



Kläranlage Nordwalde Machbarkeitsstudie zur Elimination von Mikroschadstoffen

Machbarkeitsstudie
Juli 2019 | 1. Ausfertigung
Projektnummer 0462 035





Kläranlage Nordwalde Machbarkeitsstudie zur Elimination von Mikroschadstoffen

Machbarkeitsstudie
Juli 2019 | 1. Ausfertigung
Projektnummer 0462 035

Bearbeitet durch:
M. Sc. Fernando Weiß

Aufgestellt:
Bochum, im Juli 2019
bie-we-tie

Dipl.-Ing. Norbert Biebersdorf

Gesamtinhaltsverzeichnis**I Textteil**

- Erläuterungsbericht
- Anlagen

II Zeichnungen

Blatt	Titel	Maßstab	Verwaltungsnummer
1	Lageplan, Variante 1 Ozonung + Sandfilter	1 : 250	007 01 01
2	Lageplan, Variante 2 GAK-Filtration	1 : 250	007 01 02
3	Lageplan, Variante 3 PAK mit Rücklaufkohle	1 : 250	007 01 03

Auftraggeber:

Gemeinde Nordwalde
Bahnhofstr. 2
48356 Nordwalde

Telefon: 02573 929-0
E-Mail: gemeinde@nordwalde.de

Projektleitung:

Gemeinde Nordwalde
Bahnhofstr. 2
48356 Nordwalde

Herr Thorsten Menzel

Telefon: 02573 929-111
E-Mail: menzel@nordwalde.de

Herr Matthias Lenfort

Telefon: 02573 929-115
E-Mail: lenfort@nordwalde.de

Kläranlage Nordwalde
Suttorf 8
48356 Nordwalde

Herr Udo Heilemann

Telefon: 02573 957497
E-Mail: uheilemann@nordwalde.de

Herr Ulrich Wessels

Telefon: 02573 957497
E-Mail: wessels@nordwalde.de

Bearbeitung durch:

TUTTAHS & MEYER Ingenieurgesellschaft mbH
Universitätsstraße 74
44789 Bochum

Telefon: 0234 33305-0
Telefax: 0234 33305-11
E-Mail: info@tum-ingenieure.de

Herr Fernando Weiß, M. Sc.

Telefon: 0234 33305-53
E-Mail: f.weiss@tum-ingenieure.de

Herr Sven Schulte

Telefon: 0234 33305-20
E-Mail: s.schulte@tum-ingenieure.de

Inhaltsverzeichnis

1	Veranlassung und Aufgabenstellung	1
2	Zugrunde liegende Unterlagen	2
3	Belastungsdaten Hydraulik	2
4	Reinigungsanforderungen	2
5	Anlagenbestand	3
5.1	Kurzbeschreibung	3
6	Spurenstoffe im Wasserkreislauf	3
6.1	Einleitung	3
6.2	Charakterisierung des Verhaltens von anthropogenen Spurenstoffen	4
6.3	Screening-Ergebnisse	5
6.3.1	Kläranlagenzulauf	5
6.3.2	Kläranlagenablauf	6
6.3.3	Gewässer	7
6.3.4	Bewertung der Messwerte	8
6.3.5	Auswirkungen auf das Gewässer	10
6.4	Auswirkungen einer Anlage zur Mikroschadstoffelimination auf die allgemeinen chemischen Parameter im Gewässer	12
6.4.1	Allgemeines	12
6.4.2	Messwerte im Kläranlagenablauf und im Gewässer	12
6.4.3	Auswirkungen auf das Gewässer	13
6.4.4	Beeinflussung des Gewässers anhand einer Frachtbetrachtung	13
6.4.5	Zusammenfassung	14
7	Verfahren zur Elimination von Spurenstoffen	15
7.1	Überblick	15
7.2	Adsorption	15
7.2.1	Grundlagen	15
7.2.2	Einsatz von Aktivkohle in der Abwassertechnik zur Spurenstoffelimination	20
7.2.2.1	Pulveraktivkohle	20
7.2.2.2	Granulierte Aktivkohle	22
7.3	Ozonung	23
7.3.1	Grundlagen	23

7.3.1.1	Einsatz und Wirkung von Ozon	23
7.3.1.2	Ozonanwendung	24
7.3.2	Einsatz von Ozon in der Abwassertechnik zur Spurenstoffelimination	26
8	Darstellung der untersuchten Verfahrenskombinationen	27
8.1	Beschickungsmenge	27
8.2	Verfahrensfestlegung	29
8.3	Randbedingungen	29
8.4	Varianten.....	30
8.4.1	Variante 1: Ozonung mit nachgeschaltetem Sandfilter	30
8.4.1.1	Allgemeines.....	30
8.4.1.2	Ausführung.....	31
8.4.2	Variante 2: Filtration über granulierte Aktivkohle.....	32
8.4.2.1	Allgemeines.....	32
8.4.2.2	Ausführung.....	33
8.4.3	Variante 3: Pulveraktivkohle (PAK) mit Rücklaufkohle	34
8.4.3.1	Allgemeines.....	34
8.4.3.2	Ausführung.....	35
8.5	Ergebnisübersicht Varianten.....	38
9	Kosten	39
9.1	Allgemein	39
9.2	Investitionskosten.....	39
9.3	Betriebskosten	39
9.4	Jahreskosten.....	40
9.5	Einfluss der Fördermittel auf die Jahreskosten	42
9.6	Sensitivitätsanalyse	42
10	Bewertung.....	43
11	Zusammenfassung.....	45
12	Einschätzung des Handlungsbedarfes.....	46
	Literaturverzeichnis	47

Anlagen

Anlage 1: Vorbemessung Varianten 1 bis 3

Anlage 2: Investitionskosten Varianten 1 bis 3

Anlage 3: Betriebskosten Varianten 1 bis 3

Anlage 4: Jahreskosten Varianten 1 bis 3

Anlage 5: Ergebnisse Screening

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3-1: Durchflussmenge im Ablauf der KA Nordwalde (2017-2018).....	2
Abbildung 6-1: Vergleich der Spurenstoffkonzentrationen mit Literaturwerten.....	7
Abbildung 6-2: Bewertung des chemischen Zustandes (Quelle: ELWAS-Web).....	10
Abbildung 6-3: Bewertung des ökologischen Zustandes (Quelle: ELWAS-Web).....	10
Abbildung 7-1: Grundbegriffe der Adsorption	15
Abbildung 7-2: Verfahren zur Spurenstoffelimination (Kompetenzzentrum Spurenstoffe BW 2013).....	16
Abbildung 7-3: Teilschritte der Adsorption (Breitbach und Bathen, 2001).....	17
Abbildung 7-4: Isotherme Adsorption Phenol an Aktivkohle bei unterschiedlichen NaCl-Konzentrationen (Cooney 1998).....	18
Abbildung 7-5: Adsorptionsverhalten zweier unterschiedlicher Stoffe im Festbettadsorber (DVGW W 239)	19
Abbildung 7-6: Verlagerung der Adsorptionszone über die Filterlaufzeit (Sontheimer u. a., 1985).....	19
Abbildung 7-7: Durchbruchskurve eines Adsorptivgemisches (Worch 2004, modifiziert).....	20
Abbildung 7-8: Schema Ozonerzeugung (Gujer 1999, modifiziert).....	25
Abbildung 7-9: Ergebnisse Elimination Spurenstoffe ARA Regensdorf (Abegglen u. a. 2009).....	26
Abbildung 8-1: Wirkungsgrade bei Vollstrombehandlung (Konzentration beispielhaft)	27
Abbildung 8-2: Wirkungsgrade bei Teilstrombehandlung (Konzentration beispielhaft).....	28
Abbildung 8-3: Beispielhaft grafische Darstellung Wirkungsgrade bei Teilstrombehandlung	28
Abbildung 8-4: Summenhäufigkeitskurve für die Ablaufwassermenge im Untersuchungszeitraum	29
Abbildung 8-5: Blockschema Variante 1.....	30
Abbildung 8-6: Lageplanausschnitt Variante 1: Ozonung mit nachgeschaltetem Dynasandfilter ...	31
Abbildung 8-7: Dyna-Sandfilter: links: Prinzipdarstellung, rechts: Anordnung im Betonbecken (Quelle: Nordic-Water)	32
Abbildung 8-8: Blockschema Variante 2: GAK-Filtration.....	33

Abbildung 8-9: Lageplanausschnitt Variante 2: GAK-Filtration	34
Abbildung 8-10: Blockschema Variante 3: PAK-Dosierung mit Rücklaufkohle.....	35
Abbildung 8-11: Schnitt eines Tuchfilters, Ausführungsbeispiel (Quelle: Mecana).....	36
Abbildung 8-12: Lageplanausschnitt Variante 3: PAK-Dosierung mit Rücklaufkohle	37
Abbildung 9-1: Anteile an den Jahreskosten	41
Abbildung 9-2: Vergleich der Jahreskosten unter Berücksichtigung von Fördermitteln.....	42

Tabellenverzeichnis

Tabelle 6-1: Screening-Ergebnisse Zulauf KA.....	5
Tabelle 6-2: Screening-Ergebnisse Ablauf KA	6
Tabelle 6-3: Auswertung der Spurenstoffanalytik ober- und unterhalb der Einleitungsstelle	8
Tabelle 6-4: Abschätzung der PEC/PNEC-Verhältnisse für Gabapentin und Diclofenac	11
Tabelle 6-5: Abschätzung PEC/PNEC-Wert nach Spurenstoffelimination	12
Tabelle 6-6: Gegenüberstellung ACP-Messwerte und Orientierungswerte aus D5-Liste	13
Tabelle 6-7: Frachtbilanz ACP (weitergehende Spurenstoffelimination)	14
Tabelle 9-1: Investitionskosten für die Varianten 1 bis 3.....	39
Tabelle 9-2: Betriebskosten für die Varianten 1 bis 3	40
Tabelle 9-3: Jahreskosten und spezifische Kosten für die Varianten 1 bis 3	41
Tabelle 9-4: Sensitivitätsanalyse für die Varianten 1 bis 3.....	43
Tabelle 10-1: Bewertungsmatrix für die Varianten 1 bis 3	43

1 Veranlassung und Aufgabenstellung

Die Ertüchtigung von kommunalen Kläranlagen im Hinblick auf die Elimination von anthropogenen Spurenstoffen wird derzeit in der Fachwelt diskutiert.

Diese ergänzende Reinigungsstufe ist in der Bundesrepublik, insbesondere in Baden-Württemberg und auf einigen Anlagen in Nordrhein-Westfalen bereits in Betrieb. In der Schweiz wird eine landesweite Einführung vorbereitet.

Nicht zuletzt lassen die Aktivitäten im Umweltausschuss des Europäischen Parlaments mit der Aufnahme von erstmals drei Pharmaka-Wirkstoffen in die sogenannte „Watch-List“ darauf schließen, dass die Mikroschadstoffelimination zukünftig Pflicht werden könnte.

In den letzten Jahren wurden verschiedene Verfahrenskombinationen auch im großtechnischen Maßstab untersucht. So stehen verschiedene Konzepte zur Elimination der genannten Stoffe zur Verfügung.

Um die Realisierbarkeit dieser Verfahren auf den Kläranlagen konkret zu untersuchen, fördert das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen Machbarkeitsstudien.

Die Gemeinde Nordwalde hat die TUTTAHS & MEYER Ing.-GmbH beauftragt, für die Kläranlage Nordwalde eine solche Studie auszuarbeiten.

Mit der Studie soll eine Entscheidungsgrundlage geschaffen werden, um die Auswahl eines möglichen Verfahrens durch die Gemeinde Nordwalde zu unterstützen. Neben den technischen Aspekten werden auch die Wirtschaftlichkeit und weitere Punkte, wie z. B. die Nachhaltigkeit, bewertet.

Die Machbarkeitsstudie gliedert sich in folgende Punkte auf:

- Datenauswertung mit Ermittlung der für die Auslegung maßgeblichen Teilstrommenge;
- Auswertung der Ergebnisse der Spurenstoffanalytik;
- Bewertung der wasserwirtschaftlichen Relevanz der weitergehenden Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Nordwalde;
- Auswirkung der weitergehenden Spurenstoffelimination auf die allgemeinen chemischen Parameter im Gewässer;
- Auslegung der insgesamt drei Verfahrenskombinationen;
- Darstellung der Varianten im Lageplan und im Blockfließbild;
- Beschreibung und Bewertung der Verfahren;
- wirtschaftliche Bewertung der Konzepte anhand der Jahreskosten; dazu werden die Investitionskosten und die Betriebskosten abgeschätzt;
- Zusammenfassung der Bewertung in einer Entscheidungsmatrix.

2 Zugrunde liegende Unterlagen

Die Grundlage der vorliegenden Planung bilden im Wesentlichen die folgenden Unterlagen:

- Lageplan Kläranlage Nordwalde (digital),
- Betriebsdaten im Zeitraum vom 30.09.2017 bis 30.09.2018 (Excel-Format),
- Kostenansätze für die Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen, E-Mail von Herrn Menzel, 17.10.2018,
- Prüfberichte Oktober 2018 und März 2019, OWL Umweltanalytik.

3 Belastungsdaten Hydraulik

Die Bemessungswerte der Kläranlage Nordwalde sind im Folgenden aufgeführt:

Trockenwetterzufluss	$Q_{TW,max}$	=	230 m ³ /h	≈ 63,89 l/s
Mischwasserabfluss	Q_M	=	560 m ³ /h	≈ 155,56 l/s

Die hydraulische Auslegung der 4. Reinigungsstufe, die nach der Nachklärung in den Reinigungsprozess eingebunden wird, erfolgt auf Basis der Ablaufmengen der Kläranlage.

Abbildung 3-1 stellt die Ganglinie der Abwassermengen im Ablauf der Anlage für den oben genannten Betrachtungszeitraum dar. Die mittlere Ablaufmenge beträgt **84 m³/h**.

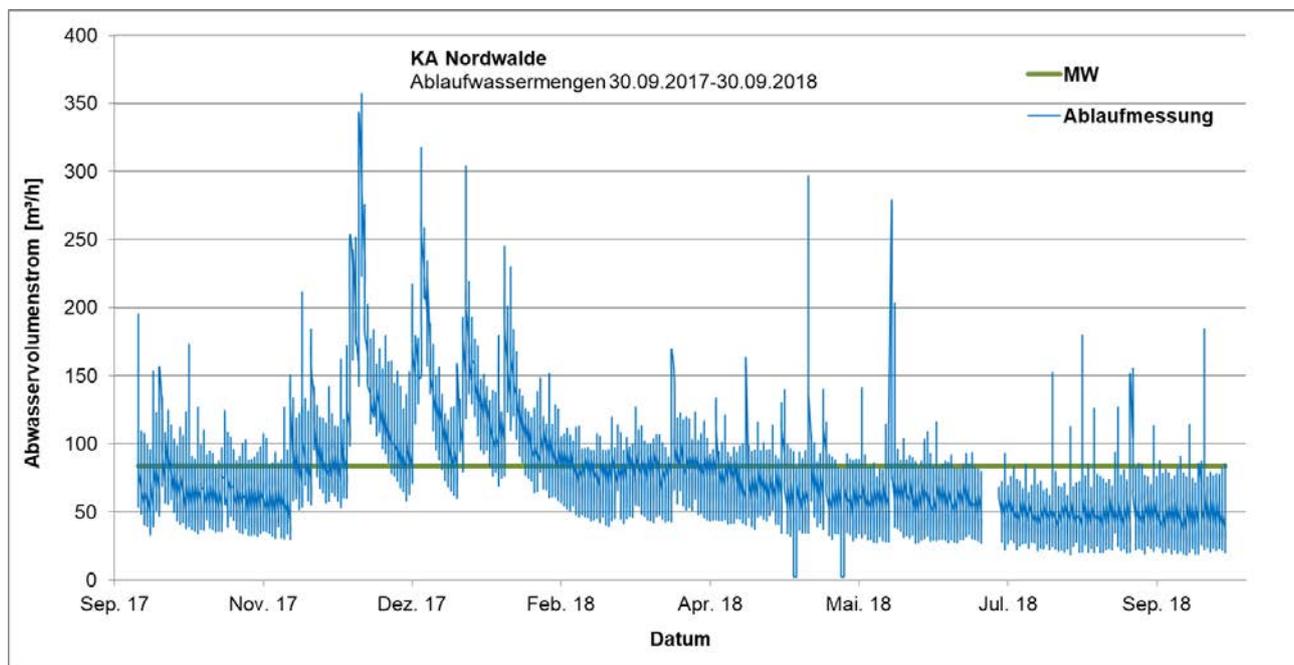


Abbildung 3-1: Durchflussmenge im Ablauf der KA Nordwalde (2017-2018)

4 Reinigungsanforderungen

Die Überwachungswerte für die Kläranlage Nordwalde sind für die Parameter CSB, BSB₅, Ammoniumstickstoff, Gesamt-Stickstoff, anorganisch und Gesamt-Phosphor festgelegt.

Folgende Überwachungswerte sind einzuhalten:

Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB):	40	mg/l
Stickstoff, anorganisch (N_{anorg}):	18	mg/l (≥ 12 °C)
Ammonium-Stickstoff ($NH_4\text{-N}$):	4	mg/l (≥ 12 °C)
Phosphor, gesamt (P_{ges}):	0,5	mg/l

5 Anlagenbestand

5.1 Kurzbeschreibung

Die Kläranlage Nordwalde wurde im Jahr 1970 als Abwasserreinigungsanlage mit aerober Schlammstabilisierung errichtet und in Betrieb genommen. 1998 wurde die Anlage auf eine Ausbaugröße von 14.000 EW ausgebaut.

Die Anlage gliedert sich in eine mechanische und eine biologische Reinigungsstufe. Die mechanische Stufe umfasst eine Rechenanlage und einen belüfteten Sandfang. Der Ablauf aus dem Sandfang wird in ein Verteilerbauwerk geleitet, dem ebenfalls der Rücklaufschlamm zufließt. Das Abwasser-Schlamm-Gemisch wird anschließend in die zweistraßige Kaskadenbelebung geführt. Diese besteht aus zwei gleichgroßen Rechteckbecken mit jeweils 5 Beckenabschnitten. Die chemische Elimination von Phosphor erfolgt in Form einer Simultanfällung.

Die Abläufe der Belebungsbecken gelangen in die als Rundbecken ausgeführten Nachklärbecken, wo der sedimentierte Schlamm durch Räumschilde in den jeweils mittig angeordneten Trichter geräumt wird.

Die Abläufe der Nachklärbecken werden in einem Ablaufsammelschacht zusammengeführt. Das gereinigte Abwasser wird über ein Ablaufbauwerk dem Vorfluter zugeführt.

Der aus dem Rücklaufschlammstrom abgezogene Überschussschlamm wird auf der Kläranlage maschinell entwässert und entsorgt. Der Rücklaufschlamm wird über das Rücklaufschlamm-pumpwerk gehoben und in die Belebung zurückgeführt.

Das Einzugsgebiet der Kläranlage wird im Trennverfahren entwässert. Das gereinigte Abwasser wird in den Brüggemannsbach bzw. in den Emsdettener Mühlenbach (Vorfluter) eingeleitet.

6 Spurenstoffe im Wasserkreislauf

6.1 Einleitung

Mit Spurenstoffe werden Substanzen bezeichnet, die im Konzentrationsbereich von 10^{-9} (ng/l) bis 10^{-6} g/l ($\mu\text{g/l}$) in der aquatischen Umwelt zu finden sind.

Nach der Definition der DWA sind anthropogene Spurenstoffe organische Schadstoffe, wie Humanpharmaka, Industriechemikalien, Körperpflegemittel, Waschmittelinhaltsstoffe, Nahrungsmittelzusatzstoffe, Additive in der Abwasser- und Klärschlammbehandlung, Veterinärpharmaka, Pflanzenbehand-

lungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel sowie Futterzusatzstoffe (DWA 2008). Andere Bezeichnungen für die genannten Substanzen sind z. B. Mikroverunreinigungen und Mikroschadstoffe.

Die human- und ökotoxikologische Wirkung eines Teils dieser Stoffe ist abschließend geklärt. Hierzu werden gegenwärtig Untersuchungen durchgeführt. Eine direkte Gefährdung für den Menschen besteht in der Regel nicht, jedoch wurden schon Wirkungen von einzelnen Spurenstoffen auf aquatische Lebewesen festgestellt. Im Sinne des Vorsorge- und Minimierungsprinzips sollte daher der Eintrag dieser Stoffe in den Wasserkreislauf minimiert werden.

Eine Hauptemissionsquelle für den Eintrag von Humanpharmaka als eine Teilgruppe stellen kommunale Kläranlagen dar. Kommunale Kläranlagen sind derzeit ausgelegt für die Kohlenstoff- und, in Abhängigkeit von der Größe, auch für die Nährstoffelimination. Auf gut ausgebauten Anlagen werden organische Spurenstoffe teilweise erheblich eliminiert, wenn auch zumeist nicht vollständig, wie umfangreiche Studien belegen (MUNLV 2004; Joss 2005). Die unterschiedlichen Reinigungsleistungen lassen sich aus der chemischen Struktur der einzelnen Stoffe begründen.

Zur Verbesserung der Reinigungsleistung von Kläranlagen stehen verschiedene Verfahren zur Verfügung, die momentan auch noch Gegenstand der Forschung sind. Erste Anlagen wurden großtechnisch umgesetzt. Im weiteren Verlauf der Studie werden insgesamt vier Verfahren vorgestellt. Zu allen Verfahren liegen Ergebnisse von großtechnischen Anlagen oder zumindest Versuchen im großtechnischen Maßstab vor.

6.2 Charakterisierung des Verhaltens von anthropogenen Spurenstoffen

Die anthropogenen Spurenstoffe lassen sich, bedingt durch ihre physiko-chemischen Eigenschaften, keiner Stoffgruppe zuordnen. Daraus folgt auch, dass sich – wie schon gesagt – Unterschiede hinsichtlich der Elimination bei verschiedenen Stoffen ergeben. Folgende Eigenschaften der Stoffe sind zur Beurteilung ihres Eliminationsverhaltens von besonderer Wichtigkeit:

- Molekülaufbau und -struktur,
- Polarität/Hydrophobie,
- Sorptionsverhalten,
- Abbaubarkeit/Persistenz.

Der Molekülaufbau kennzeichnet entscheidend das Verhalten des Stoffes. Die Bindungsformen der Atome bzw. Molekülgruppen zueinander beispielsweise beeinflussen die Abbaubarkeit und die Reaktionenseigenschaften des Stoffes. Polarität bezeichnet in der Chemie unterschiedliche Ladungsschwerpunkte innerhalb eines Moleküls. Dieses ist somit gegenüber seiner Umgebung nicht mehr elektrisch neutral. Polare Stoffe weisen eine bessere Wasserlöslichkeit auf. Unpolare Stoffe sind schlechter wasserlöslich; sie werden auch als hydrophob bezeichnet. In wässrigen Lösungen liegen die Spurenstoffe mitunter in dissoziierter Form vor. Dies bedeutet, dass das Molekül eine Ladung angenommen hat. Zu beachten ist, dass diese Ladung pH-Wert-abhängig sein kann.

Als Modellmaß für die Polarität kann der n-Octanol-Wasserverteilungskoeffizient K_{OW} herangezogen werden. Dieser beschreibt die Verteilung einer Chemikalie zwischen organischer und wässriger Phase (Worch 1997). Unter Sorption werden als Sammelbegriff Wechselwirkungen an Grenzflächen zwischen festen, flüssigen und gasförmigen Phasen verstanden, die zu einer Anreicherung eines Stoffes

führen. Bei der Absorption erfolgt die Anreicherung des Stoffes innerhalb der Phase, wie z. B. bei der Lösung von Gasen in Flüssigkeiten.

Persistenz bezeichnet die Beständigkeit von Stoffen gegenüber biologischen und chemischen Abbau- und Transformationsprozessen. Als persistent werden Substanzen eingestuft, die nicht oder nur sehr langsam abgebaut werden (Worch 1997). Aufgrund ihres ursprünglichen Einsatzes sind Spurenstoffe relativ persistent in der aquatischen Umwelt. So soll z. B. Röntgenkontrastmittel im menschlichen Körper keine Reaktion eingehen. Diese Persistenz beeinflusst jedoch auch die Elimination der Stoffe in der Umwelt bzw. in technischen Reinigungsprozessen.

6.3 Screening-Ergebnisse

6.3.1 Kläranlagenzulauf

Die Untersuchung der Wasserproben auf Spurenstoffe wurde von der OWL Umweltanalytik GmbH durchgeführt. Im Zulauf der Kläranlage (KA) wurde eine mehrtägige, zeitproportionale Mischprobe (09.10-12.10.2018) genommen. Die Screening-Ergebnisse sind in den nachfolgenden Tabellen aufgeführt.

Tabelle 6-1: Screening-Ergebnisse Zulauf KA

Bezeichnung	Parameter	Einheit	mehrtägige-Mischprobe vom 09.10.18 - 12.10.18
1	Ciprofloxacin	µg/l	0,96
2	Clarithromycin	µg/l	0,055
3	Sulfamethoxazol	µg/l	1,50
4	Carbamazepin	µg/l	0,58
5	Gabapentin	µg/l	22,00
6	Metoprolol	µg/l	4,10
7	Sotalol	µg/l	0,30
8	Guanylharnstoff	µg/l	< 0,02
9	Candesartan	µg/l	9,90
10	Losartan	µg/l	2,20
11	Valsartan	µg/l	32,00
12	Diclofenac	µg/l	4,60
13	Ibuprofen	µg/l	39,00
14	17-alpha-Ethinylestradiol	ng/l	< 1,5
15	17-beta-Estradiol	ng/l	41,00
16	Estron	ng/l	51,00
17	A-YES	ng EEQ/l	7,10
18	Acesulfam	µg/l	17,00
19	Galaxolide (HCHB)	ng/l	3800,00
20	Benzotriazol	µg/l	20,00
21	Flufenacet	µg/l	< 0,01
22	Isoproturon	µg/l	< 0,03
23	Mecoprop	µg/l	< 0,03
24	Propiconazol	µg/l	0,13
25	Tebuconazol	µg/l	< 0,03
26	Terbutryn	µg/l	0,023

Bei einigen Parametern lagen die gemessenen Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze. Diese Messergebnisse wurden mit einem <-Zeichen vorgesehen. Die Werte im Zulauf wurden zur Ermittlung der Eliminationsraten in der bestehenden Anlage verwendet. Zur Plausibilitätsprüfung wurde eine zweite Messkampagne Ende Februar 2019 durchgeführt. Die nach der ersten Messkampagne als „auffällig“ eingestuften Stoffe wiesen im Zuge der zweiten Messkampagne wieder erhöhte Messwerte auf. Die Ergebnisse der zweiten Messreihe können der **Anlage 5** entnommen werden.

6.3.2 Kläranlagenablauf

Im Ablauf der KA wurde eine mehrtägige, mengenproportionale Mischprobe (09.10-12.10.2018) genommen. Zur Auswertung der Messergebnisse im Ablauf der KA wurden die Orientierungs- bzw. Präventivwerte der sogenannten „D4-Liste“ (Monitoringleitfaden Oberflächengewässer des MULNV NRW) als Referenzwerte herangezogen. Für die Parameter Ciprofloxacin, Guanylarnstoff, 17-alpha-Ethinylestradiol, 17-beta-Estradiol sowie A-YES konnten keine Orientierungswerte gefunden werden. In der Spalte „Anmerkung“ befinden sich Hinweise zur Herkunft der Orientierungswerte.

Tabelle 6-2: Screening-Ergebnisse Ablauf KA

Bezeichnung	Parameter	Einheit	mehrtägige-Mischprobe vom 09.10.18 - 12.10.18	Orientierungswert aus: Anlage D4: Umweltqualitätsnormen und Orientierungswerte	Anmerkung
1	Ciprofloxacin	µg/l	0,28		
2	Clarithromycin	µg/l	0,054	0,60	OGewV Entwurf September 2014
3	Sulfamethoxazol	µg/l	0,92	0,60	OGewV Entwurf September 2014
4	Carbamazepin	µg/l	0,76	0,50	OGewV Entwurf September 2014
5	Gabapentin	µg/l	1,50	0,10	Präventivwert
6	Metoprolol	µg/l	1,10	7,30	LAWA-O 10.03 II
7	Sotalol	µg/l	0,20	0,10	Präventivwert
8	Guanylarnstoff	µg/l	2,70		
9	Candesartan	µg/l	7,20	0,10	Präventivwert
10	Losartan	µg/l	0,12	0,10	Präventivwert
11	Valsartan	µg/l	1,70	0,10	Präventivwert
12	Diclofenac	µg/l	3,20	0,05	OGewV Entwurf September 2014
13	Ibuprofen	µg/l	< 0,01	0,01	EU Draft EQS 11.03.11
14	17-alpha-Ethinylestradiol	ng/l	< 1		
15	17-beta-Estradiol	ng/l	< 1		
16	Estron	ng/l	< 5	0,10	Präventivwert
17	A-YES	ng EEQ/l	0,011		
18	Acesulfam	µg/l	0,31	0,10	Präventivwert
19	Galaxolide (HHCb)	ng/l	350,00	7000	UFO Plan 202 24 276
20	Benzotriazol	µg/l	4,70	10,000	Präventivwert
21	Flufenacet	µg/l	< 0,01	0,040	OGewV 2016 Anlage 6
22	Isoproturon	µg/l	< 0,03	0,300	OGewV 2016 Anlage 8
23	Mecoprop	µg/l	< 0,03	0,100	OGewV 2016 Anlage 8
24	Propiconazol	µg/l	0,041	1,000	OGewV 2016 Anlage 6
25	Tebuconazol	µg/l	< 0,03	1,000	LAWA-O 10.03 II
26	Terbutryn	µg/l	< 0,02	0,065	OGewV 2016 Anlage 8

Farbe	Beurteilung	Kriterium
	sehr gut	MW<=0,1*OW
	gut	0,1*OW<MW<=OW
	mäßig	OW<MW<=2*OW
	unbefriedigend	2*OW<MW<=10*OW
	schlecht	MW>10*OW
	keine Aussage	

BG Bestimmungsgrenze
OW Orientierungswert
MW Messwert

Quelle Tabelle Orientierungswerte: Monitoringleitfaden Oberflächengewässer MULNV NRW

Link: https://www.flussgebiete.nrw.de/system/files/atoms/files/anhang_d4_zyklus_3.xlsx

Mithilfe einer Farbskala erfolgte die Beurteilung der Messergebnisse im Vergleich zu den jeweiligen Orientierungswerten. Blau bedeutet sehr gut, d.h. der Messwert liegt deutlich oberhalb des Orientierungswertes. Rot bedeutet schlecht, d.h. der Messwert liegt deutlich unterhalb des Orientierungswertes.

Bei den Parametern Gabapentin (Antikonvulsivum), Candesartan (Blutdrucksenker), Valsartan (Blutdrucksenker) und Diclofenac (Analgetikum) wurden erhöhte Konzentrationen im Ablauf der KA festgestellt. Es wird darauf hingewiesen, dass die Stoffe Gabapentin und Valsartan bereits zu 90% in der Kläranlage abgebaut werden. Bei Candesartan und Diclofenac sind niedrigere Eliminationsraten (<30%) ermittelt worden.

Abbildung 6-1 zeigt ein Diagramm mit den Messwerten für Diclofenac, Clarithromycin (Antibiotikum) und Carbamazepin (Antikonvulsivum) im Vergleich zu Literaturwerten.

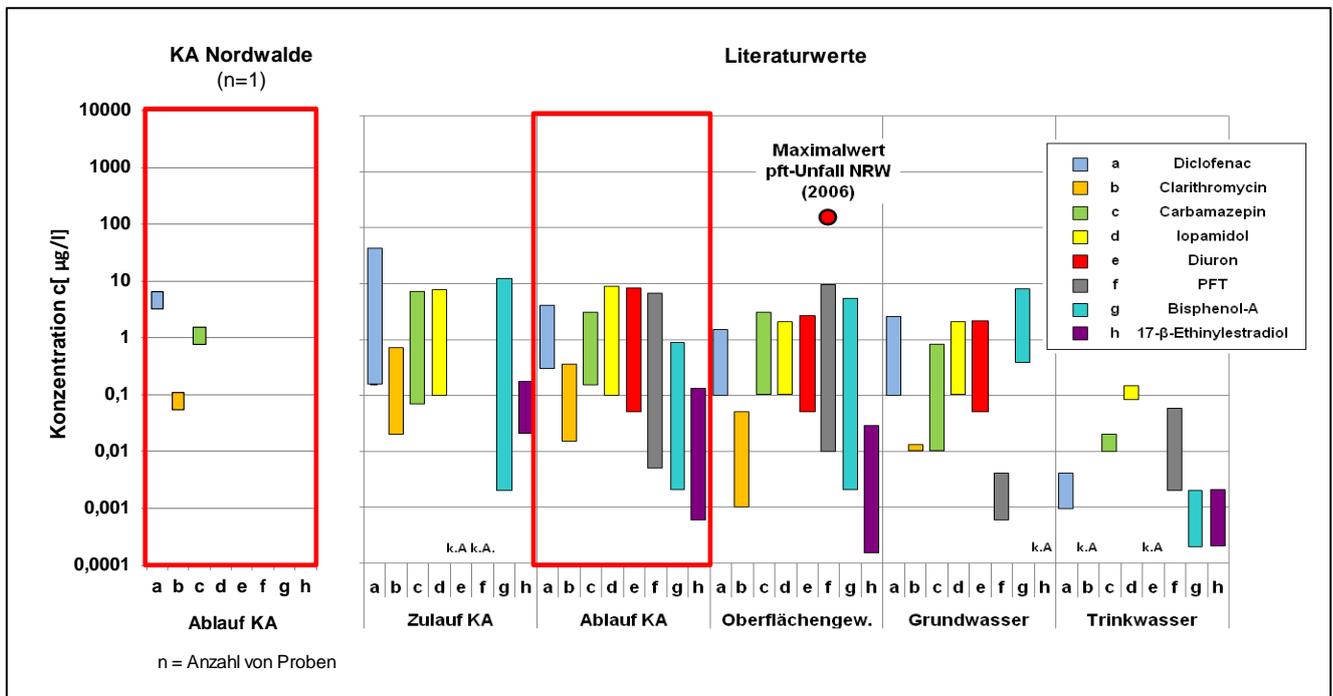


Abbildung 6-1: Vergleich der Spurenstoffkonzentrationen mit Literaturwerten

Mit Ausnahme von Diclofenac entsprechen die gemessenen Konzentrationen den Literaturwerten. Das Konzentrationsniveau im Ablauf der Kläranlage Nordwalde ist vergleichbar mit anderen Kläranlagen, deren Abläufe im Rahmen der Machbarkeitsstudien zur 4. Reinigungsstufe ebenfalls untersucht worden sind.

6.3.3 Gewässer

Die Messungen ober- und unterhalb der Einleitungsstelle wurden ebenfalls von der OWL Umweltanalytik GmbH durchgeführt. Eine Zusammenstellung der wichtigsten Ergebnisse ist in der nachfolgenden Tabelle dargestellt.

Tabelle 6-3: Auswertung der Spurenstoffanalytik ober- und unterhalb der Einleitungsstelle

Bezeichnung	Parameter	Einheit	oh. Einleitungsstelle	uh. Einleitungsstelle	OW
1	Ciprofloxacin	µg/l	0,057	0,3	
2	Clarithromycin	µg/l	< 0,03	0,047	0,6
3	Sulfamethoxazol	µg/l	< 0,03	0,78	0,6
4	Carbamazepin	µg/l	< 0,03	0,77	0,5
5	Gabapentin	µg/l	0,17	1,3	0,1
6	Metoprolol	µg/l	< 0,03	1	7,3
7	Sotalol	µg/l	< 0,03	0,22	0,1
8	Guanylharnstoff	µg/l	< 0,03	2,9	
9	Candesartan	µg/l	0,03	6,7	0,1
10	Losartan	µg/l	< 0,03	0,098	0,1
11	Valsartan	µg/l	0,038	1,4	0,1
12	Diclofenac	µg/l	< 0,015	3,3	0,05
13	Ibuprofen	µg/l	< 0,01	< 0,01	0,01
14	17-alpha-Ethinylestradiol	ng/l	< 1	< 1	
15	17-beta-Estradiol	ng/l	< 1	< 1	
16	Estron	ng/l	< 5	< 5	0,1
17	A-YES	ng EEQ/l	0,006	0,021	
18	Acesulfam	µg/l	0,29	0,23	0,1
19	Galaxolide (HHCB)	ng/l	< 50	800	7000
20	Benzotriazol	µg/l	0,064	4,6	10
21	Flufenacet	µg/l	< 0,01	< 0,01	0,04
22	Isoproturon	µg/l	< 0,03	< 0,03	0,3
23	Mecoprop	µg/l	0,051	< 0,03	0,1
24	Propiconazol	µg/l	< 0,03	0,038	1,0
25	Tebuconazol	µg/l	< 0,03	< 0,03	1,0
26	Terbutryn	µg/l	< 0,02	< 0,02	0,065

OW Orientierungswert

Quelle Tabelle Orientierungswerte: Monitoringleitfaden Oberflächengewässer MULNV NRW

Link: https://www.flussgebiete.nrw.de/system/files/atoms/files/anhang_d4_zyklus_3.xlsx

Auffällige Werte

Bei den rotmarkierten Zahlen handelt es sich um auffällige Werte, die oberhalb des OW liegen. Bei den Stoffen Gabapentin und Acesulfam ist bereits vor der Einleitungsstelle die Belastung im Gewässer erhöht. Die Ermittlung einer Korrelation zwischen den Werten ober- und unterhalb der Einleitungsstelle ist nicht möglich, da es sich in beiden Fällen um qualifizierte Stichproben handelt und somit nur eine Momentaufnahme darstellen. Die bereits im Ablauf der KA als kritisch eingestuft Stoffe Diclofenac und Candesartan sind im Gewässer ebenfalls in hohen Konzentrationen zu finden. Hier lässt sich trotz der unzureichenden Datendichte eine klare Tendenz erkennen.

6.3.4 Bewertung der Messwerte

Derzeit bestehen weder auf europäischer Ebene noch in Deutschland für eine überwiegende Mehrheit von Spurenstoffen gesetzliche Anforderungen bzw. Grenzwerte hinsichtlich der zu erzielenden Ablaufqualität von Kläranlagen oder für eine tolerierbare Gewässerbelastung, die den Betrieb einer weitergehenden Spurenstoffelimination zwingend erfordern. Eine rechtliche Bewertung der Monitoring-Ergebnisse wird hierdurch erschwert. Zur Beurteilung der ermittelten Untersuchungsergebnisse wurden verschiedene Beurteilungsgrundlagen berücksichtigt.

Beurteilung anhand von Orientierungswerten

Zur Ermittlung des Handlungsbedarfes können die fachlich abgeleiteten Orientierungswerte der sogenannten „D4-Liste“ aus dem Monitoring-Leitfaden des MULNV NRW zur Beurteilung herangezogen werden.

Beurteilung anhand der Trinkwasserrelevanz

Ein weiterer Bewertungsmaßstab kann beispielsweise anhand der Trinkwasserrelevanz erfolgen. Hiernach finden die vorgegebenen Stoffe eine Bewertung anhand des vom Umweltbundesamt (UBA) empfohlenen allgemeinen Vorsorgewertes (VWa). Dieser kann für Humanarzneimittel und Röntgenkontrastmittel mit 100 ng/l, für sonstige anthropogene Spurenstoffe und Industriechemikalien mit 10.000 ng/l angenommen werden. Dieser Wert soll sicherstellen, dass der Umfang der Trinkwasseraufbereitung zur Entfernung der Spurenstoffe gering gehalten bzw. ganz auf Aufbereitungsmaßnahmen für die vorgenannten Stoffe verzichtet werden kann.

Stoffe ohne vollständige humantoxikologische Bewertung werden auf Basis der vorhandenen Daten unter dem Gesichtspunkt der gesundheitlichen Vorsorge bewertet. Dabei wird der „gesundheitliche Orientierungswert (GOW)“ abgeleitet. Abhängig vom Wirkmechanismus wird der Wert in einem Bereich von 0,01 bis 3,0 µg/l festgelegt. Der GOW wird so niedrig angesetzt, dass auch bei lebenslanger Aufnahme der betreffenden Substanz kein Anlass zur gesundheitlichen Besorgnis besteht.

Beurteilung anhand der Gewässerrelevanz

Die Beurteilung der Gewässerrelevanz kann anhand der PNEC-Wasser-Werte (Predicted-No-Effect-Concentration) erfolgen, unterhalb derer nach derzeitigem Kenntnisstand keine Schadenseffekte auf das aquatische Ökosystem zu erwarten sind.

Für kontinuierliche Einträge von Mikroverunreinigungen durch gereinigtes Abwasser ist nach Angabe des Schweizerischen Zentrums für Ökotoxikologie besonders das chronische Qualitätskriterium AA-EQS (zulässige durchschnittliche Jahreskonzentration) relevant (Oekotoxzentrum, 2015). Werden diese Qualitätskriterien unterschritten, sind die Gewässerorganismen vor den Folgen von Langzeitbelastungen geschützt. Hierbei lässt sich analog zu den PNEC-Werten für die gleichen Spurenstoffe ein ähnlicher Handlungsbedarf ableiten.

Beurteilung anhand aktueller Rechtsprechung

Für einige Stoffe existieren Umweltqualitätsnormen und damit gesetzlich verbindliche Vorgaben. Das gilt für folgende untersuchten Stoffen:

- Flufenacet (Pflanzenschutzmittel),
- Isoproturon (Pflanzenschutzmittel),
- Mecoprop (Pflanzenschutzmittel),
- Propiconazol (Pflanzenschutzmittel),
- Terbutryn (Pflanzenschutzmittel).

Bei allen oben genannten Stoffen wurden im Rahmen des Messprogramms sehr gute Werte gemessen, sodass eine nähere Betrachtung im Zuge der Studie nicht erforderlich ist.

6.3.5 Auswirkungen auf das Gewässer

Neben der Messung und Bewertung der Spurenstoffbelastung im Abwasser und Gewässer werden nachfolgend auch die möglichen Auswirkungen der Kläranlageneinleitung auf das Gewässer betrachtet. Das gereinigte Abwasser der Kläranlage Nordwalde wird in den Brüggemannsbach eingeleitet. Aus **Abbildung 6-2** und **Abbildung 6-3** geht hervor, dass sich der betrachtete Gewässerabschnitt losgelöst von den im Rahmen dieser Untersuchung betrachteten Spurenstoffen in einem nicht guten chemischen Zustand befindet und ein schlechtes ökologisches Potential aufweist.



Abbildung 6-2: Bewertung des chemischen Zustandes (Quelle: ELWAS-Web)

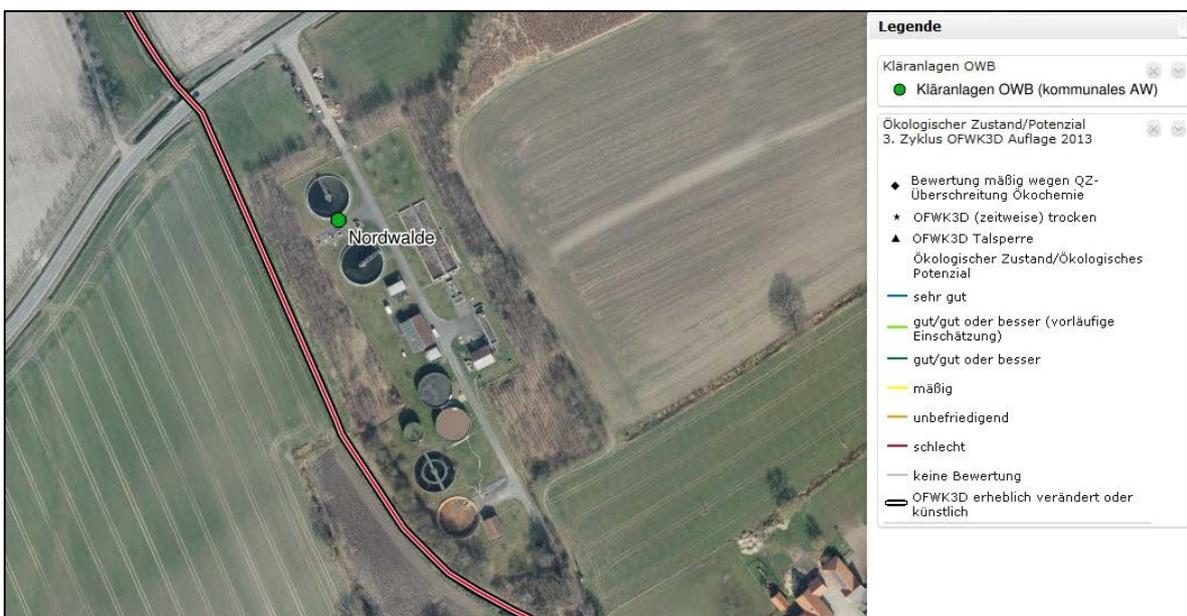


Abbildung 6-3: Bewertung des ökologischen Zustandes (Quelle: ELWAS-Web)

Beeinflussung des Gewässers anhand einer ökotoxikologischen Betrachtung

Eine Abschätzung ökotoxikologischer Auswirkungen auf das Gewässer durch die Kläranlageneinleitung kann über das Verhältnis der PEC- und PNEC-Werte ermittelt werden, welches das Risiko einer Substanz für die Umwelt charakterisiert.

Gemäß Umweltbundesamt kann bei einem PEC/PNEC-Wert < 1 davon ausgegangen werden, dass von der betreffenden Substanz nach dem gegenwärtigen Kenntnisstand kein Risiko für die Umwelt ausgeht. Bei einem Verhältnis > 1 werden hingegen Maßnahmen zur Risikovermeidung und Risikominderung erforderlich.

Der PEC-Wert (predicted environmental concentration) stellt dabei die vorausgesagte wahrscheinliche Konzentration eines bedenklichen Stoffes in der Umwelt dar. Der PEC kann anhand der Mobilität, der Persistenz, der Bioakkumulation einer Substanz unter Berücksichtigung der physikalisch-chemischen Eigenschaften und der biologischen Abbaubarkeit bestimmt werden. Im Rahmen dieser Untersuchung erfolgt jedoch ausschließlich eine pauschale Abschätzung des PEC-Wertes über die Berechnung:

$$\text{PEC} = (\text{Fracht Ablauf KA} + \text{Fracht Gewässer oh. Einleitungsstelle}) / \text{MNQ}$$

Die Frachtermittlung des Gewässers erfolgte auf Grundlage des mittleren Abflusses (MQ). Dieser wurde für den Kläranlagenstandort von der Bezirksregierung Münster wie folgt angegeben:

MQ Brüggemannsbach: 0,179 m³/s

Die Frachtberechnung für den Kläranlagenablauf erfolgte auf Basis der Betriebsdatenauswertung:

Qa Ablauf KA Nordwalde: 722.897 m³/a \cong 0,023 m³/s

Der mittlere Niedrigwasserabfluss (MNQ) wurde mit 0,022 m³/s angegeben.

Ist-Zustand

Für die Stoffe Gabapentin und Diclofenac wurden die PEC/PNEC-Werte anhand der Spurenstoffmesswerte abgeschätzt (siehe Tabelle 6-4). Die PNEC-Werte wurden aus **Engelmann u.a. 2011** und **aus der Beek u.a. 2017** übernommen. Bei Diclofenac wurde zur Ermittlung der Fracht oberhalb der Einleitung die höchstmögliche Konzentration (15 mg/l) angenommen.

Tabelle 6-4: Abschätzung der PEC/PNEC-Verhältnisse für Gabapentin und Diclofenac

Parameter	Fracht Ablauf	Fracht Gewässer oh. Einleitung	PEC	PNEC	PEC/PNEC
	[kg/a]	[kg/a]	[ng/l]	[ng/l]	[-]
Mikroschadstoffe					
Gabapentin	1,08	0,96	2.946,11	196.000	0,02
Diclofenac	2,31	0,08	3.456,29	100	34,56

Aus der oben stehenden Tabelle geht hervor, dass lediglich für Diclofenac ein mögliches toxikologisches Risiko vorliegt. Gabapentin stellt nach dem PEC/PNEC-Kriterium kein Risiko für die Umwelt dar.

Weitergehende Spurenstoffelimination

Durch eine zusätzliche Verfahrensstufe zur Eliminierung könnte bei Diclofenac ein Eliminationsgrad von ca. 80 % (inkl. 30% in der bestehenden Anlage) erreicht werden. Somit ergibt sich gemäß **Tabelle 6-5** ein neues PEC/PNEC-Verhältnis.

Tabelle 6-5: Abschätzung PEC/PNEC-Wert nach Spurenstoffelimination

Parameter	Elimination	Fracht Ablauf	Fracht Gewässer oberhalb KA	PEC	PNEC	PEC/PNEC
	%	[kg/a]	[kg/a]	[ng/l]	[ng/l]	[-]
Mikroschadstoffe						
Diclofenac	80	0,66	0,08	1.074,69	100	10,75

Das PEC/PNEC-Verhältnis könnte von 34,56 auf 10,75 reduziert werden, dennoch bestände bei diesem Wert weiterhin ein Risiko für das Gewässer.

6.4 Auswirkungen einer Anlage zur Mikroschadstoffelimination auf die allgemeinen chemischen Parameter im Gewässer

6.4.1 Allgemeines

Der gute ökologische Zustand eines Oberflächengewässers wird erreicht, wenn:

- alle biologischen Qualitätskomponenten mindestens mit gut bewertet werden,
- alle Umweltqualitätsnormen für flussgebietspezifische Schadstoffe eingehalten werden und
- die Werte für die allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten in einem Bereich liegen, der die Funktionsfähigkeit des Ökosystems gewährleistet.

Die allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter (ACP) werden bei der Beurteilung der biologischen Befunde unterstützend herangezogen. Eine Beurteilung ist anhand von Orientierungswerten aus dem Anhang D5 des Leitfaden-Monitorings für Oberflächengewässer des LANUV möglich.

Für diese Parameter wurde anhand einer Frachtbetrachtung untersucht, inwieweit die Kläranlage durch die Errichtung einer weitergehenden Spurenstoffelimination zu einer Verbesserung des Gewässers beitragen kann.

6.4.2 Messwerte im Kläranlagenablauf und im Gewässer

Die Werte im Kläranlagenablauf sowie oberhalb und unterhalb der Einleitungsstelle wurden im Rahmen der 2. Messkampagne ermittelt.

Beurteilung ökologischer Zustand

Für die Parameter Gesamt-Phosphor, o-Phosphate sowie TOC werden im Anhang D5 folgende Orientierungswerte genannt. Um den guten ökologischen Zustand zu unterstützen, sind mindestens die Orientierungswerte (grüne Spalte) einzuhalten.

Tabelle 6-6: Gegenüberstellung ACP-Messwerte und Orientierungswerte aus D5-Liste

Parameter	Ablauf	Brüggemannsbach		Hintergrundwert	Orientierungswert
		oh. Einleitungsstelle	uh. Einleitungsstelle		
TOC*	mg/l	9,3	7,1	5	7
Ges.-Phosphor (P)	mg/l	0,32	0,02	0,05	0,1
o-Phosphat (o-PO ₄)	mg/l	0,1		0,02	0,07

* Summenparameter (werden hier mit aufgeführt, obwohl originär nach WRRL kein ACP)

sehr guter ökologischer Zustand

guter ökologischer Zustand

Quelle Hintergrund- bzw. Orientierungswerte: Monitoringleitfaden Oberflächengewässer MULNV NRW Anlage D5

Die rot gekennzeichneten Messwerte überschreiten die Orientierungswerte.

6.4.3 Auswirkungen auf das Gewässer

Anhand einer Frachtbetrachtung wurde abgeschätzt, welche Auswirkungen eine gezielte weitergehende Spurenstoffelimination auf die ACP im Gewässer haben könnte. Dazu wurden Erfahrungswerte aus bereits realisierten Anlagen herangezogen. In Sindelfingen wurden beispielsweise mittels PAK-Dosierung bei den Parametern P_{ges} und CSB folgende Reinigungsleistungen erzielt:

zusätzliche P_{ges} Reduktion Sindelfingen: ca. 74 %
 zusätzliche CSB Reduktion Sindelfingen: ca. 54 %

Diese Werte sind von der Betriebsweise und Auslastung der Kläranlage stark abhängig. In Sindelfingen handelt es sich um eine Vollstrombehandlung in der Filtrationsstufe. Da für die Kläranlage Nordwalde eine Teilstrombehandlung vorgeschlagen wurde, sind niedrigere Reinigungsleistungen zu erwarten:

zusätzliche P_{ges} Reduktion Nordwalde: ca. 30 % (Annahme)
 zusätzliche CSB Reduktion Nordwalde: ca. 20 % (Annahme)

Es wird darüber hinaus angenommen, dass sich die prozentuale Reduzierung von CSB beim Parameter TOC gleich verhält:

zusätzliche TOC Reduktion Nordwalde: ca. 20 % (Annahme)

6.4.4 Beeinflussung des Gewässers anhand einer Frachtbetrachtung

Die Frachtbilanz um die Einleitungsstelle lässt sich folgendermaßen darstellen:

Fracht Gewässer unterhalb KA = Fracht Gewässer oberhalb KA + Fracht Ablauf KA

Die Frachtermittlung oberhalb der Einleitungsstelle erfolgte auf Grundlage des mittleren Abflusses (MQ). Dieser wurde bereits im **Kapitel 6.3.5** eingeführt:

MQ Brüggemannsbach oberhalb der Einleitung: 0,179 m³/s

Die Frachtberechnung im Ablauf der Kläranlage Nordwalde erfolgte analog zum **Kapitel 6.3.5**:

Qa Ablauf KA Nordwalde: 722.897 m³/a \triangleq 0,023 m³/s

Die Qualität der Ergebnisse aus dieser Frachtbilanz hängt in erster Linie von den zur Verfügung stehenden Daten ab. Es wird eine umfangreichere Beprobung im Kläranlagenablauf sowie im Gewässer dringend empfohlen.

Weitergehende Spurenstoffelimination

Unter Berücksichtigung der oben genannten Randbedingungen ergibt sich folgende zu erwartende Konzentration für TOC unterhalb der Einleitungsstelle:

Tabelle 6-7: Frachtbilanz ACP (weitergehende Spurenstoffelimination)

Parameter	Elimination	Fracht Ablauf	Fracht Gewässer oberhalb KA	Fracht Gewässer unterhalb KA	Korrektur **	Konzentration Gewässer unterhalb KA	OW D5
	%	[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]	[mg/l]	[mg/l]
ACP							
TOC	20	5.378,35	40.079,10	45.457,46	-950	6,99	7,00

Aus **Tabelle 6-7** ist ersichtlich, dass der Frachtanteil aus der Kläranlage im Verhältnis zur Gewässerfracht sehr gering ist (ca. 12,5%). Eine zusätzliche Elimination von 20% ist rechnerisch ausreichend, um eine Konzentration unterhalb des Orientierungswertes zu erzielen.

6.4.5 Zusammenfassung

In Rahmen der vorliegenden Untersuchung für die Kläranlage Nordwalde wurde der Einfluss einer weitergehenden Spurenstoffelimination auf den ökologischen Zustand des Brüggemannsbachs abgeschätzt und bewertet.

Folgendes wurde festgestellt:

- Eine weitergehende Spurenstoffelimination kann für bestimmte Stoffe zu einer signifikanten Reduzierung des toxikologischen Risikos in der Umwelt führen.
- Am konkreten Beispiel von Diclofenac hat sich jedoch gezeigt, dass allein die Errichtung einer zusätzlichen Reinigungsstufe zur Spurenstoffelimination zu keiner wesentlichen Verbesserung des ökologischen Zustands bzw. des ökologischen Potentials des Vorfluters führen kann.

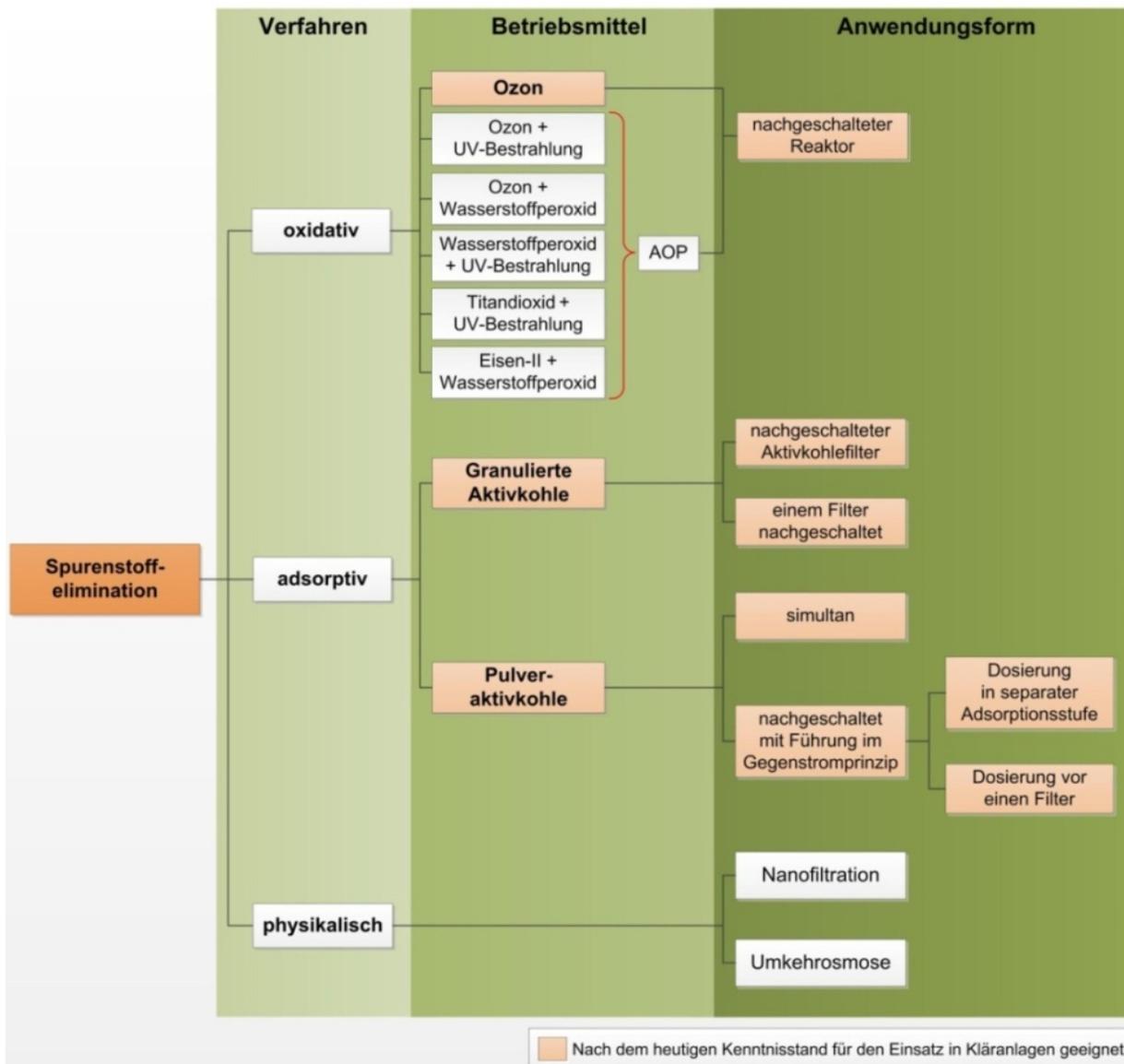


Abbildung 7-2: Verfahren zur Spurenstoffelimination (Kompetenzzentrum Spurenstoffe BW 2013)

Die Adsorption erfolgt in mehreren Teilschritten auch an der inneren Oberfläche des Adsorbens. Dies ist in der **Abbildung 7-3** dargestellt.

In Abhängigkeit von der Stärke der Bindung des Adsorptivs an das Adsorbens wird zwischen Physisorption und Chemisorption unterschieden. Die physikalische Sorption ist vor allem auf Van-Der-Waalsche-Wechselwirkungen zurückzuführen. Der chemischen Sorption liegen chemische Reaktionen zwischen dem Adsorbens und dem Adsorptiv zugrunde (Kümmel u. Worch 1990).

Bei der Adsorption aus Flüssigkeiten überwiegt die Physisorption mit den relativ kleinen Bindungskräften. Die Physisorption ist reversibel; damit ist eine Reaktivierung des Adsorbens (Aktivkohle) möglich und gegebenenfalls wirtschaftlich.

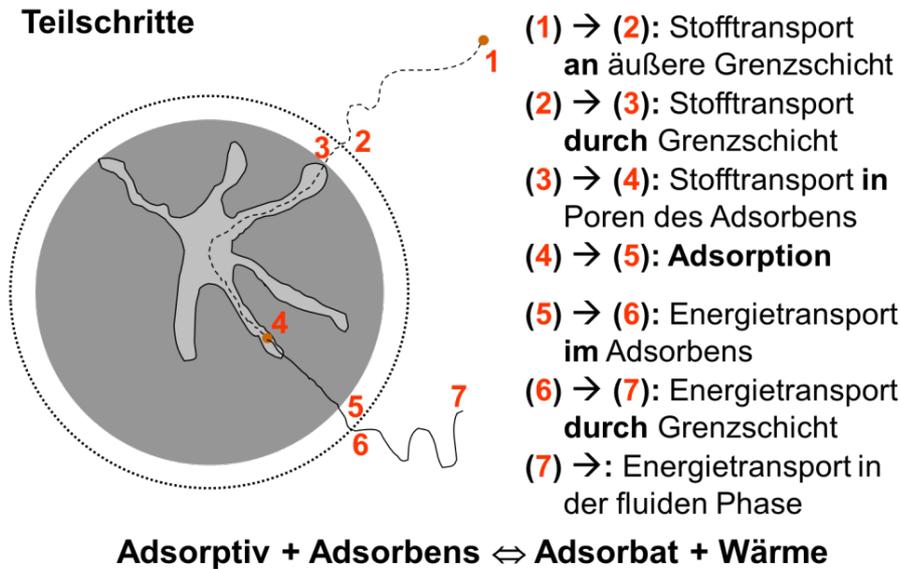


Abbildung 7-3: Teilschritte der Adsorption (Breitbach und Bathen, 2001)

Folgende Eigenschaften des Adsorptivs können nach Cooney (1998) die Physisorption beeinflussen:

- Steigende Unpolarität/Hydrophilität erhöht die Adsorbierbarkeit
- Funktionelle Gruppen
 - Hydroxyl-Gruppe (R-OH) senken die Adsorbierbarkeit
 - Amino-Gruppe (R-NH₂) senken die Adsorbierbarkeit sehr stark
 - Sulfonsäure-Gruppe (R-SO₃H) senken meistens die Adsorbierbarkeit
 - Nitro-Gruppe (R-NO₂) verbessern die Adsorbierbarkeit

Aus dem pH-Wert des Fluids können folgende Schlussfolgerungen abgeleitet werden:

- Kleiner pH-Wert führt zu einer höheren Adsorbierbarkeit acider Stoffe.
- Ein hoher pH-Wert in der Lösung führt zur besseren Adsorbierbarkeit von basischen Stoffen.

Die Anwesenheit von anorganischen Salzen im Fluid führt zur einer höheren Beladung des Adsorbens (Aktivkohle). In der nachfolgenden Grafik ist die Adsorption von Phenol an Aktivkohle bei unterschiedlichen Konzentrationen von NaCl in der fluiden Phase dargestellt. Durch die Salzionen werden die gleichsinnig geladenen Gruppen des Adsorpt (Phenol) neutralisiert und eine höhere Packungsdichte auf dem Adsorbens erreicht (Cooney 1998).

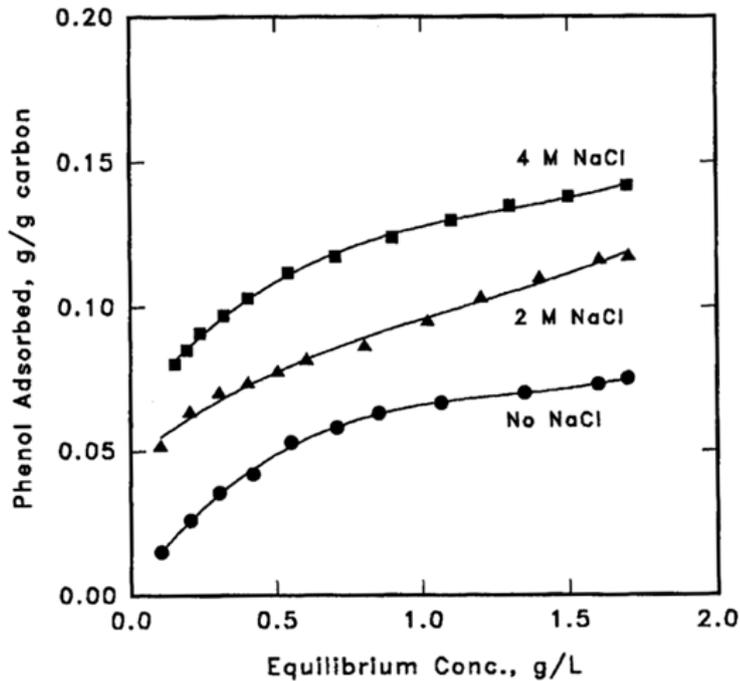


Abbildung 7-4: Isotherme Adsorption Phenol an Aktivkohle bei unterschiedlichen NaCl-Konzentrationen (Cooney 1998)

Beim Abwasser handelt es sich um ein Mehrphasensystem. Dies bedeutet, dass die verschiedenen Adsorptive im Wasser um die Adsorptionsplätze auf dem Adsorbens konkurrieren. Dies beeinflusst die Adsorbierbarkeit der einzelnen Stoffe.

Zur Entfernung organischer Spurenstoffe wird in der Wassertechnik Aktivkohle eingesetzt, die aus Holz, Kohlen und ähnlichen Stoffen durch Aktivierung bei hohen Temperaturen und Luftabschluss, zum Teil unter Einsatz von Säuren (chemische Aktivierung), hergestellt werden. Durch die Aktivierung erhalten die Kohlen eine innere Oberfläche von $800 \dots 1.200 \text{ m}^2/\text{g} \approx 1 \text{ km}^2/\text{kg}$, an der die Adsorption erfolgt. Die äußere Oberfläche wird durch den Partikeldurchmesser bestimmt.

Hinsichtlich der Korngröße werden die Kohlen in zwei Gruppen eingeteilt:

- Pulverkohlen (PAC = powdered activated carbon) weisen einen Durchmesser von weniger als 0,05 mm auf;
- Kornkohlen (GAC = granulated activated carbon) liegen im Durchmesser zwischen 0,5 und 4 mm.

Des Weiteren wird noch Formkohle angeboten. Diese weist eine zylindrische Form auf und liegt im gleichen Größenbereich wie die Kornkohlen. Die beiden beschriebenen Kohlenarten werden in verschiedenen Reaktortypen eingesetzt – die Pulverkohle in einem Rührreaktor und die Kornkohle in einem Festbettreaktor (Filter). Dadurch ergibt sich eine andere Kinetik. Beim Rührreaktor stellt sich eine Gleichgewichtsbeladung zwischen der Konzentration des Adsorptivs im Fluid und am Adsorbens ein. Über die Zeit nähert sich diese der maximalen Gleichgewichtsbeladung an.

Beim Einsatz der Kornkohle im Filter erfolgt die Adsorption über die Betttiefe in der sogenannten Adsorptionszone. In der **Abbildung 7-5** ist dies für zwei unterschiedlich adsorbierbare Stoffe dargestellt.

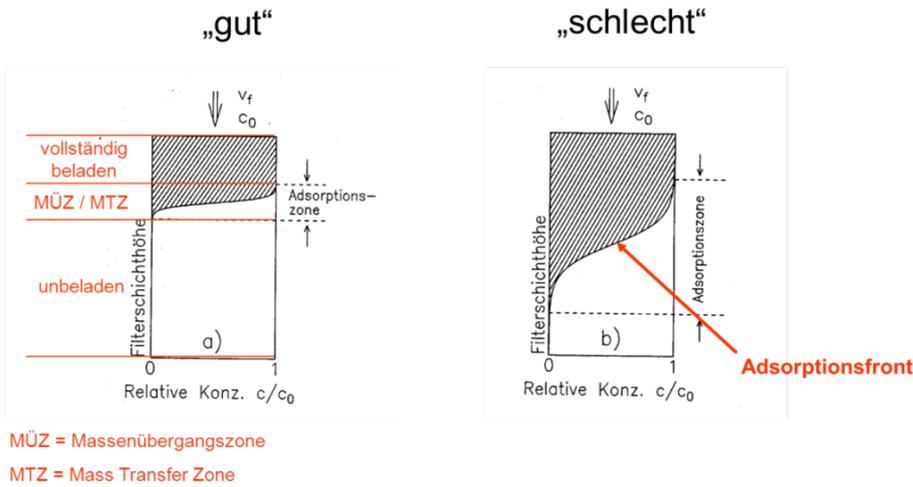


Abbildung 7-5: Adsorptionsverhalten zweier unterschiedlicher Stoffe im Festbettadsorber (DVGW W 239)

Zu erkennen ist, dass der gut adsorbierbare Stoff eine deutlich kürzere Übergangszone aufweist, in der das Adsorptiv bis auf die Konzentration von nahezu null zurückgehalten wird. Beim schlechter adsorbierbaren Stoff ist die Zone größer; der Stoff bricht also früher durch.

Über die Betriebszeit verlagert sich die aktive Zone tiefer in die Schüttung des Kornkohlefilters, wie **Abbildung 7-6** zeigt. In darunterliegenden Graphen ist die Ablaufkonzentration über der Filterlaufzeit aufgetragen. Der Durchbruch des Adsorptivs erfolgt zu dem Zeitpunkt, an dem die Übergangszone den unteren Rand der Schüttung erreicht hat. Im Filter wird zu diesem Zeitpunkt ein Teil des Adsorptivs noch zurückgehalten.

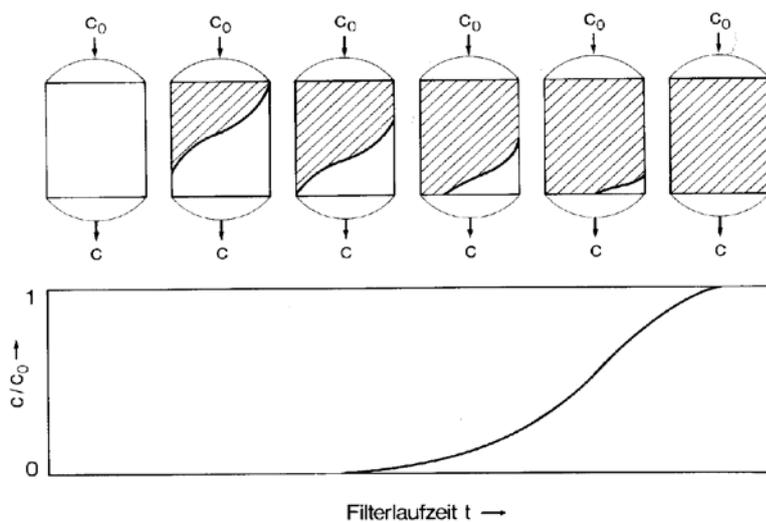


Abbildung 7-6: Verlagerung der Adsorptionszone über die Filterlaufzeit (Sontheimer u. a., 1985)

Bei der Adsorption von Mehrstoffgemischen konkurrieren, wie erwähnt, verschiedene Adsorptive um die Adsorptionsplätze auf dem Adsorbens. Dies kann dazu führen, dass ein schlecht adsorbierbarer Stoff, der rasch im Filterbett die Adsorptionsplätze belegt hat, von einem guten adsorbierbaren Stoff verdrängt wird. Infolgedessen kann die Konzentration des schlecht adsorbierbaren Stoffes im Ablauf des Filters größer sein als die Zulaufkonzentration. In der **Abbildung 7-7** ist der Zusammenhang dargestellt. Dieses Verhalten wird „Chromatografie-Effekt“ genannt.

Zu beachten ist, dass bei mehreren Kornkohlefiltern mit versetzten Laufzeiten (unterschiedlichen Beladungszuständen) der Verschnitt aller Abläufe eine bessere Qualität hat, als der Ablauf des schlechtesten (beladensten) Filters ist.

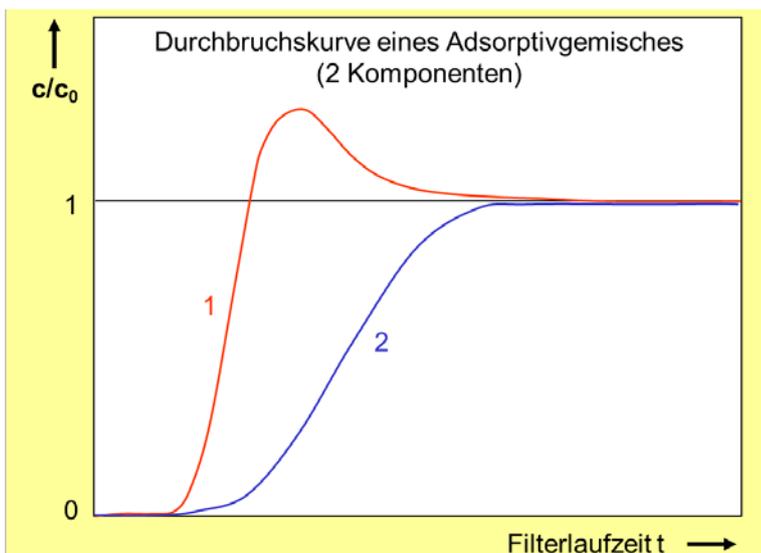


Abbildung 7-7: Durchbruchskurve eines Adsorptivgemisches (Worch 2004, modifiziert)

7.2.2 Einsatz von Aktivkohle in der Abwassertechnik zur Spurenstoffelimination

7.2.2.1 Pulveraktivkohle

Für die Spurenstoffelimination mittels Pulveraktivkohle als Stufe zwischen Nachklärung und Ablauf liegen derzeit großtechnische Erfahrungen zu zwei Verfahren vor.

1. Pulveraktivkohle in den Filterüberstau

Bei dem ersten Verfahren wird die Pulverkohle direkt in den Ablauf der Nachklärung vor der Filtration dosiert. Als Kontaktraum zwischen Kohle und Abwasser dient der Filterüberstau. Über die Filterlaufzeit reichert sich die Kohle im Filter und in der Schüttung an. Hier kann weiterhin eine Adsorption erfolgen. Bei der Rückspülung der Filter wird die beladene Kohle aus dem Filterbett entfernt. Über das Schlammwasser wird diese in den Zulauf der Kläranlage geführt. Dort kann eine weitere Beladung auf einem höheren Konzentrationsniveau erfolgen. In der Vorklärung wird die Kohle abgetrennt und mit dem Primärschlamm der Schlammbehandlung zugeführt.

Dieses Verfahren wurde von Meyer (2008) vorgeschlagen. Auf dem Klärwerk Wuppertal-Buchenhofen wurde für einen großtechnischen Versuch eine Filterkammer ($A = 60 \text{ m}^2$) umgerüstet. Innerhalb eines Forschungsprojektes wurde der Betrieb dieser Kammer mit Pulveraktivkoh-

ledosierung über 1,5 a begleitet. Die wesentlichen Ergebnisse sind im Folgenden zusammengefasst. Weitere Angaben sind dem Abschlussbericht (Bornemann u. a., 2012) zu entnehmen.

- Favorisierte Dosiermenge PAK: 20 mg/l.
- Fällmitteldosierung ist erforderlich, da sonst rascher Durchbruch der Kohle durch den Filter.
- Optimierte Fällmitteldosierung (FeCl_3): 0,1...0,2 mg Fe/mg PAK.
Bei 20 mg PAK/l sind dies 2...4 mg Fe/l.
- Rückhaltung der PAK im Filterbett zu 96 %.
- Über die Rückspülung wurde die gesamte Kohle wieder aus dem Filter entfernt.
- Das Rückspülintervall des Filters lag bei einer Rückspülung in 24 d. Dies entsprach dem regulären Betrieb des Filters.
- Bei den beschriebenen Dosierungen scheint für den Standort Buchenhofen eine dauerhafte Unterschreitung des Schwellenwertes der Abwasserabgabe von 20 mg/l erreichbar.
- Eliminationsleistung im PAK-Filter für Carbamazepin, Diclofenac und Metoprolol ca. 80 %, bezogen auf Filterzulauf.
- Gesamtelimination im Klärwerk mit PAK-Filter für die Stoffe Sulfamethoxazol, Diclofenac oder Metoprolol zwischen 80 und 90 %.

2. Pulveraktivkohle mit Rückführung

Ein weiteres Verfahren stellt der Einsatz von Pulveraktivkohle in Verbindung mit einer Rückführung der Kohle dar.

Grundgedanke des Verfahrens ist die Zugabe von frischer Pulveraktivkohle (PAK) in biologisch gereinigtes Abwasser, wobei zur besseren Ausnutzung der Adsorptionskapazität der Kohle diese innerhalb der Stufe als Rücklauf im Kreislauf gefahren wird und so mehrmals mit frischem Abwasser in Kontakt kommt. Ein Teil der beladenen Kohle wird als Überschussskohle aus dem System entfernt und durch Frischkohle ersetzt. Die aus der Adsorptionsstufe abgezogene beladene Kohle kann zur weiteren Ausnutzung der Restadsorptionskapazität in die biologische Stufe rückgeführt werden. Alternativ kann sie über die Schlammbehandlung aus dem System ausgeschleust werden.

Für die eigentliche Adsorption ist ein Kontaktbecken mit einer Aufenthaltszeit von insgesamt 30 min vorgesehen. Die Abtrennung der Pulverkohle aus dem Abwasser erfolgt unter Einsatz von Flockungs- und Flockungshilfsmittel in der nachgeschalteten Sedimentation.

Restsuspensa und Kohlepartikel, die nicht in der Sedimentation der Adsorptionsstufe aus dem Wasser entfernt wurden, werden in der nachfolgenden Filtration zurückgehalten.

Dieses Verfahren wurde in Baden-Württemberg schon mehrfach umgesetzt. Als Beispiel sind folgende Kläranlagen zu nennen: Mannheim, Kressbronn-Langenargen, Stockacher Aach sowie Böblingen-Sindelfingen. Weitere Anlagen, wie Ravensburg oder Karlsruhe und Stuttgart, befinden sich im Bau bzw. in der Planung.

Die Ergebnisse aus dem Betrieb der großtechnischen Anlagen in Mannheim und Sindelfingen wurden von Schwentner u. a. (2013) veröffentlicht. Die wichtigsten Punkte werden hier wiedergegeben:

- optimierte PAK-Dosierung: 10 mg/l.
- Feststoffgehalt im Kontaktbecken: ca. 4 g TS/l.
- Einsatz von Fällmittel (Me-Salzen) und Flockungshilfsmittel (0,3 g/m³) hilfreich, um Filterdurchbruch zu verhindern.
- P_{ges}-Gehalte im Ablauf Filtration von 0,1 mg/l erreichbar, wenn nicht fällbarer P-Anteil gering.
- kein Mehrverbrauch von Fällmittel → Simultanfällung wird reduziert, erhöhte Dosierung in Adsorptionsstufe.
- Reduktion CSB-Konzentration um ca. 30 % gegenüber Ablauf Nachklärung.
- Eliminationsleistung Mikroschadstoffe in Adsorptionsstufe Kläranlage Sindelfingen größer 70 % bei 10 mg PAK/l für Bezafirbat, Diclofenac, Naproxen, Fenifibrinsäure, Carbamazepin, Metoprolol, Iohexol, Iomeprol, Iopromid. Die Entnahme liegt bei ca. 10 % für das Antibiotikum Sulfamethoxazol.
- Stellenanteil Adsorptionsstufe ca. 0,65 MA/Monat.

7.2.2.2 Granulierte Aktivkohle

Der Einsatz von granulierter Aktivkohle in Festbettfiltern wurde in großtechnischen Versuchen in Nordrhein-Westfalen auf der Kläranlage Düren und der Kläranlage Obere Lutter untersucht.

In Düren wurde in einer vorhandenen Filterkammer die bestehende Schüttung (Zweischichtfilter) gegen granulierte Aktivkohle (GAK) ausgetauscht. Innerhalb eines Forschungsprojektes wurden zwei GAK-Füllungen untersucht (Bornemann u. a., 2012).

Die erste Kohle wies mit 1,4 bis 2,5 mm eine Körnung auf, die der oberen Schicht des ursprünglichen Zweischichtfilters entsprach. Die Füllhöhe betrug 1,2 m. Zusätzlich verblieben 0,4 m des alten Filtermaterials als untere Schicht im Filter. Die zweite GAK hatte mit 0,5 bis 2,5 mm eine feinere Körnung. Die Füllhöhe betrug 1,5 m. Das alte Filtermaterial wurde bis auf die Stützschrift beräumt.

Die Filterkammer wurde analog zu den restlichen Filtern mit der regulären Filtergeschwindigkeit betrieben. Diese unterliegt der normalen Dynamik des Filterzulaufs. Bei einer Elimination von rund 78 % können für die **erste GAK** folgende ausgetauschte Bettvolumina (BV) angesetzt werden:

Carbamazepin: 500 BV

Diclofenac: 900 BV

Metoprolol: 5.700 BV

Bei der **zweiten Aktivkohle** mit der feineren Körnung wurden folgende Ergebnisse erzielt:

Carbamazepin: 2.500 BV

Diclofenac:	4.000 BV
Metoprolol:	4.600 BV

Zu berücksichtigen ist weiterhin, dass sich die Rückspülintervalle bei der zweiten Aktivkohle auf 6 h reduzierten. Bei der ersten Kohle unterschied sich die Rückspülhäufigkeit nicht von den restlichen Filtern.

Auf der Kläranlage „Obere Lutter“ wurde eine Filterkammer der bestehenden Filtration mit GAK ausgerüstet (Nahrstedt u. a. 2011). Der Filtration vorgeschaltet ist eine Festbettdenitrifikation. Die Schütthöhe betrug 2,5 m bei einer Filtergeschwindigkeit von 2 m/h. Dies entspricht einer Leerbettkontaktzeit (EBCT) von 75 min. Über eine Laufzeit von ca. 9.000 BV konnten sehr gute Eliminationsgrade für viele Spurenstoffe erzielt werden. Parallel dazu wurden Untersuchungen mit Versuchssäulen durchgeführt, die mit einer Filtergeschwindigkeit von 10 m/h durchflossen wurden. Die EBCT lag damit bei 15 min. Über eine Betriebszeit von etwa 9.000 Bettvolumina konnten für eine Auswahl von Spurenstoffen folgende mittlere Eliminationsgrade erreicht werden:

Ibuprofen:	59 %
Bezafibrat:	77 %
Diclofenac:	79 %
Carbamazepin:	90 %
Metoprolol:	91 %

Für CSB wurde eine mittlere Elimination von 45 % erzielt. Hinsichtlich der erzielbaren Eliminationsgrade und Standzeiten der Filter wurden mit den nachgeschalteten GAK-Filtern (nach Festbettdenitrifikation) in der Kläranlage „Obere Lutter“ bessere Ergebnisse als mit dem Austausch des Filtermaterials in der bestehenden Filtration, wie in Düren, erzielt.

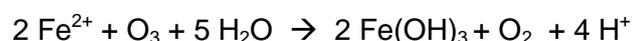
7.3 Ozonung

7.3.1 Grundlagen

7.3.1.1 Einsatz und Wirkung von Ozon

Ozon wird als starkes Oxidationsmittel in der Wassertechnik schon lange genutzt. Hier ist z. B. die Trink- und Schwimmbadwasseraufbereitung zu nennen. Ozon wurde auch in der Abwasserreinigung eingesetzt, um Abwässer mit einem hohen Anteil schwer abbaubarer CSB-Verbindungen zu behandeln. Als Beispiel kann hier die Kläranlage Ochtrup genannt werden.

Ozon wirkt als Oxidationsmittel entweder durch Transfer eines Sauerstoffatoms oder rein durch Aufnahme von Elektronen des Oxidationspartners. Bei der Oxidation wird es selbst reduziert. Im folgenden Beispiel ist dies an der Oxidation von zweiwertigem zu dreiwertigem Eisen durch Ozon dargestellt:



Das Fe^{2+} -Ion gibt ein weiteres Elektron ab und ist dann dreifach positiv geladen. Das Ozon transferiert ein Sauerstoffatom zum sich bildenden dreiwertigen Eisenhydroxid. Im Vergleich zu molekula-

rem Sauerstoff ist Ozon als Oxidationsmittel mit einem Redoxpotenzial von 1,24 Volt gegenüber 0,401 Volt (bezogen auf pH 14) deutlich stärker. Ozon oxidiert Nitrit sehr rasch bis zum Nitrat. Dabei werden je g Nitritstickstoff stöchiometrisch 3,43 g Ozon benötigt. Es geht keine Reaktion mit Ammonium ein.

Die Reaktionswege des Ozons sind sehr unterschiedlich. Damit ist die Wirkung des Ozons komplex. Zum einen kann Ozon direkt mit den anorganischen und organischen Wasserinhaltsstoffen reagieren; indirekt erfolgt die Reaktion über Hydroxid-Radikale ($\text{OH}\bullet$). Je nach Milieubedingung überwiegt eine der beiden Reaktionsweisen. Im Wasser mit neutralem pH-Wert, geringer DOC-Hintergrundbelastung und niedrigen Temperaturen dominiert die direkte Reaktion. Bei höheren pH-Werten und DOC-Konzentrationen erfolgt die Reaktion zumeist über den indirekten Weg.

Die Bildung der genannten Radikale erfolgt beispielsweise über die Anwesenheit bestimmter Wasserinhaltsstoffe, wie Huminstoffe. Die $\text{OH}\bullet$ -Radikale reagieren sehr schnell, jedoch auch sehr unspezifisch. Zudem können sie durch sogenannte Radikalfänger (Scavenger) reduziert werden. Als Fänger können Karbonationen (Härtebildner), Huminstoffe aber auch Ortho-Phosphat wirken. Die Radikale reagieren jedoch auch mit Wasserinhaltsstoffen, die allein mit dem Ozon nicht reagiert hätten.

Bei dem sogenannten AOP (Advanced Oxidation Process) wird die Bildung von Radikalen künstlich unterstützt. Beim Peroxon-Verfahren durch die Dosierung von Wasserstoffperoxid als zweites Oxidationsmittel oder durch eine UV-Bestrahlung parallel zur Ozondosierung.

Insgesamt oxidiert Ozon die meisten organischen Wasserinhaltsstoffe nicht bis zum CO_2 , sondern bewirkt eine Teiloxidation. Die Molekülgröße der Stoffe wird verringert. Ozon wirkt weiterhin bevorzugt auf Doppelbindungen in den Molekülen. Dies bedeutet, dass durch die Ozonbehandlung Zwischenprodukte gebildet werden, die beispielsweise wieder biologisch verfügbar sind. Der Ozonbehandlung in der Trinkwasseraufbereitung wird zumeist standardmäßig eine biologisch arbeitende Stufe nachgeschaltet (z. B. biologisch aktivierter Aktivkohlefilter), um die neu gebildeten Stoffe abzubauen zu können. Weiterhin ist die toxikologische Wirkung der gebildeten Transferprodukte zu beachten.

7.3.1.2 Ozonanwendung

Ozon ist aufgrund seiner hohen Reaktivität selbst sehr instabil. Es wird daher in der Regel am Ort der Anwendung hergestellt. Dies erfolgt über die stille elektrische Entladung aus Sauerstoff bzw. sauerstoffhaltigem Gas (Luft) in einem Hochspannungs-Wechselfeld. In nachstehender Grafik ist dies schematisch dargestellt.

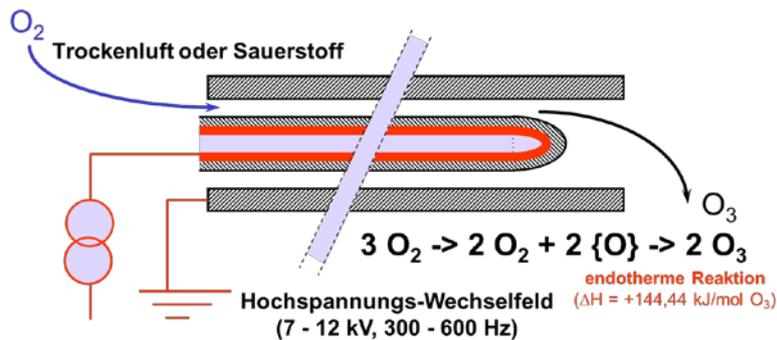


Abbildung 7-8: Schema Ozonerzeugung (Gujer 1999, modifiziert)

Die Reaktion selbst ist endotherm; es muss also Energie in Form von elektrischer Energie zum Ablauf der Reaktion von außen zugeführt werden. Theoretisch werden pro kg Ozon 0,836 kWh benötigt. In der Praxis kann dieser Wert aufgrund von Verlusten (rascher Zerfall) nicht erreicht werden. Moderne Ozonerzeuger benötigen ca. 8...10 kWh/kg O_3 , wenn technischer Sauerstoff als Prozessgas eingesetzt wird.

Die Verluste treten in Form von Wärme auf, die abgeführt werden muss. Dies bedeutet, dass der Ozonerzeuger gekühlt werden muss. Dazu sind wiederum Energieaufwendungen notwendig.

Aufgrund der gesundheitsschädlichen Wirkung des Ozons muss die Abluft aus den Reaktionsbecken vor Abgabe in die Umgebung behandelt werden. Zur sogenannten Restozonvernichtung stehen thermisch/katalytische oder thermische Verfahren zur Verfügung.

Insgesamt addiert man den Energiebedarf von O_3 -Erzeugung, Kühlung und Restozonvernichtung, so ergibt sich ein Bedarf an elektrischer Energie von 10...11 kWh/kg O_3 . Für den Eintrag des Ozons werden im Abwasserbereich heute zwei Verfahren vorwiegend genutzt.

1. **Eintrag über Diffusoren.** Das ozonhaltige Gas wird über Domdiffusoren aus Keramik in das Abwasser eingetragen.
2. **Eintrag über Injektoren.** Ein Teilstrom des zu behandelnden Abwassers wird über Injektoren mit dem ozonhaltigen Gas versetzt. Dieser ozonhaltige Teilstrom wird nachfolgend mit dem Hauptstrom vermischt.

Für den Eintrag über Injektoren ist ein weiterer Pumpenkreislauf notwendig. Aufgrund der nur geringen Ozoneinträge für die Spurenstoffelimination stellt für diesen Anwendungsfall der Eintrag über Diffusoren das bevorzugte Eintragungssystem dar.

Der Eintrag erfolgt in beiden Systemen in Behältern mit einem Wasserspiegel zwischen 5 und 6 m. Neben dem Eintrag erfolgt in diesen Kammern auch die Reaktion des Ozons mit den Wasserinhaltsstoffen. Die Aufenthaltszeit in den Kontakt-/Traktionsbehältern liegt zwischen 15 und 30 min. Einbauten in den Behältern, mit Ausnahme einer Tauchwand im Abflussbereich, ergeben keine Verbesserungen (Herbst u. a., 2011). Der Ablauf aus dem Behälter wird, wie schon erwähnt, der Restozonbehandlung zugeführt.

7.3.2 Einsatz von Ozon in der Abwassertechnik zur Spurenstoffelimination

Zum Einsatz von Ozon in der 4. Reinigungsstufe gibt es verschiedene Untersuchungen auch im großtechnischen Maßstab. Ternes u. a. (2003) führten Untersuchungen im halbtechnischen Maßstab mit dem Ablauf der Kläranlage Braunschweig durch. Bei einer Ozondosis von 10 mg/l wurden von den 23 untersuchten Arzneimittelwirkstoffen alle bis unter die Nachweisgrenze eliminiert. Eine weitgehende Wirkung war jedoch auch schon bei einer Dosierung von 5 mg/l zu beobachten. Eliminationsgrade von über 80 % konnten bei den drei Röntgenkontrastmitteln Iopamidol, Iomeprol und Iopromid erst bei Dosierung von 15 mg/l erreicht werden. Der DOC des Kläranlagenablaufs betrug 23 mg/l; der pH-Wert lag bei 7,2. Die Kontaktzeit des Ozons lag bei 9 min.

Auf der Kläranlage Regensdorf (30.000 EW) in der Schweiz wurden im technischen Maßstab Untersuchungen durchgeführt (Abegglen u. a. 2009). Der Ablauf aus der Nachklärung der Anlage wurde mit Ozon behandelt. Dem Ozon nachgeschaltet war die (bestehende) Filtrationsanlage. Der DOC im Ablauf der Nachklärung lag mit ca. 5 mg/l auf einem niedrigen Niveau. In der nachfolgenden Grafik sind die erzielten Eliminationsgrade dargestellt.

In wirtschaftlicher und betrieblicher Hinsicht erwies sich in Regensdorf eine Ozondosis von 0,62 mg O₃/mg DOC als optimal. Aufgrund des geringen DOC im Ablauf der Nachklärung ergab sich daraus eine Ozondosis von 3,1 mg/l. Bei einer Übertragung auf andere Standorte mit einem gegebenenfalls höheren DOC-Gehalt im Zulauf der Ozonstufe ist dies zu berücksichtigen.

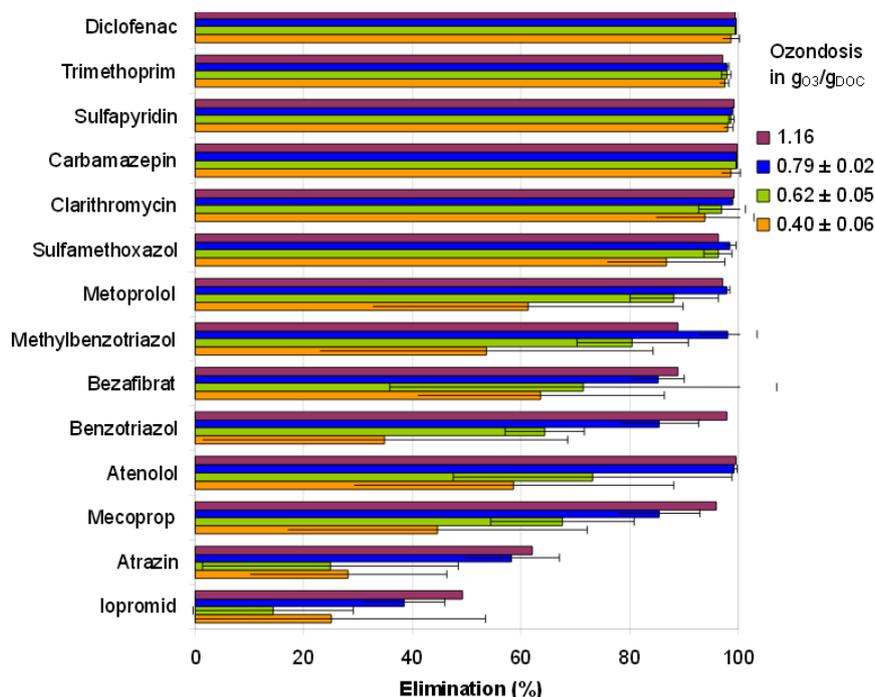


Abbildung 7-9: Ergebnisse Elimination Spurenstoffe ARA Regensdorf (Abegglen u. a. 2009)

Innerhalb des Projektes wurden auch die Bildung von Transferprodukten und ihre Umweltrelevanz untersucht. Es zeigte sich, dass der Ablauf der Ozonung ein erhöhtes ökotoxikologisches Potenzial aufwies. Durch den nachgeschalteten Sandfilter wurde dieses wieder reduziert. Die Bildung von stabilen und toxikologisch relevanten Reaktionsprodukten konnte nicht festgestellt werden. In Regensdorf handelte es sich um einen Dynasandfilter, der mit einer Filtergeschwindigkeit von 14,4 m/h

im Trockenwetterfall betrieben wurde. Bei einer Filterbetttiefe von 1 m ergibt dies eine Aufenthaltszeit von ca. 4 min.

In Nordrhein-Westfalen wurden die kommunalen Kläranlagen Bad Sassendorf, Schwerte und Duisburg-Vierlinden mit einer Ozonstufe ausgerüstet. Bei den Kläranlagen Bad Sassendorf und Vierlinden wird der Ablauf ozoniert. Die Ergebnisse beider Anlagen entsprechen sich (Grünebaum u. a., 2012). Die notwendigen Ozondosen, die in Duisburg-Vierlinden und Bad Sassendorf zur Eliminierung notwendig waren, bewegen sich auf dem Niveau der Werte von Regensdorf. Zu berücksichtigen ist, dass der DOC im Ablauf der Nachklärung in Bad Sassendorf ebenfalls auf einem niedrigen Niveau liegt.

8 Darstellung der untersuchten Verfahrenskombinationen

8.1 Beschickungsmenge

Im Hinblick auf eine wirtschaftliche Auslegung der Verfahrensstufe zur Spurenstoffelimination ist eine Betrachtung zur Teilstrombehandlung erforderlich. Der Teilstrom wird so gewählt, dass ein Großteil der jährlichen Abflusssituationen darüber abgedeckt wird. Zudem muss sichergestellt sein, dass eine ausreichende Spurenstoffelimination in der Gesamtanlage (bestehende Anlage + 4. Reinigungsstufe) erfolgt.

Im Folgenden wird dies am Beispiel des Arzneimittels Diclofenac dargestellt. Für diesen Stoff kann in der bestehenden mechanisch/biologischen Reinigungsstufe ein Eliminationsgrad von 25 % angesetzt werden (**Siegrist 2013, Bsp. Diclofenac**). In der weitergehenden Abwasserreinigung wird von einer zusätzlichen Eliminationsrate von 80 % in dieser Reinigungsstufe ausgegangen. Unter diesen Rahmenbedingungen kann bei einer Vollstrombehandlung ein Gesamtwirkungsgrad von 85 % erreicht werden. Bei einer Teilstrombehandlung von 90 % der gesamten Abwassermenge können Eliminationsraten von 79 % erzielt werden. Schematische Darstellungen dazu siehe **Abbildung 8-1** und **Abbildung 8-2**. Stellt man den Zusammenhang zwischen den Anteilen Teilstrombehandlung und Eliminationsgrad unter den oben genannten Annahmen grafisch dar, so ergibt sich der in der **Abbildung 8-3** gezeigte Zusammenhang.

Beispiel Vollstrombehandlung

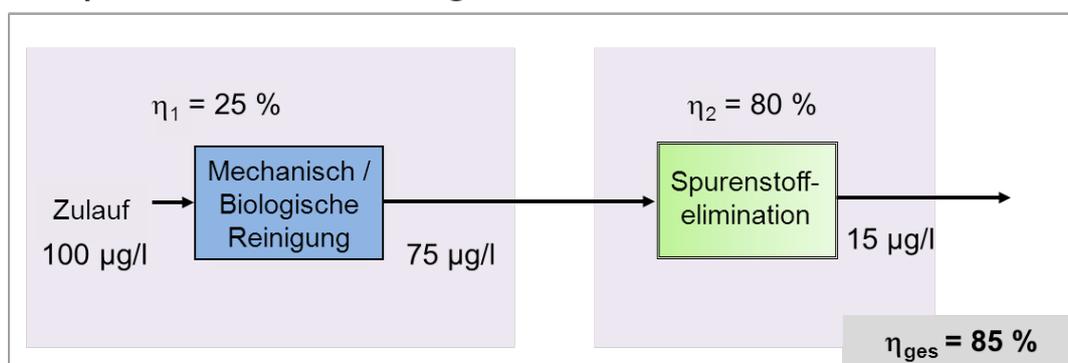


Abbildung 8-1: Wirkungsgrade bei Vollstrombehandlung (Konzentration beispielhaft)

Beispiel Teilstrombehandlung

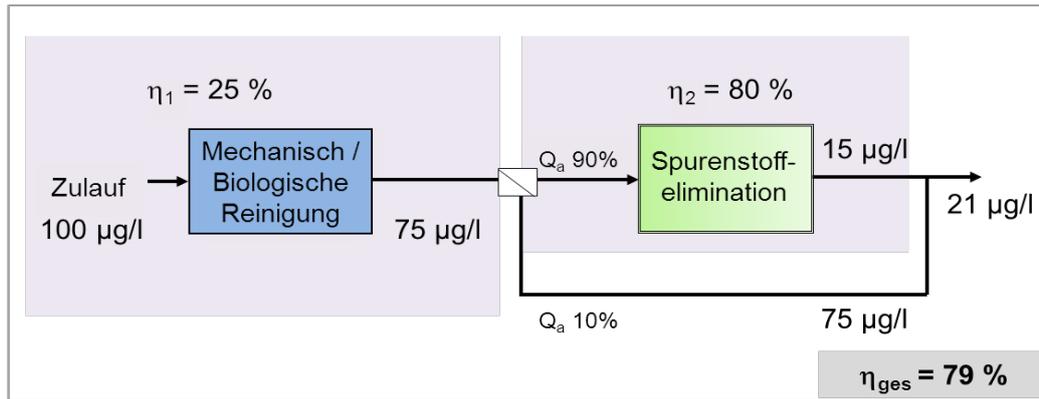


Abbildung 8-2: Wirkungsgrade bei Teilstrombehandlung (Konzentration beispielhaft)

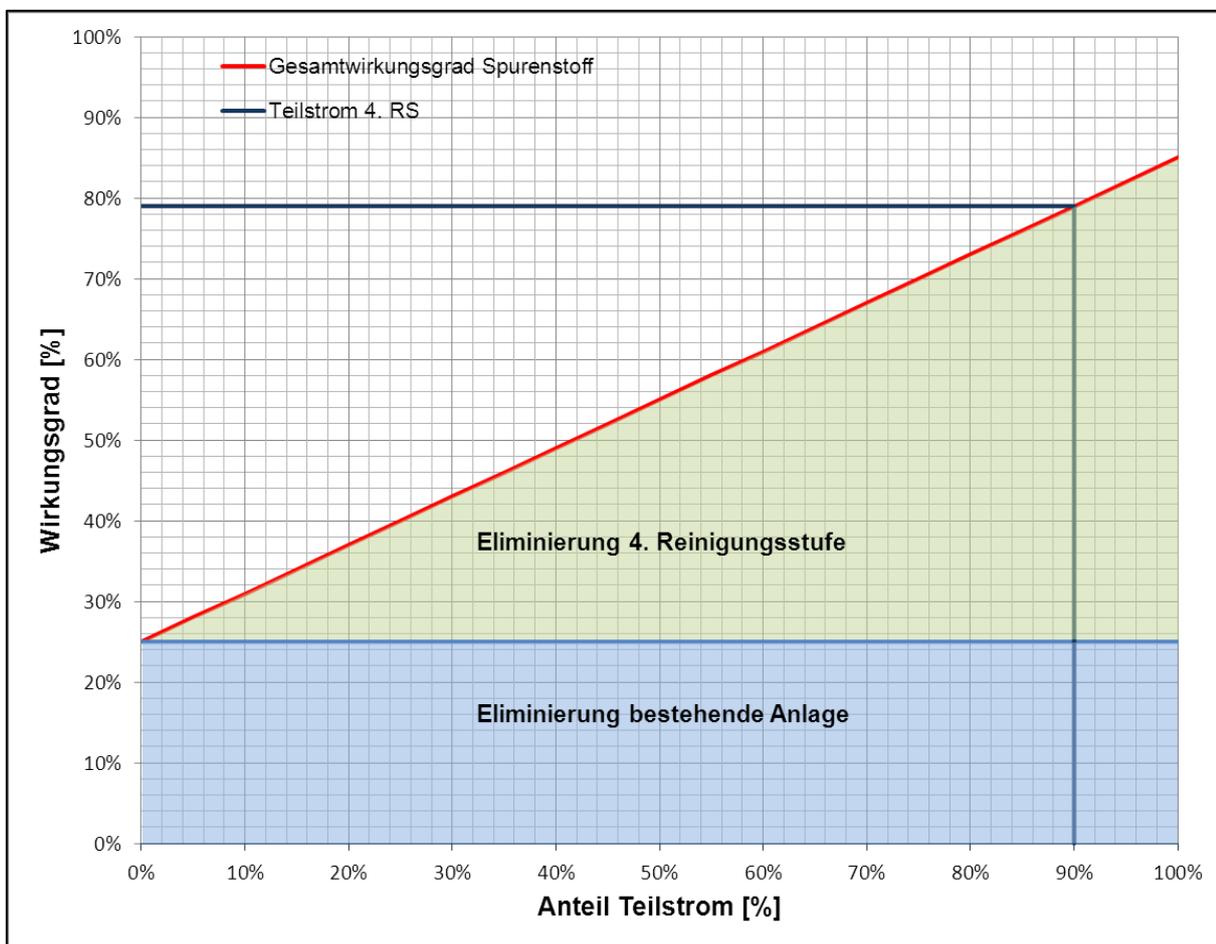


Abbildung 8-3: Beispielhaft grafische Darstellung Wirkungsgrade bei Teilstrombehandlung

Für eine Vollstrombehandlung müsste auf der Kläranlage Nordwalde eine Kapazität zur Behandlung von **560 m³/h** vorgehalten werden. Die gesamte Jahresabwassermenge beträgt nach unserer Auswertung **722.897 m³/a**. Wenn die 4. Reinigungsstufe auf einen Teilstrom von **105 m³/h** ausgelegt wird, können ca. 90 % der Jahresabwassermenge (**650.607 m³/a**) behandelt werden. Im Vergleich zur Vollstrombehandlung könnte die Anlage ca. **81%** kleiner ausgeführt werden (siehe **Abbildung 8-4**).

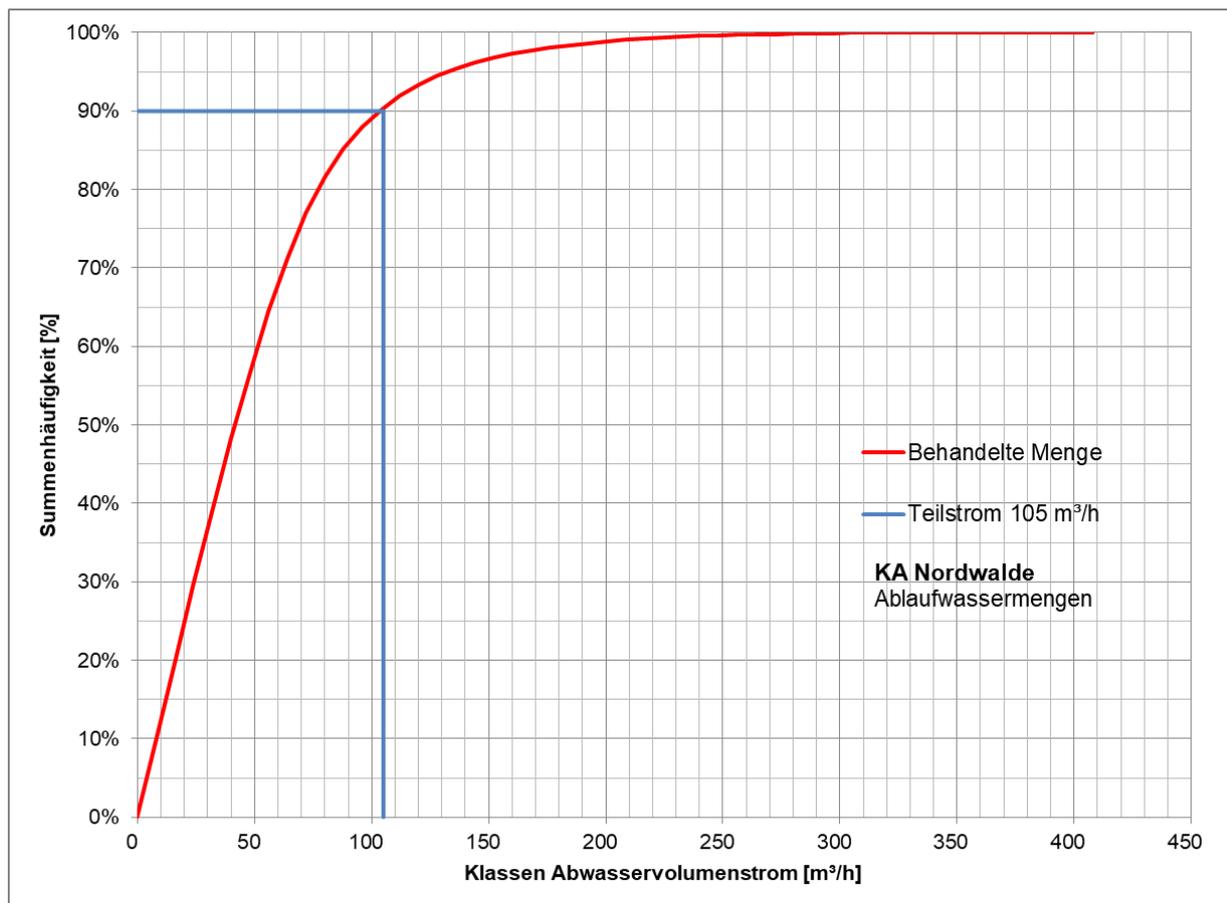


Abbildung 8-4: Summenhäufigkeitskurve für die Ablaufwassermenge im Untersuchungszeitraum

Aus bemessungstechnischen und wirtschaftlichen Gründen wurde entschieden, die Anlage auf einen Teilvolumenstrom von **105 m³/h** auszulegen.

8.2 Verfahrensfestlegung

Im Rahmen der Machbarkeitsstudie wurden die folgenden drei Verfahrenskombinationen untersucht:

1. **Ozonung mit nachgeschaltetem Sandfilter.** Ablauf der Nachklärung wird über die Ozonung geführt. Als biologische aktive Stufe nach der Ozonung dienen Sandfilter.
2. **Filtration über granulierte Aktivkohle.** Festbettadsorber werden der bestehenden Anlage nachgeschaltet.
3. **Pulveraktivkohle mit Rücklaufkohleföhrung.** Kontaktbecken mit Abtrennung der PAK im Absetzbecken und in der nachgeschalteten Tuchfiltration.

8.3 Randbedingungen

Als Baufeld für die Anlage zur Mikroschadstoffelimination ist eine Grünfläche in der Nähe der Nachklärbecken vorgesehen. Es sind Anpassungsarbeiten am vorhandenen Ablaufschacht der Nachklär-

becken erforderlich. Darüber hinaus ist bei Variante 3 eine Erweiterung der Fällmitteldosieranlage vorgesehen.

8.4 Varianten

8.4.1 Variante 1: Ozonung mit nachgeschaltetem Sandfilter

8.4.1.1 Allgemeines

Neben der Entfernung der Spurenstoffe auf adsorptivem Wege ist die Oxidation der Stoffe eine andere Möglichkeit zur Elimination. Hier bietet sich der Einsatz von Ozon als starkes Oxidationsmittel an.

Zu berücksichtigen ist, dass durch den Einsatz von Ozon Oxidationsprodukte gebildet werden können, die toxisch sind. Daher wird empfohlen, eine biologisch arbeitende Stufe der Ozonung nachzuschalten. Dies kann eine Filtration sein, wie Abbeglen u. a. (2009) in einem großtechnischen Versuch auf der ARA Regensdorf nachweisen konnte. Der Ablauf der Ozonung wird im Rahmen dieser Studie in den nachgeschalteten Schönungsteich zum Abbau eventuell toxikologisch bedenklicher Stoffe geführt.

Die Ozonung wird anhand folgender Bemessungsparameter ausgelegt:

Ozondosis: 2...10 g/m³

Kontaktzeit im Reaktionsbehälter: 10...30 min

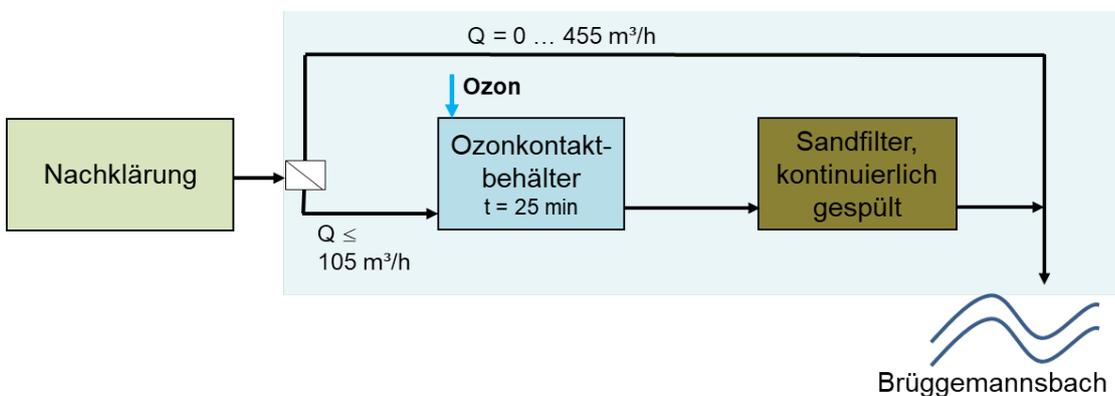


Abbildung 8-5: Blockschema Variante 1

Folgende Werte wurden gewählt:

Anzahl Kontaktbehälter: 2 Stück

Wassertiefe Kontaktbehälter: 5 m

Es wurde eine mittlere Ozondosis angenommen von:

$$c_{O_3,a} = 7,00 \text{ mg O}_3/\text{l}$$

Es ist davon auszugehen, dass sich mit Betrieb der Anlage ein Optimierungspotential ergibt.

8.4.1.2 Ausführung

Den Lageplan der Variante stellt **Blatt 1** der Planunterlagen dar. Die Ozonung mit Ozonerzeuger und Kontaktbecken ist zweistraßig ausgeführt. Bei geringem Durchfluss (z. B. in der Nacht) kann eine Straße außer Betrieb genommen werden.

Zulaufpumpwerk

Die Beschickung der Ozonung erfolgt über ein Zwischenpumpwerk. Zwei trocken aufgestellte Pumpen mit einem Volumenstrom von je 105 m³/h sind geplant.

Kontaktbehälter

Die beiden Kontaktbehälterstraßen werden als Betonbauwerk ausgeführt. Die Behälter verfügen über keine Einbauten, außer einer unterströmten Tauchwand im letzten Drittel des Behälters. Dieser Bereich dient als Entspannungszone. Untersuchungen von Herbst u. a. (2011) zeigten, dass weitere Einbauten (Leitwände) die Effizienz nicht nachhaltig verbessern.

Der Ozoneintrag kann über eine Teilstrombegasung mit Injektoren erfolgen, oder über Diffusoren direkt in das Abwasser. Im konkreten Fall wird der Eintrag über Diffusoren gewählt, da er verfahrenstechnisch einfacher zu realisieren ist (kein weiterer Kreislauf mit Pumpe). Der Ablauf der Ozonbehandlung wird anschließend in die nachgeschalteten Sandfilter geführt.

Ozonerzeugung

Die Ozonerzeuger weisen eine Leistung von 2 x 550 g/h auf. Als Prozessgas ist flüssiger Sauerstoff vorgesehen. Die Kühlung erfolgt über einen Nass/Nass-Wärmeübertrager, der im Container untergebracht ist. Das benötigte Kühlwasser im Sekundärkreislauf wird über zwei Pumpen (eine Reserve) bereitgestellt. Die Erzeuger und die Schaltanlage werden ebenfalls in Containern untergebracht.

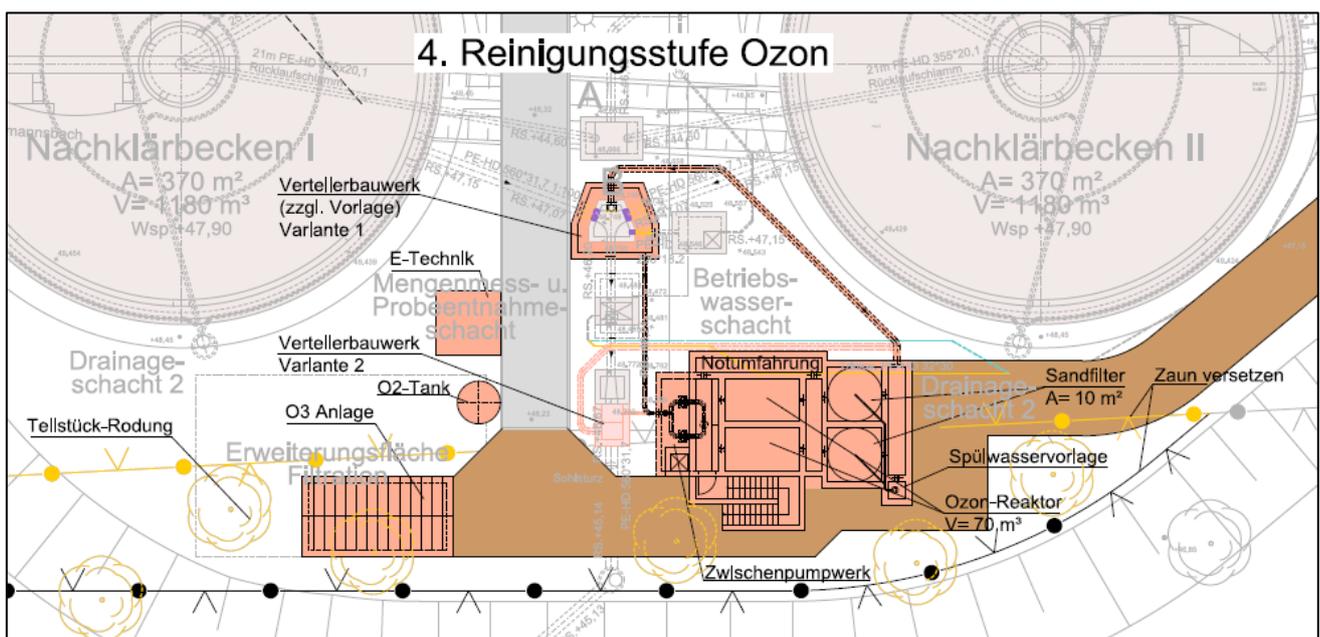


Abbildung 8-6: Lageplanausschnitt Variante 1: Ozonung mit nachgeschaltetem Dynasandfilter

Sandfilter (kontinuierlich gespült)

Als biologische Nachbehandlungsstufe sind kontinuierlich arbeitende Sandfilter (Dyna-Sandfilter) vorgesehen. Das Sandbett im Filter wird von unten nach oben durchströmt. Die im Abwasser enthaltenen Suspensa werden im Sand zurückgehalten. Über eine Mammutpumpe wird der verunreinigte Sand aus dem Filterbett von unten nach oben transportiert. In einem Sandwäscher wird dieser Sand mit Filtrat gereinigt. Der gereinigte Sand fällt auf das Filterbett zurück. Das anfallende Schlammwasser aus dem Sandwäscher fließt über den Waschwasserablauf ab. Für den Betrieb der Mammutpumpe ist eine Druckluftversorgung notwendig. Rückspülpumpen werden nicht benötigt.

Es sind insgesamt zwei Filter vorgesehen. Jeder Filter weist eine Filterfläche von 5 m² auf, sodass sich eine GesamtfILTERfläche von 10 m² ergibt. Die Filter werden in ein Betonbecken eingebaut.

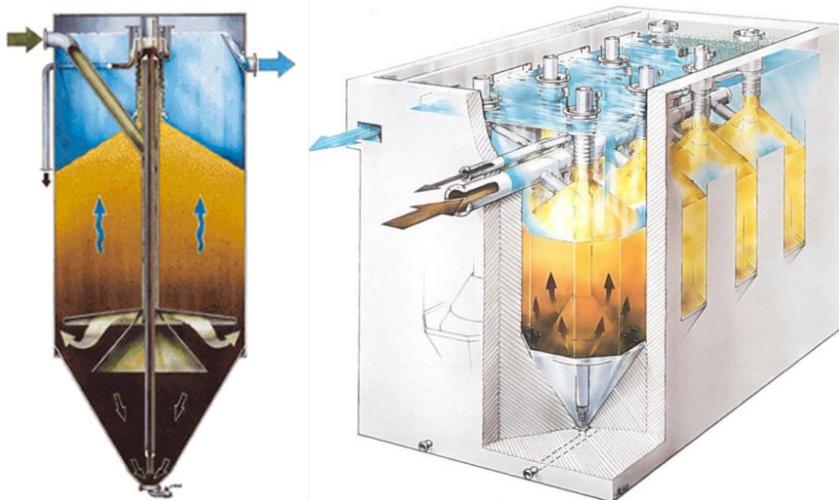


Abbildung 8-7: Dyna-Sandfilter: links: Prinzipdarstellung, rechts: Anordnung im Betonbecken (Quelle: Nordic-Water)

8.4.2 Variante 2: Filtration über granulierte Aktivkohle

8.4.2.1 Allgemeines

Der ausgewählte Teilstrom von maximal 105 m³/h wird über Aktivkohlefilter geführt.

Die Filterstufe wird anhand folgender Bemessungsparameter ausgelegt:

Leerbettkontaktzeit (EBCT):	10...30 min
Filtergeschwindigkeit:	5...20 min
Betthöhe GAK:	1,5...3 m

Folgende Werte wurden gewählt:

Anzahl Filter:	2 Stück
Betthöhe GAK:	3 m
Leerbettkontaktzeit (EBCT):	30 min
Filterfläche gesamt:	20 m ²

Die Stufe kann als Druckfiltration – zumeist in Filterkesseln aus Stahl – oder als offene Filtration realisiert werden. Für den Anwendungsfall wurde eine Ausführung als offener Rechteckfilter aus Beton gewählt, da so der Filterblock zusammen mit der benötigten Spülwasservorlage als kompaktes Bauwerk realisiert werden kann.

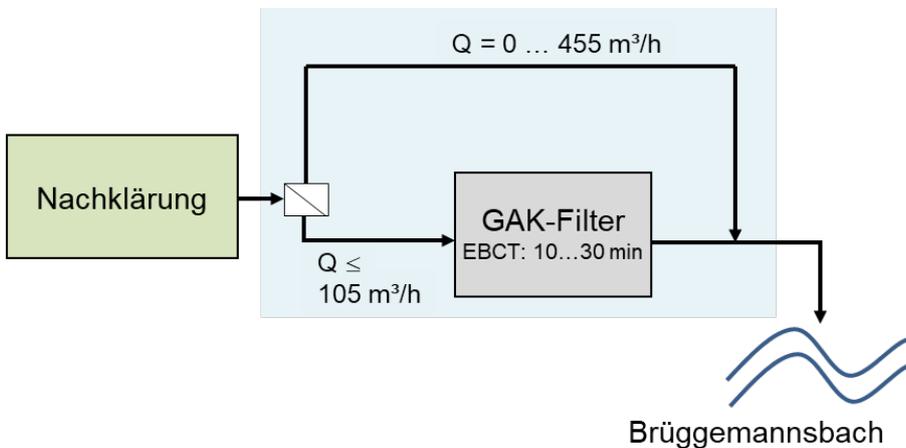


Abbildung 8-8: Blockschema Variante 2: GAK-Filtration

Zu beachten ist, dass die Aktivkohlefilter neben der adsorptiven Wirkung auch Suspensa zurückhalten. Daher wird von einer täglichen Spülung der Filter ausgegangen.

Die Rückspülgeschwindigkeiten sind geringer als bei Mehrschichtfiltern.

Sontheimer u. a. (1985) nennen folgende Werte:

Spülluftgeschwindigkeit: 60...80 m/h

Spülwassergeschwindigkeit: 25...35 m/h

Die Filter werden für eine Durchlaufspülung ausgelegt. Die Spülwasserableitung erfolgt über eine Rinne.

Die Standzeit der granulierten Aktivkohle in den Filtern wird mit 8.000 Bettvolumina (BV) angesetzt. Dieser Wert ist vergleichsweise günstig für das Verfahren gewählt, wenn man bedenkt, dass die Adsorption der Spurenstoffe in Konkurrenz zur Restorganik erfolgt, die noch im Ablauf der Nachklärung enthalten ist.

8.4.2.2 Ausführung

Den Lageplan der Variante stellt **Blatt 2** der Planunterlagen dar.

Zulaufpumpwerk

Die Beschickung der GAK-Filtration erfolgt über ein Zwischenpumpwerk. Zwei trocken aufgestellte Pumpen mit einem Volumenstrom von je 105 m³/h sind geplant.

Filterblock

Der Filterblock besteht aus zwei abwärtsdurchströmten offenen Filtern. Jede Filterkammer weist eine Fläche von 10 m² auf. Die Abmessungen einer Filterkammer liegen bei einer Breite von 2 m und einer Länge von 5 m.

Der Zulauf zu den Filtern erfolgt aus einem offenen Gerinne. Über mit Schiebern versehene Öffnungen fließt das Wasser in die Filterkammern. Die Gleichverteilung des Zulaufs auf alle in Betrieb befindlichen Filterkammern wird über die Schwellen an der Stirnseite der Filter realisiert.

Spülwasserspeicher

Das Filtrat der Adsorptionsstufe wird in einer Spülwasservorlage mit 50 m³ Inhalt gespeichert. Der Überlauf des Spülwasserspeichers wird wieder in das Ablaufgerinne der Kläranlage zurückgeführt. Für die Rückspülung der Filter stehen zwei Rückspülpumpen zur Verfügung.

Spülabwasserspeicher

Das bei der anfallenden Rückspülung anfallende Spülabwasser wird zwischengespeichert und dem Zulauf der Kläranlage zugeführt.

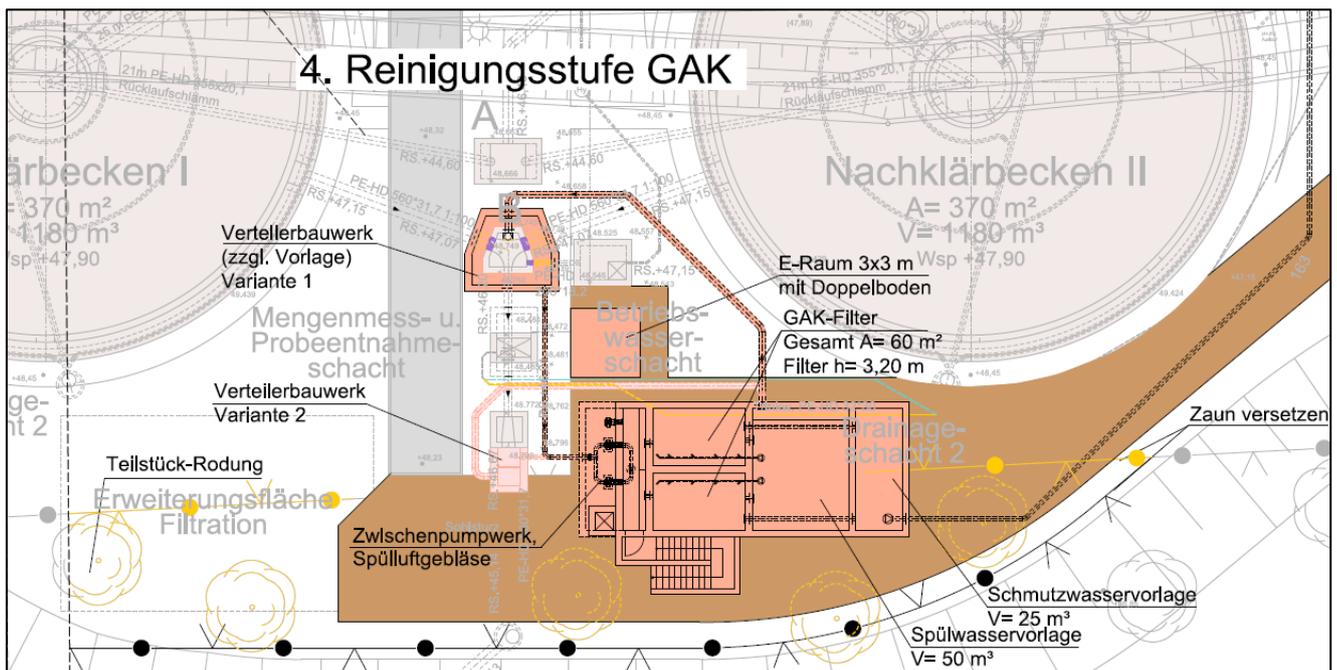


Abbildung 8-9: Lageplanausschnitt Variante 2: GAK-Filtration

8.4.3 Variante 3: Pulveraktivkohle (PAK) mit Rücklaufkohle

8.4.3.1 Allgemeines

Dieses Verfahren wurde, wie schon im Kapitel 7.2.2.1 beschreiben, an einigen Standorten in Baden-Württemberg umgesetzt. Für die Rückführung der Kohle ist ein Absetzbecken notwendig. Die Rücklaufkohle wird zusammen mit der Frischkohle in den Zulauf des Kontaktbeckens dem Ablauf der Nachklärung zugegeben. In dem Absetzbecken vorgeschalteten Kontaktbecken erfolgt der eigentliche Adsorptionsvorgang. Der im Absetzbecken zurückgehaltene Kohleschlamm wird über eine Pum-

pe als Rücklaufkohle wieder in den Zulauf des Kontaktbeckens zurückgefördert. Entsprechend der Frischkohledosierung wird ein Teil der rückgeführten Kohle als Überschussskohle aus dem System entnommen. Besonderer Vorteil dieses Verfahrens ist, dass die Pulverkohle mehrfach mit dem Abwasser in Kontakt kommt, um die Beladungskapazität möglichst gut ausnutzen zu können.

Für die Kläranlage Nordwalde würde dies bedeuten, dass ein Kontakt- und Absetzbecken sowie eine Filtration gebaut werden müssen. Weiterhin ist ein Silo einschließlich der Dosiertechnik für die Pulveraktivkohle notwendig. Fällmittel wird über die bestehende Anlage bezogen.

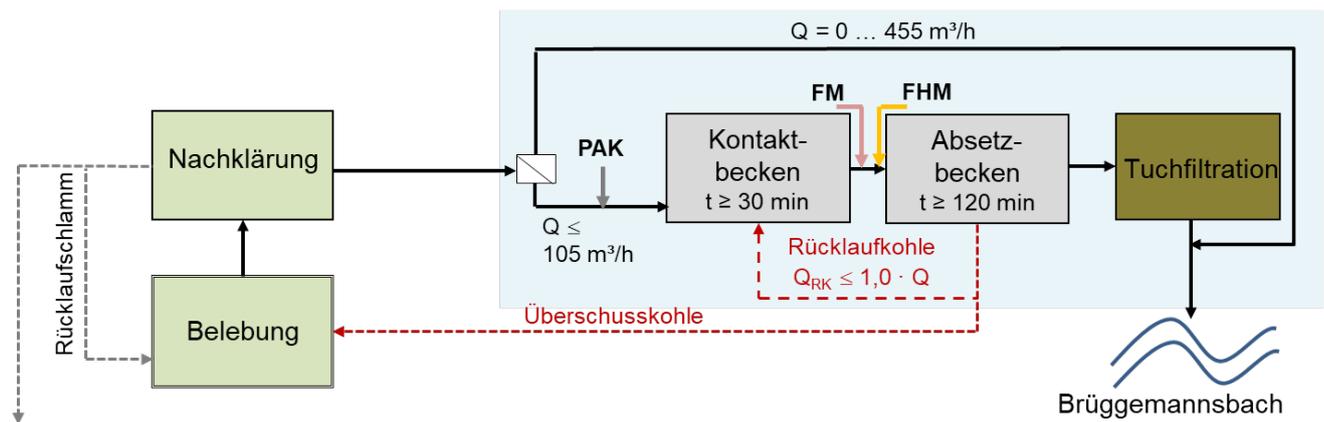


Abbildung 8-10: Blockschema Variante 3: PAK-Dosierung mit Rücklaufkohle

Diese Variante hat neben der Elimination der Spurenstoffe auch einen großen Einfluss auf die Parameter CSB, P_{ges} und abfiltrierbare Stoffe im Teilstrom. Insgesamt ist davon auszugehen, dass auch bei diesen Parametern deutlich geringere Ablaufwerte zu erwarten sind. Zu beachten ist, dass jeweils immer nur ein Teilstrom von maximal 105 m³/h behandelt wird.

Ein Mehrverbrauch an Fällmittel (Me-Salzen) gegenüber dem Ausgangszustand konnte beispielsweise in Böblingen-Sindelfingen nicht festgestellt werden, da die Dosierung der Simultanfällung reduziert werden konnte. Die Dosierung hat sich also in die Mikroschadstoffelimination verlagert.

Bei dieser Variante erhöht sich der Schlammanfall der Kläranlage. Nach Erfahrungen von bereits in Baden-Württemberg realisierten Anlagen setzt sich der in dieser Stufe anfallende Schlamm zu jeweils einem Drittel aus Aktivkohle, Organik und anorganischen Fällprodukten zusammen.

8.4.3.2 Ausführung

Den Lageplan der Variante stellt **Blatt 3** der Planunterlagen dar.

Zulaufpumpwerk

Die Beschickung der PAK-Anlage erfolgt über ein Zwischenpumpwerk. Zwei trocken aufgestellte Pumpen mit einem Volumenstrom von je 105 m³/h sind geplant. Das Wasser wird zunächst auf das Niveau des Kontaktbeckens gehoben.

Kontaktbecken

Es ist ein quadratisches Kontaktbecken mit einer Wasserspiegelhöhe von 3 m ausgeführt. Bei einer Innenkantenlänge von 5 m ergibt sich ein Volumen von 75 m³. Des Weiteren ist die Rücklaufkohleführung auf ein Rückführverhältnis von 1 ausgelegt. Insgesamt ist durch diese Maßnahmen sichergestellt, dass die Adsorptionskapazität der eingesetzten Kohle sehr gut genutzt werden kann. Das Kontaktbecken ist mit einem Vertikalrührwerk ausgestattet.

Absetzbecken

Das Absetzbecken kann als Rechteckbecken ausgeführt werden. Die Aufenthaltszeit beträgt bei einem Volumen von 225 m³ ca. 129 min. Für die Räumung des anfallenden Schlammes ist eine Schildräumung vorgesehen. Der sedimentierte Schlamm wird in einen Sammelschacht geführt und mittels einer Pumpe wieder in den Zulauf des Kontaktbeckens zurückgeführt. Die Überschussskohle wird aus dem Sammelschacht entnommen und über eine weitere Pumpe der Belebung zur weiteren Beladung zugeführt.

Tuchfiltration

Dem Absetzbecken wird eine zweistraßige Filtrationsstufe zur Suspensa-Restentfernung nachgeschaltet. Es sind 2 Tuchfilter mit 2 Scheiben à 5 m² vorgesehen. Damit ergibt sich eine Gesamtfiltrationsfläche von 20 m². Die Tuchfiltration wurde in Bezug auf die Abtrennung von Aktivkohle in verschiedenen Forschungsprojekten untersucht. Auf der Kläranlage Lahr wurde die erste Anlage im technischen Maßstab umgesetzt. Vorteile der Tuchfiltration sind der geringe Platzbedarf und die geringen Energiekosten im Betrieb (Rückspülung und hydraulische Verluste) gegenüber Raumfiltern. Zu beachten ist, dass die Filtertücher in regelmäßigen Abständen (ca. 5 a) erneuert und jährlich einer Intensiv-Reinigung unterzogen werden müssen. In der **Abbildung 8-11** ist ein Tuchfilter im Schnitt dargestellt.

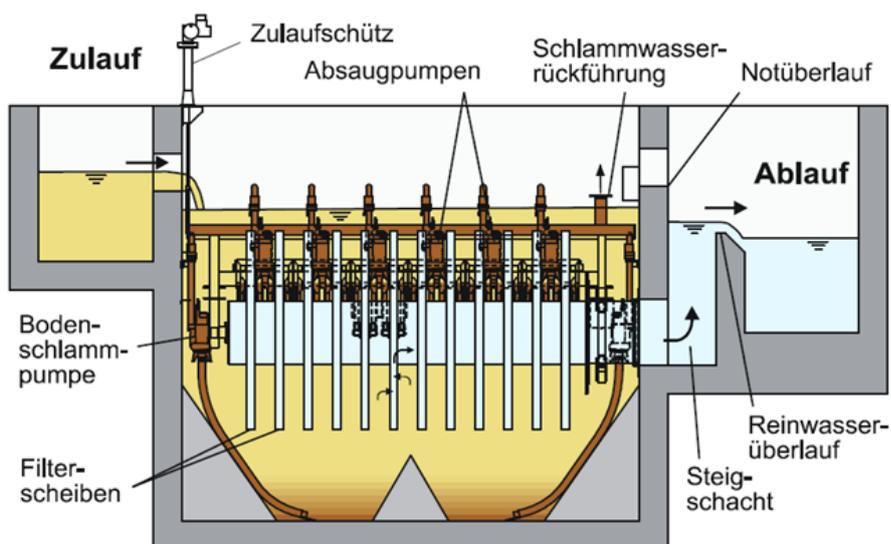


Abbildung 8-11: Schnitt eines Tuchfilters, Ausführungsbeispiel (Quelle: Mecana)

PAK-Silo

Zur Lagerung der Aktivkohle ist ein Silo mit einem Inhalt von 80 m³ vorgesehen.

Flockungs- und Flockungshilfsmittel

Das Fällmittel wird der bestehenden Anlage auf der Kläranlage entnommen. Die bestehende Dosieranlage wird dazu um eine zusätzliche Dosierpumpe erweitert. Die Bereitungsanlage für das Flockungshilfsmittel wird im Bereich des Absetzbeckens errichtet. Alternativ kann die vorhandene Anlage in der Eindickungshalle genutzt werden.

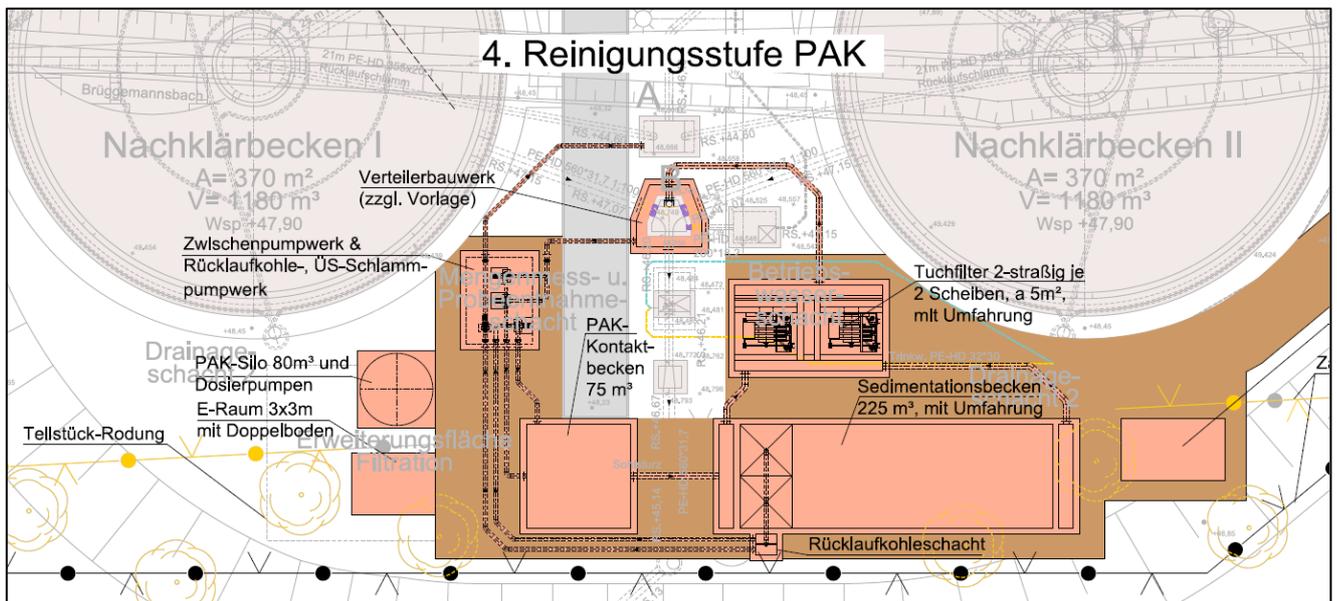


Abbildung 8-12: Lageplanausschnitt Variante 3: PAK-Dosierung mit Rücklaufkohle

8.5 Ergebnisübersicht Varianten

	Variante 1 Ozongung + Sandfilter	Variante 2 GAK-Filtration	Variante 3 Pulverkohle mit Rücklaufkohle
Anlagenkomponenten			
	<p>Flüssigsauerstoff: Tankanlage und Verdampfer</p> <p>Ozonerzeuger: 2 x 550 g O₃/h</p> <p>Reaktionsbehälter: 2 Straßen, je L = 3,5 m; B = 2 m; V_{ges} = 70 m³</p> <p>Sandfiltration (kont. gespült): 2 Filter mit A_F = 5 m² A_{F,ges} = 10 m²</p>	<p>GAK-Filtration: 2 Filter, B x L = 2 x 5 m A = 10 m²; H_{FB} = 3 m; V = 60 m³</p>	<p>Kontaktbecken: t_A = 30 min, V_{ges} = 75 m³</p> <p>Absetzbecken: L = 15 m; b = 5 m; h = 3 m V = 225 m³</p> <p>Tuchfiltration: A_{F,ges} = 20 m²</p> <p>PAK-Silo: V = 80 m³</p>
Vorteile	<ul style="list-style-type: none"> • geringer Platzbedarf • Suspensarückhalt durch Filtration • Optimierungspotential bei Ozondosis zu erwarten 	<ul style="list-style-type: none"> • keine Bildung von Reaktionsprodukten • Wirkungsweise der Stoffelimination eindeutig • Sicherer und einfacher Betrieb • Suspensarückhalt durch Filtration 	<ul style="list-style-type: none"> • keine Bildung von Reaktionsprodukten • Wirkungsweise der Stoffelimination eindeutig • sehr guter Suspensarückhalt im AB und durch Filtration • sehr gute Reduzierung P_{ges} und CSB • Mehrfachbeladung der PAK
Nachteile	<ul style="list-style-type: none"> • Reaktionsmechanismen und -produkte sind teilweise unbekannt, • Wartung erfordert geschultes Personal oder externes Personal, • hohe Sicherheitsanforderungen an den Arbeitsschutz, da Ozon toxisch ist und als Reizstoff wirkt • hoher Energiebedarf 	<ul style="list-style-type: none"> • GAK-Austausch • Hoher Kohlebedarf in Vergleich zu anderen Varianten 	<ul style="list-style-type: none"> • höhere Schlammanfall als bei den anderen Varianten • betreuungsintensiv, da Dosierung von PAK, FHM und FM

9 Kosten

9.1 Allgemein

Die Wirtschaftlichkeit der drei betrachteten Varianten wurde anhand der Investitions- und Betriebskostenschätzung ermittelt. In einer Sensitivitätsanalyse wurde der Einfluss einzelner Kostengruppen und der betrieblichen Einstellungen auf die Jahreskosten betrachtet. Die im Rahmen dieser Studie erzielte Kostengenaugkeit beträgt +/- 50%.

9.2 Investitionskosten

Anhand der Bemessungen und der Auslegung sowie der zeichnerischen Darstellung der Varianten wurden für die betrachteten Lösungen die Investitionskosten, unterteilt in die Kostengruppen Bau-, Maschinen- und E-MSR-Technik, ermittelt. Die genaue Zusammenstellung enthält **Anlage 2**.

Grundlage der eingesetzten Preise waren aktuelle Ausschreibungsergebnisse in vergleichbaren Projekten sowie Richtpreisangebote von Herstellern.

Als Baunebenkosten wurden 25 % der Netto-Investitionssumme angesetzt. In nachfolgender Tabelle sind die Kosten zusammengestellt:

Tabelle 9-1: Investitionskosten für die Varianten 1 bis 3

Pos.-Nr	Text		Variante 1 Ozonung	Variante 2 GAK-Filtration	Variante 3 PAK m. Rücklaufkohle
1	Bautechnik	EUR	688.488,00	572.500,00	658.750,00
2	Maschinen- und Verfahrenstechnik	EUR	501.600,00	261.250,00	401.500,00
3	E-MSR-Technik	EUR	175.560,00	91.437,50	160.600,00
Summe Herstellungskosten, netto			1.365.648,00	925.187,50	1.220.850,00
	Nebenkosten (Ing.-Honorare, Gutachten, usw.)	EUR	341.412,00	231.296,88	305.212,50
Summe Baukosten, netto			1.707.060,00	1.156.484,38	1.526.062,50
	Mehrwertsteuer	EUR	259.473,12	175.785,63	231.961,50
Summe Baukosten, brutto			1.966.533,12	1.332.270,00	1.758.024,00
Anteil			148%	100%	132%

9.3 Betriebskosten

Für die Berechnung der Betriebskosten wurden folgende Werte mit dem Auftraggeber abgestimmt:

Strombezugskosten	0,18	EUR/kWh netto
Entsorgungskosten Schlamm:	105	EUR/Mg netto

Folgende Werte wurden seitens T&M angenommen:

Personal	40.000	EUR/(MA·a) netto
Pulveraktivkohle	1.500	EUR/Mg netto
Granulierte Aktivkohle	1.500	EUR/Mg netto
Flockungshilfsmittel	3.000	EUR/kg WS netto

Sauerstoff inkl. Tankmiete 0,25 EUR/kg netto

Für alle verbrauchsgebundenen Kosten wurden die mittleren Verbrauchsmengen aus der Bemessung und Auslegung der Varianten in **Anlage 1** herangezogen.

Für die Variante 3 ist die Dosierung von Flockungs- bzw. Fällmitteln (Me-Salzen) notwendig. In der Summe ist jedoch keine zusätzliche Menge notwendig, da die Dosierung der Fällmittel von der Belaubung (Simultanfällung) in die Adsorptionsstufe verlagert wird. Insgesamt ergeben sich damit keine erhöhten Kosten für den Einsatz von Me-Salzen als Fäll- und Flockungsmittel. Wie die Anlage in Sindelfingen zeigt, ist mit einem Mehranfall an Schlamm zu rechnen. Zum einen ist dies die dosierte Pulverkohle. Zum anderen ist dies Schlamm, der aus den zusätzlich gefällten Stoffen (Phosphor, CSB, u. Ä.) gebildet wird. Hierfür wurde für die Betriebskostenermittlung folgender Ansatz gewählt. Der Schlamm setzt sich zu einem Drittel aus der PAK und zu 2/3 aus Organika (CSB, AFS) und Fällprodukten zusammen.

Bei Variante 3 ist in jedem Fall der Einsatz von Flockungshilfsmitteln notwendig. Es wurden spezifische Kosten von 3.000 EUR/Mg Wirkstoff angesetzt. Weitere Werte sind der Betriebskostenberechnung in **Anlage 3** zu entnehmen. Für Wartung und Instandhaltung wurden folgende Prozentsätze der Netto-Investitionskosten angesetzt:

Bautechnik: 1,0 % der Investitionskosten/a

Maschinentechnik: 4,0 % der Investitionskosten/a

E-/MSR-Technik: 2,0 % der Investitionskosten/a

Die betriebsgebundenen Kosten beinhalten Personal- und Wartungs-/Instandhaltungskosten. Die verbrauchsgebundenen Kosten setzen sich aus den Energie-, den Chemikalien- und den Schlammwässerungs- sowie Schlammentsorgungskosten zusammen.

Tabelle 9-2: Betriebskosten für die Varianten 1 bis 3

		Variante 1 Ozonung	Variante 2 GAK-Filtration	Variante 3 PAK m. Rücklaufkohle
Betriebsgebundene Kosten	EUR	45.859,50	37.245,25	48.729,08
Verbrauchsgebundene Kosten	EUR	31.083,19	54.518,52	33.626,19
Summe Betriebskosten, netto	EUR	76.942,69	91.763,77	82.355,27
Mehrwertsteuer: 19%	EUR	14.619,11	17.435,12	15.647,50
Summe Betriebskosten, brutto	EUR	91.561,80	109.198,88	98.002,77
Anteil		100%	119%	107%

9.4 Jahreskosten

Die Jahreskosten wurden anhand folgender Vorgaben berechnet:

Betrachtungszeitraum 30 a

Nutzungsdauer Bautechnik 30 a

Nutzungsdauer Maschinentechnik 15 a

Nutzungsdauer E-/MSR-Technik 10 a

Realzinssatz 3 %

Die Nutzungsdauern lehnen sich an die Vorgaben der Landesarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) an. Der nominale Zinssatz von 3 % p. a. ist seit 1986 ein Standardwert, der sich auf einer Abstimmung des Bundes und der Länder zur Beurteilung von technischen Infrastrukturmaßnahmen gründet. Er kann auf Projekte in der Siedlungswasserwirtschaft übertragen werden.

Tabelle 9-3: Jahreskosten und spezifische Kosten für die Varianten 1 bis 3

		Ozonung	GAK-Filtration	PAK m. Rücklaufkohle
Kapitalgebundene Kosten	EUR	101.640,15	73.612,40	115.143,04
Betriebsgebundene Kosten	EUR	45.859,50	37.245,25	48.729,08
Verbrauchsgebundene Kosten	EUR	31.083,19	54.518,52	33.626,19
Summe Jahreskosten, netto	EUR	178.582,84	165.376,17	197.498,31
Mehrwertsteuer: 19%	EUR	33.930,74	31.421,47	37.524,68
Summe Jahreskosten, brutto	EUR	212.513,57	196.797,64	235.022,99
Anteil		108%	100%	119%

Spezifische Kosten bezogen auf die behandelte Abwassermenge in der Anlage zur Mikroschadstoffelimination				
spez. Kosten, netto	ct/m ³ Abwasser	27	25	30
spez. Kosten, brutto	ct/m ³ Abwasser	33	30	36

Spezifische Kosten bezogen auf die gebührenrelevante Jahresschmutzwassermenge (413.000 m ³)				
spez. Kosten, netto	ct/m ³ Abwasser	43	40	48
spez. Kosten, brutto	ct/m ³ Abwasser	51	48	57

Aus **Tabelle 9-3** ist erkennbar, dass Variante 3 die höchsten kapitalgebundenen Kosten und Variante 2 die höchsten Betriebskosten aufweisen.

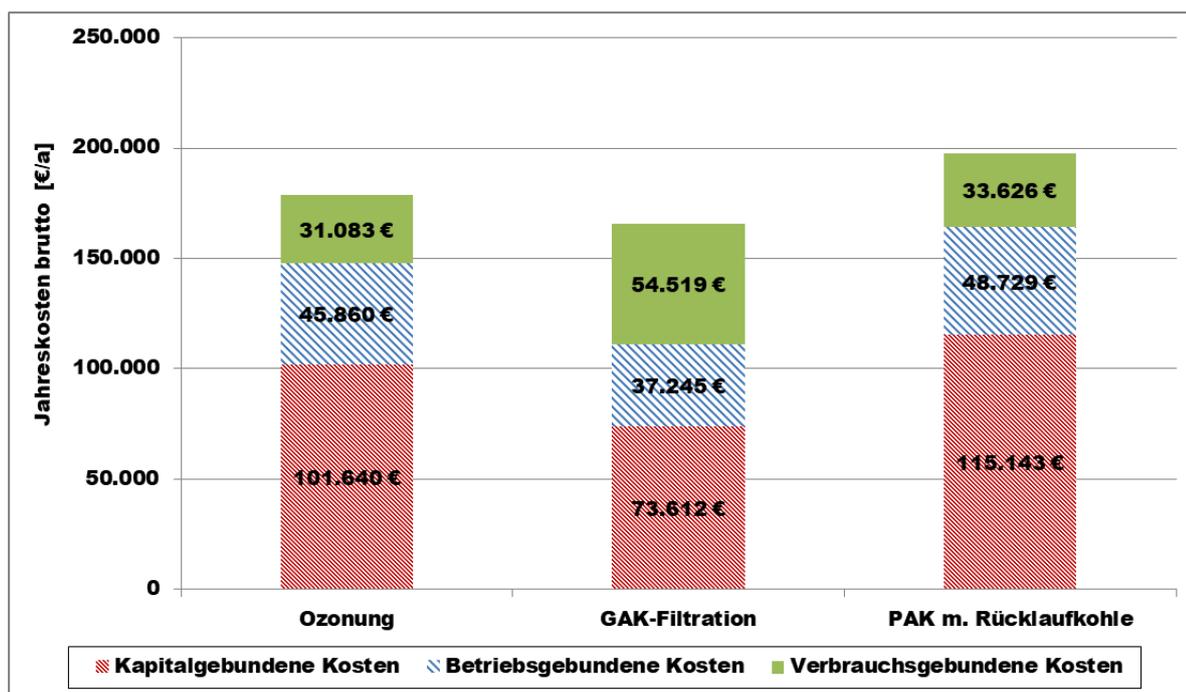


Abbildung 9-1: Anteile an den Jahreskosten

9.5 Einfluss der Fördermittel auf die Jahreskosten

Das Land Nordrhein-Westfalen fördert die Umrüstung von öffentlichen Abwasserbehandlungsanlagen mit innovativen Reinigungsverfahren. Auf der Basis der Förderrichtlinien „Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung“ werden Maßnahmen zur Elimination von Mikroschadstoffen bis zu 70% gefördert. Ab 2020 beträgt die Förderhöhe 50%. Bei einer Förderung der Erstinvestition reduzieren sich die Jahreskosten aller Varianten (siehe **Abbildung 9-2**).

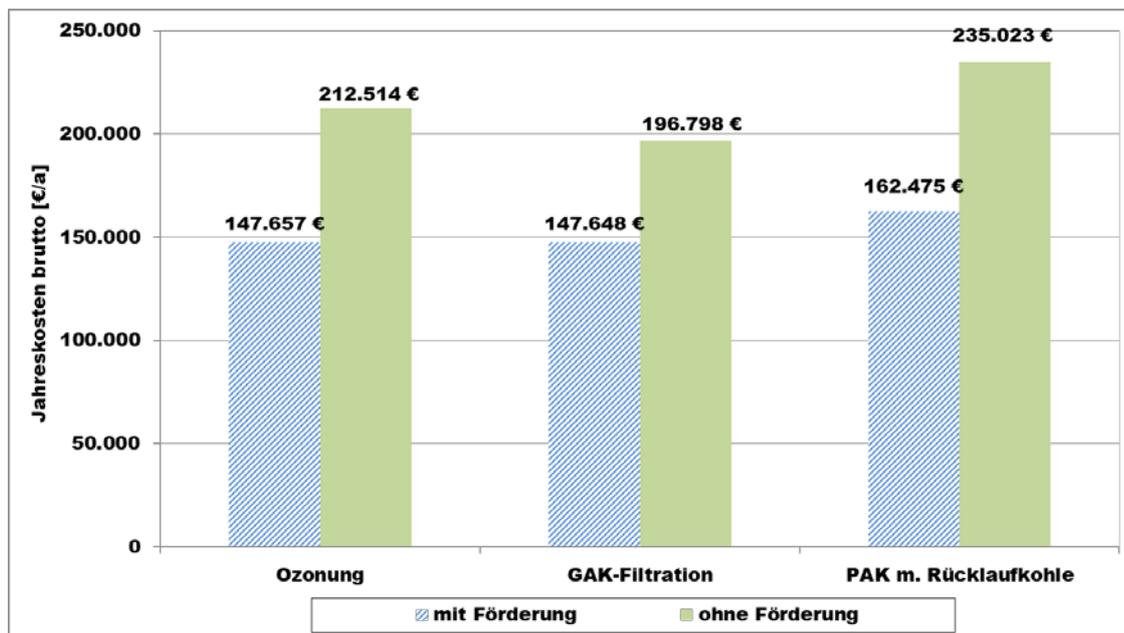


Abbildung 9-2: Vergleich der Jahreskosten unter Berücksichtigung von Fördermitteln

9.6 Sensitivitätsanalyse

Die Einflüsse von geänderten Verbrauchsmengen und deren spezifischen Kosten auf die Betriebs- und damit Jahreskosten wurden untersucht. Folgende Punkte wurden betrachtet:

- Steigerung der Energiekosten (elektrisch) um 20 % auf 0,22 EUR/kWh netto
- Steigerung Bezugskosten für Aktivkohle (PAK und GAK) und Flüssigsauerstoff um 10 %
- Reduzierung der Einsatzmengen Aktivkohle und Ozon um 20 %

In **Tabelle 9-4** sind die Abweichungen dargestellt. Rot und gelb deuten auf eine hohe bzw. mittlere Sensitivität hin, während grün einer niedrigen Sensitivität entspricht.

Die **Steigerung der Energiekosten** um 20 % führt bei der energieintensiven Variante 1 (Ozonung) zu einer Steigerung der Jahreskosten von rund 2,3 %. Bei Variante 2 ist die Kostensteigerung mit 0,7 % am geringsten, gefolgt von Variante 3 1,2 %.

Die **Steigerung der Bezugskosten** um 10 % für die Aktivkohle steigert die Jahreskosten von Variante 1 um 0,6%. Die Preissteigerung hat bei Variante 2 mit 3,0% den größten Einfluss. Bei Variante 3 erhöhen sich die Jahreskosten um 0,6%.

Die **Reduzierung der Einsatzmengen** um 20 % hat große Einflüsse auf die Jahreskosten. Bei Variante 3 würden durch die Reduzierung der Aktivkohlemenge die Jahreskosten um -1,2 % sinken. Bei der Variante 1 (Ozon) würde sich ebenfalls eine Reduzierung von -1,2 % ergeben. Die Verlängerung der GAK-Filter-Standzeit um 20 % verringert die Jahreskosten der Variante 2 um rund -4,9 %.

Zu beachten ist, dass die genauen Einsatzmengen nicht exakt vorausgesagt werden können. Sie sind abhängig vom Reinigungsziel, aber auch beispielsweise von der CSB-Fraktion im Ablauf der Nachklärung. Insbesondere bei der Ozon-Variante kann eine Reduzierung der Dosiermengen erwartet werden.

Tabelle 9-4: Sensitivitätsanalyse für die Varianten 1 bis 3

Jahreskosten, brutto		Variante 1 Ozonung	Variante 2 GAK-Filtration	Variante 3 PAK m. Rücklaufkohle
Jahreskosten		212.514 €	196.798 €	235.023 €
Steigerung der Energiekosten um	20%	217.378 €	198.160 €	237.805 €
Steigerung der Bezugskosten um	10%	213.780 €	202.604 €	236.417 €
Reduzierung der Einsatzmengen um	-20%	209.980 €	187.120 €	232.236 €

Differenz		Variante 1 Ozonung	Variante 2 GAK-Filtration	Variante 3 PAK m. Rücklaufkohle
Steigerung der Energiekosten um	20%	4.864 €	1.362 €	2.782 €
Steigerung der Bezugskosten um	10%	1.267 €	5.807 €	1.394 €
Reduzierung der Einsatzmengen um	-20%	-2.534 €	-9.678 €	-2.787 €

Differenz		Variante 1 Ozonung	Variante 2 GAK-Filtration	Variante 3 PAK m. Rücklaufkohle
Steigerung der Energiekosten um	20%	2,3%	0,7%	1,2%
Steigerung der Bezugskosten um	10%	0,6%	3,0%	0,6%
Reduzierung der Einsatzmengen um	-20%	-1,2%	-4,9%	-1,2%

10 Bewertung

Neben den Kosten sind noch weitere Kriterien, wie Reinigungsleistung, Betriebssicherheit, Bildung von Abbauprodukten, Betriebs- und Wartungsaufwand, Sensitivität bei Kostensteigerungen, für die Bewertung der Varianten wichtig. In der nachfolgenden Bewertungsmatrix wurden diese Kriterien zusammengestellt und gewichtet. Die Variante mit der jeweils höchsten Punktzahl ist als Vorzugsvariante anzusehen.

Tabelle 10-1: Bewertungsmatrix für die Varianten 1 bis 3

Kriterium	Wichtung	Wertung					
		Variante 1 Ozonung		Variante 2 GAK-Filtration		Variante 3 PAK m. Rücklaufkohle	
		Punkte	gewichtet	Punkte	gewichtet	Punkte	gewichtet
Jahreskosten	0,40	4	1,60	5	2,00	3	1,20
Reinigungsleistung P _{ges} /CSB (zusätz. Reduk.)	0,10	4	0,40	4	0,40	5	0,50
Bildung Nebenprodukte	0,05	3	0,15	5	0,25	5	0,25
Erfahrungen/Referenzen	0,05	4	0,20	4	0,20	5	0,25
Betriebs- und Wartungsaufwand	0,05	3	0,15	3	0,15	3	0,15
Betriebssicherheit	0,05	4	0,20	5	0,25	4	0,20
Sensitivität Kostensteigerungen	0,05	4	0,20	4	0,20	4	0,20
Schlammproduktion	0,20	5	1,00	3	0,60	5	1,00
CO ₂ -Bilanz	0,05	4	0,20	5	0,25	4	0,20
Summe	1,00	35	4,10	38	4,30	38	3,95

Wertung nach Punkten
(steigende Punkte → bessere Wertung)

1 = ungenügend
5 = sehr gut

Die **Jahreskosten** werden mit einer Wichtung von 40 % eingestuft.

Die **Reinigungsleistung** P_{ges} und **CSB** wurde in Nordwalde mit 10 % gewichtet. Sehr gute Ergebnisse hat hier die Variante 1 (PAK mit RLK) in Sindelfingen für P_{ges} erzielt. Bei Variante 2 wird eine Reduktion des CSB (DOC) durch Adsorption erwartet. Variante 2 erhält hier vier Punkte. Bei Variante 1 (Ozon) sind die zu erwartenden Effekte geringer. Daher werden für Variante 3 ebenfalls nur vier Punkte vergeben. Allein Variante 1 erhält fünf Punkte in diesem Kriterium.

Die **Bildung von Transformationsprodukten** ist beim Einsatz von oxidativen Verfahren wie dem Ozon gegeben. In Versuchen wurde die Bildung bestätigt. Durch eine nachgeschaltete biologische Stufe können diese Produkte wieder abgebaut werden. Dies erfolgt auch in Variante 1. Um der besonderen Bedeutung dieses Punktes Rechnung zu tragen, wurde die Ozonvariante hier mit drei Punkten bewertet. Variante 2 und 3, wo keine Abbauprodukte entstehen können, erhalten beide fünf Punkte.

Für die vorgestellten Varianten ist die Situation hinsichtlich **Erfahrungen und Referenzen** unterschiedlich. Für die Variante 1 (PAK mit Rücklaufkohle) liegen derzeit sehr gute Erfahrungen vor. Derzeit sind Anlagen bis ca. 1.500 l/s in Betrieb. Daher werden hier fünf Punkte vergeben. Für die GAK-Filtration sowie Ozonung mit nachgeschaltetem Sandfilter liegen gute Erfahrungen vor. Insgesamt ist die Referenz- und Erfahrungslage jedoch geringer als bei der PAK-Dosierung mit Rücklaufkohle. Deshalb werden an diese Varianten vier Punkte vergeben.

Der **Betriebs- und Wartungsaufwand** ist für den Betrieb der Kläranlage ein wichtiger Punkt. Hier wurden alle Varianten mit 3 Punkten bewertet. Die Komplexität der Erzeugungsanlage bei der Ozonung, die vielen Betriebspunkte bei der PAK-Anlage sowie der turnusmäßige Austausch des Filtermaterials bei der GAK-Filtration stellen einen besonderen Betriebsaufwand dar.

Beim Punkt **Betriebssicherheit** wird das Verhalten des Verfahrens beim Ausfall eines Aggregates bewertet, auch inwieweit durch redundante Anlagenteile ein Weiterbetrieb und die Einhaltung der Reinigungsziele möglich sind. Die Auswirkungen auf weitere Anlagenteile werden in die Beurteilung einbezogen. Die höchste Betriebssicherheit (5 Punkte) weist die GAK-Filtration auf. Die Anlage ist sehr stabil zu betreiben. Weiterhin ist keine Dosierung erforderlich. Mit vier Punkten wird Variante 3 bewertet. Aufgrund der verschiedenen Aggregate und Pumpen, die für die Dosierung von PAK, Me-Salzen und Flockungshilfsmittel sowie die Rücklaufkohleförderungen erforderlich sind, wird die Betriebssicherheit etwas schlechter als bei der GAK-Filtration bewertet. Bei Ausfall der PAK-Dosierung erfolgt weiterhin die Spurenstoffelimination, da durch den Rücklaufstrom der Zulauf weiterhin mit Aktivkohle behandelt wird. Die Variante 1 (Ozonung) wird ebenfalls mit vier Punkten bewertet.

Die **Sensitivität** gegenüber **Kostensteigerungen** bei den Betriebsmitteln ist über die Laufzeit der Anlage zu betrachten, wie schon im **Abschnitt 9.6** dargestellt. Hier zeigt die Variante 3 (PAK mit Rückführung) die geringsten Einflüsse auf Kostensteigerungen. Sie wird daher mit 4 Punkten bewertet. Die Variante 1 (Ozonung) folgt und erhält ebenfalls 4 Punkte, da die Abweichungen gering sind. Die Variante 2 reagiert am empfindlichsten auf Kostensteigerungen. Allerdings gibt es bei Reduzierungen der Einsatzmengen ein deutliches Einsparpotential. Diese Variante bekommt auch 4 Punkte.

Bei der Variante 3 ist mit einer zusätzlichen **Schlammproduktion** durch die PAK zu rechnen. Da die Schlammbehandlung und -entsorgung wichtige Kostenfaktoren sind, wird die Variante 3 mit 3 Punk-

ten bewertet. Bei den Varianten 1 und 2 ist keine Mehrproduktion zu erwarten, sodass beide 5 Punkte in diesem Kriterium erhalten.

In letzter Zeit ist die **Nachhaltigkeit (CO₂-Emissionen)** von Verfahren gerade auch bei der Elimination von Mikroschadstoffen immer stärker in den Fokus gerückt. Die Bewertung ist derzeit noch schwierig, da entsprechend weitreichende Untersuchungen noch nicht abgeschlossen sind. Aufgrund der Möglichkeit zur Reaktivierung und Wiederverwendung der GAK wird dieses Verfahren mit 5 Punkten bewertet. Die anderen Verfahren bekommen nur 4 Punkte.

In der **Summe** schneidet Variante 2 (GAK-Filtration) mit 4,30 Punkten am besten ab, gefolgt von Variante 1 (Ozonung) mit 4,10 Punkten. Die Variante 3 (PAK-Dosierung mit Rücklaufkohle) hat mit 3,95 Punkten die niedrigste Bewertung.

11 Zusammenfassung

Im Rahmen der Studie zur Ertüchtigung und Erweiterung der Kläranlage Nordwalde in Bezug auf die Elimination von anthropogenen Spurenstoffen (4. Reinigungsstufe) wurden folgende drei Verfahrensvarianten untersucht, die mit dem Auftraggeber abgestimmt wurden:

Variante 1: Ozonung mit nachgeschaltetem Sandfilter

Variante 2: GAK-Filtration

Variante 3: Pulveraktivkohledosierung mit Rücklaufkohle

Die Screening-Ergebnisse zeigten, dass die Konzentrationen der untersuchten Spurenstoffe im Ablauf der Kläranlage Nordwalde sich größtenteils mit Werten aus der Literatur vergleichen lassen.

Die ausgewählten Varianten wurden auf ihre Umsetzbarkeit geprüft und zeichnerisch in Lageplanausschnitten dargestellt. Basierend auf den Abschätzungen der Betriebs- und Investitionskosten wurden die Jahreskosten ermittelt. Die Bewertung der einzelnen Varianten erfolgte anhand einer Entscheidungsmatrix, in der neben den Jahreskosten noch weitere Kriterien berücksichtigt wurden. Maximal konnte eine Punktzahl von 5 Punkten erreicht werden.

Die höchste Punktzahl erreicht Variante 2 (GAK-Filtration) mit 4,30 Punkten. Die Variante 1 (Ozonung) kommt auf den zweiten Platz mit 4,10 Punkten. Die Variante 3 (PAK-Dosierung mit Rücklaufkohle) liegt mit 3,95 Punkten auf dem dritten Platz.

Die GAK-Filtration (Variante 2) lag in der Bewertungsmatrix auf dem ersten Platz. Für dieses Verfahren sprechen die hohe Betriebssicherheit und der vergleichsweise niedrige Betriebsaufwand. Die relativ geringe prognostizierte Standzeit der Aktivkohle im Filter führt zu hohen Verbrauchskosten. Die GAK-Filtration ist gegenüber Kostensteigerungen bei den Verbrauchsmaterialien am anfälligsten. Der Energiebedarf liegt auf einem niedrigen Niveau. Bei Variante 2 ist grundsätzlich neben dem beschriebenen Einsatz von Frischkohlen bzw. reaktivierten Kohlen auch der Einsatz von vorbeladenen Kohlen aus der Trinkwasseraufbereitung möglich. Das Konzentrationsniveau der Spurenstoffe ist in der Trinkwasseraufbereitung i. d. R. niedriger als im Abwasserbereich, sodass diese Kohlen in der vierten Reinigungsstufe weiterbeladen werden könnten. Die Eignung sollte vor dem Einsatz in jedem Fall durch Versuche bzw. eine Pilotierung untersucht werden. In Abhängigkeit von den erreichbaren

Standzeiten dieser Kohlen ist dann die Wirtschaftlichkeit des Einsatzes zu bewerten. Die Bemessungsgrundlage von 8.000 Bettvolumina beinhaltet ein Optimierungspotential.

Die Ozonung mit nachgeschaltetem Sandfilter (Variante 1) lag in der Bewertungsmatrix auf dem zweiten Platz. Die Betriebs- und Jahreskosten sind stark von der angewandten Ozondosis abhängig. In der Berechnung wurde derzeit von einer vergleichsweise hohen Dosis (7 mg/l) ausgegangen. Sollte sich diese Annahme bestätigen oder noch geringere Dosen möglich sein, so könnte dieses Verfahren wirtschaftlich interessanter werden. Der Einsatz von Ozon bedingt einen hohen Energiebedarf auf der Kläranlage für die Erzeugung des Ozons. Damit reagieren die Ozonvarianten generell sensitiver auf Kostensteigerungen beim Strombezug.

Variante 3 (PAK mit Rücklaufkohle) lag in der Bewertungsmatrix auf dem letzten Platz. Neben der Pulveraktivkohle wird in diesem Verfahren noch Flockungs- und Flockungshilfsmittel dosiert. Auf der einen Seite führt dies zu einem erhöhten Betriebsaufwand, auf der anderen Seite kann damit auch direkt auf eine Veränderung der Rohwasserbeschaffenheit bzw. der Ablaufziele reagiert werden. Die Erfahrungen aus Baden-Württemberg zeigen, dass ein sehr sicherer Betrieb möglich ist.

Durch die Rückführung der Aktivkohle ist eine gute Nutzung der Adsorptionskapazität der Kohle gegeben. Das Verfahren reagiert damit auf Preisschwankungen bei der Aktivkohle weniger sensitiv. Das Verfahren führt neben der Spurenstoffelimination noch zu einer Reduzierung bei den Parametern CSB und P_{ges} . Gegenüber den anderen Verfahren ist der Einfluss hier höher zu bewerten. Bei der PAK-Dosierung ist der zusätzliche Schlammfall im Vergleich zu den anderen Verfahren erhöht. Der Schlamm enthält neben der Kohle noch Fällprodukte und Organik. Der Energiebedarf liegt im Vergleich zur Ozonierung auf einem niedrigen Niveau.

Die TUTTAHS & MEYER Ing.-GmbH empfiehlt Variante 2 (GAK-Filtration) für weitere Untersuchungen auf der Kläranlage Nordwalde zu berücksichtigen.

12 Einschätzung des Handlungsbedarfes

Hinsichtlich der Spurenstoffgehalte in den Abwasserproben liegt die Kläranlage Nordwalde im Vergleich mit anderen Kläranlagen im Mittelfeld. Die Studie zeigt, dass bei kleineren Kläranlagen die spezifischen Behandlungskosten in der Regel höher liegen als bei größeren Anlagen. In Nordwalde betragen die Behandlungskosten im Durchschnitt 0,52 EUR brutto/m³, bezogen auf die gebührenrelevante Jahresabwassermenge und ohne Berücksichtigung von Fördergeldern.

Ein dringender Handlungsbedarf zur kurzfristigen Realisierung einer Anlage zur Mikroschadstoffelimination in Nordwalde ist trotz des schwachen Vorfluters aus planerischer Sicht nicht gegeben. Der Fokus liegt derzeit eindeutig auf Kläranlagen der Größenklasse 5 mit einer Ausbaugröße von mehr als 100.000 E sowie Kläranlagen im Einzugsgebiet von Trinkwassergewinnungsanlagen.

Literaturverzeichnis

Abegglen u. a. 2009

Abegglen, C.; Escher, B.; Hollender, J.; Koepke, S.; Ort, C.; Peter, A.; Siegrist, H.; von Gunten, U.; Zimmermann, S.; Koch, M.; Niederhauser, P.; Schärer, M.; Braun, C.; Gälli, R.; Junghans, M.; Brocker, S.; Moser, R.; Rensch, D.: Ozonung von gereinigtem Abwasser – Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf; Studie der Eawag im Auftrag des Bundesamts für Umwelt (CH), 2009, Download unter: www.eawag.ch/medien/bulletin/20090616/schlussbericht.pdf.

ATV-A 203

DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.: ATV-Arbeitsblatt A 203/Abwasserfiltration durch Raumfilter nach biologischer Reinigung, April 1995.

Aus der Beek u.a. 2017

Aus der Beek, T.; Weber, F.; Bergmann, A.; Hickmann, S.; Ebert, I.; Küster, A.; Hein, A.; Umweltbundesamt. Arzneimittelrückstände in der Umwelt – Ein globales Problem? IWW Zentrum Wasser, Mühlheim an der Ruhr, 2017.

Bornemann u. a. 2012

Bornemann, C.; Hachenberg, M.; Kazner, C.; Herr, J.; Jagemann, P.; Lyko, S.; Benstöm, F.; Montag, D.; Platz, S.; Wett, M.; Kaub, J. M.; Kolisch, G.; Osthoff, T.; Rolfs, T.; Stepkes, H.: Teilprojekt 5: Er-tüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle. Abschlussbericht, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, 2012.

Breitbach u. Bathen 2001

Breitbach, Marc; Bathen, Dieter: Adsorptionstechnik. 1. Auflage. Springer-Verlag, 2001. – ISBN 9783540419082.

Cooney 1998

Cooney, D. O.: Adsorption Design for Wastewater Treatment. 1. Auflage. CRC, 1998. – ISBN 9781566703338

DVGW W 239

DVGW W 239 (A) März 2011. Entfernung organischer Stoffe bei der Trinkwasseraufbereitung durch Adsorption an Aktivkohle.

DWA 2008

Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (Hrsg.): Anthropogene Spurenstoffe im Wasserkreislauf – Arzneistoffe. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, 5/2008 (DWA-Themen). – ISBN 9783940173744.

Engelmann u.a. 2011

Engelmann, U.; Rohde, S.; Ziegler, K.: Arzneistoffbericht 2011 - Arzneimittelwirkstoffe, Antibiotika und Röntgenkontrastmittel in Abwassereinleitungen und Fließgewässern in Sachsen, Dresden 2011.

Grünebaum u. a. 2012

Grünebaum, T.; Herbst, H.; Keysers, C.; Lyko, S.; Türk, J.: Mikroschadstoffelimination mit Ozon: Bei-

spiele für Kläranlagen; Vortrag auf dem 2. Fachsymposium Mikroschadstoffe. NRW 2012; Elimination von Mikroschadstoffen, Keimen und Bakterien in kommunalen Kläranlagen am 21.06.2012 in Düsseldorf.

Gujer 1999

Gujer, Willi: Siedlungswasserwirtschaft. 1. Auflage. Springer-Verlag, 1999.

Herbst u. a. 2011

Herbst, H.; Kaufmann, M.; Türk, J.; Launer, M.: Abwasser ozonierung Kläranlage Duisburg-Vierlinden – Auslegung – Bau – erste Betriebsergebnisse. In Innovation und Flexibilität – Systemoptimierung und Systemerweiterung; Tagungsband der 25. Karlsruher Flockungstage 2011, Schriftenreihe SWW (Bd. 141), Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe, ISBN 978-3-9813069-4-1.

Joss u. a. 2005

Joss, Adriano; Keller, Elvira; Alder, Alfredo C.; Göbel, Anke; McArdell, Christa S.; Ternes, Thomas; Siegrist, Hansruedi: Removal of pharmaceuticals and fragrances in biological wastewater treatment. In: Water Res 39 (2005), Sep, Nr. 14, S. 3139–3152.

Kompetenzzentrum Spurenstoffe BW 2013

<http://www.koms-bw.de>, Abruf: 01.09.2013

Kümmel u. Worch 1990

Kümmel, R.; Worch, E.: Adsorption aus wässrigen Lösungen. 1. Auflage. VEB Dt. Verl. für Grundstoffindustrie, 1990.

Meyer 1979

MEYER, Hermann: Untersuchung zur weitergehenden Reinigung biologisch gereinigten Abwassers – Die praktische Anwendung der Abwasserfiltration und ihre Bedeutung in der Abwassertechnologie; Schriftenreihe GWA, Bd. 35, 1979.

Meyer 2008

MEYER, Hermann: Abwasserreinigung – Qua vadis?, in GWF Wasser, Abwasser, 149, Nr. 4, 2008.

MUNLV 2004

MUNLV NRW: Untersuchung zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen. 2004 – Forschungsbericht.

Nahrstedt u. a. 2011

Nahrstedt, A.; Alt, K.; Barnscheidt, I.; Fritzsche, J.; Sürder, T.; Burbaum, H.; Klak, A.: CSB- und Spurenstoffelimination am Aktivkohlefestbettfilter. Abschlussbericht, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, 2011.

Palmowski u. a. 2011

Palmowski, L.; Veltmann, K.; Mousel, D.; Mauer, C.; Simsheuser, C.; Schmitz, U.; Eckers, S.; Jagemann, P.; Thöle, D.; Riße, H.; Gredugk-Hoffmann: Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen – Phase I. Abschlussbericht, gerichtet an das Ministerium für Klima-

schutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, 2011.

Pinnekamp u. a. 2010

Pinnekamp, Johannes; Keyers, Christoph; Montag, David; Veltmann, Karin: Elimination von Mikro-roschadstoffen – Stand der Wissenschaft. In: Gewässerschutz – Wasser – Abwasser (GWA) 220 (2010), S. 28/1 – 28/21.

Schröder und Grömping 2013

Schröder, Karl-Heinz; Grömping, Markus: Einsatz von Aktivkohle auf der Kläranlage Gütersloh-Putzhagen, Vortrag auf dem DWA-Praxisseminar „Strategien zur Spurenstoffelimination auf Kläranlagen“ am 2. Juli 2013 in Gütersloh, Juli 2013.

Schwentner u. a. 2013a

Schwentner, G; Kremp, W.; Mauritz, A; Hein, A.; Metzger, S; Rössler, A.: Kosten in der weitergehenden Abwasserreinigung mit PAK – Teil 1, in Wasserwirtschaft – Wassertechnik (wwt), 63, Nr. 4, 2013.

Schwentner u. a. 2013b

Schwentner, G; Kremp, W.; Mauritz, A; Hein, A; Metzger, S; Rössler, A.: Kosten in der weitergehenden Abwasserreinigung mit PAK – Teil 2, in Wasserwirtschaft – Wassertechnik (wwt), 63, Nr. 5, 2013.

Siegrist 2013

Siegrist, H.-R.: Energieverbrauch für die weitergehende Spurenstoffelimination – Maßnahmen zur Reduktion, in: Schriftreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum, Band 65, 31. Bochumer Workshop, Klimaschutz und Energiewende – Welchen Beitrag liefert der Abwassersektor?, 2013

Sontheimer u. a. 1985

Sontheimer, H.; Frick, B.; Fettig, J.; Hörner, G.; Hubele, C.; Zimmer, G.: Adsorptionsverfahren zur Wasserreinigung. DVGW Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (TH), 1985.

Ternes u. a. 2003

Ternes, T. A.; Stüber, J.; Herrmann, N.; McDowell, D.; Ried, A.; Kampmann, M.; Teiser, B.: Ozonation: A tool for removal of pharmaceuticals contrast media and musk fragrances from wastewater?, Water Research, 37, 1976 – 1982, 2003.

Worch 1997

Worch, E.: Wasser- und Wasserinhaltsstoffe – eine Einführung in die Hydrochemie. Teubner-Verlag, Stuttgart-Leipzig, 205 S, 1997.

Worch 2004

Worch, E.: Vorlesungsunterlagen, Technische Universität Dresden, 2004.

Anlagen

**Anlage 1:
Vorbemessung Varianten 1 bis 3**

**Anlage 2:
Investitionskosten Varianten 1 bis 3**

**Anlage 3:
Betriebskosten Varianten 1 bis 3**

**Anlage 4:
Jahreskosten Varianten 1 bis 3**

Anlage 5: Ergebnisse Screening