



Abschlussbericht

**Machbarkeitsstudie
zur Mikroschadstoffelimination
auf dem Klärwerk Krefeld**

Langfassung

Impressum

Auftraggeber: EGK Entsorgungsgesellschaft Krefeld GmbH & Co. KG

Auftragnehmer: **Sweco GmbH**

Postfach 30 01 06
50771 Köln

Graeffstraße 5
50823 Köln

Bearbeitung: Dr.-Ing. Ulf Schulze-Hennings
Angelika Bahles, M.Sc.
Dr.-Ing. Demet Antakyali
Sandra Ante

Bearbeitungszeitraum: Februar 2017 – Oktober 2020

Inhaltsverzeichnis

1	Veranlassung und Hintergründe der Mikroschadstoffelimination	1
2	Gesetzliche Hintergründe und Anforderungen an die Mikroschadstoffelimination	3
3	Kurzbeschreibung des Einzugsgebietes und der Verfahrenstechnik des Klärwerks Krefeld	5
3.1	Kurzbeschreibung des Einzugsgebietes und des Gewässers	5
3.2	Kurzbeschreibung der Abwasserbehandlungsanlage	5
4	Abwasseranalyse und Auslegungswerte	8
4.1	Übersicht zu Analysen und Methodik	8
4.2	Standardabwasserparameter	8
4.3	Mikroschadstoffe	9
4.3.1	Bewertungsmaßstab	9
4.3.2	Erweitertes Monitoring auf Mikroschadstoffe in Krefeld	12
4.3.3	Monitoring zur Datenverdichtung in Krefeld	14
4.4	Bromidkonzentrationen und Ozonzehrung	18
4.5	Auslegungswassermenge	19
4.6	Eliminationsraten	21
5	Stand der Technik im Bereich der Mikroschadstoffelimination	23
5.1	Übersicht	23
5.2	Oxidative Verfahren	23
5.2.1	Ozonung	23
5.2.2	Advanced Oxidation Processes (AOP)	26
5.3	Adsorptive Verfahren	27
5.3.1	Grundlagen	27
5.3.2	Aktivkohleadsorption mittels granulierter Aktivkohle (GAK)	27
5.3.3	Aktivkohleadsorption mittels pulverisierter Aktivkohle (PAK)	29
5.4	Physikalische Verfahren	34
5.5	Verfahrenskombinationen	34
5.5.1	Verfahrenskombination Ozonung und GAK-Filtration	34
5.5.2	Verfahrenskombination Ozonung und PAK-Dosierung	35
5.6	Großtechnische Anlagen zur Mikroschadstoffelimination im In- und Ausland	35
6	Ausarbeitung von technischen Anlagenkonzepten	37

6.1	Auswahl der Varianten	37
6.1.1	Einleitung	37
6.1.2	Strukturelle Randbedingungen auf dem Klärwerk Krefeld	37
6.1.3	Randbedingungen resultierend aus Abwassereigenschaften	39
6.1.4	Auswahl der zu betrachtenden Varianten	40
6.2	Variante 1: Ozonung mit Nachbehandlung in bestehender Filtration	41
6.2.1	Integration auf dem Klärwerk Krefeld	41
6.2.2	Ozonerzeugung	43
6.2.3	Ozoneintrag und Ozondosierung	44
6.2.4	Kontaktreaktor	44
6.2.5	Nachbehandlung	45
6.3	Variante 2: PAK-Dosierung in den Filterüberstand	45
6.3.1	Integration auf dem Klärwerk Krefeld	45
6.3.2	Kontaktreaktor und Abscheideeinheit	46
6.3.3	Pulveraktivkohlelager und Dosiervorrichtung	47
6.3.4	Fällmittel- und Flockungshilfsmitteldosierung	48
6.4	Variante 3: PAK-Dosierung in das Belebungsbecken	49
6.4.1	Integration auf dem Klärwerk Krefeld	49
6.4.2	Pulveraktivkohlelager- und Dosieranlage	51
6.4.3	Fällmittel- und Flockungshilfsmitteldosierung	52
6.5	Variante 4: PAK-Dosierung in den Filter und Abtrennung mittels Membranen	52
6.5.1	Integration auf dem Klärwerk Krefeld	52
6.5.2	Membranen zur Abtrennung	53
6.5.3	Kontaktreaktor	56
6.5.4	Pulveraktivkohlelager und -dosiervorrichtung	56
6.6	Variante 5: PAK-Dosierung in ein Kontaktbecken im Filter und Abtrennung in verbleibenden Filterkammern	57
6.6.1	Integration auf dem Klärwerk Krefeld	57
6.6.2	Kontaktreaktor und Abscheideeinheit	58
6.6.3	Pulveraktivkohlelager und Dosiervorrichtung	59
6.6.4	Fällmittel- und Flockungshilfsmitteldosierung	60
6.7	Variante 6: GAK-Filtration in den bestehenden Filterbecken	60
6.7.1	Integration auf dem Klärwerk Krefeld	60
6.7.2	Auslegung der GAK-Filter	61
6.7.3	Filterstandzeit und GAK-Bedarf	62
6.8	Variante 7: Chlordioxidbehandlung und zusätzliche Behandlung im GAK-Filter	62
6.8.1	Grundlagen der Chlordioxidbehandlung zur Mikroschadstoffelimination	62
6.8.2	Grundlagen der Chlordioxidbehandlung zur Mikroschadstoffelimination	63
6.8.3	Integration auf dem Klärwerk Krefeld	63
6.8.4	Kontaktreaktor	64

6.8.5	Nachbehandlung mittels GAK-Filtration	65
7	Kostenermittlung	67
7.1	Grundlagen	67
7.1.1	Berechnungsmethode	67
7.1.2	Annahmen zur Betriebskostenberechnung	67
7.2	Kostenbetrachtung	68
7.3	Sensitivitätsbetrachtung	74
8	Variantenbewertung	76
8.1	Vorgehensweise zur Verfahrensbewertung	76
8.2	Verfahrensbewertung	76
9	Fazit	78
9.1	Erfordernis zur Mikroschadstoffelimination	78
9.2	Verfahrensempfehlung	80
10	Literaturverzeichnis	82

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1: Übersicht der für die Mikroschadstoffentfernung relevanten gesetzlichen Anforderungen auf europäischer und nationaler Ebene	4
Abbildung 3-1: Ökologischer Zustand des aufnehmenden Gewässers Rhein (ELWAS-WEB, 2016)	5
Abbildung 3-2: Schnitt durch Filterkammer 1 der Filtrationsanlage des Klärwerks Krefeld	7
Abbildung 4-1: Vergleich der gemessenen Konzentrationen im Ablauf der Krankenhäuser (verändert nach Herbst et al., 2015)	18
Abbildung 4-2: Wassermengen $Q_{T,h}$ und Q_h im Zeitraum 01/2013-07/2016	20
Abbildung 4-3: Auslegungswassermenge und damit behandelbare Jahresabwassermenge	21
Abbildung 5-1: Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffelimination	23
Abbildung 5-2: Schematische Darstellung der Einbindung einer Ozonung in den bestehenden Klärprozess (KOM-M.NRW, 2015b)	24
Abbildung 5-3: Ozon-Eintragssysteme, Injektor (links) und Diffusor (rechts)	25
Abbildung 5-4: Schematische Darstellung der Einbindung einer GAK-Filtration in den bestehenden Klärprozess (2015b)	28
Abbildung 5-5: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in einer separaten Adsorptionsstufe (KOM-M.NRW, 2015b)	30
Abbildung 5-6: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung vor der abschließenden Abwasserfiltration (KOM-M.NRW, 2015b)	31
Abbildung 5-7: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung vor Membranmodule	32
Abbildung 5-8: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in den Zulauf zur Filtration mit separatem Kontaktbecken (Flockungsraum) nach (Herbst und Hilbig, 2012)	32
Abbildung 5-9: Schematische Darstellung der simultanen PAK-Dosierung im Belebungsbecken (2015b)	33
Abbildung 5-10: Schematische Darstellung der Verfahrenskombination Ozonung und GAK-Filtration (KOM-M.NRW, 2016)	35
Abbildung 5-11: Schematische Darstellung der Verfahrenskombination Ozonung und PAK-Dosierung (KOM-M.NRW, 2016)	35
Abbildung 6-1: Potentielle Fläche zum Bau einer Stufe zur Mikroschadstoffelimination im Bereich der Filtration auf dem Klärwerk Krefeld (ELWAS-WEB, 2016)	38
Abbildung 6-2: Wasserspiegellagen auf dem Klärwerk Krefeld im Bereich Belebungsbecken - Ablauf Kläranlage (Angaben in m ü. NN)	39
Abbildung 6-3: Lageplan der Variante 1 auf dem Klärwerk Krefeld	42
Abbildung 6-4: Querschnitt der Filterkammern 18 und 24 zur Darstellung des Umbauaufwands für die Variante 1	43
Abbildung 6-5: Fließbild der Variante 1 auf dem Klärwerk Krefeld	44
Abbildung 6-6: Lageplan der Variante 2 auf dem Klärwerk Krefeld	46
Abbildung 6-7: Einbindung der Variante 2 in den Klärprozess auf dem Klärwerk Krefeld	47

Abbildung 6-8: Anordnungsskizze der Variante 3 auf dem Klärwerk Krefeld	50
Abbildung 6-9: Einbindung der PAK-Dosierung in die Schwachlastbelegung auf dem Klärwerk Krefeld	51
Abbildung 6-10: Lageplan der Variante 4 auf dem Klärwerk Krefeld	53
Abbildung 6-11: Membranmodul (links) und Kassette mit Membranmodulen (rechts) des Systems ZeeWeed 500 (GE, 2016a), (GE, 2016b)	54
Abbildung 6-12: Möglichkeit zur Anordnung der Membrankassetten in einer Filterkammer	55
Abbildung 6-13: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in einen Kontaktraum und Abscheidung mittels Membranen auf dem Klärwerk Krefeld	57
Abbildung 6-14: Lageplan der Variante 5 auf dem Klärwerk Krefeld	58
Abbildung 6-15: Einbindung der Variante 5 in den Klärprozess auf dem Klärwerk Krefeld	59
Abbildung 6-16: Schematisches Fließbild der Variante 6 auf dem Klärwerk Krefeld	61
Abbildung 6-17: Lageplan der Variante 6 auf dem Klärwerk Krefeld	62
Abbildung 6-18: Schematisches Fließbild der Variante 7 auf dem Klärwerk Krefeld	64
Abbildung 6-19: Lageplan der Variante 7 auf dem Klärwerk Krefeld	66

Tabellenverzeichnis

Tabelle 3-1: Kenndaten des Klärwerks Krefeld	6
Tabelle 3-2: Verfahrenstechnik des Klärwerks Krefeld	6
Tabelle 4-1: Standortspezifische Abwasserparameter im Ablauf der Nachklärung des KW Krefeld von 01/2016 bis 10/2016 und die Überwachungswerte bzw. erklärten Werte	8
Tabelle 4-2: Zielwerte für ausgewählte organische Inhaltsstoffe (MKULNV, 2014)	10
Tabelle 4-3: Quellenerläuterung zu Tabelle 4-2	11
Tabelle 4-4: Bewertungsmaßstab der Mikroschadstoffkonzentrationen im Oberflächengewässer im Ablauf des Klärwerks Krefeld	11
Tabelle 4-5: Konzentrationen der Arzneimittelwirkstoffe im Zu- und Ablauf des Klärwerks Krefeld	12
Tabelle 4-6: Konzentrationen der Östrogene im Zu- und Ablauf des Klärwerks Krefeld	12
Tabelle 4-7: Konzentrationen der Pestizide/PBSM im Zu- und Ablauf des Klärwerks Krefeld	13
Tabelle 4-8: Konzentrationen der Korrosionsschutzmittel, Moschusduftstoffe, perfluorierten Tenside und Süßstoffe im Zu- und Ablauf des Klärwerks Krefeld	13
Tabelle 4-9: Ergebnis des Monitorings zur Datenverdichtung, Konzentrationen in µg/L	15
Tabelle 4-10: Mittlerer Abwasseranfall der beprobten Krankenhäuser und der Kläranlage (Angabe Kommunalbetrieb Krefeld)	16
Tabelle 4-11: Frachteinträge durch die Krankenhäuser und Gesamtfracht im Zulauf zur Kläranlage	16

Tabelle 4-12:	Prozentuale Anteil der Frachten an der Gesamtfracht	17
Tabelle 4-13:	Standortrelevante Substanzen und sensitive Leitparameter	22
Tabelle 5-1:	Werte für die Leerbettkontaktzeit und die Filterbettgeschwindigkeiten aus den großtechnischen Untersuchungen in NRW (KOM-M.NRW, 2015c)	28
Tabelle 5-2:	Eliminationsraten für verschiedene Mikroschadstoffe bei einer PAK-Dosierung in Höhe von 10 und 20 mg _{PAK} /L (Metzger und Kapp, 2008) und (Metzger, 2010)	33
Tabelle 6-1:	Übersicht über die möglichen Varianten und Auswahl der betrachteten Varianten	40
Tabelle 6-2:	Abmessungen der Module bzw. Kassetten des Systems ZeeWeed 500	54
Tabelle 7-1:	Kosten der Variante 1	68
Tabelle 7-2:	Kosten der Variante 2	69
Tabelle 7-3:	Kosten der Variante 3	70
Tabelle 7-4:	Kosten der Variante 4	71
Tabelle 7-5:	Kosten der Variante 5	72
Tabelle 7-6:	Kosten der Variante 6	73
Tabelle 7-7:	Kostenvergleich der Varianten 1 bis 6	74
Tabelle 7-8:	Sensitivitätsbetrachtung der Varianten 1 bis 6	75
Tabelle 8-1:	Bewertung der betrachteten Varianten	77
Tabelle 8-2:	Ranking der Varianten	77
Tabelle 9-1:	Überschreitungen der Bewertungskriterien beim erweiterten Monitoring des Ablaufs der Kläranlage	78
Tabelle 9-2:	Überschreitungen der Bewertungskriterien beim Monitoring zur Datenverdichtung (Konzentrationen in µg/L)	79

1 Veranlassung und Hintergründe der Mikroschadstoffelimination

Der Begriff „Mikroschadstoffe“ ist in den vergangenen Jahren immer mehr in den Fokus der Wissenschaft sowie der Öffentlichkeit gerückt. Der Begriff 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. Beispielsweise sind pharmazeutische Wirkstoffe, Flammschutzmittel, Biozide und weitere Industriechemikalien in dieser Gruppe zu nennen. Mikroschadstoffe liegen in der Regel in sehr niedrigen Konzentrationen vor, dennoch konnte in den letzten Jahren 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).

Vor dem Hintergrund des demographischen Wandels und der industriellen Weiterentwicklung kann die Mikroschadstoffproblematik in Zukunft drastischer werden. Beispielsweise werden Humanpharmaka insbesondere durch die steigende individuelle Lebenserwartung und des damit verknüpften steigenden Arzneimittelkonsums künftig in noch größerer Anzahl und Menge über die kommunale Abwasserentsorgung in die Umwelt eingebracht. Aufgrund der Persistenz, des Bioakkumulationspotenzials und der Toxizität von Mikroschadstoffen, besteht zur langfristigen Sicherung einer hohen Wasserqualität grundsätzlich Handlungsbedarf zur Reduktion der Einträge von Mikroschadstoffen in Gewässer.

Die umweltschädlichen Stoffe sollen in der Regel möglichst an der Quelle minimiert und ggf. durch ungeschädliche 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 Eintragungspfadern der Mikroschadstoffe in die Oberflächengewässer.

Um den 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 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 zurzeit als umsetzbare Techniken herauskristallisiert.

NRW setzt bei dem Thema der Mikroschadstoffelimination auf einen ganzheitlichen Ansatz auf unterschiedlichen Ebenen. Ein Ansatz ist es, Stoffe möglichst an der Quelle zu verhindern, z.B. durch die Substitution gefährlicher Stoffe durch ungefährlichere Alternativen. Einen ähnlichen Ansatz verfolgte das Projekt „Den Spurenstoffen auf der Spur“ des Landes Nordrhein-Westfalen, der Stadt Dülmen und des Lippeverbands (DSADS, 2016). Dieses hatte u.a. das Ziel, die Bevölkerung hinsichtlich eines bewussteren Umgangs mit Arzneimitteln aufzuklären bzw. zu sensibilisieren. Zudem sollen aber auch die Abwasserreinigungsanlagen ausgebaut und die Trinkwasseraufbereitungstechnik modernisiert werden. Das Umweltministerium des Landes Nordrhein-Westfalen (NRW) fördert derzeit dazu durch das Investitionsprogramm „Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung NRW“ u. a. großtechnische Anlagen zur Mikroschadstoffelimination.

Ziel dieser Studie ist es, auf Basis eines Screenings des Kläranlagenablaufes auf Mikroschadstoffe, Möglichkeiten zur Einbindung einer Anlage zur Mikroschadstoffelimination auf dem Klärwerk (KW) Krefeld aufzuzeigen. 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 polycyclische 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 zur 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 nicht Erreichen 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. Auch für das Klärwerk Krefeld können, aufgrund des derzeitigen Zustands des Rheins, zukünftig Maßnahmen zur Elimination von Mikroschadstoffen gefordert werden.

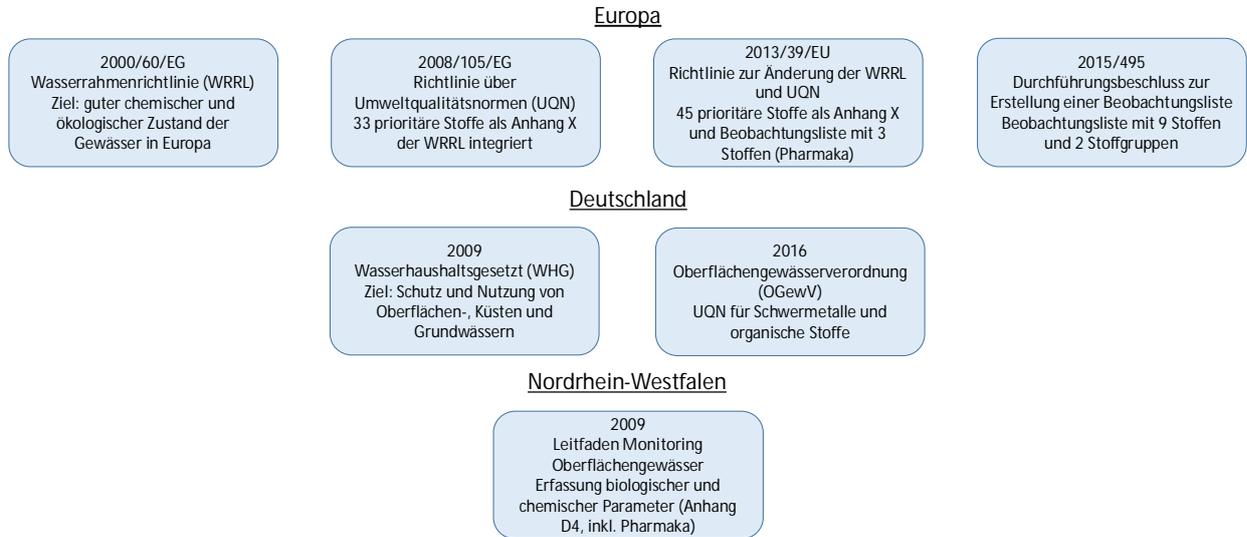


Abbildung 2-1: Übersicht der für die Mikroschadstoffentfernung relevanten gesetzlichen Anforderungen auf europäischer und nationaler Ebene

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, 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 geringer. 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 des Klärwerks Krefeld

3.1 Kurzbeschreibung des Einzugsgebietes und des Gewässers

Das Klärwerk Krefeld behandelt das gesamte Abwasser der Stadt Krefeld und zusätzlich das Abwasser des Ortsteils Moers-Vennikel. Dieses wird der Kläranlage über eine separate Druckleitung zugeleitet. Das Entwässerungssystem des Einzugsgebiets ist als Mischsystem ausgeführt.

Als Indirekteinleiter sind beispielsweise ein Edelstahlwerk, ein Saftproduzent und ein Produzent von Verzuckerungsprodukten an das Klärwerk angeschlossen. Zusätzlich wird Schlamm aus dem Chempark Krefeld-Uerdingen über eine separate Druckleitung zum Klärwerk gefördert.

Das im Klärwerk gereinigte Abwasser wird in den Rhein eingeleitet. Dieser gilt in Klärwerksnähe als erheblich verändertes Gewässer, wobei ca. 1,5 km flussabwärts der Chempark Krefeld-Uerdingen die gereinigten Abwässer und flussaufwärts die Abwässer von drei Kläranlagen der Städte Düsseldorf (Nord und Süd) und Neuss (Ost) dem Rhein zugeführt werden. Der ökologische Zustand wird als unbefriedigend (Abbildung 3-1) und der chemische Zustand als nicht gut eingestuft. (ELWAS-WEB, 2016) Der mittlere Niedrigwasserabfluss (MNQ) des Rheins beträgt an der Einleitstelle 961 m³/s.

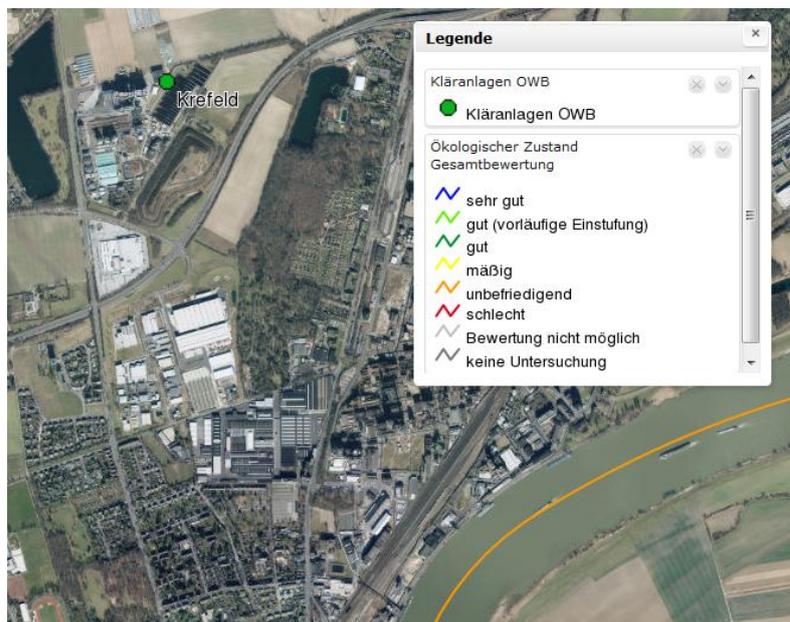


Abbildung 3-1: Ökologischer Zustand des aufnehmenden Gewässers Rhein (ELWAS-WEB, 2016)

3.2 Kurzbeschreibung der Abwasserbehandlungsanlage

Das von der Entsorgungsgesellschaft Krefeld betriebene Klärwerk Krefeld wurde 1974 in Betrieb genommen. Ausgelegt ist das Klärwerk für 1,2 Mio. EW. Die derzeitige Auslastung liegt bei knapp 50 % bezogen auf den CSB mit einem spezifischen Anfall von 120 g/E*d. Nach der Abwasserverordnung (AbwV) ist das Klärwerk in die Größenklasse 5 einzuordnen. Der Trockenwetterzufluss laut Auslegung beträgt

$Q_t = 10.000 \text{ m}^3/\text{h}$. Der maximale Regenwetterzufluss beträgt $Q_m = 24.120 \text{ m}^3/\text{h}$. Abgeleitet werden dürfen laut wasserrechtlicher Erlaubnis $22.000 \text{ m}^3/\text{h}$. Tabelle 3-1 fasst die wichtigsten Kenndaten zusammen.

Tabelle 3-1: Kenndaten des Klärwerks Krefeld

Kennwert	Einheit	Wert
Einwohnerwerte (Ausbaugröße)	EW	1.200.000
Größenklasse nach AbwV	-	5
Tagesabwassermenge Q_d	m^3/d	180.000
Trockenwetterzufluss Q_t	m^3/h	10.000
Regenwetterzufluss Q_m	m^3/h	24.120

Das Abwasser des Einzugsgebietes wird im KW Krefeld zunächst in einer Rechenanlage und einem Sandfang mechanisch gereinigt und dann zweistufig biologisch behandelt. Diese zweistufige Behandlung besteht aus einer Hochlaststufe mit Zwischenklärung und einer Schwachlaststufe mit anschließender Nachklärung. Die Schwachlastbelebung ist als vorgeschaltete Denitrifikation ausgeführt. Zur Abscheidung noch vorhandener Feststoffe wird das Abwasser durch eine Filtrationsstufe geleitet. Die biologische Phosphorentfernung findet in einem anaeroben Becken statt. Zusätzlich wird auf dem KW Krefeld eine chemische Simultanfällung von Phosphor mit Eisensalzen im Ablauf der Zwischenklärung eingesetzt. Die Verfahrenstechnik ist dabei wie aus Tabelle 3-2 ersichtlich ausgeführt.

Tabelle 3-2: Verfahrenstechnik des Klärwerks Krefeld

Anlagenteile	Anlagendetails
Rechenanlage	Feinrechen Stababstand: 15 mm
Hochlastbelebung	3 Beckenstraßen mit integriertem Sandfang Volumen: je 2.900 m^3 Tellerbelüfter
Zwischenklärung	6 Becken Volumen: 15.300 m^3 Tiefe: 3,2 m
Schwachlastbelebung	4 Becken Becken 1 + 2 als Karussellbecken Becken 3 + 4 als Kaskadenbelebung Volumen 1 + 2: 30.000 m^3 Volumen 3 + 4: 55.000 m^3
Nachklärung	12 Becken mit Saugräumern Volumen: 60.000 m^3
Filtration	24 Becken Breite x Länge: 6,25 m x 10 m Filterfläche: je $62,5 \text{ m}^2$ GesamtfILTERfläche: 1.500 m^2 Abwärts durchströmt, 2-straßig

Anlagenteile	Anlagendetails
Prozesswasserbehandlung 1 + 2	Volumen: 7.335 m ³ Einleitung der Prozesswässer in Hochlastbelebung

Derzeit wird die Filtration nur teilweise genutzt. Von den vorhandenen 24 Filtrationsbecken werden derzeit sechs, sowohl bei Regen- als auch bei Trockenwetter, betrieben. Die Beschickung erfolgt dabei mittels frequenz geregelter Pumpen mit einer maximalen Förderleistung von jeweils 4.600 m³/h. Derzeit werden die sechs in Betrieb befindlichen Filterkammern mit einem Fördervolumenstrom von 2.650 m³/h beaufschlagt.

Die vorhandene Filtration verfügt über sechs Rohwasserpumpen, die das Abwasser in die Zulaufrinne der Filterstraßen fördert. Die beiden Filterstraßen verfügen jeweils über 12 Einzelfilter, die abwärts durchflossen werden. Grundsätzlich kann nur ein Filter jeder Straße gespült werden. Das Spülwasser wird über das Spülwasserbecken zum Zulaufpumpwerk des Klärwerks Krefeld gefördert und dort dem Abwasserstrom wieder zugeführt. Die einzelnen Filterkammern weisen Abmessungen von 6,25 m x 10,0 m (B x L) auf. Die derzeit eingebauten Filterschichten setzen sich zusammen aus einer Stützschiicht mit 0,2 m Schichthöhe, einer 0,5 m starken Quarzsandschicht mit 0,71 – 1,25 mm Korngrößen und einer 1,1 m starken Anthrazitschicht mit einer Korngröße von 1,4 – 2,5 mm. Abbildung 3-2 zeigt den Querschnitt der Filterkammer 1 auf dem KW Krefeld.

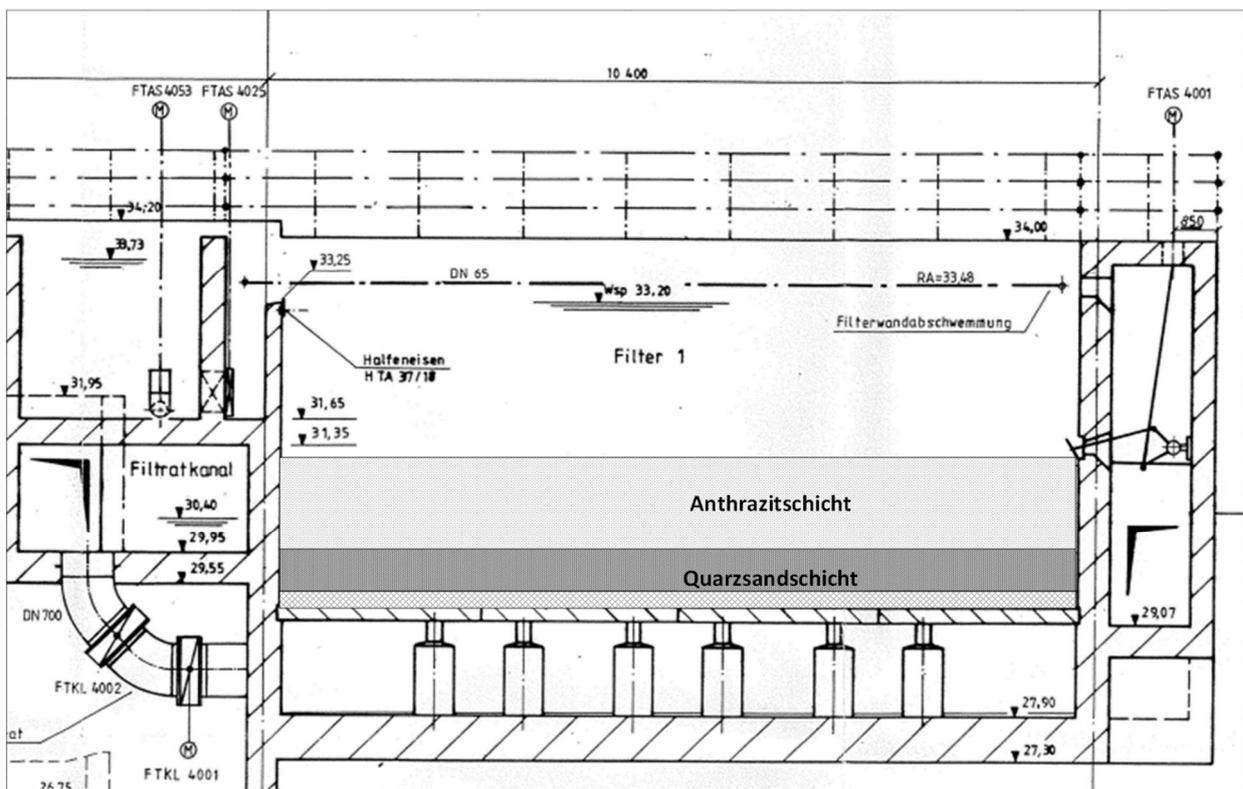


Abbildung 3-2: Schnitt durch Filterkammer 1 der Filtrationsanlage des Klärwerks Krefeld

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 Daten der Monate 01/2016 - 10/2016 für die Parameter TOC bzw. CSB (über Faktor aus dem TOC berechnet), Ammonium-, Nitrit-, Nitrat-, Gesamtstickstoff, Phosphat und Gesamtphosphor vom Ablauf der Nachklärung vor. Die Daten entstammen dem Betriebstagebuch des KW Krefeld.

Die zweite Gruppe beinhaltet eine Auswahl an sogenannten Mikroschadstoffen. Dabei wurden Stoffe aus den Gruppen der Arzneimittelwirkstoffe, der Östrogene, Pestizide, Korrosionsschutzmittel, Moschusduftstoffe, Perfluorierte Tenside und Süßstoffe analysiert.

4.2 Standardabwasserparameter

In Tabelle 4-1 sind die mittleren Konzentrationen und jeweils das 85-Percentil des Ablaufs der Nachklärung der 24 h-Mischproben aufgeführt. Für den gelösten Kohlenstoff liegen keine Daten vor. Daher wird mit der Annahme, dass 10 % des TOC partikulär vorliegen, der gelöste Kohlenstoff DOC aus dem 85-Percentil des TOC für die spätere Anlagenauslegung zu 9 mg_{DOC}/L abgeschätzt.

Tabelle 4-1: Standortspezifische Abwasserparameter im Ablauf der Nachklärung des KW Krefeld von 01/2016 bis 10/2016 und die Überwachungswerte bzw. erklärten Werte

Parameter	Mittelwert [mg/L]	T85-Wert [mg/L]	Überwachungswert (erklärter Wert) [mg/L]
TOC (n= 277)	8,5	10	-
CSB (berechnet)	21,8	25	60 (30)
Nges (n= 37)	1,8	2,0	13 (5)
NO ₂ -N (n= 10)	0,1	0,1	
NO ₃ -N (n= 38)	0,8	1,3	-
NH ₄ -N (n= 28)	0,2	0,3	8
PO ₄ -P (n= 23)	0,08	0,10	-
P _{ges} (n= 39)	0,11	0,14	0,8 (0,4)

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 Stufe zur Mikroschadstoffelimination 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 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). 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 den UQN hervorgehenden Werte werden als arithmetisches Mittel aller „zu unterschiedlichen Zeiten in einem Zeitraum von einem Jahr an jeder repräsentativen Überwachungsstelle in dem Oberflächengewässerkörper 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 beruhenden Orientierungswerte, die fachlich nicht abgeleitet sind.

Die Erläuterungen und Quellen der in Tabelle 4-2 dargestellten Zielwerte sind Tabelle 4-3 zu entnehmen. Die Bewertung der Ergebnisse erfolgte nach dem Schema in Tabelle 4-4.

Tabelle 4-2: Zielwerte für ausgewählte organische Inhaltsstoffe (MKULNV, 2014)

Substanzgruppe	Substanz	Zielwert J-MW (µg/L)	Quelle (Erläuterung in Tabelle 4-3)
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	0,000035	OW (6)
Pestizide/ PSM-Wirkstoffe	Mecoprop (MCPP)	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	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)	0,00065	OW (5, 6)/ UQN (3)
	Perfluorbutansäure (PFBuA)	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
	Diethylentriaminpentaessigsäure (DTPA)	10	PV
Abkürzungen:			
UQN Umweltqualitätsnorm (gesetzlich verbindlich)			
OW Orientierungswert (keine gesetzliche Verbindlichkeit, fachlich abgeleitet)			
PV präventiver Vorsorgewert (Orientierungswert, fachlich nicht abgeleitet)			

Tabelle 4-3: Quellenerläuterung zu Tabelle 4-2

UQN	(1) Anlage 5	OGewV (Oberflächengewässerverordnung)	20. Juli 2011
	(2) Anlage 7 Tab. 1 prioritäre Stoffe		
	(3) RL 2013/39/EU	Änderung der RL 2000/60/EG und RL 2008/105/EU in Bezug auf prioritäre Stoffe	12. August 2014
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	

Tabelle 4-4: Bewertungsmaßstab der Mikroschadstoffkonzentrationen im Oberflächengewässer im Ablauf des Klärwerks Krefeld

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

4.3.2 Erweitertes Monitoring auf Mikroschadstoffe in Krefeld

Im Rahmen eines erweiterten Monitorings wurden im Ablauf und im Zulauf des Klärwerks Krefeld mengenproportionale 24h-Mischproben analysiert. Es wurden je Probenahmestelle eine Trockenwetter- und eine Regenwetterprobe am 18.11. bzw. am 30.06.2016 analysiert. Zusätzlich liegt eine Ablaufprobe vom 14.12.2016 vor. Die analysierten Stoffe und die ermittelten Konzentrationen sind in Tabelle 4-5, Tabelle 4-6, Tabelle 4-7 und Tabelle 4-8 aufgeführt. Die farbliche Gestaltung erfolgte gemäß Tabelle 4-4.

Tabelle 4-5: Konzentrationen der Arzneimittelwirkstoffe im Zu- und Ablauf des Klärwerks Krefeld

		Orientierungswerte und UQN	Trockenwetter		Regenwetter		Ablauf 14.12.2016
			Zulauf 30.06.2016	Ablauf 30.06.2016	Zulauf 18.11.2016	Ablauf 18.11.2016	
Arzneimittelwirkstoffe							
4-Acetamidoantipyrin	ng/L		NB ³⁾	800	7.200	860	200
4-Formylaminoantipyrin	ng/L		NB ³⁾	340	1.800	1.400	530
Amidotrizoesäure	ng/L	100	NB ³⁾	1.200	1.100	1.400	2.100
Carbamazepin	ng/L	500	400	360	300	400	870
Cardensartancilexetil	ng/L		220	<20	< 250	< 250	
Ciprofloxacin	ng/L		-	-			
Clarithromycin	ng/L	20	470	60	< 50	1.600	70
Diclofenac	ng/L	100	670	320	300	500	1.000
Eprosartan	ng/L		120	<20	550	140	
Erythromycin	ng/L	20	180	80	1.400	190	530
Gabapentin	ng/L		NB ³⁾	3.400	5.300	900	670
Guanylharnstoff	ng/L		<5000	<5000	< 5000	< 5000	
lomeprol	ng/L	100	3.400	2.900	570	1.000	1.200
Iopamidol	ng/L	100	1.500	1.100	3.800	3.600	2.700
Metformin	ng/L		1.600	1.800	7.000	800	1.000
Metoprolol	ng/L	7.300	1.600	290	1.600	1.100	780
Olmesartan	ng/L		230	230	300	300	
Sotalol	ng/L	100	NB ³⁾	170	230	230	450
Sulfamethoxazol	ng/L	150	NB ³⁾	220	370	160	840

Tabelle 4-6: Konzentrationen der Östrogene im Zu- und Ablauf des Klärwerks Krefeld

		Orientierungswerte und UQN	Trockenwetter		Regenwetter		Ablauf 14.12.2016
			Zulauf 30.06.2016	Ablauf 30.06.2016	Zulauf 18.11.2016	Ablauf 18.11.2016	
Östrogene, östrogen wirksame Substanzen							
17a-Estradiol	ng/L		NB ³⁾	<20	< 20	< 20	
17b-Estradiol	ng/L	0,4	NB ³⁾	<20	< 20	< 20	
4-n-Octylphenol	ng/L	100	<300	<300	< 300	< 300	< 300
b-Estradiol - 3 - benzoat	ng/L		NB ³⁾	<20	< 20	< 20	
Bisphenol A	ng/L	100	<10.000	<10.000	< 10.000	< 10.000	
Estriol	ng/L		250	<20	< 20	< 20	
Estron	ng/L		NB ³⁾	<20	< 20	< 20	

Tabelle 4-7: Konzentrationen der Pestizide/PBSM im Zu- und Ablauf des Klärwerks Krefeld

		Orientierungs- werte und UQN	Trockenwetter		Regenwetter		Ablauf 14.12.2016
			Zulauf 30.06.2016	Ablauf 30.06.2016	Zulauf 18.11.2016	Ablauf 18.11.2016	
Pestizide /PBSM							
2,6-Mecoprop			< 50	70	< 50	< 50	< 50
Diuron	ng/L	200	<50	140	< 50	< 50	50
Flufenacet	ng/L	40	<50	<50	< 50	< 50	
Isoproturon	ng/L	300	<50	<50	< 50	< 50	< 100
Mecoprop	ng/L	100	<50	70	<50	50	
Propiconazol	ng/L	1.000	<50	<50	< 50	< 50	
Tebuconazol	ng/L	1.000	<50	<50	< 50	< 50	
Terbutryn	ng/L	65	<50	<50	< 50	70	

Tabelle 4-8: Konzentrationen der Korrosionsschutzmittel, Moschusduftstoffe, perfluorierten Tenside und Süßstoffe im Zu- und Ablauf des Klärwerks Krefeld

		Orientierungs- werte und UQN	Trockenwetter		Regenwetter		Ablauf 14.12.2016
			Zulauf 30.06.2016	Ablauf 30.06.2016	Zulauf 18.11.2016	Ablauf 18.11.2016	
Korrosionsschutzmittel							
1H-Benzotriazol	ng/L	10.000	5.400	4.700	4.300	4.800	5.300
4-Methyl-1H-Benzotriazol	ng/L		670	1.100	1.200	1.500	1.700
5,6-Methyl-1H-Benzotriazol	ng/L		<10	<10	< 10	< 10	< 10
5-Methyl-1H-Benzotriazol	ng/L		430	400	280	440	360
Moschusduftstoffe							
Galaxolide (HHCB)	ng/L	7.000	-	-	-	-	
Perfluorierte Tenside							
Perfluorooctansulfonsäure	ng/L	100	<100	<100	< 100	< 100	< 100
Süßstoffe							
Acesulfam	ng/L		29.000	720			660

Für die gesetzlich noch nicht geregelten Substanzen aus der Gruppe der Arzneimittelwirkstoffe sind im Kläranlagenablauf Überschreitungen der UQN-Vorschläge bzw. der Orientierungswerte für Oberflächengewässer festgestellt worden. Dabei liegen die Konzentrationen für die Antibiotika Clarithromycin, Erythromycin und das Schmerzmittel Diclofenac über dem Vierfachen über dem UQN-Vorschlag.

Für den Betablocker Sotalol und das Antibiotikum Sulfamethoxazol wurde ebenfalls in einer Probe eine Überschreitung der UQN-Vorschläge um mehr als das Vierfache festgestellt. In den weiteren Proben wurden ebenfalls Überschreitungen dieser beiden Stoffe in einem mäßigen bis hohen Bereich bis zum Vierfachen des UQN-Vorschlags festgestellt.

Deutliche Überschreitungen der UQN-Vorschläge laut D4-Liste wurden auch für die Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure, Iomeprol und Iopamidol 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.

Bei den Pestiziden wurde lediglich für den Stoff Terbutryn in einer Probe eine mäßige Überschreitung (UQN – 2UQN) analysiert. Die weiteren Proben zeigten für die Pestizide keine Auffälligkeiten.

Als Zwischenfazit aus dem erweiterten Monitoring kann für den Ablauf des Klärwerks Krefeld festgestellt werden, dass die Konzentrationen der Indikatorsubstanzen Diclofenac und Clarithromycin 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 „unbefriedigend“ bewertet wird, könnten zukünftig Maßnahmen zur Reduzierung der Mikroschadstoffe in den Maßnahmenprogrammen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie gefordert werden.

4.3.3 Monitoring zur Datenverdichtung in Krefeld

Zur Datenverdichtung wurden die Abläufe von fünf großen in Krefeld ansässigen Krankenhäusern untersucht sowie der Zu- und entsprechend der angenommenen Fließzeiten und der Verweilzeit in der Kläranlage der Ablauf. Dazu wurden am 23., 24. und 25.06.2020 qualifizierte Stichproben genommen. Anzumerken bleibt, dass hier aufgrund der sehr geringen Datenmenge nur eine Momentaufnahme erfolgen kann. Eventuelle Auffälligkeiten gilt es bei Bedarf durch weitere Untersuchungen zu be- oder zu widerlegen.

Für eine genaue Einschätzung des Einflusses der Krankenhausabläufe auf die Belastung des Kläranlagenablaufs ist eine genaue Frachtermittlung erforderlich. Dazu sind Kenntnisse über die Einleitungsmengen der Krankenhäuser erforderlich. Die genauen Abwasserströme der beprobten Krankenhäuser liegen für die Auswertung vor.

In Tabelle 4-9 sind die gemessenen Konzentrationen der untersuchten Stoffe aufgeführt. Die gemessenen Konzentrationen wurden den UQN und den Orientierungswerten gegenübergestellt und gemäß Tabelle 4-4 entsprechend eingefärbt. Die grau hinterlegten Analysenwerte sind seitens des Labors unterhalb der Bestimmungsgrenze, der Orientierungswert bzw. die UQN liegt aber deutlich unterhalb der Bestimmungsgrenze bzw. im gleichen Bereich.

Tabelle 4-9: Ergebnis des Monitorings zur Datenverdichtung, Konzentrationen in µg/L

Parameter	Ablauf Krefelder Krankenhäuser					Kläranlage		Orientierungswerte und UQN
	KH1	KH2	KH3	KH4	KH5	Zulauf	Ablauf	
	23.06.2020					24.06.2020	25.06.2020	
Acesulfam-K	50	70	130	58	84	68	0,44	
1H-Benzotriazol	140	75	8,1	510	7,4	11	6	10
4-Methyl-1H-benzotriazol	< 0,05	< 0,05	0,92	34	0,22	3,3	1,4	
5-Methyl-1H-benzotriazol	< 0,05	< 0,05	1,4	41	0,25	1,7	0,5	
5,6-Dimethyl-1H-benzotriazol	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	10
Perfluoroctansulfonsäure	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1
4-Acetamidoantipyrin	130	110	120	120	55	170	0,4	
Amidotrizoesäure	55	< 0,05	1,8	0,5	3,9	1,4	2,8	0,1
Candesartan Cilexetil	< 0,50	< 0,25	< 1,0	< 0,25	< 0,25	< 0,25	< 0,25	
Carbamazepin	0,16	4,9	2	0,8	0,99	0,4	0,52	0,5
Clarithromycin	< 0,05	< 0,10	2,8	< 0,10	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,02
Diclofenac	0,24	0,47	0,21	0,16	9	0,5	0,25	0,1
1,1-Dimethylbiguanid	180	200	590	170	330	150	0,81	-
Erythromycin	0,68	< 0,02	< 0,02	3,5	0,14	0,7	0,02	0,02
4-Formylaminoantipyrin	58	35	38	86	15	6	0,69	
Gabapentin	5,5	8,7	0,5	20	1	6,3	0,7	
lomeprol	2,9	< 0,05	2,4	63	0,5	30	1,1	0,1
Iopamidol	< 0,50	< 0,50	< 0,50	9	< 0,50	< 0,50	< 0,50	0,1
Metoprolol	3,2	3,9	3,8	3,9	8,3	2,9	0,5	7,3
Olmesartan	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,43	0,22	0,44	
Sotalol	< 0,20	< 0,02	< 0,20	< 0,20	1	0,2	0,13	0,1
Sulfamethoxazol	0,09	< 0,05	40	2,3	1,5	0,3	0,3	0,15

Im Weiteren werden die Substanzen betrachtet, deren Konzentrationen die im Zulauf zur Kläranlage in mäßigen bis schlechten Bereichen liegen.

Allgemein festhalten lässt sich auf Basis dieser Datenauswertung, dass die im erweiterten Monitoring auffälligen Substanzen auch in den beprobten Krankenhausabläufen in unterschiedlichen Konzentrationsbereichen zu finden sind. Mit Ausnahme der Parameter Clarithromycin und Iopamidol werden die Orientierungswerte bzw. UQN im Ablauf der Kläranlage mäßig bis sehr deutlich überschritten. Zu nennen sind hier vor allem die Substanzen Amidotrizoesäure und lomeprol, die diese Werte deutlich an nahezu allen Probenahmestellen überschreiten. Lediglich an einem Krankenhausablauf sind Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze vorzufinden. Zu beachten ist allerdings auch hier, dass es sich bei lomeprol um einen präventiven Vorsorgewert handelt, der auf einer Konvention beruht und fachlich nicht abgeleitet ist.

Für eine Abschätzung, inwieweit die Abläufe Krankenhäuser die Belastung der Kläranlage beeinflussen wird eine Frachtabeschätzung vorgenommen. Dazu werden die in Tabelle 4-10 aufgeführten mittleren Tageswassermengen der Krankenhäuser sowie die mittlere Tageswassermenge der Kläranlage auf Basis

der Daten aus dem Jahr 2019 angesetzt. Für Clarithromycin, Sotalol und Erythromycin liegen wie oben schon beschrieben in Teilen keine genauen Analysenwerte vor. Hier werden die Frachten mit den angegebenen Bestimmungsgrenzen berechnet und bilden somit das Fracht-Maximum dar.

Tabelle 4-10: Mittlerer Abwasseranfall der beprobten Krankenhäuser und der Kläranlage (Angabe Kommunalbetrieb Krefeld)

	mittlerer Abwasseranfall	
	[m ³ /d]	
KH 1	254	
KH 2	69	
KH 3	79	
KH 4	44	
KH 5	23	
Zulauf Kläranlage	51.359	

Für die Parameter 1H-Benzotriazol, Amidotrizoesäure, Clarithromycin, Diclofenac, Erythromycin, lomeprol, Sotalol und Sulfamethoxazol ergeben sich die in Tabelle 4-11 dargestellten Frachten:

Tabelle 4-11: Frachteinträge durch die Krankenhäuser und Gesamtfracht im Zulauf zur Kläranlage

Probe- stelle	1H-Ben- zotriazol [kg/d]	Amidotri- zo- esäure [kg/d]	Clarithro- mycin [kg/d]	Dicl- ofenac [kg/d]	Erythro- mycin [kg/d]	lome- prol [kg/d]	Sotalol [kg/d]	Sulfametho- xazol [kg/d]
KH 1	35,54	13,96	0,01*	0,06	0,17	0,74	0,81*	0,02
KH 2	5,17	0,003	0,007*	0,03	0,001*	0,003	0,22*	0,003
KH 3	0,64	0,14	0,22	0,02	0,002*	0,19	0,30*	3,17
KH 4	22,58	0,02	0,004*	0,01	0,15	2,79	0,40*	0,10
KH 5	0,17	0,09	0,001*	0,21	0,003	0,01	0,01	0,03
Zulauf KA	565	72	3	26	36	1.541	10	15

* Fracht-Maximum, da Frachtberechnung anhand der Bestimmungsgrenze vorgenommen wurde.

Die Frachteinträge der Krankenhäuser werden ins Verhältnis zur Gesamtfracht im Zulauf der Kläranlage gesetzt (Tabelle 4-12).

Tabelle 4-12: Prozentuale Anteil der Frachten an der Gesamtfracht

Probestelle	Prozentualer Anteil der Abwasserströme am Gesamt-abwasserstrom	Prozentualer Anteil der Frachten an der Gesamtfracht im Zulauf zur Kläranlage							
		1H-Benzotriazol	Amidotrizo- esäure	Clarithromy- cin	Diclofenac	Erythromy- cin	lomeprol	Sotalol	Sulfametho- xazol
KH 1	0,49%	6,3%	19,4%	0,5%*	0,2%	0,5%	0,05%	7,91%*	0,15%
KH 2	0,13%	0,9%	0,005%	0,27%*	0,13%	0,004%*	0,000%	2,62%*	0,02%
KH 3	0,15%	0,1%	0,2%	8,6%	0,06%	0,004%*	0,01%	2,93%*	20,58%
KH 4	0,09%	4,0%	0,03%	0,2%*	0,03%	0,4%	0,2%	3,88%*	0,66%
KH 5	0,04%	0,0%	0,1%	0,04%*	0,8%	0,01%	0,001%	0,11%	0,22%

* Fracht-Maximum, da Frachtberechnung anhand der Bestimmungsgrenze vorgenommen wurde

Es wird deutlich, dass die Tagesabwassermengen der Krankenhäuser mit im Mittel nur rd. 0,2 % einen sehr geringen Anteil an der Gesamtabwassermenge ausmachen, die in die Kläranlage eingeleitet wird. Werden hingegen die Anteile der einzelnen Frachteinträge betrachtet wird deutlich, dass der prozentuale Beitrag der Krankenhäuser am Frachteintrag einzelner Substanzen durchaus bedeutend ist. Das Krankenhaus KH 1 zeichnet sich z.B. mit einem Anteil von 19,4 % am Gesamtfrachteintrag von Amidotrizo-
säure aus. Aus diesem Krankenhaus kommen mit 6,3 % und 7,9 % im Vergleich zu den anderen Kran-
kenhäusern auch höhere Frachtanteile bzgl. der Substanzen 1H-Benzotriazol und Sotalol. Das Kranken-
haus KH 1 gehört mit einer Bettenzahl > 1000 jedoch auch zum größten der hier untersuchten Kranken-
häuser und zeichnet sich durch viele unterschiedliche ansässige Fachabteilungen aus.

Ebenfalls auffällig sind die Frachteinträge von Clarithromycin und besonders von Sulfamethoxazol aus dem Krankenhaus KH 3. Hier liegt der Anteil für die Substanz Sulfamethoxazol mit 20,6 % an der Ge-
samtfracht besonders hoch. Dieses Krankenhaus gehört mit einer Bettenzahl von rd. 550 zum zweitgröß-
ten der hier untersuchten Krankenhäuser.

Generell lässt sich zusammenfassend anhand dieser Daten feststellen, dass durch die Krankenhäuser KH 1 und KH 3 zum Teil bedeutend hohe Frachteinträge einzelner Substanzen wie 1H-Benzotriazol, Amidotrizo-
säure, Clarithromycin und Sulfamethoxazol resultieren. Die Substanz Sotalol scheint mit Frachtanteilen von >2,5 % bei vier der fünf untersuchten Krankenhäuser auch ein Parameter zu sein, bei dem die Belastung des Kläranlagenzulaufs auf die Nutzung dieser Substanz im Krankenhaus zurückzu-
führen ist. Hier bleibt aber wie gesagt anzumerken, dass mit dem Frachtmaximum gerechnet wurde.

Die Substanzen Diclofenac, Erythromycin und lomeprol können basierend auf dieser Datengrundlage hin-
gegen nicht den Krankenhäusern zugeordnet werden, da die Frachteinträge mit max. 0,8 % gering sind.

Für eine Einschätzung der Höhe der Konzentration z.B. für die hier u.a. auffälligen Substanzen Sulfame-
thoxazol und Amidotrizo-
säure können zum Vergleich die in Seidel et al. (2013) gemessenen Konzentrationen von 19 beprobten Krankenhausabläufen herangezogen werden. So ist eine Abschätzung möglich, ob die hier untersuchten Krankenhäuser sich generell durch hohe Konzentrationen auszeichnen. Für die Substanzen Clarithromycin und Sotalol liegen diesbezüglich keine Daten vor. In Abbildung 4-1 werden die damals ermittelten Konzentrationsbereiche für eine Auswahl von Substanzen gezeigt. Die im Rahmen der Datenverdichtung ermittelten Konzentrationen sind mit roten Punkten dargestellt. Zur Orientierung sind die UQN bzw. Orientierungswerte als schwarze Linie eingefügt sowie die Bestimmungsgrenzen des Labors als grüne Dreiecke (siehe Tabelle 4-5).

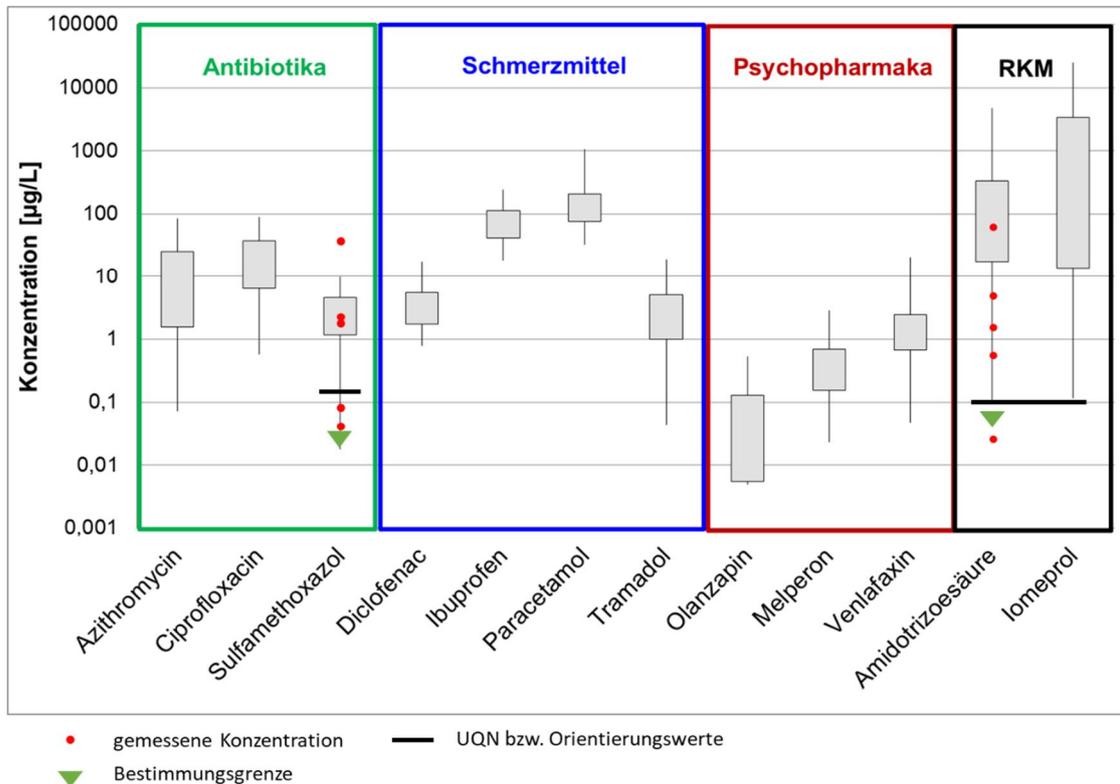


Abbildung 4-1: Vergleich der gemessenen Konzentrationen im Ablauf der Krankenhäuser (verändert nach Herbst et al., 2015)

Die gemessenen Konzentrationen für Amidotrizoensäure liegen im Bereich der damals ermittelten Konzentrationen. Die hohe Konzentration von 55 µg/L im Ablauf des KH 1 liegt dabei im mittleren Bereich. Bezüglich des Parameters Sulfamethoxazol können weitere Untersuchungen Aufschluss darüber geben, ob dieser mit 40 µg/L gemessene Wert eine Ausnahmeerscheinung ist oder sich dieses Krankenhaus generell durch hohe Konzentrationen an Sulfamethoxazol auszeichnet. Die Abläufe der hier untersuchten Krankenhäuser unterscheiden sich aber im Hinblick auf diese beiden Substanzen im Wesentlichen nicht von anderen Krankenhausabläufen.

Wie oben schon erwähnt kann an dieser Stelle nur eine grobe Abschätzung über den Einfluss der Krankenhäuser an der Belastungssituation der Kläranlage erfolgen, da nur eine Analyse je Krankenhaus und Substanz vorliegt. Für eine genaue Ermittlung ist hier ein umfangreiches Monitoring erforderlich, um bestimmte Substanzen, die die Kläranlage belasten, eindeutig den Krankenhäusern zuordnen zu können.

4.4 Bromidkonzentrationen und Ozonzehrung

In Ozonversuchen vor Durchführung dieser Studie wurden im Ablauf des Klärwerks erhöhte AOX-Konzentrationen gemessen. Im Rahmen dieser Studie werden diese Aspekte jedoch nicht weiter betrachtet. Es ist jedoch sinnvoll, beim Vorhaben einer großtechnischen Umsetzung eines Ozonverfahrens im Vorfeld Laboruntersuchungen hinsichtlich der Bromidkonzentration, des Bromatbildungspotenzials und der Ozonzehrung durchzuführen.

4.5 Auslegungswassermenge

Eine verbindliche Regelung zur Auslegungswassermenge der Stufe zur Mikroschadstoffelimination gibt es zurzeit noch nicht. In der im September 2016 veröffentlichten zweiten Auflage der Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination des Kompetenzzentrums Mikroschadstoffe.NRW wird generell unterschieden zwischen einer Auslegung auf einen Teilstrom, wenn es sich bei dem Entwässerungssystem um ein Mischsystem handelt, und einer Vollstromauslegung, wenn es sich um ein Trennsystem handelt. Bei der Auslegung auf einen Teilstrom wird weiterhin unterschieden zwischen einem immissionsbasierten und einem emissionsbasierten Ansatz. Der immissionsbasierte Ansatz macht eine Einzelfallbetrachtung notwendig. Dies trifft z.B. dann zu, wenn das Verhältnis der Kläranlageneinleitung zum mittleren Niedrigwasserabfluss (MNQ) des aufnehmenden Gewässers größer als 1/3 ist oder das Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung sensible Eigenschaften oder Nutzungen aufweist. Ein immissionsbasierter Ansatz wird weiterhin empfohlen, wenn der Kläranlagenablauf überdurchschnittliche Mikroschadstoffbelastungen aufweist, das Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung zur oberflächenwassergestützten Trinkwassergewinnung dient oder eine Beeinträchtigung der biologischen Qualitätskomponente das Ergebnis des WRRL-Monitorings ist. (KOM-M.NRW, 2016) Der Anteil der Kläranlageneinleitung des Klärwerks Krefeld am MNQ des Rheins in diesem Bereich liegt bei unter 1 %. Daher erfolgt eine emissionsbasierte Betrachtung.

Die Auslegungswassermenge sollte mindestens dem nach ATV-DVWK A 198 bestimmten maximalen Trockenwetterabfluss $Q_{T,h,max}$ entsprechen (KOM-M.NRW, 2016). Weiterhin sind die Nachweise zu führen, dass mit der Auslegungswassermenge mindestens die gesamte Jahresschmutzwassermenge und 70 % der Jahresabwassermenge behandelt werden können.

Abbildung 4-2 zeigt die stündlichen Ablaufwassermengen des KW Krefeld im Zeitraum zwischen Januar 2013 und Juli 2016. Als horizontale rote Linie ist in Abbildung 4-2 das Maximum der nach ATV-DVWK A 198 ermittelten $Q_{T,h,max,mM}$ über die Jahre 2013 bis 2015 von 6.114 m³/h eingezeichnet.

Auf Grundlage dieses Wertes wird die Auslegungswassermenge, mit der die nachfolgende Erarbeitung technischer Anlagenkonzepte durchgeführt wird, in Abstimmung mit der EGK Krefeld auf 8.000 m³/h festgelegt. In dieser Studie wird davon ausgegangen, dass im Mischwasserfall auftretende Spitzenzuflüsse an der Filteranlage bzw. den nachgeschalteten Verfahren zur Mikroschadstoffelimination vorbeigeleitet

werden.

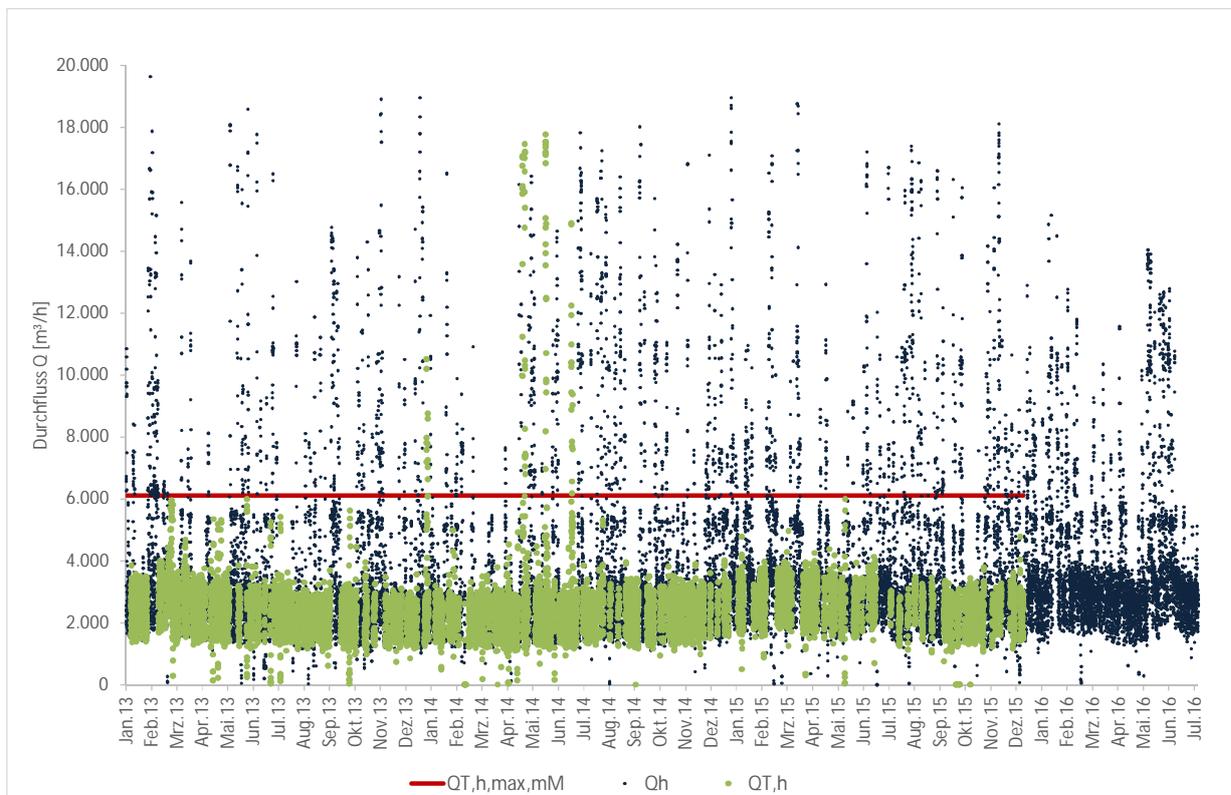


Abbildung 4-2: Wassermengen $Q_{T,h}$ und Q_h im Zeitraum 01/2013-07/2016

Aus Abbildung 4-3 geht hervor, dass mit der Auslegungswassermenge zwischen 93 und 96 % der Jahresabwassermenge behandelt werden können. Damit ist der geforderte Nachweis einer Behandlung von mindestens 70 % der Jahresabwassermenge erbracht (KOM-M.NRW, 2016).

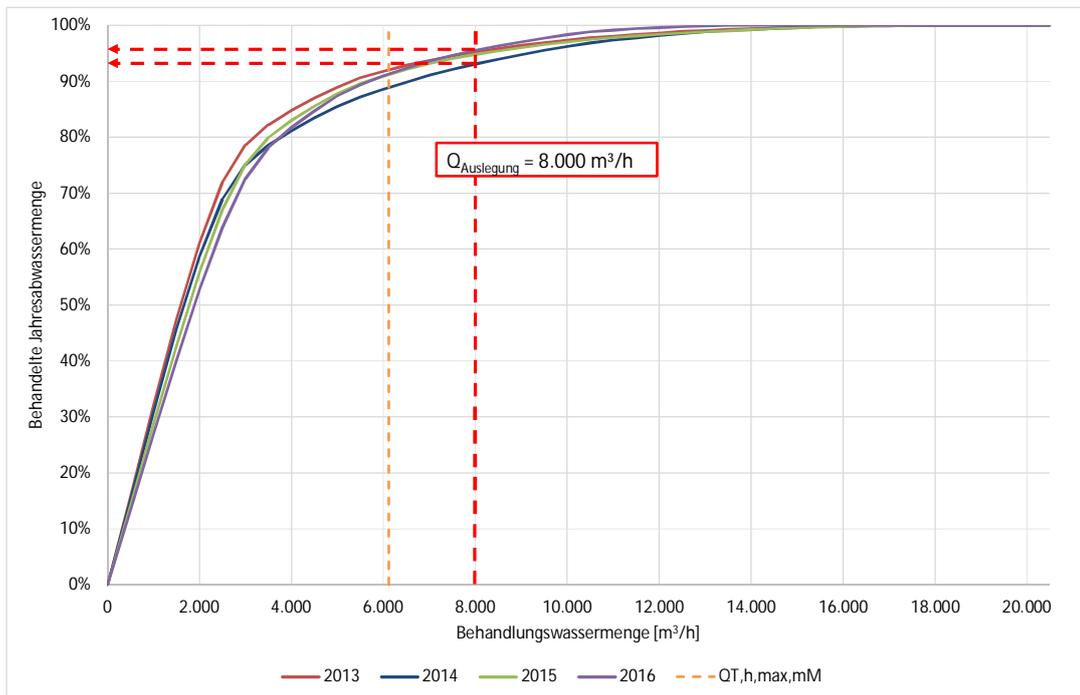


Abbildung 4-3: Auslegungswassermenge und damit behandelbare Jahresabwassermenge

Bei einer Jahresabwassermenge im Jahr 2013 in Höhe von 27.342.657 m³/a können in der Stufe zur Mikroschadstoffelimination jährlich 26.035.242 m³/a behandelt werden. Im Jahr 2014 können von der Jahresabwassermenge in Höhe von 27.955.532 m³/a 26.022.868 m³/a behandelt werden. Für das Jahr 2015 können von den 30.421.703 m³/a Jahresabwassermenge 28.834.505 m³/a behandelt werden.

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

4.6 Eliminationsraten

Die Auslegung der Stufe zur Mikroschadstoffelimination erfolgt derart, dass eine Elimination der standortrelevanten Substanzen und der sensitiven Leitparameter Metoprolol, Carbamazepin, Diclofenac, Sulfamethoxazol, 1H-Benzotriazol und Terbutryn zu 80 % sichergestellt wird. Die Elimination wird bestimmt durch Messungen im Zulauf zur biologischen Stufe und dem Ablauf der Stufe zur Mikroschadstoffelimination und bezieht sich auf die Summe der standortrelevanten Substanzen und der sensitiven Leitparameter (KOM-M.NRW, 2016). Als standortrelevante Substanzen sind hier neben Erythromycin der Vollständigkeit halber die Röntgenkontrastmittel Iomeprol, Iopamidol, Amidotrizoesäure zu nennen. Allerdings merkt das KOM-M hier an, dass diese zur Bewertung von auf Aktivkohle oder auf Ozon basierenden Verfahren nicht sinnvoll sind, da diese mittels dieser Verfahren nur in geringem Maße entfernbar sind.

Tabelle 4-13: Standortrelevante Substanzen und sensitive Leitparameter

Standortrelevante Substanzen	Sensitive Leitparameter (KOM-M.NRW, 2016)
<i>lomeprol, lopamidol, Amidotrizesäure, Erythromycin</i>	1H-Benzotriazol, Carbamazepin, Diclofenac, Metoprolol, Clarithromycin, Sulfamethoxacol

Die zu erwartende Eliminationsrate bzw. die Dosierung von Betriebsstoffen oder die Standzeit des Adsorptionsbettes ist bei den in Kapitel 6 beschriebenen Varianten jeweils abhängig von der Abwasserzusammensetzung. 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.

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.

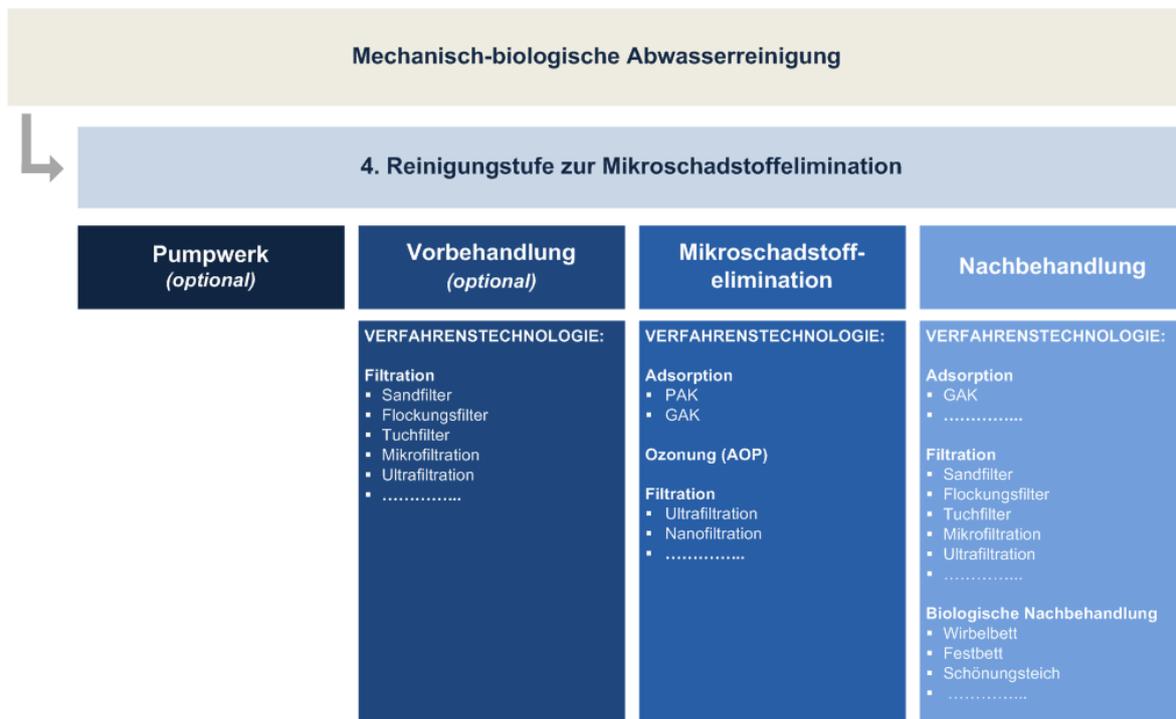


Abbildung 5-1: Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffelimination

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_2) 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^-) in Hydroxyl-Radikale ($OH\cdot$), die anschließend sehr schnell und unspezifisch mit verschiedenen Stoffen reagieren (Hoigné, 1998).

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 Ozon-eintrag, der Ozonreaktor sowie die abschließende Restozonbehandlung. Im anschließenden zweiten Verfahrensschritt wird das so behandelte Wasser einer biologisch aktiven Nachbehandlung zugeführt, in der die Transformationsprodukte mithilfe verschiedener Nachbehandlungsverfahren abgebaut werden.

Ozonerzeugung

Ozon ist aufgrund seiner Instabilität 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_3 bilden. Dieser Vorgang findet in einem 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 gilt eine spezifische Dosierung von 0,6 - 0,8 mg O₃/mg DOC (Barjenbruch, et al., 2014). Das Schweizerische Bundesamt für Umwelt nennt zudem eine Ozondosis von 0,7 - 0,9 mg O₃/mg DOC als ausreichend für die Elimination der meisten Mikroschadstoffe (Abegglen, et al., 2012).

Der Eintrag des so dosierten Ozons erfolgt über das Ozoneintragungssystem, wobei primär zwei Arten von Eintragungssystemen unterschieden werden (Abbildung 5-3). 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, et al., 2013).

Hinsichtlich der Effizienz des Diffusorsystems und des Pumpe-Injektor-Systems konnte festgestellt werden, dass mit beiden Systemen 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 bei einer schnellen Ozonzehrung auch wesentlich kürzere Aufenthaltszeiten von bis zu 10 Minuten möglich sind (KOM-M.NRW, 2015a).

Ebenfalls zu beachten sind bei der Gestaltung des Reaktionsbeckens die Reaktorgeometrie sowie eng damit verbunden, die Platzierung des Ozoneintragssystems, 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. Da verschiedene Studien zeigen, dass viele Reaktionsprodukte der Ozonung im Rahmen einer biologischen Nachbehandlung entfernt werden können (Stalter, 2010a) (Stalter, 2010b) (Zimmermann, 2011) (Abegglen, et al., 2012), wird die Nachbehandlung des ozonierten Wassers nach dem derzeitigen Wissensstand als empfehlenswert erachtet.

Zu den möglichen Verfahren der Nachbehandlung gehören biologische Verfahren wie z. B. biologische Sandfiltration, Wirbelbett und Festbett oder biologisch-adsorptive Verfahren wie beispielsweise GAK-Filter. Zudem können vorhandene biologisch wirksame Filteranlagen und Schönungsteiche eingesetzt werden.

Besonderes Augenmerk liegt im Zusammenhang mit den Transformationsprodukten auf den Leitparametern Bromat und Nitrosamine (ARGE TP 10, 2011). Bromat wird als potenzielles Kanzerogen angesehen und entsteht durch die Oxidation von Bromid, welches natürlich oder anthropogen in die Gewässer eingetragen wird. Für Nitrosamine ist nach (ARGE TP 10, 2011) eindeutig eine krebserzeugende Wirkung nachgewiesen. Sie entstehen bei der Ozonung durch die Oxidation organischer Amine.

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 ($\text{OH}\cdot$), 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 Energieverbrauch aufweisen und somit höhere Kosten verursachen, werden sie aktuell für den Einsatz in kommunalen Kläranlagen als ungeeignet betrachtet (Micropoll, 2012).

5.3 Adsorptive Verfahren

5.3.1 Grundlagen

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 (500-1500 m²/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 Sauerstoffabschluss 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 unterschiedlichen 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 sind 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 Kläranlagenablauf

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).

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 al-

leinige 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, et al., 2013).



Abbildung 5-4: Schematische Darstellung der Einbindung einer GAK-Filtration in den bestehenden Klärprozess (2015b)

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. weitest gehende 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. Die Anlage kann beispielsweise als Druckkessel oder als konventioneller Rückspülfilter errichtet werden (KOM-M.NRW, 2015a). 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 Leerbettkontaktzeit¹ sowie die Filterbettgeschwindigkeit festzulegen. Als Anhaltswerte werden eine Leerbettkontaktzeit von 5 bis 30 Minuten sowie eine Filterbettgeschwindigkeit von 5 bis 15 m/h angegeben (Metcalf, et al., 2003). 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

¹ Leerbettkontaktzeit (engl. empty bed contact time = EBCT): Die Leerbettkontaktzeit bezeichnet die Zeit, in der sich ein Wasserpartikel rein rechnerisch in der durchströmten Filterkammer befindet. Sie berechnet sich aus der Fließgeschwindigkeit und der Höhe der GAK-Schüttung.

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 und 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 Aktivkohle

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 Bettvolumen². Hierunter ist die Menge Abwasser zu verstehen, die pro Filterbett granulierter Aktivkohle behandelt werden kann, bis die entsprechende Aktivkohle ausgetauscht bzw. reaktiviert werden muss. Beruhend auf Erfahrungswerten wird ein erzielbares Bettvolumen für Einzelfilter von 3.000 bis 16.000 angegeben (KOM-M.NRW, 2015a). Für einige Stoffe ist auch bei längeren Standzeiten noch eine Elimination festzustellen. Konkrete Werte für das Bettvolumen bei der Elimination von Diclofenac und Carbamazepin liegen zwischen 14.000 bis 16.000. In einer Metastudie hat Benström (Benström et al., 2016) Daten zu den erzielbaren Bettvolumen aus 34 verschiedenen Studien zusammengetragen. Für Diclofenac liegt der Bereich demnach bei einem Grenzkriterium von 80 % zwischen 700 und größer 31.400 und für Carbamazepin liegt der Bereich zwischen 500 und 24.000. Die erzielbaren Bettvolumina sind stark von der Kohle und der Abwasserzusammensetzung abhängig. Eine belastbare Aussage kann erst nach Durchführung von Schnellfiltertests oder halbtechnischen Säulenversuchen erfolgen.

5.3.3 Aktivkohleadsorption mittels pulverisierter Aktivkohle (PAK)

Grundlagen der Mikroschadstoffelimination mittels PAK

Eine klassische Adsorptionsstufe zur Elimination von 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

² Bettvolumen = Volumen des behandelten Abwassers bezogen auf das Filterbettvolumen [-]

möglich, die sich hinsichtlich des Eintragsortes der pulverisierten Aktivkohle in das zu behandelnde Wasser sowie hinsichtlich der 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.

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 (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, 2015a). Auch wenn grundsätzlich nur eine kurze Kontaktzeit des zu behandelnden Wassers mit der Aktivkohle erforderlich ist, empfiehlt Metzger (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 Absinken der Trockensubstanz (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 (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 (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 \varnothing 0,71 – 1,25 mm
- § 2. Filterschicht 75 cm Hydroanthrazitschicht mit \varnothing 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 (Filterüberstand)

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 TP 9, 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 (Bornemann et al., 2012) ein Dosierverhältnis von $0,2 \text{ g}_{\text{Fe}}/\text{g}_{\text{PAK}}$ 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 nachgeschaltete Membranstufe und dortiger Rückhalt

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 entkernen 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)

Den 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).

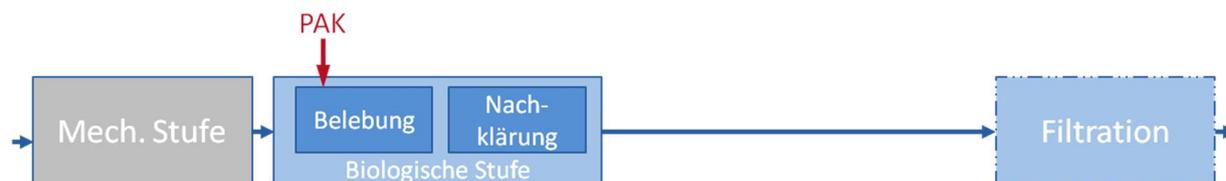


Abbildung 5-9: Schematische Darstellung der simultanen PAK-Dosierung im Belebungsbecken (2015b)

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, 2015c). Erfahrungen zu dieser Anwendungsform der Wasserbehandlung mit pulverisierter Aktivkohle liegen laut KOM-M (KOM-M.NRW, 2015a) bisher nur sehr eingeschränkt vor.

Anlieferung und Lagerung

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/m³ und 420 kg/m³ 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 (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 (KOM-M.NRW, 2015a) bei 10 bis 20 mg PAK/L. Hinsichtlich der erreichbaren Eliminationsraten macht Metzger (Metzger, 2010) in diesem Zusammenhang für eine Dosierung in Höhe von 10 mg PAK/L und 20 mg PAK/L nachfolgende Angaben.

Tabelle 5-2: Eliminationsraten für verschiedene Mikroschadstoffe bei einer PAK-Dosierung in Höhe von 10 und 20 mg PAK/L (Metzger und Kapp, 2008) und (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 (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 (Micropoll, 2015b) beschreibt zwar drei Anlagen zur Behandlung kommunalen Abwassers, 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 Verfahrenskombinationen

Um möglichst viele Mikroschadstoffe effektiv aus dem Abwasser entfernen zu können, sind Kombinationen aus den oben genannten Verfahren zweckmäßig. Da die adsorptiven und oxidativen Verfahren teilweise jeweils andere Mikroschadstoffe eliminieren, kann die Kombination dieser Verfahren ermöglichen, eine höhere Elimination zu erreichen bzw. ein breiteres Stoffspektrum zu eliminieren. Aktuelle Ergebnisse aus Paderborn und Detmold (KOM-M.NRW, 2016) weisen darauf hin, dass auch die Senkung der Betriebskosten damit möglich ist. Im Folgenden werden die Kombination Ozonung und GAK-Filtration und die Kombination Ozonung und PAK näher beschrieben.

5.5.1 Verfahrenskombination Ozonung und GAK-Filtration

Die Einbindung der Verfahrenskombination Ozonung und GAK-Filtration erfolgt, wie auch bei den einzelnen Verfahren nach der biologischen Stufe, das heißt nach der Nachklärung (siehe Abbildung 5-10).

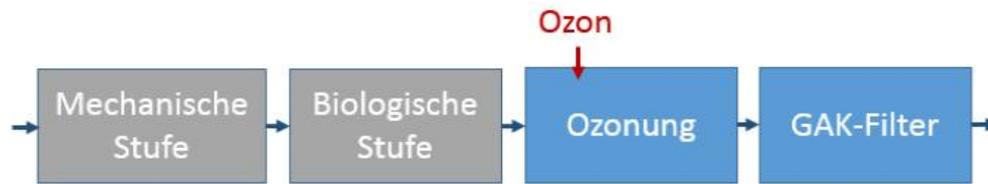


Abbildung 5-10: Schematische Darstellung der Verfahrenskombination Ozonung und GAK-Filtration (KOM-M.NRW, 2016)

Durch vorherige Oxidation großer Moleküle können die dabei entstehenden kleineren Moleküle besser an der GAK adsorbieren (Reungoat, 2012). Ebenfalls durch die vorgeschaltete Ozonung kann sich auf der Aktivkohle ein Biofilm bilden, daher wird diese Verfahrenskombination auch biologisch aktivierte Filtration genannt. Dieser ermöglicht einen biologischen Abbau der adsorptiv gebundenen Substanzen.

Aufgrund der Erfordernis eines Neubaus der Ozonanlage und einer Umrüstung eines bestehenden Filters zu einem GAK-Filter oder dem Neubau eines GAK-Filters liegen die Investitionskosten dieser Verfahrenskombination deutlich höher als die der Einzelverfahren.

5.5.2 Verfahrenskombination Ozonung und PAK-Dosierung

Eine weitere Verfahrenskombination ist die Ozonung und die nachfolgende PAK-Dosierung z.B. in einem separaten Kontaktbecken oder im Filterüberstand (Abbildung 5-11). Die Aktivkohle dient auch bei dieser Verfahrenskombination der weitergehenden Entfernung von Mikroschadstoffen bzw. es wird damit ermöglicht, ein breiteres Spektrum an Mikroschadstoffen zu eliminieren. Auch bei diesem Verfahren ist der Vorteil, dass durch die vorgeschaltete Ozonung große Moleküle aufgespalten werden und somit kleinere Bruchstücke entstehen, die besser an der Aktivkohle adsorbieren können. In der großtechnischen Untersuchung auf der Kläranlage Schwerte konnte gezeigt werden, dass damit die Eliminationsleistung erhöht wird, im Vergleich zu alleinigen adsorptiven bzw. oxidativen Verfahren. (ARGE TP 6, 2013).



Abbildung 5-11: Schematische Darstellung der Verfahrenskombination Ozonung und PAK-Dosierung (KOM-M.NRW, 2016)

Auch bei dieser Verfahrenskombination ist darauf hinzuweisen, dass die Investitionskosten aufgrund der Implementierung zweier Verfahren deutlich über denen der Einzelverfahren liegen können.

5.6 Großtechnische Anlagen zur Mikroschadstoffelimination im In- und Ausland

In Deutschland werden in Berlin, Baden Württemberg und NRW bereits einige Anlagen zur Mikroschadstoffentfernung großtechnisch betrieben und es befindet sich eine Vielzahl von neuen Anlagen in der Planungs- bzw. in der Bauphase.

In NRW kommen dabei zurzeit überwiegend ozonbasierte Verfahren zur Anwendung. Auf der Kläranlage Aachen-Soers (458.000 EW) wird die derzeit größte Ozonanlage Deutschlands betrieben. In Berlin geht im Jahr 2022 auf dem Klärwerk Schönerlinde (702.000 EW) dann die größte Ozonanlage in Betrieb.

In Baden-Württemberg werden bis jetzt die aktivkohlebasierten Verfahren bevorzugt eingesetzt. Zu nennen ist hier beispielsweise das Klärwerk Mannheim (725.000 EW) mit einer Pulveraktivkohle-Anlage mit nachgeschalteter Filtration, die seit Juli 2016 im Betrieb ist.

In der Schweiz gibt es bereits eine rechtliche Regelung bezüglich der Mikroschadstoffelimination. Auf Grund dessen wird der Bau entsprechender Anlagen vorangetrieben.

Detaillierte Informationen zu den großtechnischen Umsetzungen bieten hier die Internetseiten der Kompetenzzentren NRW (<https://www.masterplan-wasser.nrw.de>; derzeit in der Überarbeitung), Baden-Württemberg (<https://koms-bw.de/>) und der Schweiz (<https://www.micropoll.ch>).

6 Ausarbeitung von technischen Anlagenkonzepten

6.1 Auswahl der Varianten

6.1.1 Einleitung

In der nachfolgenden Variantenbetrachtung werden die in Kapitel 5 dargestellten Verfahrenstechniken auf ihre Einsatzmöglichkeit auf dem Klärwerk Krefeld untersucht. Anhand verschiedener Randbedingungen kann zunächst eine Vorauswahl der möglichen Eliminationsverfahren für eine Stufe zur Mikroschadstoffelimination getroffen werden. Anschließend erfolgt für technisch realisierbare Verfahrensvarianten und diejenigen, die im Einklang mit den anderen Randbedingungen sind, die detailliertere Ausarbeitung.

6.1.2 Strukturelle Randbedingungen auf dem Klärwerk Krefeld

Mögliche strukturelle Randbedingungen, die bei der Vorauswahl der zu betrachtenden Varianten zu berücksichtigen sind, sind die Nutzbarkeit vorhandener Bausubstanz, die Flächenverfügbarkeit für Neubauten und die Hydraulik der bestehenden Anlage.

Auf dem Klärwerk Krefeld kommt die vorhandene Filtration zur Einbindung als Stufe zur Mikroschadstoffelimination in Betracht. Diese kann genutzt werden, um Pulveraktivkohle in das Abwasser zu dosieren, oder es kann eine Umrüstung zu einem GAK-Filter oder zu einer Membranstufe erfolgen. Auch als Nachbehandlung für eine Ozonung oder zur Abscheidung von Pulveraktivkohle, die z. B. in einem vorgeschalteten Kontaktbecken zudosiert wurde, lässt sich die vorhandene Filtration nutzen. Neben der Filtration steht ansonsten keine nutzbare Bausubstanz für die Errichtung einer Stufe zur Mikroschadstoffelimination zur Verfügung.

Ergänzend zu der bestehenden Struktur sind zur Vorauswahl der zu betrachtenden Varianten zudem Freiflächen und mögliche weitere umnutzbare Flächen von Interesse, auf denen ein Neubau der Anlage zur Mikroschadstoffelimination möglich ist. Da auf dem Klärwerk Krefeld die bestehende Filtration in die Stufe zur Mikroschadstoffelimination eingebunden werden soll, wurden Flächen im Bereich der Filtration identifiziert, die genutzt werden können. Eine Veranschaulichung dieser möglichen Flächen ist Abbildung 6-1 zu entnehmen. Es stehen dort lediglich relativ kleine Flächen zur Nutzung bzw. Umnutzung zur Verfügung.



Abbildung 6-1: Potentielle Fläche zum Bau einer Stufe zur Mikroschadstoffelimination im Bereich der Filtration auf dem Klärwerk Krefeld (ELWAS-WEB, 2016)

Als drittes Kriterium bei der Auswahl möglicher Varianten ist die Hydraulik der bestehenden Anlage heranzuziehen. Ziel der Betrachtung ist es, Varianten zu erkennen, die ohne oder mit geringem zusätzlichem Pumpaufwand umsetzbar sind. Eine schematische Darstellung des hydraulischen Längsschnittes des Klärwerks Krefeld ist der Abbildung 6-2 zu entnehmen. Abgebildet ist der relevante Anlagenausschnitt von den Schwachlastbelebungsbecken bis zum Kläranlagenablauf in den Rhein.

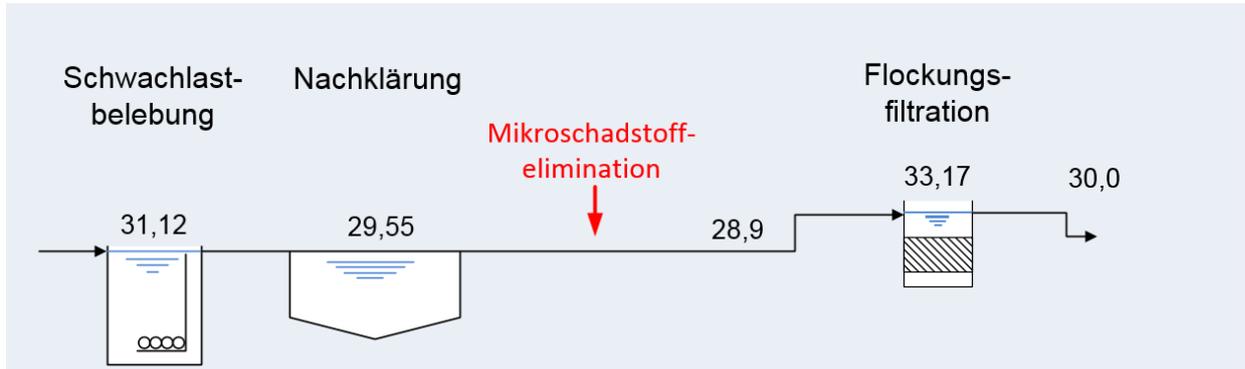


Abbildung 6-2: Wasserspiegellagen auf dem Klärwerk Krefeld im Bereich Belebungsbecken - Ablauf Kläranlage (Angaben in m ü. NN)

Die Wasserspiegeldifferenz zwischen der Nachklärung und der Flockungsfiltration vor Anhebung des Wassers beträgt 0,65 m. Diese Differenz ergibt sich aus der Höhe des Ablaufs des Nachklärbeckens (29,55 m ü. NN) und der Wasserspiegellage im Zulauf zu den Filtern vor der Anhebung (28,9 m ü. NN). Für die Abschätzung, ob die vorhandene Wasserspiegellagendifferenz z.B. für die Beschickung einer Ozonanlage ausreichend ist, müssen die örtlichen Verluste und die Reibungsverluste in Abzug gebracht werden.

Mittels der oben aufgeführten Wasserspiegellagen ergibt sich für die Einbindung der Stufe zur Mikroschadstoffelimination lediglich eine nutzbare Wasserspiegeldifferenz von ca. 0,65 m (WSp. Nachklärung 29,55 m ü. NN abzüglich WSp. Pumpenvorlage vor Filtration 28,9 m ü. NN). Dies reicht in der Regel für die Durchfahrung z. B. einer Ozonanlage nicht aus. Daher wäre eine zusätzliche Anhebung des Wassers notwendig. Für die Varianten, die in der bestehenden Filtration umgesetzt werden, ist eine zusätzliche Anhebung des Wassers nicht notwendig.

6.1.3 Randbedingungen resultierend aus Abwassereigenschaften

Neben den beschriebenen strukturellen Randbedingungen können auch die Konzentrationen verschiedener Abwasserparameter Aufschluss darüber geben, ob eine bestimmte Verfahrensvariante in Frage kommt oder grundsätzlich auszuschließen ist. Ein relevanter Parameter ist hierbei zum einen die Bromidkonzentration im Abwasser, da im Rahmen der Ozonung aus Bromid kanzerogenes Bromat gebildet werden kann. Für die vorliegende Studie stehen keine Daten zur Bromidkonzentration zur Verfügung, daher kann keine Einschätzung über die Disposition zur Bromatbildung im Rahmen z.B. einer Ozonung erfolgen. Nach Angaben des Betreibers der MKVA Krefeld arbeitet die Rauchgaswäsche abwasserfrei. Lediglich die Absalzung der Kessel (Abschlammwasser) werden über den Schlackebunker dem Klärwerk zugeführt. Bromidkonzentrationen im Ablauf, wie sie im Abwasser von Müllverbrennungsanlagen in der Regel vorliegen, sind hier nicht nachweisbar.

Zum anderen stellen die Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe sowie die DOC-Konzentration eine wichtige Entscheidungshilfe dar. Zu hohe AFS- und DOC-Konzentrationen verringern die Effektivität der Ozonung wie auch der Aktivkohle hinsichtlich der Mikroschadstoffelimination, da die abfiltrierbaren Stoffe bzw. der gelöste Kohlenstoff bei der Elimination aus dem Abwasser Konkurrenzstoffe für die Mikroschadstoffe darstellen. Die TOC-Konzentrationen wurden bereits in Kapitel 4.2 dargestellt. Da für den gelösten Kohlenstoff keine Daten vorliegen, wird davon ausgegangen, dass 10 % des TOC partikulär vorliegen. Es ergibt sich somit ein DOC-Wert von 9 mg_{DOC}/L (aus dem 85-Percentil des TOC berechnet), der für weitere

Berechnungen verwendet wird. Zu den AFS-Konzentrationen liegen keine Daten vor, die Betriebserfahrungen zeigen aber, dass in der Regel keine Probleme durch abfiltrierbare Stoffen bestehen, so dass davon ausgegangen wird, dass keine Einschränkungen durch diesen Parameter vorliegen.

Die Konzentration des DOC liegt im für Anlagen zur Mikroschadstoffelimination unbedenklichen Bereich, so dass sich keine Einschränkungen hinsichtlich der Auswahl der zu betrachtenden Varianten ergeben. Im Fall einer großtechnischen Realisierung einer Stufe zur Mikroschadstoffelimination sollten die angenommenen bzw. vorliegenden Werte jedoch durch Messungen verifiziert werden.

6.1.4 Auswahl der zu betrachtenden Varianten

Auf Basis der oben geschilderten Randbedingungen können aus der Liste der grundsätzlich umsetzbaren Varianten die für Krefeld sinnvollen und vielversprechenden Varianten ausgewählt werden. Die nachfolgende Tabelle führt die möglichen Kombinationen von Eliminations- und Nachbehandlungsverfahren auf, die in Krefeld grundsätzlich anwendbar sind und bewertet diese hinsichtlich ihrer Umsetzbarkeit. Unterschieden werden dabei

- Varianten, die aufgrund oben beschriebener Randbedingungen nicht möglich und daher auszuschließen sind (rot) sowie
- Varianten, deren Umsetzung möglich sind und die im Rahmen der nachfolgenden Ausarbeitung betrachtet werden (grün).

Es werden für die nähere Betrachtung in Absprache mit der EGK Krefeld sieben Varianten ausgearbeitet. Zusätzlich zu den in Kapitel 5 genannten möglichen Verfahren wird für das Klärwerk Krefeld eine Variante mit Behandlung von Chlordioxid betrachtet, da derzeit entsprechende Versuche im Pilotmaßstab auf dem Klärwerk Krefeld durchgeführt werden.

Tabelle 6-1: Übersicht über die möglichen Varianten und Auswahl der betrachteten Varianten

	Verfahren/Ort	Nachbehandlung	Bewertung	Fazit
Ozon	Ozonung (integriert in Filter)	Sandfilter	Möglich und weiterhin betrachtet	
PAK	PAK-Dosierung in Filterüberstand	Sandfilter	Möglich und weiterhin betrachtet	
	PAK-Dosierung in Belebungsbecken	Sandfilter	Möglich und weiterhin betrachtet	
	PAK-Dosierung in Filter mit Membran	Membran	Möglich und weiterhin betrachtet	
	PAK-Dosierung in separates Kontaktbecken des Filters	Sandfilter	Möglich und weiterhin betrachtet	
	PAK-Dosierung in separates Kontakt- und Sedimentationsbecken	Sandfilter	Keine Fläche für Neubau der Becken vorhanden	
GAK	GAK-Filtration in Sandfilter (Tausch des Filtermaterials)	-	Möglich und weiterhin betrachtet	

	Verfahren/Ort	Nachbehandlung	Bewertung	Fazit
ClO ₂	Chlordioxid-Behandlung	GAK-Filter	Derzeitige Durchführung von Versuchen auf der Kläranlage Krefeld, daher Mitbetrachtung sinnvoll	
Kombinationen	PAK-Dosierung in Belebung und nachgeschaltete Ozonung	Sandfilter	Erhöhter Investitionsbedarf, aufgrund Implementierung zweier Verfahren	
	Ozonung mit anschließender PAK-Zugabe in Sandfilter	Sandfilter	Erhöhter Investitionsbedarf, aufgrund Implementierung zweier Verfahren	
	Ozonung mit anschließender GAK-Filtration -BAK- (Tausch des Filtermaterials)	GAK-Filter	Erhöhter Investitionsbedarf, aufgrund Implementierung zweier Verfahren	

Für das Klärwerk Krefeld werden somit folgende Anlagenkonzepte detailliert ausgearbeitet:

- Variante 1: Ozonung und Nachbehandlung in bestehender Filtration
- Variante 2: PAK-Dosierung in den Filterüberstand
- Variante 3: PAK-Dosierung in das Belebungsbecken
- Variante 4: PAK-Dosierung in die bestehenden Filterkammern und Abtrennung mittels Membranen
- Variante 5: PAK-Dosierung in ein Kontaktbecken im Filter und Abtrennung in bestehender Filtration
- Variante 6: GAK-Filtration in den bestehenden Filterkammern
- Variante 7: Chlordioxidbehandlung und zusätzliche Behandlung im GAK-Filter (rein konzeptionelle Betrachtung)

Zur Berechnung der Betriebsmittelverbräuche und Auslegung der Lagereinrichtungen wird ein sogenannter Lastfaktor angesetzt. Dieser berücksichtigt den Anteil der tatsächlichen Jahresabwassermenge (2013: 27.342.657 m³/a) an der mit der Auslegungswassermenge berechneten behandelbaren Jahresabwassermenge. Es wird dabei das Jahr 2013 herangezogen, da es sich dabei um ein repräsentatives Jahr bzgl. der Abwassermengen handelt.

$$\cdot \text{ Lastfaktor: } (0,96 * 27.342.657 \text{ m}^3/\text{a}) / (8.000 \text{ m}^3/\text{h} * 24 \text{ h/d} * 365 \text{ d/a}) = 0,37 = 37 \%$$

6.2 Variante 1: Ozonung mit Nachbehandlung in bestehender Filtration

6.2.1 Integration auf dem Klärwerk Krefeld

Bei der Variante 1 handelt es sich um die Ozonung des Ablaufs der Nachklärung in einem Teil der bestehenden Filterkammern. Die biologische Nachbehandlung wird in den verbleibenden Filterkammern der Filtration realisiert. Das Wasser wird über die vorhandenen vier Pumpen in die Filtration gehoben.

Abbildung 6-3 zeigt den Lageplan der Variante 1 auf dem KW Krefeld. Hier dargestellt sind die Ozonbecken und die Filterkammern zur Nachbehandlung sowie der Sauerstofftank und das Betriebsgebäude inkl. Ozongeneratoren.

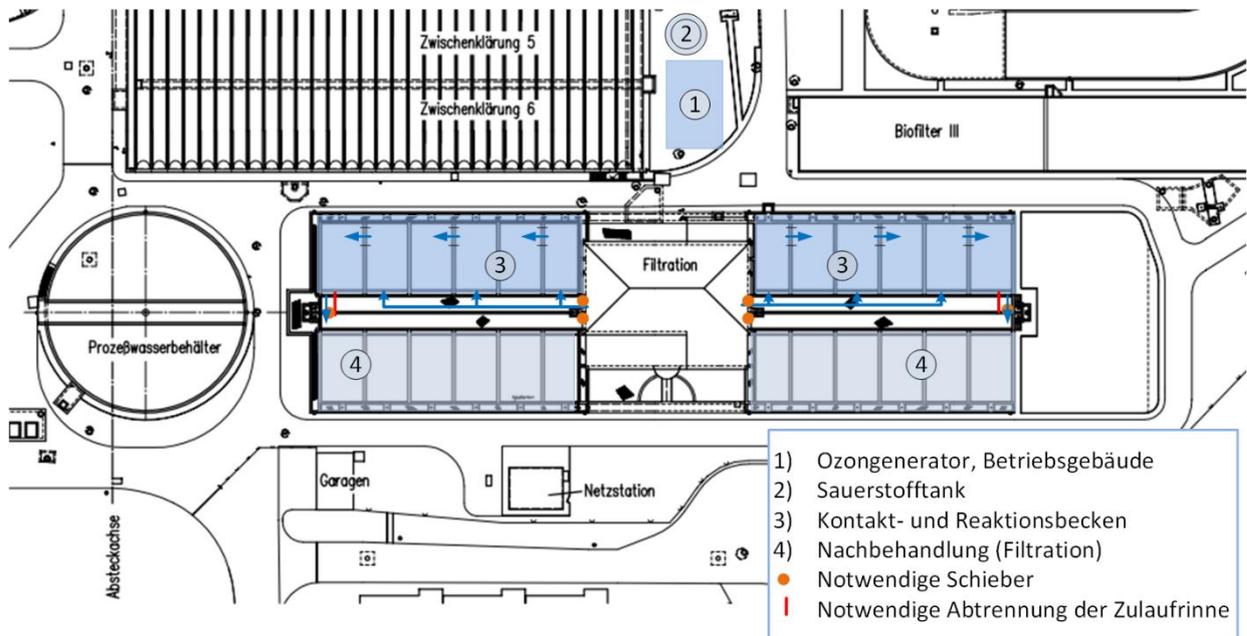


Abbildung 6-3: Lageplan der Variante 1 auf dem Klärwerk Krefeld

Für die Ozonung wird jeweils eine Seite pro Straße umgebaut bzw. umgerüstet. Dazu sind das Filtermaterial samt Stüttschicht und der vorhandene Düsenboden der Filterkammern zu entfernen. Von den Becken wird jedes zweite mit Wasser beaufschlagt und dort über Diffusoren mit Ozon begast. Die jeweils daran anschließenden Becken, zu denen ein Durchlass installiert wird, dienen als Reaktionsbecken. Aus den Reaktionsbecken soll das mit Ozon behandelte Wasser über die bestehende Filtratleitung in den Filtratkanal gelangen. Mittels eines Durchbruchs zur oberhalb der Filtratleitung liegenden Zulaufrinne, kann das Wasser dann über einen hydraulischen Ausgleich zurück in die Zulaufrinne gelangen und wird von dort auf die verbleibenden Filterkammern auf die andere Seite der Filtration verteilt und dort biologisch nachbehandelt.

Damit das mit Ozon behandelte Wasser sich nicht mit dem Zulaufwasser vermischt, ist die Abtrennung der Zulaufrinne im äußeren Bereich der Filtration notwendig, wie in Abbildung 6-4 durch die rote Markierung dargestellt. Zur Außerbetriebnahme der Ozonung erfolgt die Anordnung eines Schiebers am Durchbruch zwischen den beiden Zulaufrinnen. Damit ist es möglich, die verbleibenden Flockungsfilterkammern über das Öffnen eines Schiebers im Zulaufbereich der entsprechenden Zulaufrinne zu beschicken (siehe Abbildung 6-4). Bei dieser Anordnung der Ozonbecken ist ebenfalls der Betrieb einzelner Ozonbecken möglich, z. B. im Revisionsfall oder bei geringer Zulaufbelastung.

Abbildung 6-4 zeigt den Querschnitt der letzten Filterkammern des östlichen Flügels der Filtration. Dargestellt sind darin die vorhandenen Filtratleitung, der Filtratkanal und die Zulauf Rinne mit den jeweils notwendigen baulichen Änderungen. Die Ozonbecken müssen gasdicht abgedeckt werden, sodass kein Ozon in die Umgebungsluft entweichen kann.

Die Abluft der Ozonbecken wird in einem Restozonvernichter behandelt. Dabei erfolgt eine Messung des Ozongehalts in der Abluft. Das filtrierte Wasser verlässt über den Düsenboden die Filterkammern und wird dem Rhein zugeleitet. Zur Durchflussmessung wird in der Filtratleitung ein IDM installiert.

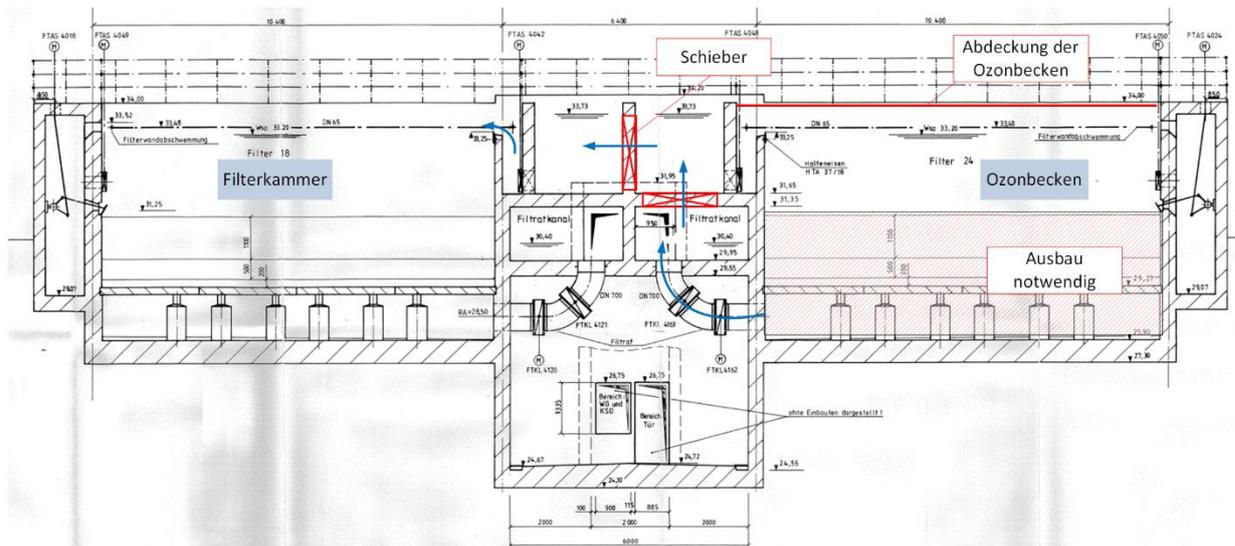


Abbildung 6-4: Querschnitt der Filterkammern 18 und 24 zur Darstellung des Umbaufaufwands für die Variante 1

6.2.2 Ozonerzeugung

Das in das Abwasser eingetragene Ozon wird aus Reinsauerstoff erzeugt. Dieser wird in flüssiger Form in Tankwagen angeliefert und auf der Kläranlage in einem LOX-Sauerstofftank gelagert. Es wird ein Tank mit einem Fassungsvermögen von 25.000 kg Sauerstoff gewählt. Über Kaltverdampfer erfolgt die Verdampfung des flüssigen Sauerstoffs. Dieser wird dann über eine Gasleitung zum Ozonerzeuger geleitet. In den Ozonerzeugern können 10 % des zugeführten Sauerstoffs in Ozon umgewandelt werden. Die notwendige Kühlung des Ozonerzeugers erfolgt mittels Filtrat. Dazu wird ein Wärmetauscher installiert, der über einen Kühlkreislauf mit den Ozonerzeugern verbunden ist. Im Betriebsgebäude der Ozonanlage wird ein E-Raum angeordnet, der für die Schaltanlage und die Energieversorgung der Ozonerzeuger vorzusehen ist.

Im Betriebsgebäude ist eine Ozon- und Sauerstoffmessung zur Raumluftüberwachung zu installieren, die aus sicherheitstechnischen Gründen mit der Ozonerzeugung gekoppelt ist und ein Abschalten der Ozonerzeuger bei einem Austritt von Ozon ermöglicht. Aus Sicherheitsgründen ist die Anlage mit einem von außen zugänglichen Notausschalter, einer Alarmleuchte und einem Signalhorn auszustatten. Am Eingang des Betriebsgebäudes sind zwei Atemschutzmasken in einer Aufbewahrungsbox vorzusehen, die im Falle eines Ozonalarms zur Personenrettung eingesetzt werden können. Das Tragen eines Atemschutzgerätes und ein entsprechender Nachweis der Eignung über einen G 26.3-Schein sind nicht erforderlich.

Für die Berechnung der benötigten Ozonproduktion wird für die Variante 1 eine spezifische Ozondosis von 0,7 mg O₃/mg DOC angesetzt. Mittels der DOC-Konzentration von 9 mg DOC/L errechnen sich die zuzuführende Ozonkonzentration und damit die benötigte Produktionskapazität des Ozonerzeugers mit der Auslegungswassermenge von 8.000 m³/h und einem Lastfaktor von 37 % wie folgt.

- Ozonkonzentration: 0,7 mg O₃/mg DOC * 9 mg DOC/L = 6,3 mg O₃/L
- Benötigte Ozonproduktion: 8.000 m³/h * 6,3 mg O₃/L = 50,4 kg O₃/h

Es wird eine zweistraßige Ozonerzeugung mit einer Produktionskapazität von $2 \times 25,5 \text{ kg O}_3/\text{h}$ vorgesehen, um z.B. bei Ausfall eines Ozonerzeugers eine Basisdosierung sicherstellen zu können.

6.2.3 Ozoneintrag und Ozondosierung

Als Eintragungssystem für die Ozonbecken wird das Diffusorsystem vorgesehen. Dosierte wird das Ozon DOC-mengenproportional. Dazu wird die Filtratleitung mit einem Durchflussmessgerät ausgerüstet und es erfolgt die Installation eines DOC-Analysators zur Bestimmung der DOC-Konzentration im Zulauf zur Ozonanlage. Wie die Ozonanlage in das Verfahrensfließbild des Klärwerks Krefeld implementiert werden kann, ist aus Abbildung 6-5 zu entnehmen.

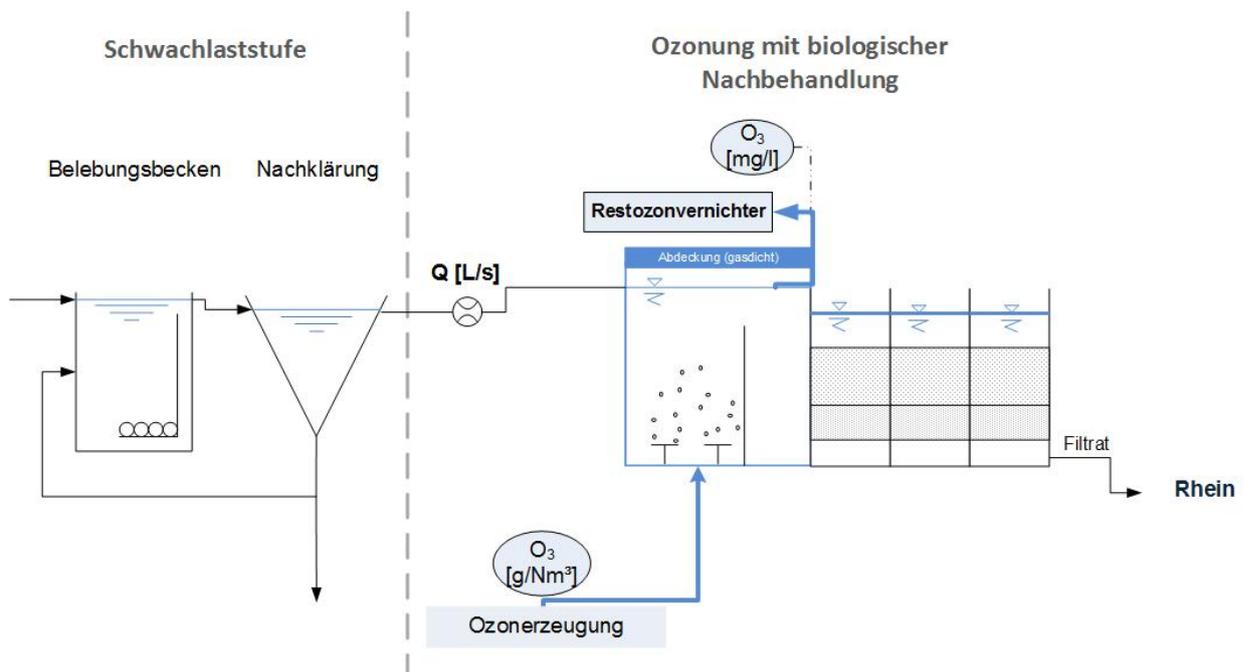


Abbildung 6-5: Fließbild der Variante 1 auf dem Klärwerk Krefeld

6.2.4 Kontaktreaktor

Für die Dauer bis zur vollständigen Ozonzehrung wird aufgrund fehlender Ergebnisse eines Ozonzehrungsversuchs von 10 Minuten ausgegangen. Dieser Wert ist im Fall einer späteren großtechnischen Realisierung mittels Versuche zu verifizieren. Zur Berücksichtigung einer ungleichmäßigen Durchströmung der Ozonreaktionsbecken wird die Dauer bis zur vollständigen Ozonzehrung mit dem Faktor $1/0,35$ multipliziert. Damit ergibt sich die erforderliche Kontaktzeit zu:

- Erforderliche Kontaktzeit: $10 \text{ min} \cdot (1/0,35) \approx 30 \text{ min}$

Das daraus resultierende Kontaktreaktorvolumen ergibt sich demnach zu:

- Kontaktreaktorvolumen: $0,5 \text{ h} \cdot 8.000 \text{ m}^3/\text{h} = 4.000 \text{ m}^3$

Jede Filterkammer hat bei Ausbau des Düsenbodens ein maximales Volumen von ca. 340 m^3 . Die Anzahl der umzurüstenden Filterkammern zu Kontaktreaktoren beträgt:

- Anzahl umzurüstender Filterkammern: $4.000 \text{ m}^3 / 340 \text{ m}^3 \approx 12 \text{ Kammern}$

Zur Sicherstellung der erforderlichen Kontaktzeit von 30 Minuten würde demnach der Umbau bzw. die Umrüstung von 12 Filterkammern zu Ozonbecken ausreichen.

6.2.5 Nachbehandlung

Für die biologische Nachbehandlung stehen die verbleibenden 12 Filterkammern zur Verfügung. Eine bauliche Anpassung der Filterkammern ist nicht vorgesehen. Sie werden im freien Gefälle über die Zulaufrinne beschickt. Die Aufenthaltszeit in der biologischen Nachbehandlung und die Filtergeschwindigkeit, wenn sich immer ein Filter in Rückspülung befindet, werden im Folgenden mit einer Filterfläche von 62,5 m² und einer Filtertiefe von 3,73 m für den Volumenstrom von 8.000 m³/h berechnet:

- Aufenthaltszeit: $((12-1) * 62,5 \text{ m}^2 * 3,73 \text{ m}) / 8.000 \text{ m}^3/\text{h} = 0,32 \text{ h} = 19 \text{ min}$
- Filtergeschwindigkeit: $8.000 \text{ m}^3/\text{h} / ((12-1) * 62,5 \text{ m}^2) = 11,63 \text{ m/h} < 15 \text{ m/h}$

Die maximale Filtergeschwindigkeit von 15 m/h wird bei Betrieb von 12-1 Filtern zur biologischen Nachbehandlung eingehalten. Die Kontaktzeit von 19 Minuten zur biologischen Nachbehandlung wird als ausreichend angesehen.

6.3 Variante 2: PAK-Dosierung in den Filterüberstand

6.3.1 Integration auf dem Klärwerk Krefeld

Die Variante 2 beinhaltet die PAK-Dosierung in den Filterüberstand der bestehenden Filtrationsbecken. Die Filtration ist dabei sowohl Kontaktreaktor als auch Abtrennungseinheit für die Pulveraktivkohle. Dosierte wird die PAK in den Zulauf zu den Filterbecken und die Abtrennung erfolgt direkt im Anschluss in der Zweischichtfiltration. Bei dieser Variante sind keine Änderungen der Prozessabfolge oder Änderung der Hydraulik notwendig. Die Beschickung der Filtrationsstufe erfolgt wie bisher mit Abwasser aus der Nachklärung über das vorgeschaltete Pumpwerk. Das so im Filter behandelte Abwasser bedarf keiner weiteren Nachbehandlung und kann wie bisher im freien Gefälle in den Rhein eingeleitet werden. Über das Rückspülwasser der Filtration wird die PAK zurück in die biologische Stufe geführt, wo sie weiter beladen wird.

Für diese Variante sind ein PAK-Silo und eine PAK-Dosiervorrichtung neu vorzusehen. Es wurde dafür eine Fläche gewählt, die möglichst nah am Zulaufbereich der Filtration liegt (Abbildung 6-6).

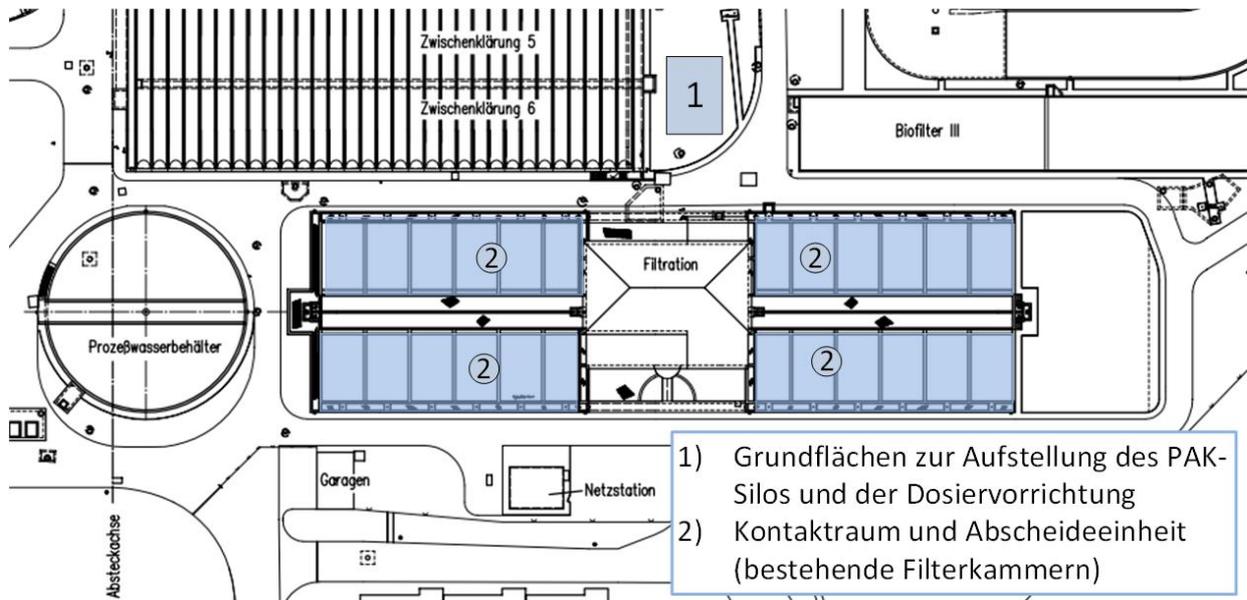


Abbildung 6-6: Lageplan der Variante 2 auf dem Klärwerk Krefeld

6.3.2 Kontaktreaktor und Abscheideeinheit

In der vorliegenden Variante 2 sind die beiden Einheiten Kontaktreaktor und Abscheideeinheit in der Filtrationsanlage vereint. Im Kontaktreaktor, in dieser Variante der Filterüberstand, adsorbieren die Mikroschadstoffe an der PAK und in der Abscheideeinheit, in dieser Variante das Filtrationsbett, wird die PAK vom Abwasser getrennt. Dosierte wird die PAK in den Zulauf der Filtrationsbecken. 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.

Unter der Annahme einer Kontaktzeit von 30 Minuten errechnet sich das erforderliche Kontaktvolumen unter Berücksichtigung der Auslegungswassermenge wie folgt:

- $V_{\text{Kontaktreaktor}}: 0,5 \text{ h} * 8.000 \text{ m}^3/\text{h} = 4.000 \text{ m}^3$
- $V_{\text{Filterüberstand 1 Becken}}: 2 \text{ m} * 62,5 \text{ m}^2 = 125 \text{ m}^3$
- Anzahl notwendiger Filter: $4.000 \text{ m}^3 / 125 \text{ m}^3 = 32$

Da lediglich 24 Filterbecken zur Verfügung stehen und davon ausgegangen werden muss, dass sich mindestens eines davon ständig in Rückspülung befindet, wird im Folgenden berechnet, wie hoch die maximal mögliche Kontaktzeit bei Betrieb aller 24 Filterbecken ist.

- Maximale Kontaktzeit: $(24-1) * 2 \text{ m} * 62,5 \text{ m}^2 / 8.000 \text{ m}^3/\text{h} = 0,36 \text{ h} \hat{=} 22 \text{ Min.}$

Die maximale Kontaktzeit der PAK mit dem Abwasser bei Auslegungswassermenge und Betrieb von 24 Filterbecken, wovon sich eins ständig in Rückspülung befindet, beträgt ca. 22 Minuten.

Durch die Rückführung der Kohle in die biologische Stufe kann der negative Effekt durch die kürzere Kontaktzeit im Filterüberstand zum Teil kompensiert werden. Neben der Kontaktzeit hat auch die Wahl

der Aktivkohle einen Einfluss auf die Eliminationsleistung. Zur Überprüfung der Eliminationsleistung sollten daher Laborversuche zum Adsorptionsverhalten verschiedener Kohlen in Abhängigkeit von der Kontaktzeit durchgeführt werden.

6.3.3 Pulveraktivkohlelager und Dosiervorrichtung

Die Vorrichtungen für die Lagerung und Dosierung der PAK werden nahe der Dosierstelle für die PAK neben der Filteranlage errichtet. Die Dosierung der Aktivkohle erfolgt volumenstromabhängig. Da sich PAK nur schwer befeuchten lässt und staubt, wird die Kohle über einen Schneckenförderer aus dem Silo in einen speziellen 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 6-7 zeigt die Einbindung der PAK-Dosierung in den Filterüberstand auf dem Klärwerk Krefeld.

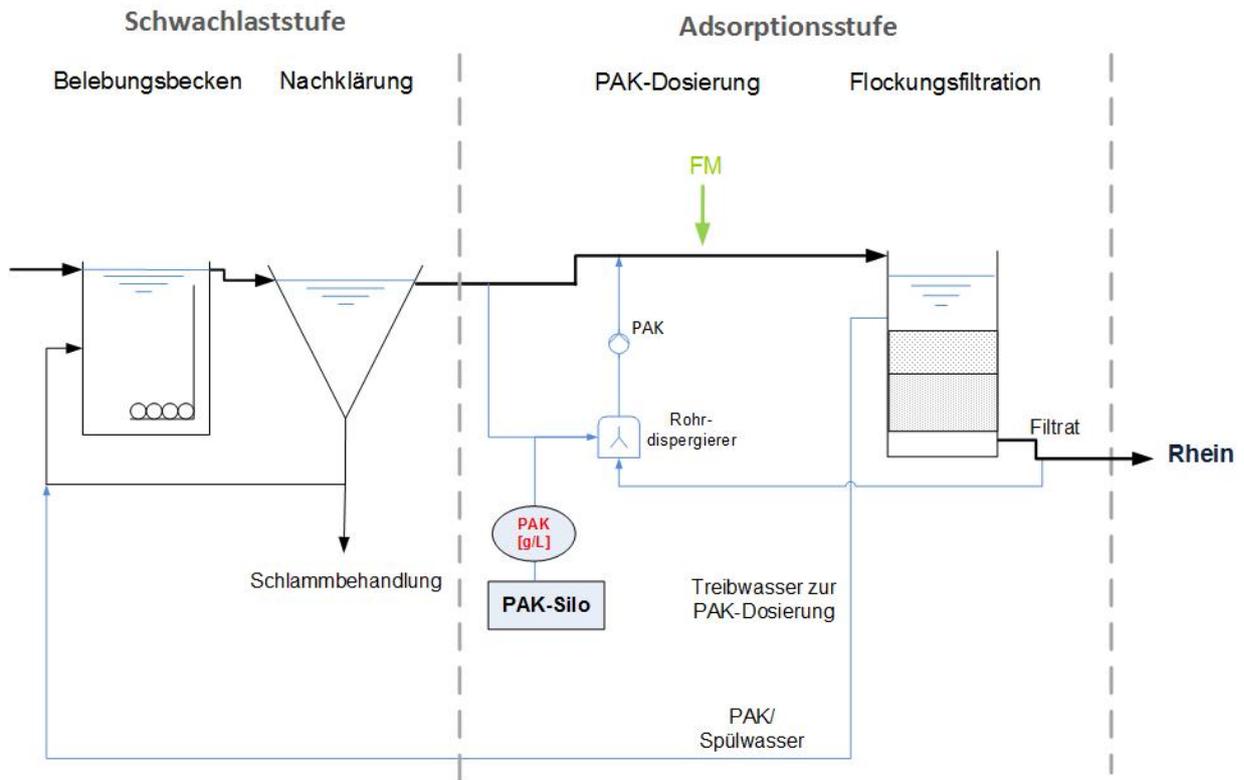


Abbildung 6-7: Einbindung der Variante 2 in den Klärprozess auf dem Klärwerk Krefeld

Die Spannweite der PAK-Dosierkonzentrationen liegt zwischen 10 bis 20 mg_{PAK}/L (KOM-M.NRW, 2016). Bei einer PAK-Dosierung in den Filterüberstand, wie es vorliegend geplant wird, ist gegenüber einer separaten PAK Stufe, bestehend aus Kontaktreaktor und Abscheideeinheit inkl. Aktivkohlerückführung in den Kontaktreaktor, eine vergleichsweise hohe PAK-Dosierung erforderlich. Auch aus dem Grund der Kontaktzeit von maximal 22 Minuten wird für die geplante Variante 2 im Rahmen der Machbarkeitsstudie eine Pulveraktivkohledosierung in Höhe von 20 mg_{PAK}/L angenommen. Im Falle einer großtechnischen Umsetzung der Variante 2 ist diese Annahme auf Grundlage der lokalen Abwassermatrix zuvor mit Hilfe von Laborversuchen zu überprüfen. Insbesondere ist zu prüfen, ob die PAK-Dosierkonzentration eine ausreichende Eliminationsleistung ermöglicht.

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 m³ 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/m³, während sie nach der pneumatischen Förderung in das Silo nur noch eine Dichte von ca. 300 kg/m³ aufweist.

- Transportkapazität des Silofahrzeugs: $40 \text{ m}^3 \cdot 500 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3 = 20.000 \text{ kg}_{\text{PAK}}$
- Min. Silovolumen zur Löschung der Anlieferung: $20.000 \text{ kg}_{\text{PAK}} / 300 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3 = 66,7 \text{ m}^3$

Um eine ausreichende PAK-Mindestreserve vorzuhalten und zeitliche Flexibilität für die Befüllung des Silos zu erreichen, wird eine Mindestreserve für 20 Betriebstage angenommen. Der Lastfaktor für die Aktivkohledosierung wird mit 37 % angesetzt.

- Täglicher Aktivkohlebedarf: $0,02 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3 \cdot 8.000 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 24 \text{ h/d} \cdot 0,37 \approx 1.421 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{d}$
- Erforderliches Lagervolumen: $1.421 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{d} \cdot 20 \text{ d} / 300 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3 = 94,7 \text{ m}^3$

Zusammenfassend ergibt sich somit eine erforderliche Lagerkapazität für die Aktivkohle von ca. 162 m³. Zudem wird zur Entladung ein Freibord von ca. 15 % im Silo empfohlen, um Stillstände bei der Befüllung aufgrund von Regenerationszeiten des Siloablufffilters zu vermeiden. Für die Lagerung der Aktivkohle wird daher ein Silo mit einem Lagervolumen von 186 m³ vorgesehen.

6.3.4 Fällmittel- und Flockungshilfsmitteldosierung

Die Fällmitteldosierung erfolgt in den Zulauf der Filtrationsbecken. Als Fällmittel wird dazu Eisen(III)-Chlorid eingesetzt. Die Dosierrate wird mit 0,2 mg Fe/mg PAK abgeschätzt. Es wird die für Eisen(III)-Chlorid übliche Wirksubstanz von 0,138 kg Fe/kg WS und eine Dichte von 1.410 kg/m³ angesetzt. Für die Fällmitteldosierung wird ein Lastfaktor von 37 % angenommen.

Damit berechnet sich das erforderliche Vorhaltevolumen mit einer Vorhaltedauer von 20 Tagen:

- FM-Bedarf: $(0,2 \text{ mg}_{\text{Fe}}/\text{mg}_{\text{PAK}} \cdot 0,02 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3) / 0,138 \text{ kg}_{\text{Fe}}/\text{kg}_{\text{FM}} \cdot 8.000 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 24 \text{ h/d} \cdot 0,37 = 2.059 \text{ kg}_{\text{FM}}/\text{d}$
- FM-Lagervolumen: $(20 \text{ d} \cdot 2.059 \text{ kg}_{\text{FM}}/\text{d}) / 1.410 \text{ kg}_{\text{FM}}/\text{m}^3 \approx 29,2 \text{ m}^3$

Die Anlieferung des Fällmittels erfolgt mit 15 m³ Fahrzeugen. Zur Löschung der Ladung ist daher die folgende Lagerkapazität erforderlich:

- Lagerkapazität: $29,2 \text{ m}^3 + 15 \text{ m}^3 \approx 45 \text{ m}^3$

Für die Dosierung der Flockungshilfsmittel wird eine FHM-Polymerdosierstation eingeplant. Es wird davon ausgegangen, dass die vorhandene FHM-Dosierstation genutzt werden kann. Die Dosierung erfolgt volumenproportional. Die Dosierrate beträgt zwischen 0,5 und 0,8 mg/L. Für die vorliegende Anlagenkonzeptionierung wird eine Dosierrate von 0,6 mg/L gewählt. Dies ergibt einen Flockungshilfsmittelbedarf von:

- FHM-Bedarf: $0,6 \text{ g}_{\text{FHM}}/\text{m}^3 \cdot 8.000 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 24 \text{ h/d} \cdot 0,37 = 42,6 \text{ kg}_{\text{FHM}}/\text{d}$

Die Anlieferung erfolgt in Fässern/Containern. Der tatsächliche Bedarf an Fäll- und Flockungshilfsmitteln ist in großtechnischen Versuchen zu ermitteln.

6.4 Variante 3: PAK-Dosierung in das Belebungsbecken

6.4.1 Integration auf dem Klärwerk Krefeld

Die dritte Variante ist die simultane PAK-Dosierung in die Belebungsbecken. Dabei sind keine Änderungen der Prozessfolge und keine Änderungen der Hydraulik notwendig. Zur Abtrennung der PAK sind keine zusätzlichen Abtrennungseinheiten vorzusehen, da der PAK-Schlamm gemeinsam mit dem Belebtschlamm in der Nachklärung und anschließend in der Filtration abgetrennt wird. Die PAK wird gemeinsam mit dem Rücklaufschlamm aus der Nachklärung dem Zulauf der biologischen Stufe zugeführt. Dadurch wird die Verweilzeit der PAK im System erhöht, wodurch eine Erhöhung der Beladung der PAK erreicht werden kann. Die biologischen Prozesse und die simultane Phosphorentfernung bleiben davon i. d. R. unberührt (ARGE TP 6 2014; Stoll et al. 2015).

Das Schlammalter bedingt, dass sich eine konstante Konzentration von Pulveraktivkohle im Belebungsbecken einstellt. Diese kann mit einer PAK-Konzentration von 20 mg/L, einem angenommenen Schlammalter von 14 Tagen und einem mittleren Zufluss von 4.000 m³/h folgendermaßen abgeschätzt werden.

$$C_{\text{PAK}} = \frac{t_{\text{TS}} \cdot M_{\text{PAK}}}{V_{\text{BB}}} = \frac{14 \text{ d} \cdot 4.000 \frac{\text{m}^3}{\text{h}} \cdot 20 \frac{\text{g}}{\text{m}^3} \cdot 24 \frac{\text{h}}{\text{d}}}{85.000 \text{ m}^3 \cdot 1.000 \frac{\text{L}}{\text{m}^3}} = 0,3 \frac{\text{g}}{\text{L}}$$

Somit würde bei einer TS-Konzentration von 3 g/L der TS-Gehalt im Belebungsbecken um ca. 10 % ansteigen. Zu beachten ist dabei insbesondere die höhere Feststoffbelastung der Nachklärung.

Durch die Einbindung der PAK in den Belebtschlamm, wird dessen Absetzeigenschaft verbessert (Neef 2016; ARGE TP 6 2014; Stoll et al. 2015). Da für die PAK-Dosierung bzw. die Wirksamkeit der PAK eine möglichst niedrige DOC-Konzentration vorliegen sollte, ist die PAK-Dosierung am Ende des Belebungsbeckens sinnvoll. Es kann damit erreicht werden, dass weniger DOC-Bestandteile mit den Mikroschadstoffen um die Adsorptionsplätze der PAK konkurrieren (Streicher et al. 2016). Zu prüfen bleibt, ob die durch die Dosierstelle bedingte relativ kurze Aufenthaltszeit der Kohle im Belebungsbecken ausreicht, um eine Integration der Aktivkohle in den Belebtschlamm zu bewirken. Erfolgt keine vollständige Integration in den Schlamm, kann Aktivkohle über die Nachklärung in den Zulauf zur Filtration gelangen. Um diesen Vorgang zu vermeiden kann analog zur PAK-Anwendung in einer separaten Behandlungsstufe, der Einsatz von Fäll- und Flockungshilfsmitteln nötig sein (Stoll et al. 2015). Allerdings liegen auch Ergebnisse vor, nach denen keine zusätzliche Dosierung von Fäll- und Flockungshilfsmitteln zur Abscheidung der PAK in der Nachklärung nötig sind (ARGE TP 6 2014). Eine abrasive Wirkung auf die mechanische Ausrüstung von Kläranlagen ist derweil nicht zu erwarten (Stoll et al. 2015).

Durch die Einbindung der PAK in den Klärschlamm erhöht sich der Brennwert des Klärschlammes, so dass die Energiemenge bei einer thermischen Verwertung des Schlammes gesteigert wird (Stoll et al. 2015). Da Klärschlamm, der PAK enthält, nur thermisch und nicht landwirtschaftlich verwertet werden sollte, ist der Einsatz von PAK vorteilhaft für das Klärwerk Krefeld, da dessen entwässerter Klärschlamm thermisch verwertet wird. Ebenfalls von Vorteil ist die Verbesserung der Schlammmentwässerbarkeit wenn dieser Pulveraktivkohle enthält. Allerdings muss durch die Aktivkohle insgesamt mehr Klärschlamm entsorgt werden, wodurch die Entsorgungskosten steigen.

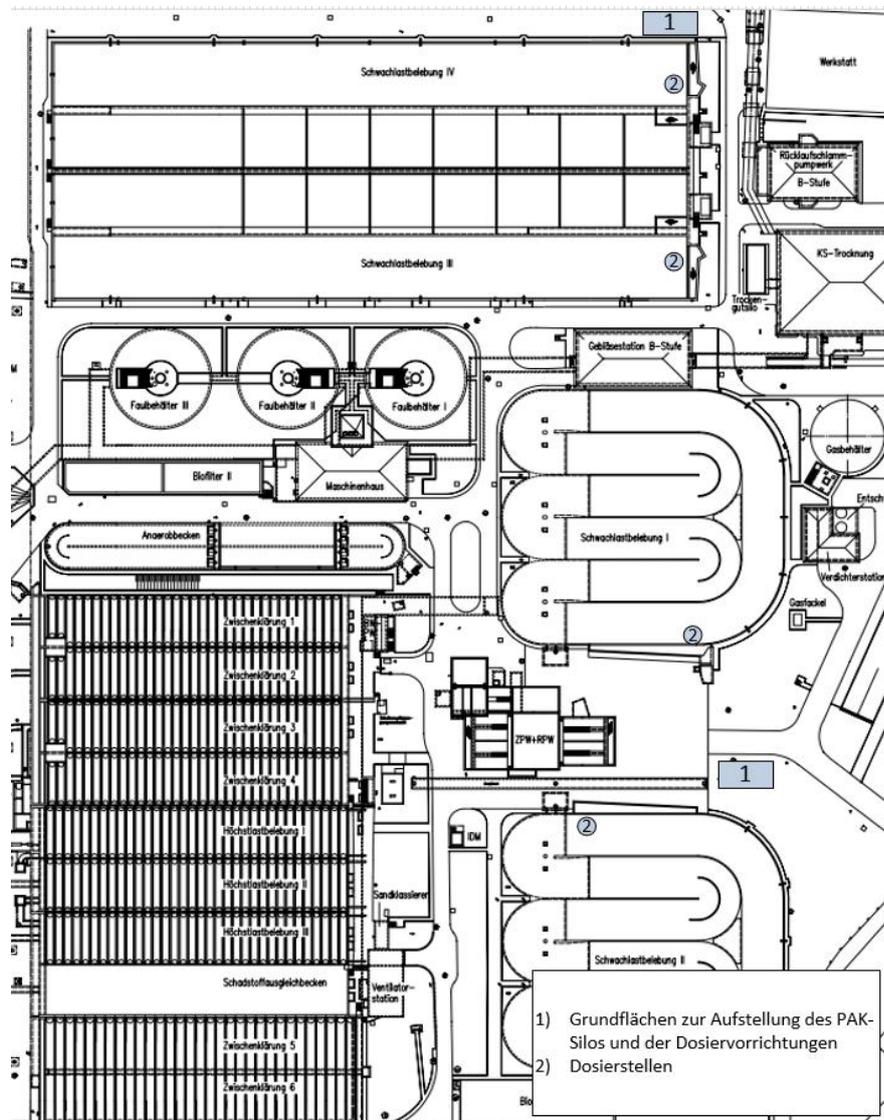


Abbildung 6-8: Anordnungsskizze der Variante 3 auf dem Klärwerk Krefeld

Baulich sind als Neuerung die Silos zur Lagerung der PAK und Dosiereinrichtungen für den Eintrag der PAK in das Belebungsbecken vorzusehen. Die PAK 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. Aus Abbildung 6-8 wird ersichtlich, wie die Anordnung der PAK-Silos und Dosiereinrichtungen erfolgen kann. Da die Belebungsbecken nicht nacheinander durchfließen werden, sondern parallel betrieben werden, ist die PAK-Dosierung an mehreren Stellen notwendig. Es ist vorgesehen, dass sie jeweils im Ablauf der Schwachlastbelebungsbecken 1 bis 4 installiert wird. Für die Belebungsbecken 1 und 2 sowie für die beiden Becken 3 und 4 wird jeweils ein Silo vorgesehen. Das Verfahrensfliessbild bzw. die Einbindung der PAK-Dosierung in den Klärprozess wird aus Abbildung 6-9 ersichtlich.

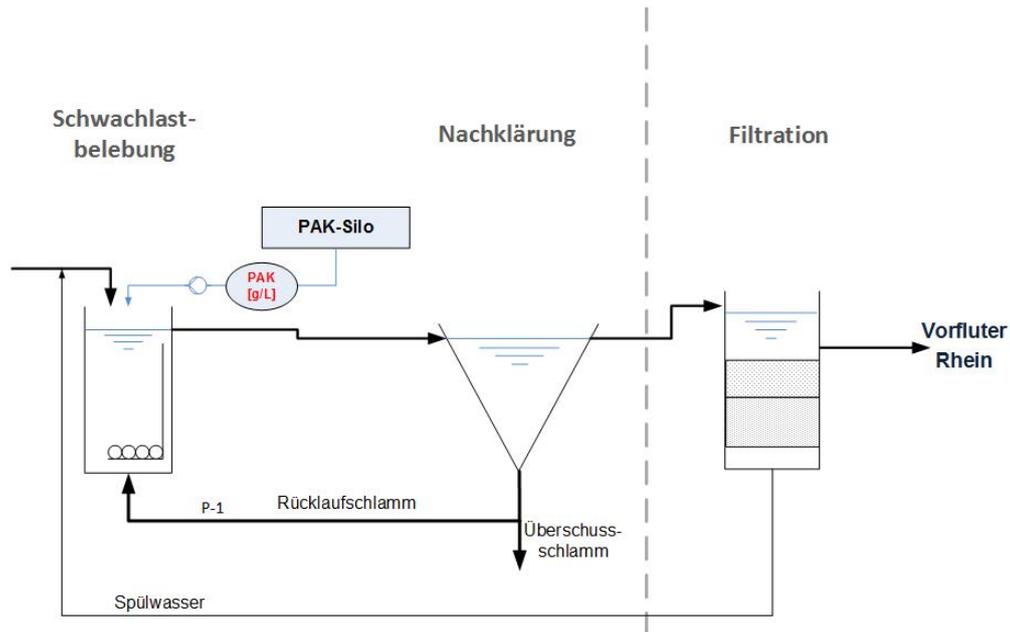


Abbildung 6-9: Einbindung der PAK-Dosierung in die Schwachlastbelebungsbelebungsbecken auf dem Klärwerk Krefeld

6.4.2 Pulveraktivkohlelager- und Dosieranlage

Aufgrund der höheren organischen Belastung im Belebungsbecken im Vergleich zu nachgeschalteten Verfahren ist davon auszugehen, dass eine höhere PAK-Dosierkonzentration notwendig ist. In Untersuchungen konnte nachgewiesen werden, dass eine Dosierung von bis zu 20 mg PAK/L ausreicht (Stoll et al. 2015; Neef 2016). Für die Variante 3 wird daher eine PAK-Dosierung von 20 mg PAK/L gewählt. Damit ergibt sich der tägliche Aktivkohlebedarf sowie der erforderliche Lieferumfang bzw. die erforderliche Silokapazität wie nachfolgend dargestellt. Es wird von einer Volumenstromaufteilung von 5.200 m³/h und 2.800 m³/h in Anlehnung an das Verhältnis der Beckenvolumina ausgegangen.

Schwachlastbelebungsbecken 1 und 2:

- Täglicher Aktivkohlebedarf: $0,02 \text{ kg PAK/m}^3_{\text{Abwasser}} \cdot 2.800 \text{ m}^3_{\text{Abwasser/h}} \cdot 24 \text{ h/d} \cdot 0,37$ **= 497,3 kg PAK/d**
- Erforderliches Lagervolumen: $497,3 \text{ kg PAK/d} \cdot 20 \text{ d} / 300 \text{ kg PAK/m}^3$ **= 33,2 m³**
- Transportkapazität des Silofahrzeugs: $40 \text{ m}^3 \cdot 500 \text{ kg PAK/m}^3$ **= 20.000 kg PAK**
- Mindestsilovolumen zur Löschung der Anlieferung: $20.000 \text{ kg PAK} / 300 \text{ kg PAK/m}^3$ **= 66,7 m³**

Zusammenfassend ergibt sich somit eine erforderliche Lagerkapazität für die Aktivkohle in Höhe von 100 m³. 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 ein Silo mit einem Lagervolumen von 115 m³ vorgesehen.

Schwachlastbelebungsbecken 3 und 4:

- Täglicher Aktivkohlebedarf: $0,02 \text{ kg PAK/m}^3_{\text{Abwasser}} \cdot 5.200 \text{ m}^3_{\text{Abwasser/h}} \cdot 24 \text{ h/d} \cdot 0,37$ **= 924 kg PAK/d**
- Erforderliches Lagervolumen: $924 \text{ kg PAK/d} \cdot 20 \text{ d} / 300 \text{ kg PAK/m}^3$ **= 61,6 m³**

- Transportkapazität des Silofahrzeugs: $40 \text{ m}^3 * 500 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3$ = 20.000 kg_{PAK}
- Mindestsilovolumen zur Löschung der Anlieferung: $20.000 \text{ kg}_{\text{PAK}} / 300 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3$ = **66,7 m³**

Zusammenfassend ergibt sich somit eine erforderliche Lagerkapazität für die Aktivkohle in Höhe von 128 m³. Für die Lagerung der Aktivkohle wird daher für das Silo der Schwachlastbelebungsbecken 3 und 4 inkl. dem notwendigen Freibord ein Lagervolumen von 148 m³ vorgesehen.

6.4.3 Fällmittel- und Flockungshilfsmitteldosierung

Neben der Dosierung von Pulveraktivkohle kann die Dosierung von Fällmitteln und/oder Flockungshilfsmitteln für Variante 3 nötig sein. Da bereits eine Fällmitteldosierung zur simultanen Phosphorfällung vorhanden ist, wird angenommen, dass diese für eine Fällmitteldosierung genutzt werden kann. Die Dosierrate der bestehenden Fällmitteldosierung muss gegebenenfalls angepasst werden. Es wird von einer Dosierrate von 0,2 mg_{Fe}/mg_{PAK}, einer Wirksubstanz von Eisen(III)-Chlorid von 0,138 kg_{Fe}/kg_{WS} und einer Dichte von 1.410 kg/m³ ausgegangen. Der Bedarf an Fällmitteln ergibt sich unter Berücksichtigung eines Lastfaktors von 37 % wie folgt:

- FM-Bedarf: $(0,2 \text{ mg}_{\text{Fe}}/\text{mg}_{\text{PAK}} * 0,02 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3) / 0,138 \text{ kg}_{\text{Fe}}/\text{kg}_{\text{FM}} * 8.000 \text{ m}^3/\text{h} * 24 \text{ h}/\text{d} * 0,37$
= **2.059 kg_{FM}/d**

Für die Dosierung der Flockungshilfsmittel wird vorgesehen, dass die bestehende FHM-Polymerdosierstation genutzt werden kann. Die Dosierung erfolgt volumenproportional. Die Dosierrate beträgt zwischen 0,5 und 0,8 mg/L. Für die vorliegende Anlagenkonzeptionierung wird eine Dosierrate von 0,6 mg/L gewählt. Hieraus ergibt sich ein Flockungshilfsmittelbedarf von:

- FHM-Bedarf: $0,6 \text{ g}_{\text{FHM}}/\text{m}^3 * 8.000 \text{ m}^3/\text{h} * 24 \text{ h}/\text{d} * 0,37$ = **42,6 kg_{FHM}/d**

Die Anlieferung erfolgt in Fässern/Containern. Der tatsächliche Bedarf an Fäll- und Flockungsmitteln ist in großtechnischen Versuchen zu ermitteln.

6.5 Variante 4: PAK-Dosierung in den Filter und Abtrennung mittels Membranen

6.5.1 Integration auf dem Klärwerk Krefeld

Bei der Variante 4 wird PAK in Filterkammern dosiert, die zu Kontaktbecken umgerüstet werden. Die Abtrennung der PAK erfolgt durch in die umgerüsteten Filterkammern installierte Membranen. Eine Änderung der Prozessfolge auf der Kläranlage ist nicht erforderlich. Das Wasser wird wie bisher mittels Pumpen in die Filtration gehoben und fließt dann den umgerüsteten Filterkammern zu. Für die Umrüstung der Filterkammern zu Kontaktbecken sind das Filtermaterial samt Stüttschicht und der Düsenboden zu entfernen. Das Abwasser wird im Zulaufbereich mit PAK beaufschlagt und dann in die Kontaktbecken geleitet. Diese sind mit Rührwerken auszustatten, damit die PAK in Schwebelage gehalten wird. Das mit PAK beaufschlagte Abwasser verlässt die Kontaktbecken über die Filtratablaufleitung und wird mittels eines Durchbruchs zurück in die Zulaufrinne gedrückt (Abbildung 6-4). Dazu ist der hintere Teil der Zulaufrinne abzutrennen und ein Durchbruch zur Zulaufrinne der zweiten Straße herzustellen. Von dort kann es im freien Gefälle in die mit Membranen ausgestatteten Filterkammern gelangen. Diese Kammern sind ebenfalls insoweit umzurüsten, als dass das Filtermaterial und die Stüttschicht entfernt werden und die Ablauf- sowie Rückspüleinrichtung zu verschließen sind. Der Düsenboden kann in den Becken verbleiben. Eine

weitere Nachbehandlung des Abwassers ist durch den vollständigen Rückhalt der PAK durch die Membranen nicht notwendig. Im Anschluss fließt das Abwasser wie bisher im freien Gefälle dem Rhein zu. Aus Abbildung 6-10 ist der Lageplan der Variante 4 ersichtlich.

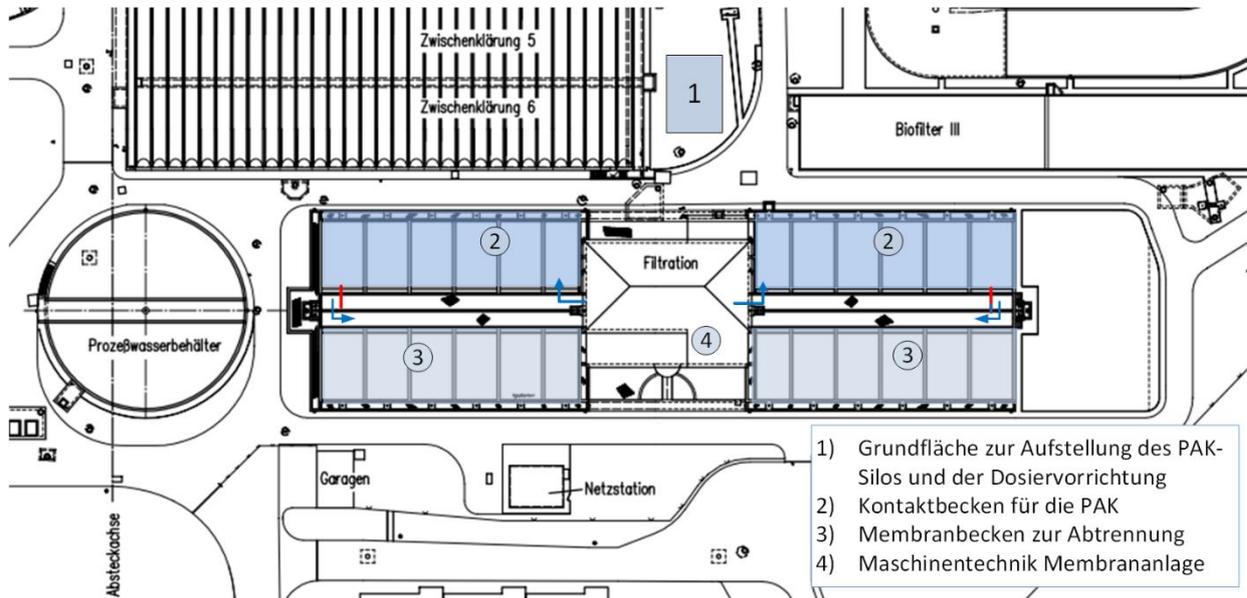


Abbildung 6-10: Lageplan der Variante 4 auf dem Klärwerk Krefeld

Zum Schutz gegen Reinigungschemikalien für die Membranen sind die neuen Membranbecken zu beschichten. Mittels einer neu zu errichtenden Krananlage können die Membrankassetten einzeln aus den Becken gehoben werden. Für die Dosierung der PAK sind ein PAK-Silo und eine PAK-Dosiervorrichtung vorzusehen. Das Silo und die Dosiervorrichtung werden auf der kleinen Freifläche nördlich des Filtrationsgebäudes aufgestellt. Das Lager für die Reinigungschemikalien für die Membran wird im bestehenden Betriebsgebäude untergebracht. Die Maschinenteknik der Membran wird im bestehenden Maschinenhaus der Filtration untergebracht. Dabei sind Pumpen für die Erzeugung des Unterdrucks in den Membranen, Gebläse zur Bereitstellung von Prozessluft zur Umwälzung des mit Aktivkohle beaufschlagten Abwassers und Gerinne und eine Dosieranlage für die Reinigungschemikalien vorzusehen.

6.5.2 Membranen zur Abtrennung

Zunächst wird berechnet, wie viele Membranmodule vorgesehen werden müssen, um den Wasservolumenstrom von 8.000 m³/h von Pulveraktivkohle zu trennen. Die Membranbecken werden insofern umgerüstet, als das das Filtermaterial und die Stüttschicht entfernt werden und der Ablauf- und die Rückspüleinrichtung verschlossen werden. Es werden getauchte Membranmodule eingesetzt, die im Unterdruck betrieben werden. Diese Membranmodule sind mit eigenen Belüftungs- und Abzugssystemen ausgestattet. Abbildung 6-11 zeigt ein Membranmodul und eine Kassette mit Membranmodulen des Systems Zee-Weed 500 der Firma GE.



Abbildung 6-11: Membranmodul (links) und Kassette mit Membranmodulen (rechts) des Systems ZeeWeed 500 (GE, 2016a), (GE, 2016b)

Die Membranmodule werden, wie in Abbildung 6-11 ersichtlich, in die Membrankassetten eingehangen. Die Membrankassetten selber werden dann in die Becken eingebaut. Bemessen wird die erforderliche Anzahl Membranmodule anhand der erforderlichen Filterfläche und dem Bemessungsfluss. Für die oben genannte Membran wird im Folgenden berechnet, wie viele Membrankassetten bzw. -module benötigt werden und wie viele Becken für die Unterbringung der Membrankassetten notwendig sind. Tabelle 6-2 gibt die Abmessungen der Module bzw. Kassetten wieder.

Tabelle 6-2: Abmessungen der Module bzw. Kassetten des Systems ZeeWeed 500

	Einheit	Membranmodul	Membrankassette (mit 64 Modulen)
Höhe	m	0,049	2,546
Breite	m	0,844	1,745
Länge	m	2,198	2,112
Membranfläche	m ²	31,6	2.022,4

Der Bemessungsfluss für vorliegende Membran liegt zwischen 20 und 30 L/m²*h. Für die Bemessung wird nachfolgend ein Bemessungsfluss von 25 L/m²*h angesetzt. Durch das Rückspülwasser, das beim Betrieb der Membran anfällt und in den Zulauf zur Anlage zurückgepumpt wird, ist die Auslegungswassermenge von 8.000 m³/h um 10 % zu erhöhen. Die erforderliche Membranfläche ergibt sich zu:

- Erf. Membranfläche: $8.000 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 1,1 / 0,025 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h} = 352.000 \text{ m}^2$
- Erf. Membranmodule: $352.000 \text{ m}^2 / 2022,4 \text{ m}^2 = 174$

In den Filterkammern müssten demnach 174 Membrankassetten untergebracht werden. In eine Filterkammer könnten 15 Membrankassetten untergebracht werden. Daraus resultiert die folgende Anzahl an umzurüstenden Filterkammern:

- Anzahl Filterkammern als Membranbecken: $174 / 15 = 12$

Die Hälfte der vorhandenen Filterkammern ist demnach zu Membranbecken umzurüsten. Wie oben beschrieben, können die Düsenböden in den Becken verbleiben, da die Membrankassetten lediglich eine Höhe von 2,546 m aufweisen und die Höhe der Becken exklusive Düsenboden ca. 3,73 m ist. Die Anordnung der Membrankassetten in den Becken könnte wie in Abbildung 6-12 dargestellt aussehen.

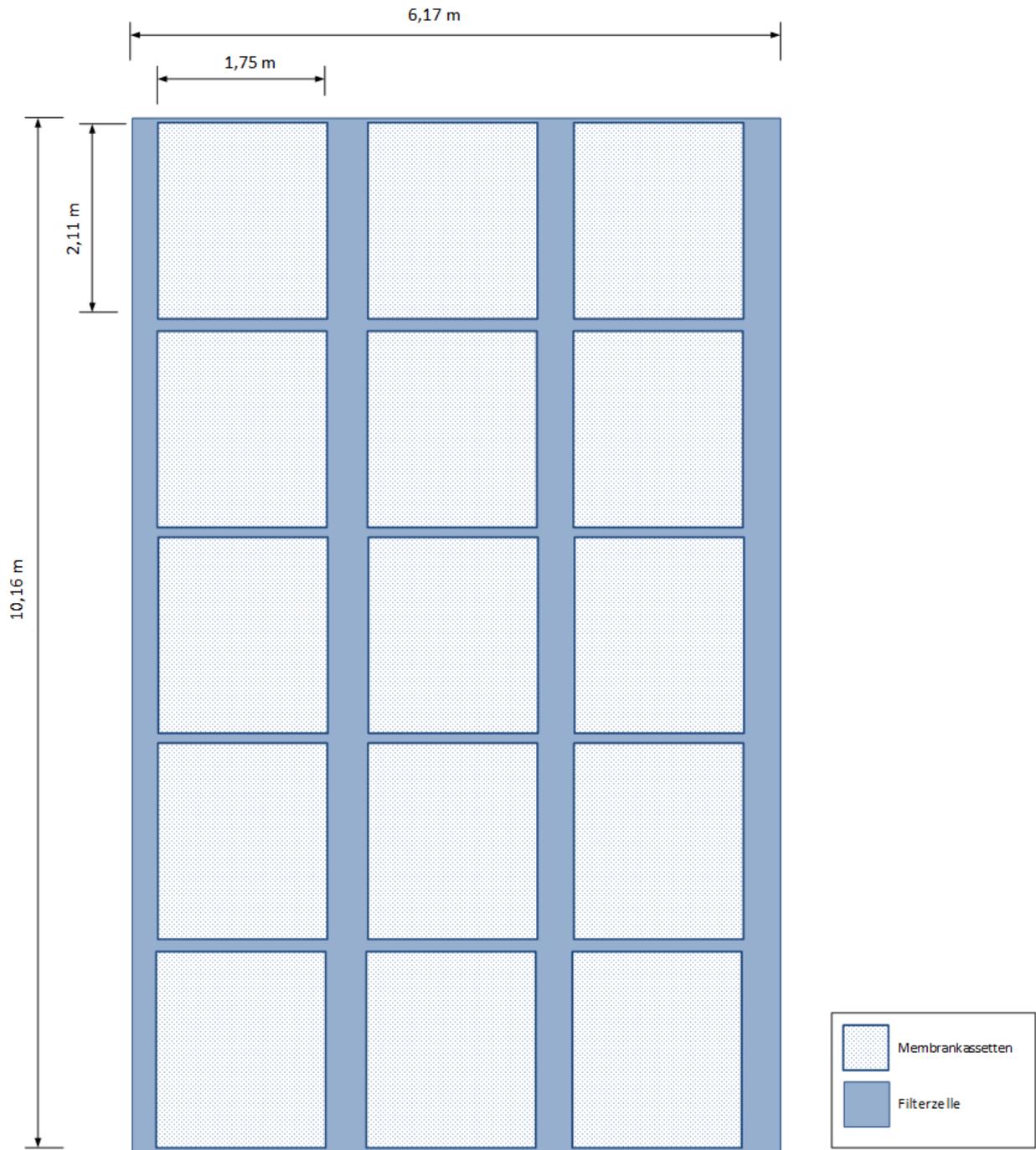


Abbildung 6-12: Möglichkeit zur Anordnung der Membrankassetten in einer Filterkammer

Bei der Außerbetriebnahme eines Membranbeckens z.B. zu Reinigungszwecken wird nachfolgend berechnet, wie hoch der Flux in diesem Fall ist:

- Flux (11 Membranbecken): $8.000 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 1,1 / (11 \cdot 15 \text{ Kassetten} \cdot 2022,4 \text{ m}^2) = 26,4 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$

Wenn zu Revisions- oder Reinigungszwecken ein Membranbecken Außerbetrieb genommen wird, erhöht sich der Flux von 25 L/m²*h auf 26,4 L/m²*h. Vor einer Umsetzung der Variante 4 ist der realisierbare Flux in Vorversuchen zu ermitteln.

6.5.3 Kontaktreaktor

Bei der Variante 4 entspricht das Kontaktvolumen dem Wasservolumen von der Dosierstelle der Pulveraktivkohle bis zur Abscheidung durch die Membranen. Nachfolgend wird vereinfacht nur das Volumen der Filterkammern, die zu Kontaktbecken umgerüstet werden und das Wasservolumen in den Membranbecken als Kontaktvolumen berücksichtigt. Es wird angenommen, dass über den Membrankassetten 1 Meter Wasserhöhe vorhanden sind und dass die Membranen ca. 80 % des darunter liegenden Volumens einnehmen. Nach Ausbau der Filterschichten und des Düsenbodens weisen die Filterkammern eine Beckentiefe von ca. 5,3 m auf. Damit ergibt sich die nachfolgend berechnete Kontaktzeit:

- $V_{\text{Kontaktbecken}}: 12 * 62,5 \text{ m}^2 * 5,3$ = 3.975 m³
- $V_{\text{Membranbecken}}: 12 * 62,5 \text{ m}^2 * 1 \text{ m} + 12 * 62,5 * 0,2 * 2,73 \text{ m}$ = 1.160 m³
- $V_{\text{Kontakt,gesamt}}: 3.975 \text{ m}^3 + 1.159,5 \text{ m}^3$ = 5.135 m³
- Kontaktzeit: $5.135 \text{ m}^3 / 8.000 \text{ m}^3/\text{h}$ **= 0,64 h ≈ 38 min**

Mit dem vorhandenen Kontaktvolumen kann eine Kontaktzeit der Pulveraktivkohle mit dem Wasservolumenstrom von 38 Minuten erreicht werden. Dies wird als ausreichend angesehen.

6.5.4 Pulveraktivkohlelager und -dosiervorrichtung

Die Vorrichtungen für die Lagerung und Dosierung der Pulveraktivkohle werden nahe der Dosierstelle für die Pulveraktivkohle nördlich der Filteranlage errichtet. Die Dosierung der Aktivkohle erfolgt volumestromabhängig. Da sich Pulveraktivkohle nur schwer befeuchten lässt und staubt, wird die Kohle über einen Schneckenförderer aus dem Silo in einen Ansetzbehälter gefördert. Dort erfolgt die 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 Ablauf der Membrananlage entnommen. Das Fließbild der Variante ist in Abbildung 6-13 dargestellt.

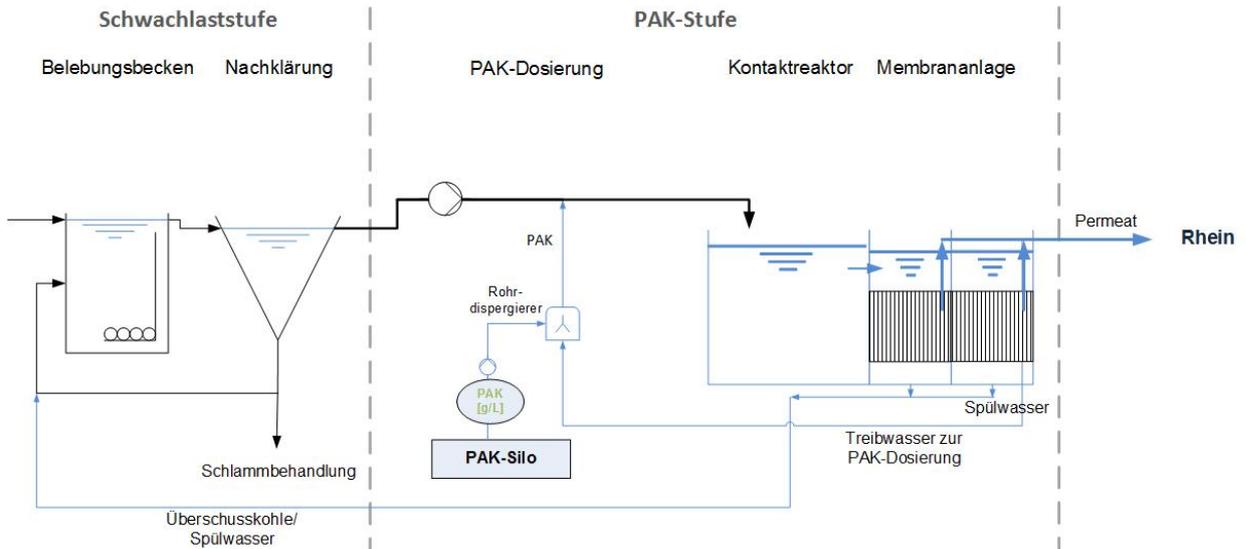


Abbildung 6-13: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in einen Kontaktraum und Absecheidung mittels Membranen auf dem Klärwerk Krefeld

Als Dosiermenge wird angenommen, dass $10 \text{ mg}_{\text{PAK}}/\text{L}$ ausreichend sind, u.a. aufgrund der vergleichsweise langen Kontaktzeit von 38 Minuten. Im Falle einer großtechnischen Umsetzung der Variante, ist die Dosiermenge mittels Labortests zu verifizieren und ggf. an die vorhandene Abwassermatrix anzupassen.

- Transportkapazität des Silofahrzeugs: $40 \text{ m}^3 \cdot 500 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3 = 20.000 \text{ kg}_{\text{PAK}}$
- Min. Silovolumen zur Löschung der Anlieferung: $20.000 \text{ kg}_{\text{PAK}} / 300 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3 = 66,7 \text{ m}^3$

Um eine ausreichende PAK-Mindestreserve vorzuhalten und zeitliche Flexibilität für die Befüllung des Silos zu erhalten, wird eine Mindestreserve für 20 Betriebstage angenommen. Der Lastfaktor für die Aktivkohledosierung wird mit 37 % angesetzt.

- Täglicher Aktivkohlebedarf: $0,01 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3 \cdot 8.000 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 24 \text{ h}/\text{d} \cdot 0,37 \approx 710,4 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{d}$
- Erforderliches Lagervolumen: $710,4 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{d} \cdot 20 \text{ d} / 300 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3 = 47,4 \text{ m}^3$

Zusammenfassend ergibt sich somit eine erforderliche Lagerkapazität für die Aktivkohle in Höhe von ca. 114 m^3 . 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 135 m^3 vorgesehen.

6.6 Variante 5: PAK-Dosierung in ein Kontaktbecken im Filter und Abtrennung in verbleibenden Filterkammern

6.6.1 Integration auf dem Klärwerk Krefeld

Die Variante 5 beruht auf der PAK-Dosierung in ein Kontaktbecken im bestehenden Filter und der Abtrennung der PAK vom Abwasser in den verbleibenden Filterkammern. Für diese Variante ist die bestehende Filtration so umzurüsten, dass genügend Kontaktvolumen bzw. eine ausreichende Kontaktzeit für die PAK zur Verfügung steht. Dazu werden die benötigten Filterkammern zu Kontaktbecken umgerüstet, indem das Filtermaterial und der Düsenboden entfernt und die Rückspülvorrichtung verschlossen werden. Die verbleibenden Filterkammern können wie bisher betrieben werden und dienen der Abtrennung der PAK

vom Wasser. Die Wasserführung wird analog zu der in den Varianten 1 und 4 vorgesehen. Das mit PAK beaufschlagte Wasser wird demnach über die Filtratablaufleitung zurück in die Zulaufrinne gedrückt und von dort im freien Gefälle in die Filterkammern geführt. Dazu sind ein Durchbruch von der Filtratleitung zur Zulaufleitung und ein Durchbruch notwendig, der die beiden Zulaufleitungen verbindet. Abbildung 6-14 zeigt den Lageplan der Variante 5 auf dem Klärwerk Krefeld. Der Ablauf der Filtration wird unverändert im freien Gefälle dem Rhein zugeleitet. Eine zusätzliche Nachbehandlung ist nicht erforderlich, da die PAK vom Zweischichtfilter ausreichend zurückgehalten werden kann. Die PAK wird zusammen mit dem Rückspülwasser in die biologische Stufe zurückgeführt. Dies verlängert die Aufenthaltszeit der PAK im System und es kann eine weitere Beladung der PAK stattfinden. Der Großteil der PAK wird dann über die Nachklärung bzw. den Überschussschlamm aus dem System entnommen. Gegebenenfalls ist zu prüfen, ob die Nachklärung mit der erhöhten Feststoffbelastung beaufschlagt werden kann.

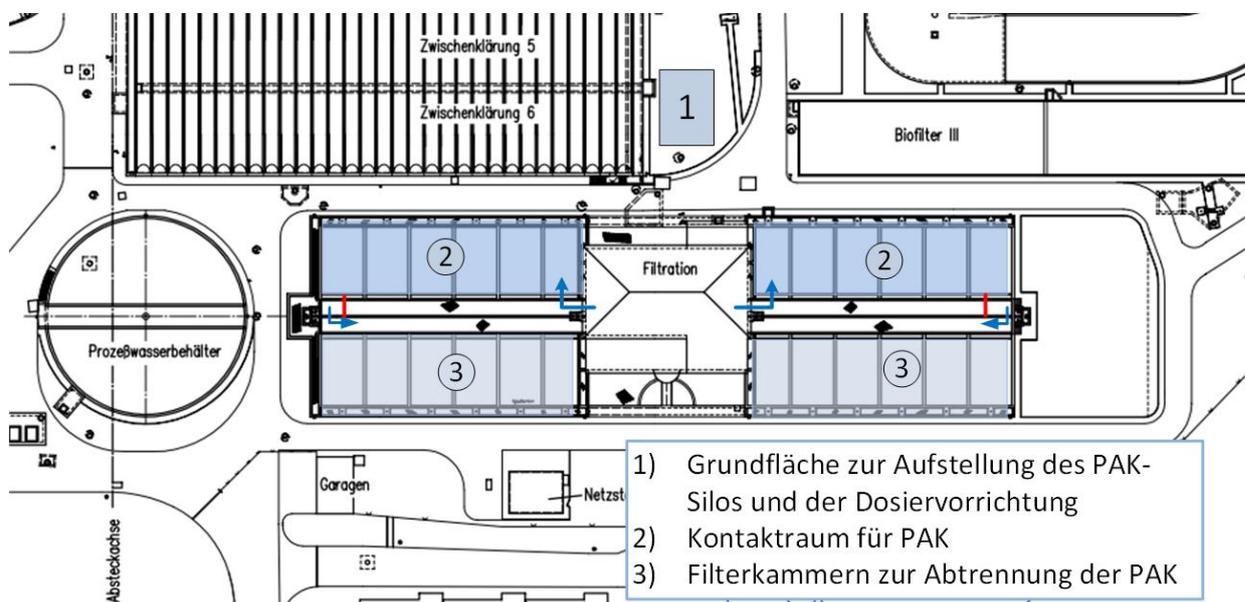


Abbildung 6-14: Lageplan der Variante 5 auf dem Klärwerk Krefeld

6.6.2 Kontaktreaktor und Abscheideeinheit

Der bestehende Filter dient bei dieser Variante gleichzeitig als Kontaktreaktor und als Abscheideeinheit. Im Folgenden wird berechnet, wie hoch die mögliche Kontaktzeit bei Umrüstung von 12 Filterkammern zu Kontaktreaktoren ist. Als Kontaktvolumen wird neben den eigentlichen Kontaktreaktoren auch der Filterüberstand der verbleibenden Filterkammern hinzugerechnet. Die Filterkammern haben ein Volumen von 331,25 m³. Dies ergibt unter Berücksichtigung der Auslegungswassermenge von 8.000 m³/h folgende Kontaktzeit:

$$\cdot \text{Kontaktzeit: } (12 \cdot 331,25 \text{ m}^3 + 12 \cdot 62,5 \text{ m}^2 \cdot 1,93 \text{ m}) / 8.000 \text{ m}^3/\text{h} = 0,68 \text{ h} = 40 \text{ min}$$

Die Umrüstung von 12 Filtern zu Kontaktbecken ist mit einer Aufenthaltszeit von 40 Minuten demnach ausreichend. Die verbleibenden 12 Filterkammern können als Zweischichtfilter betrieben werden und dienen der Abscheidung der PAK aus dem Abwasserstrom.

Die maximale Filtrationsgeschwindigkeit für die 12 weiterhin als Filter zu nutzenden Filterkammern liegt laut Betriebshandbuch bei 15 m/h. Unter Berücksichtigung der Auslegungswassermenge und der Annahme, dass sich immer eine Filterkammer in Rückspülung befindet, berechnet sich die folgende Filtergeschwindigkeit:

- Filtergeschwindigkeit: $8.000 \text{ m}^3/\text{h} / (62,5 \text{ m}^2 \cdot (12-1)) = 11,6 \text{ m/h}$

Damit liegt die Filtergeschwindigkeit bei voller Beaufschlagung mit der Auslegungswassermenge unterhalb der maximal zulässigen 15 m/h.

6.6.3 Pulveraktivkohlelager und Dosiereinrichtung

Die Lager- und Dosiereinrichtung für die Pulveraktivkohle wird in direkter Nähe der Filtration aufgestellt (siehe dazu Abbildung 6-14). Dosierte wird die Pulveraktivkohle volumenstromabhängig. Die Kohle wird zunächst mittels eines Schneckenförderers aus dem Lagersilo in einen speziellen Ansetzbehälter gefördert und dort mit Wasser angesetzt. Dort erfolgt die Dispersion der Kohle mit Hilfe eines getauchten Rohrdispersierers in eine Vorlage. Dies ist notwendig, da Pulveraktivkohle staubt und sich nur schwer befeuchten lässt. Die Kohlesuspension wird mittels Wasserstrahlpumpe verdünnt und zur Dosierstelle gefördert und in den Wasserstrom zudosiert. Das Treibwasser für die Wasserstrahlpumpe wird direkt aus dem Filtrat der Filtration entnommen.

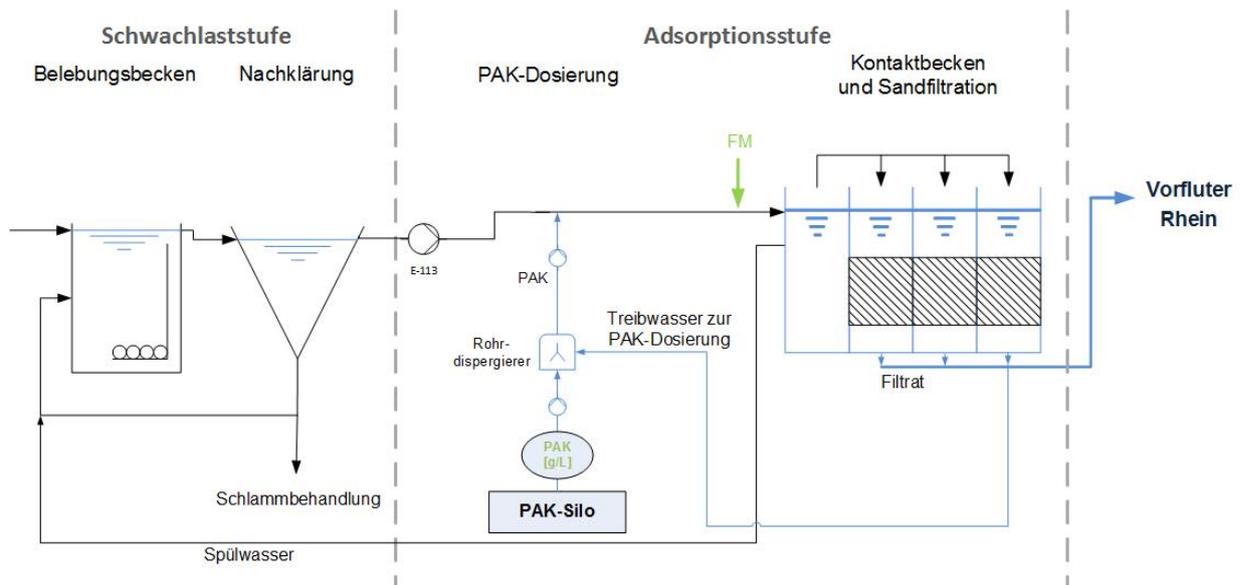


Abbildung 6-15: Einbindung der Variante 5 in den Klärprozess auf dem Klärwerk Krefeld

Für die Dosierung der Pulveraktivkohle in das Kontaktbecken wird von einer notwendigen Dosierkonzentration von $10 \text{ mg}_{\text{PAK}}/\text{L}$ ausgegangen. Im Falle einer großtechnischen Umsetzung der vorliegenden Variante ist die Notwendigkeit dieser Dosierkonzentration anhand der örtlichen Abwassermatrix mittels Laborversuche zu prüfen.

- Transportkapazität des Silofahrzeugs: $40 \text{ m}^3 \cdot 500 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3 = 20.000 \text{ kg}_{\text{PAK}}$
- Min. Silovolumen zur Löschung der Anlieferung: $20.000 \text{ kg}_{\text{PAK}} / 300 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3 = 66,7 \text{ m}^3$

Um eine ausreichende Mindestreserve der Pulveraktivkohle vorzuhalten und zeitliche Flexibilität für die Befüllung des Silos zu erhalten, wird eine Mindestreserve für 20 Tage angenommen. Der Lastfaktor für die Aktivkohledosierung wird mit 37 % angesetzt.

- Täglicher Aktivkohlebedarf: $0,01 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3 \cdot 8.000 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 24 \text{ h/d} \cdot 0,37 = 710,4 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{d}$
- Erforderliches Lagervolumen: $710,4 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{d} \cdot 20 \text{ d} / 300 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3 = 47,4 \text{ m}^3$

Zusammenfassend ergibt sich somit eine erforderliche Lagerkapazität für die Aktivkohle in Höhe von ca. 114 m³. Zudem wird zur Entladung ein Freibord von ca. 15 % im Silo empfohlen, um Stillstände bei der Befüllung aufgrund von Regenerationszeiten des Silobluffilters zu vermeiden. Für die Lagerung der Aktivkohle wird daher ein Silo mit einem Lagervolumen von 132 m³ vorgesehen.

6.6.4 Fällmittel- und Flockungshilfsmitteldosierung

Die Dosierung der Fällmittel erfolgt in den Zulauf zur Filtration. 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/m³ angesetzt. Der Lastfaktor der FM-Dosierung wird zu 37 % angenommen. Hieraus ergibt sich das erforderliche Vorhaltevolumen für die Fällmittel für eine Vorhaltedauer von 20 Tagen zu:

- FM-Bedarf: $(0,2 \text{ mg}_{\text{Fe}}/\text{mg}_{\text{PAK}} * 0,015 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3) / 0,138 \text{ kg}_{\text{Fe}}/\text{kg}_{\text{FM}} * 8.000 \text{ m}^3/\text{h} * 24 \text{ h}/\text{d} * 0,37$
≈ 1.544,3 kg_{FM}/d
- FM-Lagervolumen: $20 \text{ d} * 1.544,3 \text{ kg}_{\text{FM}}/\text{d} / 1.410 \text{ kg}_{\text{FM}}/\text{m}^3$ **≈ 22 m³**

Die Anlieferung erfolgt mit einem 15 m³ Fahrzeug. Um die Ladung zu löschen, ist eine Lagerkapazität von mindestens 15 m³ vorzusehen. Die erforderliche Lagerkapazität ergibt sich damit zu:

- Lagerkapazität: $22 \text{ m}^3 + 15 \text{ m}^3$ **= 37 m³**

Für die Dosierung der Flockungshilfsmittel wird vorgesehen, dass die bestehende FHM-Polymerdosierstation genutzt werden kann. Für die vorliegende Anlagenkonzeptionierung wird eine Dosierrate von 0,6 mg/L gewählt. Dies ergibt einen Flockungshilfsmittelbedarf von:

- FHM-Bedarf: $0,6 \text{ g}_{\text{FHM}}/\text{m}^3 * 8.000 \text{ m}^3/\text{h} * 24 \text{ h}/\text{d} * 0,37$ **= 42,6 kg_{FHM}/d**

Die Anlieferung erfolgt in Fässern/Containern. Der tatsächliche Bedarf an Fäll- und Flockungsmitteln ist in großtechnischen Versuchen zu ermitteln.

6.7 Variante 6: GAK-Filtration in den bestehenden Filterbecken

6.7.1 Integration auf dem Klärwerk Krefeld

Die Variante 6 ist die GAK-Filtration des Abwassers in der bestehenden Filteranlage. Dazu ist das derzeit in der Filtration eingebaute Filtermaterial durch granuliert Aktivkohle zu ersetzen. Änderungen der Prozessfolge auf dem Klärwerk Krefeld sowie eine Änderung der Hydraulik der Anlage sind nicht erforderlich, da die Filter wie auch bisher parallel betrieben werden. Abbildung 6-16 zeigt die Einbindung der Variante 6 in den Klärprozess auf dem Klärwerk Krefeld. Die Beschickung der Filtrationsbecken erfolgt wie bisher über das Pumpwerk im Filtrationsgebäude. Beschickt wird die Filtration mit dem Ablauf der Nachklärung der Schwachlastbelebungsstufe. Eine weitere Nachbehandlung des in der GAK-Filtration behandelten Abwassers ist nicht nötig. Es kann im Anschluss wie bisher im freien Gefälle dem Rhein zugeleitet werden.

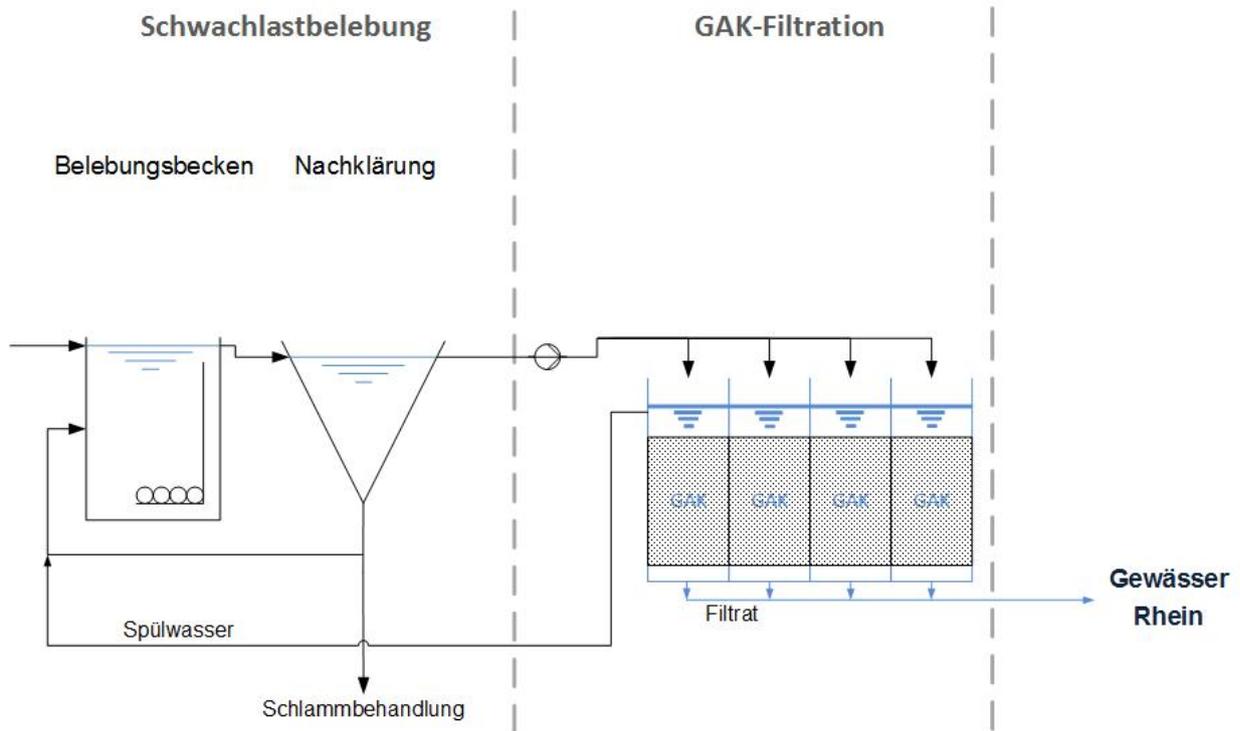


Abbildung 6-16: Schematisches Fließbild der Variante 6 auf dem Klärwerk Krefeld

Vor der Umsetzung der GAK-Filtration auf dem Klärwerk Krefeld sind Vorversuche mit dem Abwasser des Klärwerks zu empfehlen. Dabei sollte untersucht werden, ob die vorliegende Abwassermatrix für die Behandlung mit granulierter Aktivkohle geeignet ist. Dabei könnten auch andere Parameter, wie die Filterstandzeit ermittelt werden oder die Kohleauswahl erfolgen.

Die eingesetzte granuliert Aktivkohle weist Korngrößen zwischen 0,4 und 3,0 mm auf. Das GAK-Bett liegt auf dem Düsenboden auf und wird mit einer Filterbetthöhe von 1,80 m eingebaut.

Für die regelmäßige Befüllung der Filterzellen mit frischer bzw. regenerierter GAK wird ein Rohrleitungssystem zu jeder Filterkammer installiert, über das die GAK vom Silofahrzeug mit Treibwasser in die 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. Bei der Rückspülung der GAK-Filter ist zu beachten, dass das vorhandene Spülprogramm geändert werden muss, so sind beispielsweise geringere Spülgeschwindigkeiten aufgrund des leichteren Materials einzustellen und die Spüldauer kann um die Zeit für die Reklassierung des Filtermaterials gekürzt werden.

6.7.2 Auslegung der GAK-Filter

In die Auslegung der GAK-Filter gehen die Parameter Filterfläche, -geschwindigkeit, -höhe und Leerbettkontaktzeit (EBCT: empty bed contact time) ein. Dazu werden die Parameter Filtergeschwindigkeit und Leerbettkontaktzeit abgeschätzt. Es gilt hierbei, dass GAK-Filter mit einer EBCT von 5 -30 Minuten und einer Filtergeschwindigkeit von 5 - 15 m/h ausgelegt werden (KOM-M.NRW, 2016). Es wird angenommen, dass alle Filterkammern zu GAK-Filtern umgerüstet werden müssen. Mit dieser Annahme wird nachfolgend berechnet, wie hoch die Leerbettkontaktzeit und die Filtergeschwindigkeit in den Filterkammern ist, wenn sich immer eine Filterkammer in Rückspülung befindet.

- Leerbettkontaktzeit EBCT: $(62,5 \text{ m}^2 * 1,8 \text{ m} * (24-1)) / 8.000 \text{ m}^3/\text{h} = 0,32 \text{ h} \hat{=} 19,4 \text{ min}$
- Filtergeschwindigkeit: $8.000 \text{ m}^3/\text{h} / (24-1) * 62,5 \text{ m}^2 = 5,6 \text{ m/h}$

Abbildung 6-17 zeigt den Lageplan der Variante 6 auf dem Klärwerk Krefeld mit den umzurüstenden Filterzellen.

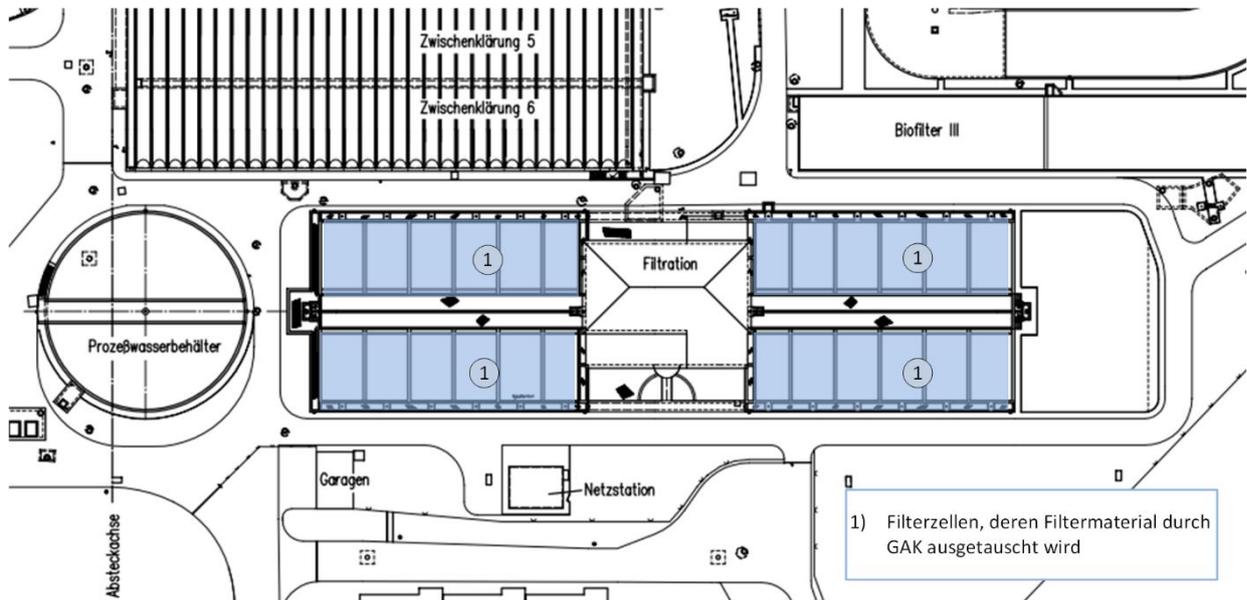


Abbildung 6-17: Lageplan der Variante 6 auf dem Klärwerk Krefeld

6.7.3 Filterstandzeit und GAK-Bedarf

Im Folgenden wird berechnet, wie lange die Filterstandzeit, das heißt die Nutzungsdauer des GAK-Filters, mit einem Bettvolumen von 10.000 und einer behandelten Jahresabwassermenge von 27.342.657 m³/a ist.

- Filterstandzeit: $(24 * 62,5 \text{ m}^2 * 1,8 \text{ m} * 10.000) / 27.342.657 \text{ m}^3/\text{a} = 1 \text{ Jahr}$

Es wird demnach von einer gewählten Laufzeit und Nutzungsdauer der granulierten Aktivkohle von ca. einem Jahr ausgegangen. Nach dieser Zeit wäre die beladene Aktivkohle zu reaktivieren oder gegen Neue auszutauschen. Mit einer spez. Masse von 0,5 Mg/m³ ergibt sich folgender jährlicher GAK-Bedarf an neuer bzw. regenerierter GAK:

- GAK-Bedarf: $(24 * 62,5 \text{ m}^2 * 1,8 \text{ m}) * 0,5 \text{ Mg/m}^3 / 1 \text{ a} = 1.350 \text{ Mg}_{\text{GAK}}/\text{a}$

6.8 Variante 7: Chlordioxidbehandlung und zusätzliche Behandlung im GAK-Filter

6.8.1 Grundlagen der Chlordioxidbehandlung zur Mikroschadstoffelimination

Die auf dem Klärwerk Krefeld durchgeführten Versuche zur Chlordioxidbehandlung des Ablaufs werden als weitere Variante zur Mikroschadstoffelimination betrachtet. Aufgrund der Tatsache, dass dieses Verfahren bisher ausschließlich im Labor- und Pilotmaßstab getestet wurde, ist in Absprache mit der Fa. a.p.f.

Aqua System AG eine fundierte und seriöse Kostenbetrachtung derzeit noch nicht möglich. Die Kostenbetrachtung entfällt daher für diese Variante und es finden rein konzeptionelle Betrachtungen statt.

6.8.2 Grundlagen der Chlordioxidbehandlung zur Mikroschadstoffelimination

Die Chlordioxidbehandlung hat neben der Mikroschadstoffelimination ebenfalls die Desinfektion des Abwassers zum Ziel. Bereits 2013 wurden auf dem Klärwerk Krefeld Untersuchungen durchgeführt, um den Ablauf der Filtration mit Chlordioxid zu desinfizieren. Das Ergebnis dieser Untersuchungen war, dass mit einer Chlordioxidkonzentration von 1,4 mg/L die Grenzwerte der Badegewässerverordnung unterschritten werden können. Bei durchschnittlichen Belastungen könnte eine Konzentration von 0,9 mg/L zur Erfüllung der Anforderungen der Badegewässerverordnung ebenfalls ausreichen.

Bei der Abwasserbehandlung mittels Chlordioxid gegenüber der Behandlung mit Ozon ist von Vorteil, dass keine Reaktion mit Bromid stattfindet, sodass es zu keiner Bromatbildung durch die Behandlung kommt. Zur Leistungsfähigkeit dieses Verfahrens zur Mikroschadstoffelimination liegen nur begrenzt wissenschaftliche Erkenntnisse vor. Im Vergleich zu z.B. Ozon weist Chlordioxid ein geringeres elektrochemisches Oxidationspotential von 1,27 V (Ozon: 2,08 V) auf. Die Leistungsfähigkeit von Chlordioxid Mikroschadstoffe zu eliminieren ist somit prinzipiell geringer als beim Einsatz von Ozon.

Die im Rahmen eines ZIM-Projektes (BMW) auf dem Klärwerk Krefeld erzielten Ergebnisse zeigen, dass Chlordioxid selektiver wirkt als Ozon. Sulfamethoxazol und Diclofenac wurden zu über 80 % abgebaut, wohingegen Benzotriazol nicht abgebaut wurde. Bei den Untersuchungen wurden Dosierungen von bis zu 7 mg/L getestet. Um eine 80 %-ige Elimination ausgewählter Mikroschadstoffe (v. a. endokrin wirksamer Substanzen) und eine deutliche Hygienisierung des Abwassers zu erzielen, sind voraussichtlich weniger als 5 mg/L Chlordioxid nötig.

Belastbare Angaben zu den zukünftigen Kosten der Anwendung von Chlordioxid sind bisher nicht möglich. Die Betrachtungen im Rahmen der Untersuchungen auf dem Klärwerk Krefeld zeigen, dass sich beim Ansetzen eines Verkaufspreises von 0,75 €/L für 2 %ige Chlordioxidlösung aus dem Generator, ein Preis von 37,50 €/kg Wirksubstanz ergibt. Bei einer Dosierung von 5 mg/L ergeben sich demnach Kosten von 18,75 ct/m³. Wird dies mit anderen Verfahren verglichen, so wäre der Toleranzbereich für Anlagen der GK 3 (bis 10.000 EW) für eine zusätzliche 4. Reinigungsstufe erreicht (~20 ct/m³). Um den Toleranzbereich von Anlagen der GK 5 (1.000.000 EW) zu erreichen (~5 ct/m³), müssten die Kosten um eine weitere Größenordnung sinken. Einsparpotenziale liegen bei der Bereitstellung der Edukte für das Chlordioxid, sofern zukünftig größere Absätze erfolgen. Der Aufbau einer Lösestation für die verwendeten Edukte würde z.B. den Transport der wässrigen Lösung erübrigen. Weitere Untersuchungen sind nötig, um verlässliche Daten und Einsparpotenziale zu ermitteln.

6.8.3 Integration auf dem Klärwerk Krefeld

Bei Variante 7 wird das Abwasser aus dem Ablauf der Nachklärung mit Chlordioxid behandelt. Hierzu ist ein Reaktionsbecken nötig, in welches das Chlordioxid eingetragen wird (Abbildung 6-18). Zur Chlordioxid-Herstellung ist ein Generator notwendig. Der Generator stellt aus den Grundchemikalien Chlorit (ClO₂⁻) und Peroxidisulfat (S₂O₈²⁻) Chlordioxid her. Wie die Grundchemikalien vor Ort eingebracht werden (Herstellung vor Ort oder Bezug als Flüssigkeit) ist derzeit noch Gegenstand der Forschung. Zur Herstellung und Dosierung von Chlordioxid sind weiterhin Pumpen nötig. Im Folgenden wird geplant, ein Teil der vorhandenen Filterkammern auf dem Klärwerk Krefeld zu Reaktionsbecken für die Behandlung mit Chlordioxid umzubauen. Weiterhin wird geplant, dass eine Nachbehandlung mit granulierter Aktivkohle statt-

findet. Eine Nachbehandlung durch GAK hat den Vorteil, dass bei der Oxidation mit Chlordioxid evtl. entstehende Transformationsprodukte zurückgehalten werden. Weiterhin erhöht sich durch die oxidative Behandlung die Standzeit der GAK. Ob statt der Nachbehandlung durch GAK eine Vorbehandlung sinnvoller ist, ist derzeit allerdings ebenfalls noch Stand der Forschung.

Wie auch in der Variante 1 zur Ozonung des Abwassers ist für die Chlordioxidbehandlung in den bestehenden Filterkammern die Änderung der hydraulischen Bedingungen insoweit anzupassen, als dass das Abwasser nach dem Kontaktbecken im freien Gefälle in den zu GAK-Filtern umgerüsteten Filterkammern zufließt. Dazu ist wie in Variante 6 bereits beschrieben, die regelmäßige Befüllung der Filterzellen mit frischer bzw. regenerierter GAK sicherzustellen, dazu wird ein Rohrleitungssystem zu jeder Filterkammer installiert, über das die GAK vom Silofahrzeug mit Treibwasser in die 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. Bei der Rückspülung der GAK-Filter ist zu beachten, dass das vorhandene Spülprogramm verändert werden muss. Dazu sind beispielsweise geringere Spülgeschwindigkeiten einzustellen und die Spüldauer ist um die Zeit für die Reklassierung des Filtermaterials zu kürzen.

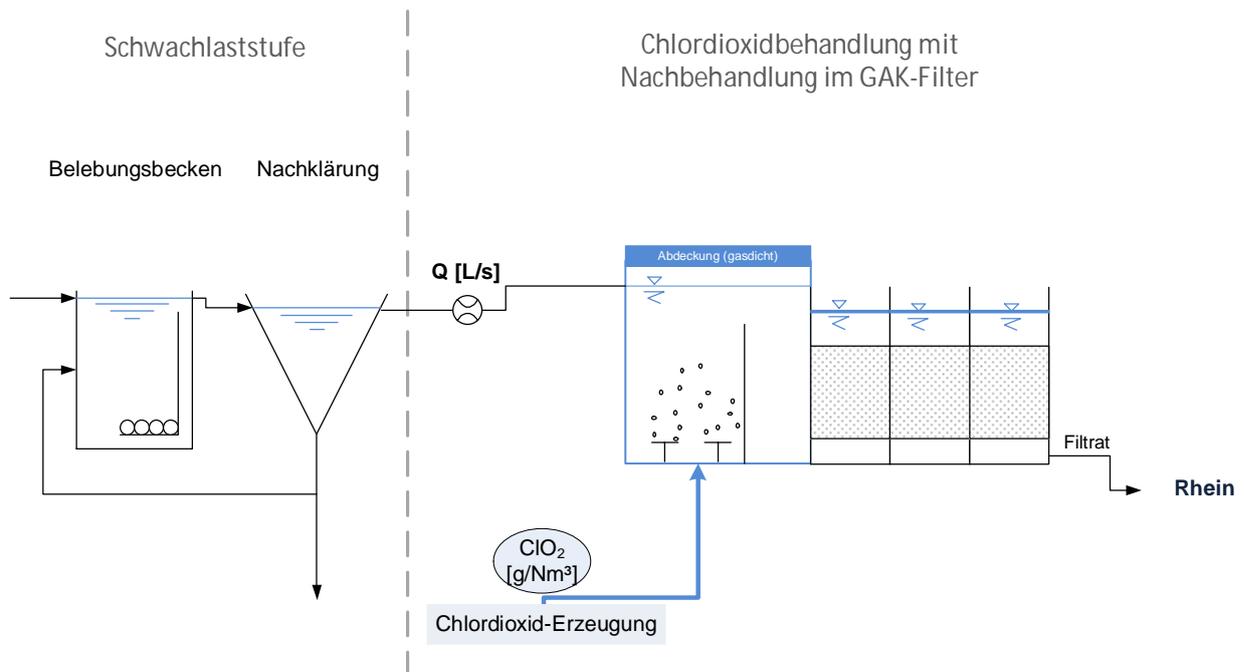


Abbildung 6-18: Schematisches Fließbild der Variante 7 auf dem Klärwerk Krefeld

6.8.4 Kontaktreaktor

Im Rahmen der Pilotversuche mit Chlordioxid, die auf dem Klärwerk Krefeld stattgefunden haben, wurde eine Verweilzeit von einer halben Stunde als ausreichend für die Zehrung von Chlordioxid ermittelt. Damit ergibt sich die erforderliche Kontaktzeit zu:

- Erforderliche Kontaktzeit: $\approx 30 \text{ min}$

Das daraus resultierende Kontaktreaktorvolumen ergibt sich demnach zu:

- Kontaktreaktorvolumen: $0,5 \text{ h} * 8.000 \text{ m}^3/\text{h} = 4.000 \text{ m}^3$

Jede Filterkammer hat bei Ausbau des Düsenbodens ein maximales Volumen von ca. 340 m³. Die Anzahl der umzurüstenden Filterkammern zu Kontaktreaktoren beträgt:

$$\cdot \text{Anzahl umzurüstender Filterkammern: } 4.000 \text{ m}^3 / 340 \text{ m}^3 \approx 12 \text{ Kammern}$$

Zur Sicherstellung der erforderlichen Kontaktzeit von 30 Minuten würde demnach der Umbau bzw. die Umrüstung von 12 Filterkammern zu Chlordioxidbecken ausreichen.

6.8.5 Nachbehandlung mittels GAK-Filtration

Für die Nachbehandlung des mit Chlordioxid behandelten Abwassers wird eine GAK-Filtration in den bestehenden Filterkammern vorgesehen. Das Abwasser durchfließt dazu nach dem Kontaktreaktor, die zu GAK-Filtern umgerüsteten Filterkammern. Im Folgenden wird der GAK-Filter ausgelegt und es werden die Filterstandzeit und der GAK-Bedarf berechnet.

Im Folgenden wird berechnet, wie lange die Filterstandzeit, das heißt die Nutzungsdauer des GAK-Filters, mit einem Filterbettvolumen von 25.000 und einer behandelten Jahresabwassermenge von 26.035.242 m³/a ist.

In die Auslegung der GAK-Filter gehen die Parameter Filterfläche, Filtergeschwindigkeit, Filterhöhe und Leerbettkontaktzeit (EBCT: empty bed contact time) ein. Dazu werden die Parameter Filtergeschwindigkeit und Leerbettkontaktzeit abgeschätzt. Es gilt hierbei, dass GAK-Filter mit einer EBCT von 5 -30 Minuten ausgelegt werden. Es wird angenommen, dass alle verbleibenden Filterkammern zu GAK-Filtern umgerüstet werden müssen. Mit dieser Annahme wird nachfolgend berechnet, wie hoch die Leerbettkontaktzeit und die Filtergeschwindigkeit in den Filterkammern ist, wenn sich immer eine Filterkammer in Rückspülung befindet.

Auslegung der GAK-Filter

$$\text{Leerbettkontaktzeit EBCT: } 62,5 \text{ m}^2 * 1,8 \text{ m} * 12 / 8.000 \text{ m}^3/\text{h} = 0,17 \text{ h} \triangleq \text{ 10 min}$$

$$\text{Filtergeschwindigkeit} = 8.000 \text{ m}^3/\text{h} / (12) * 62,5 \text{ m}^2 = \text{ 11 m/h}$$

Filterstandzeit und GAK-Bedarf

$$\text{Filterstandzeit: } (12 * 62,5 \text{ m}^2 * 1,8 \text{ m} * 25.000) / 26.035.242 \text{ m}^3/\text{a} = \text{ 1,3 Jahre}$$

Es wird demnach von einer gewählten Laufzeit und Nutzungsdauer der granulierten Aktivkohle von 1,3 Jahren ausgegangen. Nach dieser Zeit wäre die beladene Aktivkohle zu reaktivieren oder gegen neue auszutauschen. Mit einer spez. Masse von 0,5 Mg/m³ ergibt sich folgender jährlicher GAK-Bedarf an neuer bzw. regenerierter GAK:

$$\text{GAK-Bedarf: } (12 * 62,5 \text{ m}^2 * 1,8 \text{ m}) * 0,5 \text{ Mg/m}^3 / 1,3 \text{ a} = \text{ 519 Mg}_{\text{GAK}}/\text{a}$$

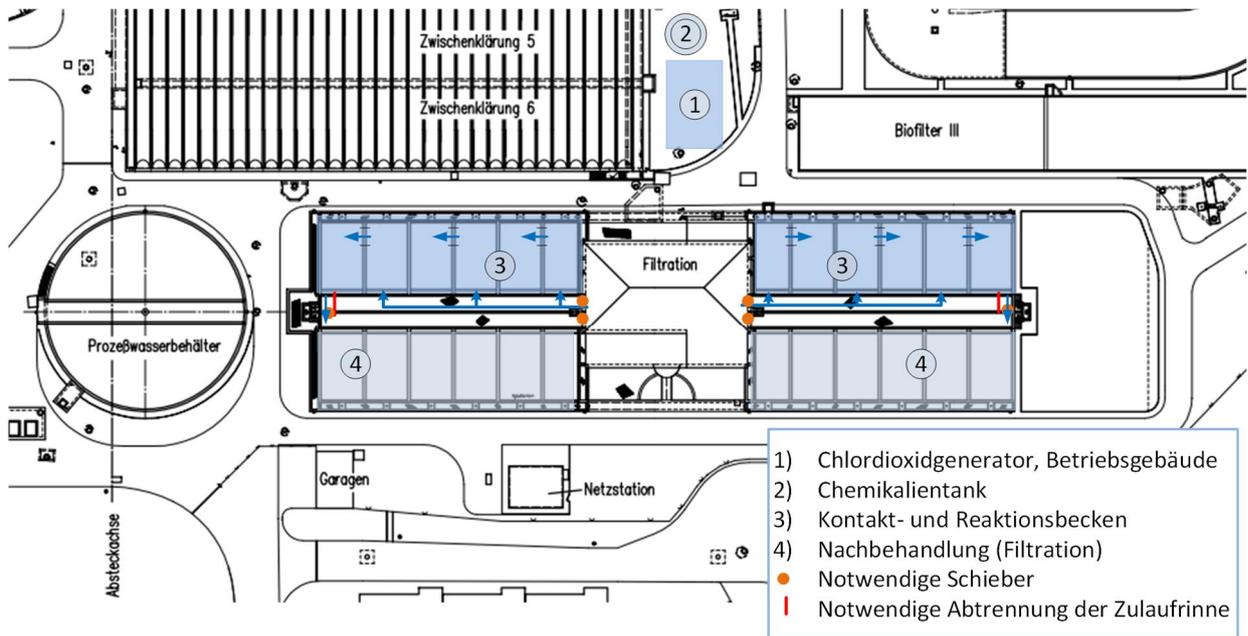


Abbildung 6-19: Lageplan der Variante 7 auf dem Klärwerk Krefeld

7 Kostenermittlung

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 Nutzungszeitraum 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 entsprechend der Vorgabe der Broschüre „Mikroschadstoffentfernung machbar?“ des MKULNVs angenommen:

- Bautechnik (BT), Nebenkosten 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.

7.1.2 Annahmen zur Betriebskostenberechnung

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

- Strom/Energie 0,07 €/kWh
- Sauerstoff 0,14 €/kg O₂
- PAK 1.800 €/Mg_{PAK}

- GAK 1.700 €/Mg (neu)
1.100 €/Mg (regeneriert)
- FM 0,15 €/kg_{FM}
- Schlamm Entsorgung 80 €/m³
27 % TS
2,5 kg TS/kg_{Fe}
- Personalkosten 40 €/h
- Wartung/Instandhaltung 1,25 % BT + 3 % (ET+MT)

7.2 Kostenbetrachtung

Die Schätzung der Investitionskosten bzw. der investiven Anteil der Jahreskosten sowie der laufenden Kosten für die Varianten 1 bis 6 sind in Tabelle 7-1 bis Tabelle 7-6 zusammenfassend dargestellt. Die Kosten für Variante 7 wurden nicht ermittelt, da die Datengrundlage hierfür nicht ausreichend ist (s. Kapitel 6.8).

Tabelle 7-1: Kosten der Variante 1

Investitionskosten Variante 1: Ozonung und Nachbehandlung in bestehender Filtration			Betrachtungszeitraum	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			
Zu/Abblaufanbindung												
Rohrleitungen/Betonarbeiten	KG 300	50.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			2.551 €/a	
Ozonung												
Umbau zu Ozonreaktor (Ausbau Filtermaterial, Umbau Becken)	KG 300	1.120.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			57.142 €/a	
Bauwerk Betriebsgebäude	KG 300	140.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			7.143 €/a	
Technische Anlagen Ozonung (O ₃ -Generator, Restozonvernichtung, Raumluftüberwachung, Diffusorsystem, Kühlung etc.)	KG 400	1.387.664 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		116.240 €/a	
Rohrleitungen/Armaturen/O ₂ -Versorgung	KG 400	20.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		1.675 €/a	
Messgeräte	KG 400	50.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		4.188 €/a	
Gründung LOX-Tank	KG 300	9.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			459 €/a	
Wegeanbindung/Zufahrt/ Außenanlagen etc.	KG 500	10.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			510 €/a	
E/ MSR-Technik	KG 400	510.000 €	30	ET	10	3,0%	0,0510	10	0,7441	20	0,5537	59.788 €/a
Baunebenkosten	KG 700	824.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			42.040 €/a	
Summe		4.120.664 €									291.736 €/a	
Laufende Kosten	Kennwerte	Wassermenge	Betriebsmittelbedarf bei				spezifische Kosten	Kosten pro Tag	Betriebskosten			
		8000 m ³ /h pro Stunde	pro TW-Tag	mit Lastfaktor	pro Tag							
			24 h/d									
Sauerstoff (c_{O3}=6,3 g/m³, Ozon 10%/wt)	63 g/m ³	504,0 kg/h	12.096,0 kg/d	37%	4.475,5	0,14 €/kg	627 €	228.699 €/a				
Miete Sauerstofftank								6.000 €/a				
Energie Ozonerzeugung	10 kWh/kg _{O3}	400,0 kWh/h	9.600,0 kWh/d	67%	6.432,0	0,07 €/kWh	450 €	164.338 €/a				
Energie Kühlwasserpumpe, sonstige ET	15 kWh	15,0 kWh/h	360,0 kWh/d	67%	241,2	0,07 €/kWh	17 €	6.163 €/a				
Instandhaltung (1,25 % BT, 3% MT/ET)								75.642 €/a				
Personalkosten	15 h/Monat					40 €/h	29 €	7.200 €/a				
Summe								488.042 €/a				
Jahreskosten (netto)		26.248.951 m ³ /a behandelte Wassermenge				0,03 € pro m ³		779.777 €/a				

Tabelle 7-2: Kosten der Variante 2

Investitionskosten Variante 2: PAK-Dosierung in den Filterüberstand				Betrach-tungs- 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		
PAK Lager- & Dosiereinrichtung												
Technische Anlagen	KG 400	458.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419			38.365 €/a
Gründung	KG 300	36.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0				1.837 €/a
E / MSR - Technik	KG 400	160.000 €	30	ET	10	3,0%	0,0510	10	0,7441	20	0,5537	18.757 €/a
Wegeanbindung/Außenanlagen etc.	KG 500	20.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510					1.020 €/a
Baunebenkosten	KG 700	142.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510					7.245 €/a
Summe		816.000 €										67.224 €/a
Laufende Kosten												
	Kennwerte	Betriebsmittelbedarf bei				spezifische	Kosten	Betriebskosten				
		Wassermenge 8.000 m³/h pro Stunde	pro TW-Tag 24 h/d	mit Lastfaktor pro Tag	spezifische Kosten	Kosten pro Tag	Betriebskosten 26.248.951 m³/a					
PAK	20 g PAK/m³	160,0 kg/h	3.840,0 kg/d	37% 1.420,8	1,8 €/kg	2.557,4 €	933.466 €/a					
Lösewasser	0,05 m³/kg PAK	8,0 m³/h	192,0 m³/d	37% 71,0	1 €/m³	71,0 €	25.930 €/a					
Fällmittel (Wirksubstanz)	0,20 kgFe/kgPAK	32,0 kg/h	768,0 kg/d	37% 284,2								
(Fällmittelmenge)	0,138 kgFe/kgFM			2.059,1	0,15 €/kg	308,9 €	112.737 €/a					
Polymerdosierung	0,6 gFHM/m³	4,8 kg/h	115,2 kg/d	37% 42,6	3 €/kg	15,8 €	5.756 €/a					
Energie PAK-Dosierung	1 kWh	1,0 kWh/h	24,0 kWh/d	67% 16,1	0,07 €/kWh	1,1 €	411 €/a					
Schlammentsorgung	27 %TS			6,0	80 €/m³	477,8 €	174.401 €/a					
Pulveraktivkohle	100 % von PAK	592,6 kg/h	14.222,2 kg/d	37% 5.262,2								
Fällschlamm	2,5 kgTS/kgFe	80,0 kg/h	1.920,0 kg/d	37% 710,4								
Instandhaltung (1,25 % BT, 3% MT/ET)							19.240 €/a					
Personalkosten	20 h/Monat				40 €/h	38 €	9.600 €/a					
Summe							1.281.540 €/a					
Jahreskosten (netto)		26.248.951 m³/a	behandelte Wassermenge	0,05 € pro m³				1.348.764 €/a				

Tabelle 7-3: Kosten der Variante 3

Investitionskosten				Betrach-tungs-zeitraum	Nutzungs-dauer n	Zinssatz i	KFAKR (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Investiver Anteil der Jahreskosten
Variante 3: PAK-Dosierung in das Belebungsbecken												
				Jahre			Jahren		Jahren			
PAK Lager- & Dosiereinrichtung 1												
Technische Anlagen	KG 400	368.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419			30.826 €/a
Gründung	KG 300	29.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0				1.480 €/a
PAK Lager- & Dosiereinrichtung 2												
Technische Anlagen	KG 400	474.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	0	1,0000			48.366 €/a
Gründung	KG 300	37.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0				1.888 €/a
E / MSR - Technik	KG 400	295.000 €	30	ET	10	3,0%	0,0510	10	0,7441	20	0,5537	34.583 €/a
Wegeanbindung/Außenanlagen etc.	KG 500	20.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510					1.020 €/a
Baunebenkosten	KG 700	257.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510					13.112 €/a
Summe		1.480.000 €										131.275 €/a
Laufende Kosten												
Kennwerte		Betriebsmittelbedarf bei				spezifische Kosten		Kosten pro Tag		Betriebskosten		
		Wassermenge		pro TW-Tag		mit Lastfaktor				26.248.951 m³/a		
		8.000 m³/h		24 h/d		pro Tag				m³/a		
		pro Stunde										
PAK	20 g PAK/m³	160,0	kg/h	3.840,0	kg/d	37%	1.420,8	1,8 €/kg	2.557,4 €	933.466 €/a		
Lösewasser	0,05 m³/kg PAK	8,0	m³/h	192,0	m³/d	37%	71,0	1 €/m³	71,0 €	25.930 €/a		
Fällmittel (Wirksubstanz)	0,20 kgFe/kgPAK	32,0	kg/h	768,0	kg/d	37%	284,2					
Fällmittel (Fällmittelmenge)	0,138 kgFe/kgFM						2.059,1	0,15 €/kg	308,9 €	112.737 €/a		
Polymerdosierung	0,6 gFHM/m³	4,8	kg/h	115,2	kg/d	37%	42,6	3 €/kg	15,8 €	5.756 €/a		
Energie PAK-Dosierung	1 kWh	1,0	kWh/h	24,0	kWh/d	67%	16,1	0,07 €/kWh	1,1 €	411 €/a		
Schlammfällung	27 %TS						6,0	80 €/m³	477,8 €	174.401 €/a		
Pulveraktivkohle	100 % von PAK	592,6	kg/h	14.222,2	kg/d	37%	5.262,2					
Fällschlamm	2,5 kgTS/kgFe	80,0	kg/h	1.920,0	kg/d	37%	710,4					
Instandhaltung (1,25 % BT, 3 % MT/ET)										35.185 €/a		
Personalkosten	20 h/Monat							40 €/h	38 €	9.600 €/a		
Summe											1.297.485 €/a	
Jahreskosten (netto)		26.248.951 m³/a		behandelte Wassermenge		0,05 € pro m³				1.428.760 €/a		

Tabelle 7-4: Kosten der Variante 4

Investitionskosten				Betrach- tungs- zeitraum	Nutzungsdauer n	Zinssatz i	KFAKR (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Investiver Anteil der Jahreskosten	
Variante 4: PAK in die bestehenden Filterkammern und Abtrennung mittels Membranen													
				Jahre		Jahren		Jahren					
PAK Lager- & Dosiereinrichtung													
	Technische Anlagen	KG 400	432.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		36.187 €/a	
	Gründung	KG 300	34.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			1.735 €/a	
Umrüstung Filterzellen zu Kontaktbecken													
	Umbau zu Kontaktbecken (Ausbau Filtermaterial und Düsenboden, Umbau Becken)	KG 300	825.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			51.019 €/a	
	Änderungen Rohrleitungen, Durchbrüche, Schieber etc.	KG 400	100.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		1.675 €/a	
Membrananlage inkl. Umbau am Filter und Verrohrung													
	Baukonstruktion (Beschichtung, Umbau)	KG 300	1.365.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			69.641 €/a	
	Membranen	KG 400	13.032.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		1.756.529 €/a	
	Krananlage, Gebläse, Dosierung für Reinigung, Verrohrung	KG 400	1.340.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		112.247 €/a	
	E / MSR - Technik	KG 400	5.216.000 €	30	ET	10	3,0%	0,0510	10	0,7441	20	0,5537	611.474 €/a
	Wegeanbindung/Außenanlagen etc.	KG 500	20.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			1.020 €/a	
	Baunebenkosten	KG 700	4.696.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510				239.586 €/a	
Summe			27.060.000 €									2.881.115 €/a	
Laufende Kosten													
		Kennwerte	Betriebsmittelbedarf bei				spezifische	Kosten	Betriebskosten				
			Wassermenge	pro TW-Tag	mit Lastfaktor	Kosten	pro Tag	26.248.951					
			8.000 m³/h	24 h/d				m³/a					
			pro Stunde		pro Tag			m³/a					
PAK		10 g PAK/m³	80,0 kg/h	1.920,0 kg/d	37%	710,4	1,8 €/kg	1.279 €	466.733 €/a				
Lösewasser		0,05 m³/kg PAK	4,0 m³/h	96,0 km³/d	37%	35,5	1 €/m³	36 €	12.965 €/a				
Fällmittel	(Wirksubstanz)	0,20 kgFe/kgPAK	16,0 kg/h	384,0 kg/d	37%	142,1							
	(Fällmittelmenge)	0,138 kgFe/kgFM				1.029,6	0,15 €/kg	154,4 €	56.369 €/a				
Chemikalien zur Reinigung der Membranen													
	NaClO (12,5%)	126 m³/a					750 €/m³		94.500 €/a				
	Zitronensäure (50%)	33 m³/a					750 €/m³		24.750 €/a				
Energie PAK-Dosierung		1 kWh	1,0 kWh/h	24,0 kW/d	67%	16,1	0,07 €/kWh	1 €	411 €/a				
Energie Membrananlage		0,11 kWh/m³	880,0 kWh/h	21.120,0 kW/d	67%	14.150,4	0,07 €/kWh	991 €	361.543 €/a				
Schlammensorgung													
	Pulveraktivkohle	27 %TS	1,1 m³/h				3,0	80,00 €/m³	239 €	87.200 €/a			
	Fällschlamm	100 % von PAK	296,3 kg/h	7.111,1 kg/d	37%	2.631,1							
	Fällschlamm	2,5 kgTS/kgFe	40,0 kg/h	960,0 kg/d	37%	355,2							
Instandhaltung (1,25 % BT, 3% MT/ET)													
	Personalkosten	20 h/Monat					40 €/h	38 €	631.650 €/a				
									9.600 €/a				
Summe											1.745.720 €/a		
Jahreskosten (netto)			26.248.951 m³/a	behandelte Wassermenge			0,18 € pro m³	4.626.835 €/a					

Tabelle 7-5: Kosten der Variante 5

Investitionskosten				Betrach-	Nutzungs-	Zinssatz i	KFAKR	Re-	DFAKE	Re-invest	DFAKE	Investiver Anteil der	
Variante 5: PAK-Dosierung in ein Kontaktbecken im Filter und Abtrennung in bestehender Filtration				lungs-	dauer n		(i;n)	invest	(i;n)	nach	(i;n)	Jahreskosten	
				zeitraum		Jahre		nach		Jahren			
Umrüstung Filterzellen zu Kontaktbecken													
	Umbau zu Kontaktbecken (Ausbau Filtermaterial und Düsenboden, Umbau Becken)	KG 300	825.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			51.019 €/a	
	Änderungen Rohrleitungen, Durchbrüche, Schieber etc.	KG 400	100.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		1.675 €/a	
PAK Lager- & Dosiereinrichtung													
	Technische Anlagen	KG 400	423.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		35.433 €/a	
	Gründung	KG 300	33.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			1.684 €/a	
	E / MSR - Technik	KG 400	183.000 €	30	ET	10	3,0%	0,0510	10	0,7441	20	0,5537	21.453 €/a
	Wegeanbindung/Außenanlagen etc.	KG 500	20.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			1.020 €/a	
	Baunebenkosten	KG 700	333.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510				16.989 €/a	
Summe			1.917.000 €									129.274 €/a	
Laufende Kosten		Kennwerte	Betriebsmittelbedarf bei				spezifische	Kosten	Betriebskosten				
			Wasser- menge 8.000 m³/h pro Stunde	pro TW-Tag 24 h/d	mit Lastfaktor	Kosten	pro Tag	26.248.951 m³/a					
					pro Tag								
PAK		10 g PAK/m³	80,0 kg/h	1.920,0 kg/d	37%	710,4	1,8 €/kg	1.278,7 €	466.733 €/a				
Lösewasser		0,05 m³/kg PAK	4,0 m³/h	96,0 m³/d	37%	35,5	1 €/m³	35,5 €	12.965 €/a				
Fällmittel (Wirksubstanz)		0,20 kgFe/kgPAK	16,0 kg/h	384,0 kg/d	37%	142,1							
(Fällmittelmenge)		0,138 kgFe/kgFM				1.029,6	0,15 €/kg	154,4 €	56.369 €/a				
Polymerdosierung		0,6 gFHM/m³	4,8 kg/h	115,2 kg/d	37%	42,6	3 €/kg	15,8 €	5.756 €/a				
Energie PAK-Dosierung		1 kWh	1,0 kWh/h	24 kW/d	67%	16,1	0,07 €/kWh	1,1 €	411 €/a				
Schlammentsorgung		27 %TS				3,0	80 €/m³	238,9 €	87.200 €/a				
	Pulveraktivkohle	100 % von PAK	296,3 kg/h	7.111,1 kg/d	37%	2.631,1							
	Fällschlamm	2,5 kgTS/kgFe	40,0 kg/h	960,0 kg/d	37%	355,2							
Instandhaltung (1,25 % BT, 3% MT/ET)									32.155 €/a				
Personalkosten		20 h/Monat					40 €/h	38 €	9.600 €/a				
Summe									671.189 €/a				
Jahreskosten (netto)			26.248.951 m³/a	behandelte Wassermenge		0,03 € pro m³			800.463 €/a				

Tabelle 7-6: Kosten der Variante 6

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 6: GAK-Filtration in den bestehenden Filterkammern				Jahre			Jahren		Jahren			
GAK-Filtration												
Bautechnik, Erdarbeiten für Rohrleitungsbau, vorbereiten Filterzellen	KG 300	800.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051	0			40.815 €/a	
Technische Anlagen (Be-/Entnahmeleitungen für GAK)	KG 400	700.000 €	30	MT	15	3,0%	0,051	15	0,642		58.637 €/a	
Erst-Befüllung Filterzellen (2.700 m³ GAK)	KG 400	4.590.000 €	30	MT	30	3,0%	0,051				234.178 €/a	
E/MSR-Technik	KG 400	245.000 €	30	ET	10	3,0%	0,051	10	0,744	20	0,554	28.721 €/a
Baunebenkosten	KG 700	1.584.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051	0			80.815 €/a	
Summe			7.919.000 €								443.166 €/a	
Laufende Kosten		Kennwerte	Betriebsmittelbedarf bei				spezifische Kosten	Kosten pro Tag	Betriebskosten			
			Wassermenge 8000 m³/h pro Stunde	pro TW-Tag 24 h/d	mit Lastfaktor pro Tag			26.248.951 m³/a				
GAK												
Standzeit	1,00 Jahr					1100 €/Mg		1.533.000 €/a				
spezifisches Gewicht	0,5 Mg/m³					2000 €/Austausch						
GAK je Filterzelle	112,5 m³/Filter											
Anzahl Filterzellen	24 Filter											
Instandhaltung (1,25 % BT, 3% MT/ET) (ohne GAK)								176.050 €/a				
Personalkosten	10 h/Monat					40 €/h	19 €	4.800 €/a				
Summe			1.713.850 €/a									
Jahreskosten (netto)			26.248.951 m³/a behandelte Wassermenge				0,08 € pro m³		2.157.016 €/a			

Nachfolgend werden die Kosten der betrachteten Varianten vergleichend dargestellt. Die Zusammenstellung ist Tabelle 7-7 zu entnehmen. Der Vergleich zeigt, dass die Variante 2 die niedrigsten Investitionskosten aufweist. Die Betriebskosten sind bei Variante 1 am niedrigsten. Grund hierfür sind die günstigen Stromkosten, da diese bei der Ozonung den Hauptteil der Betriebskosten ausmachen. Aufgrund der niedrigen Stromkosten ist die Variante 1 auch bzgl. der Jahreskosten die günstigste Variante.

Tabelle 7-7: Kostenvergleich der Varianten 1 bis 6

Varianten	V 1 Ozonung und Nachbehandlung in bestehender Filtration	V 2 PAK-Dosierung in den Filterüberstand	V 3 PAK-Dosierung in das Belebungsbecken	V 4 PAK-Dosierung in die bestehenden Filterkammern und Abtrennung mittels Membranen	V 5 PAK-Dosierung in ein Kontaktbecken im Filter und Abtrennung in bestehender Filtration	V 6 GAK-Filtration in den bestehenden Filterkammern
Kostenpositionen <small>(Alle Angaben sind netto-Angaben)</small>						
Investitionskosten Variante	4.120.664 €	816.000 €	1.480.000 €	27.060.000 €	1.917.000 €	7.919.000 €
Investiver Anteil der Jahreskosten Variante	291.736 €/a	67.224 €/a	131.275 €/a	2.881.115 €/a	129.274 €/a	443.166 €/a
Betriebskosten Variante	488.042 €/a	1.281.540 €/a	1.297.485 €/a	1.745.720 €/a	671.189 €/a	1.713.850 €/a
Jahreskosten Variante	779.777 €/a	1.348.764 €/a	1.428.760 €/a	4.626.835 €/a	800.463 €/a	2.157.016 €/a
Bezugswassermenge	26.248.951 m³/a	26.248.951 m³/a	26.248.951 m³/a	26.248.951 m³/a	26.248.951 m³/a	26.248.951 m³/a
Spezifische Jahreskosten Variante	0,03 €/m³	0,05 €/m³	0,05 €/m³	0,18 €/m³	0,03 €/m³	0,08 €/m³

7.3 Sensitivitätsbetrachtung

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 Dosierrate bzw. GAK-Standzeit von der zu behandelnden Abwassermatrix und der zu erzielenden Eliminationsleistung abhängig.

In Tabelle 7-8 sind die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse der wichtigsten Einflussfaktoren dargestellt. Die in der Kostenberechnung der Studie angesetzten Werte sind in der Tabelle unterstrichen dargestellt und dargestellt sind die resultierenden Jahreskosten der Varianten. Der jeweilige Wert der Variante mit den niedrigsten Jahreskosten ist fett hervorgehoben.

Es zeigt sich, dass die Ozonung (Variante 1) aufgrund der niedrigen Energiekosten einen Kostenvorteil hat. Steigen die Energiekosten, ist Variante 5 günstiger als Variante 1. Ähnlich verhält es sich mit den Kosten für Sauerstoff und die Dosierung von Ozon. Steigen die Kosten für Sauerstoff bzw. die Dosierung von Ozon, führt dieses zu höheren Kosten für Variante 1 und dazu, dass Variante 5 günstiger ist.

Die Kosten für Aktivkohle machen den Großteil der Betriebskosten der Varianten mit PAK und GAK aus. Dementsprechend hat die Dosierrate der PAK einen großen Einfluss auf die PAK-Varianten. Sinkt die benötigte Dosierrate, ist Variante 5 die günstigste Variante. Der Kostenvorteil der Variante 5 gegenüber den anderen Varianten mit PAK ergibt sich aus der prinzipiell niedriger gewählten Dosierrate von 10 mg/L im Vergleich zu 20 mg/L bei Variante 2 und Variante 3. Variante 4 geht zwar auch von einer Dosierrate von 10 mg/L aus, allerdings führt hier die Membran zu erhöhten Betriebskosten.

Erhöht sich die Standzeit der GAK, verringern sich die Betriebskosten der Variante 6. Im Rahmen der Machbarkeitsstudie wurde bei der Variante 6 von einem Bettvolumen von 10.000 ausgegangen. Derzeitige Forschungen zeigen, dass durchaus Bettvolumina von 20.000 realistisch sind. Insofern ist auch eine Verdoppelung der Standzeit und die damit einhergehende Senkung der Jahreskosten um 35 % durchaus realistisch.

Tabelle 7-8: Sensitivitätsbetrachtung der Varianten 1 bis 6

Variablen (Alle Angaben sind netto-Angaben)	Varianten	V 1	V 2	V 3	V 4	V 5	V 6
		Ozonung und Nachbehandlung in bestehender Filtration	PAK-Dosierung in den Filterüberstand	PAK-Dosierung in das Belebungsbecken	PAK-Dosierung in die bestehenden Filterkammern und Abtrennung mittels Membranen	PAK-Dosierung in ein Kontaktbecken im Filter und Abtrennung in bestehender Filtration	GAK-Filtration in den bestehenden Filterkammern
		Jahreskosten					
Energiekosten	€/kWh						
	0,07	779.777 €a	1.348.764 €a	1.428.760 €a	4.626.835 €a	800.463 €a	2.157.016 €a
	0,15	974.635 €a	1.349.234 €a	1.429.230 €a	5.040.496 €a	800.933 €a	2.157.016 €a
	0,20	1.096.421 €a	1.349.527 €a	1.429.523 €a	5.299.035 €a	801.226 €a	2.157.016 €a
	0,25	1.218.206 €a	1.349.821 €a	1.429.817 €a	5.557.573 €a	801.520 €a	2.157.016 €a
	0,30	1.339.992 €a	1.350.114 €a	1.430.110 €a	5.816.111 €a	801.813 €a	2.157.016 €a
Kosten Sauerstoff	€/kg O ₂						
	0,10	714.435 €a	1.348.764 €a	1.428.760 €a	4.626.835 €a	800.463 €a	2.157.016 €a
	0,12	747.106 €a	1.348.764 €a	1.428.760 €a	4.626.835 €a	800.463 €a	2.157.016 €a
	<u>0,14</u>	779.777 €a	1.348.764 €a	1.428.760 €a	4.626.835 €a	800.463 €a	2.157.016 €a
	0,16	812.449 €a	1.348.764 €a	1.428.760 €a	4.626.835 €a	800.463 €a	2.157.016 €a
	0,18	845.120 €a	1.348.764 €a	1.428.760 €a	4.626.835 €a	800.463 €a	2.157.016 €a
Dosierung Ozon	g O ₃ /m ³						
	5,50	750.736 €a	1.348.764 €a	1.428.760 €a	4.626.835 €a	800.463 €a	2.157.016 €a
	6,00	768.887 €a	1.348.764 €a	1.428.760 €a	4.626.835 €a	800.463 €a	2.157.016 €a
	<u>6,30</u>	779.777 €a	1.348.764 €a	1.428.760 €a	4.626.835 €a	800.463 €a	2.157.016 €a
	7,00	805.188 €a	1.348.764 €a	1.428.760 €a	4.626.835 €a	800.463 €a	2.157.016 €a
	7,50	823.339 €a	1.348.764 €a	1.428.760 €a	4.626.835 €a	800.463 €a	2.157.016 €a
Dosierrate PAK Ansatz: Prozent der Ausgangsrate	%						
	80	779.777 €a	1.099.458 €a	1.179.454 €a	4.502.182 €a	675.810 €a	2.157.016 €a
	90	779.777 €a	1.224.111 €a	1.304.107 €a	4.564.509 €a	738.137 €a	2.157.016 €a
	<u>100</u>	779.777 €a	1.348.764 €a	1.428.760 €a	4.626.835 €a	800.463 €a	2.157.016 €a
	110	779.777 €a	1.473.417 €a	1.553.414 €a	4.689.162 €a	862.790 €a	2.157.016 €a
	120	779.777 €a	1.598.071 €a	1.678.067 €a	4.751.489 €a	925.117 €a	2.157.016 €a
Standzeit GAK	Jahre						
	0,50	779.777 €a	1.348.764 €a	1.428.760 €a	4.626.835 €a	800.463 €a	3.690.016 €a
	<u>1,00</u>	779.777 €a	1.348.764 €a	1.428.760 €a	4.626.835 €a	800.463 €a	2.157.016 €a
	1,50	779.777 €a	1.348.764 €a	1.428.760 €a	4.626.835 €a	800.463 €a	1.646.016 €a
	2,00	779.777 €a	1.348.764 €a	1.428.760 €a	4.626.835 €a	800.463 €a	1.390.516 €a
	2,50	779.777 €a	1.348.764 €a	1.428.760 €a	4.626.835 €a	800.463 €a	1.237.216 €a
Kosten Aktivkohle (PAK und GAK) Kostenansatz: PAK (1.800 €/Mg), GAK (1.100 €/Mg)	Ansatz Kosten						
	75%	779.777 €a	1.115.398 €a	1.195.394 €a	4.510.152 €a	683.780 €a	1.785.766 €a
	<u>100%</u>	779.777 €a	1.348.764 €a	1.428.760 €a	4.626.835 €a	800.463 €a	2.157.016 €a
	125%	779.777 €a	1.582.131 €a	1.662.127 €a	4.743.518 €a	917.146 €a	2.528.266 €a
	150%	779.777 €a	1.815.497 €a	1.895.493 €a	4.860.202 €a	1.033.830 €a	2.899.516 €a
	175%	779.777 €a	2.048.863 €a	2.128.860 €a	4.976.885 €a	1.150.513 €a	3.270.766 €a
200%	779.777 €a	2.282.230 €a	2.362.226 €a	5.093.568 €a	1.267.196 €a	3.642.016 €a	

8 Variantenbewertung

8.1 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 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
- die Bildung von Transformationsprodukten
- die Desinfektionswirkung
- der Stand der Technik – Wissenschaft (Umsetzung vergleichbarer Referenzlage bzw. Erfahrungen in unterschiedlichen Pilotprojekten oder Forschungsanlagen mit den vorgestellten Techniken) sowie
- der Flächenbedarf der Varianten auf dem Klärwerk Krefeld

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. Die eigentliche Bewertung der verschiedenen 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.

8.2 Verfahrensbewertung

Tabelle 8-1 zeigt das Ergebnis der Verfahrensbewertung. Die höchste Punktzahl entspricht der besten Variante und umgekehrt.

Bei dem Aspekt Eliminationsleistung Mikroschadstoffe werden für die Varianten mit Ozon und Aktivkohle jeweils die gleichen Punkte vergeben, da angenommen wird, dass keins der Verfahren hinsichtlich der Eliminierbarkeit der Indikatorsubstanzen und der standortrelevanten Substanzen einen Vorteil aufweist.

Tabelle 8-1: Bewertung der betrachteten Varianten

Variante	Wichtung [%]	Variante 1		Variante 2		Variante 3		Variante 4		Variante 5		Variante 6		Variante 7		
		Punkte	Wertung	Punkte	Wertung	Punkte	Wertung	Punkte	Wertung	Punkte	Wertung	Punkte	Wertung	Punkte	Wertung	
Investitionskosten (netto)		4.120.664 €		816.000 €		1.480.000 €		27.060.000 €		1.917.000 €		7.919.000 €		-	-	-
Investiver Anteil der Jahreskosten, ausgedrückt als spezifische Kosten je m ³ behandeltes Wasser (netto)	20%	0,01 €/m ³	3,5 0,7	0,00 €/m ³	15 3,0	0,01 €/m ³	7,7 1,5	0,11 €/m ³	0,3 0,1	0,00 €/m ³	7,8 1,6	0,02 €/m ³	2,3 0,5	-	-	-
Betriebskosten, ausgedrückt als spezifische Kosten je m ³ behandeltes Wasser (netto)	30%	0,02 €/m ³	15,0 4,5	0,05 €/m ³	5,7 1,7	0,05 €/m ³	5,6 1,7	0,07 €/m ³	4,2 1,3	0,03 €/m ³	10,9 3,3	0,07 €/m ³	4,3 1,3	-	-	-
Wertungspunkte Monetär (gerundet)	50%		5,2		4,7		3,2		1,3		4,8		1,7			
Eliminationsleistung Mikroschadstoffe	10%	hoch	15,0 1,5	hoch	15,0 1,5	hoch	15,0 1,5	hoch	15,0 1,5	hoch	15,0 1,5	hoch	15,0 1,5	niedrig	5,0 0,5	0,5
Bildung Transformationsprodukte	15%	ja	5,0 0,8	nein	15,0 2,3	nein	15,0 2,3	nein	15,0 2,3	nein	15,0 2,3	nein	15,0 2,3	ja	5,0 0,8	0,8
Desinfektionswirkung	5%	mittel	10,0 0,5	niedrig	5,0 0,3	niedrig	5,0 0,3	hoch	15,0 0,8	niedrig	5,0 0,3	niedrig	5,0 0,3	hoch	15,0 0,8	0,8
Stand der Technik - Wissenschaft	5%	bereits Anlagen in Betrieb	15,0 0,8	bereits Anlagen in Betrieb	15,0 0,8	geringe großtechnische Erfahrung	10,0 0,5	geringe großtechnische Erfahrung	10,0 0,5	geringe großtechnische Erfahrung	10,0 0,5	bereits Anlagen in Betrieb	15,0 0,8	keine großtechnische Erfahrung	5,0 0,3	0,3
Flächenbedarf	15%	hoch	5,0 0,8	mittel	10,0 1,5	niedrig	15,0 2,3	mittel	10,0 1,5	mittel	10,0 1,5	niedrig	15,0 2,3	hoch	5,0 0,8	0,8
Wertungspunkte Technik (gerundet)	50%		4,3		6,3		6,8		6,5		6,0		7,0			
Gesamtpunkte (gerundet)	100%		9,4 Punkte		11,0 Punkte		10,0 Punkte		7,8 Punkte		10,8 Punkte		8,7 Punkte		3,0 Punkte	

Für die aktivkohlebasierten Verfahren wird angenommen, dass keine Nebenproduktbildung stattfindet, wohingegen für die Ozonung und die Chlordioxid-Variante angenommen wird, dass eine Bildung von Nebenprodukten stattfindet. Die Variante 1 und Variante 7 erhalten daher bei diesem Aspekt 5 Punkte. Zu beachten ist, dass die Nebenproduktbildung durch die biologische Nachbehandlung reduziert wird. Variante 1 und Variante 7 haben im Vergleich den größten Flächenbedarf und erhalten je 5 Punkte bei diesem Kriterium. Den niedrigsten Flächenbedarf haben Variante 3 und Variante 6.

Es zeigt sich, dass hinsichtlich der monetären Bewertung die Variante 1 die höchste Punktzahl aufweist. Sie erreicht dabei vor allem bei den Betriebskosten die höchste Punktzahl. Bei den nicht monetären Bewertungsaspekten erreicht die Variante 6 die höchste Punktzahl. Insgesamt erreicht Variante 2 die höchste Gesamtpunktzahl, allerdings mit 11,0 Punkten nur geringfügig vor der Variante 5 mit 10,8 Punkten. Es ergibt sich die folgende Rangfolge der Varianten.

Tabelle 8-2: Ranking der Varianten

Ranking	Variante
1. Empfehlung	Variante 2 „PAK-Dosierung in den Filterüberstand“
2.	Variante 5 „PAK-Dosierung in ein Kontaktbecken im Filter und Abtrennung in bestehender Filtration“
3.	Variante 3 „PAK-Dosierung in das Belebungsbecken“

Variante 2 zeichnet sich durch einen geringen Flächenbedarf und niedrige Investitionskosten aus. Zu beachten ist allerdings, dass aufgrund der relativ niedrigen Verweilzeit von ca. 20 Minuten eine relativ hohe PAK-Dosiertrate von 20 mg/L angenommen wurde. Diese führt zu relativ hohen Betriebskosten. Variante 5 zeichnet sich durch geringe Betriebskosten aus. Diese kommen durch die angenommene PAK-Dosiertrate von 10 mg/L zustande. Grundlage ist eine ausreichende Aufenthaltszeit von ca. 40 Minuten im Kontaktreaktor. Weiterhin wird sowohl bei Variante 2 als auch bei Variante 5 der vorhandene Filter genutzt. Variante 3 zeichnet sich durch die zweithöchste Punktzahl im Bereich der nicht monetären Bewertungskriterien aus. Nachteilig sind auch hier die im Vergleich höheren Betriebskosten bedingt durch den hohen PAK-Einsatz. Variante 7 ist für eine großtechnische Umsetzung derzeit nicht geeignet. Es besteht viel mehr weiterer Forschungsbedarf, um grundsätzliche Fragen zur Umsetzung des Verfahrens zu klären.

9 Fazit

9.1 Erfordernis zur Mikroschadstoffelimination

Der gute chemische Zustand der Gewässer wird über die Bestimmung chemischer Substanzen mit den prioritären Stoffen im Anhang X der Wasserrahmenrichtlinie (RICHTLINIE 2000/60/EG DES EUROPISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik in zurzeit gültigen Fassung - WRRL) bestimmt. Diese enthält 45 Schadstoffe, z. B. Pestizide und polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe, allerdings sind keine Pharmaka Bestandteil dieser Liste. Durch fehlende Grenzwerte für Mikroschadstoffe in Abläufen kommunaler Kläranlagen kann eine Bewertung der Kläranlagenabläufe nur über vorliegende Orientierungswerte für Mikroschadstoffe in Oberflächengewässern vorgenommen werden.

Um die Belastung des Kläranlagenablaufs mit Mikroschadstoffen einschätzen zu können, wurden im Rahmen der vorliegenden Studie Analysen des Ablaufs auf unterschiedliche Mikroschadstoffe durchgeführt. Im Rahmen des dazu durchgeführten erweiterten Monitorings und des Monitorings zur Datenverdichtung wurden Überschreitungen der Bewertungskriterien festgestellt. Die dabei festgestellten Überschreitungen sind zusammenfassend in Tabelle 9-1 dargestellt.

Tabelle 9-1: Überschreitungen der Bewertungskriterien beim erweiterten Monitoring des Ablaufs der Kläranlage

		Orientierungswerte und UQN	Trockenwetter		Regenwetter		Ablauf 14.12.2016
			Zulauf 30.06.2016	Ablauf 30.06.2016	Zulauf 18.11.2016	Ablauf 18.11.2016	
Arzneimittelwirkstoffe							
4-Acetamidoantipyrin	ng/L	100*	NB ³⁾	800	7.200	860	200
4-Formylaminoantipyrin	ng/L	100*	NB ³⁾	340	1.800	1.400	530
Amidotrizoensäure	ng/L	100	NB ³⁾	1.200	1.100	1.400	2.100
Carbamazepin	ng/L	500	400	360	300	400	870
Cardensartancilexetil	ng/L	100*	220	<20	< 250	< 250	
Clarithromycin	ng/L	20	470	60	< 50	1.600	70
Diclofenac	ng/L	100	670	320	300	500	1.000
Eprosartan	ng/L	100*	120	<20	550	140	
Erythromycin	ng/L	20	180	80	1.400	190	530
Gabapentin	ng/L	100*	NB ³⁾	3.400	5.300	900	670
Guanylharnstoff	ng/L	100*	<5000	<5000	< 5000	< 5000	
lomeprol	ng/L	100	3.400	2.900	570	1.000	1.200
Iopamidol	ng/L	100	1.500	1.100	3.800	3.600	2.700
Metformin	ng/L	100*	1.600	1.800	7.000	800	1.000
Olmesartan	ng/L	100*	230	230	300	300	
Sotalol	ng/L	100	NB ³⁾	170	230	230	450
Sulfamethoxazol	ng/L	150	NB ³⁾	220	370	160	840
Korrosionsschutzmittel							
4-Methyl-1H-Benzotriazol	ng/L	100*	670	1.100	1.200	1.500	1.700
5-Methyl-1H-Benzotriazol	ng/L	100*	430	400	280	440	360
Süßstoffe							
Acesulfam	ng/L	100*	29.000	720			660

³⁾ aufgrund zu starker Matrixstörung kann kein Messwert ausgegeben werden

*) Vorsorgewert

Der mittlere Niedrigwasserabfluss (MNQ) des Rheins beträgt an der Einleitstelle 961 m³/s. Bezogen auf die Wasserführung des Rheins macht der Anteil der eingeleiteten Abwassermenge rd. 0,6 % aus. Ein eindeutiger kausaler Zusammenhang zwischen dem ökologischen Zustand und den ermittelten Ablaufkonzentrationen der Kläranlage kann aus den Ergebnissen nicht zweifelsfrei hergeleitet werden. Es ist davon auszugehen, dass die Errichtung einer Stufe zur Mikroschadstoffelimination die Ablaufqualität des Klärwerks Krefeld verbessert, dies aber als freiwillige Maßnahme anzusehen wäre, da der ein gesetzlich geregelter Ausbau um eine Stufe zur Mikroschadstoffelimination nicht existiert.

Eine weitere Möglichkeit zur Reduzierung der Mikroschadstoffbelastung ist die Teilstrombehandlung, d. h. die dezentrale Mikroschadstoffelimination am Anfallort (z. B. Industriebetriebe, Krankenhäuser, Pflegeeinrichtungen). Hier wurden zur Datenverdichtung die Abläufe von fünf großen in Krefeld ansässigen Krankenhäusern untersucht, sowie der Zu- und entsprechend der angenommenen Fließzeiten und der Verweilzeit in der Kläranlage der Ablauf. Die Ergebnisse sind in Tabelle 9-2 dargestellt

Tabelle 9-2: Überschreitungen der Bewertungskriterien beim Monitoring zur Datenverdichtung (Konzentrationen in µg/L)

Parameter	Ablauf Krefelder Krankenhäuser					Kläranlage		Orientierungswerte und UQN
	KH1	KH2	KH3	KH4	KH5	Zulauf	Ablauf	
	23.06.2020					24.06.2020	25.06.2020	
Acesulfam-K	50	70	130	58	84	68	0,44	
1H-Benzotriazol	140	75	8,1	510	7,4	11	6	10
4-Methyl-1H-benzotriazol	< 0,05	< 0,05	0,92	34	0,22	3,3	1,4	
5-Methyl-1H-benzotriazol	< 0,05	< 0,05	1,4	41	0,25	1,7	0,5	
5,6-Dimethyl-1H-benzotriazol	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	10
Perfluoroctansulfonsäure	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1
4-Acetamidoantipyrin	130	110	120	120	55	170	0,4	
Amidotrizesäure	55	< 0,05	1,8	0,5	3,9	1,4	2,8	0,1
Candesartan Cilexetil	< 0,50	< 0,25	< 1,0	< 0,25	< 0,25	< 0,25	< 0,25	
Carbamazepin	0,16	4,9	2	0,8	0,99	0,4	0,52	0,5
Clarithromycin	< 0,05	< 0,10	2,8	< 0,10	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,02
Diclofenac	0,24	0,47	0,21	0,16	9	0,5	0,25	0,1
1,1-Dimethylbiguanid	180	200	590	170	330	150	0,81	-
Erythromycin	0,68	< 0,02	< 0,02	3,5	0,14	0,7	0,02	0,02
4-Formylaminoantipyrin	58	35	38	86	15	6	0,69	
Gabapentin	5,5	8,7	0,5	20	1	6,3	0,7	
lomeprol	2,9	< 0,05	2,4	63	0,5	30	1,1	0,1
lopamidol	< 0,50	< 0,50	< 0,50	9	< 0,50	< 0,50	< 0,50	0,1
Metoprolol	3,2	3,9	3,8	3,9	8,3	2,9	0,5	7,3
Olmesartan	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,43	0,22	0,44	
Sotalol	< 0,20	< 0,02	< 0,20	< 0,20	1	0,2	0,13	0,1
Sulfamethoxazol	0,09	< 0,05	40	2,3	1,5	0,3	0,3	0,15

Aufgrund der sehr geringen Datenmenge konnte nur eine Momentaufnahme erfolgen. Trotzdem wird deutlich, obwohl die Tagesabwassermengen der Krankenhäuser mit im Mittel nur rd. 0,2 % einen sehr geringen Anteil an der Gesamtabwassermenge ausmachen, die in die Kläranlage eingeleitet werden, ist in Bezug auf die Anteile der einzelnen Frachteinträge der prozentuale Beitrag Eintrag einzelner Substanzen durchaus bedeutend. Es handelt sich also um eine grobe Abschätzung des Einflusses der Krankenhäuser an der Belastungssituation der Kläranlage da nur eine Analyse je Krankenhaus und Substanz vorliegt. Für eine genaue Ermittlung ist ein umfangreiches Monitoring erforderlich.

9.2 Verfahrensempfehlung

Die Empfehlung der Vorzugsvariante zur Mikroschadstoffelimination wird auf Grundlage der in Kapitel 8 aufgezeigten Verfahrensbewertung ausgesprochen. Diese beruht auf dem Vergleich der Varianten hinsichtlich der monetären und nicht monetären Bewertungsaspekte.

Auf Grundlage dieser Bewertung wird zur Umsetzung als Stufe zur Mikroschadstoffelimination die Variante 2 „PAK-Dosierung in den Filterüberstand“ empfohlen.

Die Variante 2 hat bei dieser Bewertung insgesamt die höchste Gesamtpunktzahl erhalten. Sie weist dabei bei den Investitionskosten bzw. dem investiven Anteil der Jahreskosten relativ niedrige Kosten auf. Somit kann mit relativ geringem Aufwand eine Stufe zur Mikroschadstoffelimination errichtet werden.

Nachteilig bei Variante 2 sind die relativ hohen Betriebskosten, die auf einer angenommenen Dosierung von 20 mg/L beruht. Stellt sich die tatsächlich benötigte Dosierung als niedriger heraus, hat dieses einen positiven Effekt auf die Kosten. Können die Betriebskosten nicht durch eine angepasste PAK-Dosierung gesenkt werden, bietet sich der Ausbau der Variante 2 zu Variante 5 an. Hierbei wird ein Teil der Filter zu einem Kontaktbecken mit ausreichender Verweilzeit umgebaut. Die Betriebskosten sinken hierdurch, da eine niedrigere PAK-Dosierung zur Mikroschadstoffelimination angesetzt werden kann.

Zu prüfen ist, inwiefern bei einer eventuellen Verschärfung des Überwachungswertes für Phosphor die Filtration zu betreiben ist bzw. ob die Reduzierung der Filterfläche zukünftig tragbar ist. Vor der Umsetzung eines großtechnischen Ausbaus um eine Stufe zur Mikroschadstoffelimination ist daher die zukünftige Notwendigkeit einer weiteren Absenkung des Parameters P_{ges} mit der zuständigen Behörde abzuklären.

Vor der Umsetzung der Variante 2 „PAK-Dosierung in den Filterüberstand“ wird empfohlen, die folgenden Voruntersuchungen durchzuführen:

- Adsorptionsschüttelversuche mit unterschiedlichen Pulveraktivkohlen zur Auswahl der leistungsfähigsten Kohle für die vorliegende Abwassermatrix
- Großtechnische Untersuchung einer Aktivkohledosierung in eine der Filterkammern, um die notwendigen Kontaktzeit zur Erreichung der gewünschten Elimination und die notwendige Dosierkonzentration zu ermitteln

Mittels der vorgenannten Voruntersuchungen kann zudem auch die Durchführbarkeit der Variante 5 bzw. der dort berücksichtigte Filterumbau überprüft werden, indem der Filterkammer ein Kontaktbecken vorgeschaltet wird.

Bei der weiteren Vorgehensweise sollte berücksichtigt werden, dass eine Förderung über „ResA II – Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung NRW II“ in einer Höhe von bis zu 50 % von der Erstinvestition möglich ist.

10 Literaturverzeichnis

- 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.
- 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 [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- ARGE TP 6 (2013) „Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren. Schlussbericht zum Forschungsvorhaben „Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen“ Hrsg.: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes NRW (MKULNV)
- STOLL, J., FRANK, K., VON ARX, D., THOMANN, M., OBRECHT, J., SOBASZKIEWICZ, M., FREISLER, P. (2015): PAK im Belebtschlammbecken - Elimination von Mikroverunreinigungen in der ARA mit Pulveraktivkohle im Belebtschlammbecken.
- NEEF, J. (2016): Untersuchungen zur simultanen Anwendung von Pulveraktivkohle. Lehr: 7. KomS-Technologieforum Spurenstoffe
- 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 [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- ARW, AWWR, 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].
- BARJENBRUCH, M.; FIRK, W. (2014): „MÖGLICHKEITEN DER ELIMINATION VON SPURENSTOFFEN AUF KOMMUNALEN KLÄRANLAGEN“. IN: KORRESPONDENZ ABWASSER, ABFALL. 61. JAHRGANG, NR. 10, S. 861 – 875.
- 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.
- 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 (2016): „DSADS-Den Spurenstoffen auf der Spur“. Projekt des Landes Nordrhein-Westfalen, der Stadt Dülmen und des LIPPEVERBANDS. www.dsads.de [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- 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 [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- 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 [Letzter Zugriff: 11.06.2015].
- HERBST, H.; KAUFFMANN, M.; TÜRK, J.; LAUNER, M. (2011): „Abwasserozonierung Kläranlage Duisburg-Vierlinden – Auslegung – Bau – erste Betriebsergebnisse. Tagungsband der 25. Karlsruher Flockungstage 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 [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- HERBST, H.; SEIDEL, U.; TÜRK, J.; BÖRGERS, A.; KEUTER, V.; SAYDER, B.; ANTE, S.; REMMLER, F., SKARK, C. (2015): Analyse der Möglichkeiten zur Emissionsminderung von Arzneimitteln in Klinikabwässern. Vortrag auf der KGNW-Infomationsveranstaltung „Mikroschadstoffe im Abwasser von Krankenhäusern – Möglichkeiten der Vermeidung und Behandlung“ am 20.8.2015 in Düsseldorf
- HOIGNÉ, J. (1998): „The Chemistry of Ozone in Water“. Process Technology for Water Treatment. Plenum Publ. Corp., S. 121-143.
- 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 (2016): „Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination“
- KOMS-BW (2015C): KOMS - Kompetenzzentrum Spurenstoffe BW - Pulverisierte Aktivkohle. 2015c. 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).
- 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 (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 (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.phpleitfaden_Monitoring_Oberfl%C3%A4chengew%C3%A4sser_Teil_D/_Anlage_4 (Letzter Zugriff: 17.12.2015).
- OGEWV (2011): „Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGEwV)“. Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juli 2011 (BGBl. I S. 1429). Ausfertigungsdatum: 20.07.2011.
- 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.
- SEIDEL, U.; TÜRK, J.; BÖRGERS, A.; KEUTER, V.; SAYDER, B.; HERBST, H.; ANTE, S.; REMMLER, F.; SKARK, C. (2013): Analyse der Möglichkeiten zur Emissionsminderung von Arzneimitteln in Klinikabwässern. gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV), AZ IV-7 - 042 600 001C, Vergabenummer 08/058.1
- 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.
- 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.
- UMWELTBUNDESAMT (2011): Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln. Texte 66/2011. ISSN 1862-4804

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.

ZIMMERMANN, S. (2011): “Enhanced wastewater treatment by ozone and ferrate: Kinetics, transformation products and full-scale ozonation“. Dissertation 19615, ETH Zürich.