



# **Machbarkeitsstudie zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Bonn Salierweg**

## **Abschlussbericht**

März 2017

**SWECO** 

**DAHLEM**

Sweco GmbH  
DAHLEM Beratende Ingenieure GmbH  
& Co. Wasserwirtschaft KG

Graeffstraße 5  
50823 Köln

T +49 221 57402-0  
F +49 221 57402-11  
E [koeln@sweco-gmbh.de](mailto:koeln@sweco-gmbh.de)  
W [www.sweco-gmbh.de](http://www.sweco-gmbh.de)

**Impressum**

Auftraggeber: Stadt Bonn

Auftragnehmer: **Sweco GmbH**  
**DAHLEM Beratende Ingenieure GmbH & Co. Wasserwirtschaft KG**

c/o Sweco GmbH  
Postfach 30 01 06  
50771 Köln

Graeffstraße 5  
50823 Köln

Laboranalytik: Institut für Energie- und Umwelttechnik e.V. (IUTA)  
Bliersheimer Straße 58 – 60  
47229 Duisburg

Dr. rer. nat. Jochen Türk  
Andrea Börgers, M. Sc.

Bearbeitung: Christian Maus, M. Sc.  
Juliane Schulz, M. Sc.

Bearbeitungszeitraum: Januar 2016 – März 2017

	Seite
<b>Inhaltsverzeichnis</b>	<b>III</b>
<b>Abbildungsverzeichnis</b>	<b>VI</b>
<b>Tabellenverzeichnis</b>	<b>VII</b>
<b>1 Hintergründe und Veranlassung der Mikroschadstoffelimination</b>	<b>9</b>
<b>2 Gesetzliche Hintergründe und Anforderungen an die Mikroschadstoffelimination</b>	<b>11</b>
<b>3 Kurzbeschreibung des Einzugsgebietes und der Verfahrenstechnik der Kläranlage Bonn Salierweg</b>	<b>13</b>
3.1 Kurzbeschreibung des Einzugsgebietes und des Gewässers	13
3.2 Kurzbeschreibung der Verfahrenstechnik	14
3.2.1 Ausbauzustand	14
3.2.2 Verfahrenstechnik	14
<b>4 Abwasseranalyse und Auslegungswerte</b>	<b>16</b>
4.1 Übersicht zu Analysen und Methodik	16
4.2 Standardabwasserparameter	16
4.3 Mikroschadstoffe	17
4.3.1 Bewertungsmaßstab	17
4.3.2 Ergebnisse des Screenings und Monitorings auf Mikroschadstoffe auf der Kläranlage Bonn Salierweg	21
4.3.3 Bromidkonzentrationen	27
4.3.4 Ozonzehrung und Bromatbildung	27
4.3.5 Abwassermenge	28
<b>5 Stand der Technik im Bereich der Mikroschadstoffelimination</b>	<b>31</b>
5.1 Übersicht	31
5.2 Oxidative Verfahren	31
5.2.1 Ozonung	31
5.2.2 Advanced Oxidation Processes (AOP)	34
5.2.3 Ferrat	35
5.3 Adsorptive Verfahren	35
5.3.1 Grundlage	35
5.3.2 Aktivkohleadsorption mittels granulierter Aktivkohle (GAK)	36
5.3.3 Aktivkohleadsorption mittels pulverisierter Aktivkohle (PAK)	38
5.4 Physikalische Verfahren	42
5.5 Großtechnische Anlagen zur Mikroschadstoffelimination im In- und Ausland	43
5.5.1 Ozonung	43
5.5.2 Adsorptive Verfahren	43

---

	Seite	
5.6	Eliminationsleistung	44
<b>6</b>	<b>Variantenuntersuchung</b>	<b>45</b>
6.1	Verfügbare Flächen/Ressourcen und Variantenauswahl	45
6.2	Variante 1: Bau einer Ozonung auf der Freifläche und Nachbehandlung im bestehenden Filter	46
6.2.1	Integration auf der Kläranlage Salierweg	46
6.2.2	Ozonerzeugung	48
6.2.3	Ozoneintrag und Ozondosierung	50
6.2.4	Kontaktreaktor	50
6.2.5	Nachbehandlung	51
6.3	Variante 2: PAK-Dosierung in den Filterüberstand und anschließende Raumfiltration (Nutzung der Filteranlage)	51
6.3.1	Integration auf der Kläranlage Salierweg	51
6.3.2	Kontaktreaktor und Abscheideeinheit	52
6.3.3	Pulveraktivkohlelager und –dosiervorrichtung	53
6.3.4	Fällmitteldosierung	54
6.4	Variante 3: GAK-Filtration durch Austausch des Filtermaterials gegen GAK	55
6.4.1	Integration auf der Kläranlage Salierweg	55
6.4.2	Vorhandener Filter	56
6.4.3	Auslegung der GAK-Filtration	57
6.4.4	Filterstandzeit und GAK-Bedarf	59
6.5	Auswirkungen der Varianten auf die Klärschlammbehandlung	59
<b>7</b>	<b>Kostenabschätzung</b>	<b>62</b>
7.1	Grundlagen	62
7.1.1	Berechnungsmethode	62
7.1.2	Annahmen zur Betriebskostenermittlung	63
7.2	Kostenberechnung	63
7.2.1	Variante 1: Bau einer Ozonung auf der Freifläche und Nachbehandlung im bestehenden Filter	63
7.2.2	Variante 2: PAK-Dosierung in den Filterüberstand und anschließende Raumfiltration (Nutzung der Filteranlage)	64
7.2.3	Variante 3: GAK-Filtration durch Austausch des Filtermaterials gegen GAK	65
7.3	Sensitivitätsanalyse	66
7.4	Zusammenfassung	68
<b>8</b>	<b>CO<sub>2</sub>-Bilanzierung der Verfahrensvarianten</b>	<b>69</b>
8.1	Einführung	69
8.2	Variante 1: Bau einer Ozonung auf der Freifläche und Nachbehandlung im bestehenden Filter	71

	Seite
8.3 Variante 2: PAK-Dosierung in den Filterüberstand und anschließende Raumfiltration (Nutzung der Filteranlage)	72
8.4 Variante 3: GAK-Filtration durch Austausch des Filtermaterials gegen GAK	73
8.5 Zusammenfassung	74
<b>9 Verfahrensbewertung</b>	<b>76</b>
9.1 Vorgehensweise zur Verfahrensbewertung	76
9.2 Bewertung der Verfahrensvarianten	77
<b>10 Empfehlung</b>	<b>79</b>
10.1 Erfordernis zur Mikroschadstoffelimination	79
10.2 Verfahrensempfehlung	80
<b>Literaturverzeichnis</b>	<b>81</b>

**Abbildungsverzeichnis**

Abbildung 2.1:	Übersicht der für die Mikroschadstoffentfernung relevanten gesetzlichen Anforderungen auf europäischer und nationaler Ebene	12
Abbildung 3.1:	Risikoquotienten von Diclofenac extrapoliert auf die Oberflächenwasserkörper in Nordrhein-Westfalen nach Götz et al., 2012	14
Abbildung 3.2:	Gesamtfließbild der Kläranlage Salierweg	15
Abbildung 4.1:	Ergebnis des Ozonzehrungsversuchs mit 5 und 10 mg O <sub>3</sub> /L im Zulauf zur Filtration der Kläranlage Bonn Salierweg	27
Abbildung 4.2:	Ablaufwassermengen der Kläranlage Bonn Salierweg (12/2012 bis 12/2015)	29
Abbildung 4.3:	Anteil der behandelbaren Jahresabwassermenge mit der Behandlungswassermenge der Stufe zur Mikroschadstoffelimination	29
Abbildung 5.1:	Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffelimination	31
Abbildung 5.2:	Schematische Darstellung der Einbindung einer Ozonung in den bestehenden Klärprozess (KOM-M.NRW, 2015b)	32
Abbildung 5.3:	Ozon-Eintragsysteme, Injektor (links) und Diffusor (rechts)	33
Abbildung 5.4:	Schematische Darstellung der Einbindung einer GAK-Filtration in den bestehenden Klärprozess (KOM-M.NRW, 2015b)	36
Abbildung 5.5:	Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in einer separaten Adsorptionsstufe (KOM-M.NRW, 2015b)	38
Abbildung 5.6:	Schematische Darstellung der PAK-Dosierung vor der abschließenden Abwasserfiltration (KOM-M.NRW, 2015b)	39
Abbildung 5.7:	Schematische Darstellung der PAK-Dosierung vor Membranmodule	40
Abbildung 5.8:	Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in den Zulauf zur Filtration mit separatem Kontaktbecken (Flockungsraum) (nach Herbst und Hilbig, 2012)	40
Abbildung 5.9:	Schematische Darstellung der simultanen PAK-Dosierung im Belebungsbecken (KOM-M.NRW, 2015b)	41
Abbildung 6.1:	Verfügbare Flächen und Ressourcen auf der Kläranlage Salierweg	45
Abbildung 6.2:	Lageplan der Variante 1	47
Abbildung 6.3:	Relevante Wasserspiegellagen für die Einbindung der Ozonanlage in die bestehende Prozessabfolge (Angaben in m ü. NN)	47
Abbildung 6.4:	Schematische Darstellung der Ozonung auf der Kläranlage Salierweg	49
Abbildung 6.5:	Lageplan der Variante 2	52
Abbildung 6.6:	Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in den Filterüberstand	53
Abbildung 6.7:	Schematische Darstellung der GAK-Filtration auf der Kläranlage Salierweg	56
Abbildung 6.8:	Querschnitt Flockungsfiltration Kläranlage Salierweg (Sulzer, 1996)	57
Abbildung 6.9:	Lageplan der Variante 3	58
Abbildung 6.10:	Jahresübersicht 2015 der Schlammbehandlung Kläranlagen Bonn	61
Abbildung 8.1:	Bilanzsystem der Variante 1 „Bau einer Ozonung auf der Freifläche und Nachbehandlung im bestehenden Filter“	71

	Seite
Abbildung 8.2: Bilanzsystem der Variante 2 „PAK-Dosierung in den Filterüberstand und anschließende Raumfiltration“	72
Abbildung 8.3: Bilanzsystem der Variante 3 „GAK-Filtration“	74

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 3.1: Modellerte Konzentrationen nach Götz et al. (2012) unterhalb der KA Bonn Salierweg im Rhein bei MNQ und Zielwerte nach D4-Liste (MKULNV, 2014)	13
Tabelle 4.1: Im Vorfeld der Untersuchungen abgestimmter Umfang des Screenings und Analysenmethoden	16
Tabelle 4.2: Standardabwasserparameter im Ablauf der Kläranlage Bonn Salierweg	17
Tabelle 4.3: Basisparameter ermittelt im Rahmen des Mikroschadstoffscreenings	17
Tabelle 4.4: Zielwerte für ausgewählte organische Inhaltsstoffe (nach MKULNV, 2014)	19
Tabelle 4.5: Quellenerläuterung zu Tabelle 4.4	20
Tabelle 4.6: Bewertungsmaßstab der Mikroschadstoffkonzentrationen im Oberflächengewässer im Ablauf der Kläranlage Bonn Salierweg (ZW: Zielwert)	20
Tabelle 4.7: Konzentrationen der Korrosionsschutzmittel im Ablauf der Kläranlage Bonn Salierweg	21
Tabelle 4.8: Konzentrationen der Pestizide im Ablauf der Kläranlage Bonn Salierweg	21
Tabelle 4.9: Konzentrationen der Arzneimittelwirkstoffe im Ablauf der Kläranlage Bonn Salierweg	22
Tabelle 4.10: Konzentrationen der Röntgenkontrastmittel im Ablauf der Kläranlage Bonn Salierweg	23
Tabelle 4.11: Konzentrationen der Moschusduftstoffe im Ablauf der Kläranlage Bonn Salierweg	24
Tabelle 4.12: Konzentrationen der perfluorierten Substanzen im Ablauf der Kläranlage Bonn Salierweg	24
Tabelle 4.13: Konzentrationen des Süßstoffs Acesulfam sowie des Kunstharzes Melamin und des Summenparameters Estrogene Aktivität im Ablauf der Kläranlage Bonn Salierweg	25
Tabelle 4.14: Vorschlag für Indikatorsubstanzen für das Monitoringprogramm auf der Kläranlage Bonn Salierweg	25
Tabelle 4.15: Ergebnisse der Basisparameter und der ausgewählten Mikroschadstoffe im fünftägigen Monitoring vom 08.03. bis 13.03.2016	26
Tabelle 4.16: Vergleich ausgewählter Mikroschadstoffe im Kläranlagenablauf für Trockenwetter im Rahmen der Machbarkeitsstudien für die Kläranlagen Münster Geist, Wesseling, Hürth, Neuss Ost und Duisburg Vierlinden	26
Tabelle 4.17: Ermittelte Konzentrationen von Bromid und Bromat im Ablauf der Kläranlage Salierweg	27

---

	Seite	
Tabelle 4.18:	Ermittelte Konzentrationen von DOC, Bromid und Bromat des Zulaufs zur Filtration bzw. des Ablaufs der Kläranlage Bonn Salierweg mit verschiedenen Zugaben von Ozon und der ermittelten spezifischen Ozonzehrung	28
Tabelle 5.1:	Werte für die Leerbettkontaktzeit und die Filterbettgeschwindigkeiten aus den großtechnischen Untersuchungen in NRW (KOM-M.NRW, 2015c)	37
Tabelle 5.2:	Eliminationsraten für verschiedene Mikroschadstoffe bei einer PAK-Dosierung in Höhe von 10 und 20 mg PAK/L (Metzger und Kapp, 2008; Metzger, 2010)	42
Tabelle 5-3:	Bewertung der Reinigungsleistung von Indikatorsubstanzen nach KOM-M.NRW, 2016	44
Tabelle 6.1:	Relevante Wasserspiegellagen für die Einbindung der Ozonanlage in die bestehende Prozessabfolge	48
Tabelle 7.1:	Kosten für Variante 1 „Bau einer Ozonung auf der Freifläche und Nachbehandlung im bestehenden Filter“	64
Tabelle 7.2:	Kosten für Variante 2 „PAK-Dosierung in den Filterüberstand und anschließende Raumfiltration (Nutzung der Filteranlage)“	65
Tabelle 7.3:	Kosten für Variante 3 „GAK-Filtration durch Austausch des Filtermaterials gegen GAK“	66
Tabelle 7.4:	Sensitivitätsanalyse relevanter Parameter auf die Jahreskosten der Varianten	67
Tabelle 7.5:	Zusammenfassung der Kostendaten für die Varianten 1 bis 3	68
Tabelle 8.1:	Phasen der Wertschöpfungskette für die drei Betriebsmittel zur Mikroschadstoffelimination Ozon, PAK und GAK	70
Tabelle 8.2:	Angenommene CO <sub>2</sub> -Äquivalente und zugehörige Literaturquellen	71
Tabelle 8.3:	CO <sub>2</sub> -Bilanz der Variante 1 „Bau einer Ozonung auf der Freifläche und Nachbehandlung im bestehenden Filter“	72
Tabelle 8.4:	CO <sub>2</sub> -Bilanz der Variante 2 „PAK-Dosierung in den Filterüberstand und anschließende Raumfiltration (Nutzung der Filteranlage)“	73
Tabelle 8.5:	CO <sub>2</sub> -Bilanz der Variante 3 „GAK-Filtration durch Austausch des Filtermaterials gegen GAK“	74
Tabelle 8.6:	Zusammenfassung der Ergebnisse der CO <sub>2</sub> -Bilanzierung	75
Tabelle 9.1:	Bewertungsmatrix für die Varianten 1 bis 3	77
Tabelle 10.1:	Zusammenfassung der Zielwert-Überschreitungen aus dem Monitoring	79
Tabelle 10.2:	Zusammenfassende Darstellung der betrachteten Varianten	80



## 1 Hintergründe und Veranlassung der Mikroschadstoffelimination

Der Begriff „Mikroschadstoffe“ ist in den vergangenen Jahren immer mehr in den Fokus der Wissenschaft sowie der Öffentlichkeit gerückt. Er beschreibt die Reste der zahlreichen komplexen Chemikalien, die nach dem Gebrauch entweder unverändert oder nach Umbau in Organismen als Konjugate bzw. Metaboliten in die Gewässer gelangen. Beispiele für solche Mikroschadstoffe sind pharmazeutische Wirkstoffe, Flammschutzmittel, Biozide oder viele Industriechemikalien. Charakteristisch für die Gruppe der Mikroschadstoffe ist, dass diese in der Regel in sehr niedrigen Konzentrationen vorliegen. In den letzten Jahren konnte dennoch die Ökotoxizität einer Vielzahl von Mikroschadstoffen in der Umwelt nachgewiesen werden bzw. von vielen Stoffen ist zukünftig aufgrund der steigenden Verbrauchsmengen ein hohes Gefährdungspotenzial zu erwarten (Umweltbundesamt, 2011). Eine Intensivierung der Mikroschadstoffproblematik ist zudem aufgrund des demographischen Wandels und industrieller Weiterentwicklungen zu erwarten. Beispielsweise werden Humanpharmaka insbesondere durch die steigende Lebenserwartung und des damit verknüpften steigenden Arzneimittelkonsums künftig in noch größerer Anzahl und Menge über die kommunale Abwasserentsorgung in die Umwelt eingetragen.

Aufgrund der Persistenz, des Bioakkumulationspotenzials und der Toxizität der Mikroschadstoffe besteht zur langfristigen Sicherung einer hohen Wasserqualität grundsätzlich Handlungsbedarf zur Reduktion der Einträge von Mikroschadstoffen in Gewässer.

Dabei sollen die umweltschädlichen Stoffe in der Regel möglichst an der Quelle minimiert und ggf. mit unschädlichen Alternativen ersetzt werden. Das ist jedoch nicht immer und für jeden Stoff möglich. Eine Vielzahl der Mikroschadstoffe wird mit dem Abwasser in kommunale Kläranlagen transportiert. Die persistenten Mikroschadstoffe können während der biologischen Behandlung im Abwasserreinigungsprozess nur in begrenztem Maße eliminiert werden und sind im Ablauf der Anlagen nach Stand der Technik noch nachweisbar. Die kommunalen Anlagen gehören daher zu den wichtigen Eintragspfaden der Mikroschadstoffe in die Oberflächengewässer.

Um diesen Eintrag von Mikroschadstoffen in die Kanalisation bzw. in die Gewässer zu minimieren, sind gefächerte Maßnahmen unerlässlich. Im Infrastruktursystem der Wasserver- und Abwasserentsorgung kann die Entfernung der Mikroschadstoffe an unterschiedlichen Stellen und mittels verschiedenster Verfahren realisiert werden. Hierbei kann zwischen der dezentralen Mikroschadstoffelimination am Anfallort (z. B. Industriebetriebe, Krankenhäuser, Pflegeeinrichtungen) und zentralen Maßnahmen in der kommunalen Kläranlage oder bei der zentralen Trinkwasseraufbereitung unterschieden werden. Eine weitgehende Verbesserung der Ablaufqualität bzw. Elimination der Mikroschadstoffe auf Kläranlagen ist durch weitergehende (additive) Maßnahmen realisierbar. Hierzu haben sich bisher die Techniken der Ozonung und der Aktivkohleadsorption als umsetzbare Techniken herauskristallisiert.

Das Land NRW setzt bei der Mikroschadstoffelimination auf einen ganzheitlichen Ansatz auf unterschiedlichen Ebenen. Zum einen soll die Entstehung und Verbreitung von Mikroschadstoffen möglichst an der Quelle verhindert werden, indem beispielsweise gefährlicher Stoffe durch ungefährlichere Alternativen substituiert werden. Einen anderen Ansatz, aber ebenfalls einen Ansatz an der Quelle, verfolgte das Projekt „Den Spurenstoffen auf der Spur“ des Landes Nordrhein-Westfalen, der Stadt Dülmen und des Lippeverbands (DSADS, 2015), in dem die Bevölkerung hinsichtlich eines bewussteren Umgangs mit Arzneimitteln aufgeklärt und sensibilisiert wurde. Der ganzheitliche Ansatz umfasst jedoch auch zentrale Maßnahmen in Form des Ausbaus der Abwasserreinigungsanlagen sowie die Modernisierung der Trinkwasseraufbereitungstechnik (EUWID, 2010). Das Umweltministerium des Landes Nordrhein-Westfalen (NRW) fördert zu diesem Zweck durch das Investitionsprogramm „Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung NRW“ u. a. die Errichtung großtechnischer Anlagen zur Mikroschadstoffelimination.

Ziel der vorliegenden Studie ist es, auf Basis eines Screenings des Kläranlagenablaufes auf Mikroschadstoffe, Möglichkeiten zur Einbindung einer Anlage zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Bonn Salierweg zu untersuchen. Entwickelt werden sollen hierbei effiziente Anlagenkonfigurationen unter Einbeziehung der vorhandenen Anlagentechnik im Hinblick auf die Mikroschadstoffelimination und die Wirtschaftlichkeit für die großtechnische Umsetzung.

## 2 Gesetzliche Hintergründe und Anforderungen an die Mikroschadstoffelimination

In Europa wird die Wasserpolitik vornehmlich durch die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) vorgegeben. Ziel der Richtlinie ist es, für die Gewässer in Europa einen guten chemischen und ökologischen Zustand zu erreichen (Abbildung 2.1).

Der gute chemische Zustand wird über die Bestimmung chemischer Substanzen, der sog. prioritären Stoffe im Anhang X der WRRL, in den Gewässern ermittelt. Die Richtlinie über Umweltqualitätsnormen (UQN) gibt Jahresdurchschnittswerte und zulässige Höchstkonzentrationen für die prioritären Stoffe in Gewässern vor. Die Liste prioritärer Stoffe enthält 45 Schadstoffe, z. B. Pestizide und polycyclischen aromatische Kohlenwasserstoffe, allerdings sind keine Pharmaka Bestandteil dieser Liste.

Die Messung von Pharmaka wurde im Rahmen der Einführung einer Beobachtungsliste (watch-list), eingeführt. Dabei sollen die Konzentrationen von 17-alpha-Ethinylöstradiol, 17-beta-Östradiol, Diclofenac und Makrolid-Antibiotika in Oberflächengewässern gemessen werden. Allerdings werden zurzeit keine Grenzwerte für die Stoffe der Beobachtungsliste vorgegeben. Anhand der Beobachtung der Konzentrationen der Stoffe der Beobachtungsliste soll vielmehr das Risiko dieser Stoffe bewertet werden und auf Grundlage der Risikobewertung evtl. die Einordnung als prioritäre Stoffe erfolgen.

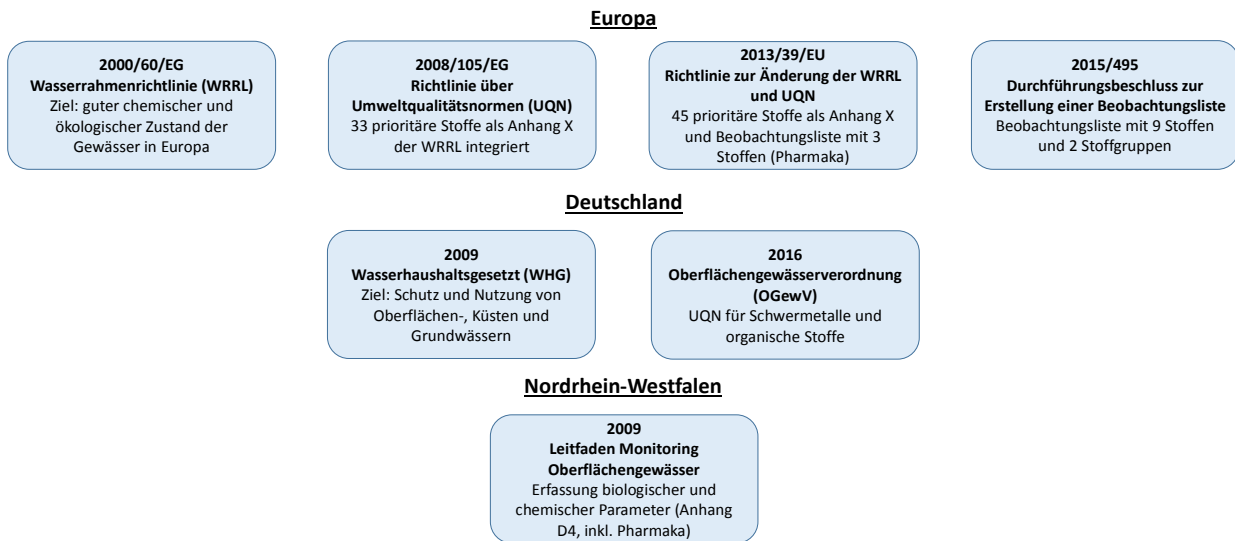
In Deutschland wurde die WRRL 2009 durch die Novellierung des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) in nationales Recht übertragen. Das WHG hat zum Ziel, das Oberflächen-, Küsten und Grundwasser zu schützen und die Nutzung der Wässer zu ordnen. Aus dem WHG leiten sich Verordnungen ab, in denen konkrete Vorgaben zu Erreichung der Ziele der WRRL festgelegt werden. So werden die Vorgaben der europäischen UQN in Deutschland durch die Oberflächengewässerverordnung (OGewV) umgesetzt, in deren Anlage 8 die UQN zur Beurteilung des chemischen Zustands genannt werden.

In Nordrhein-Westfalen (NRW) erfolgt die Gewässerüberwachung anhand eines vom Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen erstellten Leitfadens (MKULNV, 2014). In diesem werden Vorgaben für biologische und chemische Parameter genannt, die zur Beurteilung der Gewässerkörper in NRW herangezogen werden. Im Anhang D 4 des Leitfadens sind einerseits UQN für die gesetzlich verbindlich geregelten Stoffe und andererseits Orientierungswerte für gesetzlich nicht verbindlich geregelte Stoffe enthalten. Anhand der Bewertung der Gewässerkörper, die u. a. anhand der genannten Stofflisten erfolgt, sollen Gewässer, die nicht den Anforderungen des guten Zustandes entsprechen, identifiziert werden und mögliche Maßnahmen zur Verbesserung des Zustandes eingeleitet werden. Der Anhang D 4 stellt eine sehr umfangreiche Stoffliste dar, in der u. a. 125 Pflanzenschutzmittelrückstände, 30 Pharmaka sowie Komplexbildner und Kontrastmittel zur Beurteilung des Gewässerzustandes enthalten sind.

Zukünftig kann damit gerechnet werden, dass aus den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) Maßnahmen zur Ertüchtigung von Kläranlagen zur Mikroschadstoffelimination abgeleitet werden. Diese könnten zum einen erforderlich werden, da ein Nichterreichen des guten ökologischen Zustands des Gewässers, in das eingeleitet wird, vielfach auf Überschreitungen der im Anhang D 4 des Leitfadens zur Gewässerüberwachung vorgegebenen Orientierungswerte für Mikroschadstoffe zurückgeführt wird. Zum anderen könnte zukünftig die Liste der prioritären Stoffe um Substanzen aus der Gruppe der Pharmaka ergänzt werden.

Aktuell wird auf Grundlage eines emissionsbasierten Ansatzes als Reinigungsziel eine Elimination von 80 % bezogen auf ausgewählte Indikatorsubstanzen in NRW angesetzt (KOM-M, 2016) (vgl. Kapitel 5.6). Dieses Reinigungsziel ist gesetzlich jedoch nicht festgeschrieben.

Auch für die Bonner Kläranlagen könnten, aufgrund des derzeitigen Zustands des Rheins (siehe Kapitel 3.1), zukünftig Maßnahmen zur Elimination von Mikroschadstoffen gefordert werden.



**Abbildung 2.1: Übersicht der für die Mikroschadstoffentfernung relevanten gesetzlichen Anforderungen auf europäischer und nationaler Ebene**

Weitere Anforderungen können sich zudem aus dem Schutz der Trinkwasserressourcen ergeben. Das Trinkwasser wird in Deutschland durch die Trinkwasserverordnung (TrinkWV) geschützt, die die europäische Richtlinie über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch in nationales Recht umsetzt. In der Anlage 2 der TrinkWV sind Grenzwerte für chemische Parameter (z. B. Pflanzenschutzmittel und Schwermetalle) aufgeführt, die nicht überschritten werden dürfen. Für Pharmaka sind in der Trinkwasserverordnung keine Grenzwerte vorgegeben. Daher hat das Umweltbundesamt einen gesundheitlichen Orientierungswert (GOW) entwickelt, durch den teil- oder nicht bewertbare Stoffe (z. B. Pharmaka) im Trinkwasser bewertet werden sollen. Für Stoffe, deren humantoxische Auswirkungen unbekannt sind und für die es keine Grenzwerte in der Anlage 2 der TrinkWV gibt liegt der GOW bei 0,1 µg/L. Liegen Daten zur Gentoxizität von Stoffen vor, kann bei nicht vorhandener Gentoxizität eine Einstufung im Bereich von 0,1 bis 3 µg/L erfolgen.

Die Verbände Arbeitsgemeinschaft der Rheinwasserwerke e. V. (ARW), Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e. V. (ATT), Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein (AWBR), Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (AWWR) und die Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e. V. (DVGW) haben im November 2010 das Memorandum „Forderungen zum Schutz von Fließgewässern und Talsperren zur Sicherung der Trinkwasserversorgung“ herausgegeben (ARW et al., 2010). In diesem Memorandum sind Zielwerte formuliert, deren Einhaltung im Oberflächengewässer den sicheren Einsatz von einfachen, naturnahen Aufbereitungsverfahren zur Trinkwassergewinnung erlaubt. Für Arzneimittel gilt generell 0,1 µg/L als Zielwert. Dieser Zielwert bzw. der entsprechende GOW ist für einige Pharmaka im Vergleich zu den Anforderungen aus der Wasserrahmenrichtlinie tiefer. Dies führt zu einer kritischeren Bewertung dieser Stoffe in Bezug auf die Trinkwassergewinnung aus Uferfiltrat des Rheins.

Bei Überschreitung des Zielwertes bzw. des GOW für Pharmaka können sich hieraus auch Maßnahmen auf Kläranlagen nach Abstimmung mit den betroffenen Wasserversorgern zum Erreichen der Zielwerte ergeben.

### 3 Kurzbeschreibung des Einzugsgebietes und der Verfahrenstechnik der Kläranlage Bonn Salierweg

#### 3.1 Kurzbeschreibung des Einzugsgebietes und des Gewässers

Die Kläranlage Bonn Salierweg erhält das Abwasser aus zwei Teileinzugsgebieten, die zusammen eine Fläche von ca. 3.871 ha besitzen. Die Einzugsgebiete umfassen u. a. die Bonner Stadtteile Dottendorf, Kessenich, Ippendorf, Röttgen, Eendenich, Lessenich, Dransdorf, Lengsdorf, Buschdorf, Graurheindorf und Südstadt. Im Einzugsgebiet der Kläranlage sind hinsichtlich des Mikroschadstoffeintrags insbesondere die Uniklinik, das St. Marien-Hospital Bonn sowie verschiedene medizinische Kliniken als Indirekteinleiter zu nennen.

Die Kläranlage Salierweg leitet ihr gereinigtes Abwasser in den Rhein ein. Der Rhein ist in Klärwerksnähe als erheblich verändertes Gewässer klassifiziert, dessen ökologischer Zustand als „mäßig“ bewertet wird. Der chemische Zustand ist „nicht gut“, wobei der chemische Zustand ohne ubiquitäre Stoffe als „gut“ bewertet wird (ELWAS-WEB, 2016).

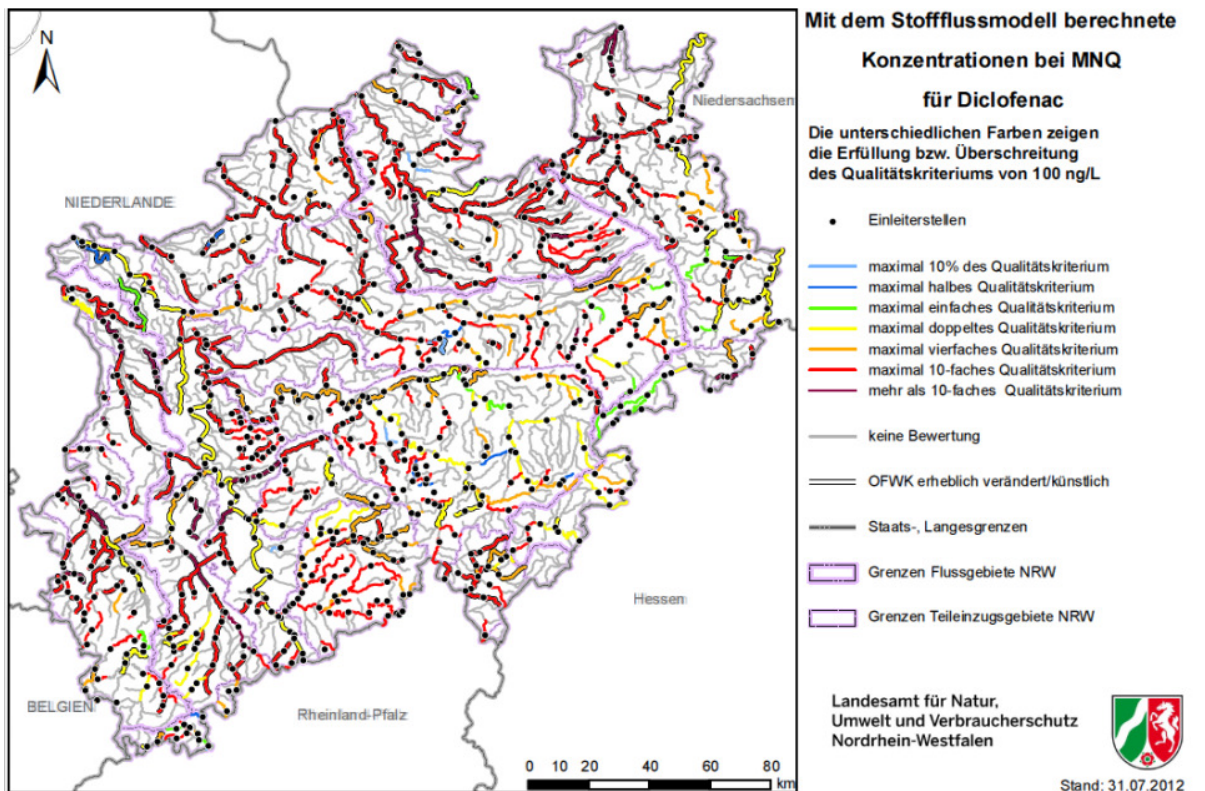
Von Götz et al. (2012) wurden die Konzentrationen für 7 ausgewählte Mikroschadstoffe für den IST-Zustand in den Gewässern in NRW modelliert. Die modellierten Konzentrationen unterhalb der Kläranlage Bonn Salierweg sind in Tabelle 3.1 den Zielwerten gemäß der D4-Liste des MKULNV gegenübergestellt. Eine weitergehende Erläuterung der Zielwerte kann Kapitel 4.3 entnommen werden.

Demnach liegen die derzeitigen Konzentrationen der Stoffe Clarithromycin und Diclofenac unterhalb der Kläranlage Bonn Salierweg im Rhein oberhalb der derzeitigen Zielwerte und deuten auf eine relevante stoffliche Belastung des Rheins hin.

Die Entwicklung der Konzentration von Diclofenac im Rhein entlang des Fließwegs kann Abbildung 3.1 entnommen werden. Demnach wird in ganz NRW der Zielwert für Diclofenac von 0,1 µg/l überschritten. Im Teilabschnitt des Rheins direkt unterhalb der Stadt Bonn wird der Zielwert für Diclofenac um bis das 2-fache überschritten. Im weiteren Verlauf stromabwärts steigert sich die Belastung auf bis das 10-fache des Zielwertes.

**Tabelle 3.1: Modellierte Konzentrationen nach Götz et al. (2012) unterhalb der KA Bonn Salierweg im Rhein bei MNQ und Zielwerte nach D4-Liste (MKULNV, 2014)**

Substanz	Konzentration Rhein unterhalb KA Salierweg bei MNQ (µg/l)	Zielwert J-MW (µg/l)
1H-Benzotriazol	1,62	10
Carbamazepin	0,11	0,5
Clarithromycin	0,05	0,02
Diclofenac	0,13	0,1
Metoprolol	0,26	7,3
Sotalol	0,08	0,1
Sulfamethoxazol	0,10	0,15



**Abbildung 3.1: Risikoquotienten von Diclofenac extrapoliert auf die Oberflächenwasserkörper in Nordrhein-Westfalen nach Götz et al., 2012**

## 3.2 Kurzbeschreibung der Verfahrenstechnik

### 3.2.1 Ausbauzustand

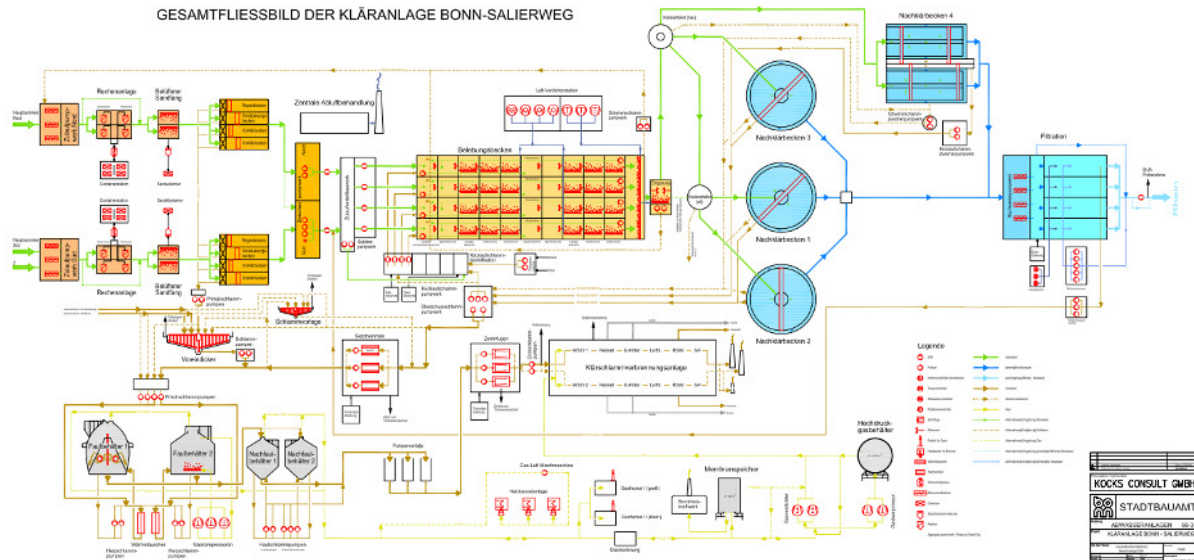
Die Kläranlage Bonn Salierweg ist die größte Bonner Kläranlage und wurde 1934 in Betrieb genommen. Die Ausbaugröße der biologischen Stufe der Kläranlage beläuft sich auf 285.000 Einwohnerwerte (EW) und die Kläranlage verfügt im Jahre 2014 über eine Anschlussgröße von 284.225 EW. Diese setzt sich aus 107.084 Einwohnergleichwerten (EGW) und 177.141 Einwohnern (E) zusammen. Die Jahresabwassermenge für 2014 beträgt 17.453.000 m<sup>3</sup>/a.

Für die kommenden Jahre ist gemäß des Klimaschutz-Teilkonzeptes für die Kläranlage Salierweg in der Stadt Bonn mit einer Bevölkerungszunahme zu rechnen (Wöffen et al., 2013). Demnach sei von 2000 bis 2020 mit einer Bevölkerungszunahme von 0-9 % im Bonner Umland und von 9-19% im Kernstadtbereich zu rechnen.

### 3.2.2 Verfahrenstechnik

Die mechanische Reinigungsstufe der Kläranlage Salierweg ist aufgrund ihrer zwei Einzugsgebiete zweistraßig (Mechanik Süd und Nord) aufgebaut, wobei die beiden Stufen konzeptionell gleich ausgeführt sind. Die mechanische Reinigungsstufe verfügt über eine Rechenanlage sowie einen anschließenden belüfteten Sand- und Fettfang. Von dort aus wird das Abwasser in die Vorklärbecken geleitet, von denen planmäßig zwei für den Trockenwetterzufluss und zwei als Regenrückhaltebecken konzipiert sind. Die Maschinenteknik der vier Vorklärbecken erlaubt jedoch sowohl eine Nutzung als Vorklärbecken als auch eine Nutzung als Regenrückhaltebecken. Im Anschluss an die Vorklärbecken wird das Abwasser über ein Zwischenpumpwerk der biologischen Behandlungsstufe zugeführt. Diese besteht aus einem Belebungsbecken mit einem Gesamtnutzvolumen von ca. 52.750 m<sup>3</sup>, das sich aus vier paral-

lenen Straßen mit jeweils zehn hintereinander liegenden Kammern zusammensetzt sowie den vier Nachklärbecken (3 Rundbecken und 1 Rechteckbecken). Abschließend wird das biologisch behandelte Abwasser über vier Schneckenpumpen zur Filtrationsanlage mit einer Filterfläche von 1.000 m<sup>2</sup> geführt, bevor die Einleitung des gereinigten Abwassers in den Rhein erfolgt.



**Abbildung 3.2: Gesamtfließbild der Kläranlage Salierweg**

Die Klärschlammbehandlung der Anlage Salierweg ist auf 505.000 EW ausgelegt und behandelt auch den Schlamm der Kläranlagen Bonn-Beuel sowie Bonn Bad Godesberg. In einem Voreindicker erfolgt die statische Entwässerung des Schlammes, bevor der Schlamm zwei Faultürmen, mit je einem Volumen von 9.200 m<sup>3</sup>, zugeführt wird. Nach einer Verweilzeit von ca. 30 Tagen wird der ausgefaulte Schlamm in die Nachfaulbehälter gefördert. Das bei der Klärschlammbehandlung anfallende Prozesswasser und das entstehende Trübwasser werden in den Zulauf der Mechanik Nord oder in einen Trübwasserspeicher gepumpt. Abschließend erfolgt die Förderung des entwässerten Schlammes über ein Förderband zur Klärschlammverbrennungsanlage. Die Verfahrenstechnik der Kläranlage Bonn Salierweg ist in Abbildung 3.2 nachzuvollziehen.

## 4 Abwasseranalyse und Auslegungswerte

### 4.1 Übersicht zu Analysen und Methodik

Um eine fundierte Verfahrensauswahl hinsichtlich der Mikroschadstoffelimination zu treffen, müssen die standortspezifischen Abwassereigenschaften auf der Anlage berücksichtigt werden. Die Abwasserinhaltsstoffe werden dabei in zwei Gruppen betrachtet.

In der ersten Gruppe werden die Konzentrationen der Standardabwasserparameter berücksichtigt. Hier liegen die Jahresmittelwerte für die Parameter CSB, Ammoniumstickstoff, anorganischer Stickstoff, Gesamtstickstoff und Phosphor vor. Darüber hinaus wurden im Rahmen des Mikroschadstoffscreenings die Konzentrationen für AFS und DOC ermittelt.

Die zweite Gruppe beinhaltet eine Auswahl an sogenannten Mikroschadstoffen. Die zu untersuchenden Substanzen wurden vorab mit der Stadt Bonn und der Bezirksregierung Köln abgestimmt. Die Probenahme erfolgte als 24h-Mischprobe im Ablauf der Kläranlagen jeweils an zwei Trockenwettertagen sowie an zwei Regenwettertagen. In Tabelle 4.1 sind die untersuchten Parameter sowie die entsprechende Analysenmethodik aufgeführt.

**Tabelle 4.1: Im Vorfeld der Untersuchungen abgestimmter Umfang des Screenings und Analysenmethoden**

Stoffgruppe	Parameter	Analysenmethode
Arzneimittelwirkstoffe	Carbamazepin, Ciprofloxacin, Diclofenac, Metoprolol, Sulfamethoxazol, Clarithromycin, Sotalol und Ibuprofen	LC-MS/MS
Röntgenkontrastmittel	Iomeprol	LC-MS/MS
Pestizide	Mecoprop P und Terbutryn	LC-MS/MS
Korrosionsschutzmittel	1H-Benzotriazol	LC-MS/MS
Kunstharze	Melamin	LC-MS/MS
Moschusduftstoffe	Galaxolid (HHCB)	GC-MS
Perfluorierte Substanzen	PFOA und PFOS	LC-MS/MS
Süßstoffe	Acesulfam K	LC-MS/MS
Hormonelle Wirkung	Estrogene Aktivität	A-YES

### 4.2 Standardabwasserparameter

In Tabelle 4.2 sind die mittleren Jahreskonzentrationen für die Parameter CSB, Ammoniumstickstoff, anorganischer Stickstoff, Gesamtstickstoff und Phosphor für das Jahr 2014 dargestellt, die dem Selbstüberwachungsbericht der Kläranlage Salierweg aus dem Jahr 2014 entnommen wurden. Dargestellt sind in der Tabelle zudem die Überwachungswerte, die gemäß der Abwasserverordnung für die Kläranlage Salierweg gelten. Für die Parameter CSB,  $N_{anorg}$  und  $P_{ges}$  sind die erklärten Werte gemäß § 4, Abs. 5 des Abwasserabgabengesetzes in Klammern angegeben.



**Tabelle 4.2: Standardabwasserparameter im Ablauf der Kläranlage Bonn Salierweg**

Ort der Probenahme	Parameter	2014	Überwachungswert
		(mg/L)	(mg/L)
Ablauf KA	CSB	17,56	50 (32)
	NH <sub>4</sub> -N	0,11	10
	N <sub>anorg</sub>	4,38	13 (10)
	N <sub>ges</sub>	5,41	
	P <sub>ges</sub>	0,38	1 (0,8)

Im Rahmen des Mikroschadstoffscreenings wurden zudem die Konzentrationen für AFS und DOC ermittelt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 4.3 dargestellt. Der gelöste Kohlenstoff DOC wird darauf basierend für die spätere Anlagenauslegung zu 6 mg DOC/L abgeschätzt.

**Tabelle 4.3: Basisparameter ermittelt im Rahmen des Mikroschadstoffscreenings**

Substanz	Einheit	Ablauf	Ablauf	Ablauf	Ablauf
		06./07.12.2015 Trockenwetter	07./08.12.2015 Trockenwetter	11./12.12.2015 Regenwetter	12./13.12.2015 Regenwetter
AFS	mg/L	5,5	4,3	28	17
DOC	mg/L	4,8	5,1	4,9	3,1

Aus den so gemessenen Konzentrationen der verschiedenen Parameter, ergeben sich keine Einschränkungen für die spätere Verfahrenswahl für die Stufe zur Mikroschadstoffelimination. Im Fall einer großtechnischen Realisierung einer vierten Reinigungsstufe sollten die angenommenen Werte jedoch durch zusätzliche separate Messungen verifiziert werden.

## 4.3 Mikroschadstoffe

### 4.3.1 Bewertungsmaßstab

Durch fehlende Grenzwerte für Mikroschadstoffe in Abläufen kommunaler Kläranlagen kann eine Bewertung der Kläranlagenabläufe nur über die vorliegenden Orientierungswerte für Mikroschadstoffe in Oberflächengewässern vorgenommen werden. Dabei führt die Einleitung in einen schwachen Vorfluter zu einer stärkeren Beeinflussung des Ökosystems als bei einer starken Verdünnung in einem starken Vorfluter. Der Verdünnungsfaktor durch die Einleitung in ein Oberflächengewässer wurde in der Bewertung der gemessenen Mikroschadstoffkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage nicht berücksichtigt. Die Ergebnisse von Götz et al. (2012) zeigen jedoch, dass im Rhein unterhalb der Einleitstelle der Kläranlage Bonn Salierweg durch die Vorbelastung und den zusätzlichen Stofffrachten aus der Kläranlage für zwei von sechs betrachteten Mikroschadstoffe (Diclofenac und Clarithromycin) bereits kritische Konzentrationen vorliegen und eine ausreichend Verdünnung für alle Stoffe nicht zu erwarten ist (vgl. Kapitel 3.1).

Die ermittelten Konzentrationen der Mikroschadstoffe im Ablauf der Kläranlage sind den Orientierungswerten oder Vorschlägen für Umweltqualitätsnormen (UQN) zur Beurteilung des chemischen und biologischen Status der Oberflächengewässer nach Wasserrahmenrichtlinie gegenübergestellt worden. Eine Übersicht über die verschiedenen Substanzen mit Umweltqualitätsnormen und Vorsorgewerten ist in der sogenannten „D4-Liste“ zu finden (MKULNV, 2014, Tabelle 4.4). In der „D4-Liste“ finden sich zum einen

255 gesetzlich verbindlich geregelte Stoffe, die aus den Umweltqualitätsnormen (UQN), im speziellen aus Anlage 5 und 7 der OGewV hervorgehen. Zum anderen finden sich hier Vorschläge zu 385 weiteren Verbindungen, zu denen bisher aber keine gesetzlich verbindliche Regelung existiert.

Die aus der UQN hervorgehenden Werte werden als arithmetisches Mittel aller „zu unterschiedlichen Zeiten in einem Zeitraum von einem Jahr an jeder repräsentativen Überwachungsstelle in dem Oberflächenwasserkörper gemessenen Konzentration“ (nach OGewV) gebildet und dürfen nicht überschritten werden. Bei den Orientierungswerten (OW) handelt es sich um fachlich abgeleitete Beurteilungswerte, die jedoch nicht die gesetzliche Verbindlichkeit wie die UQN aufweisen. Im Falle der präventiven Vorsorgewerte handelt es sich um auf Konventionen beruhende Orientierungswerte, die fachlich nicht abgeleitet sind.

**Tabelle 4.4: Zielwerte für ausgewählte organische Inhaltsstoffe (nach MKULNV, 2014)**

Substanzgruppe	Substanz	Zielwert J-MW (µg/l)	Quelle (Erläuterung in Tabelle 4.5)
Arzneimittelrückstände	Carbamazepin	0,5	OW (3, 7)
	Diclofenac	0,1	OW (3, 6, 7)
	Metoprolol	7,3	OW (4)
	Sulfamethoxazol	0,15	OW (4, 7)
	Ibuprofen	0,01	OW (4, 6)
Röntgenkontrastmittel (RKM)	Iopromid	0,1	PV
	Iomeprol	0,1	PV
	Iopamidol	0,1	OW (3)
Östrogene	Ethinylestradiol	0,000 035	OW (6)
Pestizide/ PSM-Wirkstoffe	Mecoprop (MCP)	0,1	UQN (1)
	Isoproturon (Herbizid)	0,3	UQN (2)
	Terbutryn (Biozid)	0,065	OW (2, 6)/ UQN (3)
Biozide	m-Tolylsäurediethylamid (DEET)	71,3	OW (4)
Korrosionsschutzmittel	1H-Benzotriazol	10	PV
	4-Methylbenzotriazol	10	PV
	5-Methylbenzotriazol	10	PV
	5,6-Dimethylbenzotriazol	10	PV
Moschusduftstoffe/ synth. Duftstoffe	Galaxolid (HHCB)	7	OW (2)
	Tonalid (AHTN)	3,5	OW (2)
Perfluorierte Tenside	Perfluorooctansäure (PFOA)	0,1	OW (5, 6), PV
	Perfluorooctansulfonsäure (PFOS)	0,000 65	OW (5, 6)/ UQN (3)
	Perfluorbutansäure (PFBA)	0,1	OW (5, 6), PV
	Perfluorbutansulfonsäure Isomeren (GPFBS)	0,1	OW (5, 6), PV
Komplexbildner	Ethylendinitrilotetraessigsäure (EDTA)	240	OW (3), PV
	Nitrilotriessigsäure (NTA)	80	OW (3), PV
	Diethylenetriaminpentaessigsäure (DTPA)	10	PV
Abkürzungen: UQN Umweltqualitätsnorm (gesetzlich verbindlich) OW Orientierungswert (keine gesetzliche Verbindlichkeit, fachlich abgeleitet) PV präventiver Vorsorgewert (Orientierungswert, fachlich nicht abgeleitet)			

Die Erläuterungen und Quellen der in der vorangestellten Tabelle dargestellten Zielwerte sind der Tabelle 4.5 zu entnehmen.

**Tabelle 4.5: Quellenerläuterung zu Tabelle 4.4**

UQN	(1) Anlage 5	OGewV (Oberflächengewässerverordnung)	20. Juli 2011
	(2) Anlage 7 Tab. 1 prioritäre Stoffe		
	(3) RL 2013/39/EU		
OW	(1) LAWA ZV	a) Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer vor gefährlichen Stoffen, Band I, Teil II Zielvorgaben für ausgewählte Stoffe (Tab.1)	Oktober 1997
		b) Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band II Ableitung und Erprobung von Zielvorgaben für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink	2. Juni 1997
		c) Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band III Erprobung von Zielvorgaben für Wirkstoffe in Herbiziden und Insektiziden in Oberflächengewässern für das Schutzgut "Aquatische Lebensgemeinschaften"	März 2003
	(2) UFO Plan 202 24 276	Entwicklung von Umweltqualitätsnormen zum Schutz aquatischer Biota in Oberflächengewässern (UBA/F+E-Vorhaben FKZ 202 24 276)	Dezember 2003
	(3) LAWA-O 10.03	Entwicklung von Umweltqualitätsnormen zum Schutz aquatischer Biota in Oberflächengewässern für flussgebietspezifische Stoffe	31. Dezember 2004
	(4) LAWA-O 10.03 II	Entwicklung von Qualitätsnormen zum Schutz aquatischer Biota in Oberflächengewässern für flussgebietspezifische Stoffe (II)	UBA-V 10.03.II Stand 22.04.07
	(5) LAWA-O 05.07	Entwicklung von Umweltqualitätsnormen für Schadstoffe des Anhangs VIII WRRL	März 2010
	(6) EU Draft EQS 11.03.11	13th Meeting of the working group E on chemical aspects, Identification of new priority substances	11 März 2011
	(7) Vorschläge OGewV (2011)	24 Stoffdatenblätter zum Referentenentwurf Kabinettsbeschluss	August 2010 16. März 2011
PV	Präventiver Vorsorgewert	Orientierungswert, der auf einer Konvention beruht und fachlich nicht abgeleitet ist	

Die Bewertung der Ergebnisse erfolgte nach folgendem Schema (Tabelle 4.6).

**Tabelle 4.6: Bewertungsmaßstab der Mikroschadstoffkonzentrationen im Oberflächengewässer im Ablauf der Kläranlage Bonn Salierweg (ZW: Zielwert)**

sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
< ½ ZW	½ ZW - ZW	ZW – 2 ZW	2 ZW – 4 ZW	> 4 ZW

Die Bewertung der mittels wirkungsbezogener Analytik bestimmten estrogenen Aktivität der Wasserprobe wurde nach Kienle et al. (2015) durchgeführt. Dazu wird die ermittelte Konzentration an Estradiol Equivalenten (EEQ) dabei mit dem „Trigger-Value“ von 0,4 ng<sub>EEQ</sub>/L verglichen. Die Qualität der Ober-

flächengewässer unterhalb dieses Wertes wird dabei als „sehr gut bis gut“ bewertet. Bei estrogenen Effekten in der Wasserprobe zwischen 0,035 und 0,4 ng<sub>EEQ</sub>/L kann jedoch nicht unterschieden werden, ob die Aktivität der Wasserprobe von einer Überschreitung der UQN für EE2 oder dem Vorhandensein anderer estrogen aktiver Substanzen herrührt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 4.13 zu finden.

### 4.3.2 Ergebnisse des Screenings und Monitorings auf Mikroschadstoffe auf der Kläranlage Bonn Salierweg

Durch ein zweitägiges Screening auf Mikroschadstoffe vom 06./07.12.2015 und 07./08.12.2015 bei Trockenwetter (TW) und vom 11./12.12.2015 und 12./13.12.2015 bei Regenwetter (RW) im Ablauf der Kläranlage Bonn Salierweg wurden die Konzentrationen verschiedener Mikroschadstoffe ermittelt. Die untersuchten Mikroschadstoffe lassen sich den Gruppen Arzneimittelwirkstoffe, Korrosionsschutzmittel, Pestizide, Süßstoffe, Röntgenkontrastmittel, Moschusduftstoffe und perfluorierte Substanzen zuordnen. Darüber hinaus wurden das Kunstharz Melamin sowie die Östrogene Aktivität untersucht. Die jeweils untersuchten Stoffe sind den nachfolgenden Tabellen (Tabelle 4.7 bis Tabelle 4.13) zu entnehmen. In der Spalte „Zielwert“ ist der Vorschlag der D4-Liste als Jahresmittel aufgeführt, sofern dieser vorhanden ist. Die farbliche Gestaltung erfolgt gemäß Tabelle 4.6.

Es gilt in allen Tabellen, dass die mit \* gekennzeichneten Parameter durch die DAkKS (Deutsche Akkreditierungsstelle GmbH) nach DIN EN ISO/IEC 17025:2005 akkreditiert sind. Die Akkreditierung gilt nur für den in der Urkundenanlage D-PL-19759-01-00 festgelegten Umfang.

**Tabelle 4.7: Konzentrationen der Korrosionsschutzmittel im Ablauf der Kläranlage Bonn Salierweg**

Substanz	Einheit	Zielwert	Ablauf 06./07.12.15 TW	Ablauf 07./08.12.15 TW	Ablauf 11./12.12.15 RW	Ablauf 12./13.12.15 RW
1H-Benzotriazol*	ng/L	10.000	2400	2200	3000	1600
Σ 4 + 5-Methyl Benzotriazol *	ng/L	10.000	520	850	660	2600
Dimethylbenzotriazol	ng/L	10.000	< 10	< 10	< 10	< 10

**Tabelle 4.8: Konzentrationen der Pestizide im Ablauf der Kläranlage Bonn Salierweg**

Substanz	Einheit	Zielwert	Ablauf 06./07.12.15 TW	Ablauf 07./08.12.15 TW	Ablauf 11./12.12.15 RW	Ablauf 12./13.12.15 RW
Climbazol	ng/L	100	89	100	35	48
Diuron*	ng/L	200	22	19	12	21
Mecoprop P*	ng/L	100	< 10	< 10	< 10	< 10
Metconazol	ng/L	100	< 20	< 20	< 20	< 20
Terbutryn*	ng/L	65	130	110	47	87
Quinoxife	ng/L	150	< 10	< 10	< 10	< 10

**Tabelle 4.9: Konzentrationen der Arzneimittelwirkstoffe im Ablauf der Kläranlage Bonn Saalierweg**

Substanz	Einheit	Zielwert	Ablauf 06./07.12.15 TW	Ablauf 07./08.12.15 TW	Ablauf 11./12.12.15 RW	Ablauf 12./13.12.15 RW
4N-Acethyl-Sulfadiazin	ng/L		65	58	71	41
4N-Acethyl-Sulfamerazin	ng/L		< 10	< 10	< 10	< 10
4N-Acetyl-sulfamethazin	ng/L		< 10	< 10	< 10	< 10
4N-Acetyl-sulfamethoxazol	ng/L		32	26	150	40
Amilorid	ng/L		< 10	< 10	< 10	< 10
Atorvastatin	ng/L		< 10	10	10	17
Azithromycin	ng/L		470	600	260	250
Bisoprolol	ng/L	100	420	410	230	190
Capecitabin	ng/L		< 10	< 10	< 10	< 10
Carbamazepin*	ng/L	500	640	720	560	360
Cefalexin	ng/L		< 10	< 10	< 10	< 10
Cefazolin	ng/L		< 10	< 10	< 10	< 10
Cefotaxim	ng/L		< 10	< 10	< 10	< 10
Cilastatin	ng/L		< 10	< 10	< 10	< 10
Ciprofloxacin*	ng/L	36	100	130	110	63
Citalopram	ng/L		140	160	46	66
Clarithromycin*	ng/L	100	110	130	300	91
Clindamycin	ng/L		440	450	240	240
Cyclophosphamid	ng/L		18	14	15	< 10
Diclofenac*	ng/L	50	610	840	1.000	410
Enalapril	ng/L		< 10	< 10	< 10	< 10
Erythromycin**	ng/L	20	260	240	140	130
Hydrocortison	ng/L		< 10	< 10	< 10	< 10
Ibuprofen*	ng/L	10	< 10	< 10	< 10	< 10
Ifosfamid	ng/L		< 10	< 10	54	48
Losartan	ng/L	100	80	85	57	55
Metoprolol*	ng/L	7.300	570	750	1200	440
Metronidazol	ng/L		86	97	130	61
Paclitaxel	ng/L		< 10	< 10	< 10	< 10

Paracetamol*	ng/L		< 10	< 10	< 10	< 10
Phenazon	ng/L	1.100	39	38	80	33
Prednisolon	ng/L		< 10	< 10	< 10	< 10
Propyphenazon	ng/L	800	< 10	< 10	< 10	< 10
Ritalinsäure	ng/L	100	29	38	47	14
Roxithromycin	ng/L		< 10	< 10	< 10	< 10
Simvastatin	ng/L	100	< 10	< 10	< 10	< 10
Sotalol	ng/L	100	280	360	270	140
Sulfadiazin	ng/L	100	< 10	< 10	< 10	< 10
Sulfadimethoxin	ng/L	100	< 10	< 10	< 10	< 10
Sulfamethazin	ng/L		< 10	< 10	< 10	< 10
Sulfamethoxazol	ng/L	600	400	410	270	210
Sulfapyridin	ng/L		330	380	120	100
Tramadol*	ng/L		1.200	1.300	620	520
Trimethoprim	ng/L	100	41	43	69	35
Venlafaxin	ng/L		790	840	340	320
Warfarin	ng/L		< 10	< 10	< 10	< 10
Zopiclon	ng/L		23	23	10	11

\*\* gemessen als Dehydrato-Erythromycin

**Tabelle 4.10: Konzentrationen der Röntgenkontrastmittel im Ablauf der Kläranlage Bonn Sallierweg**

Substanz	Einheit	Zielwert	Ablauf 06./07.12.15 TW	Ablauf 07./08.12.15 TW	Ablauf 11./12.12.15 RW	Ablauf 12./13.12.15 RW
Amidotrizoesäure	ng/L	100	8.500	9.800	9.700	5.000
Iohexol	ng/L	100	< 90	< 90	280	180
Iomeprol	ng/L	100	14.000	12.000	24.000	13.000
Iopamidol	ng/L	100	8.700	10.000	13.000	7.600
Iopromide	ng/L	100	6.800	6.100	12.000	6.300
Ioversol	ng/L	100	< 50	< 50	150	150

**Tabelle 4.11: Konzentrationen der Moschusduftstoffe im Ablauf der Kläranlage Bonn Salierweg**

Substanz	Einheit	Zielwert	Ablauf 06./07.12.15 TW	Ablauf 07./08.12.15 TW	Ablauf 11./12.12.15 RW	Ablauf 12./13.12.15 RW
Cashmeran	ng/L		< 50	< 50	< 50	< 50
Celestolid	ng/L		< 50	< 50	< 50	< 50
Phantolid	ng/L		< 50	< 50	< 50	< 50
Moschus-Ambrette	ng/L		< 50	< 50	< 50	< 50
Galaxolid (HHCB)	ng/L	7.000	340	360	460	560
Moschus-Xylol	ng/L	10.000	< 50	< 50	< 50	< 50
Tonalid (AHTN)	ng/L	3.500	86	120	93	100
Moschus-Mosken	ng/L		< 50	< 50	< 50	< 50
Moschus-Tibeten	ng/L		< 50	< 50	< 50	< 50
Moschus-Keton	ng/L		< 50	< 50	< 50	< 50
Traseolid	ng/L		< 50	< 50	< 50	< 50

**Tabelle 4.12: Konzentrationen der perfluorierten Substanzen im Ablauf der Kläranlage Bonn Salierweg**

Substanz	Einheit	Zielwert	Ablauf 06./07.12.15 TW	Ablauf 07./08.12.15 TW	Ablauf 11./12.12.15 RW	Ablauf 12./13.12.15 RW
Perfluorbutansäure (PFBA)*	ng/L	100	< 10	< 10	< 10	< 10
Perfluorpentansäure (PFPeA)*	ng/L	100	< 10	< 10	< 10	< 10
Perfluorhexansäure (PFHxA)*	ng/L	100	17	19	15	< 10
Perfluorheptansäure (PFHpA)*	ng/L	100	< 10	< 10	< 10	< 10
Perfluoroctansäure (PFOA)*	ng/L	100	14	< 10	17	< 10
Perfluornonansäure (PFNA)*	ng/L	100	< 10	< 10	< 10	< 10
Perfluordekansäure (PFDA)*	ng/L	100	< 10	< 10	< 10	< 10
Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)*	ng/L	100	12	12	< 10	< 10
Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS)*	ng/L	100	< 10	< 10	< 10	< 10
Perfluoroctansulfonsäure (PFOS)*	ng/L	0,65	13	15	12	< 10



**Tabelle 4.13: Konzentrationen des Süßstoffs Acesulfam sowie des Kunstharzes Melamin und des Summenparameters Estrogene Aktivität im Ablauf der Kläranlage Bonn Salierweg**

Substanz	Einheit	Zielwert	Ablauf 06./07.12.15 TW	Ablauf 07./08.12.15 TW	Ablauf 11./12.12.15 RW	Ablauf 12./13.12.15 RW
Acesulfam K	ng/L	100	126	111	379	240
Melamin	ng/L		1.100	1.200	1.200	1.400
Estrogene Aktivität	ng <sub>EEQ</sub> /L	0,4	0,12	0,12	0,14	0,098

Für die gesetzlich noch nicht geregelten Substanzen aus der Gruppe der Arzneimittelwirkstoffe sind im Kläranlagenablauf Überschreitungen der Zielwert-Vorschläge für Oberflächengewässer festgestellt worden. Dabei liegen die Konzentrationen für das Analgetikum Diclofenac, das Antibiotikum Erythromycin und den Betablocker Bisoprolol in den meisten Proben um mehr als das Vierfache über dem Zielwert-Vorschlag. Der Betablocker Sotalol und das Antibiotikum Clarithromycin liegen bei Konzentrationen im für Oberflächengewässer geltenden mäßig bis unbefriedigenden (Zielwert – 4 Zielwert) Bereich.

Für die analysierten Pestizide konnten nur leichte Überschreitungen der Zielwert-Vorschläge für Climbazol und Terbutryn nachgewiesen werden.

Die deutlichsten Überschreitungen der Zielwert-Vorschläge laut D4-Liste wurden für die Röntgenkontrastmittel ermittelt. Allerdings handelt es sich bei dem Orientierungswert von 100 ng/L um einen präventiven Vorsorgewert. Dieser Vorsorgewert beruht auf einer Konvention und ist fachlich nicht abgeleitet.

Des Weiteren ist in 3 von 4 Proben eine Überschreitung des Zielwertes für die perfluorierte Substanz PFOS erkennbar. Die vierte Probe konnte nicht bewertet werden, da die derzeitige analytische Bestimmungsgrenze oberhalb des Zielwert-Vorschlags liegt.

Zur Datenverdichtung ist ein fünftägiges Monitoring mit reduziertem Parameterumfang anhand von 24-Stunden-Mischproben bei Trockenwetter durchgeführt worden. Die Substanzauswahl ist in Tabelle 4.14 aufgeführt.

**Tabelle 4.14: Vorschlag für Indikatorsubstanzen für das Monitoringprogramm auf der Kläranlage Bonn Salierweg**

Substanzgruppe	Substanzen
<b>Basisparameter</b>	SAK <sub>254</sub> , CSB, DOC und Bromid
<b>Arzneimittelwirkstoffe</b>	Carbamazepin, Clarithromycin, Diclofenac, Erythromycin, Metoprolol und Sulfamethoxazol
<b>Korrosionsschutzmittel</b>	1H-Benzotriazol
<b>Pestizide</b>	Terbutryn

Die Ergebnisse des Monitorings sind in der folgenden Tabelle aufgeführt. Insgesamt konnten die Ergebnisse des Screenings bestätigt werden. Überschreitungen der Zielwert-Vorschläge sind vor allem bei den Antibiotika Clarithromycin und Erythromycin, dem Analgetikum Diclofenac und Antiepileptikum Carbamazepin zu finden.

**Tabelle 4.15: Ergebnisse der Basisparameter und der ausgewählten Mikroschadstoffe im fünftägigen Monitoring vom 08.03. bis 13.03.2016**

Substanz	Einheit	Zielwert	Ablauf KA	Ablauf KA	Ablauf KA	Ablauf KA	Ablauf KA
			08.-09.03. 2016	09.-10.03. 2016	10.-11.03. 2016	11.-12.03. 2016	12.-13.03. 2016
SAK <sub>254</sub>	1/m		12,0	13,4	14,0	14,4	14,9
CSB	mg/L		15	18	20	20	19
DOC*	mg/L		5,4	6,3	5,9	5,9	5,7
Bromid	mg/L		60	70	80	80	90
1H-Benzotriazol*	ng/L	10.000	3.700	5.200	4.100	3.600	4.000
Carbamazepin*	ng/L	500	910	450	1.100	1.100	1.100
Clarithromycin*	ng/L	100	290	290	380	350	460
Diclofenac*	ng/L	50	1.100	1.500	1.400	1.400	1.700
Erythromycin**	ng/L	20	240	320	320	380	460
Metoprolol*	ng/L	7.300	650	890	740	620	720
Sulfamethoxazol	ng/L	600	260	280	310	310	340
Terbutryn*	ng/L	65	86	78	83	83	74

\*\* gemessen als Dehydrato-Erythromycin

Tabelle 4.16 stellt die Konzentrationen verschiedener Mikroschadstoffe für die Kläranlagen Münster Geist, Wesseling, Hürth, Neuss Ost und Duisburg Vierlinden dar. Die Daten entstammen den Machbarkeitsstudien zur Mikroschadstoffelimination auf den jeweiligen Kläranlagen, die auf den Internetseiten des LANUV veröffentlicht sind. Die Tabelle zeigt, dass die im Rahmen des Monitorings gemessenen Mikroschadstoffkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage Bonn Salierweg keine bedeutenden Unterschiede zu den Abläufen der benannten Kläranlagen aufzeigen. Im Vergleich zeigen beispielsweise die Konzentrationen für die zwei Antibiotika Clarithromycin und Erythromycin ein mittleres Konzentrationsniveau auf. Vergleichsweise gering ist die Konzentration für Diclofenac.

**Tabelle 4.16: Vergleich ausgewählter Mikroschadstoffe im Kläranlagenablauf für Trockenwetter im Rahmen der Machbarkeitsstudien für die Kläranlagen Münster Geist, Wesseling, Hürth, Neuss Ost und Duisburg Vierlinden**

Substanz	Einheit	KA Münster Geist		KA Wesseling		KA Hürth		KA Neuss Ost	KA Dui-Vie
								Mittelwert	Mittelwert
1H-Benzotriazol*	ng/L	8300	7400	5500	6400	5500	12000	4100	1400
Terbutryn	ng/L	170	190	15	22	76	95		
Carbamazepin	ng/L	490	440	1700	1900	710	810	1400	1800
Clarithromycin	ng/L	980	1200	620	940	230	180		
Diclofenac	ng/L	3300	3700	4900	4900	1800	2200	1100	1271
Erythromycin	ng/L			800	950	130	160		
Metoprolol	ng/L	2400	2100	3000	3100	1200	1400		
Sulfamethoxazol	ng/L	870	700	540	760	100	130	700	649

Als Zwischenfazit aus dem Screening und Monitoring ist festzuhalten, dass sowohl die Konzentrationen der Indikatorsubstanzen Diclofenac und Clarithromycin im Ablauf der Kläranlage Bonn Salierweg, als auch die von Götz et al. (2012) modellierten Konzentrationen dieser Stoffe unterhalb der Einleitstelle im Rhein die Zielwerte der D4-Liste des MKULNV zur Bewertung der Oberflächengewässer nach dem Monitoringprogramm gemäß EG-WRRL überschreiten. Vor dem Hintergrund, dass auch der ökologische Zustand des Rheins unterhalb der Einleitstelle nur als „mäßig“ bewertet wird, könnten zukünftig Maßnahmen zur Reduzierung der Mikroschadstoffe in den Maßnahmenprogrammen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie gefordert werden.

### 4.3.3 Bromidkonzentrationen

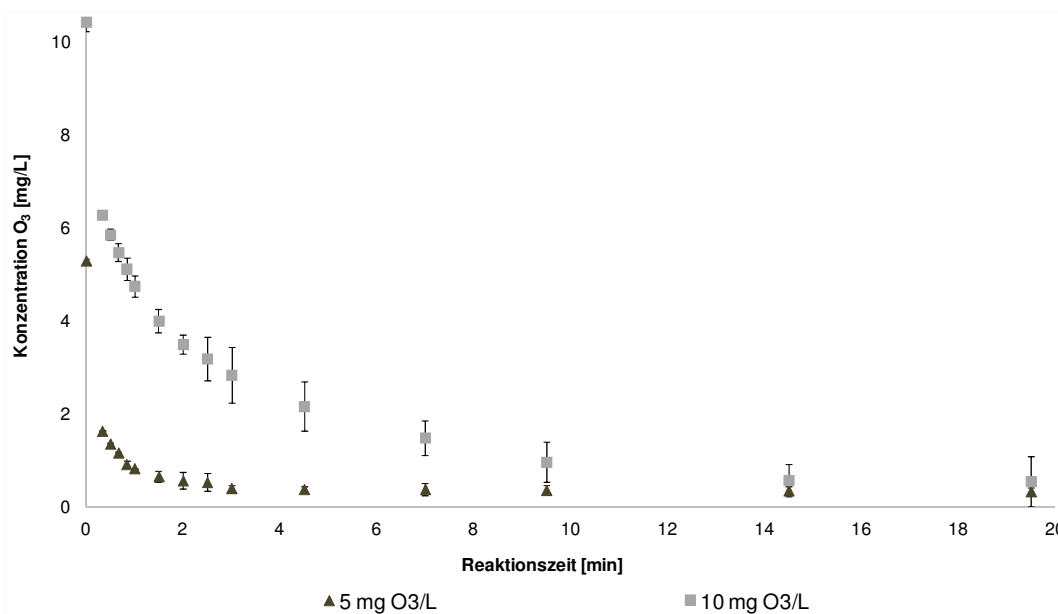
Aus Bromid kann bei der Ozonung des Kläranlagenablaufs das Transformationsprodukt Bromat gebildet werden, welches als potentiell kanzerogen gilt. Aus diesem Grund sind vorab die Bromid und die Bromat-Konzentrationen im Zulauf zur Filtration der Kläranlage ermittelt worden (siehe Tabelle 4.17).

**Tabelle 4.17: Ermittelte Konzentrationen von Bromid und Bromat im Ablauf der Kläranlage Salierweg**

	Bromid	Bromat
	µg/L	µg/L
Zulauf Filtration 06.-07.12.2015	90	< 2
Zulauf Filtration 07.-08.12.2015	100	< 1

### 4.3.4 Ozonzehrung und Bromatbildung

Für die Kläranlage Bonn Salierweg wurden zur Ermittlung des Ozonzehrungsverhaltens und des Bromatbildungspotenzials mit zwei Proben aus dem Zulauf zur Filtration der Kläranlage bei Trockenwetter Versuche mit einer Zugabe von 5 bzw. 10 mg O<sub>3</sub>/L durchgeführt. Die Ergebnisse des Ozonzehrungsversuches sind der Abbildung 4.1 zu entnehmen.



**Abbildung 4.1: Ergebnis des Ozonzehrungsversuchs mit 5 und 10 mg O<sub>3</sub>/L im Zulauf zur Filtration der Kläranlage Bonn Salierweg**

Die Ergebnisse zeigen, dass bei einer Dosierung von 5 mg O<sub>3</sub>/L nach ca. 5 Minuten kein gelöstes Ozon mehr in der Abwasserprobe detektiert werden kann. Bei einer Zugabe von 10 mg O<sub>3</sub>/L kann erst nach einer Reaktionszeit von knapp 20 Minuten kein gelöstes Ozon mehr detektiert werden. Die Ausgangskonzentration des Bromids vor der Ozonzugabe und die Konzentration des gebildeten Bromates sind in Tabelle 4.18 zu finden. Da im Zulauf zur Filtration kein DOC bestimmt wurde, ist die spezifische Ozonzehrung mittels des DOC des Ablaufs der Kläranlage abgeschätzt worden. Die hohen Konzentrationen an Bromid können durch die hohe spezifische Ozonzehrung von > 1 mg O<sub>3</sub>/mg DOC erklärt werden, die eine Bromidbildung begünstigt. Bei üblichen Ozondosen von < 0,7 mg O<sub>3</sub>/mg DOC ist in der Regel mit keiner deutlichen Bromidbildung zu rechnen, die den Grenzwert für Bromat im Trinkwasser von 10 µg/L überschreitet. Eine Ozonung ist mit den gemessenen Bromidwerten von max. 100 µg/L grundsätzlich möglich.

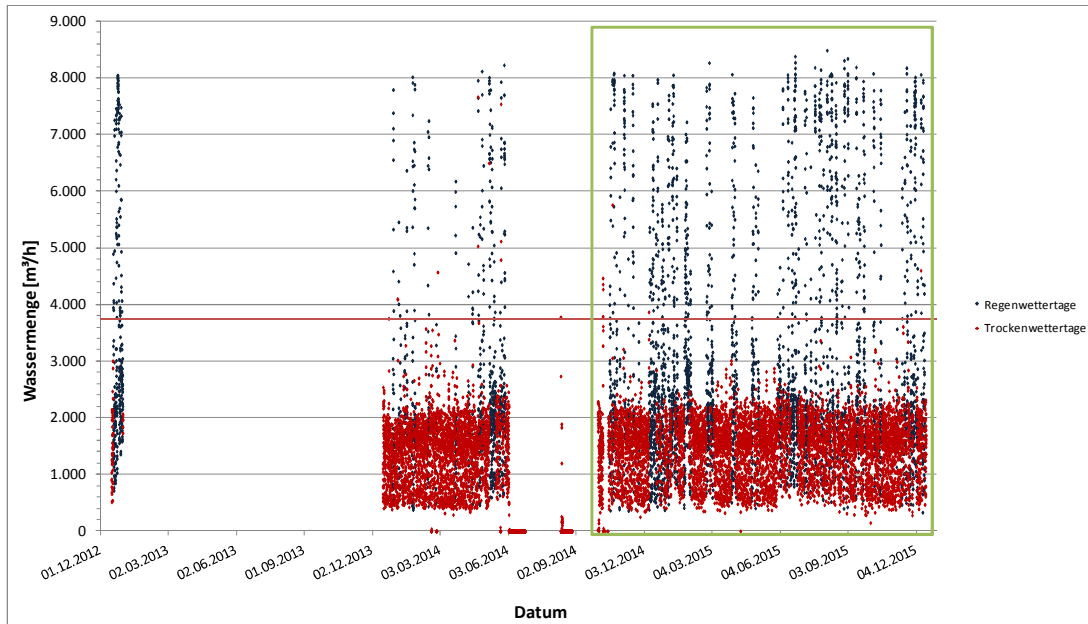
**Tabelle 4.18: Ermittelte Konzentrationen von DOC, Bromid und Bromat des Zulaufs zur Filtration bzw. des Ablaufs der Kläranlage Bonn Salierweg mit verschiedenen Zugaben von Ozon und der ermittelten spezifischen Ozonzehrung**

Probenbezeichnung	DOC mg/L	Zugabe Ozon mg/L	Bromid µg/L	Bromat µg/L	Z <sub>spez.</sub> mg <sub>O<sub>3</sub></sub> /mg <sub>DOC</sub>
Ablauf Kläranlage 06.-07.12.2015	4,8				
Zulauf Filtration 06.-07.12.2015		-	90	< 2	
		5	85	5,7	1,0
		10	65	25	2,1
Ablauf Kläranlage 0.-08.12.2015	5,1				
Zulauf Filtration 07.-08.12.2015		-	100	< 1	
		5	95	2,8	1,0
		10	70	30	2,0

### 4.3.5 Abwassermenge

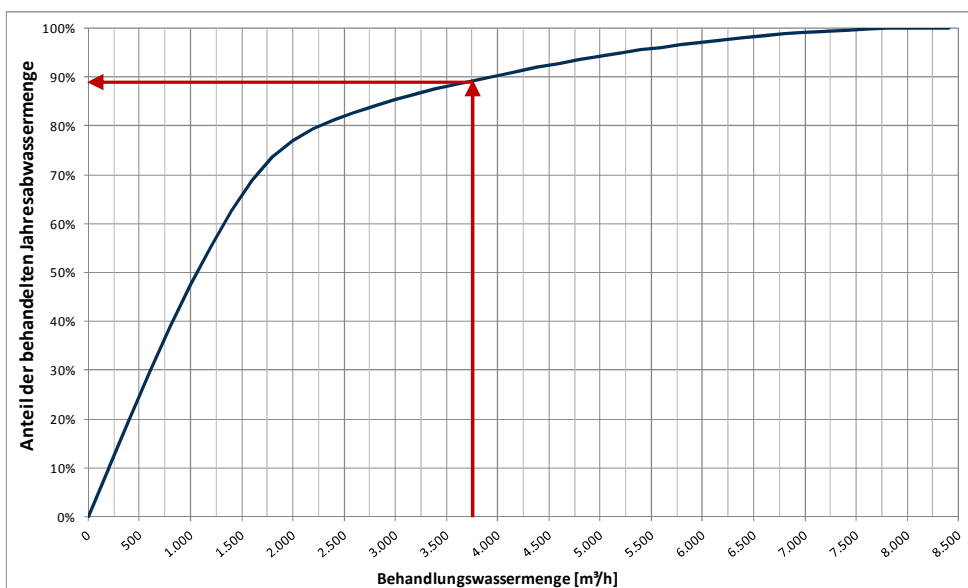
Eine einheitliche Regelung zur Auslegungswassermenge der vierten Reinigungsstufe gibt es zurzeit noch nicht. Theoretische Überlegungen zeigen jedoch, dass eine Vollstrombehandlung bis zum maximalen Mischwasserzufluss im Vergleich zur Behandlung des maximalen Trockenwetterzuflusses lediglich zu einer zusätzlichen Reinigungsleistung von ca. 7 % führt (Metzger, 2010). KOM-M.NRW (2015a) empfiehlt die Behandlungswassermenge in Abhängigkeit von der Sensibilität des Gewässers und dem Mikroschadstoffeintrag auszulegen. Für die Kläranlage Bonn Salierweg ist diesbezüglich festzuhalten, dass die vorgeschlagenen Zielwerte, wie in Abschnitt 4.3.2 erläutert, zwar für manche Parameter überschritten werden, eine überdurchschnittliche Mikroschadstoffbelastung des Rheins an der Einleitstelle nach Götz et al. (2012) jedoch nicht festzustellen ist.

Zudem weist der Rhein ein großes Abflussvolumen auf und der Kläranlagenablauf macht nur einen geringen Anteil des Gesamtabflusses des Vorfluters. Der Anteil des Kläranlagenabflusses beträgt deutlich weniger als 1 % des mittleren Niedrigwasserabflusses MNQ 951 m<sup>3</sup>/s des Rheins am Bonner Pegel. Für diesen Fall empfiehlt KOM-M.NRW (2015a) die Stufe zur Mikroschadstoffelimination nur auf eine Teilstrombehandlung, aber mindestens auf den maximalen Trockenwetterabfluss auszulegen. Dadurch sei eine ressourceneffiziente Einbindung der Stufe zur Mikroschadstoffelimination in den bestehenden Klärprozess möglich.



**Abbildung 4.2: Ablaufwassermengen der Kläranlage Bonn Salierweg (12/2012 bis 12/2015)**

Abbildung 4.2 zeigt die stündlichen Ablaufwassermengen der Kläranlage Bonn Salierweg von Dezember 2012 bis Dezember 2015, wobei bis Oktober 2014 Datenlücken vorliegen, die auf eine Reparaturmaßnahme der Filtration inkl. Mengenmessung zurückzuführen sind. Für die nachfolgende Auswertung werden daher nur die Daten von Dezember 2014 bis Dezember 2015 herangezogen. Diese implizieren, dass der tatsächliche Trockenwetterabfluss unter dem Trockenwetterabfluss des Genehmigungsbescheids in Höhe von 3.744 m<sup>3</sup>/h liegt, da die Punktwolke der Trockenwetterabflüsse deutlich unterhalb der roten Linie liegt, die den maximalen stündlichen Trockenwetterabfluss der Kläranlage anzeigt. Eine Analyse der Trockenwetterabflüsse ergab den tatsächlichen Trockenwetterabfluss der Kläranlage zu 2.559 m<sup>3</sup>/h. Damit ist die Kläranlage Salierweg bei Trockenwetter hydraulisch zurzeit zu etwa 70 % ausgelastet. Unberücksichtigt sind hierbei die internen Kreisläufe. Durch das Spülwasser der Filtration ergibt sich für den Zulauf der Filteranlage ein um ca. 5 % höherer Durchfluss.



**Abbildung 4.3: Anteil der behandelbaren Jahresabwassermenge mit der Behandlungswassermenge der Stufe zur Mikroschadstoffelimination**

Um die Auslegungswassermenge der vierten Reinigungsstufe festzulegen, ist von besonderem Interesse, welcher Anteil der Jahresabwassermenge der Kläranlage in der vierten Stufe behandelt werden kann. Angestrebt wird dabei eine Behandlung von ca. 85 % der Jahresabwassermenge der Kläranlage. Bei einer Behandlungswassermenge in Höhe des Trockenwetterabflusses von 3.744 m<sup>3</sup>/h können entsprechend der Abbildung etwa 90 % der Jahresabwassermenge in der vierten Reinigungsstufe behandelt werden. Da die Behandlung des maximalen stündlichen Trockenwetterabflusses ausreicht, um die angestrebten 85% der Jahresabwassermenge zu behandeln, wird dieser Wert für die nachfolgende Erarbeitung technischer Anlagenkonzepte herangezogen. Bei einer Jahresabwassermenge in Höhe von 17.453.005 m<sup>3</sup>/a können in der vierten Reinigungsstufe so jährlich 15.707.705 m<sup>3</sup>/a behandelt werden.

Im Falle einer konkreten Planung ist die Bemessungswassermenge der Anlage zur Mikroschadstoffelimination in Absprache mit den Genehmigungsbehörden festzulegen.

## 5 Stand der Technik im Bereich der Mikroschadstoffelimination

### 5.1 Übersicht

Zur Elimination von Mikroschadstoffen werden verschiedene Verfahren eingesetzt. Die Einordnung dieser Verfahren im bestehenden Kläranlagenablauf erfolgt hinter der Nachklärung bzw. vor oder nach der abschließenden Abwasserfiltration. Aus diesem Grund wird die Mikroschadstoffelimination auch als vierte Reinigungsstufe bezeichnet, die sich an die bereits existierenden Verfahren der mechanischen, biologischen und chemischen Reinigung anschließt.

Die Einordnung dieser vierten Reinigungsstufe in den bestehenden Kläranlagenaufbau sowie eine Übersicht über mögliche Verfahren zur Mikroschadstoffelimination sind der nachfolgenden Abbildung zu entnehmen.



Abbildung 5.1: Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffelimination

Großtechnisch erprobt sind zurzeit die Verfahren der Ozonung, der Adsorption mittels pulverisierter Aktivkohle (PAK) sowie der Adsorption mit Hilfe von granulierter Aktivkohle (GAK).

### 5.2 Oxidative Verfahren

#### 5.2.1 Ozonung

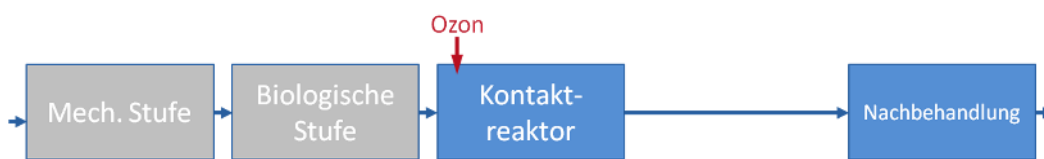
##### Grundlagen

Die Ozonung ist ein Oxidationsverfahren, bei dem im Wasser vorliegende, schwer abbaubare Mikroschadstoffverbindungen durch den Eintrag von Ozon zu leichter abbaubaren Verbindungen oxidiert werden. Das zur Oxidation verwendete Ozon stellt dabei ein sehr reaktives und instabiles Gas dar, welches an der Luft zu Sauerstoff (O<sub>2</sub>) zerfällt und daher unmittelbar vor der Ozonung aus Trockenluft oder Sauerstoff gebildet werden muss.

Bei der Oxidation der Mikroschadstoffe kann Ozon einerseits direkt mit einer Vielzahl anorganischer und organischer Substanzen reagieren, wobei sehr selektiv bestimmte Bindungen wie z.B. C=C-Doppelbindungen, phenolische Verbindungen oder Aminogruppen aufgelöst werden. Andererseits ist aber auch eine indirekte Reaktion des Ozons möglich. Hierbei zerfällt das Ozon in Gegenwart von organischem Kohlenstoff und Hydroxid-Ionen (OH<sup>-</sup>) in Hydroxyl-Radikale (OH<sup>·</sup>), die anschließend sehr schnell und unspezifisch mit verschiedenen Stoffen reagieren (Hoigné, 1988).

### Anordnung im Kläranlagenablauf

Die Ozonung ist verfahrenstechnisch der biologischen Reinigungsstufe nachgeschaltet. In diesem Zusammenhang ist vor allem die Funktionsfähigkeit der Nachklärung zu prüfen, da für den effektiven Einsatz des Ozons eine niedrige organische Hintergrundbelastung erforderlich ist (KOM-M.NRW, 2015a).



**Abbildung 5.2: Schematische Darstellung der Einbindung einer Ozonung in den bestehenden Klärprozess (KOM-M.NRW, 2015b)**

Das Verfahren der Ozonung setzt sich aus zwei Verfahrensschritten zusammen. Zunächst finden im Rahmen der eigentlichen Ozonung der Eintrag des Ozons in das Abwasser und die anschließende Oxidation der Mikroschadstoffe statt. Wichtige Komponenten in diesem Schritt sind die Ozonerzeugung, der Ozoneintrag, der Ozonreaktor sowie die abschließende Restozonbehandlung. Im anschließenden zweiten Verfahrensschritt wird das so behandelte Wasser einer biologischen Nachbehandlung zugeführt, wo die Transformationsprodukte mithilfe verschiedener Nachbehandlungsverfahren abgebaut werden.

### Ozonerzeugung

Ozon ist nicht transportierbar und muss daher vor Ort hergestellt werden. Hierzu werden Sauerstoff-Moleküle durch elektrische Entladung in Sauerstoff-Atome aufgespalten, die anschließend mit anderen Sauerstoff-Molekülen kollidieren und so das Ozonmolekül O<sub>3</sub> bilden. Dieser Vorgang findet im so genannten Ozongenerator statt, der im Betrieb, aufgrund der entstehenden Prozesswärme stets zu kühlen ist. Der für die Ozonerzeugung erforderliche Sauerstoff kann entweder aus flüssigem Sauerstoff (LOX), komprimierter, getrockneter Luft oder Sauerstoff aus einer PSA-Anlage (Pressure Swing Adsorption) zur Verfügung gestellt werden. Als einfach und wirtschaftlich wird es angesehen, flüssigen Sauerstoff zu verwenden (KOM-M.NRW, 2015a).

Die erforderliche Produktionskapazität der Ozonerzeugung hängt von der Zuflusswassermenge sowie der zugeführten Ozonkonzentration ab (KOM-M.NRW, 2015a).

### Ozondosierung und -eintrag

Die Ozondosierung wird mit Hilfe der spezifischen Dosierung  $z_{spez}$  ausgedrückt und stellt die maßgebliche Steuerungsgröße der Ozonung dar. Die Dosierung erfolgt in der Regel anhand der DOC-Konzentration im Zulauf der Ozonanlage, kann aber auch proportional zur Zulaufabwassermenge erfolgen. Letzteres Verfahren wird vor allem als Standardverfahren für kleinere Anlagen unter 100.000 EW und ohne starke Schwankungen des DOC angesehen (KOM-M.NRW, 2015a). Des Weiteren wurden Regelstrategien untersucht, die sich an der Absorbanzabnahme vor und nach der Ozonung orientieren (Wittmer et al., 2013) und auch die Ozonkonzentrationen im Offgas und in der gelösten Phase können in das Regelungskonzept integriert werden (KOM-M.NRW, 2015a).



Als Richtwerte für die Ozondosierung anhand der DOC-Konzentrationen im Zulauf zur Ozonanlage geben Barjenbruch und Firk (2014) eine spezifische Dosierung von 0,6 - 0,8 mg O<sub>3</sub>/mg DOC an. Das Schweizerische Bundesamt für Umwelt nennt zudem eine Ozondosis von 0,7 - 0,9 mg O<sub>3</sub>/mg DOC als ausreichend für die Elimination der meisten Mikroschadstoffe (Abegglen und Siegrist, 2012).

Der Eintrag des so dosierten Ozons erfolgt dann über das Ozoneintragungssystem, wobei primär zwei Arten von Eintragungssystemen unterschieden werden. So kann das Ozon einerseits in Form von feinen Gasbläschen durch einen Diffusor am Beckenboden in das Kontaktbecken eingebracht werden. Hierbei sollte die Beckentiefe mindestens 5 m betragen, um einen weitestgehenden Übergang des gasförmigen Ozons in die Wasserphase zu erreichen. Andererseits ist auch der Eintrag über ein Pumpe-Injektor-System möglich. Hier wird das Ozon in einen Abwasserteilstrom eingebracht, der anschließend mit dem Hauptstrom vermischt und so dem Kontaktbecken zugeführt wird (KOM-M.NRW, 2015a). Als dritte Möglichkeit existiert der Eintrag im Rohrreaktor, der jedoch noch nicht großtechnisch untersucht ist (Herbst und Maus, 2013). Hinsichtlich der Effizienz des Diffusor- und des Pumpe-Injektor-Systems konnte festgestellt werden, dass mit beiden Systeme eine hohe Eintragungseffizienz erreichbar ist (Herbst et al., 2011).



**Abbildung 5.3: Ozon-Eintragungssysteme, Injektor (links) und Diffusor (rechts)**

### Reaktionsbecken

Im Reaktionsbecken findet der Eintrag des Ozons in das zu behandelnde Wasser sowie die anschließende Oxidation der Mikroschadstoffe statt. Im Rahmen einer Bemessung der Ozonanlage ist vor allem das Volumen des Kontaktbeckens zu bestimmen, das von der Aufenthaltszeit des Wassers im Becken abhängig ist. Diese wiederum wird maßgeblich von der Dauer bis zur vollständigen Zehrung des Ozons durch die Wasserinhaltsstoffe beeinflusst. Um die Ozonzehrung des Wassers zu ermitteln, sind im Vorfeld der Bemessung Batch-Versuche durchzuführen. Die Aufenthaltszeit des Wassers ist anschließend so festzulegen, dass eine vollständige Ozonzehrung ermöglicht wird (KOM-M.NRW, 2015a). Eine mittlere Aufenthaltszeit kann mit 15 bis 30 Minuten angegeben werden, wobei nach KOM-M.NRW (2015a) bei einer schnellen Ozonzehrung auch wesentlich kürzere Aufenthaltszeiten bis zu 10 Minuten möglich sind.

Ebenfalls zu beachten sind bei der Gestaltung des Reaktionsbeckens die Reaktorgeometrie sowie eng damit verbunden die Platzierung des Ozoneintragungssystems, da die Strömungsverhältnisse zur Optimierung des Ozoneintrags genutzt werden können. Mögliche Reaktorgeometrien sind beispielsweise das kaskadierte Beckenvolumen, der Schlaufenreaktor oder der Rohrreaktor (KOM-M.NRW, 2015a).

Um einen Eintrag des Restozons in die Umwelt zu vermeiden, sind der Ozonreaktor gasdicht abzudecken und der Gasraum kontinuierlich abzusaugen. Das anfallende Off-Gas ist schließlich durch einen Restozonvernichter zu leiten (KOM-M.NRW, 2015a).

## Nachbehandlung

Durch die Ozonung können problematische Stoffe, sogenannte Transformationsprodukte, gebildet werden. Hierbei handelt es sich um Stoffe, die nach der Oxidation mit Ozon eine bessere Bioverfügbarkeit aufweisen und gegebenenfalls eine toxische Wirkung auf die Umwelt haben können. Im Mittelpunkt stehen hierbei Transformationsprodukte, die aus gut wasserlöslichen und mäßig sorbierenden Mikroschadstoffen entstehen.

Die Zahl an Informationen und Studien zur Aufklärung der Oxidationswege von Transformationsprodukten von einzelnen organischen Schadstoffen unter Laborbedingungen wächst ständig. Die Bewertung der Problematik der Transformationsprodukte bzw. die ökotoxikologische Relevanz des ozonierten Abwassers erfolgt aber primär nicht anhand von einzelnen Transformationsprodukten bzw. anhand von Einzelstoffen sondern auf Basis von Ergebnissen ökotoxikologischer Wirkttests, die zur Erfassung summarischer ökotoxikologischer Effekte eingesetzt werden.

Die Studien u. a. von Abegglen et al. (2009), ARGE TP10 (2014) und Böhler et al. (2016) zeigen, dass die Ozonung von biologisch gereinigtem kommunalen Abwasser in der Regel zu einer signifikanten Verringerung der nichtspezifischen, wie auch der spezifischen Ökotoxizität führt. Für die Ozonung von kommunalem Abwasser liegen keine Hinweise auf durch diese induzierte stabile und toxische Reaktionsprodukte in ökotoxikologisch relevanten Konzentrationen vor.

Da verschiedene Studien zeigen, dass viele Reaktionsprodukte der Ozonung im Rahmen einer biologischen Nachbehandlung entfernt werden können (Stalter et al., 2010a+b; Zimmermann, 2011; Abegglen und Siegrist, 2012), wird die Nachbehandlung des ozonierten Wassers nach dem derzeitigen Wissensstand aus Vorsorgegründen als empfehlenswert erachtet.

Zu den möglichen Verfahren der Nachbehandlung gehören Verfahren wie zum Beispiel die Sandfiltration, Wirbelbettreaktoren oder biologisch-adsorptive Verfahren wie beispielsweise GAK-Filter. Positive Erfahrungen liegen zudem mit der Nutzung von Schönungsteiche zur Nachbehandlung vor.

Besonderes Augenmerk liegt im Zusammenhang mit den Transformationsprodukten auf den Leitparametern Bromat und Nitrosamine (ARGE TP10, 2011). Bromat wird als potenzielles Kanzerogen angesehen und entsteht durch die Oxidation von Bromid, welches natürlich oder anthropogen in die Gewässer eingetragen wird. Um das Risiko der Bromatbildung beurteilen zu können, ist vor der Verfahrenswahl das Bromatbildungspotenzial zu bestimmen, wobei eine Bromatkonzentration kleiner 10 µg/L (Grenzwert Trinkwasser) im Abfluss der Ozonanlage als unbedenklich gilt (TrinkwV, 2001). Für Nitrosamine ist nach ARGE TP10 (2011) eindeutig eine krebserzeugende Wirkung nachgewiesen. Sie entstehen bei der Ozonung durch die Oxidation organischer Amine. Der provisorische Trinkwassergrenzwert in Deutschland liegt bei 10 ng/L (Micropoll, 2013b).

### 5.2.2 Advanced Oxidation Processes (AOP)

Unter AOP sind weitergehende Verfahren zur Abwasserbehandlung durch Oxidation zu verstehen. Sie basieren auf der Oxidationswirkung des Hydroxyl-Radikals (OH $\cdot$ ), welches aufgrund seiner kurzen Lebensdauer vor Ort erzeugt werden muss. Zur Herstellung des Hydroxyl-Radikals werden verschiedene Verfahren, wie beispielsweise die Kombinationen aus UV-Strahlung und Wasserstoffperoxid, die Verbindung von UV-Strahlung und Titanoxid oder die kombinierte Anwendung von Ozon und Wasserstoffperoxid, herangezogen (Micropoll, 2012).

Die Verfahren werden bisher vor allem zur Behandlung von Industrieabwässern angewendet, weshalb es zur Behandlung kommunalen Abwassers kaum praktische Erfahrungen gibt. Bisherige Erkenntnisse hinsichtlich dieser weitergehenden Oxidationsverfahren beruhen daher lediglich auf Laborversuchen und kleinen Pilotanlagen (Micropoll, 2012). Da AOP zwar in der Lage sind ein breites Spektrum an Mikroschadstoffen zu beseitigen, jedoch im Vergleich zur Ozonung einen wesentlich höheren Energiever-

brauch aufweisen und somit höhere Kosten verursachen, werden sie laut Micropoll (2012) aktuell für den Einsatz in kommunalen Kläranlagen als ungeeignet betrachtet.

### 5.2.3 Ferrat

Als weiteres Oxidationsmittel zur Mikroschadstoffelimination kann Ferrat eingesetzt werden. Ferrat ist sechswertiges Eisen (Fe (VI)) und wird bei der Oxidation von Mikroschadstoffen und weiteren Abwasserbestandteilen zu Fe (III) reduziert. Das so entstandene Fe (III) wirkt nach der Oxidation der Mikroschadstoffe als Fällmittel und dient somit zudem der Elimination von Phosphat aus dem Abwasser (Micropoll, 2012).

Den großtechnischen Einsatz von Ferrat zur Mikroschadstoffelimination verhindert zurzeit noch die aufwändige Herstellung des Oxidationsmittels. Die Dosierung des Ferrats in das zu behandelnde Abwasser erfolgt in gelöster Form. Da Ferrat in wässriger Lösung jedoch instabil ist, kann die Anlieferung nicht in dieser Form erfolgen. Stattdessen ist Ferrat entweder pulverförmig anzuliefern und anschließend vor Ort anzurühren und zu dosieren oder die Produktion erfolgt elektrochemisch oder durch Trocken- oder Nassoxidation in-situ. Die Technologien hierzu sind noch nicht umfangreich untersucht worden (Micropoll, 2012).

Hinsichtlich der erreichbaren Eliminationsraten von Mikroschadstoffen gilt, dass mit Ferrat trotz deutlich langsameren Reaktionsgeschwindigkeiten aufgrund der höheren Stabilität des Ferrats im Wasser ähnliche Eliminationsraten wie bei der Ozonung erreichbar sind. Die Eliminationsrate schwankt jedoch in Abhängigkeit von der zu eliminierenden Substanz und Stoffe ohne elektronenreiche funktionelle Gruppen wie beispielsweise Röntgenkontrastmittel oder Ibuprofen, werden kaum eliminiert. Langsam reagierende Mikroverunreinigungen (bspw. Benzotriazol oder Röntgenkontrastmittel) lassen sich daher stärker mit Ozon als mit Ferrat oxidieren, da bei der Ozonung durch sekundär gebildete Hydroxylradikale eine zusätzliche Oxidation stattfindet, die eine höhere Eliminationsleistung erzielt (Micropoll, 2012).

## 5.3 Adsorptive Verfahren

### 5.3.1 Grundlage

Der Begriff der Adsorption bezeichnet den Prozess der Anlagerung bzw. Konzentrierung einer Flüssigkeit oder eines Gases an einer festen Oberfläche (Adsorbens). Unterschieden werden hierbei die physikalische Adsorption einerseits und die chemische Adsorption andererseits. Bei der physikalischen Adsorption, die auf Anziehungskräften im Molekularbereich, den sogenannten Van-der-Waals-Kräften beruht, gehen Adsorptiv und Adsorbens keine echte chemische Bindung ein. Im Rahmen der chemischen Adsorption findet dagegen eine tatsächliche Reaktion der zu adsorbierenden Stoffe mit dem Adsorbens statt und der zu adsorbierende Stoff wird umgewandelt (Donau Carbon, 2015).

Im Bereich der Abwasserreinigung erfolgt die Adsorption der Mikroschadstoffe durch den Einsatz von Aktivkohle. Hierunter ist Kohle mit einer sehr porösen Struktur zu verstehen, die sich durch eine hohe spezifische Oberfläche (500-1.500 m<sup>2</sup>/g) auszeichnet (Micropoll, 2012). Die Herstellung dieser porösen Kohle kann aus verschiedenen Rohstoffen wie beispielsweise Holz, Kokosnussschalen, Torf oder Braun- und Steinkohle erfolgen. Der Herstellungsprozess besteht dabei aus zwei Schritten, wobei zunächst im Rahmen der Karbonisierung der Rohstoff bei hohen Temperaturen (>1200°C) und unter Sauerstoffausschluss verbrannt wird. Anschließend erfolgt dann die Aktivierung, bei der durch die Behandlung der Kohle mit Wasserdampf, Luft, Sauerstoff oder Chemikalien die große spezifische Oberfläche in Form von Poren, Spalten und Rissen in der Kohle erzeugt wird (Donau Carbon, 2015)

Die Anwendung von Aktivkohle in der Abwasserbehandlung zeichnet sich durch eine weit gefächerte Elimination der Mikroschadstoffe aus, da Aktivkohle in der Lage ist, ein breites Stoffspektrum zu adsorbieren. Die Kohleart und insbesondere die Porengrößenverteilung der Aktivkohle führen zu einer unter-

schiedlichen Eliminationsleistung und Adsorptionskapazität für die verschiedenen Aktivkohleprodukte. Anwendung finden im Bereich der Abwasserreinigung sowohl die pulverisierte Aktivkohle als auch die granulierten Aktivkohle. Nach Ausnutzung der Adsorptionskapazität ist die Aktivkohle und mit ihr die adsorbierten Mikroschadstoffen einer thermischen Entsorgung zuzuführen. Je nach Art der eingesetzten Aktivkohle erfolgt eine andere verfahrenstechnische Ausbildung der zusätzlichen Reinigungsstufe auf der Kläranlage, was in den nachfolgenden Abschnitten beschrieben werden soll.

### 5.3.2 Aktivkohleadsorption mittels granulierter Aktivkohle (GAK)

#### Anordnung im Kläranlagenprozess

Granulierte Aktivkohle wird in der Abwasserbehandlung in einem Raumfilter eingesetzt, der von dem zu behandelnden Wasser durchströmt wird. Die Filtration mit granulierter Aktivkohle wird dabei verfahrenstechnisch der biologischen Reinigungsstufe nachgeschaltet und besteht lediglich aus dem einen Schritt der Filtration des zu behandelnden Abwassers. Eine anschließende, zusätzliche Abtrennstufe ist nicht mehr erforderlich (Micropoll, 2012).



**Abbildung 5.4:** Schematische Darstellung der Einbindung einer GAK-Filtration in den bestehenden Klärprozess (KOM-M.NRW, 2015b)

Zur Anordnung der Filtration bestehen zwei Ausführungsalternativen. Einerseits kann der GAK-Filter einer herkömmlichen Filtrationsstufe nachgeschaltet werden (vgl. Abbildung 5.4). So erfolgt im vorgeschalteten Filter zunächst die Entfernung der abfiltrierbaren Stoffe, bevor in der anschließenden GAK-Filtration die Elimination der Mikroschadstoffe stattfindet. Alternativ ist es möglich der biologischen Reinigung eine alleinige GAK-Filtration nachzuschalten. Dies ist vor allem dann wirtschaftlich interessant, wenn aus Platzgründen kein Neubau einer zusätzlichen Filtration möglich ist und vorhandene Bausubstanz genutzt werden soll (Herbst und Maus, 2013).

Wichtiger Entscheidungsfaktor bei der Wahl einer Alternative ist die organische Hintergrundbelastung des zugeleiteten Wassers aus dem Ablauf der Nachklärung. Der GAK-Filter sollte dabei mit einer möglichst geringen Feststoffkonzentration (<15 mg AFS/L) und organischen Hintergrundbelastung (d.h. weitestgehende BSB/CSB-Elimination) beschickt werden (KOM-M.NRW, 2015a).

#### Filteranlage

Sofern die granulierten Aktivkohle nicht in eine bestehende Filteranlage eingebaut wird, ist eine neue Anlage zu errichten. Hier stehen verschiedene Bauformen zur Verfügung, nach denen die Filteranlage errichtet werden kann. Gemäß KOM-M-NRW (2015a) kann die Anlage beispielsweise als Druckkessel oder als konventioneller Rückspülfilter errichtet werden. Zudem sei jedoch auch die Ausbildung als kontinuierlich gespülter Filter möglich, zu welchem erste positive Erfahrungen aus der Anwendung als GAK-Filter vorlägen.

Zur Auslegung der GAK-Filter sind die Leerbettkontaktzeit sowie die Filterbettgeschwindigkeit festzulegen. Metcalf und Eddy (2003) geben diesbezüglich als Anhaltswerte eine Leerbettkontaktzeit von 5 bis 30 Minuten sowie eine Filterbettgeschwindigkeit von 5 bis 15 m/h. Die Leerbettkontaktzeiten und Filterbettgeschwindigkeiten der großtechnischen Untersuchungen in den Kläranlagen Düren-Merken, Obere Lutter, Gütersloh-Putzhagen und Bad Oeynhausen sind zudem der Tabelle 5.1 zu entnehmen.

**Tabelle 5.1: Werte für die Leerbettkontaktzeit und die Filterbettgeschwindigkeiten aus den großtechnischen Untersuchungen in NRW (KOM-M.NRW, 2015c)**

Kläranlagen	Leerbettkontaktzeit	Filterbettgeschwindigkeit
Düren-Merken, 1. GAK, 06/11-09/11	11 min	Ca. 7 m/h
Düren-Merken, 2. GAK, 09/11-02/12	14 min	
Obere Lutter	19-75 min	2-8 m/h
Gütersloh-Putzhagen	11-56 min	2-10 m/h
Bad Oeynhausen	65/26/13 min	2/5/10 m/h

### Auswahl der geeigneten Kohle

Granulierte Aktivkohle besitzt einen Korndurchmesser von 0,5 bis 4,0 mm. Darüber hinaus ist eine Unterscheidung der Kohlen innerhalb dieser Größenklasse zum Beispiel anhand des verwendeten Rohmaterials, des Herstellungsverfahrens, der Porenstruktur möglich (Donau Carbon, 2015). Zur Auswahl der geeigneten Aktivkohle wird mit Hilfe von Säulenversuchen und Kleinfilterschnelltests das Adsorptionsverhalten für Mikroschadstoffe, DOC und CSB untersucht. Neben den spezifischen Eliminationsraten verschiedener Mikroschadstoffe sind bei der Auswahl jedoch auch die Kriterien der Betriebskosten für den regelmäßigen Kohleaustausch sowie die Kornhärte bzw. mechanische Stabilität zu berücksichtigen. Letzteres Kriterium ist vor allem in Zusammenhang mit dem Spülvorgang relevant, da die Luftspülung des Filtermaterials zur Abrasion der Aktivkohle führen kann (KOM-M.NRW, 2015a).

### Austausch der granulierten Kohle

Ein Austausch der granulierten Aktivkohle wird erforderlich, wenn die Konzentrationen im Filtrat der GAK-Filter eine zuvor festgelegte maximale Konzentration ausgewählter Mikroschadstoffe überschreiten. Sind mehrere Filter parallel geschaltet, werden die stoffspezifischen Konzentrationen im Sammelfiltrat der GAK-Filter betrachtet (KOM-M.NRW, 2015a).

Beim Umgang mit der genutzten GAK sind dann grundsätzlich die beiden Optionen der Entsorgung sowie der Wiederverwendung in Betracht zu ziehen. Im Rahmen der Wiederverwendung wird das beladene Filterbett aus dem Filter ausgebaut und einer thermischen Aufbereitung unterzogen. Zu berücksichtigen ist dabei, dass durch die thermische Behandlung, das heißt die Reaktivierung, etwa 10 bis 20 % Verlust einzukalkulieren sind, die durch das Hinzufügen neuer Aktivkohle ausgeglichen werden müssen (KOM-M.NRW, 2015a).

Eine wichtige Größe hinsichtlich des Zeitpunktes für den Austausch bzw. die Reaktivierung der GAK ist das durchsetzbare Bettvolumen. Hierunter ist die Menge Abwasser zu verstehen, die pro Filterbett granulierter Aktivkohle behandelt werden kann bis die entsprechende Aktivkohle ausgetauscht bzw. reaktiviert werden muss. KOM-M.NRW (2015a) gibt diesbezüglich beruhend auf Erfahrungswerten ein erzielbares Bettvolumen für Einzelfilter von 3.000 bis 16.000 an. Hertel et al. (2014) ergänzt zudem, dass für einige Stoffe auch bei längeren Standzeiten noch eine Elimination festgestellt werden konnte. Konkrete Werte für das Bettvolumen bei der Elimination von Diclofenac und Carbamazepin benennen Nahrstedt et al. (2013), Alt et al. (2014) sowie Nahrstedt et al. (2015) schließlich mit 14.000 bis 16.000.

### 5.3.3 Aktivkohleadsorption mittels pulverisierter Aktivkohle (PAK)

#### Grundlagen der Mikroschadstoffelimination mittels PAK

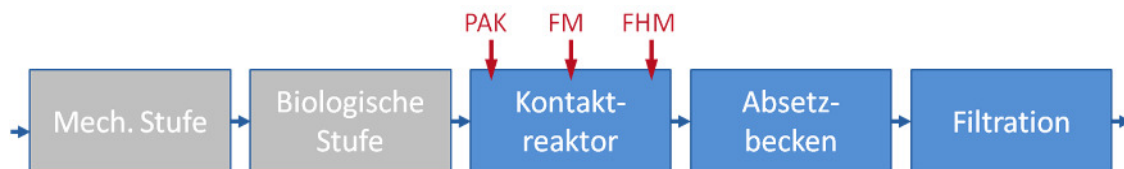
Eine klassische Adsorptionsstufe zur Elimination von organischen Mikroschadstoffen mittels PAK besteht aus zwei Prozessstufen: einem Kontaktraum für die Adsorption der Pulveraktivkohle und einer Abscheideeinheit zur Abtrennung der beladenen Aktivkohle. Im Gegensatz zur granulierten Aktivkohle, die als Filtermaterial von Raumfiltern Verwendung findet, wird die pulverisierte Aktivkohle direkt in das zu behandelnde Abwasser dosiert. Bei der Umsetzung der Adsorption mit PAK sind verschiedene Ausführungsalternativen möglich, die sich hinsichtlich des Eintragsortes der pulverisierten Aktivkohle in das zu behandelnde Wasser sowie hinsichtlich der Ausprägung und Umsetzung der beiden Prozessstufen (Kontaktraum und Abscheideeinheit) unterscheiden.

Nachfolgend sollen zunächst getrennt nach den Ausführungsalternativen die Einordnungen der Verfahren in den bestehenden Kläranlagenablauf sowie die zentralen Verfahrenskomponenten der jeweiligen Alternativen dargestellt werden. Anschließend werden dann die Verfahrenskomponenten vorgestellt, die für alle Ausführungsalternativen relevant sind und der Forschungsstand wird thematisiert.

#### PAK-Dosierung in einer separaten Adsorptionsstufe

Bei der PAK-Dosierung in einer separaten Adsorptionsstufe erfolgt die Anordnung dieser Adsorptionsstufe nach der biologischen Reinigung (vgl. Abbildung 5.5), um die pulverisierte Aktivkohle primär mit biologisch nicht entfernbaren organischen Substanzen zu beladen. Die Adsorptionsstufe besteht hierzu aus einem Kontaktbecken sowie einem diesem nachgeschalteten Sedimentationsbecken (Metzger und Kapp, 2008).

Im Kontaktbecken finden die Dosierung der PAK und die Beladung der Aktivkohle mit Mikroschadstoffen statt. Im Anschluss wird das behandelte Wasser inklusive der beladenen Aktivkohle dem Sedimentationsbecken zugeführt, wo die Pulveraktivkohle abgetrennt wird. Um in diesem Zusammenhang den Aufbau einer abtrennbaren Flocke zu fördern, erfolgt die Zugabe von Fällmitteln in das Sedimentationsbecken (Metzger und Kapp, 2008). Ein Teil des so anfallenden Kohleschlammes wird anschließend zum Zweck der Mehrfachbeladung als Rücklaufkohle in das Kontaktbecken zurückgeführt. Der restliche Anteil des Kohle-Schlamm-Gemisches wird als Überschussschlamme entnommen und der biologischen Reinigungsstufe bzw. der Schlammbehandlung zugeführt (ARGE TP 9, 2013). Da das ablaufende Wasser aus dem Sedimentationsbecken noch PAK-Partikel enthält, wird es laut ARGE TP 9 (2013) abschließend zudem einer Filtrationsanlage zugeleitet, in der die PAK-Rückstände beseitigt werden. Auch vor der Filtration kann dem Wasser erneut Fällmittel zugegeben werden, um die Reinigungsleistung zu erhöhen. Das bei der Spülung der Filter anfallende Spülwasser wird in die biologische Reinigung zurückgeführt, wo eine weitere Beladung der Aktivkohle stattfindet (Metzger, 2010).



**Abbildung 5.5:** Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in einer separaten Adsorptionsstufe (KOM-M.NRW, 2015b)

Zentrale Elemente der hier betrachteten Ausführungsvariante zur PAK-Adsorption sind das Kontaktbecken sowie das Sedimentationsbecken. Ersteres wird dabei als kaskadiertes Becken ausgeführt (Metzger und Kapp, 2008), dessen Volumen im Rahmen der Auslegung der Adsorptionsstufe zu bestimmen ist. Maßgebend hierfür ist die erforderliche Aufenthaltszeit des Wassers im Kontaktbecken

(KOM-M.NRW, 2015e). Auch wenn grundsätzlich nur eine kurze Kontaktzeit des zu behandelnden Wassers mit der Aktivkohle erforderlich ist, empfiehlt Metzger (2010) eine Aufenthaltszeit des Wassers im Becken von mindestens 30 Minuten. Hintergrund ist, dass zu kurze Aufenthaltszeiten in Anlagen mit separatem Kontaktbecken bei Spitzenzuflüssen und gleichbleibendem Rücklaufkohlestrom ein Absenken des TS-Gehalts im Becken verursachen können. Wichtiger Ausstattungsgegenstand des Kontaktbeckens ist zudem eine Umwälzeinrichtung, die die Sedimentation der dosierten PAK verhindert (KOM-M.NRW, 2015a).

Im nachgeschalteten Sedimentationsbecken sollte laut Metzger und Kapp (2008) eine Aufenthaltszeit von zwei Stunden nicht unterschritten und eine Oberflächenbeschickung von 2 m/h nicht überschritten werden. Für die Sedimentationseinheit stehen neben dem horizontal oder vertikal durchströmten Absetzbecken auch Flotationsanlagen und Absetzbecken zur Verfügung, die mit lamellen- und kastenförmigen Durchflussprofilen ausgerüstet werden (auch Parallelplattenabscheider oder Lamellenseparatoren genannt) (ATV, 1997; Schwentner et al., 2010). KOM-M.NRW (2015a) zieht zudem den Einsatz einer Membranfiltration in Betracht. Um die Bildung gut absetzbarer Flocken im Sedimentationsbecken zu fördern, können zudem Eisen- und Aluminiumprodukte als Fäll- und Flockungshilfsmittel eingesetzt werden (KOM-M.NRW, 2015a).

Für die nachgeschaltete Filtration geben Metzger und Kapp (2008) darüber hinaus folgende Empfehlungen:

- Filtergeschwindigkeit von maximal 12 m/h (nach DWA Arbeitsblatt A 203: 15 m/h)
- 1. Filterschicht 75 cm Sandschicht mit Ø 0,71 – 1,25 mm
- 2. Filterschicht 75 cm Hydroanthrazitschicht mit Ø 1,4 – 2,5 mm

Als Alternativen zu dieser konventionellen Raumfiltration führt KOM-M.NRW (2015a) zudem Tuch- oder Fuzzyfilter ® auf.

### PAK-Dosierung in den Zulauf zur Filtration

Bei der PAK-Dosierung in den Zulauf der Filtration sind die beiden zuvor beschriebenen Adsorptionsstufen des Kontaktbeckens und der Abscheidung in einer Anlage vereint. Auch hier wird die Adsorptionsstufe der biologischen Reinigung nachgeschaltet, wobei die Pulveraktivkohle in den Abfluss der Nachklärung dosiert wird, der anschließend einer Flockungsfiltration zufließt (vgl. Abbildung 5.6). Der Überstand der Flockungsfiltration wirkt somit als Kontaktbecken für die pulverisierte Aktivkohle und die anschließende Filtration stellt die Rückhalteeinrichtung dieser Ausführungsalternative dar (KOM-M.NRW, 2015a).

In diesem Zusammenhang ergibt sich die Kontaktzeit der PAK mit dem zu behandelnden Wasser aus der Filtergeschwindigkeit und die Verweilzeit im System resultiert aus dem Filtrationsintervall bis zur Rückspülung (ARGE TP9, 2013).



**Abbildung 5.6: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung vor der abschließenden Abwasserfiltration (KOM-M.NRW, 2015b)**

Um einen besseren Rückhalt der PAK im Filter zu erreichen, ist es zudem möglich, neben der Aktivkohle Fällmittel in den Filterüberstand zu geben, wobei sich laut Bornemann et al. (2012) ein Dosierverhältnis von 0,2 g Fe/g PAK bewährt hat.

In der Folge ergibt sich für die Filtrationsstufen eine höhere Feststofffracht (Anteil der Aktivkohle), was einen Einfluss auf das Filterspülregime hat, wodurch die Filter häufiger zurückgespült werden müssen. Im Vergleich zu den Anlagen mit zusätzlichem Sedimentationsbecken wird die Kontaktzeit des Aktivkohleschlammes daher von zwei bis vier Tagen auf den Zeitraum zwischen zwei Filterspülungen, und damit ca. 24 Stunden bei Trockenwetter, reduziert (EAWAG, 2009).

### PAK-Dosierung vor eine nachgeschaltete Membranstufe und Rückhalt in dieser

Zur Abscheidung der Aktivkohle können neben Filteranlagen auch Membranen eingesetzt werden. Ein weiteres Verfahren stellt daher die PAK-Dosierung in den Zulauf zu einer Membrananlage dar (vgl. Abbildung 5.7). Dabei kann die Membranstufe als Neubau konzipiert werden oder es ist möglich die Filterzellen eines bestehenden Filters zu entkernern und die Membranmodule in die entkernten Filterzellen einzusetzen.



**Abbildung 5.7:** Schematische Darstellung der PAK-Dosierung vor Membranmodulen

Ähnlich wie bei der PAK-Dosierung vor den Filter, dient bei dieser Verfahrensalternative das die Membranen umgebende Wasservolumen als Kontaktvolumen. Die Abscheidung erfolgt anschließend mit Hilfe der Membranen. Da die Poren der Membranen sehr fein sind, ist es nicht erforderlich dem Zufluss zu den Membranmodulen Fäll- oder Flockungshilfsmittel zuzugeben, um die Abtrennleistung zu erhöhen.

Membranen gibt es von verschiedenen Herstellern und die Eigenschaften (z.B. Membranoberfläche, Auslegungswassermenge, Abmessungen etc.) unterscheiden sich von System zu System.

### PAK-Dosierung in den Zulauf zur Filtration mit separatem Kontaktbecken (Flockungsraum)

Dem vorangegangenen Verfahren sehr ähnlich ist die PAK-Dosierung in den Zulauf der Filtration mit separatem Kontaktbecken. Gemäß Abbildung 5.8 wird die pulverisierte Aktivkohle hierbei zusammen mit Flockungshilfsmitteln in einen dem Filter vorgeschalteten Flockungsraum gegeben. Anschließend wird das so behandelte Wasser dann der Filtration zugeführt, wodurch die zusätzliche Sedimentation nach einem Adsorptionsbecken entfällt und das Kontaktbecken (Flockungsraum) mit einer hydraulischen Aufenthaltszeit von 15 - 30 min vergleichsweise klein ist (Herbst und Hilbig, 2012).



**Abbildung 5.8:** Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in den Zulauf zur Filtration mit separatem Kontaktbecken (Flockungsraum) (nach Herbst und Hilbig, 2012)

Das vorgestellte Verfahren bietet sich bei Kläranlagen an, die bereits mit einer Flockungsfiltration ausgestattet sind, da so bis auf die Infrastruktur für die PAK- und Fällmitteldosierung sowie Lagerung keine weiteren Investitionen erforderlich sind (Herbst und Hilbig, 2012).



### Simultane PAK-Dosierung im Belebungsbecken

Eine sehr einfache Möglichkeit des Eintrags der pulverisierten Aktivkohle in das zu behandelnde Wasser stellt die Dosierung in das Belebungsbecken dar. Hierbei dient das Belebungsbecken der biologischen Reinigungsstufe gleichzeitig auch als Kontaktraum der Aktivkohle mit dem zu behandelnden Wasser (vgl. Abbildung 5.9).



**Abbildung 5.9:** Schematische Darstellung der simultanen PAK-Dosierung im Belebungsbecken (KOM-M.NRW, 2015b)

Die beladene Aktivkohle wird im Rahmen dieses Verfahrens direkt über den Überschussschlamm der biologischen Reinigung aus dem System entfernt bzw. zusammen mit dem Rücklaufschlamm erneut dem Belebungsbecken zugeführt. Bei unzureichendem Rückhalt der Aktivkohle in der Nachklärung muss die Anordnung einer Filtrationsanlage hinter der biologischen Reinigungsstufe erfolgen (KomS-BW, 2015b). Erfahrungen zu dieser Anwendungsform der Wasserbehandlung mit pulverisierter Aktivkohle liegen laut KOM-M.NRW (2015a) bisher nur sehr eingeschränkt vor.

### Anlieferung und Lagerung der Aktivkohle

Die Anlieferung der pulverisierten Aktivkohle zur Kläranlage erfolgt mit Hilfe von Silotransportfahrzeugen. Dabei richtet sich die Menge der gelieferten Aktivkohle nach den Tagen, für die der Aktivkohlevorrat ausreichen soll. Dies hat wiederum Einfluss auf das Bemessungsvolumen des Silos der Kläranlage, in dem die Kohle in unmittelbarer Nähe zum Eintragsort der Aktivkohle gelagert werden soll. Das Volumen des Silos sollte dabei mindestens so groß sein, dass eine LKW-Ladung der Aktivkohle gespeichert werden kann. Zudem ist bei der Auslegung darauf Rücksicht zu nehmen, dass die Aktivkohle sich beim Befüllen des Silos ausdehnt (KOM-M.NRW, 2015a). So kann die Lagerungsdichte je nach Lagerung im Silofahrzeug und nach der Silobefüllung zwischen 500 kg/m<sup>3</sup> und 420 kg/m<sup>3</sup> schwanken (Herbst und Hilbig, 2012).

### Kohledosierung und -eintrag

Die Kohledosierung sowie der Kohleeintrag erfolgen über eine Dosierstation, die aus dem Silo und einer volumetrischen bzw. gravimetrischen Dosiereinrichtung besteht. Die genaue Dosiermenge ist nach KOM-M.NRW (2015a) unter anderem abhängig von der Kohleart, der gewählten Dosierart sowie der gegebenenfalls geplanten Rezirkulation der Aktivkohle in das Kontaktbecken. Übliche Dosiermengen liegen bei einer separaten Adsorptionsstufe laut KOM-M.NRW (2015a) bei 10 bis 20 mg PAK/L. Hinsichtlich der erreichbaren Eliminationsraten macht Metzger (2010) in diesem Zusammenhang für eine Dosierung in Höhe von 10 mg PAK/L und 20 mg PAK/L nachfolgende Angaben für erzielbare Eliminationsraten bezogen auf den Zulauf zur Biologie.

**Tabelle 5.2: Eliminationsraten für verschiedene Mikroschadstoffe bei einer PAK-Dosierung in Höhe von 10 und 20 mg PAK/L (Metzger und Kapp, 2008; Metzger, 2010)**

Mikroschadstoff	10 mg PAK/L	20 mg PAK/L
Arzneimittelstoffe wie Carbamazepin, Diclofenac, Metoprolol	>80%	>80%*
Röntgenkontrastmittel wie Iomeprol, Iopromid, Iohexol	70%	90%
Ionische Amidotrizoesäure	10%	40%
* Durch eine Verdopplung der PAK-Zugabe konnte keine signifikante Steigerung der Elimination nachgewiesen werden, was u. a. darauf zurückzuführen ist, dass die Spurenstoffkonzentrationen im Ablauf bereits bei einer Dosierung von 10 mg PAK/L teilweise unterhalb der Bestimmungsgrenze von 50 ng/L lagen.		

KOM-M.NRW (2015a) schlägt hinsichtlich der Ermittlung der optimalen Dosierung vor, die einzutragende Dosis mit Hilfe von Labortests entsprechend der örtlichen Abwasserbedingungen und des angestrebten Reinigungsziels zu ermitteln.

### PAK-Entsorgung

Die Pulveraktivkohle wird in allen Verfahrensalternativen über den Überschussschlamm der biologischen Reinigungsstufe ausgeschleust und anschließend der Schlammbehandlung zugeführt. Dabei konnte bislang keine Rücklösung von Mikroschadstoffen festgestellt werden, jedoch ist für einen solchen Fall auch eine separate Behandlung des PAK-Schlammes möglich (KOM-M.NRW, 2015a).

Zur Behandlung des anfallenden Schlammes wird die Verbrennung empfohlen, da die Kohle einen hohen Verbrennungswert hat und eine landwirtschaftliche Nutzung aufgrund der Belastung mit Mikroschadstoffen ökologisch nicht zulässig ist (KOM-M.NRW, 2015a).

## 5.4 Physikalische Verfahren

Unter den physikalischen Verfahren zur Abwasserbehandlung sind Membranfiltrationsverfahren zu verstehen (Micropoll, 2012). Es handelt sich dabei um Verfahren, die bereits seit einiger Zeit in der Trinkwasseraufbereitung eingesetzt werden, für die kommunale Abwasserreinigung zurzeit jedoch als nur beschränkt geeignet gelten. Dies liegt in der geringen Betriebserfahrung, dem hohen Energieaufwand sowie der ungeklärten Fragestellung hinsichtlich der Entsorgung des anfallenden Konzentrats begründet (Micropoll, 2012).

Micropoll (2015b) beschreibt zwar drei Anlagen zur Behandlung kommunalen Abwasser, die in Wulpen (Belgien), Orange County (USA) und Singapur in Betrieb sind. Jedoch dienen diese Anlagen dazu, kommunales Abwasser unter Zuhilfenahme weiterer Reinigungsverfahren zu Trinkwasser aufzubereiten. Zudem ist auch bei diesen Anlagen zu beachten, dass eine weitergehende Behandlung des anfallenden Konzentrats mit Hilfe adsorptiver, biologischer oder oxidativer Verfahren erforderlich ist, was mit sehr hohen Kosten verbunden ist (Micropoll, 2012).

## 5.5 Großtechnische Anlagen zur Mikroschadstoffelimination im In- und Ausland

### 5.5.1 Ozonung

Anlagen zur Ozonung von Abwasserströmen existieren in Deutschland, Frankreich und der Schweiz. In Deutschland werden in NRW zurzeit zwei Anlagen in Bad Sassendorf (Lippeverband und Duisburg-Vierlinden (Wirtschaftsbetriebe Duisburg AöR) zur Mikroschadstoffentfernung mittels Ozon dauerhaft betrieben. Zudem befindet sich in Aachen-Soers eine Ozonanlage in Planung und in Schwerte, Detmold, Dinslaken und Köln-Rodenkirchen finden großtechnische Untersuchungen zur Abwasserbehandlung mittels Ozon statt (KOM-M.NRW, 2015d).

In der Schweiz wurden auf der Abwasserreinigungsanlage (ARA) Neugut (Dübendorf) von 2008 bis 2010, auf der ARA Wüeri (Regensdorf) in den Jahren 2008 bis 2009 sowie auf der ARA Vidy (Lausanne) von 2009 bis 2010 großtechnische Untersuchungen zur Behandlung von Abwasser mit Ozon durchgeführt. Seit März 2014 befindet sich auf der ARA Neugut zudem die erste volltechnische Ozonanlage der Schweiz in Betrieb, die 80 bis 90 % der Mikroschadstoffe aus dem Abwasser eliminiert (Micropoll, 2015a).

Frankreich besitzt eine Anlage zur Abwasserreinigung mittels Ozon. Diese befindet sich in St. Pourçain-sur-Sioule und ist seit 2013 in Betrieb (WABAG, 2014). Die Anlage stellt in Frankreich einen Einzelfall dar, da sie im Rahmen des Neubaus der Kläranlage auf Initiative des Betreibers errichtet wurde, ohne dass in Frankreich gesetzliche Grundlagen zum Thema der Mikroverunreinigung existieren oder in den nächsten Jahren zu erwarten sind (Micropoll, 2013a).

### 5.5.2 Adsorptive Verfahren

#### Aktivkohleadsorption mittels granulierter Aktivkohle

Die Aktivkohleadsorption mittels granulierter Aktivkohle wird seit längerem bei der Trinkwasseraufbereitung, Industrieabwasser- und Deponiesickerwasserbehandlung sowie bei der Altlastensanierung angewendet. Erste Erfahrungen in NRW zur Mikroschadstoffelimination in kommunalen Kläranlagen, bei denen das Filtermaterial gegen granuliert Aktivkohle ausgetauscht wurde, liegen vor.

Auf der Kläranlage Obere Lutter (Abwasserverband Obere Lutter (AOL)), dem Klärwerk Putzhagen in Gütersloh sowie in Rietberg werden Filterkammern mit granulierter Aktivkohle betrieben. Zudem befindet sich eine vierte Reinigungsstufe mit GAK auf der Kläranlage Bad Oeynhausen in Planung, die zurzeit mit einer umgebauten Filterkammer im Teilbetrieb Mikroschadstoffe eliminiert. Darüber hinaus werden großtechnische Versuche zur GAK-Filtration auf den Kläranlagen Düren-Merken (Wasserverband Eifel-Rur (WVER)), Dinslaken, Harsewinkel und Köln-Rodenkirchen (Stadtentwässerungsbetriebe Köln AöR) durchgeführt (KOM-M.NRW, 2015d).

In Baden-Württemberg existieren ebenfalls Anlagen zur Mikroschadstoffelimination mittels granulierter Aktivkohle. Die GAK-Filtration auf der Versuchsanlage Emmingen-Liptingen befindet sich dabei bereits in Betrieb, während die Filtrationsstufe in Westerheim noch gebaut wird (KomS-BW, 2015a).

#### Aktivkohleadsorption mittels pulverisierter Aktivkohle

Die Mikroschadstoffelimination mittels pulverisierter Aktivkohle ist das am häufigsten umgesetzte Eliminationsverfahren. In NRW wird die Kläranlage Dülmen mit PAK betrieben. Darüber hinaus befinden sich zwei Anlagen in Harsewinkel und Barntrop in Planung und auf den Kläranlagen Düsseldorf-Süd, Herford, Barntrop, Schwerte, Dinslaken und Wuppertal-Buchenhofen werden großtechnische Untersu-

chungen zur Mikroschadstoffelimination mittels pulverisierter Aktivkohle durchgeführt (KOM-M.NRW, 2015d).

Wesentlich verbreiteter ist die Anwendung von PAK in Baden-Württemberg, wo insgesamt neun Anlagen zur Mikroschadstoffelimination mit PAK betrieben werden (Albstadt, Hechingen, Kressbronn, Lahr, Lautlingen, Ravensburg, Sindelfingen, Stockacher Aach und Ulm). Zudem befinden sich zwei Anlagen im Bau und drei weitere Anlagen in Planung (KomS-BW, 2015a).

In der Schweiz ist im Juni 2015 die PAK-Anlage auf der Kläranlage Herisau in Betrieb genommen worden. Zudem haben großtechnische Untersuchungen zur Verwendung pulverisierter Aktivkohle bei der Abwasserbehandlung in den Abwasserreinigungsanlagen Kloten/Opfikon, Flos und Lausanne stattgefunden (Micropoll, 2015a).

## 5.6 Eliminationsleistung

Aktuelle wird für einen emissionsbasierten Ansatz als Reinigungsziels eine Elimination von 80 % bezogen auf ausgewählte Indikatorsubstanzen angesetzt (KOM-M, 2016). Das Eliminationsziel von 80 % ist im Mittel über die verschiedenen Indikatorsubstanzen als Jahresmittel zu erreichen. Berechnet wird die Gesamtelimination der Kläranlage einschließlich der Anlage zur gezielten Entfernung der Mikroschadstoffe. In Tabelle 5-3 ist die Entfernbarkeit der Indikatorsubstanzen für Verfahren auf Basis von Ozon und Aktivkohle vergleichend gegenübergestellt.

**Tabelle 5-3: Bewertung der Reinigungsleistung von Indikatorsubstanzen nach KOM-M.NRW, 2016**

Stoff	Entfernbarkeit mittels Ozon	Entfernbarkeit mittels PAK/GAK
1H-Benzotriazol	mittel	gut
Carbamazepin	gut	gut
Diclofenac	gut	gut
Metoprolol	mittel	gut
Clarithromycin	gut	mittel
Sulfamethoxazol	gut	mittel

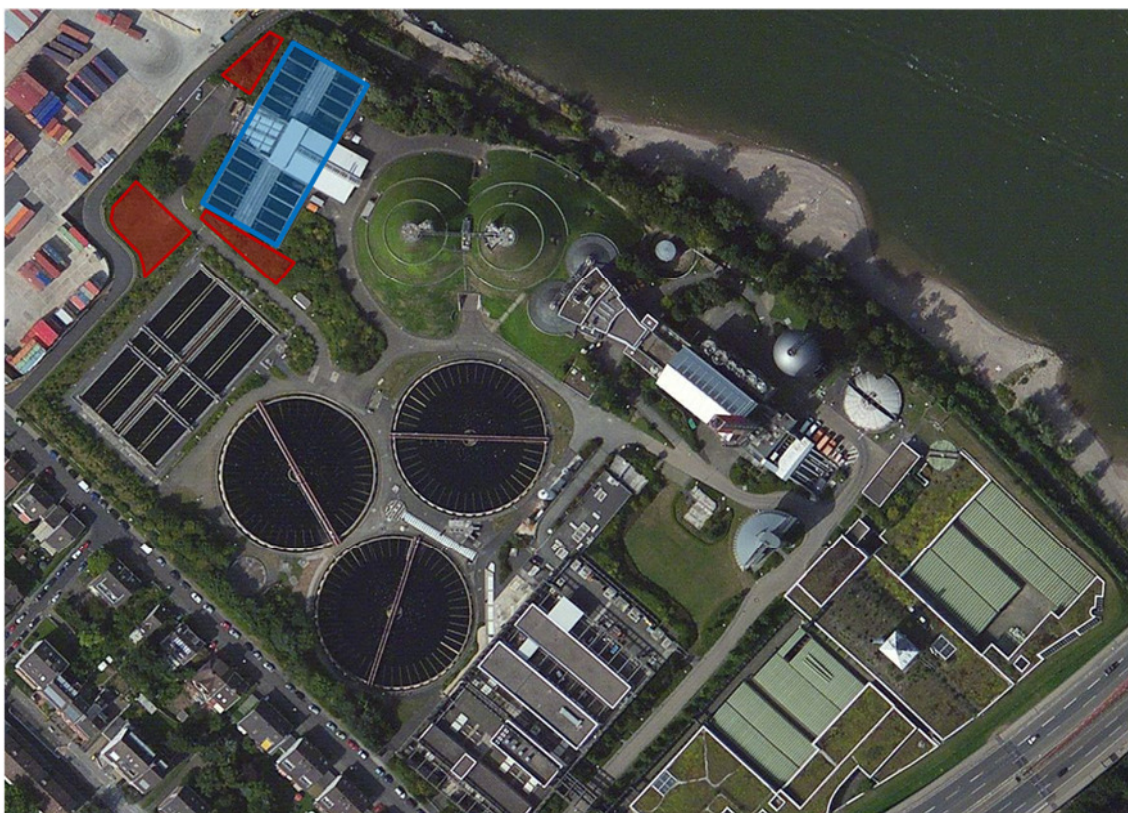
Die zu erwartende Eliminationsrate bzw. die Dosierung von Betriebsstoffen oder die Standzeit des Adsorptionsbettes ist bei den in Kapitel 6 beschriebenen Varianten jeweils in Abhängigkeit von der Abwasserzusammensetzung und den verfahrenstechnischen Randbedingungen gewählt worden. Letztlich ist es erforderlich, die Dosierstoffe und -mengen im Rahmen von Vorversuchen und in Abhängigkeit von den Mikroschadstoffen und dem gewählten Verfahren zu erproben und später in der Inbetriebnahme- und Betriebsoptimierungsphase zu verifizieren. Nach aktuellem Kenntnisstand kann grundsätzlich bei entsprechender Dosierung bzw. Wahl der Standzeiten der GAK die angenommene Reinigungsleistung von im Mittel 80 % sowohl mittels Ozon wie auch mittels Aktivkohle erreicht werden.

## 6 Variantenuntersuchung

### 6.1 Verfügbare Flächen/Ressourcen und Variantenauswahl

Die Kläranlage Salierweg weist mehrere kleine Freiflächen im Umfeld der bestehenden Filteranlage am nordwestlichen Rand des Kläranlagengeländes auf. Diese stehen für die Errichtung einer Anlage zur Mikroschadstoffelimination zur Verfügung. Zudem ist die bestehende Filteranlage für die Mikroschadstoffelimination verwendbar. Mögliche Verfahrensvarianten, die auf der Kläranlage Salierweg anwendbar sind, sind:

- Bau einer Ozonung auf der Freifläche und Nachbehandlung im bestehenden Filter
- PAK-Dosierung in den Filterüberstand und anschließende Raumfiltration (Nutzung der Filteranlage)
- PAK-Dosierung in den Zufluss zu einer Membrananlage (Nutzung der Filteranlage)
- GAK-Filtration durch Austausch des Filtermaterials gegen GAK



**Abbildung 6.1: Verfügbare Flächen und Ressourcen auf der Kläranlage Salierweg**

Alle möglichen Varianten zeichnen sich demnach durch eine günstige Einbindung der vorhandenen Filtrationsanlage aus. Aufgrund des geringen Sanierungsbedarfs der Filteranlage, wird die Variante „PAK-Dosierung in den Zufluss zu einer Membrananlage“, die eine vollständiges Entkernen der Filteranlage und den Einbau einer Membrananlage beinhalten würde, nicht weiter verfolgt, da die größtenteils sanierte Filteranlage hierbei nicht weiter genutzt werden kann. Zudem ist das Einsparpotenzial durch eine verbesserte Reinigungsleistung gering.

Die auf der Kläranlage Salierweg im Rahmen der nachfolgenden Ausarbeitung technischer Anlagenkonzepte betrachteten Varianten lauten demnach:

**Variante 1:** Bau einer Ozonung auf der Freifläche und Nachbehandlung im bestehenden Filter

**Variante 2:** PAK-Dosierung in den Filterüberstand und anschließende Raumfiltration (Nutzung der Filteranlage)

**Variante 3:** GAK-Filtration durch Austausch des Filtermaterials gegen GAK

Für die Berechnung der Bedarfsmengen an Betriebsmitteln für die einzelnen Varianten wird ein Lastfaktor herangezogen. Durch diesen wird bei der Berechnung des jährlichen Betriebsmittelbedarfs die über das Jahr mittlere Wassermenge angesetzt. Entsprechend der nachfolgenden Rechnung unter Ansatz das 90 % der Jahresabwassermenge behandelt werden können, ergibt sich ein Lastfaktor von rund 50 %.

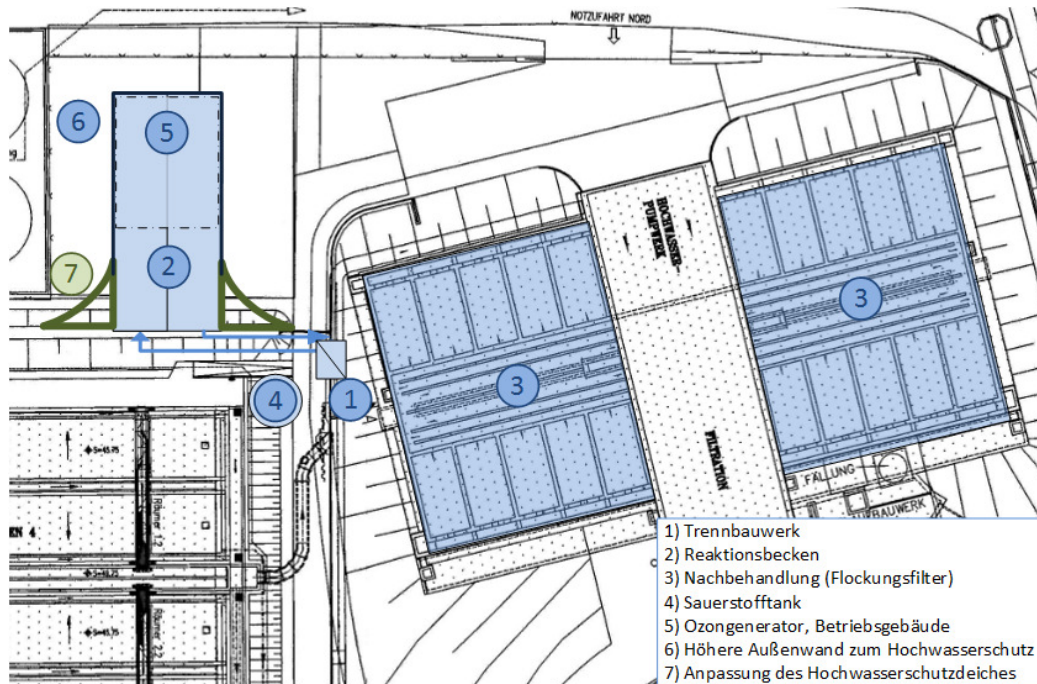
- Lastfaktor:  $(17.453.005 \text{ m}^3/\text{a} * 0,9) / (3.750 \text{ m}^3/\text{h} * 365 \text{ d/a} * 24 \text{ h/d}) = 0,5$

Für die Aggregate, die weitestgehend unabhängig von der Wassermenge arbeiten, wird pauschal ein Lastfaktor von 67 % angenommen.

## **6.2 Variante 1: Bau einer Ozonung auf der Freifläche und Nachbehandlung im bestehenden Filter**

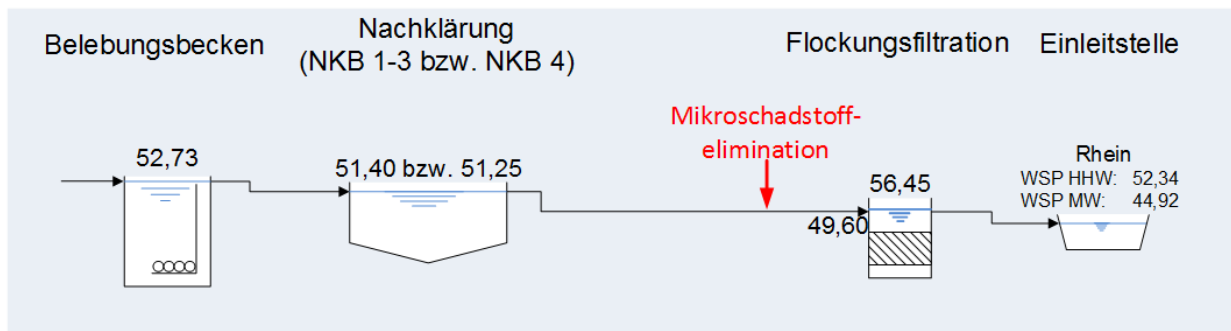
### **6.2.1 Integration auf der Kläranlage Salierweg**

Die Ozonung wird auf der Freifläche westlich der Filteranlage errichtet und in der bestehenden Prozessabfolge der Nachklärung nachgeschaltet. Hierzu wird in der bestehenden Leitung vom Nachklärbecken zur Filteranlage, auf Höhe der nordwestlichen Ecke der Filteranlage ein Trennbauwerk errichtet, von dem aus das zu behandelnde Wasser über eine neu anzulegende Rohrleitung zur Ozonanlage geleitet wird. Nach der oxidativen Behandlung gelangt das Wasser über die bestehende Rohrleitung zur Filteranlage, in der die biologische Nachbehandlung erfolgt. Der Filteranlage vorgelagert ist ein Schneckenpumpwerk, das das zulaufende Wasser von 49,60 m ü. NN auf 56,45 m ü. NN hebt. Von der Filteranlage aus gelangt das Abwasser über die bereits bestehende Ablaufleitung der Kläranlage und ein Auslaufbauwerk in den Rhein.



**Abbildung 6.2: Lageplan der Variante 1**

Die Konzeption der Ozonanlage erfolgt demnach als Neubau, während für die Nachbehandlung die bestehende Filteranlage genutzt wird. Zu berücksichtigen ist zudem die Lage der Kläranlage Salierweg im Überschwemmungsgebiet des Rheins bei Hochwasser. Die Freifläche, auf der die Ozonanlage errichtet werden soll, liegt dabei im nicht geschützten Bereich vor dem Deich, der die Kläranlage Salierweg umgibt. Daher ist im Fall der Umsetzung der Variante 1 der Hochwasserschutz für die Ozonanlage zu berücksichtigen. Gemäß Abbildung 6.2 kann der Hochwasserschutz durch den Anschluss des Ozonbeckens an den bestehenden Deich und die Ausstattung des Ozonbeckens mit hohen Wänden gewährleistet werden. Das Betriebsgebäude soll zudem auf dem Dach des Ozonbeckens errichtet werden und liegt damit außerhalb des hochwassergefährdeten Bereichs. Der Sauerstofftank wird hinter dem Deich aufgestellt. Für das Aufstellen des Tanks sind entsprechende Fundamente vorzusehen und der Bereich ist zu befestigen.



**Abbildung 6.3: Relevante Wasserspiegellagen für die Einbindung der Ozonanlage in die bestehende Prozessabfolge (Angaben in m ü. NN)**

Die Ozonanlage soll mit dem Ablauf der Nachklärbecken beschickt werden. Auf der Kläranlage Bonn Salierweg gibt es insgesamt 4 Nachklärbecken. Die Nachklärbecken 1 bis 3 sind als Rundbecken ausgeprägt, deren Abläufe in Schacht 17 zusammengeführt und von dort über eine Ablaufleitung (DN 2500, Gefälle 2 ‰) zum Filter geleitet werden. Nach 96 m ist in dieser Ablaufleitung ein weiterer Ablaufschacht

angeordnet, über den das abfließende Wasser des nachträglich errichteten Nachklärbeckens 4 (Rechteckbecken) in die Ablaufleitung eingeleitet wird. Um das Wasser aller Nachklärbecken zu behandeln, ist das zu errichtende Trennbauwerk für die Beschickung der Ozonanlage in dem Leitungsabschnitt zwischen Ablaufschacht des Nachklärbeckens 4 und dem Schneckenpumpwerk zur Filteranlage anzuordnen. Das in Frage kommende Leitungsstück hat eine Länge von 30 m bei einem Gefälle von 2 ‰.

**Tabelle 6.1: Relevante Wasserspiegellagen für die Einbindung der Ozonanlage in die bestehende Prozessabfolge**

Verfahrensstufe	Ort des gemessenen Wasserspiegels	Wasserspiegellage
NKB 1-3	Wasserspiegel im NKB	51,40 m ü. NN
NKB 1-3	Wasserspiegel bei Einleitung in Ablaufleitung zur Filtration	<b>50,40 m ü. NN</b>
NKB 4	Wasserspiegel im NKB	51,25 m ü. NN
NKB 4	Wasserspiegel bei Einleitung in Ablaufleitung zur Filtration	<b>50,92 m ü. NN</b>
Filtration	Zulauf Schneckenpumpwerk	<b>49,60 m ü. NN</b>

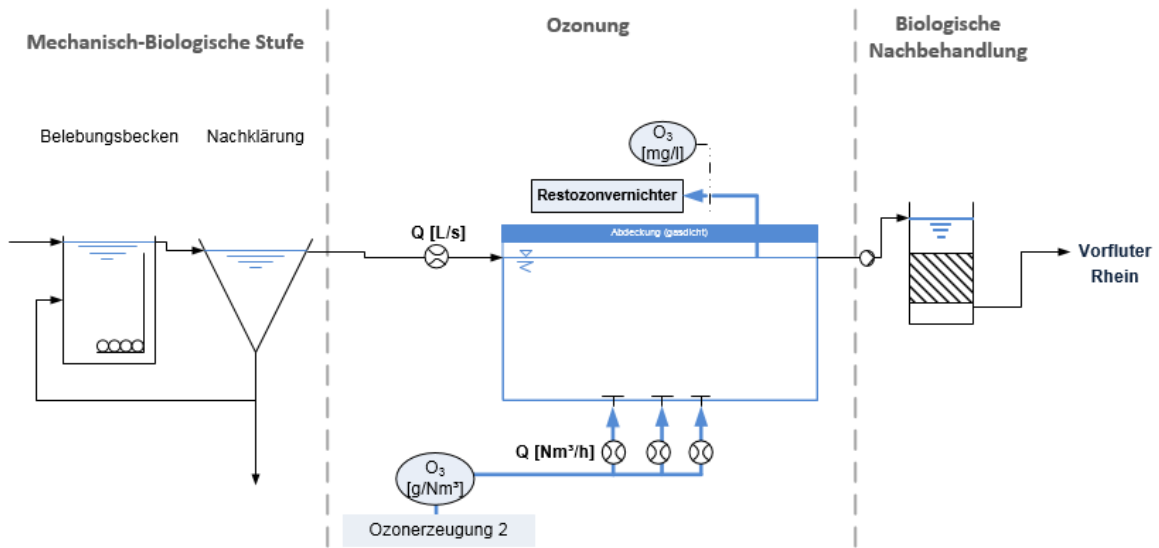
Die Wasserspiegellagen der Nachklärbecken sowie des Zulaufs zum Schneckenpumpwerk zur Filtration sind der Tabelle 6.1 zu entnehmen. Hierbei zeigt sich, dass die Wasserspiegeldifferenz zwischen den Nachklärbecken 1 bis 3 und dem Zulauf zum Schneckenpumpwerk vor der Filtration 80 cm beträgt. Dies reicht aus, um eine Ozonanlage zwischenzuschalten und im freien Gefälle zu durchfließen. Jedoch sind die Energieverluste auf der Strecke von den Nachklärbecken bis zur Filteranlage in die Betrachtung einzubeziehen. Die Haltungslänge vom Ablauf der Nachklärbecken 1 bis 3 bis zum Zulauf zum Schneckenpumpwerk beträgt ca. 130 m und weist ein Gefälle von 2 ‰ auf. Die Energieverluste werden daher für diesen Leitungsabschnitt zu 20 cm abgeschätzt. Damit steht für das Durchfließen der Ozonanlage eine Wasserspiegeldifferenz von ca. 60 cm zur Verfügung. Im Rahmen der Studie wird davon ausgegangen, dass die Ozonanlage im Freigefälle beschickt werden kann. Der Bau eines zusätzlichen Pumpwerks wird daher nicht betrachtet.

### 6.2.2 Ozonerzeugung

Die Ozonerzeugung erfolgt aus Reinsauerstoff, der in flüssiger Form mit speziellen Tankwagen zur Kläranlage Salierweg angeliefert wird. Für die Bevorratung des Sauerstoffs erfolgt auf der Kläranlage die Anordnung eines LOX-Sauerstofftanks, der ein Fassungsvermögen von 25.000 kg Sauerstoff besitzen sollte, damit die Lieferung und Vorhaltung sichergestellt ist. Durch die Anlieferung des Flüssigsauerstoffs kommt es zu einem zusätzlichen LKW-Verkehrsaufkommen, welches weiter unten berechnet wird.

Der flüssige Sauerstoff wird über Kaltverdampfer verdampft und der gasförmige Sauerstoff anschließend über eine Gasleitung zum Betriebsgebäude der Ozonerzeuger geleitet. Dieses wird direkt neben der Ozonanlage neu erbaut und mit zwei Ozonerzeugern ausgestattet. Die Ozonerzeuger wandeln 10 % des zugeführten Sauerstoffs in Ozon um. Die Ozonerzeuger sind während des Betriebs zu kühlen. Als Kühlmedium wird hierzu Wasser aus dem Ablauf der Filtration genutzt. Es werden Abwasserwärmetauscher installiert, die über einen Kühlkreislauf inklusive Kühlwasserpumpe mit den Ozonerzeugern verbunden sind. Direkt neben dem Betriebsraum der Ozonerzeuger erfolgt zusätzlich die Anordnung eines E-Raums für die Schaltanlage und Energieversorgung der Ozonerzeuger.





**Abbildung 6.4: Schematische Darstellung der Ozonung auf der Kläranlage Salierweg**

Aus Gründen der Arbeitssicherheit werden im Betriebsgebäude der Ozongeneratoren eine Ozon- und eine Sauerstoffmessung zur Raumluftüberwachung vorgesehen. Im Betriebsgebäude wird zudem eine Lüftungsanlage installiert, die einen dreifachen stündlichen Luftwechsel im Notfall sicherstellt. Die Raumluftüberwachung im Betriebsgebäude wird sicherheitstechnisch mit der Ozonerzeugung gekoppelt, so dass bei einem Austreten von Ozon die Anlage ausgeschaltet wird. Die Anlage ist mit einem von außen zugänglichen Notausschalter, einer Alarmleuchte und einem Signalhorn auszustatten. Zur Arbeitssicherheit werden zwei Atemschutzmasken vor dem Eingang in einer Aufbewahrungsbox angebracht, die im Falle eines Ozonalarms zur Personenrettung vorzuhalten sind. Das Tragen eines Atemschutzgeräts und ein entsprechender Nachweis der Eignung über einen G 26.3-Schein sind nicht erforderlich.

Für die Auslegung der Ozonerzeugung auf der Kläranlage Bonn Salierweg wird im Rahmen dieser Studie eine spezifische Ozondosis von 0,7 mg O<sub>3</sub>/mg DOC angesetzt. Auf Grundlage des angenommenen  $Z_{spez.}$  von 0,7 mg O<sub>3</sub>/mg DOC und einem angenommenen DOC von 6 mg DOC/L ergibt sich die zuzuführende Ozonkonzentration  $C_{O_3}$  zu:

- $C_{O_3} = Z_{spez.} \cdot C_{DOC} = 0,7 \text{ mg O}_3 / \text{mg DOC} \cdot 6 \text{ mg DOC} / \text{L} = 4,2 \text{ mg O}_3 / \text{L}$

Mittels der Ozonkonzentration  $C_{O_3}$  und der Bemessungswassermenge  $Q_{Bem} = 1.042 \text{ L/s}$  errechnet sich die benötigte Produktionskapazität des Ozonerzeugers zu:

- $B_{O_3} = Q_{Bem} \cdot C_{O_3} = 1.042 \text{ L/s} \cdot 4,2 \text{ mg O}_3 / \text{L} = 4.376 \text{ mg O}_3 / \text{s} = 15,76 \text{ kg O}_3 / \text{h}$

Die Ozonerzeugung wird zweistraßig, d. h. mit 2 x 8 kg O<sub>3</sub>/h ausgerüstet.

Das zusätzliche LKW-Verkehrsaufkommen errechnet sich aus dem mittleren täglichen Ozon- bzw. Sauerstoffbedarf sowie dem Volumen des Flüssigsauerstofftanks. Der Lastfaktor für den Sauerstoffbedarf wird zu 50 % angenommen, um die im Vergleich zur Bemessungswassermenge im Mittel geringere behandelte Wassermenge zu berücksichtigen.

**Täglicher Sauerstoffbedarf:**  $15,76 \text{ kg O}_3/\text{h} \cdot 24 \text{ h/d} \cdot 0,50 / (0,1 \text{ g O}_3/\text{g O}_2) = 1.887 \text{ kg O}_2/\text{d}$

**Transportkapazität des LOX-Tankfahrzeugs:** **20.000 kg**

**Erforderliche Anzahl Tankfüllungen:**

$365 \text{ d/a} / (20.000 \text{ kg O}_2/ \text{Füllung} / 1.887 \text{ kg O}_2/ \text{d}) = 34 \text{ Füllungen/a}$

Unter der Annahme, dass für jede Füllung ein Tanklastzug erforderlich ist, ergibt sich die Erhöhung des LKW-Aufkommens durch die Ozonungsanlage zu 34 LKW/a.

### 6.2.3 Ozoneintrag und Ozondosierung

Für den Ozoneintrag in das zu behandelnde Abwasser kommen grundsätzlich die zwei Eintragungssysteme Diffusor und Injektor in Frage. Untersuchungen zur Ozonung auf der Kläranlage Duisburg Vierlinden zeigten keinen signifikanten Unterschied der Verfahren hinsichtlich der Mikroschadstoffelimination (Herbst et al., 2011).

Auf der Kläranlage Salierweg wird für den Ozoneintrag das Diffusorsystem gewählt, welches im Gegensatz zum Injektorsystem keine zusätzliche Energie benötigt. Das erzeugte Ozon wird dabei über eine Gasleitung zu den Ozonreaktionsbecken geleitet und dort über die Diffusoren am Beckenboden in das Ozonreaktionsbecken eingetragen. Der Eintrag über Diffusoren erfordert eine Beckentiefe von ca. 5 m, die an dem vorgesehenen Standort aufgrund des Neubaus der Anlage realisierbar ist.

Für die Dosierung des Ozons wird eine DOC-mengenproportionale Ozondosierung vorgesehen. Hierzu ist der Zulauf zu jeder Straße mit einem Durchflussmessgerät auszurüsten und die DOC-Konzentration im Zulauf zur Ozonanlage mit einem DOC-Analysator zu messen.

### 6.2.4 Kontaktreaktor

Die Ermittlung des Beckenvolumens erfolgt für eine angenommene Dauer bis zur vollständigen Ozonzehrung in Höhe von 5 Minuten. Im Fall einer großtechnischen Realisierung einer Anlage zur Ozonung ist diese Annahme mithilfe weiterer Ozonzehrungsversuche für verschiedene Ozondosieraten auch unter Berücksichtigung von Mischwasserzuflüssen weiter zu untersuchen. Zur Berücksichtigung der ungleichmäßigen Durchströmung im großtechnischen Ozonreaktionsbecken wird die Dauer bis zur vollständigen Ozonzehrung mit dem Faktor 1/0,35 multipliziert. Die erforderliche Aufenthaltszeit des zu behandelnden Abwassers im Kontaktbecken ergibt sich damit zu  $5 \text{ min} / 0,35 = 14,28 \text{ min}$ .

Aufgrund der geringen Anzahl an Ozonzehrungsversuchen wird die Aufenthaltszeit im Rahmen der Studie wie folgt festgelegt.

$$\text{Aufenthaltszeit } t = \quad \quad \quad = 20 \text{ min} \approx 0,33 \text{ h}$$

Das resultierende erforderliche Kontaktvolumen bzw. die Beckenabmessungen betragen:

$$\text{Volumen } V = 3.750 \text{ m}^3/\text{h} * 0,33 \text{ h} \quad \quad \quad = 1.249 \text{ m}^3 \approx 1.250 \text{ m}^3$$

$$\text{Grundfläche } A = 1.250 \text{ m}^3 / 6 \text{ m} \quad \quad \quad = 208 \text{ m}^2$$

Das Kontaktbecken wird zweistraßig ausgebildet, wodurch das erforderliche Beckenvolumen in zwei getrennte Beckenstraßen aufgeteilt wird. Jede Straße wird mit einer Zulaufmengenmessung und einem Regelschieber ausgestattet, um den maximalen Volumenstrom zur Beckenanlage zu begrenzen. Eine Unterteilung des Beckenvolumens in Kompartimente ist mit einer CFD-Simulation im Zuge der Planung zu prüfen, um Kurzschlussströmungen im Becken zu vermeiden. Für die Kostenabschätzung wird unter Berücksichtigung der erforderlichen Betonkonstruktion und des Gasraums ein Bruttorauminhalt (BRI) von  $1950 \text{ m}^3$  angesetzt.

Um den Eintrag des Ozons in die Luft oder den Ablauf der Anlage zu verhindern, sind verschiedene Sicherheitsvorkehrungen vorzusehen. Das Ozonbecken wird dazu gasdicht abgedeckt und der Gasraum wird über ein Gebläse kontinuierlich abgesaugt. Das gegebenenfalls noch vorhandene Restozon wird über einen Restozonvernichter eliminiert und das Off-Gas anschließend in die Umgebungsluft abgegeben. Im Offgas vor der Restozonvernichtung wird die Ozonkonzentration gemessen und zur Begrenzung der Ozondosierung in das Abwasser in der Steuerung implementiert. Eine Regelung der

Ozondosierung hierüber erfolgt im Regelfall allerdings nicht. Zusätzlich wird im Ablauf der Ozonanlage eine Ozonsonde, z.B. eine Orbisphere, installiert, die die gelöste Ozonkonzentration in der Wasserphase erfasst.

### **6.2.5 Nachbehandlung**

Die Nachbehandlung erfolgt in der bestehenden Filteranlage der Kläranlage Bonn Salierweg. Der Filter ist zweischichtig aufgebaut. Die erste Schicht besteht aus 1,40 m Anthrazit und die zweite Schicht aus 0,40 m Filtersand. In der Filtration wird der DOC im Ablauf der Ozonung durch Anlagerungen von kolloidalen Verbindungen an der Filterkornoberflächen und biologischen Abbau reduziert. Die Reduktion des DOC erfolgt neben der Filtrationswirkung durch den Abbau von assimilierbaren organischen Kohlenstoffverbindungen (AOC), die mehrheitlich in der Ozonung gebildet werden, im Biofilm auf dem Filtermaterial. Böhler et al. (2016) haben beispielhaft bei einer Ozondosierung von 0,5 bis 0,7 mg O<sub>3</sub> / mg DOC auf der ARA Neugut eine Reduktion von rund 10 % bis 25 % des DOC im Zulauf zur Ozonung durch die Kombination Ozonung und Sandfiltration festgestellt.

Durch den Eintrag von Reinsauerstoff in das Abwasser bei der Ozonung ist der Zulauf zur Filtration weitgehend mit Reinsauerstoff gesättigt und stellt eine ausreichende Sauerstoffversorgung der Biofilme auf dem Filtermaterial sicher. Aufgrund der relativ geringen DOC-Frachten ist durch die Ozonung mit keiner relevanten Zunahme der Biofilmbildung auf dem Filtermaterial zu rechnen. Zudem erfolgt durch die Filtrerrückspülung ein regelmäßiger Austrag von Biofilmmasse aus dem Filtermaterial. Die vorhandene Filteranlage kann ohne bauliche Anpassungen zur Nachbehandlung genutzt werden.

## **6.3 Variante 2: PAK-Dosierung in den Filterüberstand und anschließende Raumfiltration (Nutzung der Filteranlage)**

### **6.3.1 Integration auf der Kläranlage Salierweg**

Variante 2 beschreibt die Pulveraktivkohledosierung in den Filterüberstand. Die Filterstufe stellt dabei sowohl das Kontaktbecken als auch die Abscheideeinheit dar. Die Dosierung erfolgt in den Zulauf zur Filteranlage und zur Abscheidung der beladenen Aktivkohle dient das Filtermaterial des Raumfilters.

Änderungen der Prozessabfolge auf der Kläranlage sowie Anpassungen der Hydraulik sind bei dieser Variante nicht erforderlich, da zusätzlich zu den bisherigen Abläufen lediglich Pulveraktivkohle in den Zulauf zur Flockungsfiltration dosiert werden muss. Die Beschickung der Filterstufe erfolgt wie bisher aus dem Ablauf der Nachklärbecken unter Nutzung der bestehenden Leitungen und des Schneckenpumpwerks. Der Ablauf der Filterstufe wird wie bisher im freien Gefälle in den Rhein eingeleitet. Eine Nachbehandlung ist nicht erforderlich, da die Pulveraktivkohle im Flockungsfilter wieder abgeschieden wird. Bei dieser Verfahrensvariante wird die Pulveraktivkohle über das Rückspülwasser in die biologische Stufe geführt, um die Verweilzeit der Aktivkohle im Reinigungsprozess zu erhöhen und die Beladung der Aktivkohle zu optimieren.

Der Eintrag der Aktivkohle in den Behandlungswasserstrom erfolgt unter Rückgriff auf die bestehende Dosieranlage für die Fällmittel. Baulich sind dadurch als Neuerung lediglich die Errichtung einer Lagervorrichtung für die Pulveraktivkohle und eine Dosiervorrichtung für den Eintrag der Pulveraktivkohle in den zu behandelnden Volumenstrom vorzusehen (vgl. Abbildung 6.5). Die Pulveraktivkohle muss dabei zunächst befeuchtet und mit einem Teilwasserstrom vermischt werden, bevor dieser Teilwasserstrom mit dem Hauptstrom vermengt wird. Für das Aufstellen des Silos sind entsprechende Fundamente vorzusehen und der Bereich, der in der Nähe der bestehenden Filtration vorzusehen ist, ist zu befestigen.

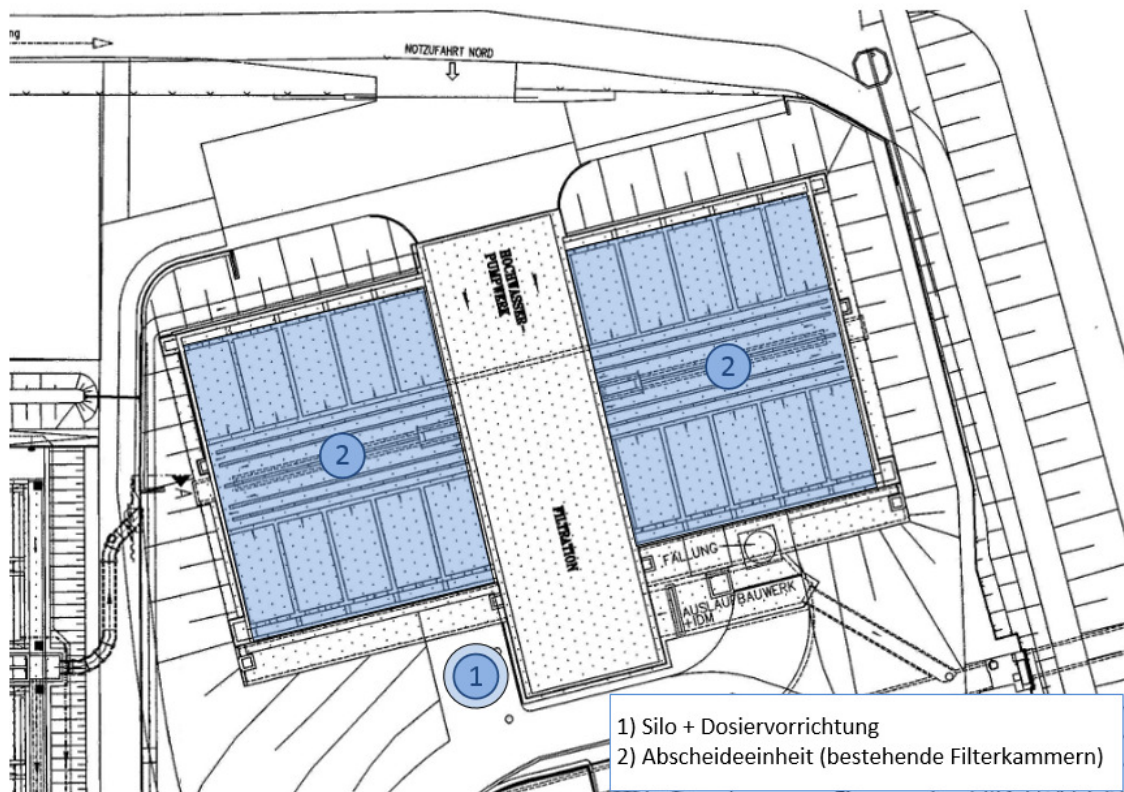


Abbildung 6.5: Lageplan der Variante 2

### 6.3.2 Kontaktreaktor und Abscheideeinheit

Wie erläutert, besteht eine Mikroschadstoffeliminierungsstufe mit Pulveraktivkohle grundsätzlich aus zwei Einheiten. Zum einen gibt es den Kontaktreaktor, in dem die Pulveraktivkohle dem zu behandelnden Wasser zugeführt wird und die Abwasserinhaltsstoffe adsorbiert werden. Zum anderen gibt es eine Abscheideeinheit, in der die zudosierte Pulveraktivkohle dem Wasser wieder entnommen wird. Bei der vorliegenden Variante vereint die Filtrationsanlage beide Einheiten in sich.

Die Dosierung erfolgt im Bereich des Schneckenpumpwerks in den Zulauf zur Filtration. Das gesamte Wasservolumen von der Dosierstelle bis zur Abscheideeinheit stellt anschließend den Kontaktraum für die Pulveraktivkohle dar. Vereinfachend wird für die Variante 2 nachfolgend zur Überprüfung eines ausreichenden Kontaktvolumens nur das Wasservolumen des Filterüberstands betrachtet, da das Volumen der Mischeinrichtung sowie der Verteilrinne vergleichsweise gering ist. Das vorhandene Kontaktvolumen beträgt unter der Annahme, dass sich eine Filterkammer in Rückspülung befindet damit:

$$V_{\text{Überstand}} = (20 - 1) * 5,00 \text{ m} * 10,00 \text{ m} * 2,20 \text{ m} = 2.090 \text{ m}^3$$

Nach den Bemessungsempfehlungen und Hinweisen von Metzger (2010) (vgl. auch Kapitel 0) ist für den Kontaktreaktor eine Mindestaufenthaltsdauer von 30 Minuten vorzusehen. Das mindestens erforderliche Volumen des Kontaktreaktors ergibt sich daher unter Berücksichtigung der hydraulischen Beaufschlagung in Höhe von 3.750 m³/h zu:

$$\text{Erforderliches Volumen } V = 0,5 \text{ h} * 3.750 \text{ m}^3/\text{h} = 1.875 \text{ m}^3 < 2.090 \text{ m}^3$$

Das vorhandene Kontaktvolumen reicht daher aus, um eine Kontaktzeit von 30 Minuten sicherzustellen.

Auslegungsziel ist die Behandlung des Trockenwetterabflusses. Nachfolgend wird informativ die Kontaktzeit bei max. Mischwasserzufluss und bei Rückspülung von 2 Filterzellen betrachtet:

$$V_{\text{Überstand}} = (20 - 2) * 5,00 \text{ m} * 10,00 \text{ m} * 2,20 \text{ m} = 1.980 \text{ m}^3$$

$$\text{minimale Kontaktzeit: } 1.980 \text{ m}^3 / 8.460 \text{ m}^3/\text{h} = 0,234 \text{ Stunden} = 14,0 \text{ Minuten}$$

Bei der Behandlung des gesamten Mischwasserabfluss mit Aktivkohle nimmt aufgrund der kürzeren Kontaktzeiten die Eliminationsleistung ab. Die Mikroschadstoffadsorption ist neben der Kontaktzeit auch von der eingesetzten Aktivkohle abhängig. Die Abnahme der Eliminationsleistung kann über Laborversuche zum Adsorptionsverhalten verschiedener Kohlen in Abhängigkeit von der Kontaktzeit untersucht werden.

Durch die Rückführung der Kohle in die biologische Stufe kann der negative Effekt durch die kürzere Kontaktzeit im Filterüberstau zum Teil kompensiert werden.

### 6.3.3 Pulveraktivkohlelager und –dosiervorrichtung

Die Vorrichtungen für die Lagerung und Dosierung der Pulveraktivkohle werden nahe der Dosierstelle für die Pulveraktivkohle neben der Filteranlage errichtet. Die Dosierung der Aktivkohle erfolgt volumstromabhängig. Da sich Pulveraktivkohle nur schwer befeuchten lässt und staubt, wird die Kohle über einen Schneckenförderer aus dem Silo in einen separaten Ansatzbehälter gefördert. Dort erfolgt die staubfreie Dispersion der Kohle mit Hilfe eines getauchten Rohrdispersierers in eine Vorlage. Die dort entstehende Kohle-Suspension wird mit einer Wasserstrahlpumpe verdünnt und zur Dosierstelle gefördert. Das dafür benötigte Treibwasser wird aus dem Spülwasserbehälter der Filtration entnommen.

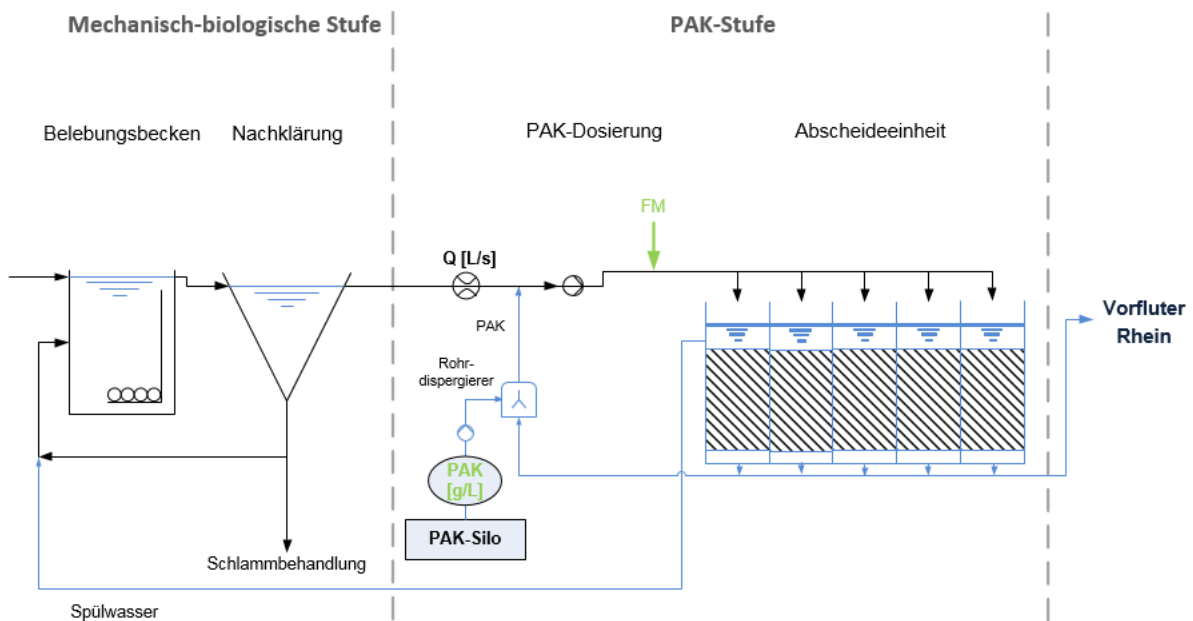


Abbildung 6.6: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in den Filterüberstand

KOM-M.NRW (2015e) gibt die Spannweite der PAK-Dosiermengen für eine separate Adsorptionsstufe (Ulmer Verfahren) zu 10 bis 20 mg PAK/L an. Bei einer PAK-Dosierung in den Filterüberstand, wie es vorliegend geplant wird, ist jedoch gegenüber einer separaten PAK-Stufe, bestehend aus Kontaktreaktor und Abscheideeinheit inkl. Aktivkohlerückführung in den Kontaktreaktor, eine vergleichsweise hohe PAK-Dosierung erforderlich, weshalb für die geplante Variante 2 im Rahmen der Machbarkeitsstudie eine Pulveraktivkohledosierung in Höhe von 20 mg<sub>PAK</sub>/L angenommen wird. Im Falle einer großtechnischen Umsetzung der Variante 2 ist diese Annahme auf Grundlage der lokalen Abwassermatrix zuvor mit Hilfe von Laborversuchen zu überprüfen.

Durch die PAK-Dosierung erhöht sich die Feststoffbelastung der Filtration. Um die Überlastung der Filtration durch Feststoffe zu vermeiden, ist eine gut funktionierende Nachklärung Grundvoraussetzung für dieses Verfahren. Bei Mischwasserzufluss und hohem ISV, der gemäß den vorliegenden Betriebserfahrungen Werte von bis zu 280 ml/g erreicht, ist ein erhöhter Feststoffabtrieb aus der Nachklärung nicht ausgeschlossen, sodass bei max. Mischwasserzufluss und Erreichen der Feststoffbelastung der Filtration eine zusätzliche PAK-Dosierung ausgesetzt werden müsste.

Die Anlieferung der Pulveraktivkohle zur Kläranlage wird mithilfe von Silotransportfahrzeugen durchgeführt. Das Silo sollte aus diesem Grund mindestens so groß konzipiert sein, dass eine LKW-Ladung aufgenommen werden kann, wobei ein Silofahrzeug etwa eine Transportkapazität von 40 m<sup>3</sup> besitzt. Zu berücksichtigen ist zudem, dass die Schüttdichte der Aktivkohle beim Befüllen der Silos abnimmt, die Kohle sich also ausdehnt. So besitzt die Aktivkohle im Silofahrzeug eine Schüttdichte von ca. 500 kg/m<sup>3</sup>, während sie kurzzeitig nach der pneumatischen Förderung in das Silo nur noch eine Dichte von ca. 300 kg/m<sup>3</sup> aufweist.

$$\text{Transportkapazität des Silofahrzeugs: } 40 \text{ m}^3 * 500 \text{ kg PAK/m}^3 = 20.000 \text{ kg PAK}$$

$$\text{Min. Silovolumen zur Löschung der Anlieferung: } 20.000 \text{ kg PAK} / 300 \text{ kg PAK/m}^3 = 66,7 \text{ m}^3$$

Um eine ausreichende PAK-Mindestreserve vorzuhalten und zeitliche Flexibilität für die Befüllung des Silos zu erhalten, wird eine Mindestreserve für 5 Betriebstage angenommen. Der Lastfaktor für die Aktivkohledosierung wird mit 50 % angesetzt.

$$\text{Täglicher Aktivkohlebedarf: } 0,02 \text{ kg PAK/m}^3 \text{ Abwasser} * 3.750 \text{ m}^3 \text{ Abwasser/h} * 24 \text{ h/d} = 1.800 \text{ kg PAK/d}$$

$$\text{Erforderliches Lagervolumen: } 1.800 \text{ kg PAK/d} * 5 \text{ d} * 0,50 / 500 \text{ kg PAK/m}^3 = 9 \text{ m}^3$$

Zusammenfassend ergibt sich somit eine erforderliche Lagerkapazität für die Aktivkohle in Höhe von ca. 76 m<sup>3</sup>. Zudem wird zur Entladung ein Freibord von ca. 15 % im Silo empfohlen, um Stillstände bei der Befüllung aufgrund von Regenerationszeiten des Siloabluftfilters zu vermeiden. Für die Lagerung der Aktivkohle wird daher ein Silo mit einem Lagervolumen von 90 m<sup>3</sup> vorgesehen.

Aus der Anlieferung der Pulveraktivkohle resultiert eine Erhöhung des LKW-Aufkommens auf der Kläranlage Salierweg. Unter Annahme eines Lastfaktors für die PAK-Dosierung in Höhe von 50 %, ergibt sich die Erhöhung des LKW-Aufkommens zu:

$$\text{PAK-Bedarf: } 1.800 \text{ kg PAK/d} * 0,50 \approx 900 \text{ kg PAK/d}$$

$$\text{Transportkapazität des Silofahrzeugs: } = 20.000 \text{ kg PAK}$$

**Erforderliche Anzahl Tankfüllungen:**

$$365 \text{ d/a} / (20.000 \text{ kg PAK/LKW} / 900 \text{ kg PAK/d}) = 17 \text{ LKW /a}$$

Im Jahr sind durch die Anlieferung der Pulveraktivkohle somit 17 zusätzliche LKW zu erwarten. Dies entspricht ca. 1,5 LKW im Monat.

### 6.3.4 Fällmitteldosierung

Die Dosierung der Fällmittel soll wie bisher am oberen Ende des Schneckenpumpwerks in den Zulauf zur Filtration erfolgen. Als Fällmittel kommt Eisen(III)-Chlorid zum Einsatz. Die Dosierrate wird mit 0,20 mg Fe/mg PAK abgeschätzt und es wird die für Eisen(III)-Chlorid übliche Wirksubstanz von 0,138 kg Fe/kg WS und Dichte von 1.410 kg/m<sup>3</sup> angesetzt. Der Lastfaktor der FM-Dosierung wird zu 50 % angenommen.

Hieraus ergibt sich das erforderliche Vorhaltermvolumen für die Flockungsmittel für eine Vorhaltdauer von 5 Tagen zu:

$$\text{FM-Bedarf: } 0,20 \text{ mg Fe/mg PAK} * 0,02 \text{ kg PAK/m}^3 / 0,138 \text{ kg Fe/kg FM} * 3.750 \text{ m}^3/\text{h} * 24 \text{ h/d} * 0,50 \\ = 1.304 \approx 1.310 \text{ kg FM/d}$$

$$\text{FM-Lagervolumen: } 5 \text{ d} * 1.310 \text{ kg FM/d} / 1.410 \text{ kg FM/m}^3 = 4,64 \text{ m}^3 \approx 5 \text{ m}^3$$

Die Anlieferung erfolgt mit einem 15 m<sup>3</sup> Fahrzeug. Um die Ladung zu löschen, ist eine Lagerkapazität von mindestens 15 m<sup>3</sup> vorzusehen. Die erforderliche Lagerkapazität ergibt sich damit zu:

$$\text{Lagerkapazität: } 5 \text{ m}^3 + 15 \text{ m}^3 = 20 \text{ m}^3$$

Auch aus der Anlieferung der Fällmittel resultiert eine Erhöhung des LKW-Aufkommens auf der Kläranlage Salierweg:

$$\text{FM-Bedarf:} = 1.310 \text{ kg FM/ d}$$

$$\text{Transportkapazität des Silofahrzeugs: } 15 \text{ m}^3 * 1.410 \text{ kg FM/m}^3 = 21.150 \text{ kg FM}$$

**Erforderliche Anzahl Tankfüllungen:**

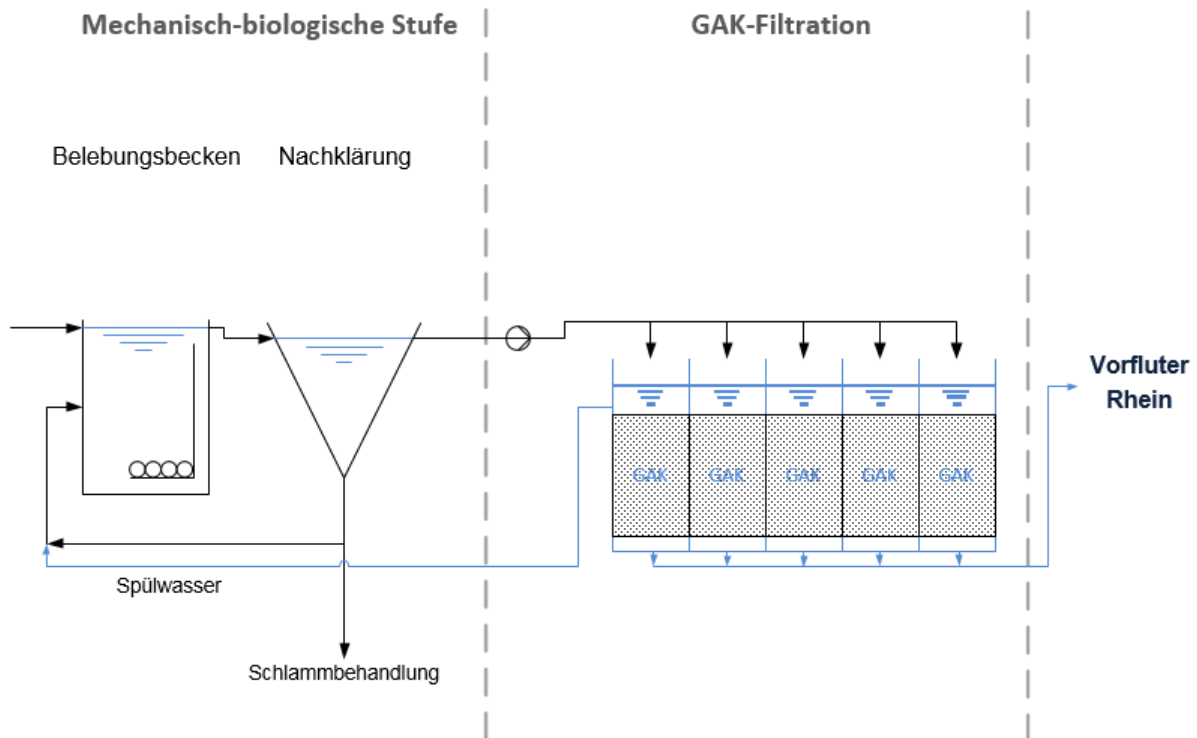
$$365 \text{ d/a} / (21.150 \text{ kg FM/LKW} / 1.310 \text{ kg FM/d}) = 23 \text{ LKW /a}$$

Das LKW-Verkehrsaufkommen erhöht sich damit durch die Anlieferung der Fällmittel um **23 LKW**.

## 6.4 Variante 3: GAK-Filtration durch Austausch des Filtermaterials gegen GAK

### 6.4.1 Integration auf der Kläranlage Salierweg

Variante 3 beschreibt den Umbau der bestehenden Filteranlage, indem das vorhandene Filtermaterial gegen GAK ausgetauscht wird. Änderungen der Prozessabfolge auf der Kläranlage sowie Anpassungen der Hydraulik sind bei dieser Variante nicht erforderlich.



**Abbildung 6.7: Schematische Darstellung der GAK-Filtration auf der Kläranlage Salierweg**

Die Beschickung der Filterstufe erfolgt wie bisher über das Schneckenpumpwerk mit dem ablaufenden Wasser der Nachklärbecken. Der Ablauf der Filterstufe wird wie bisher im freien Gefälle in den Rhein eingeleitet. Eine Nachbehandlung ist zusätzlich zur GAK-Filtration nicht erforderlich.

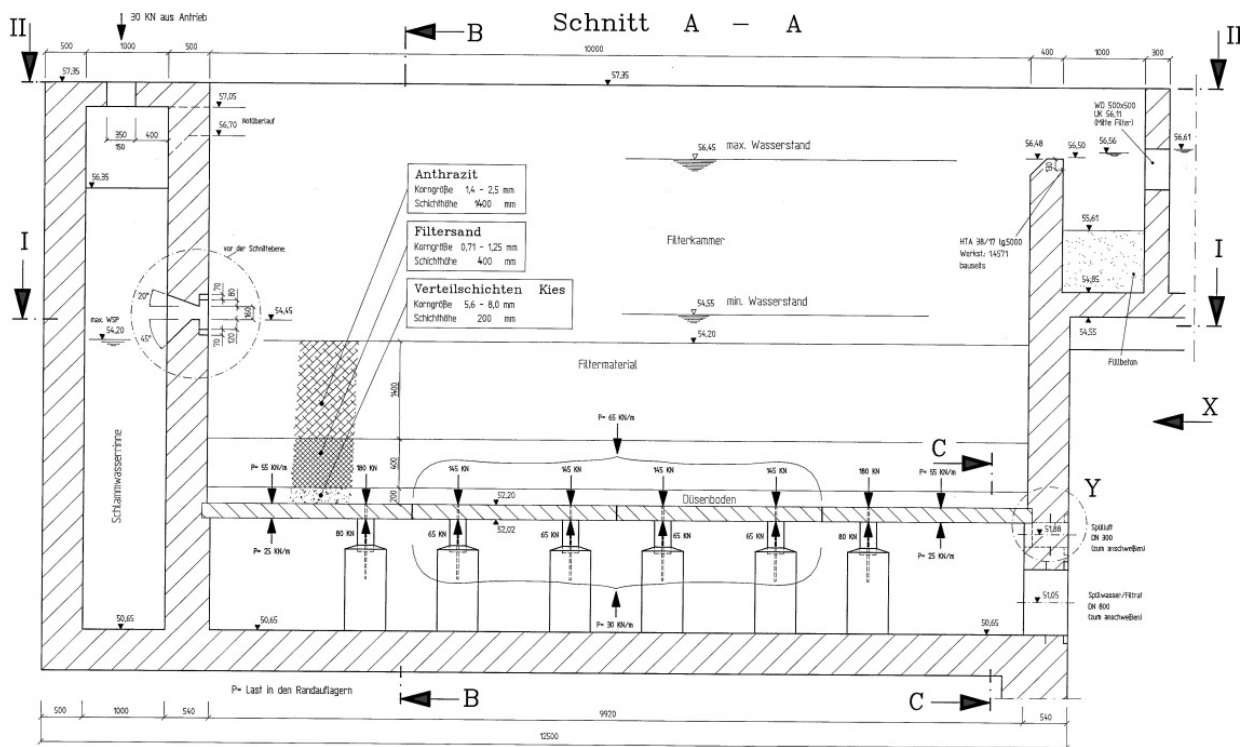
Vor der Umsetzung einer Mikroschadstoffelimination mittels GAK, sollten Vorversuche mit dem Abwasser der Kläranlage Salierweg durchgeführt werden, um zu untersuchen, ob die vorhandene Abwasser-matrix zur Mikroschadstoffelimination mittels GAK geeignet ist.

#### 6.4.2 Vorhandener Filter

Zur Errichtung einer GAK-Filtration auf der Kläranlage Salierweg ist die bestehende Flockungsfiltration umzubauen, indem das Filtermaterial ausgetauscht wird.

Die Filteranlage besteht zurzeit aus zwanzig abwärts durchströmten Filtereinheiten mit den Abmessungen 5,0 m x 10,0 m x 6,13 m (L x B x H). Hieraus resultiert eine vorhandene Filterfläche von 50 m<sup>2</sup> je Filterkammer. Der Filter besteht aus einer Verteilschicht aus Kies (h = 0,20 m), die auf dem Filterboden aufliegt. Auf der Verteilschicht befindet sich die feinkörnigere und schwerere untere Filterschicht aus Filtersand (h = 0,40 m). Die darüberliegende Filterschicht besteht aus grobkörnigerem und leichterem Hydroanthrazit (h = 1,40 m). Die Filterbetthöhe beträgt ca. 2,00 m und die Höhe des max. Filterüberstandes beträgt 2,25 m (vgl. Abbildung 6.8).





**Abbildung 6.8: Querschnitt Flockungsfiltration Kläranlage Salierweg (Sulzer, 1996)**

Beim Austausch des Filtermaterials werden die Schichten aus Quarzsand und Hydroanthrazit/Blähschiefer/Bims entfernt und gegen GAK ausgetauscht. Die körnige Kohle besitzt dabei Korngrößen zwischen 0,4 und 3,0 mm und liegt auf einer Stützkonstruktion als Festbett auf. Die Stützschiicht des vorhandenen Filters verbleibt im Filter, woraus eine maximale Filterbetthöhe des neuen GAK-Filters in Höhe von ca. 1,80 m resultiert.

Für die regelmäßige Befüllung der Filterzellen mit frischer bzw. regenerierter GAK wird ein Rohrleitungssystem zu jeder Filter installiert, über das die GAK vom Silofahrzeug mit Treibwasser in der Filterzellen gefördert werden kann. Die Verteilung der GAK in der Filterzelle kann mit einer Luftspülung erfolgen. Der Ausbau der GAK erfolgt über neu zu installierende Absaugleitungen.

### 6.4.3 Auslegung der GAK-Filtration

Bei der Bemessung eines GAK-Filters die Parameter Filterfläche, Filtergeschwindigkeit, Kontaktzeit und Filterbetthöhe zu bestimmen. In der Regel werden hierzu die Parameter Kontaktzeit und Filtergeschwindigkeit abgeschätzt, um anschließend die beiden anderen Parameter zu bestimmen. Hierbei gilt, dass GAK-Filter mit einer Leerbettkontaktzeit (EBCT = empty bed contact time) von 5 -30 Minuten und einer Filtergeschwindigkeit von 5 – 15 m/h ausgelegt werden (KOM-M.NRW, 2015e).

Aufgrund der Nutzung des bestehenden Filters der Kläranlage Salierweg, ist vorliegend eine andere Vorgehensweise bei der Auslegung erforderlich, da vorhandene Beschickung der Filterzellen, die Abmessungen des Filters und damit die maximale Filterbetthöhe (1,80 m) und die vorhandene Filterfläche (50 m<sup>2</sup> je Filterzelle) vorgegeben sind. Nachfolgend wird zunächst davon ausgegangen, dass in allen 20 Filterzellen das Filtermaterial ausgetauscht wird. Hierdurch erfolgt eine weitergehende Mikroschadstoffelimination auch für den gesamten Mischwasserzufluss im GAK-Filter (vgl. Kapitel 4.3.5).

Unter Zuhilfenahme der Filterabmessungen aus dem vorangegangenen Abschnitt ergeben sich die Hauptbemessungsparameter der GAK-Filtration bei Trockenwetter. Die vorhandene Kontaktzeit beträgt unter der Annahme, dass sich eine Filterkammer in Rückspülung befindet damit:

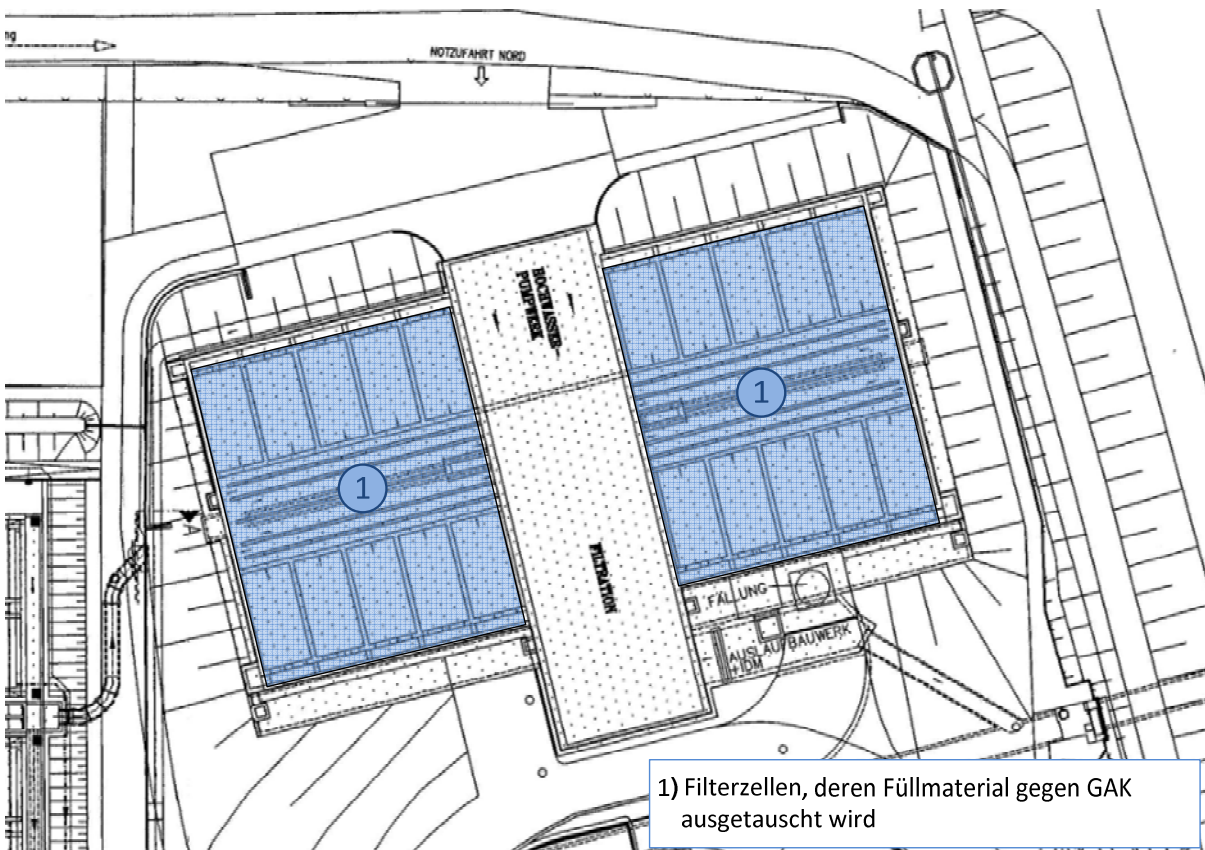
<b>Vorhandene Filterfläche:</b>	(20-1) Filter * 50,00 m <sup>2</sup> /Filter	<b>= 950 m<sup>2</sup></b>
<b>Filtergeschwindigkeit:</b>	3.750 m <sup>3</sup> /h / 950 m <sup>2</sup>	<b>= 3,95 m/h</b>
<b>Kontaktzeit bei max. Filterbetthöhe</b> (1,80 m / 3,95 m/h)* 60 min/h		<b>= 27,3 min</b>

Auslegungsziel ist die Behandlung des Trockenwetterabflusses. Nachfolgend wird informativ die Filtergeschwindigkeit und Kontaktzeit bei max. Mischwasserzufluss und bei Rückspülung von 2 Filterzellen betrachtet:

<b>Vorhandene Filterfläche:</b>	(20-2) Filter * 50,00 m <sup>2</sup> /Filter	<b>= 900 m<sup>2</sup></b>
<b>Filtergeschwindigkeit:</b>	8.460 m <sup>3</sup> /h / 900 m <sup>2</sup>	<b>= 9,4 m/h</b>
<b>Kontaktzeit bei max. Filterbetthöhe</b> (1,80 m / 9,4 m/h)* 60 min/h		<b>= 11,5 min</b>

Bei der Behandlung des gesamten Mischwasserabflusses mit Aktivkohle ist aufgrund der kürzeren Kontaktzeiten mit einer Abnahme der Eliminationsleistung zu rechnen.

Entsprechend der vorangestellten Rechnung ist der Nachweis mit den gewählten Ansätzen erbracht und der Ausbau der Filtration zur GAK-Filtration ist möglich.



**Abbildung 6.9: Lageplan der Variante 3**

#### 6.4.4 Filterstandzeit und GAK-Bedarf

Mit der Annahme von 8.000 Filterbettvolumina (Benstöm et al., 2016) und einer behandelten Jahresabwassermenge von 17.453.005 m<sup>3</sup> ergibt sich eine Laufzeit/ Nutzungsdauer der granulierten Aktivkohle von:

$$\text{Filterstandzeit: } 20 * 50 \text{ m}^2 * 1,80 \text{ m} * 8.000 / 17.453.005 \text{ m}^3/\text{a} = \quad \quad \quad \mathbf{0,82 \text{ Jahre}}$$

Für die Kläranlage Salierweg wird daher ohne vorherige Laboruntersuchungen von einer gewählten Laufzeit und Nutzungsdauer der granulierten Aktivkohle von etwas unter einem Jahr ausgegangen. Nach dieser Zeit wäre die beladene Aktivkohle zu reaktivieren oder gegen neue auszutauschen. Mit einer spez. Masse von 0,5 Mg/m<sup>3</sup> ergibt sich folgender jährlicher GAK-Bedarf an neuer bzw. regenerierter GAK:

$$\text{GAK-Bedarf: } (20 * 50 \text{ m}^2 * 1,8 \text{ m}) * 0,5 \text{ Mg/m}^3 / 0,82 \text{ a} \quad \quad \quad \mathbf{= 1.098 \text{ Mg GAK/a}}$$

Zu berücksichtigen ist, dass nach neusten Erkenntnissen der Parallelbetrieb mehrerer Adsorber zu deutlich höheren erzielbaren Bettvolumina führt als Einzeladsorber, da durch die Parallelschaltung die granulierten Aktivkohle besser ausgenutzt und die Laufzeit verlängert wird (Benstöm et al., 2016). So konnte die Laufzeit der GAK-Adsorber für den Mikroschadstoff Carbamazepin laut Benstöm et al. (2016) auf der Kläranlage Düren-Merken durch die Parallelschaltung der sechs vorhandenen GAK-Adsorber beispielsweise um 70% gegenüber dem Betrieb der Einzeladsorber verlängert werden. Demzufolge kann durch die Parallelschaltung die oben angenommene Anzahl der Filterbettvolumina gegebenenfalls noch erhöht werden. Für die nachfolgende Kostenbetrachtung wird die Annahme von 8.000 Filterbettvolumina jedoch beibehalten. Vor einer Umsetzung dieser Variante sind Labor- und/oder halbtechnische Versuche zur Auswahl einer geeigneten Kohle und zur Überprüfung der erzielbaren Bettvolumina zwingend durchzuführen.

Auch die Anlieferung der granulierten Aktivkohle erhöht das LKW-Verkehrsaufkommen. Auf der Kläranlage Obere Lutter wird zurzeit bereits eine GAK-Filtration betrieben. Zum Austausch des Filtermaterials einer Filterzelle à 100 m<sup>3</sup> GAK werden dort drei Silofahrzeuge benötigt (AOL, 2016). Die Filterzellen der Kläranlage Salierweg besitzen ebenfalls jeweils ein GAK-Volumen in Höhe von 100 m<sup>3</sup>. Insgesamt sollen auf der Kläranlage Salierweg 20 Filterkammern mit GAK-bestückt werden. Die Filterstandzeit wurde im oberen Abschnitt mit 0,82 Jahre bestimmt. Hieraus resultiert die Erhöhung des LKW-Verkehrsaufkommens zu:

$$\text{Verkehrsaufkommen: } 3 \text{ LKW} / (\text{Filterzelle} * \text{Austausch}) * 20 \text{ Filterzellen} * 1/0,82 \text{ Austausch/a} \\ \quad \quad \quad \mathbf{= 74 \text{ LKW/ a}}$$

#### 6.5 Auswirkungen der Varianten auf die Klärschlammbehandlung

Die Klärschlammbehandlung der Anlage Salierweg ist auf 505.000 EW ausgelegt und behandelt auch den Schlamm der Kläranlagen Bonn-Beuel sowie Bonn Bad Godesberg. In einem Voreindicker erfolgt die statische Entwässerung des Schlammes, bevor der Schlamm zwei Faultürmen, mit je einem Volumen von 9.200 m<sup>3</sup>, zugeführt wird. Nach einer Verweilzeit von ca. 30 Tagen wird der ausgefaulte Schlamm in die Nachfaulbehälter gefördert. Das bei der Klärschlammbehandlung anfallende Prozesswasser und das entstehende Trübwasser werden in den Zulauf der Mechanik Nord oder in einen Trübwasserspeicher gepumpt. Abschließend erfolgt die Förderung des entwässerten Schlammes über ein Förderband zur Klärschlammverbrennungsanlage, wo auch der Schlamm der Kläranlage Bonn-Duisdorf verbrannt wird.

Während die Ozonung und die GAK-Filtration keine Auswirkungen auf die Prozesse der Klärschlammbehandlung haben, da sowohl das Ozon als auch die granulierten Aktivkohle nicht in den Schlammkreislauf gelangen oder zu einem Mehranfall an Schlamm führen, besitzt die Behandlung des Abwassers mit Pulveraktivkohle und die Abscheidung dieser in der Filteranlage einen Einfluss auf die Klärschlammbe-

handlung einer Kläranlage. Bei der Varianten 2 wird der Filtrerrückstand der Raumfiltration zunächst zur besseren Ausnutzung der Adsorptionskapazität der Pulveraktivkohle in das Belebungsbecken zurückgeführt. Dort erfolgt dann die Beladung der Aktivkohle und die Entnahme aus dem Klärprozess bzw. die Rezirkulation der Aktivkohle über den Überschuss- bzw. den Rücklaufschlamm.

Durch die zusätzliche Abscheidung der Pulveraktivkohle über den Überschussschlamm erhöht sich die zu behandelnde Schlammmenge auf der Kläranlage Salierweg. Im Fall der Umsetzung der Variante 2 ist mit einer zusätzlichen Trockensubstanz aus der Aktivkohledosierung und Fällschlamm von 1,34 t TS/d bzw. 492 t TS/a zu rechnen. In der Schlammbehandlung der KA Salierweg wurden 2015 insgesamt 11.199 t TS/a behandelt (Abbildung 6.10). Durch eine PAK-Dosierung von 20 mg/L gemäß Variante 2 würde die zu behandelnde Trockensubstanz um ca. 4 % steigen. Die PAK lagert sich bei einer Rückführung in die Belebung in den Belebtschlamm ein. Laut Grünebaum et al. (2013) ist bei einer PAK-Dosierung zur Mikroschadstoffelimination nur mit einer geringen Zunahme des Schlammvolumens zu rechnen. Durch eine PAK-Dosierung können sich positive Effekte auf das Absetz- und Eindickverhalten des Klärschlammes ergeben.

Mit einer Faulzeit von derzeit ca. 30 Tagen wäre die Verweilzeit des Klärschlammes auch bei einer PAK-Dosierung ausreichend.

Positiv auf die Wärmebilanz wirkt sich die Pulveraktivkohle in der Schlammverbrennung aus, da Aktivkohle einen hohen Heizwert von ca. 32.000 kJ/ kg TS besitzt. Üblicher Klärschlamm weist dagegen einen deutlich geringeren Heizwert auf. Durch die Einlagerung der Aktivkohle in den Klärschlamm kann der Heizwert des Schlammes erhöht werden.

Der Klärschlamm wird am Standort Salierweg mit Zentrifugen auf einen TR von 23 % entwässert. Der Klärschlamm hat ohne Pulveraktivkohle einen Heizwert von 1.029 kJ/kg (nass).

Trockene Aktivkohle hat je nach Ausgangsmaterial einen Heizwert von ca. 32.000 kJ/kg. Die Aktivkohle wird jedoch zusammen mit dem Klärschlamm mit einem relativ hohen Wassergehalt weiter behandelt, sodass ein deutlich niedriger Heizwert bezogen auf die feuchte Masse vorliegt. Nach der Entwässerung beträgt unter Berücksichtigung eines TR von 23 % der Heizwert der feuchten Kohle  $32.000 \text{ kJ/ kg} \cdot 0,23 = 7.360 \text{ kJ/kg}$

Nach der Entwässerung ergeben sich durch die Aktivkohledosierung folgende Schlammengen und Heizwerte der einzelnen Fraktionen (vgl. Tabelle 7.2):

- |                                  |                                 |             |
|----------------------------------|---------------------------------|-------------|
| • Klärschlamm:                   | 6.087 t TS/a                    | 1.029 kJ/kg |
| • Fällschlamm aus PAK-Verfahren: | 449 kg/d * 365 d/a = 164 t TS/a | 0 kJ/kg     |
| • Pulveraktivkohle:              | 898 kg/d * 365 d/a = 328 t TS/a | 7.360 kJ/kg |

Aus den Anteilen resultiert ein massengewichteter Heizwert von ca. 1.319 kJ/kg für den entwässerten Klärschlamm bei einer Umsetzung der PAK-Dosierung gemäß Variante 2. Dies entspricht einer Erhöhung des Heizwerts für den feuchten entwässerten Schlamm um ca. 290 kJ/kg bzw. ca. 28 %. In der Faulung wird der Fäll- und Pulveraktivkohleschlamm nicht abgebaut. Der Anteil dieser Schlämme erhöht sich im Faulschlamm auf rund 7 %.

Eine selbstgängige Verbrennung von Klärschlamm ist in Abhängigkeit von der Verbrennungslufttemperatur ab ca. 3-4 MJ/kg möglich. Zurzeit wird die Klärschlammverbrennungsanlage am Salierweg mit einer Unterstützungsfeuerung betrieben. Als Energieträger wird Faulgas aus der Schlammbehandlung genutzt. Durch die PAK-Zugabe erhöht sich der Heizwert des Schlammes, sodass zukünftig weniger Faulgas für die Unterstützungsfeuerung benötigt wird.

Durch die Erhöhung des Heizwertes von ca. 290 kJ/kg für den Schlamm reduziert sich die jährliche Wärmemenge zur Stützfeuerung für die bisherige Klärschlammmenge entsprechend:

- $6.087 \text{ t TS/a} / 0,23 * 290 \text{ MJ/t} = 7.675.000 \text{ MJ/a} \rightarrow 2.132.000 \text{ kWh/a}$

Jedoch ergibt sich im Gegenzug eine Erhöhung der Schlammmenge durch die PAK-Dosierung. Unter der Annahme, dass für die Verbrennung zusätzlich 2.000 kJ/kg Wärme für die Stützfeuerung erforderlich werden, ergibt sich eine zusätzlich erforderliche Wärmemenge von:

- $(164 \text{ t/a} + 328 \text{ t/a}) / 0,23 * 2.000 \text{ MJ/t} = 4.278.000 \text{ MJ/a} \rightarrow 1.188.000 \text{ kWh/a}$

Aus der Erhöhung des Heizwertes und der Schlammmenge ergibt sich eine Reduzierung der erforderlichen Wärmemenge für die Stützfeuerung von ca. 1.000.000 kWh/a. Die für die Stützfeuerung nicht mehr benötigte Faulgasmenge könnte dem vorhandenen BHKW (elektrische Leistung 150 KW) zugeführt werden. Bei einem Wirkungsgrad von 35 % kann somit rund 350.000 kWh/a Strom produziert werden.

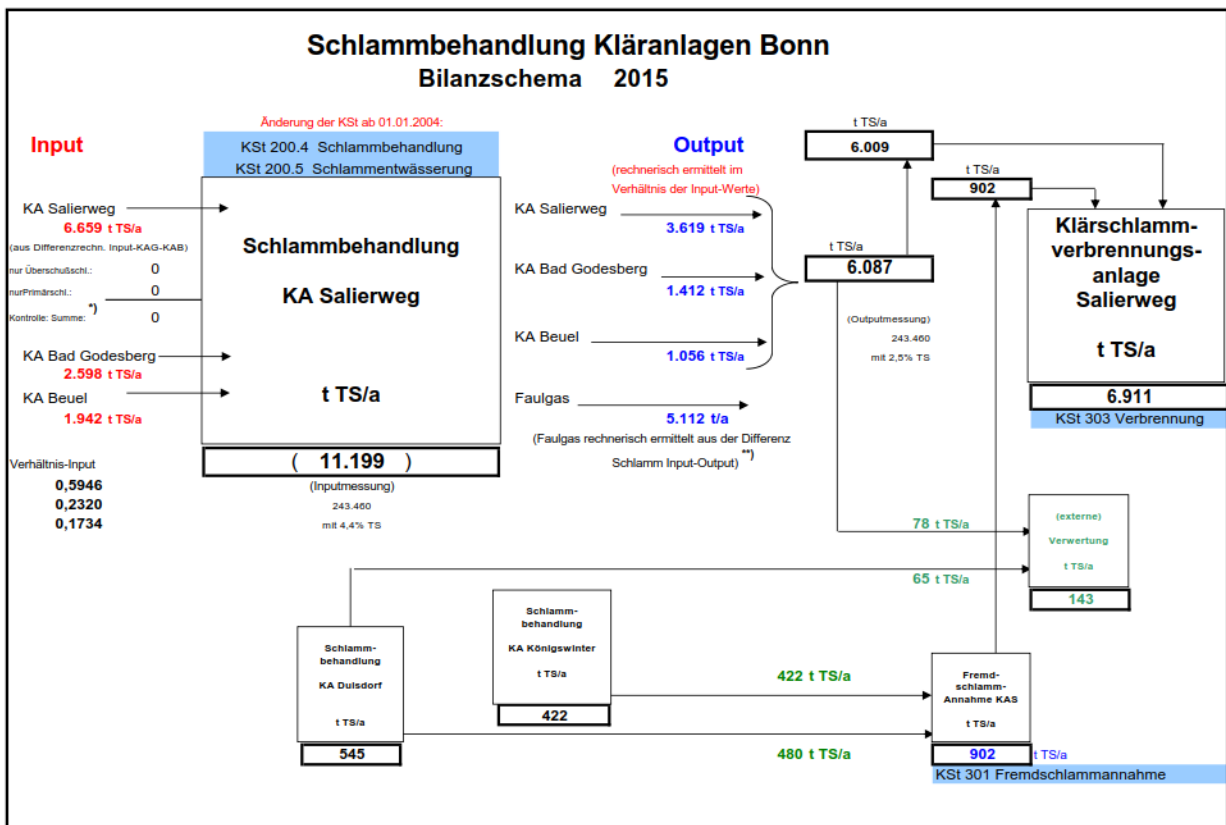


Abbildung 6.10: Jahresübersicht 2015 der Schlammbehandlung Kläranlagen Bonn

## 7 Kostenabschätzung

### 7.1 Grundlagen

#### 7.1.1 Berechnungsmethode

Im Rahmen der Kostenermittlung werden die Investitions- und Betriebskosten der in Kapitel 6 ausgearbeiteten Varianten bestimmt. Die Investitionskosten umfassen dabei die Kosten für Bautechnik, Maschinenteknik und Elektrotechnik sowie die Nebenkosten, die bei der Errichtung der Anlage anfallen. Die Betriebskosten stellen die kontinuierlich beim Betrieb der Anlage anfallenden Kosten dar und umfassen die jährlichen Kosten für elektrische Energie, Personal, Wartung und Instandhaltung sowie verfahrensspezifische Betriebskosten, beispielsweise für Sauerstoff oder Aktivkohle.

Die Kostengegenüberstellung erfolgt auf Grundlage der „Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen“ (KVR -Leitlinien, 2012). Hierbei wird die Annuitätenmethode angewendet, bei der es darum geht, alle im Untersuchungszeitraum „punktuell“ anfallenden Kosten (z. B. Investitionskosten) in eine gleichmäßige Kostenreihe umzuwandeln, das heißt die anfallenden Investitionskosten gleichmäßig auf die Nutzungsdauer zu verteilen.

Für Baumaßnahmen im Bereich der Abwasserreinigung wird in den KVR-Leitlinien ein Untersuchungszeitraum von 30 Jahren empfohlen. In diesem Zeitraum fallen zunächst zum Zeitpunkt  $t = 0$  Investitionskosten (€) an und des Weiteren entstehen unterjährig Betriebskosten (€/a) resultierend aus dem Betrieb der Anlage. Darüber hinaus sind Reinvestitionskosten zu berücksichtigen. Diese resultieren daraus, dass verschiedene Anlagenteile unterschiedliche Lebensdauern besitzen, weshalb nach einiger Zeit Reparaturen oder der Austausch von Anlagenelementen erforderlich sind. Hinsichtlich dieser Reinvestitionskosten werden die nachfolgenden Lebensdauern/Abschreibungszeiträume gemäß (KOM-M.NRW, 2015e) angenommen:

Bautechnik (BT), Baunebenkosten	30 a
Maschinenteknik (MT)	15 a
Elektrotechnik (ET)	10 a

Dementsprechend fallen im betrachteten Nutzungszeitraum der Gesamtanlage zweimal Reinvestitionskosten für die Elektrotechnik und einmal für die Maschinenteknik an. Von der Berücksichtigung einer Preissteigerungsrate bei der Ermittlung der Reinvestitionskosten wird abgesehen. Zur Bestimmung des Investitionskostenbarwertes werden die Reinvestitionskosten mittels des Diskontierungsfaktors  $DFAKE_{(i;n)}$  auf den Bezugszeitpunkt  $t = 0$  umgerechnet. Über den Kapitalwiedergewinnungsfaktor  $KFAKR_{(i;n)}$  erfolgt dann die Umrechnung des Investitionskostenbarwertes in gleichförmige Kostenreihen bezogen auf die Nutzungsdauer von 30 Jahren. Den Berechnungen wird der von den Leitlinien empfohlene reale Zinssatz von 3 % zugrunde gelegt. Die gesetzliche Umsatzsteuer ist in den Kosten nicht enthalten. Die Baunebenkosten für Planung, Genehmigung externe Gutachter wurden mit 25% der Kosten für die Baukonstruktion angesetzt.

### 7.1.2 Annahmen zur Betriebskostenermittlung

Die Annahmen hinsichtlich der spezifischen Kosten der Betriebskosten (netto) sind der nachfolgenden Aufzählung zu entnehmen.

- Strom/Energie      0,16    €/kWh
- Sauerstoff          0,14    €/kg O<sub>2</sub>
- PAK                    1,8      €/kg PAK
- GAK                    1,1      €/kg (regeneriert)  
                              1,7      €/kg (frisch)
- FM                     0,15    €/kg FM
- Schlamm Entsorgung    9,68    €/m<sup>3</sup>  
                              23 %    TS  
                              2,5      kg TS/kg Fe
- Personalkosten        40      €/h
- Wartung                1,25% BT + 3% (ET+MT)

## 7.2 Kostenberechnung

### 7.2.1 Variante 1: Bau einer Ozonung auf der Freifläche und Nachbehandlung im bestehenden Filter

Die Kosten für Variante 1 „Neubau einer Ozonung und Nachbehandlung im bestehenden Filter“ sind der Tabelle 7.1 zu entnehmen. Die Investitionskosten der Variante betragen ca. 4.403.000 € und die Betriebskosten belaufen sich auf 314.537 €. Hieraus resultieren Jahreskosten in Höhe von ca. 603.306 €/a. Die spezifischen Jahreskosten betragen, bezogen auf die in der vierten Reinigungsstufe behandelten Abwassermenge 0,04 €/m<sup>3</sup>.

Wesentlicher Kostenfaktor der Ozonungsvariante sind die Betriebskosten für die Ozonerzeugung, die sich aus den Kosten für das Betriebsmittel Sauerstoff sowie den Energiekosten der Ozonerzeugung zusammensetzen. Die Ozonerzeugung wurde hierbei mit zehn Gewichtsprozent Ozon je zugeführtes Sauerstoffgas angenommen. Die Kosten für den Sauerstoff wurden mithilfe des spezifischen Preises von 0,14 €/kg O<sub>2</sub> berechnet.

**Tabelle 7.1: Kosten für Variante 1 „Bau einer Ozonung auf der Freifläche und Nachbehandlung im bestehenden Filter“**

Investitionskosten			Betrachtungszeitraum	Nutzungsdauer n	Zinssatz i	KFAKR (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Investiver Anteil der Jahreskosten	
Variante 1: Ozonung mit NB im Filter				Jahre			Jahren		Jahren			
<b>Zu/Ablaufanbindung</b>												
Rohrleitungen/Betonarbeiten	KG 300	110.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051	0			5.612 €/a	
Bypass (Wehr)	KG 400	70.000 €	30	MT	15	3,0%	0,051	15	0,642		5.864 €/a	
<b>Ozonung</b>												
Bauwerk Reaktor (Bruttorauminhalt = 1950 m³)	KG 300	1.073.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051	0			54.744 €/a	
Bauwerk Betriebsgebäude (BRI = 800 m³)	KG 300	320.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051	0			16.326 €/a	
Technische Anlagen Ozonung (O3-Generator, Restozonvernichtung, Raumluftüberwachung, Diffusorsystem, Kühlung etc.)	KG 400	1.300.000 €	30	MT	15	3,0%	0,051	15	0,642		108.897 €/a	
Rohrleitungen/Armaturen/O <sub>2</sub> -Versorgung	KG 400	80.000 €	30	MT	15	3,0%	0,051	15	0,642		6.701 €/a	
Messgeräte	KG 400	104.000 €	30	MT	15	3,0%	0,051	15	0,642		8.712 €/a	
Gründung LOX-Tank	KG 300	15.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051	0			765 €/a	
Hochwasserschutz/Verlegung Deich	KG 300	150.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051	0			7.653 €/a	
Wegeanbindung/Zufahrt/ Außenanlagen etc.	KG 500	100.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051	0			5.102 €/a	
E/ MSR-Technik	KG 400	200.000 €	30	ET	10	3,0%	0,051	10	0,744	20	0,554	23.446 €/a
Baunebenkosten	KG 700	881.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051	0			44.948 €/a	
<b>Summe</b>			<b>4.403.000 €</b>							<b>288.769 €/a</b>		

laufende Kosten	Kennwerte	Wassermenge 3744 m³/h pro Stunde	Betriebsmittelbedarf bei		spezifische Kosten	Kosten pro Tag	Betriebskosten 15.707.705 m³/a	
			pro TW-Tag 24 h/d	mit Lastfaktor pro Tag				
Sauerstoff (z=0,7; DOC = 6 g/m³, Ozon 10%wt)	42 g/m³	157,2 kg/h	3.774,0 kg/d	50%	1.887,0	0,14 €/kg	264 €	96.424 €/a
Miete Sauerstofftank								6.000 €/a
Energie Ozonerzeugung (z=0,7; DOC = 6 g/m³)	10 kWh/kg <sub>O3</sub>	157,2 kWh/h	3.774,0 kWh/d	50%	1.887,0	0,16 €/kWh	302 €	110.199 €/a
Energie Kühlwasserpumpe, sonstige ET	15 kWh	15,0 kWh	360,0 kWh/d	67%	241,2	0,16 €/kWh	39 €	14.086 €/a
Energie Restozonvernichtung	0,4 kWh / kg O <sub>3</sub>	6,3 kWh	151,0 kWh/d	67%	101,1	0,16 €/kWh	16 €	5.907 €/a
Instandhaltung (1,25 % BT, 3% MT/ET)								74.720 €/a
Personalkosten	15 h/Monat					40 €/h	29 €	7.200 €/a
<b>Summe</b>						<b>650 €</b>	<b>314.537 €/a</b>	

<b>Jahreskosten (netto)</b>	15.707.705 m³/a behandelte Wassermenge	0,04 € pro m³	<b>603.306 €/a</b>
Variante 1			

**7.2.2 Variante 2: PAK-Dosierung in den Filterüberstand und anschließende Raumfiltration (Nutzung der Filteranlage)**

Die zweite Variante beschreibt die PAK-Dosierung in den Zulauf zur bestehenden Filteranlage. Die Kosten dieser Variante sind in Tabelle 7.2 dargestellt. Demnach betragen die Investitionskosten 1.049.000 €. Die Betriebskosten berechnen sich zu 682.246 €/a. Hieraus resultieren Jahreskosten in Höhe von 764.318 €/a bzw. spezifische Jahreskosten in Höhe von 0,05 €/m³ behandeltes Abwasser.

Die Kosten der Variante 2 zeichnen sich durch hohe laufende Kosten aus. Wesentlicher Kostenfaktor sind dabei die Kosten für die Pulveraktivkohle. Diese machen etwa 80 % der Betriebskosten und ca. 77 % der Jahreskosten aus. Kostenmindernd wurde der hohe Heizwert der PAK berücksichtigt, wodurch mehr Faulgas anstatt zur Stützfeuerung in der KVA zur Verstromung im BHKW genutzt werden kann.

Die Investitionskosten sind dagegen durch den geringen baulichen Aufwand zur Umsetzung der Variante 2 im Vergleich zu den anderen Varianten gering und der investive Anteil der Jahreskosten macht nur ca. 11 % der gesamten Jahreskosten aus.

Das Verfahren „Dosierung von PAK in den Filterüberstand“ kann mit weiterem baulichem Mehraufwand auch auf die Behandlung des Vollstroms optimiert werden. Hierzu ist vor dem Zulauf zur Filtration ein zusätzliches Kontaktbecken mit einem Volumen von ca. 2.100 m³ für die Aktivkohleadsorption zu errichten. Die Anordnung ist vergleichbar mit dem Ozonreaktor der Variante 1. Eine Erhöhung der Dosiermenge der Pulveraktivkohle kann ggf. entfallen, da bei Regenwetter aufgrund der Verdünnung des Abwassers mit Regenwasser die Mikroschadstoffkonzentrationen geringer sind. Die Kosten für ein zusätzliches Kontaktbecken werden mit 1,4 Mio. € netto abgeschätzt.



**Tabelle 7.2: Kosten für Variante 2 „PAK-Dosierung in den Filterüberstand und anschließende Raumfiltration (Nutzung der Filteranlage)“**

Investitionskosten			Betrach- tungs- zeitraum	Nutzungs- dauer n	Zinssatz i	KFAKR (l:n)	Re- invest nach	DFAKE (l:n)	Re- invest nach	DFAKE (l:n)	Investiver Anteil der Jahreskosten	
Variante 2: PAK in den Filterüberstand												Jahre
<b>Fällmittellager- und Dosierstation</b>												
	Gründung	KG 300 25.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051	0			1.275 €/a	
	Technische Anlagen	KG 400 190.000 €	30	MT	15	3,0%	0,051	15	0,642		15.916 €/a	
<b>PAK Lager- &amp; Dosiereinrichtung</b>												
	Technische Anlagen	KG 400 320.000 €	30	MT	15	3,0%	0,051	15	0,642		26.805 €/a	
	Gründung	KG 300 25.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051	0			1.275 €/a	
<b>E-Raum</b>												
	Baukonstruktion	KG 300 80.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051	0			4.082 €/a	
<b>E / MSR - Technik</b>												
	KG 400	179.000 €	30	ET	10	3,0%	0,051	10	0,744	20	0,554	20.984 €/a
<b>Wegeanbindung/Zufahrt/Außenanlagen</b>												
	KG 500	20.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051	0			1.020 €/a	
<b>Baunebenkosten</b>												
	KG 700	210.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051	0			10.714 €/a	
<b>Summe</b>			<b>1.049.000 €</b>								<b>82.072 €/a</b>	

Betriebsmittelkosten	Kennwerte	Betriebsmittelbedarf bei				spezifische Kosten	Kosten pro Tag	Betriebskosten 15.707,705 m³/a
		Trockenwetter 3744 m³/h pro Stunde	pro Tag 24 h/d pro Tag	mit Lastfaktor	pro Tag			
PAK	20 g PAK/m³	74,9 kg/h	1.797,1 kg/d	50%	898,6	1,8 €/kg	1.617 €	590.354 €/a
Lösewasser	0,05 m³/kg PAK	3,7 m³/h	89,9 km³/d	67%	59,9	1 €/m³	59,9 €	21.865 €/a
Fällmittel (Wirksubstanz)	0,20 kgFe/kgPAK	15,0 kg/h	359,4 kg/d	50%	179,7			
(Fällmittelmenge)	0,138 kgFe/kgFM		2.604,5		1.302,3	0,15 €/kg	195,3 €	71.299 €/a
Energie PAK-Dosierung	1 kWh	1,0 kWh/h	24,0 kW/d	67%	16,1	0,16 €/kWh	2,6 €	939 €/a
Energie FM-Dosierung	1 kWh	1,0 kWh/h	24,0 kW/d	67%	16,1	0,16 €/kWh	2,6 €	939 €/a
Schlammensorgung	23 %TS	0,49 m³/h	11,7 m³/d		5,9	9,68 €/m³	56,7 €	20.705 €/a
Pulveraktivkohle	100 % von PAK	74,9 kg/h	1.797,1 kg/d	50%	898,6			
Fällschlamm	2,5 kgTS/kgFe	37,4 kg/h	898,6 kg/d	50%	449,3			
Summe		112,3 kg/h	2.695,7 kg/d		1.347,8			
Instandhaltung (1,25 % BT, 3% MT/ET)								22.545 €/a
Personalkosten	20 h/Monat					40 €/h	38 €	9.600 €/a
Steigerung Stromerzeugung BHKW	350000 kWh	bei 20 g PAK/m³			-958,9	-0,16 €/kWh	-153 €	-56.000 €/a
<b>Summe</b>							1.819 €	<b>682.246 €/a</b>

Jahreskosten	15.707.705 m³/a	0,05 € pro m³	pro m³	764.318 €/a
Variante 2				

### 7.2.3 Variante 3: GAK-Filtration durch Austausch des Filtermaterials gegen GAK

Die Kosten für die dritte Variante sind der Tabelle 7.3 zu entnehmen. Die Investitionskosten für den Umbau der Filteranlage von einer „normalen“ Raumfiltration zur GAK-Filtration betragen demzufolge 2.352.000 €/a. Die Betriebskosten belaufen sich zudem auf 1.257.692 €/a. Hieraus resultieren Jahreskosten in Höhe von 1.390.749 €/a bzw. spezifische Jahreskosten in Höhe von 0,09 €/m³.

Für die Umsetzung der Variante 3 sind nur geringfügige bauliche Änderungen an der bestehenden Anlage erforderlich. Im Wesentlichen müssen hierfür Rohrleitungen zum Austausch der GAK verlegt werden. Die Hauptaufgabe ist der Austausch des bestehenden Filtermaterials gegen granulierten Aktivkohle. Darüber hinaus ist die Steuerung der Filteranlage anzupassen, was in den E/MSR-Kosten berücksichtigt ist. Die Baunebenkosten wurden bei dieser Kostenabschätzung mit 25 % der Herstellkosten angesetzt. Die Kosten der Erst-Befüllung mit GAK wurden hierbei jedoch nur mit 25 % zur Ermittlung der Baunebenkosten angenommen.

**Tabelle 7.3: Kosten für Variante 3 „GAK-Filtration durch Austausch des Filtermaterials gegen GAK“**

Investitionskosten Variante 3: GAK-Filtration			Betrachtungs- zeitraum	Nutzungsdauer n	Zinssatz i	KFAKR (i;n)	Re- invest nach	DFAKE (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Investiver Anteil der Jahreskosten	
				Jahre			Jahren		Jahren			
<b>GAK-Filtration</b>												
Bautechnik												
Erdarbeiten für Rohrleitungsbau, vorbereiten Filterzellen	KG 300	266.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051				13.571 €/a	
Technische Anlagen (Be-/Entnahmeleitungen für GAK)	KG 400	233.000 €	30	MT	15	3,0%	0,051	15	0,642		19.518 €/a	
Erst-Befüllung Filterzellen (1.800 m³ GAK)	KG 400	1.530.000 €	30	MT	30	3,0%	0,051				78.059 €/a	
<b>E/ MSR-Technik</b>	KG 400	82.000 €	30	ET	10	3,0%	0,051	10	0,744	20	0,554	9.613 €/a
<b>Baunebenkosten</b>	KG 700	241.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051				12.296 €/a	
<b>Summe</b>		<b>2.352.000 €</b>									<b>133.057 €/a</b>	

laufende Kosten	Kennwerte	Betriebsmittelbedarf bei			spezifische Kosten	Kosten pro Tag	Betriebskosten 15.707.705 m³/a
		Wassermenge 3744 pro Stunde	m³/h	ro TW-Tag 24 h/d			
<b>GAK</b>							
Standzeit	0,82 Jahre				1100 €/Mg		1.240.117 €/a
spezifisches Gewicht	0,5 Mg/m³				2000 €/Austausch		
GAK je Filterzelle	90 m³/Filter						
Anzahl Filterzellen	20 Filter						
Instandhaltung (1,25 % BT, 3% MT/ET) (ohne GAK)							12.775 €/a
Personalkosten	10 h/Monat				40 €/h	19 €	4.800 €/a
<b>Summe</b>						19 €	<b>1.257.692 €/a</b>

Jahreskosten (netto) Variante 3	15.707.705	m³/a	behandelte Wassermenge	0,09 € pro m³	1.390.749 €/a
------------------------------------	------------	------	------------------------	---------------	---------------

Den wesentlichen Kostenfaktor der GAK-Variante stellen die Kosten für die granulierten Aktivkohle dar. Nach der Erstbefüllung der Filterzellen mit frischer Aktivkohle kann in den Folgejahren die etwas günstigere regenerierte Aktivkohle eingesetzt werden. Die laufenden Kosten für die granulierten Aktivkohle beträgt 1.240.117 €/a und entspricht fast 90 % der gesamten jährlichen Kosten.

### 7.3 Sensitivitätsanalyse

Die laufenden Kosten der einzelnen Varianten werden zum einen stark durch die Bezugskosten für die Betriebsstoffe wie Strom, Reinsauerstoff und Aktivkohle beeinflusst. Zum anderen ist die später erforderliche Dosierleistung bzw. GAK-Standzeit von der zu behandelnden Abwassermatrix und der zu erzielenden Eliminationsleistung abhängig.

In Tabelle 7.4 sind die Ergebnisse einer Sensitivitätsanalyse der wichtigsten Einflussfaktoren dargestellt. Die in der Kostenberechnung der Studie angesetzten Werte sind in der Tabelle unterstrichen dargestellt und die resultierenden Jahreskosten der Varianten aufgeführt. Der jeweilige Wert der Variante mit den niedrigsten Jahreskosten ist fett hervorgehoben.

Die Energiekosten beeinflussen im Wesentlichen die Wirtschaftlichkeit der Ozonung. Zu erkennen ist jedoch, dass selbst bei einem Strompreis von 0,28 €/kWh die Variante 1 noch deutliche wirtschaftliche Vorteile bietet.

Die Kosten für den Bezug für Reinsauerstoff wurde mit 0,14 €/kg O<sub>2</sub> konservativ angenommen. Bei aktuellen Ausschreibung wurden Preis von bis zu 0,10 €/kg O<sub>2</sub> erzielt, sodass kurzfristig die Wirtschaftlichkeit der Ozonung eher besser ist. Bei einem Preisanstieg auf 0,18 €/kg O<sub>2</sub> ist die Variante 1 immer noch das wirtschaftlichste Verfahren.

Die spezifische Ozondosierung wurde mit 0,7 g O<sub>3</sub>/g DOC ebenfalls konservativ angesetzt. Nach heutigen Erkenntnissen kann nach einer Optimierungsphase die Ozondosierung auf bis ca. 0,4 g O<sub>3</sub>/g DOC verringert werden. Dies würde bei einem DOC von 6 mg/L einer Ozondosierung von 2,4 g O<sub>3</sub>/L entsprechen.

Die Dosierrate der PAK ist stark von der eingesetzten Kohle, der Aufenthaltszeit der Kohle und der Abwassermatrix abhängig. Die Variante 2 wäre bei einer PAK-Dosierung von 10 bzw. 15 g/m<sup>3</sup> das wirtschaftlichste Verfahren. Nach bisherigem Kenntnisstand ist diese geringe PAK-Dosierrate jedoch nur mit einer separaten Adsorptionsstufe erzielbar. Der gewählte Ansatz für die erforderliche Dosierrate kann vorab durch Laborschüttelversuche weiter abgesichert werden.

Die Standzeit eines GAK-Filters bis zum Austausch der Kohle kann ohne Vorversuche nur relativ unsicher angegeben werden. Die Sensitivitätsanalyse zeigt, dass auch bei einer Standzeit von 2,5 Jahren und Regenerierung der GAK, die Variante 3 nicht die wirtschaftlichste Lösung darstellen würde.

Insgesamt zeigt sich, dass bei den untersuchten Schwankungsbereichen der Parameter die Variante 1 in der Regel die wirtschaftlichste Variante ist.

**Tabelle 7.4: Sensitivitätsanalyse relevanter Parameter auf die Jahreskosten der Varianten**

Varianten		V 1	V 2	V 3
Variable		Ablauf Nachklärung – Neubau Ozonung – Filtration	Ablauf Nachklärung - PAK-Dosierung - Filtration	Ablauf Nachklärung - GAK-Filtration
(Alle Angaben sind netto-Angaben)				
Jahreskosten				
Energiekosten	€/kWh			
	<u>0,16</u>	603.306 €/a	764.318 €/a	1.390.749 €/a
	0,20	635.854 €/a	750.788 €/a	1.390.749 €/a
	0,24	668.402 €/a	737.257 €/a	1.390.749 €/a
	0,28	700.950 €/a	723.727 €/a	1.390.749 €/a
Kosten Sauerstoff	€/kg O <sub>2</sub>			
	0,10	575.756 €/a	764.318 €/a	1.390.749 €/a
	0,12	589.531 €/a	764.318 €/a	1.390.749 €/a
	<u>0,14</u>	603.306 €/a	764.318 €/a	1.390.749 €/a
	0,16	617.081 €/a	764.318 €/a	1.390.749 €/a
Dosierung Ozon	g O <sub>3</sub> /m <sup>3</sup>			
	2,50	517.282 €/a	764.318 €/a	1.390.749 €/a
	3,00	542.583 €/a	764.318 €/a	1.390.749 €/a
	3,50	567.884 €/a	764.318 €/a	1.390.749 €/a
	<u>4,20</u>	603.306 €/a	764.318 €/a	1.390.749 €/a
Dosierrate PAK	g PAK /m <sup>3</sup>			
	10	603.306 €/a	<b>440.207 €/a</b>	1.390.749 €/a
	15	603.306 €/a	<b>602.262 €/a</b>	1.390.749 €/a
	<u>20</u>	603.306 €/a	764.318 €/a	1.390.749 €/a
	25	603.306 €/a	926.374 €/a	1.390.749 €/a
Standzeit GAK	Jahre			
	0,50	603.306 €/a	764.318 €/a	2.150.632 €/a
	<u>0,82</u>	603.306 €/a	764.318 €/a	1.390.749 €/a
	1,00	603.306 €/a	764.318 €/a	1.180.632 €/a
	1,50	603.306 €/a	764.318 €/a	870.632 €/a
Kosten Aktivkohle (PAK und GAK)	Ansatz Kosten			
	75%	603.306 €/a	616.730 €/a	1.088.920 €/a
	<u>100%</u>	603.306 €/a	764.318 €/a	1.390.749 €/a
	125%	603.306 €/a	911.907 €/a	1.692.578 €/a
	150%	603.306 €/a	1.059.495 €/a	1.994.407 €/a
PAK (1.800 €/Mg), GAK (1.100 €/Mg)	175%	603.306 €/a	1.207.084 €/a	2.296.237 €/a
	200%	603.306 €/a	1.354.672 €/a	2.598.066 €/a

## 7.4 Zusammenfassung

Tabelle 7.5 zeigt abschließend eine zusammenfassende Darstellung der Kosten für die Varianten 1 bis 3. Es zeigt sich, dass die spezifischen Kosten der Variante 1 mit 0,04 €/m<sup>3</sup> am geringsten sind. Dies ist vor allem auf die Betriebsmittelkosten zurückzuführen, die einen starken Einfluss auf die Jahreskosten haben und für den Sauerstoff der Variante 1 deutlich geringer sind als für die Aktivkohle der Varianten 2 und 3. Die spezifischen Kosten der Variante 3 sind im Vergleich mit 0,09 €/m<sup>3</sup> am höchsten, was auf die hohen Kosten der granulierten Aktivkohle zurückzuführen ist. Die hohen Kosten für die granulierten Aktivkohle werden durch die Standzeit von 0,82 Jahre der granulierten Aktivkohle bis zur angenommenen Regenerierung der Kohle verursacht.

**Tabelle 7.5: Zusammenfassung der Kostendaten für die Varianten 1 bis 3**

<b>Varianten</b>	<b>V 1</b>	<b>V 2</b>	<b>V 3</b>
<b>Kostenpositionen</b> (Alle Angaben sind netto-Angaben)	Ablauf Nachklärung – Neubau Ozonung – Filtration	Ablauf Nachklärung - PAK-Dosierung - Filtration	Ablauf Nachklärung - GAK-Filtration
<b>Investitionskosten Variante</b>	<b>4.403.000 €</b>	<b>1.049.000 €</b>	<b>2.352.000 €</b>
<b>Investiver Anteil der Jahreskosten Variante</b>	<b>288.769 €/a</b>	<b>82.072 €/a</b>	<b>133.057 €/a</b>
<b>Betriebskosten Variante</b>	<b>314.537 €/a</b>	<b>682.246 €/a</b>	<b>1.257.692 €/a</b>
<b>Jahreskosten Variante</b>	<b>603.306 €/a</b>	<b>764.318 €/a</b>	<b>1.390.749 €/a</b>
Bezugswassermenge	15.707.705 m <sup>3</sup> /a	15.707.705 m <sup>3</sup> /a	15.707.705 m <sup>3</sup> /a
Spezifische Jahreskosten Variante	0,04 €/m <sup>3</sup>	0,05 €/m <sup>3</sup>	0,09 €/m <sup>3</sup>

## 8 CO<sub>2</sub>-Bilanzierung der Verfahrensvarianten

### 8.1 Einführung

Als zentrale Maßnahme zum Klimaschutz wird die massive Reduktion der Treibhausgase weltweit angesehen (Grießhammer und Hochfeld, 2009). Das Bundesministerium hat in diesem Zusammenhang die „Richtlinie zur Förderung von Klimaschutzprojekten in sozialen, kulturellen und öffentlichen Einrichtungen“ erlassen, mit der unter anderem Klimaschutz-Teilkonzepte zum Schwerpunkt „Klimafreundliche Abwasserbehandlung“ gefördert werden. Die Stadt Bonn hat in diesem Zusammenhang für die Kläranlage Bonn Salierweg im Jahr 2013 ein Klimaschutz-Teilkonzept erstellen lassen, in dessen Rahmen auch eine CO<sub>2</sub>-Bilanz sämtlicher Verfahrensstufen der Abwasserbehandlung inklusive Schlammbehandlung, Klärgasnutzung und Schlammentsorgung angefertigt wurde. Nachfolgend soll auch für die verschiedenen Varianten der Verfahrensstufe zur Mikroschadstoffelimination eine CO<sub>2</sub>-Bilanz erstellt werden, um die Einordnung dieser in die Gesamtbilanz der Kläranlage Salierweg für die Stadt Bonn zu ermöglichen. Weitere Ziele einer CO<sub>2</sub>-Bilanz sind zudem (Grießhammer und Hochfeld, 2009):

Identifizierung der Treibhausgasemissionen entlang der Wertschöpfungskette

- Identifizierung besonders emissionsreicher Phasen und Erkennen von Reduktionspotenzialen
- Auswahl eines emissionsarmen Eliminationsverfahrens
- Erstellung einer Gesamtklimabilanz der Kläranlage Salierweg

Die CO<sub>2</sub>-Bilanz stellt einen eindimensionalen Ansatz der Ökobilanzierung dar, mit dem die CO<sub>2</sub>-Emissionen eines Bilanzsystems, beispielsweise eines Produktes, einer Person, eines Landes, eines Prozesses etc., entlang der Wertschöpfungskette ermittelt werden (Gabler Wirtschaftslexikon, 2016). Die Bilanz beruht auf dem Konzept des ökologischen Fußabdrucks, das 1994 von Wackernagel und Rees vorgestellt wurde. Sie sehen die CO<sub>2</sub>-Bilanz, die auch als CO<sub>2</sub>-Fußabdruck bezeichnet wird, als Teil des ökologischen Fußabdrucks (Global Footprint Network, 2016). Eine einheitliche Definition für die Methode der CO<sub>2</sub>-Bilanz gibt es zurzeit noch nicht.

Im Memorandum zum CO<sub>2</sub>-Fußabdruck (engl.: Product Carbon Footprint, PCF) definiert das Öko-Institut e. V. im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und des Umweltbundesamts die CO<sub>2</sub>-Bilanz bzw. den PCF als (Grießhammer und Hochfeld, 2009):

*„Bilanz der Treibhausgasemissionen entlang des gesamten Lebenszyklus eines Produkts in einer definierten Anwendung und bezogen auf eine definierte Nutzeinheit“*

Ausgedrückt werden die CO<sub>2</sub>-Emissionen im Rahmen des CO<sub>2</sub>-Fußabdrucks meist in tCO<sub>2</sub>/a, wobei jedoch nicht nur CO<sub>2</sub>-Emissionen, sondern Emissionen aller Stoffe, für die vom Weltklimarat (IPCC) ein Koeffizient für das Treibhauspotenzial definiert wurde, berücksichtigt werden. Diese können über sogenannte CO<sub>2</sub>-Äquivalente in CO<sub>2</sub>-Emissionen umgerechnet werden. Zu berücksichtigen sind zudem alle Phasen des Lebenszyklus, das heißt die Phasen der Herstellung und des Transports der Rohstoffe und Vorprodukte, die Produktion, die Distribution, die Nutzung, die Nachnutzung und die Entsorgung. Der Begriff „Produkt“ beschränkt sich nicht nur auf produzierte Waren und Güter, sondern auch auf angebotene Dienstleistungen (Grießhammer und Hochfeld, 2009).

Vorliegend wird ein Prozess der Abwasserreinigung betrachtet, der als Dienstleistung anzusehen ist. Betrachtet werden soll dabei nicht der Bau der verschiedenen Anlagenteile, sondern der Betriebsprozess der Anlagen zur Mikroschadstoffelimination. Die Phasen der Wertschöpfungskette dieses Betriebsprozesses sind in Tabelle 8.1 für die drei Betriebsmittel Ozon, Pulveraktivkohle und granuliert Aktivkohle dargestellt.

**Tabelle 8.1: Phasen der Wertschöpfungskette für die drei Betriebsmittel zur Mikroschadstoffelimination Ozon, PAK und GAK**

Phase	Ozon	Pulveraktivkohle	Granulierte Aktivkohle
Herstellung und Transport der Rohstoffe und Vorprodukte	Herstellung und Transport des Flüssigsauerstoffs LOX	Herstellung und Transport der Rohstoffe (z. B. Holz, Torf, Nusschalen, Braun-, Steinkohle) für die Pulveraktivkohle.	Herstellung und Transport der Rohstoffe (z. B. Holz, Torf, Nusschalen, Braun-, Steinkohle) für die granulierte Aktivkohle.
Produktion	Ozonerzeugung, Kühlung des Ozongenerators	PAK-Herstellung	GAK-Herstellung
Distribution	(Entfällt aufgrund der in-situ-Produktion des Ozons)	PAK-Lieferung zur Kläranlage	GAK-Lieferung zur Kläranlage
Nutzung	Ozon-Eintrag	Herstellung der PAK-Suspension und PAK-Dosierung, Schlammabzug	Einbringen der Aktivkohle in die Filterzellen, Filterspülung
Nachnutzung	-	Rezirkulation des PAK in das Belebungsbecken	-
Entsorgung	Restozonvernichtung	Schlammverbrennung	Verbrennung, Regeneration

In den nachfolgenden drei Abschnitten werden die CO<sub>2</sub>-Emissionen für die drei in dieser Machbarkeitsstudie betrachteten Verfahrensvarianten berechnet und zu einer CO<sub>2</sub>-Bilanz der Varianten zusammengeführt. Betrachtet werden bei einer CO<sub>2</sub>-Bilanz sowohl direkte als auch indirekte Emissionen (Gabler Wirtschaftslexikon, 2016). Indirekte Emissionen entstehen beim Herstellungsprozess der verwendeten Rohstoffe und Betriebsmaterialien sowie der benötigten und im Betrieb eingesetzten Energie. Direkte Emissionen entstehen dagegen im betrachteten Prozess selbst, beispielsweise durch Ausgasen bestimmter Treibhausgase. Beim Betrieb einer Anlage mit PAK, GAK oder Ozon fallen jedoch keine direkten Emissionen an, weshalb nachfolgend nur indirekte Emissionen Betrachtung finden.

Die Berechnung der indirekten CO<sub>2</sub>-Emissionen, die beim Betrieb der Anlagen zur Mikroschadstoffelimination anfallen, werden für die oben geschilderten Lebensphasen über sogenannte CO<sub>2</sub>-Äquivalente je Einheit eingesetzter Ressource errechnet. Die herangezogenen CO<sub>2</sub>-Äquivalente, die in der nachfolgenden Bilanzierung angesetzt werden, sowie die jeweilige Literaturquelle sind der nachfolgenden Tabelle zu entnehmen.

Das CO<sub>2</sub>-Äquivalent für die Kohleverbrennung errechnet sich aus der Steinkohleeinheit<sup>1</sup> der Steinkohle (1 kg Steinkohle = 1,016 kg SKE), dem Energieinhalt eines Kilogramms Steinkohle in Höhe von 29,7 MJ/kg Steinkohle = 8,14 kWh/kg Steinkohle und den CO<sub>2</sub>-Emissionen bei vollständiger Verbrennung des Energieträgers Steinkohle (0,34 kg CO<sub>2</sub>/kWh).

<sup>1</sup> Maßeinheit für die Wärmemenge, die aus einem Kilogramm Steinkohle mit einem Heizwert von 7000 kcal/kg gewonnen wird (Duden, 2016)

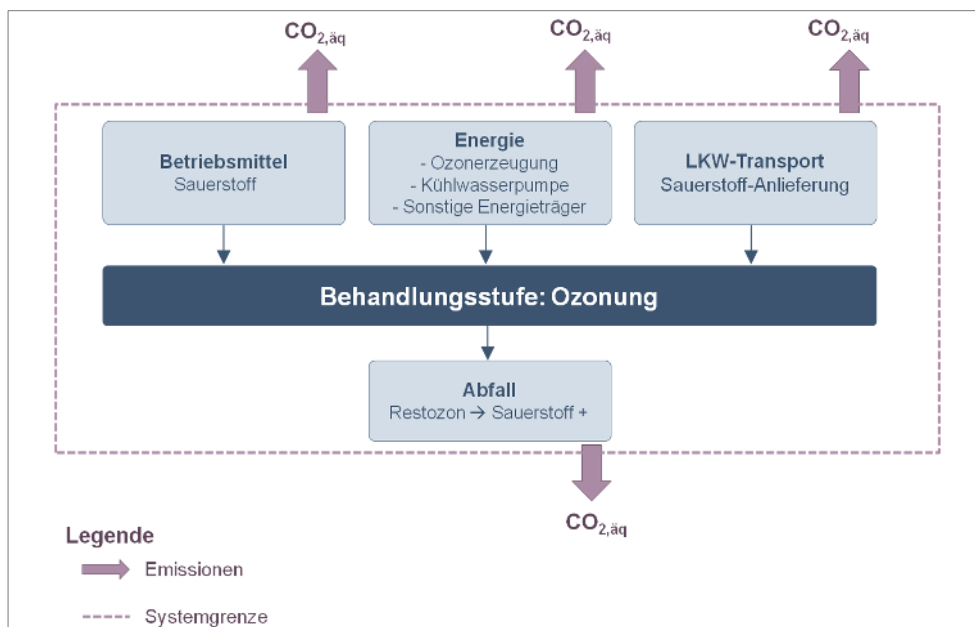
**Tabelle 8.2: Angenommene CO<sub>2</sub>-Äquivalente und zugehörige Literaturquellen**

Emissionsquelle	CO <sub>2</sub> -Äquivalent	Literaturquelle
Energie (gem. Strommix in Deutschland für 2012)	0,584 kg CO <sub>2,Äq</sub> / kWh	Umweltbundesamt (2016)
LKW-Transport	0,65 kg CO <sub>2,Äq</sub> / km	Wöffen et al., 2013
Eisenchlorid (Herstellung, Transport)	1,15 kg CO <sub>2,Äq</sub> / kg	Wöffen et al., 2013
Flockungshilfsmittel (org. Chemikalien)	1,81 kg CO <sub>2,Äq</sub> / kg FHM	Wöffen et al., 2013
Flüssigsauerstoff	0,250 kg CO <sub>2,Äq</sub> / kg O <sub>2</sub>	Bolle et al., 2011
GAK-Herstellung (regeneriert)	9,870 kg CO <sub>2,Äq</sub> / kg GAK	Bolle et al., 2011
PAK-Herstellung	20,907 kg CO <sub>2,Äq</sub> / kg PAK	Bolle et al., 2011
Steinkohle Verbrennung	2,81 kg CO <sub>2,Äq</sub> / kg	FFE, 2016; Böge und Plaßmann, 2013

Der nachfolgend jeweils angesetzte Tagesbedarf an Rohstoffen ist den Kostentabellen im Kapitel 7 zu entnehmen. Die dortige Berechnung beruht auf der Bemessung im Kapitel „Variantenauslegung“.

## 8.2 Variante 1: Bau einer Ozonung auf der Freifläche und Nachbehandlung im bestehenden Filter

Abbildung 8.1 zeigt das Bilanzsystem der Variante 1. Es fallen demnach ausschließlich indirekte Emissionen bei der Herstellung der verwendeten Ressourcen an.



**Abbildung 8.1: Bilanzsystem der Variante 1 „Bau einer Ozonung auf der Freifläche und Nachbehandlung im bestehenden Filter“**

Die Berechnung der CO<sub>2</sub>-Emissionen der einzelnen Lebenszyklusphasen ist in Tabelle 8.3 abgebildet. Der dort angegebene Tagesbedarf richtet sich nach den Berechnungen im vorangegangenen Abschnitt 6.2 zur Auslegung der Ozonanlage. Dort wurde unter anderem das LKW-Aufkommen, das durch die

Errichtung einer Ozonanlage hervorgerufen wird, zu 34 LKW/a angenommen. Die jährlich für die Lieferung des Flüssigsauerstoffs zur Kläranlage zurückzulegenden Kilometer in Höhe von 6.800 km errechnen sich aus der Annahme, dass der Anfahrtsweg vom Produktionsstandort zur Kläranlage 100 km betragen. Berücksichtigt werden zudem sowohl die Hin- als auch die Rückfahrt des LKW. Die angesetzten CO<sub>2</sub>-Äquivalente basieren auf den in Tabelle 8.2 aufgeführten Literaturquellen.

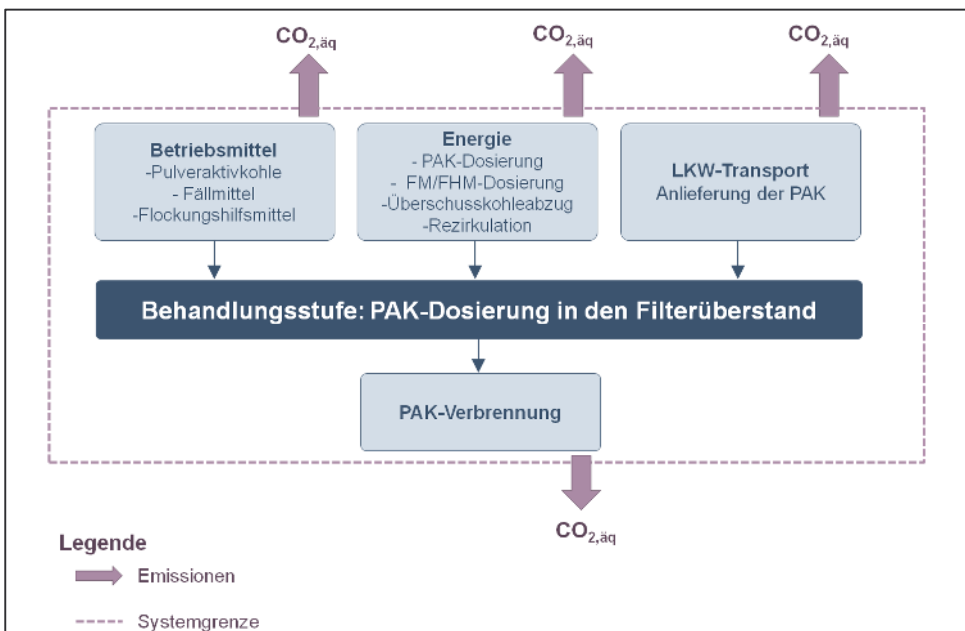
**Tabelle 8.3: CO<sub>2</sub>-Bilanz der Variante 1 „Bau einer Ozonung auf der Freifläche und Nachbehandlung im bestehenden Filter“**

Phase	Ozonung	Tagesbedarf		CO <sub>2</sub> -Äquivalent		CO <sub>2</sub>	
Herstellung Rohstoffe	Herstellung des Flüssigsauerstoffs	1.887	kg O <sub>2</sub> /d	0,25	kg CO <sub>2,Äq</sub> / kg O <sub>2</sub>	172.019	kg CO <sub>2,Äq</sub> / a
Transport Rohstoff	LKW-Transport des Flüssigsauerstoffs zur Kläranlage	6.800	km/a	0,65	kg CO <sub>2,Äq</sub> / km	4.420	kg CO <sub>2,Äq</sub> / a
Produktion Ozon	Energie für die Ozonerzeugung	1.887	kWh/d	0,58	kg CO <sub>2,Äq</sub> / kWh	402.228	kg CO <sub>2,Äq</sub> / a
Nutzung	Energie Kühlwasserpumpe, sonstige ET	241	kWh/d	0,58	kg CO <sub>2,Äq</sub> / kWh	51.414	kg CO <sub>2,Äq</sub> / a
Entsorgung	Energie Restozonvernichtung	101	kWh/d	0,58	kg CO <sub>2,Äq</sub> / kWh	21.412	kg CO <sub>2,Äq</sub> / a
Summe						651.493	kg CO <sub>2,Äq</sub> / a
						651,49	Mg CO <sub>2,Äq</sub> / a

Die CO<sub>2</sub>-Emissionen einer Ozonanlage auf der Kläranlage Salierweg betragen demnach 651 Mg CO<sub>2,Äq</sub> /a.

### 8.3 Variante 2: PAK-Dosierung in den Filterüberstand und anschließende Raumfiltration (Nutzung der Filteranlage)

Abbildung 8.2 zeigt das Bilanzsystem für die Variante 2 „PAK-Dosierung in den Filterüberstand“. Auch bei dieser Variante fallen ausschließlich indirekte Emissionen bei der Herstellung Rohstoffe für den Anlagenbetrieb an.



**Abbildung 8.2: Bilanzsystem der Variante 2 „PAK-Dosierung in den Filterüberstand und anschließende Raumfiltration“**

Die Berechnung der CO<sub>2</sub>-Emissionen erfolgt in Tabelle 8.4. Aufgrund der Vielzahl der eingesetzten Betriebsmittel (Fällmittel, Pulveraktivkohle) ist die Anzahl zu betrachtender Bilanzpositionen höher als bei



der Ozonung. Der Anfahrtsweg für die Anlieferung der Pulveraktivkohle sowie die Fällmittel wurde zu 100 km angenommen. Die Anzahl erforderlicher Lieferungen wurde in Kapitel 6.3 für die Lieferung der Pulveraktivkohle zu 17 Lieferungen pro Jahr und für die Fällmittel zu 21 Lieferungen pro Jahr bestimmt.

Für die Phase „Herstellung Rohstoff“, das heißt die Herstellung der Pulveraktivkohle, wurden keine CO<sub>2</sub>-Emissionen angesetzt, da die Literaturdaten für die Produktion der Pulveraktivkohle die CO<sub>2</sub>-Emissionen aus der Rohstoffherstellung bereits berücksichtigen. Durch die Pulveraktivkohle muss weniger Faulgas zur Stützfeuerung in der Klärschlammverbrennung eingesetzt werden. Hierdurch erfolgt eine Steigerung der Stromproduktion aus CO<sub>2</sub>-neutralem Faulgas und somit eine Reduzierung der CO<sub>2</sub>-Äquivalente für den Strombedarf.

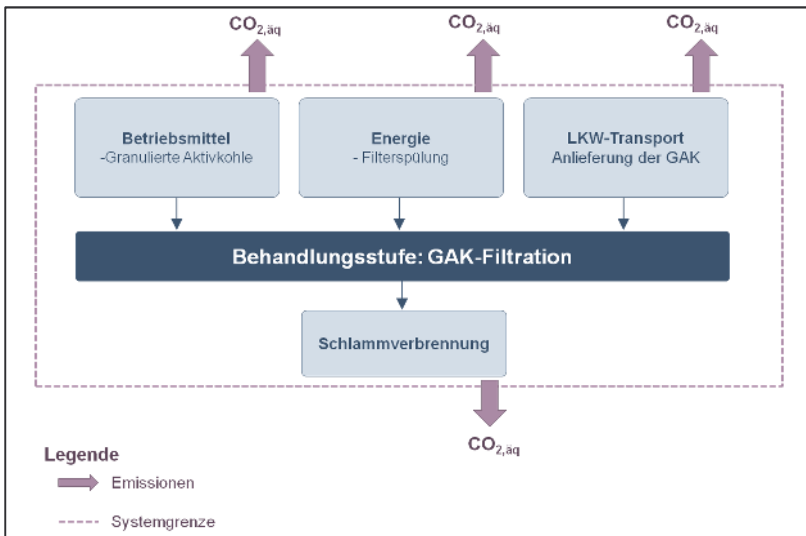
**Tabelle 8.4: CO<sub>2</sub>-Bilanz der Variante 2 „PAK-Dosierung in den Filterüberstand und anschließende Raumfiltration (Nutzung der Filteranlage)“**

Phase	PAK in den Filterüberstand	Tagesbedarf		CO <sub>2</sub> -Äquivalent		CO <sub>2</sub>	
Herstellung Rohstoff	In Produktion PAK enthalten	-	-	-	-	-	-
Produktion	PAK	899	kg PAK/d	20,91	kg CO <sub>2,Äq</sub> / kg PAK	6.857.026	kg CO <sub>2,Äq</sub> / a
Produktion	Fällmittel	1.304	kg FM/d	0,62	kg CO <sub>2,Äq</sub> / kg FM	293.191	kg CO <sub>2,Äq</sub> / a
Transport	Transport PAK	3.400	km/a	0,65	kg CO <sub>2,Äq</sub> / kg FM	2.210	kg CO <sub>2,Äq</sub> / a
Transport	Transport Fällmittel	4.200	km/a	0,65	kg CO <sub>2,Äq</sub> / kg FM	2.730	kg CO <sub>2,Äq</sub> / a
Nutzung	Energie PAK-Dosierung	16	kWh/d	0,58	kg CO <sub>2,Äq</sub> / kWh	3.432	kg CO <sub>2,Äq</sub> / a
Nutzung	Fällmitteldosierung	16	kWh/d	0,58	kg CO <sub>2,Äq</sub> / kWh	3.432	kg CO <sub>2,Äq</sub> / a
Nutzung	Steigerung Stromerzeugung BHKW	-959	kWh/d	1,81	kg CO <sub>2,Äq</sub> / kWh	-633.563	kg CO <sub>2,Äq</sub> / a
Entsorgung	Aktivkohle Verbrennung	899	kg/d	2,81	kg CO <sub>2,Äq</sub> / kg	922.338	kg CO <sub>2,Äq</sub> / a
<b>Summe</b>						<b>7.450.797</b>	<b>kg CO<sub>2,Äq</sub> / a</b>
						<b>7.451</b>	<b>Mg CO<sub>2,Äq</sub> / a</b>

Die CO<sub>2</sub>-Emissionen der Variante betragen demnach 8.083 Mg CO<sub>2,Äq</sub>/a.

## 8.4 Variante 3: GAK-Filtration durch Austausch des Filtermaterials gegen GAK

Das Bilanzsystem der Variante 3 „GAK-Filtration“ ist in Abbildung 8.3 dargestellt. Da auch beim Vorgang der GAK-Filtration keine Treibhausgase freigesetzt werden, sind nur indirekte Emissionen zu berücksichtigen. Die Herstellung bzw. Produktion des Betriebsmittels granuliert Aktivkohle entspricht vorliegend der Regeneration der verbrauchten Aktivkohle.



**Abbildung 8.3: Bilanzsystem der Variante 3 „GAK-Filtration“**

Die Berechnung der CO<sub>2</sub>-Emissionen erfolgt in Tabelle 8.5. Der Anfahrtsweg für die Anlieferung der granulierten Aktivkohle wurde zu 100 km angenommen. Zu berücksichtigen sind in diesem Zusammenhang sowohl die Hin- als auch die Rückfahrt (2 \* 100 km). Zudem wird die granulierten Aktivkohle zunächst aus dem Filter entnommen, dann im Werk reaktiviert und anschließend wieder zur Kläranlage geliefert. Dadurch müssen die LKW die Kläranlage zweimal ansteuern (2 Fahrten/LKW). Die zurückgelegten Kilometer für die Belieferung der Anlage mit Aktivkohle berechnet sich demnach zu:

$$\text{Anlieferungsstrecke: } 74 \text{ LKW/ a} * 2 * 100 \text{ km/ Fahrt} * 2 \text{ Fahrten/LKW} = 29.600 \text{ km/a}$$

Auch bei der granulierten Aktivkohle wurden für die Phase „Herstellung Rohstoff“, das heißt die Herstellung der Pulveraktivkohle, keine CO<sub>2</sub>-Emissionen angesetzt, da die Literaturdaten für die Produktion der Pulveraktivkohle die CO<sub>2</sub>-Emissionen aus der Rohstoffherstellung bereits enthalten.

**Tabelle 8.5: CO<sub>2</sub>-Bilanz der Variante 3 „GAK-Filtration durch Austausch des Filtermaterials gegen GAK“**

Phase	GAK-Filtration	Bedarf		CO <sub>2</sub> -Äquivalent		CO <sub>2</sub>	
Herstellung Rohstoff	In Produktion GAK enthalten	-	-	-	-	-	-
Produktion/Regeneration	Regenerierte GAK	1.097.561	kg GAK/a	9,87	kg CO <sub>2,Äq</sub> / kg GAK	10.832.488	kg CO <sub>2,Äq</sub> / a
Transport Rohstoff	Transport GAK	29.600	km/a	0,65	kg CO <sub>2,Äq</sub> / kg FM	19.240	kg CO <sub>2,Äq</sub> / a
<b>Summe</b>						<b>10.851.728</b>	<b>kg CO<sub>2,Äq</sub> / a</b>
						<b>10.852</b>	<b>kg CO<sub>2,Äq</sub> / a</b>

Die CO<sub>2</sub>-Emissionen ergeben sich für die Variante 3 „GAK-Filtration“ damit zu 9.885 Mg CO<sub>2,Äq</sub>/ a.

## 8.5 Zusammenfassung

Tabelle 8.6 zeigt abschließend zusammengefasst die Ergebnisse der CO<sub>2</sub>-Bilanzierung für die drei untersuchten Verfahrensvarianten zur Mikroschadstoffelimination. Die Tabelle gliedert dazu die CO<sub>2</sub>-Emissionen aller Varianten nach den Phasen der Wertschöpfungskette, so dass die Phasen über die Varianten hinweg miteinander verglichen werden können.

**Tabelle 8.6: Zusammenfassung der Ergebnisse der CO<sub>2</sub>-Bilanzierung**

	Ozon [Mg CO <sub>2,Äq</sub> /a]	PAK [Mg CO <sub>2,Äq</sub> /a]	GAK [Mg CO <sub>2,Äq</sub> /a]
Herstellung	172,02	-	-
Transport der Rohstoffe	4,42	-	-
Produktion	402,23	6.857,03	10.832,49
		293,19	
Distribution	-	2,21	19,24
		2,73	
Nutzung	51,41	3,43	-
		-633,56	
Nachnutzung	-		-
Entsorgung	21,41	922,34	-
<b>Summe</b>	<b>651</b>	<b>7.451</b>	<b>10.852</b>

Es zeigt sich, dass die Variante 3 mit Abstand die höchsten CO<sub>2</sub>-Emissionen, die Variante 2 die zweithöchsten und Variante 1 mit 651 Mg CO<sub>2,Äq</sub> im Jahr die geringsten Emissionen aufweist. Die hohen Emissionen der dritten Variante sind vor allem auf die eingesetzten Betriebsmittel zurückzuführen und auf die hohen Emissionen, die bei der Herstellung der granulierten Aktivkohle anfallen. Die niedrigen CO<sub>2</sub>-Emissionen der Variante 1 resultieren dagegen aus den relativ geringen CO<sub>2</sub>-Emissionen, die bei der Sauerstoff- und Ozonerzeugung anfallen.

## 9 Verfahrensbewertung

### 9.1 Vorgehensweise zur Verfahrensbewertung

Die Verfahrensempfehlung wird aufgrund der Bewertung verschiedener monetärer, betrieblicher und baulicher Aspekte ausgesprochen. Im Rahmen der Bewertung der monetären Aspekte werden zunächst die Ergebnisse der Kostenbetrachtung (Kapitel 7) in Form der Jahreskosten herangezogen. Bei der Ermittlung der Investitionskosten wird die Förderung des Landes NRW nicht mit einbezogen und Kostenreduzierungen der Abwasserabgabe z.B. durch eine weitergehende Reduzierung der CSB- und Phosphor-Konzentration im Kläranlagenablauf werden zunächst nicht berücksichtigt.

Bei der Bewertung der betrieblichen und baulichen Aspekte werden die folgenden Faktoren in die Bewertung einbezogen:

- die Eliminationsleistung Mikroschadstoffe
- Risiken (Transformationsprodukte)
- die Verbesserung der Reinigungsleistung (CSB, AFS, P<sub>ges</sub>)
- der Betriebs- und Wartungsaufwand
- der Stand der Technik – Wissenschaft (Umsetzung vergleichbarer Referenzlage bzw. Erfahrungen in unterschiedlichen Pilotprojekten oder Forschungsanlagen mit den vorgestellten Techniken) sowie
- Zusätzliches LKW-Verkehrsaufkommen
- Klimaschutz, CO<sub>2</sub>-Bilanz
- der Flächenbedarf der Varianten auf der Kläranlage Bonn-Salierweg

Für jeden Bewertungsaspekt werden anschließend Wichtungsfaktoren festgelegt, die den einzelnen Bewertungsaspekten unterschiedliche Bedeutung zumessen und in der Summe 100 % ergeben. Den monetären Bewertungsfaktoren wird dabei genauso viel Bedeutung zugemessen wie den baulichen und betrieblichen Aspekten, weshalb die Wichtungsfaktoren beider Bereiche in Summe jeweils 50 % ergeben.

Dabei wurden bei der monetären Bewertung 15 Punkte an die Variante mit den niedrigsten Jahreskosten vergeben. Die Punkte der anderen Varianten wurden durch Multiplikation der maximal möglichen Punktzahl mit dem Verhältniswert aus niedrigsten Jahreskosten zu den Jahreskosten der zu bewertenden Variante abgemindert. Die Punkte der Varianten ergeben sich dabei wie folgt:

$$\text{Punkte Variante } x = 15 \text{ Punkte} * \text{JK}_{\text{min}} \text{ Variante} / \text{JK Variante } x$$

Die eigentliche Bewertung der verschiedenen nicht monetären Aspekte erfolgt über die Vergabe von Punkten in Anlehnung an Schulnoten. Die Note 1 entspricht dabei 15 Punkten, die Note 2 entspricht 10 Punkten und die Note 3 entspricht 5 Punkten. Auch Halbnotenschritte in Höhe von 2,5 Punkten sind möglich. Die jeweils zugeteilten Punkte werden anschließend entsprechend der Wichtungsfaktoren der einzelnen Bewertungsaspekte gewichtet und aufaddiert und ergeben in Summe die Gesamtpunktzahl einer Variante.

Für die Bewertung der Eliminationsleistung bezüglich der Indikatorsubstanzen (siehe dazu auch Tabelle 5-3) ergibt sich weder für die ozonbasierten noch für die aktivkohlebasierten Verfahren ein Vorteil hinsichtlich der Eliminationsleistung, sodass sie jeweils eine gleiche Bewertung erhalten.

## 9.2 Bewertung der Verfahrensvarianten

In Tabelle 9.1 sind die Ergebnisse der Bewertung für die in der Kläranlage Bonn-Salierweg betrachteten Varianten dargestellt. Es gilt, dass die größte Punktzahl der besten Bewertung entspricht und umgekehrt.

**Tabelle 9.1: Bewertungsmatrix für die Varianten 1 bis 3**

Variante	Wichtung [%]	Variante 1			Variante 2			Variante 3		
		Ablauf Nachklärung – Ozonung – Filtration			Ablauf Nachklärung - PAK-Dosierung - Abscheidung mittels Filtration			Ablauf Nachklärung - GAK-Filtration		
		Punkte	Wertung	Punkte	Wertung	Punkte	Wertung	Punkte	Wertung	
Investitionskosten (netto)		4.403.000 €			1.049.000 €			2.352.000 €		
Jahreskosten (netto)	50%	603.306 €/a	15,0	7,5	764.318 €/a	11,8	5,9	1.390.749 €/a	6,5	3,3
<b>Wertungspunkte Monetär (gerundet)</b>	<b>50%</b>	<b>7,5</b>			<b>5,9</b>			<b>3,3</b>		
Eliminationsleistung Mikroschadstoffe	5%	gut	12,5	0,6	gut	12,5	0,6	gut	12,5	0,6
Risiken (Transformationsprodukte)	4%	mittel	7,5	0,3	gering	15,0	0,6	gering	15,0	0,6
Verbesserung der Reinigungsleistung CSB, AFS, Pges	15%	mäßig	5,0	0,8	mittel	7,5	1,1	mittel	7,5	1,1
Betriebs- und Wartungsaufwand	5%	gering	12,5	0,6	hoch	7,5	0,4	mäßig	10,0	0,5
Stand der Technik - Wissenschaft	5%	einige Anlagen in Betrieb	15,0	0,8	größentechnische Erfahrung	12,5	0,6	Standzeit GAK unsicher	10,0	0,5
LKW-Aufkommen	1%	gering	15,0	0,2	gering	15,0	0,2	mittel	7,5	0,1
CO <sub>2</sub> -Bilanz	5%	sehr niedrig	15,0	0,8	hoch	2,5	0,1	sehr hoch	0,0	0,0
Flächenbedarf	10%	mittel	7,5	0,8	gering	12,5	1,3	sehr gering	15,0	1,5
<b>Wertungspunkte Technik (gerundet)</b>	<b>50%</b>	<b>4,7</b>			<b>4,9</b>			<b>4,9</b>		
<b>Gesamtpunkte (gerundet)</b>	<b>100%</b>	<b>12,2 Punkte</b>			<b>10,8 Punkte</b>			<b>8,2 Punkte</b>		

Ohne Berücksichtigung möglicher Fördermittel erhält die Variante 1 „Bau einer Ozonung auf der Freifläche und Nachbehandlung im bestehenden Filter“ mit 12,2 Punkten die höchste Bewertung und stellt unter den gegebenen Bedingungen die Vorzugsvariante für den Bau einer möglichen Stufe zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Bonn-Salierweg dar. Ausschlaggebend für die gute Bewertung sind die monetären Aspekte, da sich die Variante 1 hier deutlich in den Wertungspunkten von den übrigen Varianten abhebt. Im Wertungsbereich „Technik“ liegen die Varianten enger zusammen. Hier liegen die Varianten 2 vor den Varianten 3 und 1. Die Variante 1 punktet gegenüber den adsorptiven Verfahren insbesondere durch ihre gute CO<sub>2</sub>-Bilanz, den geringen LKW-Aufkommen (gegenüber der GAK Filtration) und den geringen Betrieb- und Wartungsaufwand. Am niedrigsten wird Variante 1 in Hinblick auf Risiken aus möglichen Transformationsprodukten und der Verbesserung der Reinigungsleistung bewertet. Die Ozonung ist auf einen Trockenwetterabflusses von 3.744 m<sup>3</sup>/h ausgelegt und ermöglicht die Behandlung von 90 % der Jahresabwassermenge in der vierten Reinigungsstufe. Die Aktivkohlevarianten werden im Vollstrom durchflossen, wobei aufgrund der kürzeren Aufenthaltszeiten die Eliminationsleistung gegenüber Trockenwetterbedingungen eingeschränkt ist.

Insgesamt ergibt sich das Ranking der betrachteten Varianten wie folgt:

1. Variante 1: Bau einer Ozonung auf der Freifläche und Nachbehandlung im bestehenden Filter
2. Variante 2: PAK-Dosierung in den Filterüberstand und anschließende Raumfiltration (Nutzung der Filteranlage)
3. Variante 3: GAK-Filtration durch Austausch des Filtermaterials gegen GAK

## 10 Empfehlung

### 10.1 Erfordernis zur Mikroschadstoffelimination

Anhaltspunkte für das Erfordernis zum Ausbau der Kläranlage Bonn-Salierweg ergeben sich aus dem Zustand des Vorfluters, der zurzeit einen mäßigen ökologischen Zustand aufweist. Im Rahmen des Screenings und Monitorings wurden für mehrere Parameter Überschreitungen der Zielwerte der D4-Liste des MKULNV zur Bewertung der Oberflächengewässer nach dem Monitoringprogramm gemäß EG-WRRL im Ablauf der Kläranlage Bonn-Salierweg festgestellt (vgl. 4.3.2). Die entsprechenden Parameter aus dem Monitoring und die Höhe der Überschreitung sind der Tabelle 10.1 zu entnehmen. Überschreitungen der Zielwerte sind vor allem bei den Antibiotika Clarithromycin und Erythromycin, dem Analgetikum Diclofenac und Antiepileptikum Carbamazepin zu finden.

Aufgrund der Belastung des Rheins ist nicht für alle eingeleiteten Stoffe eine ausreichende Verdünnung gegeben. Die von Götz et al. (2012) z. B. modellierten Konzentrationen der Stoffe Clarithromycin und Diclofenac unterhalb der Kläranlage Bonn Salierweg im Rhein deuten auf eine relevante stoffliche Belastung des Rheins mit diesen Stoffen hin. Die derzeitigen Zielwerte gemäß der D4-Liste des MKULNV werden im Rhein überschritten, sodass der Bau einer Stufe zur Mikroschadstoffelimination ein sinnvoller Beitrag zur Reduktion darstellt.

**Tabelle 10.1: Zusammenfassung der Zielwert-Überschreitungen aus dem Monitoring**

Substanz		Zielwert	Ablauf KA	Ablauf KA	Ablauf KA	Ablauf KA	Ablauf KA
			08.-09.03. 2016	09.-10.03. 2016	10.-11.03. 2016	11.-12.03. 2016	12.-13.03. 2016
Carbamazepin	ng/L	500	910	450	1.100	1.100	1.100
Clarithromycin	ng/L	100	290	290	380	350	460
Diclofenac	ng/L	50	1.100	1.500	1.400	1.400	1.700
Erythromycin	ng/L	20	240	320	320	380	460
Terbutryn	ng/L	65	86	78	83	83	74

sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
< ½ Zielwert	½ ZW - ZW	ZW – 2 ZW	2 ZW – 4 ZW	> 4 ZW




Zusammenfassend ist festzuhalten, dass der Ausbau einer Kläranlage um eine Stufe zur Mikroschadstoffelimination zurzeit noch nicht gesetzlich nicht klar geregelt ist und auf freiwilliger Basis erfolgt. Eine gesetzliche Pflicht zum Ausbau kann für die Zukunft nicht ausgeschlossen werden.

## 10.2 Verfahrensempfehlung

Auf Grundlage der monetären und nicht monetären Bewertung empfehlen wir für den Bau einer Reinigungsstufe zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Bonn-Salierweg die Umsetzung der Variante 1. Zwar sind die Investitionskosten der Variante 1 höher als die Investitionskosten der Varianten 2 und 3, jedoch liegen die laufenden Kosten der Anlage unter denen der Varianten 2 und 3.

Tabelle 10.2 fasst abschließend alle technischen Aspekte sowie die Kosten der empfohlenen Variante 1 „Bau einer Ozonung auf der Freifläche und Nachbehandlung im bestehenden Filter“ und vergleichend hierzu die Varianten 2 und 3 tabellarisch zusammen.

**Tabelle 10.2: Zusammenfassende Darstellung der betrachteten Varianten**

Variante	Variante 1 Ozonung mit biologischer Nachbehandlung im bestehenden Filter	Variante 2 PAK-Dosierung in den Filterüberstand	Variante 3 GAK-Filtration
Schema			
Verfahrenskonfigurationen	<p>Q = 3.744 m³/h</p> <p><b>Dosierung</b></p> <p>Z<sub>spez</sub> = 0,7 mg O<sub>3</sub>/mg DOC</p> <p>B<sub>O<sub>3</sub></sub> = 16 kg O<sub>3</sub> / h</p> <p><b>Kontaktbecken</b></p> <p>t<sub>Kontakt</sub> = 20 min</p> <p>V<sub>Kontakt</sub> = 1250 m<sup>3</sup></p> <p>H = 6 m</p> <p>A = 208 m<sup>2</sup></p> <p><b>LKW-Aufkommen</b></p> <p>34 LKW/a</p>	<p>Q = 3.744 m³/h</p> <p><b>Kontaktbereich</b></p> <p>V<sub>vorb</sub> = 2.090 m<sup>3</sup></p> <p>t<sub>Kontakt</sub> = 33 min</p> <p><b>PAK-Dosierung</b></p> <p>20 g PAK / m<sup>3</sup></p> <p><b>FM-Bedarf</b></p> <p>0,20 mg Fe/mg PAK</p> <p><b>LKW-Aufkommen</b></p> <p>17 + 21 = 38 LKW/a</p>	<p>Q = 3.744 m³/h</p> <p><b>Filterbemessung</b></p> <p>t<sub>Kontakt</sub> = 27 min</p> <p>v<sub>F</sub> = 3,95 m/h</p> <p>h<sub>F</sub> = 1,80 m</p> <p><b>Standzeit und GAK-Bedarf</b></p> <p>Standzeit = 0,82 Jahre</p> <p>GAK-Bedarf 1.098 Mg GAK/a</p> <p><b>LKW-Aufkommen</b></p> <p>74 LKW/a</p>
Vorteile	Geringe Jahreskosten, kein zusätzlicher Schlamm	Kaum bauliche Änderungen, geringer Flächenbedarf (vorb. Infrastruktur), geringe Investitionskosten	geringe bauliche Änderungen, sehr geringer Flächenbedarf (vorb. Infrastruktur), kein zusätzlicher Schlamm
Nachteile	Flächenbedarf, höherer Bauaufwand	PAK als Betriebsmittel teuer, zusätzlich anfallendes Schlammvolumen	GAK als Betriebsmittel teuer Vorversuche zwingend erforderlich, Eliminationsleistung nicht regelbar
Bewertung	<b>12,2 Punkte</b>	<b>10,8 Punkte</b>	<b>8,2 Punkte</b>



## Literaturverzeichnis

**ABEGGLEN C., ESCHER B., HOLLENDER J., KOEPKE S., ORT C., PETER A., SIEGRIST H., VON GUNTEN U., ZIMMERMANN S., KOCH M., NIEDERHAUSER, P., SCHÄRER, M., BRAUN, C., GÄLLI, R., JUNGHANS, M., BROCKER, S., MOSER, R., RENSCH, D. (2009):** OZONUNG VON GEREINIGTEM ABWASSER – SCHLUSSBERICHT PILOTVERSUCH REGENSDORF. EAWAG, AWEL, BAFU, BMG, HUNZIKER BETATECH

**ABEGGLEN, C. UND SIEGRIST, H. (2012):** „Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren Abegglen, C. und Siegrist, H. (2012): „Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen“. Hrsg.: Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern, Umwelt-Wissen Nr. 1214.

**ALT, K. ET AL. (2014):** „Einsatz granulierter Aktivkohle auf dem Verbandsklärwerk ‚Obere Lutter‘“, Korrespondenz Abwasser 61. Jahrgang Nr. 5, S. 408-426.

**AOL (2016):** „KW „Obere Lutter“ – Mikroverunreinigungen“. Abwasserverband Obere Lutter. <https://www.mikroverunreinigungen.de/obere-lutter/> [Letzter Zugriff: 12.04.2016].

**ARGE TP 10 (2011):** „Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren. Schlussbericht zum Forschungsvorhaben „Metabolitenbildung beim Einsatz von Ozon“. Hrsg.: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes NRW (MKULNV), Oktober 2011. [http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht\\_Metabolitenbildung.pdf](http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_Metabolitenbildung.pdf) [Letzter Zugriff: 17.12.2015].

**ARGE TP 9 (2013):** „Volkswirtschaftlicher Nutzen der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Elimination von organischen Spurenstoffen, Arzneimitteln, Industriechemikalien, bakteriologisch relevanten Keimen und Viren (TP 9)“, Abschlussbericht. Hrsg.: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes NRW (MKULNV), Juni 2013. [http://www.lanuv.nrw.de/uploads/tx\\_mmkresearchprojects/TP\\_9\\_Abschlussbericht\\_Langfassung\\_final\\_140305.pdf](http://www.lanuv.nrw.de/uploads/tx_mmkresearchprojects/TP_9_Abschlussbericht_Langfassung_final_140305.pdf) [Letzter Zugriff: 17.12.2015].

**ARW, AWRW, AWBR, DVGW, ATT UND AWE (2010):** Memorandum mit Forderungen zum Schutz von Fließgewässern und Talsperren zur Sicherung der Trinkwasserversorgung. November 2010. <https://www.dvgw.de/fileadmin/dvgw/wasser/ressourcen/memorandum2011.pdf> [Zugriff 17.12.2015].

**ATV (1997):** „ATV-Handbuch ‚Mechanische Abwasserreinigung‘“. 4. Auflage, Ernst und Sohn Verlag, Hennef. ISBN 3-433-01-461-2.

**BARJENBRUCH, M.; FIRK, W. (2014):** „Möglichkeiten der Elimination von Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen“. In: Korrespondenz Abwasser, Abfall. 61. Jahrgang, Nr. 10, S. 861 – 875.

**BAUR, S.; METZGER, S.; RÖBLER, A.; TRIEBSKORN, R.; VOGEL, H.-J. (2014):** Die Kläranlage Albstadt-Ebingen: 20 Jahre Pulveraktivkohleeinsatz im Vollstrom. In: Korrespondenz Abwasser, Abfall. 61. Jahrgang, Nr. 10, S. 902-907.

**BENSTÖM, F.; NAHRSTEDT, A.; BÖHLER, M.; KNOPP, G.; MONTAG, D.; SIEGRIST, H.; PINNEKAMP, J. (2016):** „Granulierte Aktivkohle – Ein Review halb- und großtechnischer Untersuchungen“. 49. Essener

Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft vom 02.03. – 04.03.2016 in Essen. Aachen: GWA, Heft 239, S. 52/1-52/17. ISBN: 798-3-938996-45-4.

- BILDERBUCH BONN (2016):** „Aufnahme der Kläranlage Salierweg: bonn\_graurheindorf\_kläranlage\_kläwerk\_von\_oben\_1980426451\_978x1304xin.jpeg (JPEG-Grafik, 978 × 639 Pixel). Bilderbuch Bonn - Werkladen Conzen Kunst Service GmbH. [http://www.bilderbuch-bonn.de/bilder/bonn\\_graurheindorf\\_kl%C3%A4ranlage\\_kl%C3%A4rwerk\\_von\\_oben\\_1980426451\\_978x1304xin.jpeg](http://www.bilderbuch-bonn.de/bilder/bonn_graurheindorf_kl%C3%A4ranlage_kl%C3%A4rwerk_von_oben_1980426451_978x1304xin.jpeg) [Letzter Zugriff: 12.04.2016].
- BÖGE, W; PLASSMANN, W (2013):** „Vieweg Handbuch Elektrotechnik – Grundlagen und Anwendungen für Elektrotechniker“. Wiesbaden: Friedrich Vieweg & Sohn Verlag/GWV Fachverlage GmbH, 3. Auflage, S. 857 ff.
- BÖHLER, M; Fleiner, J; McArdell, C; Kienle, C; Schachtler, M; Siegriest, H. (2016):** Biologische Nachbehandlung von kommunalem Abwasser nach Ozonung – ReTreat, Tagungsband 49. Essener Tagung für Wasser- und Abwasserwirtschaft, 2.3.-4.3.2016 in Essen; ISBN978-3-938996-45-4
- BOLLE, F.-W.; PINNEKAMP, J. (2011):** „Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen – Phase I“. Abschlussbericht. Aktenzeichen IV-7-042 600 003 J.
- BORNEMANN ET AL. (2012):** MIKROFLOCK: „Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle“, Abschlussbericht an das MKULNV, AZ IV-7-042 600 001E
- DONAU CARBON (2015):** „Aktivkohle und ihre Anwendung“. Donau Carbon GmbH & Co. KG. <http://www.donau-carbon.com/Downloads/aktivkohle.aspx> [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- DSADS (2015):** „DSADS-Den Spurenstoffen auf der Spur“. Projekt des Landes Nordrhein-Westfalen, der Stadt Dülmen und des LIPPEVERBANDS. [www.dsads.de](http://www.dsads.de) [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- DUDEN (2016):** „Steinkohleeinheit“. Berlin: Dudenverlag. <http://www.duden.de/rechtschreibung/Steinkohleeinheit> [Letzter Zugriff: 28.04.2016].
- EAWAG (2009):** „Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser“, 3. Zwischenbericht. Bearbeiter: Zwickenpflug, B.; Böhler, M. Dübendorf.
- ELWAS-WEB (2016):** Elektronisches wasserwirtschaftliches Verbundsystem für die Wasserwirtschaftsverwaltung in NRW. [www.elwasweb.nrw.de/elwas-web/index.jsf](http://www.elwasweb.nrw.de/elwas-web/index.jsf) [Letzter Zugriff: 12.01.2016].
- EUWID (2010):** Europäischer Wirtschaftsdienst “Wasser und Abwasser”. Nr. 45, 9.11.2010 (2010).
- EG-WRRL (2000):** “Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik“. Abl. EG Nr. L 327/1, 22.12.2000, S. 0001-0073.
- FFE (2016):** „Basisdaten zur Bereitstellung elektrischer Energie“. Forschungsstelle für Energiewirtschaft e. V. [https://www.ffe.de/download/wissen/186\\_Basisdaten\\_Energietraeger/Basisdaten\\_von\\_Energietraegern\\_2010.pdf](https://www.ffe.de/download/wissen/186_Basisdaten_Energietraeger/Basisdaten_von_Energietraegern_2010.pdf) [letzter Zugriff: 28.04.2016].

- GABLER WIRTSCHAFTSLEXIKON (2016):** „Definition » CO<sub>2</sub>-Fußabdruck «“. Gabler Wirtschaftslexikon. <http://wirtschaftslexikon.gabler.de/Archiv/222017/co2-fussabdruck-v8.html> [Letzter Zugriff: 28.04.2016].
- GLOBAL FOOTPRINT NETWORK (2016):** “Footprint Basics“. Global Footprint Network. [http://www.footprintnetwork.org/en/index.php/GFN/page/footprint\\_basics\\_overview/](http://www.footprintnetwork.org/en/index.php/GFN/page/footprint_basics_overview/) [Letzter Zugriff: 28.04.2016].
- GÖTZ, C.; BERGMANN, S.; ORT, C.; SINGER, H.; UND KASE, R. (2012):** „Mikroschadstoffe aus kommunalem Abwasser - Stoffflussmodellierung, Situationsanalyse und Reduktionspotenziale für Nordrhein-Westfalen“. Studie im Auftrag des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (MKULNV)
- GRIESSHAMMER, R; HOCHFELD, C. (2009):** „Memorandum Product Carbon Footprint – Positionen zur Erfassung und Kommunikation des Product Carbon Footprint für die internationale Standardisierung und Harmonisierung“. Öko-Institut e.V. im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Berlin, Dezember 2009.
- GRÜNEBAUM ET AL. (2013):** Abschlussbericht zum MKULNV Forschungsvorhaben Elimination von Arzneimitteln und organischen Mikroschadstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kosten günstigen Reinigungsverfahren, Schlussbericht Phase 2 „Teilprojekt 6 – Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen“,
- HERBST, H. UND HILBIG, R. (2012):** „Machbarkeitsstudie - Einbindung einer Anlage zur Spurenstoffelimination mittels Aktivkohle in die Abwasserfiltration der Kläranlage Neuss-Ost“. [http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht\\_Machbarkeit.pdf](http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_Machbarkeit.pdf) [Letzter Zugriff: 11.06.2015].
- HERBST, H.; KAUFFMANN, M.; TÜRK, J.; LAUNER, M. (2011):** „Abwasserazonierung Kläranlage Duisburg-Vierlinden – Auslegung – Bau – erste Betriebsergebnisse. Tagungsband der 25. Karlsruher Flokkungstage 2011. Schriftenreihe SWW (Bd. 141). Hrsg.: E. Hoffmann, A. Blank. Karlsruhe: Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe.
- HERBST, H.; MAUS, C. (2013):** „Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Warburg - Machbarkeitsstudie“. [http://www.lanuv.nrw.de/uploads/tx\\_mmkresearchprojects/Abschlussbericht\\_Spurenstoffe\\_Warburg.pdf](http://www.lanuv.nrw.de/uploads/tx_mmkresearchprojects/Abschlussbericht_Spurenstoffe_Warburg.pdf) [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- HERTEL, M. ET AL. (2014):** „Auswahl und Überprüfung granulierter Aktivkohlen (GAK) für den Einsatz in kontinuierlich gespülten Filtern“. Wasser und Abfall, 16. Jahrgang, Heft 11, S. 40 – 45.
- HOIGNÉ, J. (1988):** „The Chemistry of Ozone in Water“. Process Technology for Water Treatment. Plenum Publ. Corp., S. 121-143.
- KIENLE, C.; VERMEIRSEN, E.; KUNZ, P.; WERNER, I. (2015):** „Grobbeurteilung der Wasserqualität von abwasserbelasteten Gewässern anhand von ökotoxikologischen Biotests“. Studie im Auftrag des Bundesamts für Umwelt (BAFU). Oekotoxzentrum, Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie Eawag-EPFL. Dübendorf, Schweiz, 2015.

- Kocks (1999):** „Kläranlage Bonn-Salierweg - Änderungsgenehmigungsentwurf für die weitergehende Abwasserreinigung“. Erläuterungsbericht, Heft A1. Kocks Consult GmbH. Koblenz, Dezember 1999.
- KOM-M.NRW (2015A):** Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. Hrsg.: ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. Stand: 20.03.2015.
- KOM-M.NRW (2015B):** „Maßnahmen bei der Abwasserbehandlung“. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. <http://www.masterplan-wasser.nrw.de/multibarrieren/massnahmen-bei-der-abwasserbehandlung/> [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- KOM-M.NRW (2015c):** „Projektsteckbriefe“. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. <http://www.masterplan-wasser.nrw.de/tatenbank/nrw/projektsteckbriefe/> [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- KOM-M.NRW (2015d):** „Karten – Stand des Ausbaus von Kläranlagen zur Mikroschadstoffelimination“. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. <http://www.masterplan-wasser.nrw.de/karten/> [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- KOM-M.NRW (2015E):** „Mikroschadstoffelimination machbar? Wesentliche Inhalte einer Machbarkeitsstudie für Anlagen zur Mikroschadstoffelimination“. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. Hrsg.: ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. Stand: 20.10.2015.
- KOM-M.NRW (2016):** Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. Hrsg.: ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. Stand: 01.09.2016.
- KOMS-BW (2015A):** „KOMS – Kompetenzzentrum Spurenstoffe BW – Kläranlagen mit 4. Reinigungsstufe“. Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg. <http://www.koms-bw.de/klaeranlage/> (Letzter Zugriff: 11.06.2015).
- KOMS-BW (2015B):** „KOMS – Kompetenzzentrum Spurenstoffe BW – Pulverisierte Aktivkohle“. Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg. <http://www.koms-bw.de/page35/page36/page42/> (Letzter Zugriff: 11.06.2015).
- KVR-LEITLINIEN (2012):** Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien). Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. 8. überarbeitete Auflage, Juli 2012).
- METCALF UND EDDY (2003):** “Wastewater Engineering – Treatment and Reuse”. Fourth Edition, McGraw Hill, New York.
- METZGER, S. (2010):** „Einsatz von Pulveraktivkohle zur weitergehenden Reinigung von kommunalem Abwasser“. Dissertationsschrift TU Berlin. Oldenbourg Industrieverlag München.
- METZGER, S.; KAPP, H. (2008):** „Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen“, VSA-Fachtagung 28. Oktober 2008.

- MICROPOLL (2012):** „Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser – Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen“. Bundesamt für Umwelt BAFU, Schweiz. [http://www.micropoll.ch/fileadmin/user\\_upload/Redaktion/Dokumente/01\\_Berichte/02\\_Technische\\_Verfahren/01\\_Allgemein/2012\\_Mikroverunreinigungen\\_aus\\_kommunalem\\_Abwasser.pdf](http://www.micropoll.ch/fileadmin/user_upload/Redaktion/Dokumente/01_Berichte/02_Technische_Verfahren/01_Allgemein/2012_Mikroverunreinigungen_aus_kommunalem_Abwasser.pdf) (Letzter Zugriff: 12.06.2015).
- MICROPOLL (2013A):** „Projektsteckbrief Ozonung\_St\_Pourcain„VSA-Plattform „Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen“  
[http://www.micropoll.ch/fileadmin/user\\_upload/Redaktion/Anlagen/Ozonung\\_St\\_Pourcain.pdf](http://www.micropoll.ch/fileadmin/user_upload/Redaktion/Anlagen/Ozonung_St_Pourcain.pdf) (Letzter Zugriff: 11.06.2015).
- MICROPOLL (2013B):** „Reaktionsprodukte der Ozonung“. Plattform Mikroverunreinigungen. [http://www.micropoll.ch/fileadmin/user\\_upload/Redaktion/Dokumente/02\\_Faktenblaetter/Ozonung\\_Reaktionsprodukte.pdf](http://www.micropoll.ch/fileadmin/user_upload/Redaktion/Dokumente/02_Faktenblaetter/Ozonung_Reaktionsprodukte.pdf) (Letzter Zugriff: 12.06.2015).
- MICROPOLL (2015A):** „ Schweiz - VSA Micropoll“. VSA-Plattform „Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen“. <http://www.micropoll.ch/anlagen-projekte/schweiz/> (Letzter Zugriff: 11.06.2015).
- MICROPOLL (2015B):** „Dichte Membranen“. VSA-Plattform „Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen“ . <http://www.micropoll.ch/verfahren/dichte-membranen/> (Letzter Zugriff: 11.06.2015).
- MKULNV (2014):** „Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer Teil D / Anlage 4 – Flussgebiete NRW“. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. [http://www.flussgebiete.nrw.de/index.php/Leitfaden\\_Monitoring\\_Oberfl%C3%A4chengew%C3%A4sser\\_Teil\\_D/\\_Anlage\\_4](http://www.flussgebiete.nrw.de/index.php/Leitfaden_Monitoring_Oberfl%C3%A4chengew%C3%A4sser_Teil_D/_Anlage_4) (Letzter Zugriff: 17,12.2015).
- NAHRSTEDT, A. ET AL. (2013):** „Mikroschadstoffelimination mittels granulierter Aktivkohle im Ablauf der Kläranlage Gütersloh-Putzhagen“, Zwischenbericht. IWW Mülheim an der Ruhr, Förderkennziffer Bez.-Reg. Detmold M-03/12 Gt.
- NAHRSTEDT, A. ET AL. (2015):** „Großtechnische Versuche zur Elimination von Spurenstoffen auf der Kläranlage Harsewinkel - Einsatz granulierter Aktivkohle“. IWW Mülheim an der Ruhr, Förderkennziffer Bez.-Reg. Detmold 01/13-HA.
- OGEWV (2011):** „Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGeWV)“. Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juli 2011 (BGBl. I S. 1429). Ausfertigungsdatum: 20.07.2011.
- PINNEKAMP, J.; MERKEL, W., (2008):** Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben „Senkung des Anteils organischer Spurenstoffe in der Ruhr durch zusätzliche Behandlungsstufen auf kommunalen Kläranlagen – Güte- und Kostenbetrachtungen“, Hrsg.: Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW. MUNLV (2008), Bearbeiter: Tacke; Herbst; Köster; Beier; Bergmann, Mälzer
- SCHWENTNER G. ET AL. (2010):** „Ergänzung der Flockungsfiltration durch Vorschaltung einer Aktivkohleanlage am Beispiel der Kläranlage Böblingen-Sindelfingen“. Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, Bd. 220, S. 35/1-35/8. Hrsg.: J. Pinnekamp, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen. ISBN 978-3-938996-26-3.

- STALTER D. ET AL. (2010A):** “Comparative toxicity assessment of ozone and activated carbon treated sewage effluents using an in vivo test battery”. *Wat.Res.* 44(8), p. 2610–2620.
- STALTER D. ET AL. (2010B):** “Toxication or detoxication? In vivo toxicity assessment of ozonation as advanced wastewater treatment with the rainbow trout”. *Wat.Res.* 44, p. 439–448.
- UMWELTBUNDESAMT (2003):** Bewertung der Anwesenheit teil- oder nichtbewertbarer Stoffe im Trinkwasser aus gesundheitlicher Sicht - Empfehlung des Umweltbundesamtes nach Anhörung der Trinkwasserkommission beim Umweltbundesamt. *Bundesgesundheitsblatt. - Gesundheitsforschung -Gesundheitsschutz* 2003 46:249–251, DOI 10.1007/s00103-002-0576-7)
- UMWELTBUNDESAMT (2011):** Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln. *Texte* 66/2011. ISSN 1862-4804
- UMWELTBUNDESAMT (2016):** „Strom- und Wärmeversorgung in Zahlen | Umweltbundesamt“. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/energieversorgung/strom-waermeversorgung-in-zahlen> [Letzter Zugriff: 20.04.2016].
- TRINKWV (2001):** „Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung – TrinkwV 2001)“. Neugefasst durch Bek. v. 2.8.2013 I 2977, Zuletzt geändert durch Art. 1 V v. 18.11.2015 I 2076.
- WABAG (2016):** „Filtration zur Wasser- und Abwasserreinigung“. Technologie-Report. WABAG Wassertechnik AG. [http://www.wabag.com/wp-content/uploads/2012/04/TechBroschure\\_Filtration\\_DE1.pdf](http://www.wabag.com/wp-content/uploads/2012/04/TechBroschure_Filtration_DE1.pdf) [Letzter Zugriff: 28.04.2016].
- WABAG (2014):** „WABAG Filtration, Filtration zur Wasser- und Abwasserreinigung“. WABAG Wassertechnik AG. [http://www.wabag.com/wp-content/uploads/2014/07/Filtration2014\\_DE\\_WEB.pdf](http://www.wabag.com/wp-content/uploads/2014/07/Filtration2014_DE_WEB.pdf) (Letzter Zugriff: 12.06.2015).
- WITTMER, A. ET AL. (2013):** „UV-Messung zur Regelung der Ozondosis und Überwachung der Reinigungsleistung Labor- und halbtechnische Pilotversuche“. Eawag, im Auftrag des BAFU, Dübendorf, Schweiz.
- WÖFFEN, B.; GRAMLICH, E. ; STEINKE, M. (2013):** „Klimaschutz-Teilkonzert Kläranlage Bonn Salierweg“. Erläuterungsbericht, Projektnummer: 0147 021. Aachen, April 2013.
- ZIMMERMANN, S. (2011):** “Enhanced wastewater treatment by ozone and ferrate: Kinetics, transformation products and full-scale ozonation“. Dissertation 19615, ETH Zürich.