden sind.

(8) Für diese Stoffgruppe ist kein Indikatorparameter verfügbar. Der bzw. die Indikatorparameter müssen durch die Analyseverfahren definiert werden.

(9) DDT insgesamt umfasst die Summe der Isomere 1,1,1-Trichlor-2,2-bis-(p-chlorphenyl)ethan (CAS-Nr. 50-29-3; EU-Nr. 200-024-3); 1,1,1-Trichlor-2(o-chlorphenyl)-2-(p-chlorphenyl)ethan (CAS-Nr. 789-02-6; EU-Nr. 212-332-5); 1,1-Dichlor-2,2-bis-(p-chlorphenyl)ethylen (CAS-Nr. 72-55-9; EU-Nr. 200-784-6); und 1,1-Dichlor-2,2-bis-(p-chlorphenyl)ethan (CAS-Nr. 72-54-8; EU-Nr. 200-783-0).

(10) Es liegen nicht genügend Informationen vor, um eine ZHK-UQN für diese Stoffe festzulegen.

(11) Bei der Gruppe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) (Nr. 28) bezieht sich die Biota-UQN und die entsprechende JD-UQN in Wasser auf die Konzentration von Benzo(a)pyren, auf dessen Toxizität diese beruhen. Benzo(a)pyren kann als Marker für die anderen PAK betrachtet werden; daher ist nur Benzo(a)pyren zum Vergleich mit der Biota-UQN und der entsprechenden JD-UQN in Wasser zu überwachen.

(12) Sofern nicht anders vermerkt, bezieht sich die Biota-UQN auf Fische. Ein alternatives Biota-Taxon oder eine andere Matrix können stattdessen überwacht werden, sofern die angewendete UQN ein gleichwertiges Schutzniveau bietet. Für Stoffe mit den Nummern 15 (Fluoranthen) und 28 (PAH) bezieht sich die Biota-UQN auf Krebstiere und Weichtiere. Für die Zwecke der Bewertung des chemischen Zustands ist die Überwachung von Fluoranthen und PAH in Fischen nicht geeignet. Für den Stoff mit der Nummer 37 (Dioxine und dioxinähnliche Verbindungen) bezieht sich die Biota-UQN auf Fische, Krebstiere und Weichtiere; im Einklang mit Abschnitt 5.3 des Anhangs der Verordnung (EU) Nr. 1259/2011 der Kommission vom 2. Dezember 2011 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 hinsichtlich der Höchstgehalte für Dioxine, dioxinähnliche PCB und nicht dioxinähnliche PCB in Lebensmitteln (ABl. L 320 vom 3.12.2011, S. 18).

(13) Diese UQN beziehen sich auf bioverfügbare Konzentrationen der Stoffe.

(14) PCDD: polychlorierte Dibenzoparadioxine; PCDF: polychlorierte Dibenzofurane; PCB-DL: dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle;

TEQ: Toxizitätsäquivalente nach den Toxizitätsäquivalenzfaktoren der Weltgesundheitsorganisation von 2005 .“

Anhang B - Projekte aus der Schweiz



ARA Neugut, Dübendorf

Die Abwasserreinigungsanlage Neugut reinigt die Abwässer von Dübendorf, Dietikon, Wangen-Brüttisellen sowie Teile von Wallisellen.



Reinsauerstofftank mit Verdampfer

Kennzahlen Einzugsgebiet (EZG)

Kanalnetz	177 km
Anzahl Regenbecken (RB)	19
Fläche red. EZG	161 ha
RB-Rückhaltevolumen pro ha _{red}	53 m ³
Fremdwasseranteil	20 - 25 %

Kapazität der Abwasserreinigungsanlage

Einwohnerwerte (CSB, N, P)	150'000 EW
Q _{max}	660 l/s

Belastung

Belastung Total	105'000 EW
davon Einwohner	50'000 EW
davon Industrie	55'000 EW
Q Tageszufluss	13'000 – 57'000 m ³ /d
Q _{min}	70 l/s
Q _{max} Trockenwetter	200 l/s
Q _{max} behandelt	660 l/s

Impressum

Max Schachtler
Nathalie Hubaux
www.neugut.ch

November 2015

ARA Neugut



Die erste Anlage der Schweiz zur Elimination von Mikroverunreinigungen

Die ARA Neugut baute die erste grosstechnische Ozonung

Mikroverunreinigungen (Reinigungsmittel- und Medikamentenrückstände, Pestizide u.a.) gelangen kontinuierlich in grossen Mengen via Kanalisationsleitungen in die Abwasserreinigungsanlagen. Die heutigen Reinigungsstufen auf Abwasserreinigungsanlagen halten diese Stoffe nur teilweise oder gar nicht zurück und so gelangen sie in die Oberflächengewässer, wo sie schädlich sind. Eine zusätzliche Reinigungsstufe soll dies in Zukunft verhindern.

Seit dem 24. März 2014 ist die erste volltechnische Anlage der Schweiz zur Elimination dieser Stoffe in Dübendorf in Betrieb. Die neue Gesetzgebung zur Elimination von Mikroverunreinigungen tritt am 1. Januar 2016 in Kraft.

Die Abwasserreinigungsanlage Neugut weist folgende Reinigungsstufen auf:

- Mechanische Reinigung (Grob- und Feinrechen, Sand- und Fettfang, Vorklärung)
- Biologie mit biologischer Phosphatelimination, Nitrifikation und Denitrifikation
- Ozonung (Elimination der Mikroverunreinigungen)
- Sandfiltration mit Nachfällung.

Der anfallende Klärschlamm wird in einer anaerob mesophilen Faulung behandelt, entwässert und der thermischen Verwertung zugeführt.

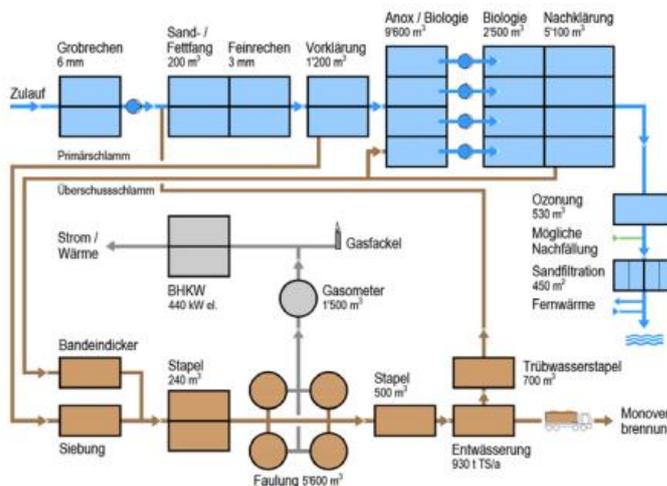


Abbildung 1: Verfahrensschema Abwasserreinigungsanlage Neugut.

Integration der Ozonung in den Reinigungsprozess

Das biologisch gereinigte Wasser gelangt ohne Zusatzpumpwerk, im hydraulisch freien Gefälle, von der Nachklärung zum Ozonreaktor und von dort in die Sandfiltration. Die Ozonanlage ist im bestehenden Gebäude der Filtration installiert.

ARA Neugut Otto-Jaag-Strasse 15 CH - 8600 Dübendorf +41 (0) 44 818 80 20



Zufuss Ozonung Mittelwerte

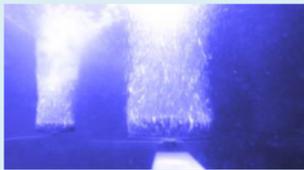
CSB	16.0 mg/l
DOC	5.3 mg/l
NH ₄ -N	0.08 mg/l
NO ₂ -N	0.03 mg/l
pH	7.4
Q-Vollstrom	70 - 660 l/s

Dimensionierung Ozonung

Reinsauerstofftank	30 m ³
Generatoren	2 x 5.5 kgO ₂ /h

Ozonreaktor

Inhalt	530 m ³
Wassertiefe	6.0 m
Begasungskammern	2 Stück
Keramikdiffusoren	je 20 + 33 Stück
Aufenthaltszeit min	13 Min.
Aufenthaltszeit mittel	37 Min.



Ozoneintrag in Reaktor mit Keramikdiffusoren

Kosten der Ozonung

Brutto-Investition CHF Ohne Bundesbeitragsabzug	3.27 Mio.
Amortisation, Unterhalt 60a Bau, 15a Ausrüstung, 10a EMSR, 2 % Zins; 3 % Unterhalt	0.025 CHF/m ³
Betriebskosten	0.014 CHF/m ³
Kosten pro EinwohnerIn total	6 CHF/a

Betriebskosten Ozonung

Reinsauerstoff	110'000 CHF/a
Strom	40 %
Analytik Leitsubstanzen	20 %
Personal und Overhead	20 %

Energiebedarf

Reinsauerstoff	28 g/m ³
Strom Ozonung	0.024 kWh/m ³
Gesamte Kläranlage Abwassermenge 8 Mio. m ³ /a	0.42 kWh/m ³

Eliminationsleistung

Leitsubstanzen über gesamte ARA	80 - 86 %
DOC-Reduktion Ozonung und Sandfiltration	18 - 24 %
Ozondosierung pro g DOC	0.33 - 0.5 gO ₃
Ozondosierung pro m ³	1.6 - 2.7 gO ₃

Ozonung Planung / Realisierung
HOLINGER AG, Liestal
Ingenieurbüro Gujer AG, Rümlang

Die erste Anlage der Schweiz zur Elimination von Mikroverunreinigungen

Bei der Elimination von Mikroverunreinigungen entstehen biologisch abbaubare Transformationsprodukte (TP). Gemäss Empfehlung des Bundesamts für Umwelt (BAFU) sollen diese TP vor der Einleitung in ein Gewässer in einer Nachbehandlungsstufe biologisch eliminiert werden. In der ARA Neugut erfüllt dies die biologisch aktive Sandfiltration.

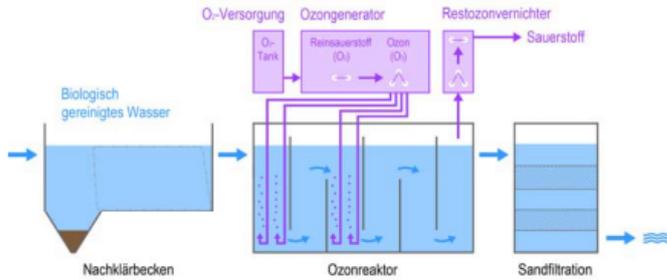


Abbildung 2: Schema der Ozonung.

Betriebserfahrungen und Innovationen

Die Ozonung ist im Betrieb stabil, zuverlässig in der Eliminationsleistung und hat Dank geringem Bedienungsaufwand auch niedrige Betriebskosten. Durchgeführte in vivo Biotests (Fish Early Life Stage Test mit Regenbogenforellen) weisen positive Effekte der Abwasserbehandlung mit Ozon auf (Eawag, Juni 2015).

Die Abbildung 3 weist die Eliminationsleistung von Leitsubstanzen über die gesamte Abwasserreinigungsanlage nach, im Mittel 84%. Gesetzlich gefordert ist eine mittlere Eliminationsleistung von 80%. Die konstante Eliminationsleistung wird durch die von M. Schachtler entwickelte BEAR-Strategie (Best Elimination, Analysis and MonitoRing) erreicht.

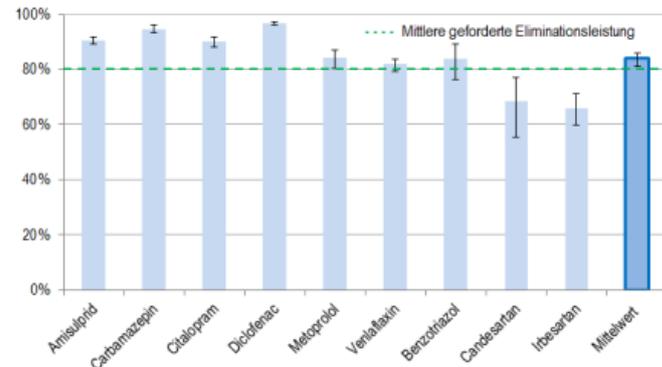


Abbildung 3: Eliminationsleistung mit 2.2 gO₃/m³ oder 0.42 gO₃/g DOC über die Gesamtanlage mit der BEAR-Strategie und dem LOD-Betriebskonzept; 5 Messtage, 24 Std.-Sammelproben.

Erstmals überwacht und regelt eine Strategie die Elimination der Leitsubstanzen stabil auf einen vorgegebenen Wert; im volltechnischen, kontinuierlichen und automatisierten Prozess. Die Zuverlässigkeit der BEAR-Strategie ist durch die umfangreiche Messanalytik der Leitsubstanzen nachgewiesen.

Die Anwendung des neu eingeführten LOD-Betriebskonzeptes (Low-Ozon-Dosage) verringert die notwendige Ozonkonzentration um 15 - 20 %, bei gleicher Eliminationsleistung. Zudem ermöglicht das LOD-Betriebskonzept weitere Entwicklungsschritte.



Ozon- und PAK-Behandlung auf der ARA Vidy in Lausanne

Situation ARA Lausanne:

Belastung	Einwohner-Werte (EW)
Einwohner	210'000
Industrie	8'000
Spital	2'000
Total	220'000
Zulauf	
Trockenwetter	870 l/s
Max. Zulauf bei Regenwetter	1'500 l/s



Verfahrenstechnik	
Mechanische Stufe	Sandfang, Rechen, Vorklärbecken
Biologische Stufe (80% Abwasser)	Belebtschlammanlage für CSB-Abbau, Nachklärbecken
Chemisch-physikalische Stufe (20% Abwasser)	Phosphatfällung, Lamellenabscheider, Filter mit granulierter Aktivkohle

Art des Projektes

Auf der ARA Lausanne wurden während einem Jahr (2009-2010) gross-technische Versuche mit Ozon und Pulveraktivkohle (PAK) durchgeführt.

Dimensionierungsgrundlagen und Technologien

	Dimensionierungsgrundlage	Technologien
Ozonung mit Sandfiltration	<ul style="list-style-type: none"> - Kapazität Ozongenerator: 5 kgO₃/h - Q_{max}: 100 l/s - O₃-dosis: 0.6–1.0 gO₃/gDOC - minimale Kontaktzeit: 20 min 	<ul style="list-style-type: none"> - Röhrenozongenerator (Typ Wedeco Effizon SMO 600) - Ozonreaktor: 4 Kammern (9 Kompartimente, 4.6 m tief, 129 m³) - Restozonvernichter
Pulveraktivkohle mit Ultrafiltration	<ul style="list-style-type: none"> - Q_{max}: 10 l/s - PAK-Konzentration: 3 gPAK/l - Aufenthaltszeit PAK: 2–7 d - Dosierung: 10-20 mgPAK/l - hydraulische Aufenthaltszeit: 30 min 	<ul style="list-style-type: none"> - Reaktionsbecken: 10–30 m³ - PAK: Norit SAE SUPER, Sorbopor MV-125 - Membran aus Polyvinylfluorid mit einem mittleren Durchfluss von 54.5 l / (m²·h)

Kontakt:

ARA-Betreiber:
Service d'assainissement, Lausanne
anoys.magnet@lausanne.ch

Planung:

Holinger AG
www.holinger.com
Triform SA
www.triform.ch

Weitere Informationen:

Schlussbericht zum Pilotversuch:
www.lausanne.ch/micropolluents

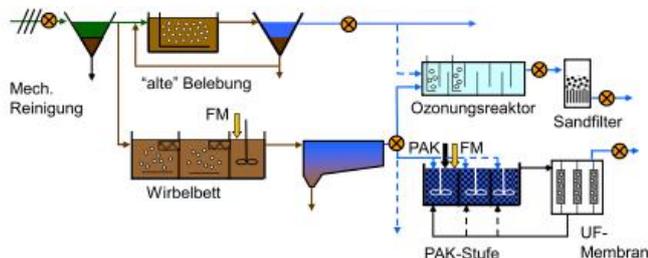


Abb. 1: Fliessschema der neu installierten Anlagen. Den weitergehenden Verfahren wurde ein nitrifizierendes Wirbelbett vorgeschaltet, um die Ozonungsanlage mit möglichst niedrigem DOC- und Nitrit-Gehalt zu beschicken.

Ziel und Hintergrund

Der Pilotversuch wurde innerhalb des Projektes „Strategie Micropoll“ des Bundesamtes für Umwelt durchgeführt. Die Versuche sollten die Effektivität, sowie den Energieverbrauch und die Kosten beider Verfahren vergleichen und untersuchen, unter welchen Betriebsbedingungen die besten Resultate erzielt werden.

Reinigungsleistung

Die getesteten Verfahren (Ozon und PAK) entfernten die Mikroverunreinigungen im Mittel zu über 80% (bezogen auf Rohabwasser). Die Konzentrationen der meisten gemessenen Substanzen nahmen nach der Behandlung deutlich ab (so z.B. diverse Human-Arzneimittel und hormonaktive Stoffe). Einige Substanzgruppen wurden nur schlecht entfernt (z.B. Röntgenkontrastmittel).

Sowohl mit der Ozonung als auch mit der PAK-Behandlung wurden ökotoxikologische Effekte (z.B. östrogene Aktivität) weitgehend entfernt. Einzelne Tests zeigten nach der Ozonung eine Zunahme der Toxizität, die jedoch nach dem Sandfilter wieder auf das Ausgangsniveau reduziert wurde. Andere Umwandlungsprodukte (Bromat) waren unterhalb der Toleranzwerte für Trinkwasser.

Kosten und Wirtschaftlichkeit

Die installierte PAK-UF-Anlage erwies sich aufgrund des erhöhten Energieverbrauchs als nicht geeignet. Spätere Versuche mit anderen Membranen und Verfahrensführung zeigten vielversprechende Ergebnisse.

Für die Ozonung wurden die Kosten auf 0.23 Fr./m³, resp. 42 Fr./((EW·a) (bei einem mittleren Durchfluss von 60 l/s und 500 l/(EW·d)) geschätzt. Auf ähnliche Kosten kommt ein Verfahren mit PAK-Dosierung und Abtrennung mit einem Sandfilter. Dieses wurde jedoch nicht grosstechnisch getestet.

Betriebserfahrungen und Erkenntnisse

Ozonung:

- Eine Aufenthaltszeit von weniger als 10 Minuten im Ozonreaktor erhöht das Risiko eines Ozondurchbruchs.
- Für einen optimalen Ozoneintrag sollte der Reaktor möglichst tief sein (5–7m).
- Für eine mittlere Eliminationsleistung von 80% hat sich eine Ozondosis von 0.9 gO₃/gDOC bewährt.
- Die Ozondosierung erfolgte über die Messung von Ozon im hinteren Teil des Reaktors. Messung und Regelung bewährten sich.

Pulveraktivkohle:

- Eine Dosierung zwischen 10 und 20 mg/l (je nach Dosierung von Fällmittel und Wasserqualität) sind ausreichend, um eine mittlere Elimination von 80% zu erreichen.
- Eine Reduktion der Aufenthaltszeit der PAK von 17 auf 2 Tage hat die Eliminationsleistung nicht signifikant beeinflusst.
- Mit einer Membranfiltration kann die PAK vollumfänglich zurückgehalten werden. Die untersuchte Anlagenkonfiguration war energetisch nicht wirtschaftlich, spätere Versuche waren aber vielversprechend.
- Die beiden getesteten PAK-Typen erzielten im Pilotversuch ähnliche Eliminationsleistungen.

download: www.micropoll.ch

Begriffe:	
PAK	Pulveraktivkohle
UF	Ultrafiltration
SF	Sandfiltration

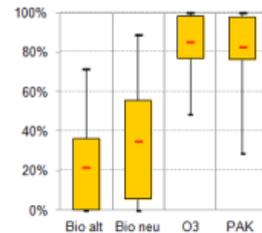


Abb. 2: Eliminationsraten der Hochlastbiologie (Bio alt), des nitrifizierenden Wirbelbett (Bio neu), der Ozonung (O₃) und der PAK-Anlage (PAK), jeweils bezogen auf das Rohabwasser.

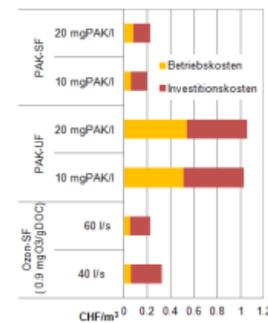


Abb. 3: Vergleich der Gesamtkosten der verschiedenen untersuchten Verfahren, aufgeteilt in Betriebs- und Investitionskosten. Beim Vergleich müssen die unterschiedlichen Kapazitäten der Verfahren berücksichtigt werden: PAK-SF-Verfahren 15 l/s, PAK-UF-Verfahren 5 l/s, Ozon 40 resp. 60 l/s. Die Gesamtkosten dürften bei höheren Kapazitäten sinken. Ausserdem sind sie abhängig von lokalen Gegebenheiten (Kosten für Elektrizität, PAK, Personal, Schlammbehandlung...).

2/2



Pulveraktivkohledosierung (PAK) ARA Bachwis, Herisau

Situation ARA Bachwis:

Belastung	Einwohnerwerte (EW)
Einwohner	16'500
Industrie	17'500
Total	34'000

Zulauf	
Trockenwetter	120 l/s
Max. Zulauf bei Regenwetter	310 l/s

Verfahrenstechnik

Mechanische Stufe	Grobrechen, Öl- und Sandfang, Feinrechen
Biologische Stufe	Belebung 1. Stufe Kohlenstoff-Abbau, Zwischenklärbecken Belebung 2. Stufe Nitrifikation, Nachklärbecken
Chemische Stufe	Phosphatfällung (Simultanfällung in die 2. Stufe, Fällung in PAK-Stufe, Fällung vor Filter)
Elimination von Mikroverunreinigungen	Kontaktbecken (3 Kammern), Sedimentation (mit Kettenräumer) (zusätzliche Installationen: PAK-Silo, PAK-Dosierstation)
Filter	Nachgeschaltete 1-Schicht-Sandfiltration (8 Filterzellen)



Art des Projektes

Auf der ARA Bachwis in Herisau wurde der zweistufigen Biologie eine Aktivkohledosierung mit 2 Kontaktbecken (je 155 m³), 2 Sedimentationsbecken (je 610 m³) und Filtration nachgeschaltet. Die PAK wird im Silo (75 m³) gelagert und nach der Anmischung mit Betriebswasser in die Kontaktbecken geleitet. Zur Nachbehandlung der PAK-Stufe konnte ein bestehender Sandfilter genutzt werden. Die Anlage ist seit Juni 2015 in Betrieb und behandelt max. 170 l/s (entspricht einer Teilstrombehandlung, max. Regenwetteranfall ARA 310 l/s).

Dimensionierungsgrundlagen und Technologien

Parameter	Einheit	Wert
max. Zulauf PAK-Anlage	l/s	170
min. Kontaktzeit PAK-Reaktor	min	30
min. Aufenthaltszeit PAK-Sedimentation	h	2
max. Oberflächenbeschickung PAK-Sedi.	m/h	2
Max. Filtergeschwindigkeit	m/h	15.5
Verweilzeit Abwasser in Filter	min	4
Dosierung PAK	mgPAK/l	10-17
Dosierung FeCl(SO ₄)	mgFe/l	3
Rückführung PAK-Überschussschlamm		Biologie 2. Stufe (optional Biologie 1. Stufe)
PAK-Typ		Carbopal AP (Donau Carbon)
Max. Zulauf Filter	l/s	310

Kontakt:

Betreiber:

Gemeinde Herisau
www.herisau.ch
 Hanspeter Butz
 (Leiter Gewässerschutz)
 071 354 54 63

Hansruedi Messmer
 (ARA-Betriebsleiter)
 071 353 34 20

Projektingenieur:

Kuster + Hager
 071 274 28 88

Projektbegleitung:

Prof. Dr.-Ing. H. Kapp
 Hochschule Biberach

Schema

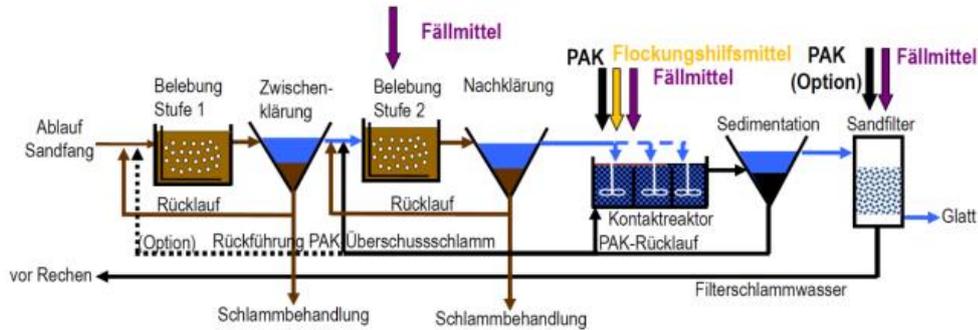


Abbildung 1: Fließschema PAK-Dosierung mit PAK-Rezirkulation und Rückführung PAK-Überschussschlamm in Biologie 2. Stufe

Ziel und Hintergrund

Das Projekt wurde durch anhaltende Schaum- und Farbprobleme im Ablauf aufgrund des hohen Anteils an Industrieabwasser (unter anderem Textilindustrie) ausgelöst. Zudem muss die ARA gemäss den Änderungen des Gewässerschutzgesetzes aufgrund des schlechten Verdünnungsverhältnisses in der Glatt eine Stufe zur Elimination von Mikroverunreinigungen installieren. Es gelten zusätzlich verschärfte Grenzwerte bezüglich DOC- und Phosphor-Konzentrationen im Ablauf.

Reinigungsleistung

Ein Grossteil der Spurenstoffe werden gemäss der ersten Spurenstoffmessung mit einer Dosierung von 10 mgPAK/L zu > 80% entfernt (Abbildungen 2 und 3).

PAK-Rückhalt

Die Pulveraktivkohle kann mit dem bestehenden Einschichtfilter gut zurückgehalten werden (GUS-Konzentrationen im Ablauf = 1.4 mg/L). Es besteht die Möglichkeit, im Falle zukünftiger Schwierigkeiten den Filter mit einer zweiten Schicht aufzurüsten.

Betriebserfahrungen und Erkenntnisse

- Der Schaum und die Farbe im Ablauf sind seit der PAK-Behandlung nicht mehr sichtbar.
- Da in der PAK-Stufe Fällmittel zugegeben wird, kann die Dosierung der Simultanfällung reduziert werden. Bei Regenwetter ist evtl. eine Fällmittel-Dosierung auf den Filter nötig.
- Optimierungen werden zeigen, ob die Einhaltung des DOC-Grenzwerts von 6 mg/l möglich ist.
- Die Einmischung der PAK in Wasser ist der heikelste Prozess und die technische Umsetzung hinsichtlich weitgehender Wartungsfreiheit die grösste Herausforderung (des Lieferanten / Anlagenbauers).

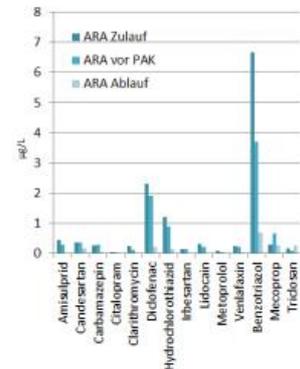


Abb. 2: gemessene Spurenstoff-Konzentrationen einer 72h-Probe im Zulauf, vor der PAK-Stufe und im ARA Ablauf, August 2015 (Resultate Mecoprop und Triclosan nicht verwendbar)

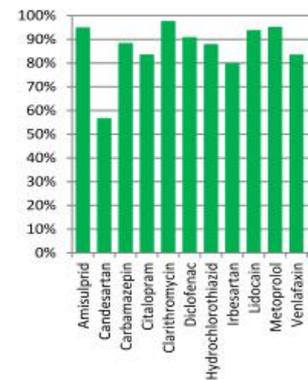


Abb. 3: Abbauleistung Rohabwasser – Ablauf ARA, eine 72h-Probe Spurenstoffmessung August 2015

Anhang C – Projekte aus Deutschland



Spurenstoffelimination unter Berücksichtigung vorhandener technischer Anlagenressourcen auf der Kläranlage Duisburg-Hochfeld

Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffentfernung		
Vorbehandlung	Mikroschadstoffentfernung	Nachbehandlung
keine	Oxidation: Ozon	biol. Nachbehandlung

1 Allgemeine Daten

Art des Projekts:

Machbarkeitsstudie zum Einsatz einer Anlage zur Spurenstoffelimination unter Berücksichtigung vorhandener technischer Anlagenressourcen auf der Kläranlage Duisburg-Hochfeld

Anlagenbeschreibung:

Die Kläranlage Duisburg-Hochfeld weist aufgrund des Rückgangs des industriellen Abwasseranteils zurzeit deutliche Reserven in der biologischen Stufe auf. Die biologische Stufe der Kläranlage besteht aus zwei hintereinander geschalteten Belebungsbeckengruppen und drei Nachklärbecken. Die erste Beckengruppe ist als reinsauerstoffbegaste Belebung (LINDOX) ausgeführt. Der Ablauf der Nachklärbecken wird in den Rhein geleitet.

Einwohnerwert (Ausbau):	92.000 E
Einwohnerwert (angeschlossen):	76.000 E
Trockenwetterzufluss	1.350 m ³ /h
Mischwasserzufluss	2.700 m ³ /h
Jahresschmutzwassermenge	4,6 Mio. m ³ /a
Jahresabwassermenge:	5,4 Mio. m ³ /a



Quelle: Grontmij GmbH, Reinsauerstoffbegaste Belebung

2. Veranlassung und Ziele

Die Integration einer vierten Reinigungsstufe zur Spurenstoffelimination sollte gemeinsam mit einer energetischen Optimierung der Verfahrenstechniken in der Abwasser- und Schlammbehandlung betrachtet werden. Die Anlage verfügt bereits über eine Reinsauerstoffversorgung zum Betrieb der reinsauerstoffbegasten Belebung, die auch für die Ozonerzeugung genutzt werden kann. Im Rahmen erforderlicher energetischer und verfahrenstechnischer Optimierungen in einzelnen Verfahrensschritten, wurde daher die Einbindung einer Abwasserozonung unter energetischen und monetären Gesichtspunkten diskutiert.

3. Begleitende Forschung

Es wurde ein zweitägiges Abwasserscreening zur Ermittlung der wesentlichen Spurenstoffe durchgeführt und weitere relevante Parameter wie Bromid erhoben, um die zielgerichtete Verfahrensauswahl zu unterstützen. Auf Grundlage des Screenings erfolgte für ausgewählte Stoffe ein fünftägiges Monitoring, um die Datendichte zu erhöhen. Es wurden Ozonzehrungsversuche mit unterschiedlichen Ozondosen durchgeführt. Die Versuche zeigen den zeitlichen Verlauf der Ozonkonzentration in der gelösten Phase und bilden die Grundlage zur versuchsgestützten Ableitung des erforderlichen Reaktorvolumens.

4. Angewandte Technologien

Ozonanlage:

Ozoneintragssystem	Pumpe-Injektor-System
Ozonproduktion	9,45 kg O ₃ /h bei 148 g O ₃ /Nm ³
O ₃ -Dosierung	max. 7 mg O ₃ /L (bei Q _t) max. 3,5 mg O ₃ /L (bei Q _m) im Mittel 5 mg O ₃ /L (zur Betriebskostenschätzung)
Reaktionsvolumen (vorhanden)	2 x 684 m ³
Nachbehandlungsvolumen (vorhanden)	2 x 1.012 m ³
Nachbehandlung:	
Variante N1	Nachreaktionsbecken
Variante N2	biologisches Wirbelbett
Variante N3	biologisches Festbett

Duisburg-Hochfeld

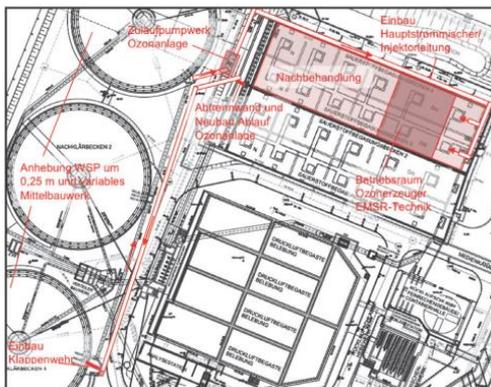
5. Kosten und Wirtschaftlichkeit

Die Investitionskosten der Ozonanlage für die Auslegung auf den Trockenwetterzufluss inkl. erforderlicher Optimierung der Nachklärung liegen bei ca. 3,63 Mio. € netto. Bei einer Auslegung auf den Mischwasserzufluss steigen die Investitionskosten um ca. 90.000 € netto. Die Investitionskosten für eine biologische Nachbehandlung (Variante N2 oder N3) liegen bei ca. 80.000 € netto. Die Jahreskosten liegen zwischen 386.000 € netto für die Behandlung der Jahresabwassermenge und 404.000 € netto für die Behandlung der Jahresabwassermenge.

Als spez. Energiebedarf wurde für die Ozonproduktion 9 kWh/kgO₃ und Stromkosten von 0,15 €/kWh netto angenommen

6. Betriebserfahrungen und Erkenntnisse

Das durchgeführte Spurenstoffscreening und die Ozonzeehrungsversuche zeigten die Eignung von Ozon zur Behandlung des Ablaufs der Kläranlage Duisburg-Hochfeld. Durch eine verfahrenstechnische Umstellung der biologischen Stufe kann vorhandenes Beckenvolumen zur Spurenstoffelimination genutzt werden und der zusätzliche Energiebedarf der Ozonanlage kompensiert werden. Das nutzbare Beckenvolumen ist ausreichend zur Behandlung des Mischwasserzuflusses.



Quelle: Grontmij GmbH

7. Verfügbare Dokumente und Quellen

MAUS, C.; HERBST, H.; Hilbig, R.; BÖRGERS, A.; TÜRK, J. (2013): Einsatz einer Anlage zur Spurenstoffelimination unter Berücksichtigung vorhandener technischer Anlagenressourcen auf der Kläranlage Duisburg-Hochfeld – Machbarkeitsstudie

8 Einrichtungen, Organisationen und Kontaktpersonen

Betreiber:

- Wirtschaftsbetriebe Duisburg AöR
Schifferstr. 190, 47059 Duisburg
Hans-Peter Becker (0203) 283 - 3291

Planung:

- Grontmij GmbH
Graeffstraße 5, 50823 Köln
Dr. Heinrich Herbst 0221/57402-744

Unterstützende Institutionen:

- Institut für Energie- und Umwelttechnik e.V. (IUTA)
Bliersheimer Straße 60, 47229 Duisburg
Dr. Jochen Türk 02065/418-179

Förderung:

Bezirksregierung Düsseldorf

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



9 Impressum

Tel. (0211) 57 402 - 53
info@kompetenzzentrum-mikroschadstoffe.de
www.kompetenzzentrum-mikroschadstoffe.de

Tel. 0201/104-2146
info@dwa-nrw.de
www.dwa-nrw.de



Ozongung auf der Kläranlage Bad Sassendorf

Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffentfernung

Zusätzliche Vorbehandlung	Mikroschadstoffentfernung	Nachbehandlung
keine	Oxidation: Ozon	Schönungsteich

1 Allgemeine Daten

Art des Projekts:

- Ozongung von kommunalem Abwasser

Anlagenbeschreibung:

Die Kläranlage Bad Sassendorf des Lippeverbandes ist eine einstufige, konventionelle mechanisch-biologische Abwasserreinigungsanlage. Der Ablauf der Nachklärung wird nach Durchströmung des Nachbehandlungsteiches in die Rosenau eingeleitet. Vor dem Nachbehandlungsteich kann eine Ozongung des Ablaufes der Nachklärung mit Hilfe der Pilotanlage durchgeführt werden.

Einwohnerwert (Ausbau): 13.000 E

Jahresschmutzwassermenge: 1,7 Mio. m³/a

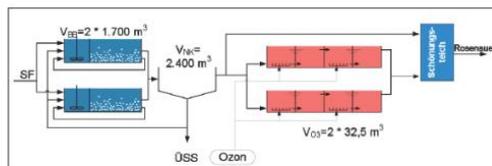
CSB im Zulauf Behandlungsanlage: < 60 mg/l

N_{ges} im Zulauf Behandlungsanlage: < 18 mg/l

P_{ges} im Zulauf Behandlungsanlage: < 2 mg/l

Inbetriebnahme: 10/2009

Behandlungsvolumenstrom: Q = 300 bis 650 m³/h



Quelle: ARGE TP6 (2011)

2 Veranlassung und Ziele

Der Lippeverband will als Betreiber von Kläranlagen praktische Erfahrungen und Erkenntnisse generieren, welche Möglichkeiten, welche Grenzen und welche Kosten bei der Ozongung kommunaler Abwässer eine Rolle spielen.



Quelle: Lippeverband
Ozonanlage Bad Sassendorf

3 Begleitende Forschung

Die Untersuchung der Pilotanlage Bad Sassendorf soll dazu beitragen, ingenieurtechnische Aspekte zur Bemessung und Gestaltung derartiger Abwasserbehandlungsanlagen zu erarbeiten, sowie Erkenntnisse über Anlagenbetrieb und Kosten zu erhalten. Insbesondere soll die Bildung von Nebenprodukten untersucht werden. Dieses Projekt ist eingebunden in insgesamt 9 Forschungsvorhaben des Landes NRW zum Thema „Spurenstoffelimination“.

4 Angewandte Technologien

O ₃ -Eintragungssystem:	Keramik-Diffusoren
O ₃ -Generator, Typ:	SMO 500
O ₃ -Anlage, Hersteller:	Xylem (Wedeco)
O ₃ -Produktion (max.):	4,6 kg O ₃ /h bei 100 g/Nm ³
Reaktionsvolumen:	2 x 32,5 m ³ = 65 m ³
Behandlungsvolumenstrom:	Q = 300 bis 650 m ³ /h
O ₃ -Dosierung:	5 bis 15 mg O ₃ /l
Steuerung alternativ über:	Q

SAK₂₅₄

Aufgrund der günstigen hydraulischen Verhältnisse vor Ort wird die Anlage im freien Gefälle durchflossen.



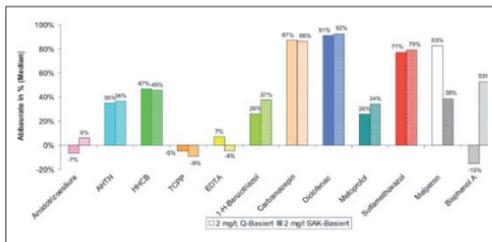
Kompetenzzentrum
Mikroschadstoffe.NRW

5 Kosten und Wirtschaftlichkeit

Die Investitionskosten für die Errichtung der Ozonungsanlage betragen ca. 1,0 Mio. Euro netto. Die Betriebskosten sind u. a. abhängig vom Ozonverbrauch und werden derzeit ermittelt.

6 Betriebserfahrungen und Erkenntnisse

Die Eliminationsleistung ist substanz- und dosisabhängig und variiert je nach Leitsubstanz zwischen <10 % (Amidotrizesäure) und >90 % (Diclofenac) bei einer Dosierung von 2 mg O₃/l.



Quelle: ARGE TP6 (2011): Schlussbericht Phase I

Bei den Versuchen zur Abwasserreinigung wurden keine auffälligen Nebenprodukte (Bromat, Nitrosamine) festgestellt.

7 Verfügbare Dokumente und Quellen

LYKO et al. (2012): Ergebnisse der großtechnischen Versuche zur Entfernung von Mikroverunreinigungen auf den Kläranlagen Bad Sassendorf und Duisburg-Vierlinden; Essener Tagung

ARGE TP6 (2011): „Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen“; Schlussbericht Phase I (http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Arzneimittelr_Abschlussbericht.pdf)

8 Einrichtungen, Organisationen und Kontaktpersonen

Betreiber:

- Lippeverband (LV)
Firmensitz in Essen
Kronprinzenstraße 24
45128 Essen 0201/104-0

Planung:

- Hydro-Ingenieure GmbH
Stockkampstraße 10, 40477 Düsseldorf
Klaus Alt 0211/44991-55

Ausführung:

- BIG – Baugesellschaft für Ingenieurbau Glowienka mbH
Obermeiers Feld 18
33104 Paderborn
- ITT WEDECO Water & Wastewater Herford GmbH
Boschstraße 4
32051 Herford

Unterstützende Institutionen:

- ARGE Spurenstoffe NRW

Förderung:

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



9 Impressum

Umwelttechnologien.NRW
Cluster Nordrhein-Westfalen

Tel. 0221/57402-735
info@umweltcluster-nrw.de
www.masterplan-wasser.nrw.de

DWA
Landesverband
Nordrhein-Westfalen

Tel. 0201/104-2146
info@dwa-nrw.de
www.dwa-nrw.de

Stand: 30.10.2013



CSB- und Spurenstoffadsorption Kläranlage Bad Oeynhausen

Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffentfernung		
Zusätzliche Vorbehandlung	Mikroschadstoffbehandlung	Nachbehandlung
keine	Adsorption: GAK	keine

1 Allgemeine Daten

Art des Projekts:

- Machbarkeits-Studie zur Spurenstoffelimination
- Forschungsvorhaben zum Einsatz von granulierter Aktivkohle (GAK)

Anlagenbeschreibung:

Die Kläranlage Bad Oeynhausen besteht aus einer mechanisch-biologischen Reinigungsstufe sowie einer Flockungsfiltration zur Phosphorelimination. Die Filtrationsanlage besteht aus 8 Filtern mit einer Oberfläche von je ca. 37 m².

Einwohnerwert (Ausbau):	78.500 E
Einwohnerzahl:	48.000 E
Einwohnergleichwert:	17.000 E

Jahresschmutzwassermenge:	5,2 Mio. m ³ /a
CSB _{max} im Zulauf zur Behandlungsanlage:	21 mg/l
DOC im Zulauf zur Behandlungsanlage:	7 mg/l
N _{ges max} im Zulauf zur Behandlungsanlage:	3 mg/l
PO ₄ -P _{max} Zulauf zur Behandlungsanlage:	0,5 mg/l



Quelle: Hydro-Ingenieure GmbH

2 Veranlassung und Ziele

Der ausgeprägte Kurbetrieb der Stadt Oeynhausen mit zahlreichen Krankenhäusern und Rehabilitationseinrichtungen zieht einen Spurenstoffeintrag in die Kläranlage und den Vorfluter, die Werre nach sich.

In einer Machbarkeitsstudie wurden zunächst 4 unterschiedliche Konzepte zum Einsatz von Pulveraktivkohle (PAK), GAK (Druckkessel oder vorh. offene Betonfilter) und Ozon untersucht. In der Gesamtbewertung schnitt dabei das Konzept zum Einsatz von granulierter Aktivkohle in der bestehenden Filtrationsanlage am besten ab. Dieses Konzept sieht vor, von den 8 bestehenden Filterzellen 5 für die Flockungsfiltration zu nutzen und 3 Filterzellen für eine nachgeschaltete GAK-Anlage umzurüsten.

Für einen Pilotversuch soll zunächst eine Filterzelle umgerüstet und granuliert Aktivkohle eingebracht werden. Eine weitere Filterzelle wird für den zukünftigen Einsatz als Flockungsfilter saniert.

3 Begleitende Forschung

Im Rahmen des Pilotversuchs werden die Auswirkungen auf den Betrieb der Kläranlage und die Wasserqualität untersucht. Insbesondere sollen ingenieurtechnische Aspekte zur Bemessung und Gestaltung von GAK-Anlagen sowie Erkenntnisse über den Betrieb mit hoch beaufschlagten Flockungsfiltern gewonnen werden (15-18 m/h).

4 Angewandte Technologien

GAK

Filtertyp:	offener Betonfilter
Filteranzahl:	1 (später 3)
Filterfläche je Filter:	37 m ²
Betthöhe (GAK):	2,15 m
Leerbettkontaktzeit GAK:	Versuche mit 65/26/13 min.
Filtergeschwindigkeit GAK:	2 m/h, 5 m/h, 10 m/h



Kompetenzzentrum
Mikroschadstoffe.NRW

5 Kosten und Wirtschaftlichkeit



Quelle: Hydro-Ingenieure GmbH

Die Kosten für granuliert Aktivkohle wurden mit 900 Euro/t angesetzt. Die Energiekosten wurden mit 0,15 Euro/kWh und ein Facharbeiter mit 40.000 Euro/a angenommen. Für Wartung und Versicherung sind Kosten in Höhe von 1 bis 2,5 % der Investitionskosten berücksichtigt. Die hier erwähnten Kosten sind Nettokosten. Die Investitionskosten für die Umrüstung aller 3 Filter liegen bei 2,5 Mio. Euro. Die Betriebskosten liegen bei 215.000 Euro/a, während die Jahreskosten 280.000 Euro/a betragen.

6 Betriebserfahrungen und Erkenntnisse

Mit den Erfahrungen aus dem Versuchsbetrieb sollen später insgesamt 3 Filter mit granulierter Aktivkohle betrieben werden. Die GAK-Anlage lässt sich technisch gut in die vorhandene Filtration integrieren.

7 Verfügbare Dokumente und Quellen

ALT, BARNSCHEIDT (2012): „Kosten des Einsatzes von Aktivkohle in bestehenden Flockungsfiltrationsanlagen“, Korrespondenz Abwasser

ALT, MAUER (2012): Kläranlage Bad Oeynhausen – Einsatz von Aktivkohle/alternative Verfahrenstechniken – Vorplanung. Erläuterungsbericht. Hrsg. Stadtwerke Bad Oeynhausen (www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_klaeranlage_oeynhaus-en.pdf)

8 Einrichtungen, Organisationen und Kontaktpersonen

Betreiber:

- Stadtwerke Bad Oeynhausen
Weserstraße 23, 32547 Bad Oeynhausen
Herr Beermann 05731/139-300

Planung:

- Hydro-Ingenieure GmbH
Stockkampstraße 10, 40477 Düsseldorf
Dr. Christian Mauer 0211/44991-14
Frank Böhm 0211/44991-54

Ausführung:

- Eine Pilotierung befindet sich in Ausführung.

Unterstützende Institutionen:

- IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser
Moritzstraße 26, 45476 Mülheim an der Ruhr
Dr. Andreas Nahrstedt 0208/40303-330

Förderung:

- Bezirksregierung Detmold

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



9 Impressum



Umwelttechnologien.NRW

Cluster Nordrhein-Westfalen

Tel. 0221/57402-735
info@umweltcluster-nrw.de
www.masterplan-wasser.nrw.de



Landesverband
Nordrhein-Westfalen

Tel. 0201/104-2146
info@dwa-nrw.de
www.dwa-nrw.de

Stand: 30.10.2013

Elimination von Mikroschadstoffen auf der Kläranlage Barntrup durch PAK und Abtrennung der Feststoffe unter Einsatz des Fuzzy Filters®

Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffentfernung		
Vorbehandlung	Mikroschadstoffentfernung	Nachbehandlung
keine	Adsorption: PAK	Fuzzy Filters®

1 Allgemeine Daten

Art des Projekts:

- Durchführung halbtechnischer Versuche zum Test des Fuzzy Filters® auf der Kläranlage.
- Machbarkeitsstudie und Variantenuntersuchung zur Elimination von Spurenstoffen (PAK, GAK) unter Einsatz des Fuzzy Filters®.

Anlagenbeschreibung:

Die Kläranlage Barntrup (GK 4) besitzt eine mechanische, biologische und chemische Reinigungsstufe sowie eine Schlammbehandlung. Ein Zulaufpumpwerk oder eine Filtration sind nicht vorhanden. Die Reinigung des Abwassers erfolgt bei simultaner aerober Schlammstabilisierung. Die Entfernung des Phosphors wird durch chemische Fällung (Simultanfällung) sichergestellt.

Einwohnerwerte:	12.000 E
Jahresabwassermenge (Prognose):	1,2 Mio. m ³ /a
Trockenwetterabfluss:	85 L/s
Mischwasserabfluss (Prognose):	160 L/s



Quelle: Dipl.-Ing. M. Danjes GmbH, 2002

2 Veranlassung und Ziele

Die Stadt Barntrup beabsichtigt die Einführung einer Verfahrensstufe zur Elimination von Mikroschadstoffen auf der Kläranlage Barntrup. Da keine Filtration vorhanden ist, soll ein Fuzzy Filter® eingesetzt werden.

Die Versuche mittels Fuzzy Filter® beinhalteten einen Leistungstest zur Entfernung von AFS sowie einen Test zum Rückhalt von PAK nach Zugabe von Fällungs-/ Flockungsmitteln und Mischung in einem Flockulator. In der Machbarkeitsstudie wurden verschiedene Verfahrensvarianten zum Einsatz von GAK und PAK betrachtet. Darüber hinaus war zu untersuchen, ob eine gemeinsame oder getrennte Überschuss- und Kohleschlamm-Behandlung zu wirtschaftlichen Vorteilen führt.

3 Begleitende Forschung

Im Pilotprojekt und in der Machbarkeitsstudie wurden Lösungen zur Mikroschadstoffelimination mittels Fuzzy Filter® speziell für kleine und mittlere Kläranlagen untersucht, die über keine Filtration verfügen. Es wurde eine Lösung erarbeitet, die unter weitgehender Nutzung des Anlagenbestandes eine wirtschaftlich und ökologisch sinnvolle Mikroschadstoffelimination erwarten lässt.

4 Angewandte Technologien

Untersuchte Varianten:

- Var. 1:** GAK-Druckkesseladsorber mit vorgeschaltetem Fuzzy Filter® zum Schutz vor Verschlämzung der GAK
- Var. 2:** PAK-Adsorptionsstufe mit Neubau eines Sedimentationsbeckens oder Umnutzung eines Nachklärbeckens und AFS-PAK-Rückhalt im nachgeschalteten Fuzzy Filter®
- Var. 3:** PAK-Kontaktbecken, Rezirkulationsbetrieb sowie AFS-PAK-Rückhalt im nachgeschalteten Fuzzy Filter®

Im Rahmen der Machbarkeitsstudie ergab sich Variante 3 als Vorzugsvariante. Sie umfasst die Dosierung von PAK in ein Kontaktbecken nach der Nachklärung, eine Rückführung der PAK in die Biologie zur Mehrfachbeladung und eine Fuzzy® Filtration zum PAK-Rückhalt. Den Ausschlag für Variante 3 gaben die insgesamt niedrigen Investitions- und Betriebskosten sowie die unkomplizierte Handhabung für das Betriebspersonal. Zudem ist die Lösung wegen des geringen Platzbedarfs gut in die vorhandene Anlage zu integrieren und die mit der Fällung verbundenen Synergieeffekte der P-Eliminierung sind ebenfalls vorteilhaft.

Barntrup

5 Kosten und Wirtschaftlichkeit

Für die großtechnische Umsetzung wurden die Investitionskosten für die Variante 3 (Kontaktbecken, Filterhalle mit Fuzzy Filter®, Hebewerk, Rückspülabwasser-, Filtratwasserspeicher, Fäll- und Flockungsmittelanlage, EMSR-Technik) mit netto ca. 2,7 Mio. € angenommen.

6 Betriebserfahrungen und Erkenntnisse

Ein weitgehender AFS-Rückhalt in der vorh. Nachklärung mindert die Investitions- und Betriebskosten, da die Fuzzy Filter® dann auf einen niedrigeren Eingangs-AFS-PAK-Gehalt ausgelegt werden können.

Im Hinblick auf eine Mehrfachbeladung der Aktivkohle empfiehlt sich die Rückführung der PAK in die biologische Stufe zur Entfernung von Rest-CSB. Dies erfordert allerdings die anschließende Verbrennung des Klärschlamm-PAK-Gemisches. Der Vorteil einer landwirtschaftlichen Verwertung des Überschussschlammes durch saubere Trennung von der Aktivkohle, wie beim GAK-Einsatz, wird jedoch ohnehin in Zukunft nicht mehr gegeben sein. Durch die Rückführung der PAK kann das AFS-PAK-Gemisch in der Nachklärung unter Verzicht auf ein zusätzliches Sedimentationsbecken abgesetzt werden, wodurch die Kontaktzeit mit 15 min. auf die Elimination für Mikroschadstoffe ausgelegt werden kann.



Testcontainer mit Fuzzy Filter® Typ 1 für Pilotversuche
(Foto: Bosman Watermanagement GmbH)

Für die Zielvorgabe eines nahezu feststoff- und aktivkohlefreien Ablaufes mit AFS-Werten unter 1 mg/L ist eine Filtration erforderlich. Die Fuzzy® Filtration ist für eine Vollstrombehandlung technisch geeignet und erforderlich, wenn ein gemeinsamer Kohleschlammkreislauf zur Mehrfachbeladung installiert wird. Fuzzy Filter® sind modular aufgebaut, leicht nachzurüsten und aufgrund möglicher höherer Filtergeschwindigkeiten platzsparend.

Zudem führt die Fuzzy®Filtration zur Minderung von Problemen bei einer überlasteten Nachklärung und hohem partikulären CSB und die Dosierung von Fäll- und Flockungsmitteln reduziert die P-Ablaufwerte.

7 Verfügbare Dokumente und Quellen

Waermer, F. (2013): Elimination von Mikroschadstoffen auf der Kläranlage Barntrup, Konzept zur Teilstrombehandlung mit granulierter Aktivkohle und vorgeschaltetem Sandfilter

Gantner; K. et al. (2013): A new development in micro pollutant removal and advanced waste water treatment with high volume filtration technology by using a compressible filter medium.

8 Einrichtungen, Organisationen und Kontaktpersonen

Betreiber:

Stadt Barntrup, Mittelstraße 38, 32683 Barntrup,
Herr Kuhs, Tel. (05263) 409 - 160

Projektleitung/Studie:

Dipl.-Ing. M. Danjes GmbH, Schubertplatz 15,
32756 Detmold, Herr Waermer, Tel. (05231) 9799 - 0

Fuzzy Filter®-Technik:

Bosman Watermanagement GmbH, Am Rupenhorn 14 A,
14055 Berlin, Frau Dr. Gantner, Tel. (030) 43033 250

Analytik:

Hochschule Ostwestfalen-Lippe, Emilienstr. 45,
32756 Detmold, Frau Prof. Dr.-Ing. Austermann-Haun
Tel. (05231) 769 - 827

Förderung:

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



9 Impressum

Tel. (0221) 57402 - 53
info@kompetenzzentrum-mikroschadstoffe.de
www.kompetenzzentrum-mikroschadstoffe.de

Tel. (0201) 104 - 2146
info@dwa-nrw.de
www.dwa-nrw.de