



Machbarkeitsstudie zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Emsdetten-Austum

Abschlussbericht

Impressum

Auftraggeber: Stadt Emsdetten

Auftragnehmer: **Sweco GmbH**
Postfach 30 01 06
50771 Köln

Graeffstraße 5
50823 Köln

Bearbeitung: Dipl.-Ing. (FH) Christian Maus M.Sc.
Juliane Schulz, M. Sc.
Dr. Demet Antakyali

Laboranalytik: **OWL Umweltanalytik GmbH**
Westring 93
33818 Leopoldshöhe

Dr. Reinhard Noll

Bearbeitungszeitraum: September 2015 – November 2016

Inhaltsverzeichnis

		Seite
Inhaltsverzeichnis		I
Abbildungsverzeichnis		IV
Tabellenverzeichnis		VI
Abkürzungsverzeichnis		VIII
1	Veranlassung	1
1.1	Hintergründe der Mikroschadstoffelimination	1
1.2	Kurzbeschreibung des Einzugsgebiets und des Gewässers	2
1.3	Kurzbeschreibung der Abwasserbehandlungsanlage	3
2	Abwassereigenschaften	7
2.1	Übersicht zu Analysen und Methodik	7
2.2	Standardabwasserparameter	7
2.3	Mikroschadstoffe	9
2.3.1	Diskussion von Grenzwerten für Mikroschadstoffe bei der Abwasserbehandlung	9
2.3.2	Screening auf Mikroschadstoffe in Emsdetten	13
2.3.3	Ergebnisse der Untersuchungen	14
2.3.4	Bewertung des Mikroschadstoffeintrags über den Kläranlagenablauf in die Ems – Vergleich zu anderen Mikroschadstoffeinträgen in der Region	15
2.4	Bromidkonzentrationen und Ozonzehrung	19
3	Stand der Technik im Bereich der Mikroschadstoffelimination	20
3.1	Übersicht	20
3.2	Oxidative Verfahren	20
3.2.1	Ozonung	20
3.3	Adsorptive Verfahren	24
3.3.1	Grundlagen	24
3.3.2	Aktivkohleadsorption mittels granulierter Aktivkohle (GAK)	24
3.3.3	Aktivkohleadsorption mittels pulverisierter Aktivkohle (PAK)	26
3.4	Physikalische Verfahren	30
3.5	Großtechnische Anlagen zur Mikroschadstoffelimination im In- und Ausland	31
3.5.1	Ozonung	31
3.5.2	Adsorptive Verfahren	31

4	Auslegungswerte der Stufe zur Mikroschadstoffelimination	33
4.1	Auslegungswassermenge	33
4.2	Eliminationsraten	35
5	Ausarbeitung von technischen Anlagenkonzepten	36
5.1	Auswahl der Varianten	36
5.1.1	Einleitung	36
5.1.2	Strukturelle Randbedingungen auf der Kläranlage Emsdetten-Austum	36
5.1.3	Randbedingungen resultierend aus Abwassereigenschaften	38
5.1.4	Auswahl der zu betrachtenden Varianten	39
5.2	Variante 1: Ozonung im Bereich des Schönungsteichs	40
5.2.1	Integration auf der Kläranlage Emsdetten-Austum	40
5.2.2	Ozonerzeugung	41
5.2.3	Ozoneintrag und Ozondosierung	42
5.2.4	Kontaktreaktor	43
5.2.5	Nachbehandlung	43
5.3	Variante 2: PAK-Dosierung vor den bestehenden Flockungsfilter	44
5.3.1	Integration auf der Kläranlage Emsdetten-Austum	44
5.3.2	Kontaktreaktor und Abscheideeinheit	45
5.3.3	Pulveraktivkohlelager- und Dosieranlage	46
5.3.4	Fällmitteldosierung	47
5.4	Variante 3: PAK-Dosierung in eine nachgeschaltete Membranstufe in den Becken der bestehenden Flockungsfiltration	47
5.4.1	Integration auf der Kläranlage Emsdetten-Austum	47
5.4.2	Abscheideeinheit	48
5.4.3	Kontaktreaktor	51
5.4.4	Pulveraktivkohlelager- und Dosieranlage	51
5.4.5	Fällmitteldosierung	52
5.5	Variante 4: GAK-Filtration in bestehender Flockungsfiltration	52
5.5.1	Integration auf der Kläranlage Emsdetten-Austum	52
5.5.2	Vorhandener Filter	53
5.5.3	Auslegung der GAK-Filtration	54
5.5.4	Spülwasser- und Rückspülwasserspeicher	57
5.5.5	Filterstandzeit und GAK-Bedarf	58
6	Kostenermittlung	60
6.1	Grundlagen	60
6.1.1	Berechnungsmethode	60

6.1.2	Annahmen zur Betriebskostenberechnung	60
6.2	Variante 1: Ozonung mit Nachbehandlung im bestehenden Filter	61
6.3	Variante 2: PAK-Dosierung vor den bestehenden Filter	62
6.4	Variante 3: PAK-Dosierung vor den bestehenden Filter und Abscheidung mittels Membranen in den Filterzellen	63
6.5	Variante 4: GAK-Filtration im bestehenden Flockungsfilter	64
6.6	Zwischenfazit (Jahreskosten: Teilstrom- und Vollstrombehandlung)	65
6.7	Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe	66
7	Variantenbewertung	68
7.1	Vorgehensweise zur Verfahrensbewertung	68
7.2	Verfahrensbewertung mit und ohne Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe	68
8	Empfehlung	72
8.1	Erfordernis zur Mikroschadstoffelimination	72
8.2	Verfahrensempfehlung	73
	Literaturverzeichnis	75

Abbildungsverzeichnis

	Seite
Abbildung 1-1: Lage der Kläranlage Emsdetten-Austum sowie der drei größten angeschlossenen Indirekteinleiter	2
Abbildung 1-2: Einleitstelle der Kläranlage in die Ems	3
Abbildung 1-3: Luftaufnahme der Kläranlage Emsdetten-Austum mit der Ems als Vorfluter am oberen Bildrand (Google, 2015)	3
Abbildung 1-4: Fließschema der Kläranlage Emsdetten-Austum (Lohse et al., 2000)	4
Abbildung 1-5: Luftbild mit Lageplanskizze Klärschlammvererdung Emsdetten-Austum (EKO-Plant, 2014)	5
Abbildung 2-1: Mikroschadstoffeinträge in der Region Emsdetten	16
Abbildung 3-1: Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffelimination	20
Abbildung 3-2: Schematische Darstellung der Einbindung einer Ozonung in den bestehenden Klärprozess (KOM-M.NRW, 2015a)	21
Abbildung 3-3: Ozon-Eintragssysteme, Injektor (links) und Diffusor (rechts)	22
Abbildung 3-4: Schematische Darstellung der Einbindung einer GAK-Filtration in den bestehenden Klärprozess (KOM-M.NRW, 2015a)	24
Abbildung 3-5: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in einer separaten Adsorptionsstufe (KOM-M.NRW, 2015a)	27
Abbildung 3-6: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung vor der abschließenden Abwasserfiltration (KOM-M.NRW, 2015a)	28
Abbildung 3-7: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung vor Membranmodule	28
Abbildung 3-8: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in den Zulauf zur Filtration mit separatem Kontaktbecken (Flockungsraum) (nach Herbst und Hilbig, 2012)	29
Abbildung 3-9: Schematische Darstellung der simultanen PAK-Dosierung im Belebungsbecken (KOM-M.NRW, 2015a)	29
Abbildung 4-1: Ablaufwassermengen (2h-Mittel) der Kläranlage Emsdetten-Austum (08/2013 bis 08/2015)	34
Abbildung 4-2: Anteil der behandelbaren Jahresabwassermenge in Abhängigkeit von der Behandlungswassermenge der Stufe zur Mikroschadstoffelimination	34
Abbildung 5-1: Potentielle Flächen zum Bau der vierten Reinigungsstufe in Emsdetten	37
Abbildung 5-2: Wasserspiegellagen auf der Kläranlage Emsdetten-Austum im Bereich Nachklärung – Ablauf Kläranlage (Angaben in m ü. NN)	37
Abbildung 5-3: Anordnungsskizze der Variante 1 auf der Kläranlage Emsdetten-Austum	41
Abbildung 5-4: Fließbild der Variante 1 mit biologischer Nachbehandlung im Flockungsfilter	42
Abbildung 5-5: Anordnungsskizze der Variante 2 auf der Kläranlage Emsdetten-Austum	44
Abbildung 5-6: Fließbild der Variante 2	46
Abbildung 5-7: Anordnungsskizze der Variante 3 auf der Kläranlage Emsdetten-Austum	48
Abbildung 5-8: Fließbild der Variante 3	48

Abbildung 5-9:	Beispielhafte Skizze für die Ausrüstung ehemaliger Filterzellen mit Membranmodulen	49
Abbildung 5-10:	Membranmodul (links) und Kassette mit Membranmodulen (rechts) des Systems ZeeWeed 500 (GE, 2016a; GE, 2016b)	49
Abbildung 5-11:	Mögliche Anordnung der Membrankassetten in der Filterzelle	50
Abbildung 5-12:	Anordnungsskizze der Variante 4 auf der Kläranlage Emsdetten-Austum	53
Abbildung 5-13:	Fließbild der Variante 4	53
Abbildung 5-14:	Querschnitt der bestehenden Flockungsfiltration am Beispiel der Filtereinheit 5	54
Abbildung 5-15:	Bemessungsdiagramm für die Auslegung der GAK-Stufe in Emsdetten-Austum	56
Abbildung 5-16:	Versuchsaufbau der GAK-Versuche im Ablauf einer Kläranlage mit Vorlagebehältnis, Schlauchpumpen und Kleinfilterschnelltest GAK-Säulen	59

Tabellenverzeichnis

	Seite
Tabelle 2-1: Im Vorfeld der Untersuchungen abgestimmter Umfang des Screenings und Analysenmethode	7
Tabelle 2-2: Standardabwasserparameter (Mittelwerte) der Jahre 2012 – 2014 im Ablauf der Kläranlage	8
Tabelle 2-3: Ermittlung der Standardabwasserparameter im Rahmen des Mikroschadstoffscreenings	8
Tabelle 2-4: Zielwerte für ausgewählte organische Inhaltstoffe (Auszug ARW et al., 2010)	10
Tabelle 2-5: Zielwerte für ausgewählte organische Inhaltsstoffe (nach MKULNV, 2015)	11
Tabelle 2-6: Quellenerläuterung zu Tabelle 2-5	12
Tabelle 2-7: Bewertungsmaßstab der Mikroschadstoffkonzentrationen in der Ems	13
Tabelle 2-8: Konzentrationen der Mikroschadstoffe in der Ems mit Einordnung hinsichtlich der Gewässergüte	14
Tabelle 2-9: Vorschlag für Indikatorsubstanzen für das Monitoringprogramm	15
Tabelle 2-10: Vergleich der Mikroschadstoffscreenings im Rahmen der Machbarkeitsstudien für die Kläranlagen Emsdetten-Austum, Saerbeck (Rummler und Harmjanßen, 2015), Greven (Rummler und Harmjanßen, 2014) und Rheine-Nord (Biebersdorf et al., 2015)	17
Tabelle 2-11: Mikroschadstoffkonzentrationen vor und nach der Einleitstelle des Kläranlagenablaufs in die Ems sowie im Ablauf der Kläranlage Emsdetten-Austum	18
Tabelle 2-12: Bromid- und Bromatkonzentrationen im Ablauf der Flockungsfiltration	19
Tabelle 3-1: Werte für die Leerbettkontaktzeit und die Filterbettgeschwindigkeiten aus den großtechnischen Untersuchungen in NRW (KOM-M.NRW, 2015b)	25
Tabelle 3-2: Eliminationsraten für verschiedene Mikroschadstoffe bei einer PAK-Dosierung in Höhe von 10 und 20 mg PAK/L (Metzger und Kapp, 2008; Metzger, 2010)	30
Tabelle 5-1: Messwerte für AFS und TOC im Ablauf der Nachklärung	38
Tabelle 5-2: Übersicht über die möglichen Varianten und Auswahl der betrachteten Varianten	39
Tabelle 6-1: Kostenberechnung für die Variante 1 „Ozonung mit Nachbehandlung im bestehenden Filter“	61
Tabelle 6-2: Kosten für Variante 2 „PAK-Dosierung vor den bestehenden Filter“	62
Tabelle 6-3: Kosten für Variante 3 „PAK-Dosierung vor den bestehenden Filter und Abscheidung mittels Membranen in den Filterzellen“	63
Tabelle 6-4: Kosten für Variante 4 „GAK-Filtration im bestehenden Flockungsfilter“	64
Tabelle 6-5: Zusammenfassende Darstellung der Kostenbetrachtung aller Varianten	65
Tabelle 6-6: Zusammenfassende Darstellung der Kostenbetrachtung aller Varianten unter Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe	67
Tabelle 7-1: Bewertungstabelle der betrachteten Varianten ohne Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe	69

Tabelle 7-2:	Bewertungstabelle der betrachteten Varianten unter Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe	70
Tabelle 7-3:	Variantenempfehlung abhängig vom Schlammentsorgungsweg	70
Tabelle 7-4:	Ranking der Varianten unter Berücksichtigung des Klärschlammensorgungsweges	71
Tabelle 8-1:	Zusammenfassung der UQN-Überschreitungen im Ablauf der Kläranlage Emsdetten-Austum	72
Tabelle 8-2:	Vergleich der Screening Ergebnisse aus Emsdetten mit den Screening Ergebnissen anderer Kläranlagen	73
Tabelle 8-3:	Zusammenfassende Darstellung der betrachteten Varianten	74

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Erläuterung
AöR	Anstalt öffentlichen Rechts
AOP	Advanced Oxidation Processes
AOX	Adsorbierbare organisch gebundene Halogene
ARA	Abwasserreinigungsanlage
ARW	Arbeitsgemeinschaft der Rheinwasserwerke e. V.
ATT	Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e. V.
AWBR	Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein
AWWR	Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr
BT	Bautechnik
CFD	Computational Fluid Dynamics (dt.: Numerische Strömungsmechanik)
DTPA	Diethylentriaminpentaessigsäure
DVGW	Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V.
EBCT	Empty Bed Contact Time, Leerbettkontaktzeit
EDTA	Ethylendiamintetraessigsäure
ET	Elektrotechnik
FHM	Flockungshilfsmittel
FM	Fällmittel
GAK	Granulierte Aktivkohle
GOW	Gesundheitlicher Orientierungswert
LANUV	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
LAS	lineare Alkylbenzolsulfonate
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LOX	liquid oxygen, Flüssigsauerstoff
MID	Magnetisch-induktiver Durchflussmesser
MKULNV	Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
MT	Maschinentechnik
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
OW	Orientierungswert
PAK	Pulveraktivkohle
PFT	Perfluorierte Tenside
T CPP	Tris(2-chlorisopropyl)phosphat
TS	Trockensubstanz
UFO Plan	Umweltforschungsplan
UQN	Umweltqualitätsnorm
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

1 Veranlassung

1.1 Hintergründe der Mikroschadstoffelimination

Der Begriff „Mikroschadstoffe“ ist in den vergangenen Jahren immer mehr in den Fokus der Wissenschaft sowie der Öffentlichkeit gerückt. Der Begriff beschreibt die Reste der zahlreichen komplexen Chemikalien, die nach dem Gebrauch entweder unverändert oder nach Umbau in Organismen als Konjugate bzw. Metaboliten in die Gewässer gelangen. Beispielsweise sind pharmazeutische Wirkstoffe, Flammschutzmittel, Biozide und weitere Industriechemikalien in dieser Gruppe zu nennen. Mikroschadstoffe liegen in der Regel in sehr niedrigen Konzentrationen vor, dennoch konnte in den letzten Jahren die Ökotoxizität einer Vielzahl von Mikroschadstoffen in der Umwelt nachgewiesen werden bzw. von vielen Stoffen ist zukünftig aufgrund der steigenden Verbrauchsmengen ein hohes Gefährdungspotenzial zu erwarten (Umweltbundesamt, 2011).

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

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

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

NRW setzt bei dem Thema der Mikroschadstoffelimination auf einen ganzheitlichen Ansatz auf unterschiedlichen Ebenen. Ein Ansatz ist es, Stoffe möglichst an der Quelle zu verhindern, z.B. durch die Substitution gefährlicher Stoffe durch ungefährlichere Alternativen. Einen ähnlichen Ansatz verfolgte das Projekt „Den Spurenstoffen auf der Spur“ des Landes Nordrhein-Westfalen, der Stadt Dülmen und des Lippeverbands (DSADS, 2015). Dieses hatte u.a. das Ziel, die Bevölkerung hinsichtlich eines bewussteren Umgangs mit Arzneimitteln aufzuklären bzw. zu sensibilisieren. Zudem sollen aber auch die Abwasserreinigungsanlagen ausgebaut und die Trinkwasseraufbereitungstechnik modernisiert werden (EUWID, 2010). Das Umweltministerium des Landes Nordrhein-Westfalen (NRW) fördert derzeit dazu

durch das Investitionsprogramm „Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung NRW“ u. a. großtechnische Anlagen zur Mikroschadstoffelimination.

Ziel dieser Studie ist, auf Basis eines Screenings des Kläranlagenablaufes auf Mikroschadstoffe, Möglichkeiten zur Einbindung einer Anlage zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Emsdetten-Austum aufzuzeigen. Entwickelt werden sollen hierbei effiziente Anlagenkonfigurationen unter Einbeziehung der vorhandenen Anlagentechnik im Hinblick auf die Mikroschadstoffelimination und die Wirtschaftlichkeit für die großtechnische Umsetzung.

1.2 Kurzbeschreibung des Einzugsgebiets und des Gewässers

Das Einzugsgebiet der Kläranlage Emsdetten-Austum umfasst das Stadtgebiet der Stadt Emsdetten sowie das Industriegebiet Süd und damit eine befestigte Fläche von ca. 5,5 km². Die Entwässerung erfolgt dabei primär im Trennsystem. Die Kanalisation der Stadt Emsdetten umfasst je 146 km Schmutz- und Regenwasserkanal und 8 km Mischkanalisation (Stadt Emsdetten, 2009). Ebenfalls an die Kläranlage angeschlossen sind mehrere Stauraumkanäle sowie zwei Regenklärbecken (ELWAS-WEB, 2015).

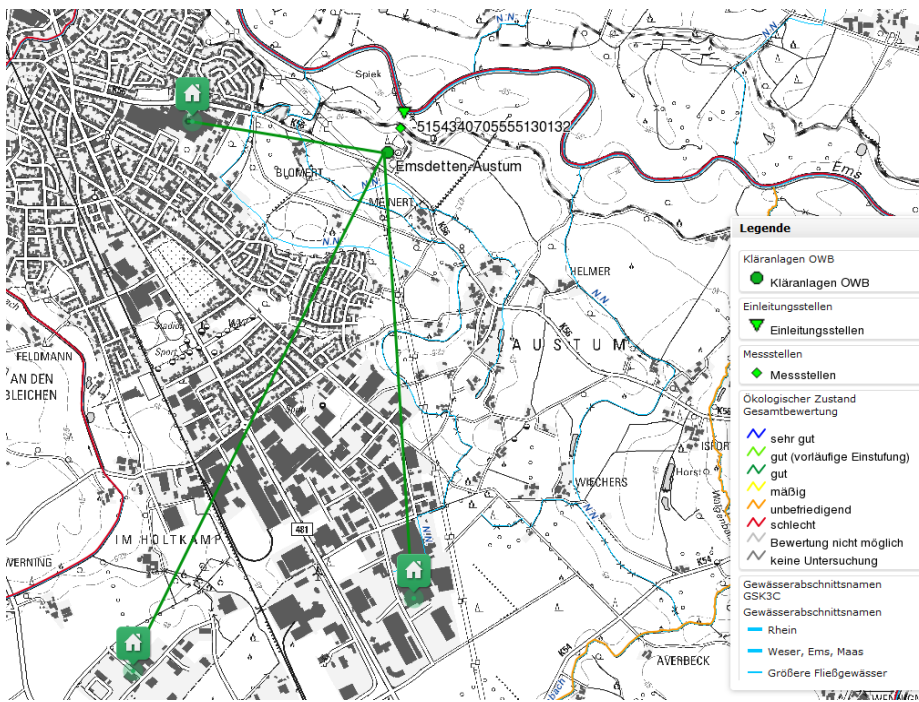


Abbildung 1-1: Lage der Kläranlage Emsdetten-Austum sowie der drei größten angeschlossenen Indirekteinleiter

Etwa ein Drittel des Abwassers stammt aus gewerblichen und industriellen Betrieben. Das Indirekteinleiter-Kataster benennt 95 Betriebe, die ihr Abwasser in die Kläranlage Emsdetten-Austum leiten. Von erhöhtem Interesse im Hinblick auf den Eintrag von Mikroschadstoffen sind dabei eine chemische Reinigung, die Metallrecycling Lohmann GmbH sowie die Textilhersteller Schmitz-Werke GmbH & Co. KG und die TWE Vliesstoffwerke GmbH & Co. KG. Die Abwässer dieser Betriebe können beispielsweise mit Flammschutzmitteln und Insektiziden, dem Komplexbildner Ethylendiamintetraacetat (EDTA), linearen Alkylbenzolsulfonaten (LAS) oder Terbutryn und Tensiden belastet sein. Weitere Mikroschadstoffe, die im kommunal geprägten Abwasser der Kläranlage Emsdetten-Austum zu erwarten sind, sind Arzneimittelwirkstoffe. Diese werden sowohl über das häusliche Abwasser als auch über das Abwasser verschiedener Gesundheitseinrichtungen im Einzugsgebiet in die Kläranlage eingetra-

gen. Das Indirekteinleiter-Kataster beinhaltet in diesem Zusammenhang beispielsweise 16 Zahnarztpraxen und verschiedene Pflegeeinrichtungen der Stiftung Sankt Josef wie zum Beispiel die Altenwohnheime Kastanienhof, Sonnenhof und der St. Josef Stift sowie das Hospiz Haus Hannah und weitere Betreuungseinrichtungen.



Abbildung 1-2: Einleitstelle der Kläranlage in die Ems

Im Anschluss an den Klärprozess wird das gereinigte Abwasser direkt in die Ems eingeleitet. Der ökologische Zustand des Gewässers ist gemäß ELWAS-WEB (2015) an der Stelle der Einleitung als schlecht zu bezeichnen (vgl. Abbildung 1-1). Der chemische Zustand ist nicht gut. Der Anteil des geklärten Abwassers am MQ der Ems beträgt 0,3 % und der Anteil am MNQ beträgt 2,0 %.

1.3 Kurzbeschreibung der Abwasserbehandlungsanlage

Die Kläranlage Emsdetten-Austum wurde 1979 in Betrieb genommen und in den Jahren 1989 bis 1992 um eine dritte Reinigungsstufe zur chemischen Abwasserbehandlung erweitert. Die so ausgebaute Anlage ist für 150.000 E ausgelegt und besaß im Jahr 2014 eine Anschlussgröße von 73.958 Einwohnern ($EW_{CSB, 120}$).

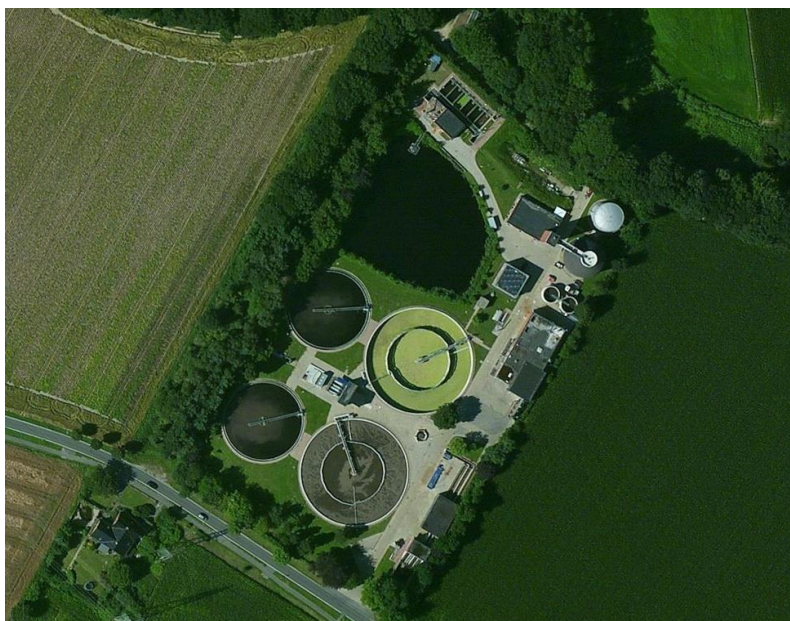


Abbildung 1-3: Luftaufnahme der Kläranlage Emsdetten-Austum mit der Ems als Vorfluter am oberen Bildrand (Google, 2015)

Das Schmutzwasser aus dem Stadtgebiet und dem Industriegebiet Süd wird zunächst durch ein Schneckenpumpwerk um ca. 9 m gehoben und in die Kläranlage geleitet. Von dort durchfließt es im Rahmen der mechanischen Reinigung zunächst eine Rechenanlage und anschließend einen belüfteten Sand- und Fettabscheider. Die Verfahrenstechnik ist dabei wie folgt ausgeführt (Stadt Emsdetten, 2009):

- Rechenanlage 2 Gegenstrom Stufenrechen
 Stababstand = 6 mm
- Sandfang Belüfteter Sandfang mit Fettfang
 Länge = 20 m
 Breite = 4 m
 Volumen = 125 m³

Nach der mechanischen Reinigung wird gemäß dem Fließschema aus Abbildung 1-4 das zu behandelnde Abwasser zusammen mit dem Rücklaufschlamm über ein Verteilerbauwerk der biologischen Reinigungsstufe zugeführt, welche aus zwei Belebungsbecken und zwei Nachklärbecken besteht. Die Belebungsbecken sind dabei als Rundbecken mit innenliegender, vorgeschalteter Denitrifikationszone ausgeprägt. Sie sind mit Vorrichtungen zur feinblasigen Druckbelüftung und jeweils acht großen Rührwerken ausgestattet, die das Abwasser in eine Drehbewegung versetzen. Von den zwei Belebungsbecken befindet sich zurzeit nur ein Becken in Betrieb. Seit dem Jahr 2000 erfolgt die Belüftung des Belebungsbeckens bedarfsgerecht. Dem Belebungsbecken nachgeschaltet sind zunächst zwei Nachklärbecken, die ebenfalls als Rundbecken ausgeführt sind, sowie ein Schönungsteich, der dazu dient weitere absetzbare Stoffe aus dem Abwasser zu entfernen und Abwasserinhaltsstoffe biologisch abzubauen.

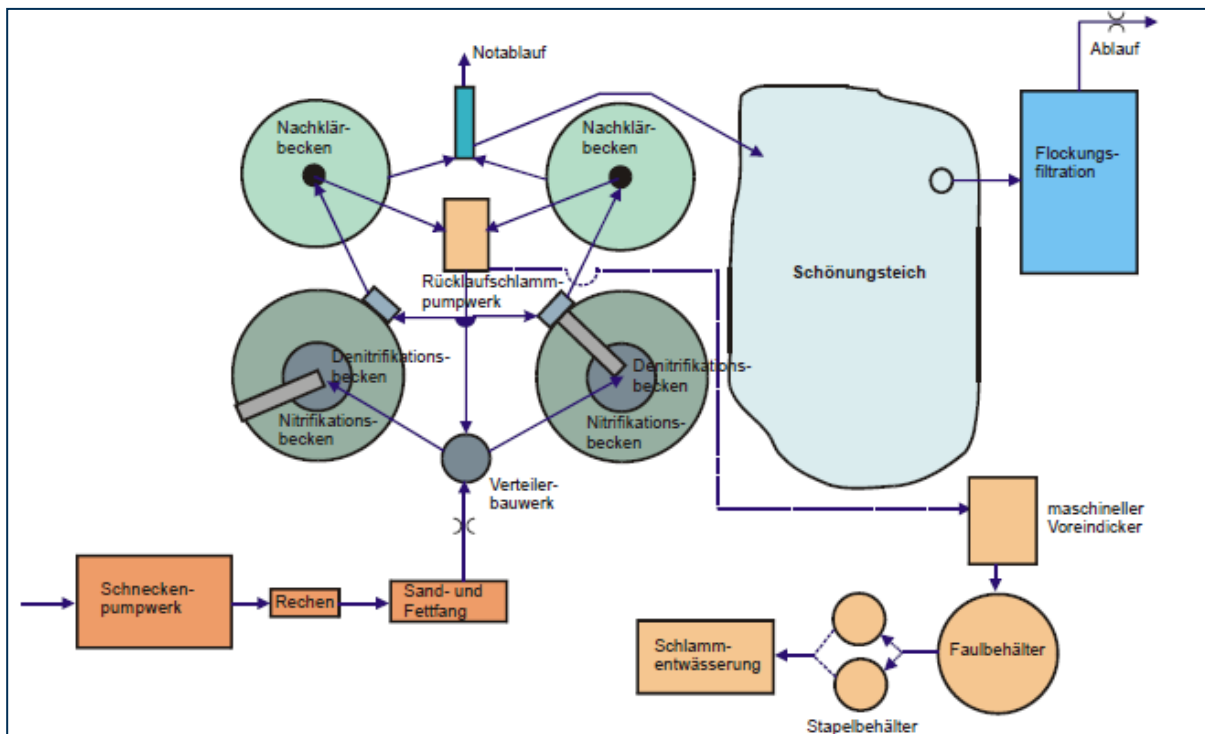


Abbildung 1-4: Fließschema der Kläranlage Emsdetten-Astum (Lohse et al., 2000)

Die Stufe der biologischen Reinigung ist verfahrenstechnisch wie folgt ausgeführt (Stadt Emsdetten, 2009; Lohse et al., 2000):

- **Belebung**

2 Rundbecken	
Volumen außen	= 6.000 m ³
Volumen innen	= 3.000 m ³
Anzahl Rührwerke	= 8
- **Nachklärung**

2 Rundbecken, horizontal durchflossen mit Schildräumern	
Volumen	= 2.780 m ³
- **Schönungsteich**

Volumen	= 6.300 m ³
Oberfläche	= 4.000 m ²

Die chemische Reinigung erfolgt in Emsdetten-Austum durch eine Eisenfällung mit Flockenfiltration im Anschluss an den Schönungsteich. Durch Zugabe von Eisensalz erfolgt so eine Reduzierung des Phosphatgehalts im Abwasser vor der Einleitung des gereinigten Abwassers in die Ems. Darüber hinaus ist aber auch eine Simultanfällung durch die Dosierung der Fällmittel in die Venturi-Rinne hinter dem Sandfang möglich. Die Verfahrenstechnik der chemischen Reinigungsstufe ist folgendermaßen aufgebaut (Stadt Emsdetten, 2009; Lohse et al., 2000):

- **Flockenfilter**

6 Stück	
Oberfläche	173,4 m ²
Filteraufbau	1,4 m Hydroanthrazit 1,6/2,5 mm 0,4 m Quarzsand 0,7/1,2 mm
Fällungsmittel	Eisen(II)-Sulfat, Eisenchloridsulfat

Weitere technische Einrichtungen der Kläranlage, die für die Mikroschadstoffelimination von nachrangiger Bedeutung sind, sind eine Rechengutpresse, ein Rücklaufschlammumpwerk mit zusätzlichem Rechen sowie zur Schlammbehandlung zwei Schlammeindickmaschinen, ein Faulbehälter, zwei Vorlagebehälter, zwei Kammerfilterpressen zur Schlammmentwässerung, ein Gasbehälter und eine Mikro-gasturbine.

Darüber hinaus ist für die Kläranlage Emsdetten-Austum für die Zukunft die Errichtung einer Schlammvererdung geplant (siehe Abbildung 1-5).

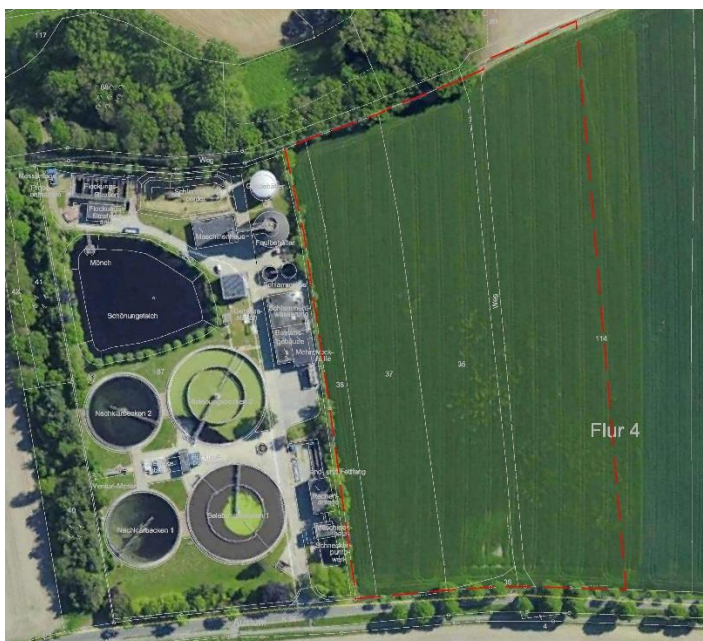


Abbildung 1-5: Luftbild mit Lageplanskizze Klärschlammvererdung Emsdetten-Austum (EKO-Plant, 2014)

Hierzu soll der Schlamm auf der Fläche neben der Kläranlage zwischengespeichert und anschließend auf der Ausbringungsfläche verteilt werden. Diese geplante Variante der Klärschlammensorgung und –verwertung ist in Verbindung mit einer PAK-Dosierung kritisch zu sehen, da die mit Mikroschadstoffen beladene Kohle über den Klärschlamm abgezogen wird und im weiteren Prozess der Schlammbehandlung dort verbleibt. Inwieweit sich Mikroschadstoffe beim Vererdungsprozess auswaschen ist nicht bekannt, kann aber auch nicht ausgeschlossen werden.

2 Abwassereigenschaften

2.1 Übersicht zu Analysen und Methodik

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

In der ersten Gruppe werden die Konzentrationen der Standardabwasserparameter berücksichtigt. Hier liegen die Jahresmittelwerte für die Parameter CSB, Ammoniumstickstoff, Nitrat-Stickstoff, anorganischer Stickstoff, Gesamtstickstoff sowie Phosphor für die Jahre 2012, 2013 und 2014 vor. Darüber hinaus wurden im Rahmen des Mikroschadstoffscreenings die Konzentrationen für AFS, TOC und CSB (homogenisiert und filtriert) im Ablauf der Nachklärung, im Ablauf des Schönungsteichs sowie im Ablauf der Kläranlage ermittelt.

Die zweite Gruppe beinhaltet eine Auswahl an Mikroschadstoffen. Die zu untersuchenden Substanzen wurden vorab mit der Stadt Emsdetten und der Bezirksregierung Münster abgestimmt. Die Probenahme erfolgte in der Zeit vom 26.10.2015 bis zum 27.10.2015. In Tabelle 2-1 sind die untersuchten Parameter sowie die entsprechende Analysenmethodik aufgeführt.

Tabelle 2-1: Im Vorfeld der Untersuchungen abgestimmter Umfang des Screenings und Analysenmethode

Parameter	Analysenmethode
AFS, TOC, SAK	AFS: DIN EN 872, TOC: DIN EN 1484; SAK: DIN 38404-3
CSB	DIN 38409-41-1
Pharmaka	SOP: HM-MA-M U-2-25 ^a
Octyl-/Nonylphenol Bisphenol A	DIN EN ISO 18857-2 DIN EN 12673
Östrogene Aktivität	ER CALUX
PFC	ISO 25101 / DIN38407-4
Röntgenkontrastmittel	SOP: HM-MA-M U-2-25 ^a
Bromid	DIN EN ISO 15061
Terbutryn, Mecoprop, Isoproturon	DIN 38407-35 ^a
Benzotriazol	LC-MS/MS

2.2 Standardabwasserparameter

Für die Verfahrensauswahl und spätere Auslegung der Anlage zur Mikroschadstoffelimination sind die standortspezifischen Abwassereigenschaften zu berücksichtigen. Tabelle 2-2 zeigt zu diesem Zweck für die Jahre 2012 bis 2014 die Mittelwerte der Konzentrationen für die Parameter CSB, NH₄-N, NO₃-N, N_{anorg}, Ges.-N und P_{ges} im Ablauf der Kläranlage.

Tabelle 2-2: Standardabwasserparameter (Mittelwerte) der Jahre 2012 – 2014 im Ablauf der Kläranlage

Kennzahl	2012	2013	2014
	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
CSB	43,0	46,0	45,0
NH ₄ -N	0,46	0,84	0,35
NO ₃ -N	-	0,8	1,9
N _{anorg}	1,6	1,7	2,3
Ges.-N	4,4	3,4	4,4
P _{ges}	0,38	0,32	0,33

Darüber hinaus wurden im Rahmen des Mikroschadstoffscreenings vom 26.10 bis zum 27.10.2015 die Parameterkonzentrationen für TOC und SAK 254 im Ablauf der Nachklärung bestimmt und die Konzentrationen für CSB (homogenisiert und filtriert) und AFS sowohl im Ablauf der Nachklärung als auch in den Abläufen des Schönungsteichs und der Flockungsfiltration ermittelt. Die Messwerte sind der nachfolgenden Tabelle 2-3 zu entnehmen.

Tabelle 2-3: Ermittlung der Standardabwasserparameter im Rahmen des Mikroschadstoffscreenings

	Kennzahl	26.10.2015	27.10.2015	28.10.2015
		[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
Ablauf NK	CSB (homogenisiert)	42	57	57
	CSB (filtriert)	28	45	44
	AFS	<10	<10	<10
	TOC	15	19	-
	SAK 254	31	37	-
Ablauf Schönungsteich	CSB (homogenisiert)	36	49	51
	CSB (filtriert)	33	42	45
	AFS	<10	<10	<10
	TOC	-	-	-
	SAK 254	-	-	-
Ablauf Filtration	CSB (homogenisiert)	35	43	44
	CSB (filtriert)	33	40	42
	AFS	<10	<10	<10
	TOC	-	-	-
	SAK 254	-	-	-

Die CSB-Konzentrationen liegen im Mittel bei über 40 mg/L. Ermittelt wurden vom 26.10. bis zum 28.10.2015 sowohl die CSB-Konzentration der homogenisierten Probe als auch die CSB-Konzentration der filtrierten Probe. Der Vergleich von CSB filtriert und CSB homogenisiert zeigt, dass

die Konzentration des gelösten CSB ca. 94% des gesamten CSB ausmacht. Dies deutet darauf hin, dass im Abwasser noch ein hoher gelöster Anteil CSB vorhanden ist, der nicht/ nur schwer biologisch abbaubar ist.

Für die Auslegung einer Anlage zur Mikroschadstoffelimination sind vor allem die Parameter abfiltrierbare Stoffe (AFS) und gelöster Kohlenstoff (DOC) von Interesse, da sie einen Hinweis auf die Hintergrundbelastung des Wassers geben. Vorliegend liegt die Bestimmungsgrenze der abfiltrierbaren Stoffe bei 10 mg/L und alle gemessenen Konzentrationen lagen unterhalb dieser Bestimmungsgrenze. Damit sind die AFS-Konzentrationen gemäß KOM-M (2015), die AFS-Werte >15-20 mg/L als kritisch beschreiben, im Hinblick auf eine nachgeschaltete vierte Reinigungsstufe als unkritisch anzusehen.

Der DOC wurde im Rahmen der Probenahme nicht explizit ermittelt. Stattdessen wurden die Konzentrationen des gesamten Kohlenstoffs (TOC) ermittelt. Diese lagen am 26. und 27.10.2015 bei 15 mg/L bzw. 19 mg/L. Grundsätzlich gilt, dass der TOC durch die im Ablauf der Nachklärung noch enthaltenen Feststoffe etwas über dem DOC liegt. Der für die Auslegung eigentlich benötigte DOC kann unter dieser Annahme aus dem TOC-Messwert grob abgeschätzt werden. Auch aufgrund des hohen Anteils an gelöstem CSB, wird er für die weitere Auslegung zu 15 mg/L angenommen. Im Fall der großtechnischen Realisierung einer vierten Reinigungsstufe durch separate Messungen sollte diese Annahme verifiziert werden.

2.3 Mikroschadstoffe

2.3.1 Diskussion von Grenzwerten für Mikroschadstoffe bei der Abwasserbehandlung

Aufgrund einer fortschreitenden Leistungssteigerung der Wasseranalytik werden immer mehr Stoffe anthropogenen Ursprungs an verschiedenen Stellen des Wasserkreislaufs gefunden. Diese anorganischen und organischen Mikroschadstoffe liegen für gewöhnlich im Konzentrationsbereich unter 100 µg/L oft bis in den ng/L-Bereich vor.

Zur Gruppe der Mikroschadstoffe zählen z.B. Hormone, Arzneimittel, Personal-Care-Produkte, Pestizide und anderweitig eingesetzte Substanzen. Für eine Vielzahl der Schadstoffe gibt es derzeit noch keine rechtliche Regelung in Form eines Grenzwerts für die Gewässereinleitung, obwohl einigen Stoffen schon heute eine hohe Umweltrelevanz nachgewiesen werden kann (Umweltbundesamt, 2003).

Auszug aus (Pinnekamp und Merkel, 2008), Gutachten (s16 ff):

Wasserversorgungsunternehmen mit einer Rohwassergewinnung über Uferfiltration oder künstlicher Grundwasseranreicherung haben das Ziel, Trinkwasser möglichst mit natürlichen bzw. naturnahen Aufbereitungsverfahren bereitzustellen. Voraussetzung ist, dass die Wasserressourcen eine Qualität aufweisen, die die Zielerreichung ermöglicht. Vor diesem Hintergrund ergibt sich Handlungsbedarf für die Wasserversorgungswirtschaft, Zielvorstellungen für die Beschaffenheit von Oberflächenwasser als Ressource der Trinkwasserversorgung zu formulieren. Die Zielvorstellungen sollen geeignet sein, eine sichere Trinkwasserversorgung aus oberirdischen Gewässern dauerhaft zu gewährleisten.

Die Verbände Arbeitsgemeinschaft der Rheinwasserwerke e. V. (ARW), Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e. V. (ATT), Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein (AWBR), Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (AWWR) und die Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e. V. (DVGW) haben im November 2010 das Memorandum „Forderungen zum Schutz von Fließgewässern und Talsperren zur Sicherung der Trinkwasserversorgung“ herausgegeben (ARW et al., 2010). In diesem Memorandum sind Zielwerte formuliert, deren Einhaltung im Oberflächengewässer den sicheren Einsatz von einfachen, naturnahen Aufbereitungsverfahren erlaubt. Im Folgen-

den werden auszugsweise die Definition, Festlegung, Umsetzung und Anwendung der Zielwerte gemäß der Forderungen des Memorandums erläutert:

Definition

- Zielwerte sind Zahlenwerte für Parameter der Wasserbeschaffenheit. Sie sind als Konzentrationen zu verstehen, die nicht überschritten werden sollen und einem vorausschauenden Trinkwasserressourcenschutz entsprechen
- Zielwerte gelten für Fließgewässer und Talsperren, die als Ressource zur Trinkwassergewinnung, einschließlich Uferfiltrat und künstlicher Grundwasseranreicherung, genutzt werden

Festlegung der Zielwerte

- Zielwerte gelten an der Entnahmestelle
- Mittelwertbildung aus Gründen der Nivellierung von Extremwerten wird abgelehnt

Umsetzung und Anwendung der Zielwerte

- Eine Zielwertüberschreitung stellt kein Ausschlusskriterium für die Verwendung eines Rohwassers für die Trinkwassergewinnung dar
- Erreichung und Überwachung der Zielwerte wird als Aufgabe der staatlichen Gewässerbewirtschaftung verstanden
- Bei Überschreiten der Zielwerte sind die zuständigen staatlichen Stellen gefordert, die Situation ggf. gemeinsam mit den betroffenen Wasserversorgern und anderen Gewässernutzern zu bewerten und Maßnahmen zum Erreichen der Zielwerte in den Gewässern oder Gewässerabschnitten zu realisieren

In der Tabelle 2-4 sind die Zielwerte für ausgewählte anthropogene organische Wasserinhaltsstoffe aufgeführt, die von den Verbänden in diesem Memorandum vorgeschlagen werden.

Tabelle 2-4: Zielwerte für ausgewählte organische Inhaltstoffe (Auszug ARW et al., 2010)

Parameter		Einheit	Zielwerte+	Leitsubstanzen
Summenparameter				
B.1	Adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX)	µg/L	25	
Einzelsubstanzen				
B.4.	Arzneimittelrückstände	µg/L	0,1	Carbamazepin
B.5	PFT und übrige organ. Halogenverbindungen	µg/L	0,1	PFOA, PFOS, TCPP
B.6	mikrobiell schwer abbaubare Stoffe	µg/L	1	
B.7	Synthetische Komplexbildner	µg/L	5	EDTA, DTPA
+ Es sei denn, dass toxikologische Erkenntnisse einen niedrigeren Wert erfordern.				

Das Umweltbundesamt hat für die Anwesenheit nicht oder nur teilbewertbarer Stoffe im Trinkwasser „einen pragmatischen gesundheitlichen Orientierungswert (GOW; Konzentrationsobergrenze)“ in Höhe von GOW = 0,1 µg/L im Rohwasser der Trinkwasseraufbereitung angesetzt (Umweltbundesamt, 2003). Dieser Wert wird derzeit auch als Zielwert für die Anlagen zur Mikroschadstoffelimination herangezogen. Überwachungs- oder gar Grenzwerte für Kläranlagenabläufe existieren derzeit noch nicht, werden aber auf europäischer Ebene diskutiert.

Eine Vielzahl von Bewertungsgrößen finden sich hierbei in Anlage „D4: Stoffe: Umweltqualitätsnormen und Orientierungswerte“ des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen wieder (MKULNV, 2015).

Die im Jahr 2000 eingeführte EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ist die europaweite gesetzliche Grundlage für die Gewässerbewirtschaftung, welche in Deutschland bundeseinheitlich durch das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) und die Oberflächengewässerverordnung (OGewV, 2011) umgesetzt wurde. Ziel der WRRL ist neben dem Erreichen eines guten chemischen Zustands für alle Gewässerkategorien, der gute ökologische Zustand für die natürlichen Gewässer so wie eines guten ökologischen Potentials für die erheblich veränderten und künstlichen Gewässer (EG-WRRL, 2000). Für deren Umsetzung führt das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV) in Kooperation mit den Bezirksregierungen und den sondergesetzlichen Wasserverbänden seit 2006 Monitoringprogramme gemäß der WRRL im dreijährigen Turnus durch, um eventuelle Veränderungen und die Zielerreichung dokumentieren zu können. Ein maßgebendes Bewertungsinstrument für die einzelnen Monitoringzyklen bildet hierbei die Anlage D4 des „Leitfadens Monitoring Oberflächengewässer“ des Landes NRW (MKULNV, 2015). In dieser finden sich im Wesentlichen die Bewertungsgrundlagen für die vom LANUV bzw. den sondergesetzlichen Wasserverbänden in Oberflächengewässern untersuchten Parameter. Seit Beginn der Gewässeruntersuchungen wurden die jeweiligen biologischen und chemischen Untersuchungs- und Bewertungsmethoden immer umfangreicher und weiter verfeinert.

In der Anlage finden sich zum einen 255 gesetzlich verbindlich geregelte Stoffe, die aus den Umweltqualitätsnormen (UQN), im speziellen aus Anlage 5 und 7 der OGewV hervorgehen. Zum anderen finden sich hier Vorschläge zu 385 weiteren Verbindungen, zu denen bisher aber keine gesetzlich verbindliche Regelung existiert. Unter den über Orientierungswerte und präventive Vorsorgewerte ermittelten Grenzwerten befinden sich unter anderem 125 Pflanzenschutzmittelrückstände, 30 Arzneistoffe sowie zahllose Komplexbildner oder Kontrastmittel.

Die aus der UQN hervorgehenden Werte werden als arithmetisches Mittel aller „zu unterschiedlichen Zeiten in einem Zeitraum von einem Jahr an jeder repräsentativen Überwachungsstelle in dem Oberflächenwasserkörper gemessenen Konzentration“ [nach 3.2.2 OGewV] gebildet und dürfen nicht überschritten werden. Bei den Orientierungswerten (OW) handelt es sich um fachlich abgeleitete Beurteilungswerte, die jedoch nicht die gesetzliche Verbindlichkeit wie die UQN aufweisen. Im Falle der präventiven Vorsorgewerte handelt es sich um auf Konventionen beruhende Orientierungswerte, die fachlich nicht abgeleitet sind.

Tabelle 2-5: Zielwerte für ausgewählte organische Inhaltsstoffe (nach MKULNV, 2015)

Substanzgruppe	Substanz	Zielwert J-MW (µg/l)	Quelle
Arzneimittelrückstände	Carbamazepin	0,5	OW (3, 7)
	Diclofenac	0,1	OW (3, 6, 7)
	Metoprolol	7,3	OW (4)
	Sulfamethoxazol	0,15	OW (4, 7)
	Ibuprofen	0,01	OW (4, 6)
Röntgenkontrastmittel (RKM)	Iopromid	0,1	PV
	Iomeprol	0,1	PV
	Iopamidol	0,1	OW (3)
Östrogene	Ethinylestradiol	0,000035	OW (6)
Pestizide/ PSM-Wirkstoffe	Mecoprop (MCP)	0,1	UQN (1)

Substanzgruppe	Substanz	Zielwert J-MW (µg/l)	Quelle
	Isoproturon (Herbizid)	0,3	UQN (2)
	Terbutryn (Biozid)	0,065	OW (2, 6)/ UQN (3)
Biozide	m-Tolylsäurediethylamid (DEET)	71,3	OW (4)
Korrosionsschutzmittel	Benzotriazol	10	PV
	4-Methylbenzotriazol	10	PV
	5-Methylbenzotriazol	10	PV
	5,6-Dimethylbenzotriazol	10	PV
Moschusduftstoffe/ synth. Duftstoffe	Galaxolid (HHCB)	7	OW (2)
	Tonalid (AHTN)	3,5	OW (2)
Perfluorierte Tenside	Perfluorooctansäure (PFOA)	0,1	OW (5, 6), PV
	Perfluorooctansulfonsäure (PFOS)	0,00065	OW (5, 6)/ UQN (3)
	Perfluorbutansäure (PFuA)	0,1	OW (5, 6), PV
	Perfluorbutansulfonsäure Isomeren (GPFBS)	0,1	OW (5, 6), PV
Komplexbildner	Ethylendinitrilotetraessigsäure (EDTA)	240	OW (3), PV
	Nitrilotriessigsäure (NTA)	80	OW (3), PV
	Diethylentriaminpentaessigsäure (DTPA)	10	PV

Die aus der UQN hervorgehenden Werte werden als arithmetisches Mittel aller „zu unterschiedlichen Zeiten in einem Zeitraum von einem Jahr an jeder repräsentativen Überwachungsstelle in dem Oberflächenwasserkörper gemessenen Konzentration“ (nach 3.2.2 OGewV, 2011) gebildet und dürfen nicht überschritten werden. Bei den Orientierungswerten (OW) handelt es sich um fachlich abgeleitete Beurteilungswerte, die jedoch nicht die gesetzliche Verbindlichkeit wie die UQN aufweisen. Im Falle der präventiven Vorsorgewerte handelt es sich um auf Konventionen beruhende Orientierungswerte, die fachlich nicht abgeleitet sind.

Die Erläuterungen und Quellen der in der vorangestellten Tabelle dargestellten Zielwerte sind der Tabelle 2-6 zu entnehmen.

Tabelle 2-6: Quellenerläuterung zu Tabelle 2-5

UQN	(1) Anlage 5	OGewV (Oberflächengewässerverordnung)	20. Juli 2011
	(2) Anlage 7 Tab. 1 prioritäre Stoffe		
	(3) RL 2013/39/EU	Änderung der RL 2000/60/EG und RL 2008/105/EU in Bezug auf prioritäre Stoffe	12. August 2014
OW	(1) LAWA ZV	a) Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer vor gefährlichen Stoffen, Band I, Teil II Zielvorgaben für ausgewählte Stoffe (Tab.1)	Oktober 1997

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

2.3.2 Screening auf Mikroschadstoffe in Emsdetten

Eine Bewertung der Kläranlagenabläufe kann nur über die vorliegenden Orientierungswerte für Mikroschadstoffe in Oberflächengewässern vorgenommen werden. Der Verdünnungsfaktor durch die Einleitung in ein Oberflächengewässer wurde dabei nicht berücksichtigt. Dabei führt die Einleitung in einen schwachen Vorfluter zu einer stärkeren Beeinflussung des Ökosystems als bei einer starken Verdünnung in einem starken Vorfluter.

Die ermittelten Konzentrationen der Mikroschadstoffe im Ablauf der Kläranlage werden den Orientierungswerten oder Vorschlägen für Umweltqualitätsnormen (UQN) zur Beurteilung des chemischen und biologischen Status der Oberflächengewässer nach Wasserrahmenrichtlinie gegenübergestellt. Eine Übersicht über die verschiedenen Substanzen mit Umweltqualitätsnormen und Vorsorgewerten ist in der sogenannten „D4-Liste“ zu finden (MKULNV, 2015).

Die Auswertung der Ergebnisse erfolgte bei Vorliegen einer Umweltqualitätsnorm (UQN) oder eines Orientierungswertes nach der D4-Liste gemäß der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) nach folgendem Schema (Tabelle 2-7).

Tabelle 2-7: Bewertungsmaßstab der Mikroschadstoffkonzentrationen in der Ems

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

2.3.3 Ergebnisse der Untersuchungen

Durch ein zweitägiges Screening auf Mikroschadstoffe vom 26.10.2015 bis zum 27.10.2015 im Ablauf der Kläranlage Emsdetten-Austum wurden relevante Mikroschadstoffe ermittelt, deren Konzentrationen oberhalb der UQN-Vorschläge im Ablauf nachweisbar waren. Die untersuchten Mikroschadstoffe lassen sich den Gruppen Arzneimittelwirkstoffe, Röntgenkontrastmittel, perfluorierte Substanzen, Benzotriazole, Phenole, Duftstoffe, Pestizide sowie hormonell aktive Substanzen zuordnen. Zusätzlich werden einige Basisparameter analysiert. Die jeweils untersuchten Stoffe sind der nachfolgenden Tabelle (Tabelle 2-8) zu entnehmen. In der Spalte „UQN“ ist der Vorschlag der D4-Liste als Jahresmittel aufgeführt, sofern dieser vorhanden ist. Die farbliche Markierung erfolgt gemäß Tabelle 2-7.

Für die mit „*“ gekennzeichneten Messwerte gilt, dass bei diesen Auswertungen die Bestimmungsgrenze des jeweiligen Parameters erhöht werden musste. Dies war beispielsweise aufgrund von Matrixeffekten bzw. Substanzüberlagerungen oder wegen der erforderlichen Verdünnung aufgrund der Probenbeschaffenheit erforderlich.

Tabelle 2-8: Konzentrationen der Mikroschadstoffe in der Ems mit Einordnung hinsichtlich der Gewässergüte

Probenahmedatum				26.10.15	27.10.15
Parameter	Einheit	UQN			
Arzneimittelwirkstoffe	Carbamazepin	ng/L	500	1.100	1.100
	Ciprofloxacin	ng/L		710	660
	Diclofenac	ng/L	100	2.600	2.700
	Metoprolol	ng/L	7.300	2.400	2.600
	Sulfamethoxazol	ng/L	150	230	320
RKM	Amidotrizoesäure	ng/L	100 ^a	<250	<100
Perfluorierte Substanzen	Perfluoroctansäure (PFOA)	ng/L	100	<50	<50
	Perfluoroctansulfonsäure (PFOS)	ng/L	100	50	<50
Benzotriazole	1H-Benzotriazol	ng/L	10.000	4.600	6.000
Phenole	para-tert-Octylphenol*	ng/L	100	<2.000	<2.000
	p-Nonylphenol*	ng/L	10.000	<2.000	<2.000
	Bisphenol A	ng/L	100	<50	<50
Moschusduftstoffe	Galaxolide (HHCB)	ng/L	7.000	230	250
Pestizide	Isoproturon	ng/L	300	<50	<50
	Mecoprop	ng/L	100	<50	<50
	Terbutryn	ng/L	65	84	99
Östrogene	Estradiol-Equivalent-Konzentration (EEQ)	ng _{EEQ} /L		<0,61	<0,64

^a Präventiver Vorsorgewert (Orientierungswert, der auf einer Konvention beruht und fachlich nicht abgeleitet ist)

Für die gesetzlich noch nicht geregelten Substanzen aus der Gruppe der Arzneimittelwirkstoffe werden im Kläranlagenablauf Überschreitungen der UQN-Vorschläge für Oberflächengewässer festgestellt. Dabei liegen die Konzentrationen für das Analgetikum Diclofenac um mehr als das Vierfache über dem UQN-Vorschlag. Das Antiepileptikum Carbamazepin liegt mit seinen nachgewiesenen Konzentrationen im für Oberflächengewässer geltenden unbefriedigenden Bereich (2 UQN – 4 UQN). Dies gilt auch für den Messwert (27.10.2015) des Antibiotikums Sulfamethoxazol. Die gemessene Sulfamethoxazol-Konzentration am 26.10.2015 lag dagegen im für Oberflächengewässer geltenden mäßigen Bereich (UQN – 2 UQN).

Bei der Analyse einiger Parameter konnte keine Aussage zur genauen Konzentration des Parameters im untersuchten Wasser gemacht werden. Stattdessen wurde angegeben, dass die Konzentrationen unterhalb einer Bestimmungsgrenze liegen. Die betroffenen Parameter sind das Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure, die perfluorierten Substanzen PFOA und PFOS, die Pestizide Isoproturon und Mecoprop sowie die Phenole para-tert-Octylphenol, p-Nonylphenol und Bisphenol A. Liegt die Bestimmungsgrenze über dem UQN-Vorschlag, so kann nicht sicher festgestellt werden, ob eine Überschreitung des UQN-Vorschlags stattgefunden hat. Dies ist bei den Parametern Amidotrizoesäure und para-tert-Octylphenol der Fall. Die angegebene Bestimmungsgrenze beträgt für Amidotrizoesäure beispielsweise das 2,5-fache des UQN-Wertes und für para-tert-Octylphenol das 20-fache. Demnach kann bei diesen Parametern gegebenenfalls eine mehrfache Überschreitung des UQN-Vorschlags vorliegen, eine eindeutige Aussage ist jedoch nicht möglich.

Eine eindeutige Überschreitung wurde dagegen für das Herbizid Terbutryn festgestellt. Die nachgewiesenen Konzentrationen liegen dabei im für Oberflächengewässer geltenden mäßigen Bereich (UQN – 2 UQN).

Zur Datenverdichtung wird ein Monitoringprogramm für eine reduzierte Parameteranzahl und mit einem Probenumfang von mindestens fünf 24-Stunden-Mischproben bei Trockenwetter empfohlen.

Tabelle 2-9: Vorschlag für Indikatorsubstanzen für das Monitoringprogramm

Substanzgruppe	Substanzen
Arzneimittelwirkstoffe	Carbamazepin, Diclofenac, Metoprolol, Sulfamethoxazol
Pestizide	Terbutryn
Korrosionsschutzmittel	1H-Benzotriazol
Standortrelevante Stoffe	Amidotrizoesäure, para-tert-Octylphenol

2.3.4 Bewertung des Mikroschadstoffeintrags über den Kläranlagenablauf in die Ems – Vergleich zu anderen Mikroschadstoffeinträgen in der Region

Das vorangestellte Kapitel hat die Mikroschadstoffkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage Emsdetten-Austum dargestellt. Nun soll betrachtet werden, in welchem Verhältnis dieser Mikroschadstoffeintrag in die Ems zu den übrigen Mikroschadstoffeinträgen in die Ems in der Region Emsdetten steht.

Zunächst ist hierfür festzustellen, welche Mikroschadstoffemittenten es in der Region gibt. Zum einen sind Mikroschadstoffeinträge durch die Landwirtschaft, beispielsweise durch das Ausbringen von Düngemittel, möglich. In der Region Emsdetten gibt es eine intensive landwirtschaftliche Flächennutzung. Jedoch sind Mikroschadstoffeinträge durch die Landwirtschaft grundsätzlich nur sehr schwer zu quantifizieren und Erfahrungswerte liegen nicht vor. Es kann demzufolge keine Aussage über den Mikroschadstoffeintrag aufgrund landwirtschaftlicher Nutzung in der Region Emsdetten getroffen werden.

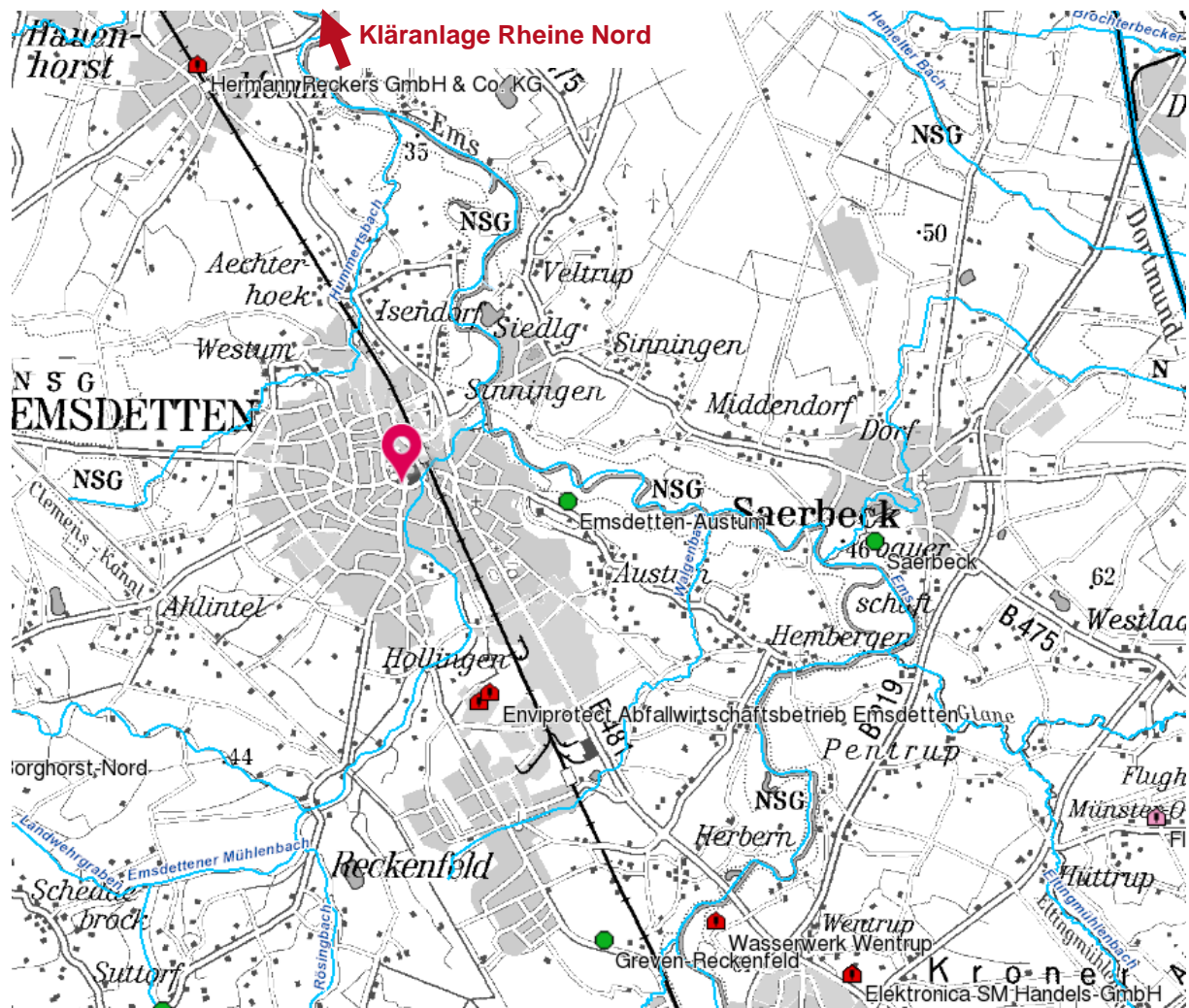


Abbildung 2-1: Mikroschadstoffeinträge in der Region Emsdetten

Weitere Eintragsquellen für Mikroschadstoffe in die Ems stellen die kommunalen Kläranlagen sowie Direkteinleiter dar (vgl. Abbildung 2-1). Quantifizierbar sind dabei lediglich die Konzentrationen einzelner Mikroschadstoffparameter im Ablauf der Kläranlagen, die im Rahmen verschiedener Machbarkeitsstudien ermittelt wurden und in Tabelle 2-10 zusammengefasst sind. Zu den Mikroschadstoffeinträgen der Direkteinleitungen liegen keine Angaben vor. Wie nachfolgend geschildert, ist aufgrund der Art der Einleitungen jedoch von keiner hohen Mikroschadstoffbelastung der Direkteinleitungen auszugehen.

Im Einzugsgebiet der Kläranlage Emsdetten-Austum gibt es einen Direkteinleiter, den Enviprotect Abfallwirtschaftsbetrieb Emsdetten (Kühl- und Elektrogeräte recycling). Dieser leitet Niederschlagswasser von Dach- und Hofflächen direkt in die Ems ein, weshalb von keiner nennenswerten Mikroschadstoffbelastung der Einleitung auszugehen ist.

Stromaufwärts der Kläranlage Emsdetten-Austum leiten die Kläranlagen Saerbeck und Greven ihr gereinigtes Abwasser in die Ems ein. Im Einzugsgebiet der Kläranlage Saerbeck befinden sich dabei keine Direkteinleiter und im Einzugsgebiet der Kläranlage Greven sind die Direkteinleiter Elektronika SM Handels GmbH (Produzent von Feuerzeugen), das Wasserwerk Wentrup sowie das Unternehmen BioGas Greven (Biogasanlage) angesiedelt. Das Wasserwerk Wentrup sowie BioGas Greven leiten dabei Produktionsabwasser (Rückspülwasser) und die Elektronika Handels GmbH leitet Niederschlagswasser von den Hallendächern der Firmengebäude in die Ems ein. Bei allen Direkteinleitungen ist nicht davon auszugehen, dass das eingeleitete Wasser große Mikroschadstofffrachten beinhaltet.

Stromabwärts der Kläranlage Emsdetten-Austum befinden sich die Kläranlage Rheine-Nord und der Direkteinleiter Hermann Reckers GmbH & Co. KG (Anbieter von Komponenten und Einzelteilen aus Grau- und Sphäroguss), der Niederschlagswasser von den Hof- und Dachflächen direkt in die Ems einleitet. Auch bei diesem Direkteinleiter ist von keinen nennenswerten Mikroschadstoffeinträgen in die Ems auszugehen.

Tabelle 2-10: Vergleich der Mikroschadstoffscreenings im Rahmen der Machbarkeitsstudien für die Kläranlagen Emsdetten-Austum, Saerbeck (Rummler und Harmjanßen, 2015)¹, Greven (Rummler und Harmjanßen, 2014)² und Rheine-Nord (Biebersdorf et al., 2015)³

		Einheit	UQN-Vorschlag D4	Greven			KA Saerbeck		KA Emsdetten		Rheine Nord		
Korrosionsschutzmittel	1H-Benzotriazol*	ng/L	10.000	4.800	4.500	4.900	3.900	5.700	4.600	6.000	6.900	7.700	7.100
	Diuron	ng/L	200	80	<50	<50	-	-	-	-	<50	<50	<50
Pestizide	Isoproturon	ng/L	300	<50	<50	<50	-	-	<50	<50	<100	<100	<100
	Mecoprop P	ng/L	100	-	-	-	-	-	<50	<50	-	-	-
	Terbutryn	ng/L	65	<50	<50	<50	-	-	84	99	<50	<50	<50
	Atenolol	ng/L		<50	300	510	84	<50	-	-	102	86	130
Arzneimittelwirkstoffe	Bezafibrat	ng/L		<50	<50	<50	<50	150	-	-	180	210	70
	Bisoprolol	ng/L	100	390	220	230	570	600	-	-	550	500	650
	Carbamazepin	ng/L	500	1.400	1.700	2.000	690	1.400	1.100	1.100	540	500	870
	Ciprofloxacin	ng/L		-	-	-	-	-	710	660	-	-	-
	Clarithromycin	ng/L	20	120	120	120	1.200	300	-	-	330	280	260
	Diclofenac	ng/L	100	3.000	2.700	2.800	3.700	3.400	2.600	2.700	1.800	1.500	1.500
	Metoprolol	ng/L	7.300	1.300	1.300	1.300	1.400	3.300	2.400	2.600	1.400	2.300	2.700
	Naproxen	ng/L		<50	<50	<50	100	110	-	-	<10	160	42
	Oxazepam	ng/L		50	82	99	190	130	-	-	130	150	260
	Phenazon	ng/L	1.100	370	<50	250	-	-	-	-	110	52	96
	Sotalol	ng/L	100	430	500	510	450	82	-	-	280	190	510
	Sulfamethoxazol	ng/L	150	240	190	200	310	360	230	320	270	240	650
	Röntgenkontrastmittel	Amidotrizoesäure	ng/L	100 ^g	4.200	1.200	28.000	130	<50	<250	<100	3.600	6.900
Iomeprol		ng/L	100 ^g	<50	<50	<50	<50	<50	-	-	63	<500	890
Iopamidol		ng/L	100 ^g	1.900	3.000	2.800	<50	320	-	-	400	1.900	2.100
Perfluorierte Substanzen (PFC)	Iopromide	ng/L	100 ^g	<50	<50	<50	<50	<50	-	-	-	-	-
	Perfluorooctansäure (PFOA)	ng/L	100,00	-	-	-	-	-	<50	<50	-	-	-
Moschusduftstoffe	Perfluorooctansulfonsäure (PFOS)	ng/L	100	-	-	-	-	-	<50	<50	-	-	-
	Galaxolide (HHCB)	ng/L	7.000	-	-	-	-	-	230	250	-	-	-
Östrogene Substanzen	Östrogene Aktivität	ngEEQ/L		-	-	-	-	-	<0,61	<0,64	-	-	-
	Bisphenol A	ng/L	100	-	-	-	-	-	<50	<50	-	-	-
	Nonylphenol	ng/L	10.000	-	-	-	-	-	<2.000	<2.000	-	-	-
	Octylphenol	ng/L	100	-	-	-	-	-	<2.000	<2.000	-	-	-
	Estron	ng/L		<5000	<5000	<5000	<5	52	-	-	<10	<10	<10
	17β-Estradiol	ng/L	0,40	<5000	<5000	<5000	<5	26	-	-	<10	<10	<10
	17α-Ethinylestradiol	ng/L	0,04	<5000	<5000	<5000	<1	<1	-	-	<10	<10	<10

Wie in der Einleitung (Kapitel 1) beschrieben, stellen vor allem die Kläranlagen einen wichtigsten Eintragspfad für Mikroschadstoffe in das Gewässer dar. Tabelle 2-10 stellt die Konzentrationen verschiedener Mikroschadstoffe für die oben genannten Kläranlagen Greven, Saerbeck, Emsdetten und Rheine-Nord dar. Die Daten entstammen den Machbarkeitsstudien zur Mikroschadstoffelimination auf den jeweiligen Kläranlagen, die auf den Internetseiten des LANUV veröffentlicht sind. Die Tabelle zeigt, dass die Mikroschadstoffkonzentrationen im Auslauf der Kläranlage Emsdetten-Austum keine bedeutenden Unterschiede zu den Abläufen der benannten Kläranlagen aufzeigen. Im Vergleich auffallend hoch sind die Konzentrationen der Parameter Terbutryn sowie des Arzneiwirkstoffes Carbamazepin. Vergleichsweise gering sind dagegen die Konzentrationen des Röntgenkontrastmittels Amidotrizoesäure. Ein ausführlicher Vergleich ist leider nur für wenige Mikroschadstoffe möglich, da die Schnitt-

¹ Rummler, M; Harmjanßen, K. (2015): „Abschlussbericht - Möglichkeiten der Elimination anthropogener Mikroschadstoffe in der Kläranlage Saerbeck“. Ingenieurbüro Rummler + Hartmann GmbH. Havixbeck, Mai 2015. http://www.lanuv.nrw.de/uploads/tx_mmkresearchprojects/Machbarkeitsstudie_Saerbeck_Abschlussbericht.pdf [Letzter Zugriff: 02.02.2016].

² Rummler, M; Harmjanßen, K. (2014): „Abschlussbericht - Möglichkeiten der Elimination prioritäre Stoffe in der Kläranlage Greven“. Ingenieurbüro Rummler + Hartmann GmbH. Havixbeck, Mai 2014. http://www.lanuv.nrw.de/uploads/tx_mmkresearchprojects/Machbarkeitsstudie_Greven_Abschlussbericht.pdf [Letzter Zugriff: 02.02.2016].

³ Biebersdorf, N.; Kaub, J. M.; Urueta, F. (2015): „Kläranlage Rheine Nord – 4. Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroschadstoffen. Tutthaus und Meyer Ingenieurgesellschaft mbH. Bochum, Februar 2015. http://www.lanuv.nrw.de/uploads/tx_mmkresearchprojects/Studie_Rheine_20150216_m_Anlagen.pdf [Letzter Zugriff: 02.02.2016].

menge der untersuchten Parameter der Kläranlage Emsdetten-Austum und den übrigen Kläranlagen gering ist.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass ein Vergleich der Mikroschadstoffeinträge der Kläranlage Emsdetten-Austum mit anderen Mikroschadstoffeinträgen in der Region nur bedingt durchzuführen ist. Dies liegt vor allem an der in der Regel nicht vorhandenen Datengrundlage hinsichtlich der Mikroschadstoffeinträge anderer Emittenten (z.B. Direkteinleiter oder Landwirtschaft) im Vergleich zu den Kläranlagen. Vor allem hinsichtlich der Direkteinleiter ist jedoch davon auszugehen, dass der Mikroschadstoffeintrag dieser nur gering ist.

Auch wenn das Verhältnis der verschiedenen Mikroschadstoffemissionen in die Ems nicht genauer beschrieben werden kann, so lässt die Tabelle 2-10 anhand der zahlreichen UQN-Vorschlags-Überschreitungen vermuten, dass die Kläranlagenabläufe im Zusammenhang mit den Mikroschadstoffkonzentrationen in Gewässern eine große Bedeutung besitzen und daher besonderer Berücksichtigung bedürfen. Untersuchungen, die im Vorfeld dieser Machbarkeitsstudie am 27.02.2015, am 28.05.2015 und am 17.07.2015 in der Ems unter- und oberhalb der Einleitstelle sowie im Ablauf der Kläranlage Emsdetten stattgefunden haben, stützen diese Vermutung (vgl. Tabelle 2-11).

Tabelle 2-11: Mikroschadstoffkonzentrationen vor und nach der Einleitstelle des Kläranlagenablaufs in die Ems sowie im Ablauf der Kläranlage Emsdetten-Austum

Parameter	Konzentration in EMS - Vor Einleitung - [µg/l]	Konzentration - Ablauf Kläranlage - [µg/l]	Konzentration in EMS - Nach Einleitung - [µg/l]	Veränderung
27.02.2015				
Fluoranthen	<20	<20	120	
Carbamazepin	50	560	160	x 3,2
Diclofenac	180	1.800	490	x 2,7
Sulfamethoxazol	50	280	100	x 2,0
Metoprolol	140	1.100	340	x 2,4
Sotalol	<50	290	80	> x 1,6
Clarithromycin	80	480	180	x 2,3
Benzotriazol	1.800	14.000	3.000	x 1,7
28.05.2015				
Carbamazepin	250	980	330	x 1,3
Diclofenac	230	1.500	310	x 1,3
Sulfamethoxazol	40	70	40	x 1,0
Metoprolol	200	680	260	x 1,3
Sotalol	30	70	30	x 1,0
Clarithromycin	80	790	120	x 1,5
Benzotriazol	960	7.500	1.600	x 1,7
17.07.2015				
Carbamazepin	240	1.300	270	x 1,1
Diclofenac	110	2.800	230	x 2,1

Parameter	Konzentration in EMS - Vor Einleitung - [µg/l]	Konzentration - Ablauf Kläranlage - [µg/l]	Konzentration in EMS - Nach Einleitung - [µg/l]	Veränderung
Sulfamethoxazol	150	190	140	x 0,9
Metoprolol	490	4.000	580	x 1,2
Sotalol	29	410	41	x 1,4
Clarithromycin	<25	<25	<25	
Benzotriazol	2.400	9.500	2.800	x 1,2

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

Es zeigt sich, dass sich die Mikroschadstoffkonzentrationen oberhalb und unterhalb der Kläranlage voneinander unterscheiden. Dies lässt den Schluss zu, dass die Kläranlagenabläufe einen signifikant verunreinigenden Einfluss auf das Oberflächengewässer besitzen.

2.4 Bromidkonzentrationen und Ozonzehrung

Aus Bromid kann bei der Ozonung des Kläranlagenablaufs das Transformationsprodukt Bromat gebildet werden, welches als potentiell kanzerogen gilt. Aus diesem Grund sind vorab die Bromid-Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage zu untersuchen.

Im Rahmen des durchgeführten Screenings wurden im Ablauf der Flockungsfiltration am 21.08.2015, am 01.09.2015 und am 01.10.2015 die Bromid- und Bromat-Konzentrationen im ablaufenden Wasser der Kläranlage Emsdetten ermittelt. Die Ergebnisse der Messung sind in der nachfolgenden Tabelle veranschaulicht.

Tabelle 2-12: Bromid- und Bromatkonzentrationen im Ablauf der Flockungsfiltration

Parameter	Einheit	21.08.2015	01.09.2015	01.10.2015
Bromid	µg/L	110	130	<50
Bromat	µg/L	<10	<10	<10

Die gemessenen Konzentrationen sind im Vergleich zu anderen kommunalen Kläranlagen als vergleichsweise gering einzustufen, weshalb das Verfahren der Ozonung in Emsdetten aus der späteren Variantenbetrachtung nicht auszuschließen ist. Dennoch sollten vor dem Hintergrund einer möglichen Implementierung einer Ozonung Laboruntersuchungen zur Ozonzehrung und zum Bromatbildungspotenzial durchgeführt werden. Zurzeit wird zur Beurteilung der Trinkwassergrenzwert für Bromat in Höhe von 10 µg/L (TrinkwV, 2011) herangezogen. Das Ökotoxzentrum der Schweiz hat zudem eine UQN-Konzentration in Höhe von 50 µg/L vorgeschlagen (Ökotoxzentrum, 2015). Der PNEC⁴-Wert liegt bei 3 mg/L.

⁴ PNEC = predicted no effect concentration; die Konzentration, bis zu der sich keine Auswirkungen auf die Umwelt zeigen

3 Stand der Technik im Bereich der Mikroschadstoffelimination

3.1 Übersicht

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

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



Abbildung 3-1: Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffelimination

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

3.2 Oxidative Verfahren

3.2.1 Ozonung

Grundlagen

Die Ozonung ist ein Oxidationsverfahren, bei dem im Wasser vorliegende, schwer abbaubare Mikroschadstoffverbindungen durch den Eintrag von Ozon zu leichter abbaubaren Verbindungen oxidiert

werden. Das zur Oxidation verwendete Ozon stellt dabei ein sehr reaktives und instabiles Gas dar, welches an der Luft zu Sauerstoff (O₂) zerfällt und daher unmittelbar vor der Ozonung aus Trockenluft oder Sauerstoff gebildet werden muss.

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

Anordnung im Kläranlagenablauf

Die Ozonung ist verfahrenstechnisch der biologischen Reinigungsstufe nachgeschaltet. In diesem Zusammenhang ist vor allem die Funktionsfähigkeit der Nachklärung zu prüfen, da für den effektiven Einsatz des Ozons eine niedrige organische Hintergrundbelastung erforderlich ist (KOM-M.NRW, 2016).

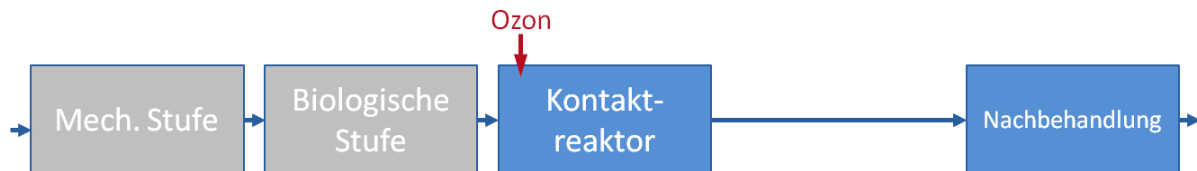


Abbildung 3-2: Schematische Darstellung der Einbindung einer Ozonung in den bestehenden Klärprozess (KOM-M.NRW, 2015a)

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

Ozonerzeugung

Ozon ist nicht transportierbar und muss daher vor Ort hergestellt werden. Hierzu werden Sauerstoff-Moleküle durch elektrische Entladung in Sauerstoff-Atome aufgespalten, die anschließend mit anderen Sauerstoff-Molekülen kollidieren und so das Ozonmolekül O₃ bilden. Dieser Vorgang findet im so genannten Ozongenerator statt, der im Betrieb, aufgrund der entstehenden Prozesswärme stets zu kühlen ist. Der für die Ozonerzeugung erforderliche Sauerstoff kann entweder aus flüssigem Sauerstoff (LOX), komprimierter, getrockneter Luft oder Sauerstoff aus einer PSA-Anlage (Pressure Swing Adsorption) zur Verfügung gestellt werden. Als einfach und wirtschaftlich wird es angesehen, flüssigen Sauerstoff zu verwenden (KOM-M.NRW, 2016).

Die erforderliche Produktionskapazität der Ozonerzeugung hängt von der Zuflusswassermenge sowie der zugeführten Ozonkonzentration ab (KOM-M.NRW, 2016).

Ozondosierung und -eintrag

Die Ozondosierung wird mit Hilfe der spezifischen Dosierung z_{spez} ausgedrückt und stellt die maßgebliche Steuerungsgröße der Ozonung dar. Die Dosierung erfolgt in der Regel anhand der DOC-Konzentration im Zulauf der Ozonanlage, kann aber auch proportional zur Zulaufabwassermenge erfolgen. Letzteres Verfahren wird vor allem als Standardverfahren für kleinere Anlagen unter

100.000 EW und ohne starke Schwankungen des DOC angesehen (KOM-M.NRW, 2016). Des Weiteren wurden Regelstrategien untersucht, die sich an der Absorbanzabnahme vor und nach der Ozonung orientieren (Wittmer et al., 2013) und auch die Ozonkonzentrationen im Offgas und in der gelösten Phase können in das Regelungskonzept integriert werden (KOM-M.NRW, 2016).

Als Richtwerte für die Ozondosierung anhand der DOC-Konzentrationen im Zulauf zur Ozonanlage geben Barjenbruch und Firk (2014) eine spezifische Dosierung von 0,6 - 0,8 mg O₃/mg DOC an. Das Schweizerische Bundesamt für Umwelt nennt zudem eine Ozondosis von 0,7 - 0,9 mg O₃/mg DOC als ausreichend für die Elimination der meisten Mikroschadstoffe (Abegglen und Siegrist, 2012).

Der Eintrag des so dosierten Ozons erfolgt dann über das Ozoneintragssystem, wobei primär zwei Arten von Eintragssystemen unterschieden werden. So kann das Ozon einerseits in Form von feinen Gasbläschen durch einen Diffusor am Beckenboden in das Kontaktbecken eingebracht werden. Hierbei sollte die Beckentiefe mindestens 5 m betragen, um einen weitestgehenden Übergang des gasförmigen Ozons in die Wasserphase zu erreichen. Andererseits ist auch der Eintrag über ein Pumpe-Injektor-System möglich. Hier wird das Ozon in einen Abwasserteilstrom eingebracht, der anschließend mit dem Hauptstrom vermischt und so dem Kontaktbecken zugeführt wird (KOM-M.NRW, 2016). Als dritte Möglichkeit existiert der Eintrag im Rohrreaktor, der jedoch noch nicht großtechnisch untersucht ist (Herbst und Maus, 2013).

Hinsichtlich der Effizienz des Diffusorsystems und des Pumpe-Injektor-Systems konnte festgestellt werden, dass mit beiden Systeme eine hohe Eintragungseffizienz erreichbar ist (Herbst et al., 2011).



Abbildung 3-3: Ozon-Eintragungssysteme, Injektor (links) und Diffusor (rechts)

Reaktionsbecken

Im Reaktionsbecken findet der Eintrag des Ozons in das zu behandelnde Wasser sowie die anschließende Oxidation der Mikroschadstoffe statt. Im Rahmen einer Bemessung der Ozonanlage ist vor allem das Volumen des Kontaktbeckens zu bestimmen, das von der Aufenthaltszeit des Wassers im Becken abhängig ist. Diese wiederum wird maßgeblich von der Dauer bis zur vollständigen Zehrung des Ozons durch die Wasserinhaltsstoffe beeinflusst. Um die Ozonzehrung des Wassers zu ermitteln, sind im Vorfeld der Bemessung Batch-Versuche durchzuführen. Die Aufenthaltszeit des Wassers ist anschließend so festzulegen, dass eine vollständige Ozonzehrung ermöglicht wird (KOM-M.NRW, 2016). Eine mittlere Aufenthaltszeit kann mit 15 bis 30 Minuten angegeben werden, wobei nach KOM-

M.NRW (2015a) bei einer schnellen Ozonzehrung auch wesentlich kürzere Aufenthaltszeiten bis zu 10 Minuten möglich sind.

Ebenfalls zu beachten sind bei der Gestaltung des Reaktionsbeckens die Reaktorgeometrie sowie, eng damit verbunden, die Platzierung des Ozoneintragssystems, da die Strömungsverhältnisse zur Optimierung des Ozoneintrags genutzt werden können. Mögliche Reaktorgeometrien sind beispielsweise das kaskadierte Beckenvolumen, der Schlaufenreaktor oder der Rohrreaktor (KOM-M.NRW, 2016).

Um einen Eintrag des Restozons in die Umwelt zu vermeiden, sind der Ozonreaktor gasdicht abzudecken und der Gasraum kontinuierlich abzusaugen. Das anfallende Off-Gas ist schließlich durch einen Restozonvernichter zu leiten (KOM-M.NRW, 2016).

Nachbehandlung

Durch die Ozonung können problematische Stoffe, sogenannte Transformationsprodukte, gebildet werden. Hierbei handelt es sich um Stoffe, die nach der Oxidation mit Ozon eine bessere Bioverfügbarkeit aufweisen und gegebenenfalls eine toxische Wirkung auf die Umwelt haben können. Da verschiedene Studien zeigen, dass viele Reaktionsprodukte der Ozonung im Rahmen einer biologischen Nachbehandlung entfernt werden können (Stalter et al., 2010 a+b; Zimmermann, 2011; Abegglen und Siegrist, 2012), wird die Nachbehandlung des ozonierten Wassers nach dem derzeitigen Wissensstand als empfehlenswert erachtet.

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

Besonderes Augenmerk liegt im Zusammenhang mit den Transformationsprodukten auf den Leitparametern Bromat und Nitrosamine (ARGE TP10, 2011). Bromat wird als potenzielles Kanzerogen angesehen und entsteht durch die Oxidation von Bromid, welches natürlich oder anthropogen in die Gewässer eingetragen wird. Für Nitrosamine ist nach ARGE TP10 (2011) eindeutig eine krebserzeugende Wirkung nachgewiesen. Sie entstehen bei der Ozonung durch die Oxidation organischer Amine.

Advanced Oxidation Processes (AOP)

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

Die Verfahren werden bisher vor allem zur Behandlung von Industrieabwässern angewendet, weshalb es zur Behandlung kommunalen Abwassers kaum praktische Erfahrungen gibt. Bisherige Erkenntnisse hinsichtlich dieser weitergehenden Oxidationsverfahren beruhen daher lediglich auf Laborversuchen und kleinen Pilotanlagen (Micropoll, 2012). Da AOP zwar in der Lage sind ein breites Spektrum an Mikroschadstoffen zu beseitigen, jedoch im Vergleich zur Ozonung einen wesentlich höheren Energieverbrauch aufweisen und somit höhere Kosten verursachen, werden sie laut Micropoll (2012) aktuell für den Einsatz in kommunalen Kläranlagen als ungeeignet betrachtet.

3.3 Adsorptive Verfahren

3.3.1 Grundlagen

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

Im Bereich der Abwasserreinigung erfolgt die Adsorption der Mikroschadstoffe durch den Einsatz von Aktivkohle. Hierunter ist Kohle mit einer sehr porösen Struktur zu verstehen, die sich durch eine hohe spezifische Oberfläche (500-1500 m²/g) auszeichnet (Micropoll, 2012). Die Herstellung dieser porösen Kohle kann aus verschiedenen Rohstoffen wie beispielsweise Holz, Kokosnussschalen, Torf oder Braun- und Steinkohle erfolgen (Herbst, 2014). Der Herstellungsprozess besteht dabei aus zwei Schritten, wobei zunächst im Rahmen der Karbonisierung der Rohstoff bei hohen Temperaturen (>1200°C) und unter Sauerstoffausschluss verbrannt wird. Anschließend erfolgt dann die Aktivierung, bei der durch die Behandlung der Kohle mit Wasserdampf, Luft, Sauerstoff oder Chemikalien die große spezifische Oberfläche in Form von Poren, Spalten und Rissen in der Kohle erzeugt wird (Donau Carbon, 2015)

Die Anwendung von Aktivkohle in der Abwasserbehandlung zeichnet sich durch eine weit gefächerte Elimination der Mikroschadstoffe aus, da Aktivkohle in der Lage ist, ein breites Stoffspektrum zu adsorbieren. Die Kohleart und insbesondere die Porengrößenverteilung der Aktivkohle führen zu einer unterschiedlichen Eliminationsleistung und Adsorptionskapazität für die verschiedenen Aktivkohleprodukte. Anwendung finden im Bereich der Abwasserreinigung sowohl die pulverisierte Aktivkohle als auch die granulierten Aktivkohle. Nach Ausnutzung der Adsorptionskapazität ist die Aktivkohle und mit ihr die adsorbierten Mikroschadstoffen einer thermischen Entsorgung zuzuführen.

Je nach Art der eingesetzten Aktivkohle erfolgt eine andere verfahrenstechnische Ausbildung der zusätzlichen Reinigungsstufe auf der Kläranlage, was in den nachfolgenden Abschnitten beschrieben werden soll.

3.3.2 Aktivkohleadsorption mittels granulierter Aktivkohle (GAK)

Anordnung im Kläranlagenablauf

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



Abbildung 3-4: Schematische Darstellung der Einbindung einer GAK-Filtration in den bestehenden Klärprozess (KOM-M.NRW, 2015a)

Zur Anordnung der Filtration bestehen zwei Ausführungsalternativen. Einerseits kann der GAK-Filter einer herkömmlichen Filtrationsstufe nachgeschaltet werden (vgl. Abbildung 3-4). So erfolgt im vorge-schalteten Filter zunächst die Entfernung der abfiltrierbaren Stoffe, bevor in der anschließenden GAK-Filtration die Elimination der Mikroschadstoffe stattfindet. Alternativ ist es möglich der biologischen Reinigung eine alleinige GAK-Filtration nachzuschalten. Dies ist vor allem dann wirtschaftlich interes-sant, wenn aus Platzgründen kein Neubau einer zusätzlichen Filtration möglich ist und vorhandene Bausubstanz genutzt werden soll (Herbst und Maus, 2013).

Wichtiger Entscheidungsfaktor bei der Wahl einer Alternative ist die organische Hintergrundbelastung des zugeleiteten Wassers aus dem Ablauf der Nachklärung. Der GAK-Filter sollte dabei mit einer mög-lichst geringen Feststoffkonzentration (<15 mg AFS/L) und organischen Hintergrundbelastung (d.h. weitestgehende BSB/CSB-Elimination) beschickt werden (KOM-M.NRW, 2016).

Filteranlage

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

Zur Auslegung der GAK-Filter sind die Leerbettkontaktzeit⁵ sowie die Filterbettgeschwindigkeit festzu-legen. Metcalf und Eddy (2003) geben diesbezüglich als Anhaltswerte eine Leerbettkontaktzeit von 5 bis 30 Minuten sowie eine Filterbettgeschwindigkeit von 5 bis 15 m/h. Die Leerbettkontaktzeiten und Filterbettgeschwindigkeiten der großtechnischen Untersuchungen in den Kläranlagen Düren-Merken, Obere Lutter, Gütersloh-Putzhagen und Bad Oeynhausen sind zudem der Tabelle 3-1 zu entnehmen.

Tabelle 3-1: Werte für die Leerbettkontaktzeit und die Filterbettgeschwindigkeiten aus den großtechnischen Untersuchungen in NRW (KOM-M.NRW, 2015b)

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

Auswahl der geeigneten Kohle

Granulierte Aktivkohle besitzt einen Korndurchmesser von 0,5 bis 4,0 mm. Darüber hinaus ist eine Unterscheidung der Kohlen innerhalb dieser Größenklasse zum Beispiel anhand des verwendeten Rohmaterials, des Herstellungsverfahrens, der Porenstruktur möglich (Donau Carbon, 2015). Zur Auswahl der geeigneten Aktivkohle wird mit Hilfe von Säulenversuchen und Kleinfilterschnelltests das Adsorptionsverhalten für Mikroschadstoffe, DOC und CSB untersucht. Neben den spezifischen Elimi-

⁵ Leerbettkontaktzeit (engl. empty bed contact time = EBCT): Die Leerbettkontaktzeit bezeichnet die Zeit, in der sich ein Was-serteilchen rein rechnerisch in der durchströmten Filterkammer befindet. Sie berechnet sich aus der Fließgeschwindigkeit und der Höhe der GAK-Schüttung.

nationsraten verschiedener Mikroschadstoffe sind bei der Auswahl jedoch auch die Kriterien der Betriebskosten für den regelmäßigen Kohleaustausch sowie die Kornhärte bzw. mechanische Stabilität zu berücksichtigen. Letzteres Kriterium ist vor allem in Zusammenhang mit dem Spülvorgang relevant, da die Luftspülung des Filtermaterials zur Abrasion der Aktivkohle führen kann (KOM-M.NRW, 2016).

Austausch der granulierten Aktivkohle

Ein Austausch der granulierten Aktivkohle wird erforderlich, wenn die Konzentrationen im Filtrat der GAK-Filter eine zuvor festgelegte maximale Konzentration ausgewählter Mikroschadstoffe überschreiten. Sind mehrere Filter parallel geschaltet, werden die stoffspezifischen Konzentrationen im Sammelfiltrat der GAK-Filter betrachtet (KOM-M.NRW, 2016).

Beim Umgang mit der genutzten GAK sind dann grundsätzlich die beiden Optionen der Entsorgung sowie der Wiederverwendung in Betracht zu ziehen. Im Rahmen der Wiederverwendung wird das beladene Filterbett aus dem Filter ausgebaut und einer thermischen Aufbereitung unterzogen. Zu berücksichtigen ist dabei, dass durch die thermische Behandlung, das heißt die Reaktivierung, etwa 10 bis 20 % Verlust einzukalkulieren sind, die durch das Hinzufügen neuer Aktivkohle ausgeglichen werden müssen (KOM-M.NRW, 2016).

Eine wichtige Größe hinsichtlich des Zeitpunktes für den Austausch bzw. die Reaktivierung der GAK ist das durchsetzbare Bettvolumen⁶. Hierunter ist die Menge Abwasser zu verstehen, die pro Filterbett granulierter Aktivkohle behandelt werden kann bis die entsprechende Aktivkohle ausgetauscht bzw. reaktiviert werden muss. KOM-M.NRW (2015a) gibt diesbezüglich beruhend auf Erfahrungswerten ein erzielbares Bettvolumen für Einzelfilter von 3.000 bis 16.000 an. Hertel et al. (2014) ergänzt zudem, dass für einige Stoffe auch bei längeren Standzeiten noch eine Elimination festgestellt werden konnte. Konkrete Werte für das Bettvolumen bei der Elimination von Diclofenac und Carbamazepin benennen Nahrstedt et al. (2013), Alt et al. (2014) sowie Nahrstedt et al. (2015) schließlich mit 14.000 bis 16.000.

3.3.3 Aktivkohleadsorption mittels pulverisierter Aktivkohle (PAK)

Grundlagen der Mikroschadstoffelimination mittels PAK

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

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

PAK-Dosierung in einer separaten Adsorptionsstufe

Bei der PAK-Dosierung in einer separaten Adsorptionsstufe erfolgt die Anordnung dieser Adsorptionsstufe nach der biologischen Reinigung (vgl. Abbildung 3-5), um die pulverisierte Aktivkohle primär mit biologisch nicht entfernbaren organischen Substanzen zu beladen. Die Adsorptionsstufe besteht hier-

⁶ Bettvolumen = Volumen des behandelten Abwassers bezogen auf das Filterbettvolumen [-]

zu aus einem Kontaktbecken sowie einem diesem nachgeschalteten Sedimentationsbecken (Metzger und Kapp, 2008).

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

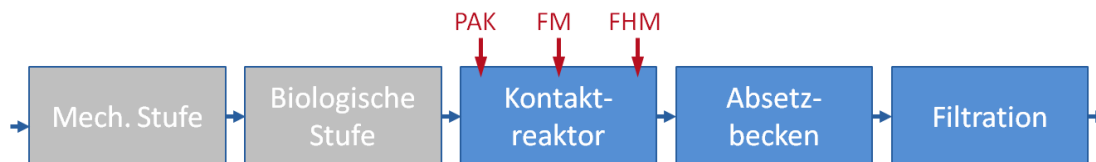


Abbildung 3-5: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in einer separaten Adsorptionsstufe (KOM-M.NRW, 2015a)

Zentrale Elemente der hier betrachteten Ausführungsvariante zur PAK-Adsorption sind das Kontaktbecken sowie das Sedimentationsbecken. Ersteres wird dabei als kaskadiertes Becken ausgeführt (Metzger und Kapp, 2008), dessen Volumen im Rahmen der Auslegung der Adsorptionsstufe zu bestimmen ist. Maßgebend hierfür ist die erforderliche Aufenthaltszeit des Wassers im Kontaktbecken (KOM-M.NRW, 2015). Auch wenn grundsätzlich nur eine kurze Kontaktzeit des zu behandelnden Wassers mit der Aktivkohle erforderlich ist, empfiehlt Metzger (2010) eine Aufenthaltszeit des Wassers im Becken von mindestens 30 Minuten. Hintergrund ist, dass zu kurze Aufenthaltszeiten in Anlagen mit separatem Kontaktbecken bei Spitzenzuflüssen und gleichbleibendem Rücklaufkohlestrom ein Absenken der Trockensubstanz (TS)-Gehalts im Becken verursachen können. Wichtiger Ausstattungsgegenstand des Kontaktbeckens ist zudem eine Umwälzeinrichtung, die die Sedimentation der dosierten PAK verhindert (KOM-M.NRW, 2016).

Im nachgeschalteten Sedimentationsbecken sollte laut Metzger und Kapp (2008) eine Aufenthaltszeit von zwei Stunden nicht unterschritten und eine Oberflächenbeschickung von 2 m/h nicht überschritten werden. Für die Sedimentationseinheit stehen neben dem horizontal oder vertikal durchströmten Absetzbecken auch Flotationsanlagen und Absetzbecken zur Verfügung, die mit lamellen- und kastenförmigen Durchflussprofilen ausgerüstet werden (auch Parallelplattenabscheider oder Lamellenseparatoren genannt) (ATV, 1997; Schwentner et al., 2010). KOM-M.NRW (2015a) zieht zudem den Einsatz einer Membranfiltration in Betracht. Um die Bildung gut absetzbarer Flocken im Sedimentationsbecken zu fördern, können zudem Eisen- und Aluminiumprodukte als Fäll- und Flockungshilfsmittel eingesetzt werden (KOM-M.NRW, 2016).

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

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

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

PAK-Dosierung in den Zulauf zur Filtration (Filterüberstand)

Bei der PAK-Dosierung in den Zulauf der Filtration sind die beiden zuvor beschriebenen Adsorptionsstufen des Kontaktbeckens und der Abscheidung in einer Anlage vereint. Auch hier wird die Adsorptionsstufe der biologischen Reinigung nachgeschaltet, wobei die Pulveraktivkohle in den Abfluss der Nachklärung dosiert wird, der anschließend einer Flockungsfiltration zufließt (vgl. Abbildung 3-6). Der Überstand der Flockungsfiltration wirkt somit als Kontaktbecken für die pulverisierte Aktivkohle und die anschließende Filtration stellt die Rückhalteeinrichtung dieser Ausführungsalternative dar (KOM-M.NRW, 2016).

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



Abbildung 3-6: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung vor der abschließenden Abwasserfiltration (KOM-M.NRW, 2015a)

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

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

PAK-Dosierung vor nachgeschaltete Membranstufe und Rückhalt in dieser

Zur Abscheidung der Aktivkohle können neben Filteranlagen auch Membranen eingesetzt werden. Ein weiteres Verfahren stellt daher die PAK-Dosierung in den Zulauf zu einer Membrananlage dar (vgl. Abbildung 3-7). Dabei kann die Membranstufe als Neubau konzipiert werden oder es ist möglich die Filterzellen eines bestehenden Filters zu entkernern und die Membranmodule in die entkerneten Filterzellen einzusetzen.



Abbildung 3-7: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung vor Membranmodulen

Ähnlich wie bei der PAK-Dosierung vor den Filter, dient bei dieser Verfahrensalternative das die Membranen umgebende Wasservolumen als Kontaktvolumen. Die Abscheidung erfolgt anschließend mit Hilfe der Membranen. Da die Poren der Membranen sehr fein sind, ist es nicht erforderlich dem

Zufluss zu den Membranmodulen Fäll- oder Flockungshilfsmittel zuzugeben, um die Abtrennleistung zu erhöhen.

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

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

Den vorangegangenen Verfahren sehr ähnlich ist die PAK-Dosierung in den Zulauf der Filtration mit separatem Kontaktbecken. Gemäß Abbildung 3-8 wird die pulverisierte Aktivkohle hierbei zusammen mit Flockungshilfsmitteln in einen dem Filter vorgeschalteten Flockungsraum gegeben. Anschließend wird das so behandelte Wasser dann der Filtration zugeführt, wodurch die zusätzliche Sedimentation nach einem Adsorptionsbecken entfällt und das Kontaktbecken (Flockungsraum) mit einer hydraulischen Aufenthaltszeit von 15 - 30 min vergleichsweise klein ist (Herbst und Hilbig, 2012).



Abbildung 3-8: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in den Zulauf zur Filtration mit separatem Kontaktbecken (Flockungsraum) (nach Herbst und Hilbig, 2012)

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

Simultane PAK-Dosierung im Belebungsbecken

Eine sehr einfache Möglichkeit des Eintrags der pulverisierten Aktivkohle in das zu behandelnde Wasser stellt die Dosierung in das Belebungsbecken dar. Hierbei dient das Belebungsbecken der biologischen Reinigungsstufe gleichzeitig auch als Kontaktraum der Aktivkohle mit dem zu behandelnden Wasser (vgl. Abbildung 3-9).

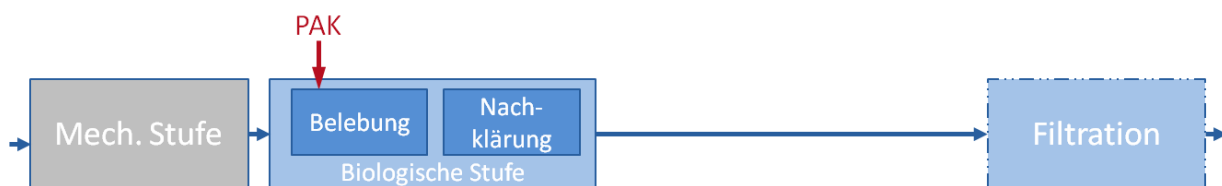


Abbildung 3-9: Schematische Darstellung der simultanen PAK-Dosierung im Belebungsbecken (KOM-M.NRW, 2015a)

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

Anlieferung und Lagerung

Die Anlieferung der pulverisierten Aktivkohle zur Kläranlage erfolgt mit Hilfe von Silotransportfahrzeugen. Dabei richtet sich die Menge der gelieferten Aktivkohle nach den Tagen, für die der Aktivkohlevorrat ausreichen soll. Dies hat wiederum Einfluss auf das Bemessungsvolumen des Silos der Kläranla-

ge, in dem die Kohle in unmittelbarer Nähe zum Eintragsort der Aktivkohle gelagert werden soll. Das Volumen des Silos sollte dabei mindestens so groß sein, dass eine LKW-Ladung der Aktivkohle gespeichert werden kann. Zudem ist bei der Auslegung darauf Rücksicht zu nehmen, dass die Aktivkohle sich beim Befüllen des Silos ausdehnt (KOM-M.NRW, 2016). So kann die Lagerungsdichte je nach Lagerung im Silofahrzeug und nach der Silobefüllung zwischen 500 kg/m³ und 420 kg/m³ schwanken (Herbst und Hilbig, 2012).

Kohledosierung und -eintrag

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

Tabelle 3-2: Eliminationsraten für verschiedene Mikroschadstoffe bei einer PAK-Dosierung in Höhe von 10 und 20 mg PAK/L (Metzger und Kapp, 2008; Metzger, 2010)

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

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

PAK-Entsorgung

Die Pulveraktivkohle wird in allen Verfahrensalternativen über den Überschussschlamm der biologischen Reinigungsstufe ausgeschleust und anschließend der Schlammbehandlung zugeführt. Dabei konnte bislang keine Rücklösung von Mikroschadstoffen festgestellt werden, jedoch ist für einen solchen Fall auch eine separate Behandlung des PAK-Schlammes möglich (KOM-M.NRW, 2016).

Zur Behandlung des anfallenden Schlammes wird die Verbrennung empfohlen, da die Kohle einen hohen Verbrennungswert hat und eine landwirtschaftliche Nutzung aufgrund der Belastung mit Mikroschadstoffen ökologisch nicht zulässig ist (KOM-M.NRW, 2016).

3.4 Physikalische Verfahren

Unter den physikalischen Verfahren zur Abwasserbehandlung sind Membranfiltrationsverfahren zu verstehen (Micropoll, 2012). Es handelt sich dabei um Verfahren, die bereits seit einiger Zeit in der Trinkwasseraufbereitung eingesetzt werden, für die kommunale Abwasserreinigung zurzeit jedoch als

nur beschränkt geeignet gelten. Dies liegt in der geringen Betriebserfahrung, dem hohen Energieaufwand sowie der ungeklärten Fragestellung hinsichtlich der Entsorgung des anfallenden Konzentrats begründet (Micropoll, 2012).

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

3.5 Großtechnische Anlagen zur Mikroschadstoffelimination im In- und Ausland

3.5.1 Ozonung

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

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

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

3.5.2 Adsorptive Verfahren

Aktivkohleadsorption mittels granulierter Aktivkohle (GAK)

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

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

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

Aktivkohleadsorption mittels pulverisierter Aktivkohle (PAK)

Die Mikroschadstoffelimination mittels pulverisierter Aktivkohle ist das am häufigsten umgesetzte Eliminationsverfahren. In NRW wird die Kläranlage Dülmen mit PAK betrieben. Darüber hinaus befinden sich zwei Anlagen in Harsewinkel und Barntrup in Planung und auf den Kläranlagen Düsseldorf-Süd, Herford, Barntrup, Schwerte, Dinslaken und Wuppertal-Buchenhofen werden großtechnische Untersuchungen zur Mikroschadstoffelimination mittels pulverisierter Aktivkohle durchgeführt (KOM-M.NRW, 2015c).

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

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

4 Auslegungswerte der Stufe zur Mikroschadstoffelimination

4.1 Auslegungswassermenge

Eine einheitliche Regelung zur Festlegung der Auslegungswassermenge der vierten Reinigungsstufe gibt es zurzeit nicht. Theoretische Überlegungen zeigen jedoch, dass eine Vollstrombehandlung bis zum maximalen Mischwasserzufluss im Vergleich zur Behandlung des maximalen Trockenwetterzuflusses lediglich zu einer zusätzlichen Reinigungsleistung von ca. 7 % führt (Metzger, 2010). KOM-M.NRW (2015a) empfiehlt, sofern keine weitergehenden, immissionsseitigen Anforderungen vorliegen, die Stufe zur Mikroschadstoffelimination nur auf eine Teilstrombehandlung, aber mindestens auf den maximalen Trockenwetterabfluss auszulegen. Dadurch ist eine ressourceneffiziente Einbindung der Stufe zur Mikroschadstoffelimination in den bestehenden Klärprozess möglich.

Die Kläranlage ist zurzeit auf folgende Abwassermengen ausgelegt:

- maximalen stündlichen Regenwassermenge 2.000 m³/h
- maximal stündlicher Trockenwetterzufluss 1.030 m³/h

Vor dem Hintergrund dieser Erkenntnisse und Empfehlungen wurde die Auslegungswassermenge für die vierte Reinigungsstufe in Emsdetten auf Grundlage der Ablaufwassermengen der Kläranlage aus den Jahren 2013 bis 2015 ermittelt. Abbildung 4-1 zeigt die Verteilung der Ablaufwassermengen von August 2013 bis Juli 2015. Erkennbar wird dabei, dass die Mehrzahl der Abflüsse deutlich unterhalb des maximalen stündlichen Trockenwetterabflusses in Höhe von 1.030 m³/h liegt (rote Linie). Von Regenereignissen beeinflusste Abflüsse treten bis zu der maximalen stündlichen Regenwassermenge in Höhe von 2.000 m³/h nur sehr selten auf. Die Grafik weist darauf hin, dass die Kläranlage Emsdetten-Austum zurzeit hydraulisch nicht ausgelastet ist und eine tatsächliche Trockenwetterabfluss-Spitze von ca. 500 bis 600 m³/h vorliegt. Abflüsse, die über diese Wassermenge hinausgehen, treten nur selten auf.

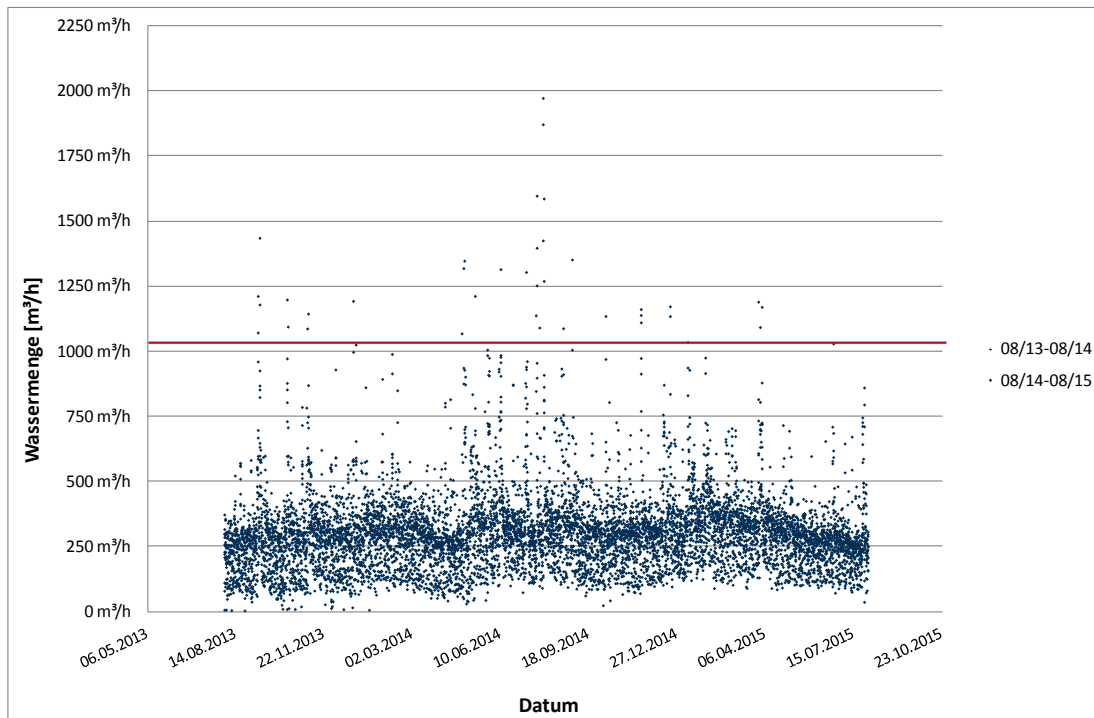


Abbildung 4-1: Ablaufwassermengen (2h-Mittel) der Kläranlage Emsdetten-Austum (08/2013 bis 08/2015)

Um die Auslegungswassermenge der vierten Reinigungsstufe festzulegen ist von besonderem Interesse, welcher Anteil der Jahresabwassermenge der Kläranlage in der vierten Stufe behandelt werden kann. Zu diesem Zweck ist nachfolgend der prozentuale Anteil der behandelten Jahresabwassermenge in Abhängigkeit von der Behandlungswassermenge abgebildet.

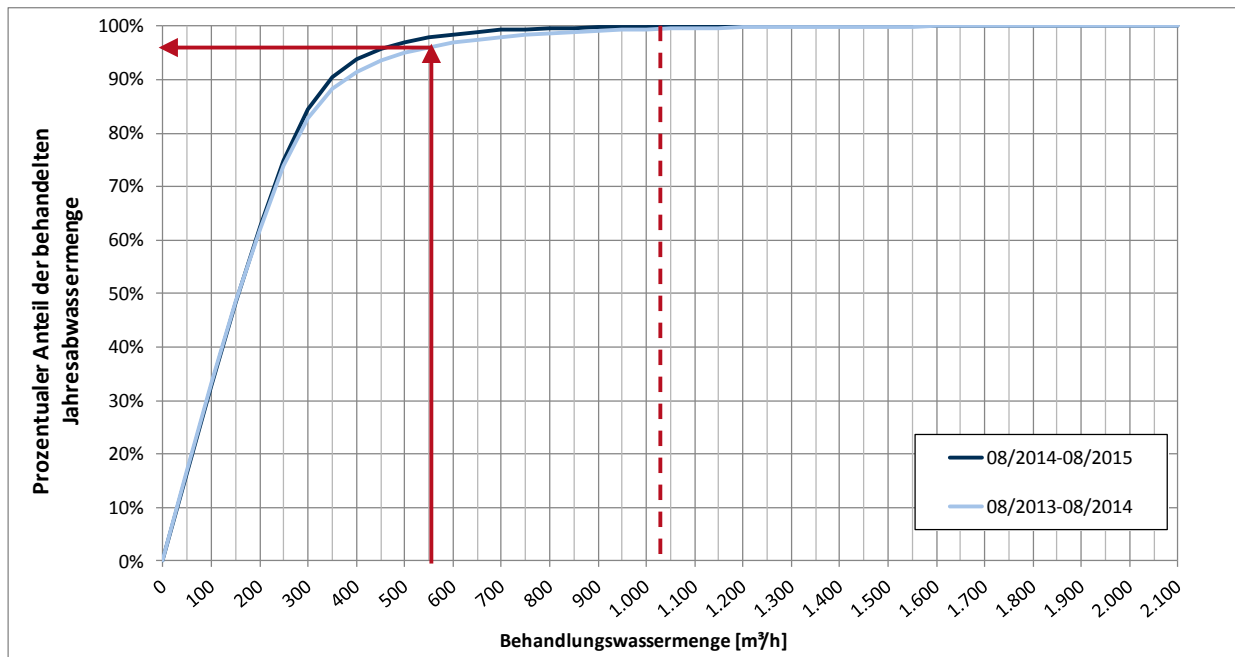


Abbildung 4-2: Anteil der behandelbaren Jahresabwassermenge in Abhängigkeit von der Behandlungswassermenge der Stufe zur Mikroschadstoffelimination

Die vorangestellte Grafik zeigt, dass bei einer Behandlungwassermenge in Höhe des maximalen stündlichen Trockenwetterabflusses von 1.030 m³/h fast 100 % der Jahresabwassermenge in der vierten Reinigungsstufe behandelt werden können. Wird die Behandlungwassermenge um etwa die Hälfte auf 550 m³/h reduziert, so könnten immer noch 95% der Jahresabwassermenge behandelt werden. Dies liegt, wie oben geschildert, darin begründet, dass die Kläranlage Emsdetten-Austum zurzeit hydraulisch nicht ausgelastet ist und, entsprechend Abbildung 4-1, nur sehr selten Zuflüsse in Höhe von 1.030 m³/h (Trockenwetterzufluss Spitze) auftreten. Daher ist eine Auslegung der vierten Reinigungsstufe auf den maximalen stündlichen Trockenwetterzufluss nicht als ressourceneffizient zu erachten.

Für die nachfolgende Ausarbeitung der technischen Anlagenkonzepte wird eine Auslegungswassermenge der vierten Reinigungsstufe in Höhe von 550 m³/h gewählt. Hiermit würden ca. 95% der Jahresabwassermenge in Höhe von 2.624.000 m³/a behandelt. Die in der vierten Reinigungsstufe jährlich behandelte Abwassermenge würde somit 2.492.800 m³/a betragen.

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

4.2 Eliminationsraten

Die Auslegung der vierten Reinigungsstufe erfolgt derart, dass eine Elimination der standortrelevanten Substanzen und der sensitiven Leitparameter Metoprolol, Carbamazepin, Diclofenac, Sulfamethoxazol, 1H-Benzotriazol und Terbutryn zu 80 % sichergestellt wird. Die Elimination wird bestimmt durch Messungen im Zulauf zur biologischen Stufe und dem Ablauf der vierten Reinigungsstufe und bezieht sich auf die Summe der standortrelevanten Substanzen und der sensitiven Leitparameter (KOM-M.NRW, 2015d).

Standortrelevante Substanzen	Sensitive Leitparameter (KOM-M.NRW, 2015d)
Climbazol, Terbutryn, Carbamazepin, Clarithromycin, Diclofenac, Erythromycin, Ritalinsäure, Sotalol, Amidotrizoesäure, 1H-Benzotriazol	<u>Carbamazepin</u> , <u>Diclofenac</u> , Metoprolol, Sulfamethoxacol, <u>Terbutryn</u> , <u>1H-Benzotriazol</u>

Die zu erwartende Eliminationsrate bzw. die Dosierung von Betriebsstoffen oder die Standzeit des Adsorptionsbettes ist bei den in Kapitel 5 beschriebenen Varianten jeweils abhängig von der Abwasserzusammensetzung. Letztlich ist es erforderlich, die Dosierstoffe und -mengen im Rahmen von Vorversuchen und in Abhängigkeit von den Mikroschadstoffen und dem gewählten Verfahren zu erproben und später in der Inbetriebnahme- und Betriebsoptimierungsphase zu verifizieren.

5 Ausarbeitung von technischen Anlagenkonzepten

5.1 Auswahl der Varianten

5.1.1 Einleitung

In der nachfolgenden Variantenbetrachtung werden die in Kapitel 3 dargestellten Verfahrenstechniken auf ihre Einsatzmöglichkeit auf der Kläranlage Emsdetten-Austum untersucht. Anhand verschiedener Randbedingungen kann zunächst eine Vorauswahl der möglichen Eliminationsverfahren für eine vierte Reinigungsstufe getroffen werden. Anschließend erfolgt für technisch wirtschaftlich realisierbare Verfahrensvarianten die detailliertere Ausarbeitung.

5.1.2 Strukturelle Randbedingungen auf der Kläranlage Emsdetten-Austum

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

In Emsdetten kommen verschiedene bestehende Elemente zur Einbindung in eine vierte Reinigungsstufe in Frage. Zum einen ist dies die bestehende Flockungsfiltration, die für die Verfahrenstechnik der Pulveraktivkohledosierung in den Filterüberstand genutzt werden kann oder deren Umbau zum GAK-Filter oder zur Membranstufe möglich ist. Die Flockungsfiltration ist zudem auch als Nachbehandlung im Rahmen der Ozonung und bei der PAK-Dosierung in ein separates Kontaktbecken nutzbar. Ebenfalls zur Nachbehandlung einsetzbar ist zum anderen der Schönungsteich, der für die biologische Nachbehandlung im Anschluss an die Ozonung geeignet ist. Das dritte nutzbare Element ist das zweite Belebungsbecken der Kläranlage Emsdetten, das zurzeit nicht genutzt wird und potentiell für die Anlage zur Mikroschadstoffelimination zur Verfügung steht.

Ergänzend zu der bestehenden Struktur sind zur Vorauswahl der zu betrachtenden Varianten zudem Freiflächen und mögliche weitere unnutzbare Flächen von Interesse, auf denen ein Neubau der Anlage zur Mikroschadstoffelimination möglich ist. In Emsdetten ist die Errichtung der vierten Reinigungsstufe an zwei verschiedenen Stellen auf der bestehenden Anlage denkbar. Zum einen kann der Bau auf einer Teilfläche des Schlammolders erfolgen, der zurzeit nicht permanent genutzt wird. Eine Alternative stellt die Errichtung der vierten Stufe auf einer Teilfläche des Schönungsteiches dar. Hierfür müsste die Fläche des Schönungsteiches verringert werden, jedoch ist die Reduktion im Vergleich zur Gesamtfläche des Teiches gering und es besteht der Vorteil, dass durch die Nutzung des Schönungsteiches der erforderliche Aushub für die vierte Stufe verringert werden kann. Eine Veranschaulichung der möglichen Nutzungsflächen ist Abbildung 5-1 zu entnehmen.



Abbildung 5-1: Potentielle Flächen zum Bau der vierten Reinigungsstufe in Emsdetten

Als drittes Kriterium bei der Auswahl möglicher Varianten ist die Hydraulik der bestehenden Anlage heranzuziehen. Ziel der Betrachtung ist es, Varianten zu erkennen, die ohne oder mit geringem zusätzlichem Pumpaufwand umsetzbar sind. Eine schematische Darstellung des hydraulischen Längsschnittes der Kläranlage Emsdetten-Austum ist der Abbildung 5-2 zu entnehmen. Abgebildet ist der relevante Anlagenausschnitt von der Nachklärung bis zum Kläranlageauslauf in die Ems.

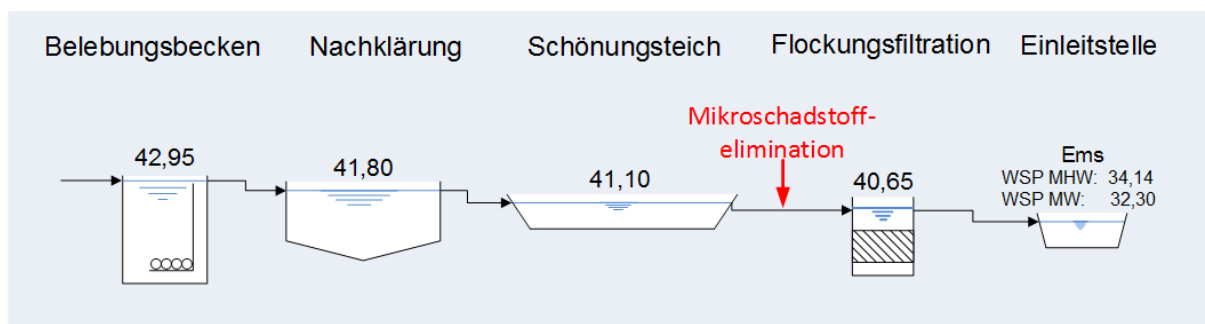


Abbildung 5-2: Wasserspiegellagen auf der Kläranlage Emsdetten-Austum im Bereich Nachklärung – Ablauf Kläranlage (Angaben in m ü. NN)

Eine Einbindung des Schönungsteiches ohne Pumpen ist demnach nur schwer möglich, da die Wasserspiegeldifferenz zwischen dem Ablauf des Nachklärbeckens (41,20 m ü. NN) und dem Schönungsteich nur zehn Zentimeter beträgt. Sollte also die Errichtung der vierten Stufe zwischen der Nachklärung und dem Schönungsteich erfolgen, so ist die Anlage mit Pumpen zu beschicken. Die Wasserspiegeldifferenz zwischen der Nachklärung und der Flockungsfiltration beträgt dagegen 55 cm. Diese Differenz ergibt sich aus der Höhe des Ablaufs des Nachklärbeckens (41,20 m ü. NN) und der Überfallkante am Zulauf zu den Filterzellen (40,65 m ü. NN). In Abhängigkeit der zu überbrückenden Distanz zwischen Schönungsteich und vierter Stufe bzw. vierter Stufe und Flockungsfiltration kann möglicherweise auf das Heben des zu behandelnden Abwassers verzichtet werden. Weiter oben wurde zudem die Möglichkeit beschrieben die vierte Stufe im bestehenden, aber zurzeit nicht genutzten Belebungsbecken zu errichten. Hier weist die Sohle des Beckens eine Höhe von 37,5 m auf, während der Ablauf des Nachklärbeckens bei 41,20 m ü. NN liegt. Sollte die vierte Stufe dem Belebungsbecken nachgeschaltet werden, so kann das Becken unter Berücksichtigung der Verluste auf der Fließstrecke von der Nachklärung zur vierten Stufe maximal bis zu einer Höhe von 2,8 m befüllt werden, damit das zu behandelnde Abwasser der vierten Stufe vom Nachklärbecken aus im freien Gefälle zufließen kann.

Hinsichtlich der strukturellen Randbedingungen ergaben sich im Rahmen von Projektbesprechungen und Anlagenbegehungen weitergehend folgende Informationen hinsichtlich der Anforderungen an die vierte Reinigungsstufe und der Implementierungsmöglichkeiten.

Die Stadt Emsdetten misst dem geringen Pumpenaufwand im Rahmen der vierten Reinigungsstufe hohe Priorität bei. Aus diesem Grund werden in der Variantenbetrachtung nur Varianten berücksichtigt, für die das Wasser nicht gehoben werden muss. Darüber hinaus wurde hinsichtlich der bestehenden und nutzbaren Bausubstanz darauf hingewiesen, dass das ungenutzte zweite Belebungsbecken in seiner bisherigen Funktion erhalten bleiben muss und auch der Schlamm-polder nicht in die Planungen der vierten Stufe einbezogen werden soll, da dieser im Rahmen der geplanten Klärschlammvererdung als Zwischenspeicher für den Klärschlamm benötigt wird.

5.1.3 Randbedingungen resultierend aus Abwassereigenschaften

Neben den beschriebenen strukturellen Randbedingungen können auch die Konzentrationen verschiedener Abwasserparameter Aufschluss darüber geben, ob eine bestimmte Verfahrensvariante in Frage kommt oder grundsätzlich auszuschließen ist. Relevanter Parameter ist hierbei zum einen die Bromid-Konzentration im Abwasser, da im Rahmen der Ozonung aus Bromid kanzerogenes Bromat gebildet werden kann. Die Bromidwerte liegen in Emsdetten, wie in Abschnitt 2.4 beschrieben, im unbedenklichen Bereich, sodass die Ozonung des Abwassers betrachtet werden kann.

Zum anderen stellen die Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe sowie die DOC-Konzentrationen eine wichtige Entscheidungshilfe dar. Zu hohe AFS- und DOC-Konzentrationen verringern die Effektivität der Ozonung wie auch der Pulveraktivkohledosierung hinsichtlich der Mikroschadstoffelimination, da die abfiltrierbaren Stoffe bzw. der ungelöste Kohlenstoff bei der Elimination aus dem Abwasser Konkurrenzstoffe für die Mikroschadstoffe darstellen. Die AFS- und TOC-Konzentrationen im Ablauf der Nachklärung sind der Tabelle 5-1 zu entnehmen.

Tabelle 5-1: Messwerte für AFS und TOC im Ablauf der Nachklärung

Parameter	Einheit	26.10.2015	27.10.2015	28.10.2015
AFS	mg/L	<10	<10	<10
TOC	mg/L	15	19	-

Die Konzentrationen liegen im für Anlagen zur Mikroschadstoffelimination unbedenklichen Bereich, so dass sich keine Einschränkungen hinsichtlich der Auswahl der zu betrachtenden Varianten ergeben.

5.1.4 Auswahl der zu betrachtenden Varianten

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

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

Tabelle 5-2: Übersicht über die möglichen Varianten und Auswahl der betrachteten Varianten

Verfahren/Ort	Nachbehandlung	Bewertung	Fazit
Ozonung (Neubau im Bereich des Schlammolders)	Flockungsfiltration	Aufgrund der geplanten Schlammvererdung nachfolgend nicht weiter betrachtet.	Rot
	Schönungsteich		
Ozonung (Neubau im Bereich des Schönungsteichs)	Flockungsfiltration	Möglich und weiterhin betrachtet	Grün
	Schönungsteich	Schönungsteich zur Nachbehandlung nicht ohne Pumpen umsetzbar und daher nicht weiter betrachtet.	Rot
Ozonung (im alten Belebungsbecken)	Flockungsfiltration	Für die vierte Reinigungsstufe ist nur ein sehr geringer Teil des alten Belebungsbeckens erforderlich. Eine Umnutzung des Belebungsbeckens ist nicht zweckmäßig.	Rot
	GAK-Filtration		
	Schönungsteich		
PAK-Dosierung in separates Kontaktbecken (Neubau im Bereich des Schönungsteichs)	Flockungsfiltration	Aufgrund der erforderlichen zwei Becken (Kontakt- und Sedimentationsbecken) ist der Flächenbedarf sehr groß.	Rot
PAK-Dosierung in separates Kontaktbecken (Neubau im Bereich des Schlammolders)	Flockungsfiltration	Aufgrund der geplanten Schlammvererdung nachfolgend nicht weiter betrachtet.	Rot
PAK-Dosierung in separates Kontaktbecken (im alten Belebungsbecken)	Flockungsfiltration	Für die vierte Reinigungsstufe ist nur ein sehr geringer Teil des alten Belebungsbeckens erforderlich. Eine Umnutzung des Belebungsbeckens ist nicht zweckmäßig.	Rot
PAK-Dosierung in Filterüberstand	Flockungsfiltration	Möglich und weiterhin betrachtet	Grün

Verfahren/Ort	Nachbehandlung	Bewertung	Fazit
PAK-Dosierung in nachgeschaltete Membranstufe	Membrananlage	Möglich und weiterhin betrachtet	
Umbau des Flockungsfilters zum GAK-Filter	-	Möglich und weiterhin betrachtet	

Für die Kläranlage Emsdetten-Austum werden somit folgende Anlagenkonzepte detailliert ausgearbeitet:

- Variante 1: Neubau Ozonung im Bereich des Schönungsteichs- biologische Nachbehandlung im bestehenden Flockungsfilter
- Variante 2: PAK-Dosierung in den Filterüberstand des bestehenden Flockungsfilters
- Variante 3: PAK-Dosierung in eine nachgeschaltete Membranstufe in den Becken der bestehenden Flockungsfiltration
- Variante 4: GAK-Filtration in bestehender Flockungsfiltration

5.2 Variante 1: Ozonung im Bereich des Schönungsteichs

5.2.1 Integration auf der Kläranlage Emsdetten-Austum

Die Ozonung wird in der bestehenden Prozessfolge der Kläranlage Emsdetten-Austum dem Schönungsteich nachgeschaltet. Das dort behandelte Abwasser wird anschließend der Flockungsfiltration zur Nachbehandlung zugeleitet und fließt von dort in die Ems. Die Konzeption der Ozonanlage erfolgt als Neubau, während für die Nachbehandlung der bestehende Flockungsfilter genutzt wird.

Das zu behandelnde Abwasser wird dem Schönungsteich über ein neu zu errichtendes Abschlagsbauwerk entnommen. Dieses wird zusammen mit der Ozonanlage auf der nördlichen Teilfläche des jetzigen Schönungsteiches im Bereich des Mönchs errichtet. Der Schönungsteich ist zu diesem Zweck im entsprechenden Bereich zu verfüllen und der bestehende Mönch ist abzureißen (vgl. Abbildung 5-3). Im Anschluss an die Behandlung mit Ozon wird das Abwasser dem Flockungsfilter zur biologischen Nachbehandlung zugeführt. Die Planung sieht diesbezüglich vor, die bestehende Rohrleitung vom Schönungsteich zum Flockungsfilter zu nutzen und den Ablauf der Ozonung an die bestehenden Rohrleitungen anzuschließen.

Die Beschickung der Ozonanlage soll im freien Gefälle erfolgen. Der Wasserspiegel im vorgeschalteten Schönungsteich liegt bei 41,10 m und der Wasserspiegel in der nachgeschalteten Flockungsfiltration beträgt 40,65 m. Hieraus resultiert eine Wasserspiegeldifferenz zwischen den beiden Anlagenteilen in Höhe von 45 cm. Für die vorliegende Ausarbeitung der technischen Anlagenkonzepte wird angenommen, dass unter diesen Umständen eine Umsetzung der Ozonanlage ohne die Errichtung eines neuen Pumpwerks möglich ist. Im Falle einer späteren Realisierung der Variante 1, sollte in der Vorplanung die Fragestellung der Hydraulik detaillierter betrachtet werden. Gegebenenfalls kann auch der Wasserspiegel des Schönungsteichs im Zuge des Baus eines neuen Abschlagbauwerks zur Ozonung um einige Zentimeter angehoben werden.

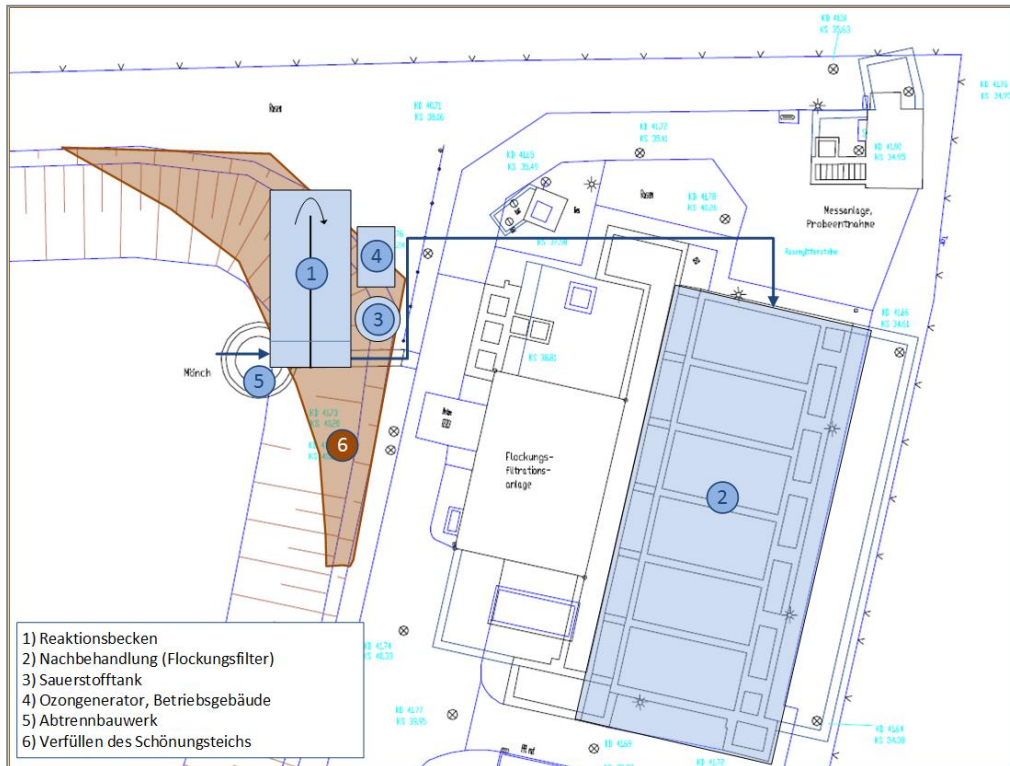


Abbildung 5-3: Anordnungsskizze der Variante 1 auf der Kläranlage Emsdetten-Austum

Die zusätzlich zum Kontaktreaktor erforderlichen Elemente einer Ozonanlage, wie Flüssigsauerstofftank, Ozongeneratoren sowie Mess- und Steuerungstechnik werden neben dem Becken aufgestellt. Die Ozongeneratoren können mit der erforderlichen Anlagentechnik in einem fertigen Containermodule geliefert und aufgestellt werden oder in einem massiven Betriebsgebäude untergebracht werden. Für das Aufstellen des Tanks sind entsprechende Fundamente vorzusehen und der Bereich ist zu befestigen.

5.2.2 Ozonerzeugung

Die Ozonerzeugung erfolgt aus Reinsauerstoff, der in flüssiger Form mit speziellen Tankwagen zur Kläranlage Emsdetten-Austum angeliefert wird. Für die Bevorratung des Sauerstoffs erfolgt auf der Kläranlage die Anordnung eines LOX-Sauerstofftanks, der ein Fassungsvermögen von 20.000 kg Sauerstoff besitzen sollte, damit die Lieferung und Vorhaltung sichergestellt ist. Der flüssige Sauerstoff wird über Kaltverdampfer verdampft und der gasförmige Sauerstoff anschließend über eine Gasleitung zum Betriebsgebäude der Ozonerzeuger geleitet. Dieses wird direkt neben der Ozonanlage neu erbaut und mit zwei Ozonerzeugern ausgestattet. Die Ozonerzeuger wandeln 10 % des zugeführten Sauerstoffs in Ozon um. Die Ozonerzeuger sind während des Betriebs zu kühlen. Als Kühlmedium wird dabei der Abwasserstrom im Ozonreaktionsbecken genutzt. Hierzu werden in das neu zu erstellende Becken Abwasserwärmetauscher installiert, die über einen Kühlkreislauf inklusive Kühlwasserpumpe mit den Ozonerzeugern verbunden sind. Direkt neben dem Betriebsraum der Ozonerzeuger erfolgt zusätzlich die Anordnung eines E-Raums für die Schaltanlage und Energieversorgung der Ozonerzeuger.

Aus Gründen der Arbeitssicherheit werden im Betriebsgebäude der Ozongeneratoren eine Ozon- und eine Sauerstoffmessung zur Raumluftüberwachung vorgesehen. Im Betriebsgebäude wird zudem eine Lüftungsanlage installiert, die einen dreifachen stündlichen Luftwechsel im Notfall sicherstellt. Die Raumluftüberwachung im Betriebsgebäude wird sicherheitstechnisch mit der Ozonerzeugung gekoppelt.

pelt, so dass bei einem Austreten von Ozon die Anlage ausgeschaltet wird. Die Anlage ist mit einem von außen zugänglichen Notausschalter, einer Alarmleuchte und einem Signalhorn auszustatten. Zur Arbeitssicherheit werden zwei Atemschutzmasken vor dem Eingang in einer Aufbewahrungsbox angebracht.

Für die Auslegung der Ozonerzeugung auf der Kläranlage Emsdetten-Austum wird im Rahmen dieser Studie eine spezifische Ozondosis von 0,7 mg O₃/mg DOC angesetzt. Auf Grundlage des angenommenen $Z_{spez.}$ von 0,7 mg O₃ /mg DOC und einem angenommenen DOC von 15 mg DOC/L ergibt sich die zuzuführende Ozonkonzentration C_{O_3} zu:

- $C_{O_3} = Z_{spez.} \cdot C_{DOC} = 0,7 \text{ mg O}_3 / \text{mg DOC} \cdot 15 \text{ mg DOC} / \text{L} = 10,5 \text{ mg O}_3 / \text{L}$

Mittels der Ozonkonzentration C_{O_3} und der Bemessungswassermenge $Q_{Bem} = 153 \text{ L/s}$ errechnet sich die benötigte Produktionskapazität des Ozonerzeugers zu:

- $B_{O_3} = Q_{Bem} \cdot C_{O_3} = 153 \text{ L/s} \cdot 10,5 \text{ mg O}_3 / \text{L} = 1.606 \text{ mg O}_3 / \text{s} = 5,78 \text{ kg O}_3 / \text{h}$

Bei einer Ozonung wird neben den organischen Verbindungen, die über den DOC erfasst werden, auch Nitrit zu Nitrat oxidiert. Die erforderliche Ozonmenge ist daher abhängig von der Nitrit-Konzentration. Die Nitrit-Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage Emsdetten-Austum betragen im Mittel für das Jahr 2013 0,06 mg/L und für das Jahr 2013 0,05 mg/L. Aufgrund der geringen Datendichte wird die Nitritkonzentration nachfolgend unter Berücksichtigung eines 10%-Aufschlags zu 0,07 mg NO₂-N/L angenommen. Daraus resultiert eine maximale Nitrit-Fracht von rd. 38,5 g NO₂-N/h. Bei einem spezifischen Ozonbedarf von 3,43 g O₃ / g NO₂-N (KOM-M.NRW, 2015) erhöht sich die erforderliche Ozonproduktionskapazität um 0,13 kg O₃ / h auf:

- $B_{O_3} = 5,78 \text{ kg O}_3 / \text{h} + 3,43 \text{ g O}_3 / \text{g NO}_2\text{-N} \cdot 38,5 \text{ g NO}_2\text{-N/h} = 5,91 \text{ kg O}_3 / \text{h} \approx 6 \text{ kg O}_3 / \text{h}$

Die Ozonerzeugung wird zweistraßig, d. h. 2 x 3 kg O₃ / h ausgerüstet, um schwankende Belastungen abzufangen.

5.2.3 Ozoneintrag und Ozondosierung

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

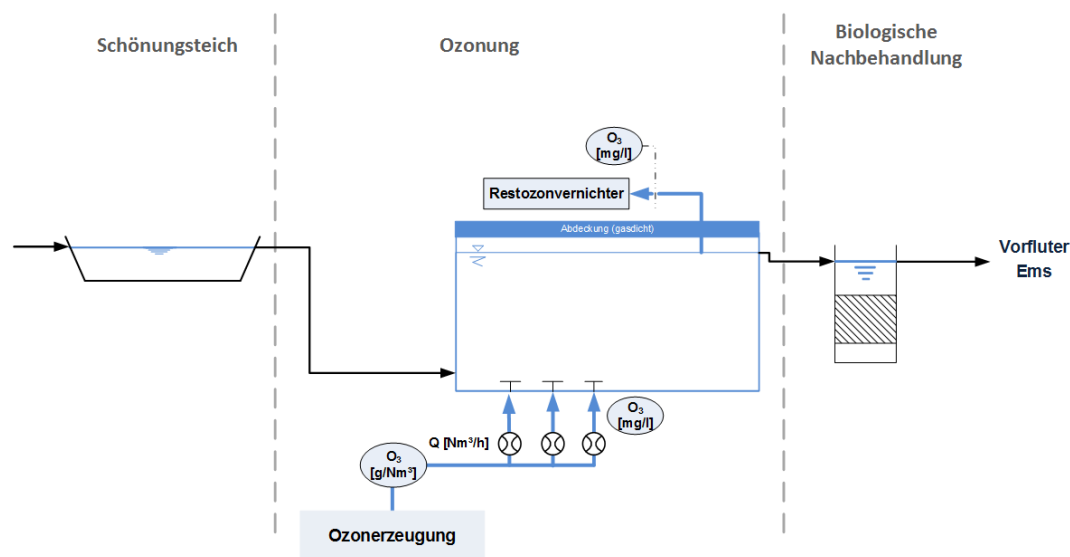


Abbildung 5-4: Fließbild der Variante 1 mit biologischer Nachbehandlung im Flockungsfilter

In Emsdetten wird für den Ozoneintrag das Diffusorsystem gewählt, welches im Gegensatz zum Injektorsystem keine zusätzliche Energie benötigt und eine variable Ozondosierung erlaubt. Das erzeugte Ozon wird dabei über eine Gasleitung zu den Ozonreaktionsbecken geleitet und dort über die Diffusoren am Beckenboden in das Ozonreaktionsbecken eingetragen. Der Eintrag über Diffusoren erfordert eine Beckentiefe von ca. 5 m, die an dem vorgesehenen Standort realisierbar ist.

Die Ozondosierung erfolgt DOC-mengenproportional. Hierzu ist es erforderlich, zum einen den Zufluss zu jeder Straße mit einem magnetisch-induktiven Durchflussmesser (MID) zu erfassen und zum anderen zusätzlich die DOC-Konzentration im Zulauf zur Ozonanlage mit einem DOC-Analysator zu messen.

5.2.4 Kontaktreaktor

Das Kontaktbecken wird zweistraßig ausgebildet, wodurch das erforderliche Beckenvolumen in zwei getrennte Beckenstraßen aufgeteilt wird. Jede Straße wird mit einer Zulaufmengenmessung und einem Regelschieber ausgestattet, um den maximalen Volumenstrom zur Beckenanlage zu begrenzen. Eine Unterteilung des Beckenvolumens in Kompartimente ist mit einer CFD-Simulation im Zuge der Planung zu prüfen, um Kurzschlussströmungen im Becken zu vermeiden.

Das Ozonbecken wird zudem gasdicht abgedeckt und der Gasraum wird über ein Gebläse kontinuierlich abgesaugt. Das gegebenenfalls noch vorhandene Restozon wird über einen Restozonvernichter eliminiert und das Off-Gas anschließend in die Umgebungsluft abgegeben. Im Offgas vor der Restozonvernichtung wird die Ozonkonzentration gemessen und gegebenenfalls zur Begrenzung der Ozondosierung in das Abwasser in der Steuerung implementiert. Eine Regelung der Ozondosierung hierüber erfolgt im Regelfall allerdings nicht. Zusätzlich wird im Ablauf der Ozonanlage eine Ozonsonde, z.B. eine Orbisphere, installiert, die die gelöste Ozonkonzentration in der Wasserphase erfasst. Diese Messung dient der Kontrolle, dass kein gelöstes Ozon in den Ablauf der Kläranlage gelangt.

Die Ermittlung des erforderlichen Beckenvolumens erfolgt für eine angenommene Zeit in Höhe von 10 Minuten bis zur vollständigen Ozonzehrung. Im Fall einer großtechnischen Realisierung einer Anlage zur Ozonung ist diese Annahme mithilfe entsprechender Ozonzehrungsversuche für verschiedene Ozondosieraten zu überprüfen. Zur Berücksichtigung der ungleichmäßigen Durchströmung im großtechnischen Ozonreaktionsbecken wird die Dauer bis zur vollständigen Ozonzehrung mit dem Faktor⁷ 1/0,35 multipliziert. Die Aufenthaltszeit des zu behandelnden Abwassers im Kontaktbecken ergibt sich damit zu:

- Aufenthaltszeit $t = 10 \text{ min} / 0,35 = 28,57 \text{ min} \approx 0,5 \text{ h}$

Das resultierende erforderliche Kontaktvolumen bzw. die Beckenabmessungen betragen:

- Volumen $V = 550 \text{ m}^3/\text{h} * 0,5 \text{ h} = 275 \text{ m}^3$
- Grundfläche, netto $A = 275 \text{ m}^3 / 5 \text{ m} = 55 \text{ m}^2 = 6 \text{ m} \times 9,5 \text{ m}$

5.2.5 Nachbehandlung

Die biologische Nachbehandlung im Anschluss an die Ozonung erfolgt mithilfe des bestehenden Flockungsfilters. Dies ist aufgrund des sauerstoffgesättigten Wassers im Ablauf der Ozonung möglich, ohne zusätzliche Belüftungsaggregate vorzusehen.

⁷ Verhältnis der Reaktionszeit aus dem Ozonzehrungsversuch $t_{\text{Ozonzehrung}}$ zur mittleren hydrodynamischen Verweilzeit t ; beträgt erfahrungsgemäß rund 0,35 (7 min / 20 min).

5.3 Variante 2: PAK-Dosierung vor den bestehenden Flockungsfilter

5.3.1 Integration auf der Kläranlage Emsdetten-Austum

Die zweite Möglichkeit zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Emsdetten-Austum stellt die Dosierung von Pulveraktivkohle in den Filterüberstand dar. Änderungen der Prozessabfolge auf der Kläranlage sowie Anpassungen der Hydraulik sind bei dieser Variante nicht erforderlich, da zusätzlich zu den bisherigen Abläufen, lediglich Pulveraktivkohle in den Zulauf zur Flockungsfiltration dosiert werden muss. Die Beschickung der Filterstufe erfolgt wie bisher aus dem Schönungsteich unter Nutzung der bestehenden Leitungen. Der Ablauf der Filterstufe wird wie bisher im freien Gefälle in die Ems eingeleitet. Eine Nachbehandlung ist nicht erforderlich, da die Pulveraktivkohle im Flockungsfilter direkt wieder abgeschieden wird. Bei dieser Verfahrensvariante wird die Pulveraktivkohle über das Rückspülwasser zurück in den Zulauf der Kläranlage geführt, um die Verweilzeit der Aktivkohle im Reinigungsprozess zu erhöhen und die Beladung der Aktivkohle zu optimieren. Damit gelangt die Pulveraktivkohle in den Klärschlamm. Von einer landwirtschaftlichen Verwertung der bei der Schlammvererdung entstehenden Klärschlamm-erde, in der auch die Pulveraktivkohle eingebunden ist, ist aufgrund einer möglichen Rücklösung der an der Aktivkohle adsorbierten Mikroschadstoffe abzusehen. Stattdessen ist eine thermische Behandlung des Klärschlammes vorzusehen.

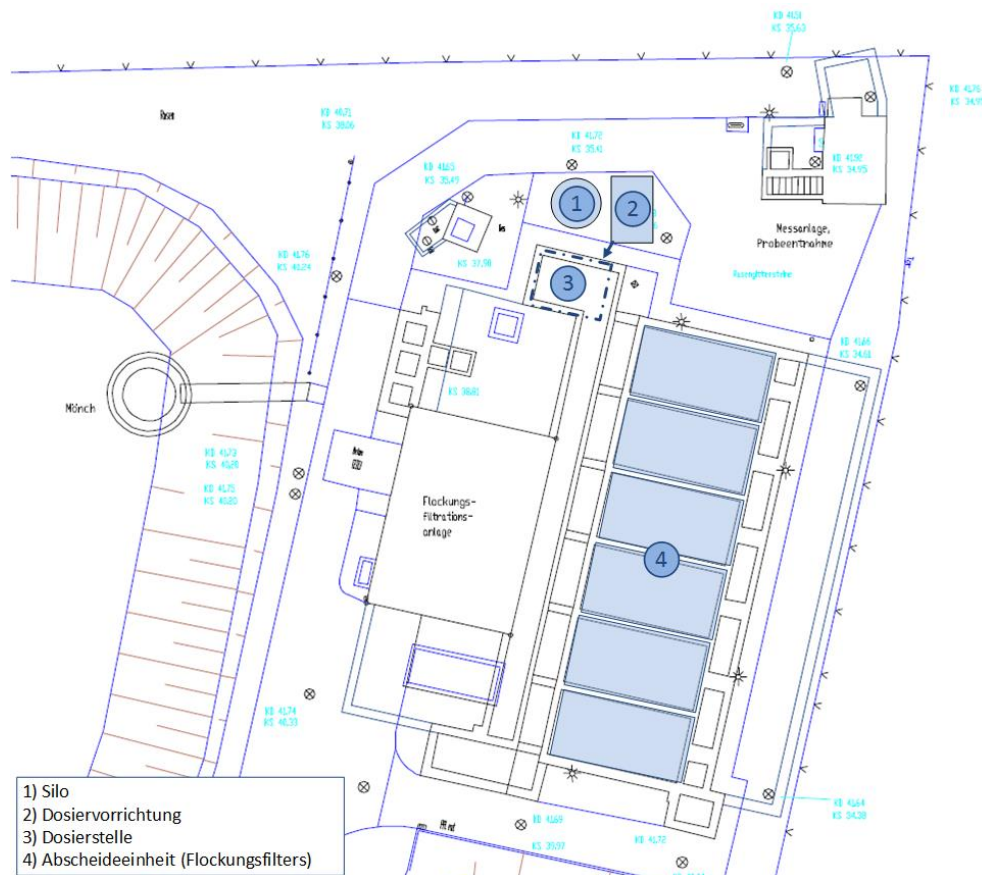


Abbildung 5-5: Anordnungsskizze der Variante 2 auf der Kläranlage Emsdetten-Austum

Der Eintrag der Aktivkohle in den Behandlungswasserstrom vor dem Filter erfolgt über den Mischer der Flockungsfiltration, der zurzeit zum Einmischen von Flockungshilfsmitteln bzw. Eisenchloridsulfat genutzt wird. Baulich sind als Neuerung lediglich die Lagerung der Pulveraktivkohle und eine Dosiereinrichtung für den Eintrag der Pulveraktivkohle in den zu behandelnden Volumenstrom vorzusehen (vgl. Abbildung 5-5). Die Pulveraktivkohle muss dabei zunächst befeuchtet und mit einem Teilwasser-

strom vermischt werden, bevor dieser Teilwasserstrom mit dem Hauptstrom vermengt wird. Für das Aufstellen des Silos sind entsprechende Fundamente vorzusehen und der Bereich, der in der Nähe der bestehenden Filtration vorzusehen ist, ist zu befestigen.

5.3.2 Kontaktreaktor und Abscheideeinheit

Wie in Abschnitt 3.3.3 erläutert, besteht eine Mikroschadstoffeliminationsstufe mit Pulveraktivkohle grundsätzlich aus zwei Einheiten. Zum einen gibt es den Kontaktreaktor, in dem die Pulveraktivkohle dem zu behandelnden Wasser zugeführt wird und die Abwasserinhaltsstoffe adsorbiert. Zum anderen gibt es eine Abscheideeinheit, in der die zudosierte Pulveraktivkohle dem Wasser wieder entnommen wird.

Bei der vorliegenden Variante vereint die Filtrationsanlage beide Einheiten in sich. Die Dosierung erfolgt über den Mischer der Filteranlage in den Zulauf zur Filtration. Die Dosierstelle befindet sich in der Kläranlage Emsdetten im Zulaufschacht der Filtrationsanlage. Von dort gelangt das Wasser über eine Rohrleitung zur Intensivmischung, in der erneut Flockungshilfsmittel bzw. Eisenchloridsulfat zudosiert wird. Anschließend gelangt das Wasser in eine Verteilrinne, von wo es über Überfallkanten auf die sechs Filtereinheiten verteilt wird. Als Kontaktzone dient primär der Filterüberstand der sechs Filtereinheiten, jedoch können auch die Rohrleitungen sowie das Beckenvolumen der Intensivmischung und das Wasservolumen in der Verteilrinne zu den Filtereinheiten als Kontaktvolumen herangezogen werden. Die Abscheideeinheit bilden anschließend die eigentlichen Filtereinheiten mit ihrem entsprechenden Filtermaterial, das von oben nach unten durchströmt wird und die Pulveraktivkohle zurückhält. Eine zusätzliche Nachbehandlung ist bei dieser Verfahrensvariante nicht erforderlich.

Nach den Bemessungsempfehlungen und Hinweisen von Metzger (2010) (vgl. auch Kapitel 3.3.3) ist für den Kontaktreaktor eine Mindestaufenthaltsdauer von 30 Minuten vorzusehen. Das Volumen ergibt sich daher unter Berücksichtigung der hydraulischen Beaufschlagung in Höhe von 550 m³/h zu:

- $V = 550 \text{ m}^3/\text{h} * 0,5 \text{ h} = 275 \text{ m}^3$

Das vorhandene Kontaktvolumen in der Filtrationsanlage setzt sich folgendermaßen zusammen:

- Leitungsvolumen vom Mischer zur Intensivmischung
 $V = (0,8\text{m})^2 * \pi * 3,4\text{m} = \text{ca. } 7,00 \text{ m}^3$
- Beckenvolumen der Intensivmischung
 $V = A_{\text{Querschnitt}} * B = 17,66 \text{ m}^2 * 2,6 \text{ m} = \text{ca. } 45,90 \text{ m}^3$
- Wasservolumen in der Verteilrinne zu den Filtereinheiten
 $V = V_{\text{Zulaufrinne}} + V_{\text{Verteilrinne}} = (0,88\text{m} * 1,5\text{m} * 25\text{m} * 0,5) + (0,95\text{m} * 1,5\text{m} * 25\text{m}) = \text{ca. } 51,00 \text{ m}^3$
- Volumen des Filterüberstands während der Rückspülung eines Filters (n-1)
 $V = 5 * (2,20 * 7,60 * 3,80) \text{ m}^3 = 317,70 \text{ m}^3$

In der Summe ergibt sich damit ein vorhandenes Kontaktvolumen von der Dosierstelle der Pulveraktivkohle bis zum Filterbett in Höhe von **ca. 420 m³**. Dies reicht für die Behandlung der Bemessungswassermenge der vierten Stufe in Höhe von 550 m³/h aus ($V_{\text{eff}} = 275 \text{ m}^3$). Bei Beschickung der Filterzellen mit der Bemessungswassermenge ergibt sich eine Kontaktzeit der Pulveraktivkohle von

- $t = 420 \text{ m}^3 / 550 \text{ m}^3/\text{h} = 0,76 \text{ h} \approx 46 \text{ min}$

Durch das große Kontaktvolumen, kann auch für größere Zuflussmengen noch die von Metzger (2010) geforderte Aufenthaltsdauer von einer halben Stunde gewährleistet werden. Bei einem Zufluss von 900 m³/h betrüge die Aufenthaltszeit beispielsweise 28 Minuten, womit gemäß Abbildung 4-1 auch für die Regenereignisse eine weitergehende Behandlung zur Mikroschadstoffelimination möglich ist.

Die Abscheideeinheit ist durch den bestehenden Flockungsfilter bereits gegeben und muss nicht separate bemessen werden.

5.3.3 Pulveraktivkohlelager- und Dosieranlage

Die Lager- und Dosieranlagen für die Pulveraktivkohle und für das Fällmittel werden neben der Dosierstelle aufgestellt. Die Dosierung der Aktivkohle erfolgt volumenstromabhängig. Da sich Pulveraktivkohle nur schwer befeuchten lässt und staubt, wird die Kohle über einen Schneckenförderer aus dem Silo in einen speziellen Ansetzbehälter gefördert. Dort erfolgt die staubfreie Dispersion der Kohle mit Hilfe eines getauchten Rohrdispersierers in eine Vorlage. Die dort entstehende Kohle-Suspension wird mit einer Wasserstrahlpumpe verdünnt und zur Dosierstelle gefördert. Das dafür benötigte Treibwasser wird aus dem Spülwasserbehälter der Filtration entnommen. Die Anordnung der PAK-Dosieranlage erfolgt im unteren Bereich der Zarge des PAK-Silos.

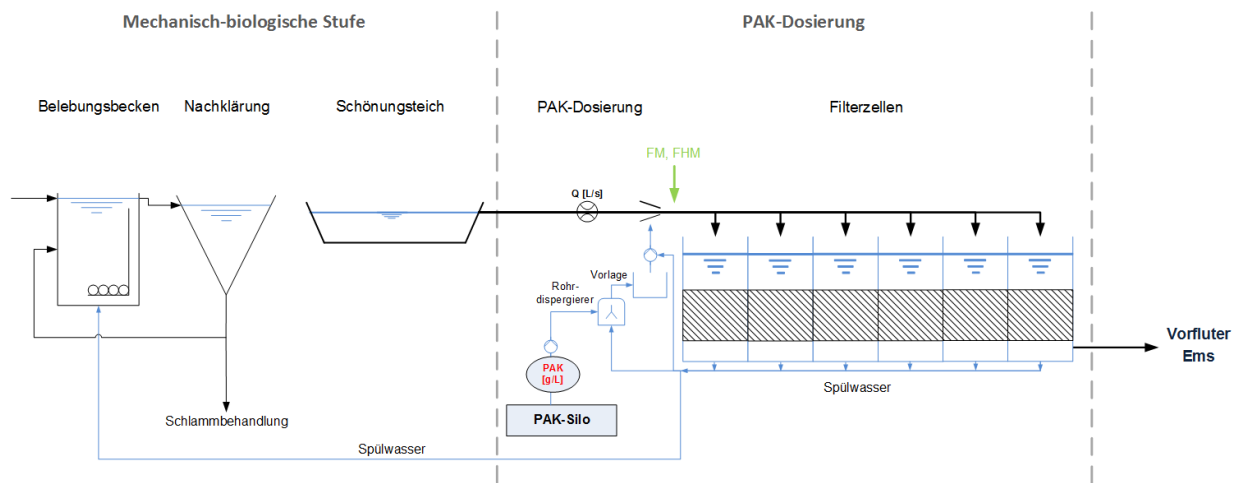


Abbildung 5-6: Fließbild der Variante 2

KOM-M.NRW (2015) gibt die Spannweite der PAK-Dosiermengen zu. 10 bis 20 mg_{PAK}/L an. Bei einer PAK-Dosierung in den Filterüberstand, wie es vorliegend geplant wird, sei jedoch eine vergleichsweise hohe PAK-Dosierung erforderlich, weshalb für die geplante Variante 2 im Rahmen der Machbarkeitsstudie eine Pulveraktivkohledosierung in Höhe von 20 mg_{PAK}/L angenommen wird. Im Falle einer großtechnischen Umsetzung der Variante 2 in Emsdetten, ist die Dosiermenge mittels Labortests zu spezifizieren und an die vorhandene Abwassermatrix anzupassen. Diese PAK-Dosierung ermöglicht zudem einen Rückhalt des gelösten CSB.

Die Anlieferung der Pulveraktivkohle zur Kläranlage erfolgt mit Silotransportfahrzeugen. Das Silo sollte aus diesem Grund mindestens so groß konzipiert sein, dass eine LKW-Ladung aufgenommen werden kann, wobei ein Silofahrzeug etwa eine Transportkapazität von 40 m³ besitzt. Um ein zu häufiges Befüllen des Silos zu vermeiden, wird das Silo nachfolgend so ausgelegt, dass eine Vorhaltung von mindestens 20 Tagen möglich ist. Zu berücksichtigen ist zudem, dass die Schüttdichte der Aktivkohle beim Befüllen der Silos abnimmt, die Kohle sich also ausdehnt. So besitzt die Aktivkohle im Silofahrzeug eine Schüttdichte von ca. 500 kg/m³, während sie nach der pneumatischen Förderung in das Silo nur noch eine Dichte von ca. 300 kg/m³ aufweist (vgl. Kapitel 3.3.3).

Aus den zuvor beschriebenen Annahmen und Erläuterungen zur Aktivkohlelagerung ergibt sich nachfolgend der tägliche Aktivkohlebedarf sowie der erforderliche Lieferumfang bzw. die erforderliche Silokapazität zu:

- Täglicher Aktivkohlebedarf: $0,02 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3_{\text{Abwasser}} * 550 \text{ m}^3_{\text{Abwasser}}/\text{h} * 24 \text{ h/d} = 264 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{d}$

- Erforderliches Lagervolumen: $264 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{d} * 20 \text{ d} * / 500 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3 = 10,56 \text{ m}^3$
- Transportkapazität des Silofahrzeugs: $40 \text{ m}^3 * 500 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3 = 20.000 \text{ kg}_{\text{PAK}}$
- Mindestsilovolumen zur Löschung der Anlieferung: $20.000 \text{ kg}_{\text{PAK}} / 300 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3 = 66,7 \text{ m}^3$

Zusammenfassend ergibt sich somit eine erforderliche Lagerkapazität für die Aktivkohle in Höhe von 77,3 m³. Zudem wird zur Entladung ein Freibord von ca. 15 % im Silo empfohlen, um Stillstände bei der Befüllung aufgrund von Regenerationszeiten des Siloablufffilters zu vermeiden.

Für die Lagerung der Aktivkohle wird ein Silo mit einem Lagervolumen von 85 m³ vorgesehen.

5.3.4 Fällmitteldosierung

Neben der Lager- und Dosiereinrichtung für die Pulveraktivkohle sind weitere Einrichtungen für die Fällmittel vorzusehen.

Die Dosierung von Flockungsmitteln ist im Kontaktbecken sowie im Koagulationsbecken vorgesehen. Als Flockungsmittel kommt Eisen(III)-Chlorid zum Einsatz. Die Dosierrate wird mit 2 mg Fe/L abgeschätzt und es wird die für Eisen(III)-Chlorid übliche Wirksubstanz von 0,138 kg Fe/kg WS und Dichte von 1.410 kg/m³ angesetzt.

Hieraus ergibt sich das erforderliche Vorhaltevolumen für die Flockungsmittel für eine Vorhaltdauer von 20 Tagen zu:

- $0,003 \text{ kg Fe}/\text{m}^3 / 0,138 \text{ kg Fe}/\text{kg FM} * 550 \text{ m}^3/\text{h} * 24 \text{ h}/\text{d} = 131,2 \text{ kg FM} /\text{d} \approx 135 \text{ kg FM} /\text{d}$
- $20 \text{ d} * 135 \text{ kg FM}/\text{d} / 1.410 \text{ kg FM}/\text{m}^3 = 1,9 \text{ m}^3 \approx 2 \text{ m}^3$

Die Anlieferung erfolgt mit einem 20 m³ Fahrzeug. Um die Ladung zu löschen, ist eine Lagerkapazität von mindestens 20 m³ vorzusehen. Die erforderliche Lagerkapazität ergibt sich damit zu:

- Lagerkapazität: $2 \text{ m}^3 + 20 \text{ m}^3 = 22 \text{ m}^3$ (gewählt: 25 m³)

5.4 Variante 3: PAK-Dosierung in eine nachgeschaltete Membranstufe in den Becken der bestehenden Flockungsfiltration

5.4.1 Integration auf der Kläranlage Emsdetten-Austum

Für die Variante 3 ist der bestehende Flockungsfiler umzubauen, indem das Filtermaterial ausgebaut und getauchte Membranmodule eingebaut werden. Änderungen der Prozessabfolge auf der Kläranlage sowie Anpassungen der Hydraulik sind bei dieser Variante nicht erforderlich. Die Beschickung der Filterstufe erfolgt wie bisher aus dem Schönungsteich unter Nutzung der bestehenden Leitungen. Der Ablauf der Filterstufe wird ebenfalls wie bisher im freien Gefälle in die Ems eingeleitet. Eine Nachbehandlung nach der Abscheidung der Aktivkohle ist nicht erforderlich, da durch die Membranen ein vollständiger Rückhalt der Aktivkohle möglich ist.

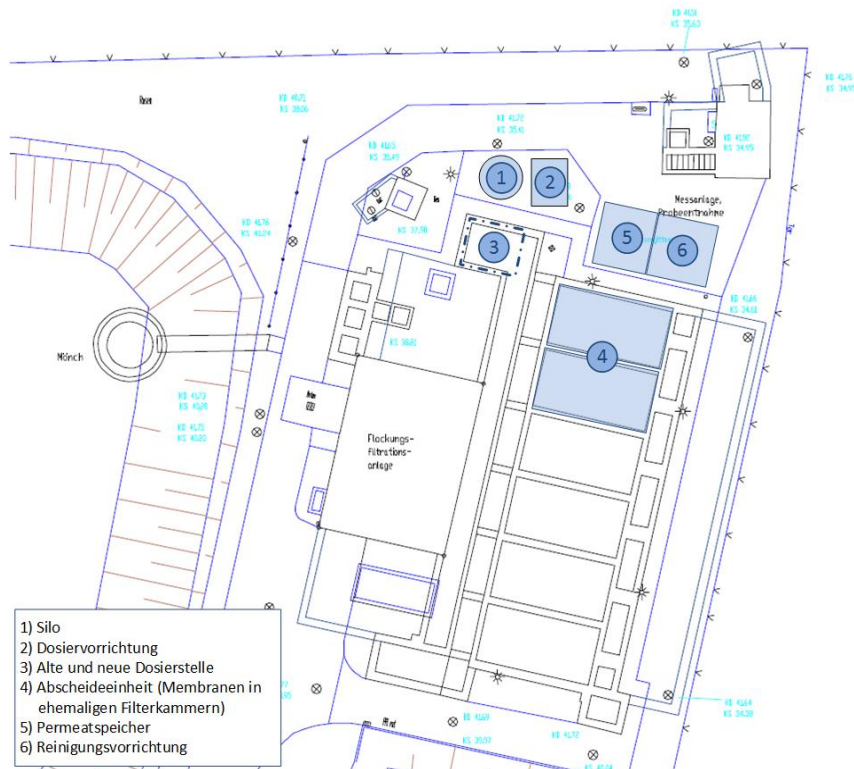


Abbildung 5-7: Anordnungsskizze der Variante 3 auf der Kläranlage Emsdetten-Austum

Der Eintrag der Aktivkohle in den Behandlungswasserstrom erfolgt wie in der zuvor beschriebenen Variante 2 über den Mischer der Flockungsfiltration. Baulich sind als Neuerung wie in Variante 2 die Lagerung der Pulveraktivkohle und eine Dosiereinrichtung für den Eintrag der Pulveraktivkohle in den zu behandelnden Volumenstrom vorzusehen. Darüber hinaus müssen jedoch zusätzlich die Membranmodule in den Filtereinheiten installiert werden, nachdem das bestehende Filtermaterial ausgebaut wurden (vgl. Abbildung 5-7).

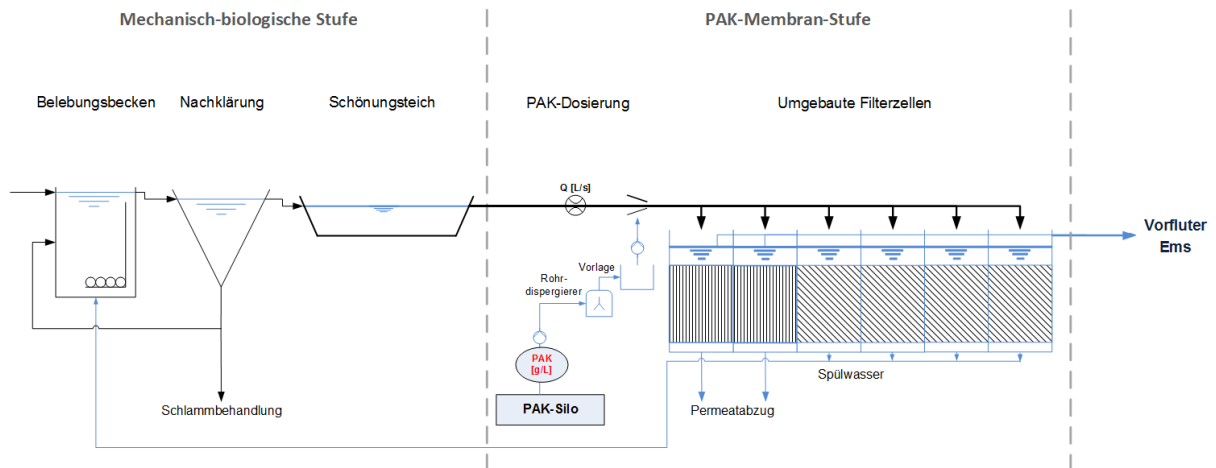


Abbildung 5-8: Fließbild der Variante 3

5.4.2 Abscheideeinheit

Zur Abscheidung der Aktivkohle aus dem behandelten Abwasser werden in Variante 3 Membranen eingesetzt. Hierzu werden die Filterzellen des bestehenden Filters entkernt, indem die Filterschichten

sowie der Düsenboden entfernt und die Öffnung für den Ablauf und die Rückspüleinrichtungen verschlossen werden. Im Anschluss an den Umbau der Filterzellen, werden in diesen getauchte Membranmodule installiert, die mit Unterdruck betrieben werden und mit eigenem Belüftungs- und Abzugssystem ausgestattet sind. Abbildung 5-9 zeigt die beispielhafte Umrüstung und Ausstattung von vier Filterzellen mit Membranmodulen auf der Kläranlage Neuss-Ost.

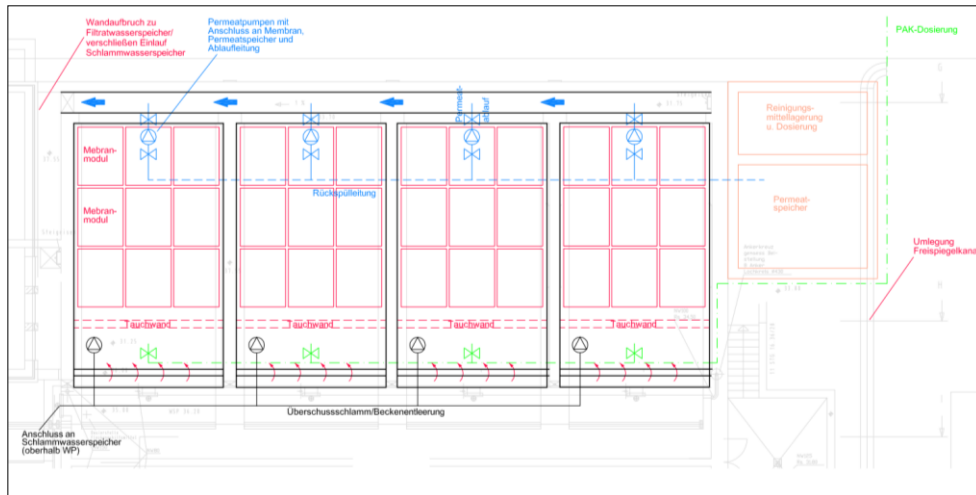


Abbildung 5-9: Beispielhafte Skizze für die Ausrüstung ehemaliger Filterzellen mit Membranmodulen

Die Bemessung der erforderlichen Anzahl an Membranmodulen erfolgt über die erforderliche Membranfläche [m²] und den Bemessungsfluss [L/m²-h].

Exemplarisch wird nachfolgend eine Abschätzung für das ZeeWeed 500-System von GE vorgenommen. Dieses System besteht aus Modulen, in denen die röhrenförmigen Membrane mit einem Durchmesser von 3 mm parallel zueinander zwischen zwei Kunststoffblöcken eingespannt sind (vgl. Abbildung 5-10, links). Diese Module werden dann in Kassetten (vgl. Abbildung 5-10, rechts) eingesetzt, die wiederum in die Filterzellen eingebaut werden.



Abbildung 5-10: Membranmodul (links) und Kassette mit Membranmodulen (rechts) des Systems ZeeWeed 500 (GE, 2016a; GE, 2016b)

Ein Modul des ZeeWeed 500-Systems besitzt die folgenden Eigenschaften:

- Breite: 0,844 m

- Länge: 2,198 m
- Höhe: 0,049 m
- Membranfläche: 31,6 m²

Für den vorliegenden Zweck der Mikroschadstoffelimination können in eine Kassette maximal 64 Module eingebaut werden. Die Kassette hat dann die folgenden Eigenschaften:

- Breite: 1,745 m
- Länge: 2,112 m
- Höhe: 2,546 m
- Membranfläche: 2.022,4 m²

Der Bemessungsfluss sollte bei Membranen zwischen 20 und maximal 30 L/m²·h betragen. Zur Bemessung wird vorliegend ein Fluss in Höhe von 23 L/m²·h angenommen.

- Zu behandelnden Volumenstrom: Q = 550 m³/h
- Annahme zum Bemessungsfluss: 23 L/m²·h
- Membranfläche einer Kassette: 2.022 m²
- Erforderliche Membranfläche: 550 m³/h / 0,023 m³/m²·h **23.913 m²**
- Erforderliche Anzahl an Kassetten: 23.913 m² / 2.022 m² = 11,8 Kassetten => **12 Kassetten**

Entsprechend Abbildung 5-11 können in einer Filterzelle sechs Kassetten angeordnet werden. Dementsprechend sind insgesamt zwei Filterzellen zu entkernen und umzubauen, damit die erforderlichen zwölf Membrankassetten eingebaut werden können.

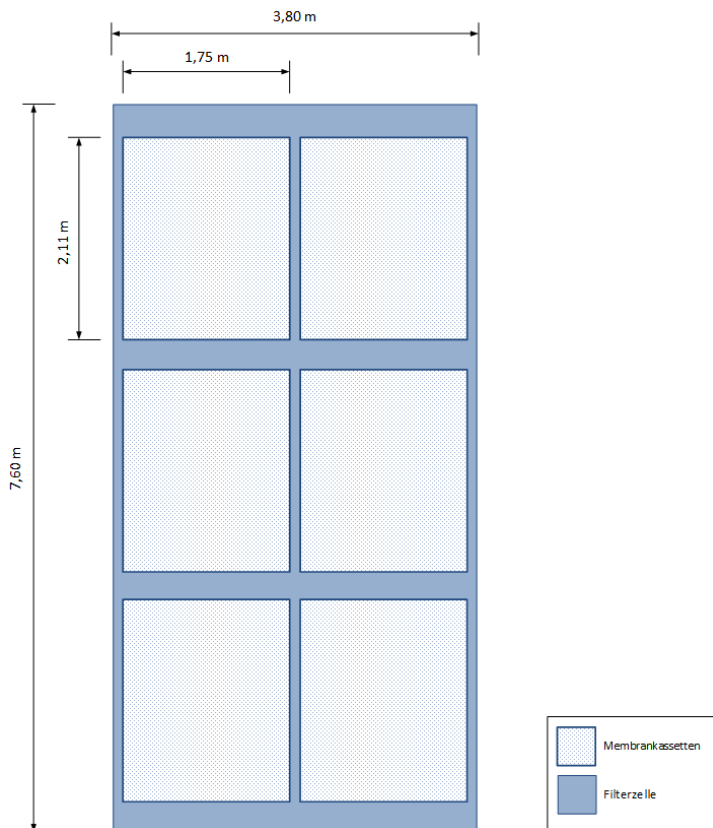


Abbildung 5-11: Mögliche Anordnung der Membrankassetten in der Filterzelle

5.4.3 Kontaktreaktor

Nach den Bemessungsempfehlungen und Hinweisen von Metzger (2010) (vgl. auch Kapitel 3.3.3) ist für den Kontaktreaktor eine Mindestaufenthaltsdauer von 30 Minuten vorzusehen. Das mindestens erforderliche Volumen des Kontaktreaktors ergibt sich daher unter Berücksichtigung der hydraulischen Beaufschlagung in Höhe von 550 m³/h zu:

- $V = 550 \text{ m}^3/\text{h} * 0,5 \text{ h} = 275 \text{ m}^3$

Der Kontaktreaktor entspricht für Variante 3 im Wesentlichen dem Kontaktreaktor der Variante 2. Als Unterschied ist lediglich anzumerken, dass in der Filtereinheit nicht mehr der Filterüberstand als Kontaktzone zur Verfügung steht, sondern das Volumen der Filterzellen abzüglich 10% des Volumens der Membrankassetten. Das Volumen des Kontaktreaktors setzt sich demnach wie folgt zusammen:

- Leitungsvolumen vom Mischer zur Intensivmischung
 $V = (0,8\text{m})^2 * \pi * 3,4\text{m} = \text{ca. } 7,00 \text{ m}^3$
- Beckenvolumen der Intensivmischung
 $V = A_{\text{Querschnitt}} * B = 17,66 \text{ m}^2 * 2,6 \text{ m} = \text{ca. } 45,90 \text{ m}^3$
- Wasservolumen in der Verteilerinne zu den Filtereinheiten
 $V = V_{\text{Zulaufrinne}} + V_{\text{Verteilrinne}} = (0,88\text{m} * 1,5\text{m} * 25\text{m} * 0,5) + (0,95\text{m} * 1,5\text{m} * 25\text{m}) = \text{ca. } 51,00 \text{ m}^3$
- Volumen der Filterzelle
 $V_{\text{Filterzelle, entkernt}} = 7,6 \text{ m} * 5,7 \text{ m} * 3,8 \text{ m} = 164,62 \text{ m}^3$
 $V_{\text{Kassette}} = 1,75 \text{ m} * 2,11 \text{ m} * 2,55 = 9,42 \text{ m}^3$
 $V_{\text{Reaktion}} = 2 * 164,62 \text{ m}^3 - 12 * 0,1 * 9,42 \text{ m}^3 = 317,94 \text{ m}^3 \approx 318 \text{ m}^3$
- Verfügbares Kontaktvolumen
 $V_{\text{verfügbar}} = 421,9 \text{ m}^3$

In der Summe ergibt sich damit ein vorhandenes Kontaktvolumen von der Dosierstelle der Pulveraktivkohle bis zu den Membranen in Höhe von ca. 422 m³. Dies reicht für die Behandlung der Bemessungswassermenge der vierten Stufe in Höhe von 550 m³/h aus ($V_{\text{eff}} = 275 \text{ m}^3$). Mit dem gegebenen Kontaktvolumen in Höhe von 422 m³ ergibt sich eine Kontaktzeit der Pulveraktivkohle mit dem zu behandelnden Wasser von:

- $t = 422 \text{ m}^3 / 550 \text{ m}^3/\text{h} * 60 \text{ min} = 46 \text{ min}$

5.4.4 Pulveraktivkohlelager- und Dosieranlage

Für die Variante 3 wird eine PAK-Dosierung von 15 mg PAK / L gewählt. Der tägliche Aktivkohlebedarf sowie der erforderliche Lieferumfang bzw. die erforderliche Silokapazität ergeben sich daher zu:

- Täglicher Aktivkohlebedarf: $0,015 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3_{\text{Abwasser}} * 550 \text{ m}^3_{\text{Abwasser}}/\text{h} * 24 \text{ h}/\text{d} = 198 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{d}$
- Erforderliches Lagervolumen: $198 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{d} * 20 \text{ d} / 500 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3 = 8 \text{ m}^3$
- Transportkapazität des Silofahrzeugs: $40 \text{ m}^3 * 500 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3 = 20.000 \text{ kg}_{\text{PAK}}$
- Mindestsilovolumen zur Löschung der Anlieferung: $20.000 \text{ kg}_{\text{PAK}} / 300 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3 = 66,7 \text{ m}^3$

Zusammenfassend ergibt sich somit eine erforderliche Lagerkapazität für die Aktivkohle in Höhe von 75 m³. Zudem wird zur Entladung ein Freibord von ca. 15 % im Silo empfohlen, um Stillstände bei der Befüllung aufgrund von Regenerationszeiten des Siloblufffilters zu vermeiden.

Für die Lagerung der Aktivkohle wird ein Silo mit einem Lagervolumen von 85 m³ vorgesehen.

5.4.5 Fällmitteldosierung

Für die Abscheidung der Pulveraktivkohle mittels Membranen ist auch die Dosierung von Fällmitteln in den Zulauf zur Filtration erforderlich. Die erforderliche Dosiermenge und daraus abgeleitete Lagerkapazität entspricht dabei den Berechnungen der Variante 2:

Erforderliches Vorhaltevolumen für die Flockungsmittel für eine Vorhaltdauer von 20 Tagen:

- $0,003 \text{ kg Fe/m}^3 / 0,138 \text{ kg Fe/kg FM} * 550 \text{ m}^3/\text{h} * 24 \text{ h/d} = 131,2 \text{ kg FM /d} \quad \approx 135 \text{ kg FM /d}$
- $20 \text{ d} * 135 \text{ kg FM/d} / 1.410 \text{ kg FM/m}^3 = 1,9 \text{ m}^3 \quad \approx 2 \text{ m}^3$

Erforderliche Lagerkapazität:

- Lagerkapazität: $2 \text{ m}^3 + 20 \text{ m}^3 = 22 \text{ m}^3$ (gewählt: **25 m³**)

Auch bei dieser Verfahrensvariante wird die Pulveraktivkohle, die im Permeat enthalten ist, in die biologische Stufe geführt, um die Verweilzeit der Aktivkohle im Reinigungsprozess zu erhöhen und die Beladung der Aktivkohle zu optimieren. Daher ist auch bei Variante 3 vor dem Hintergrund der geplanten Schlammvererdung zu beachten und bei einer Realisierung zu prüfen, inwieweit der dort auf die Ausbringungsfläche aufgebrauchte Schlamm Aktivkohle enthalten darf.

5.5 Variante 4: GAK-Filtration in bestehender Flockungsfiltration

5.5.1 Integration auf der Kläranlage Emsdetten-Austum

Variante 4 umfasst den Umbau des bestehenden Flockungsfilters zu einem GAK-Filter, indem das Filtermaterial des bestehenden Filters gegen granuliert Aktivkohle ausgetauscht wird. Änderungen der Prozessabfolge auf der Kläranlage sowie Anpassungen der Hydraulik sind bei dieser Variante nicht erforderlich (vgl. Abbildung 5-12). Die Beschickung der Filterstufe erfolgt wie bisher aus dem Schönungsteich unter Nutzung der bestehenden Leitungen. Der Ablauf der Filterstufe wird wie bisher im freien Gefälle in die Ems eingeleitet, da bei der GAK-Filtration eine zusätzliche Nachbehandlung des behandelten Abwassers nicht erforderlich ist.

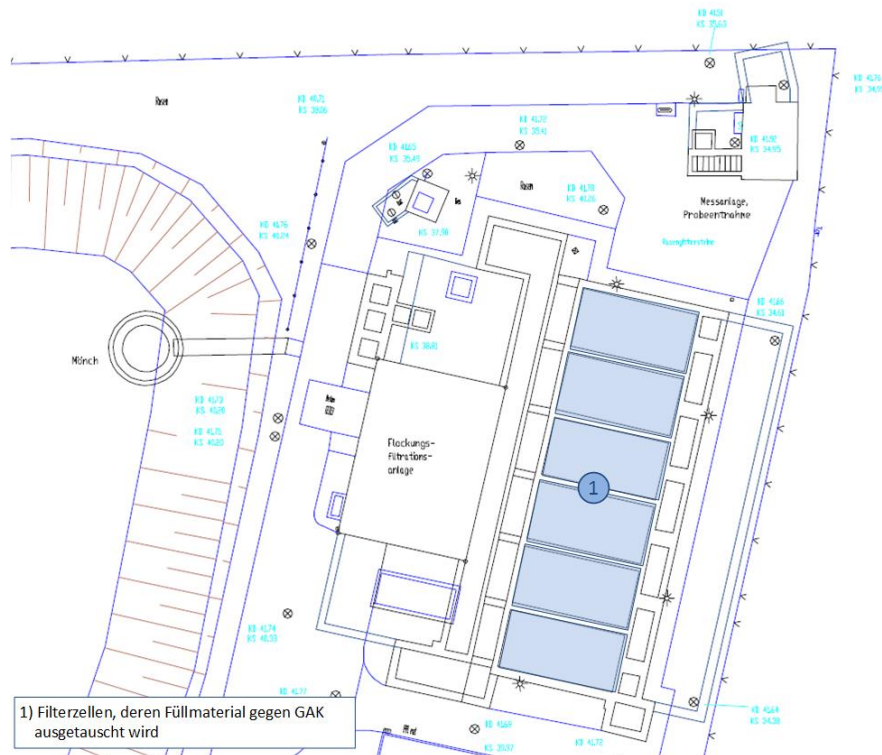


Abbildung 5-12: Anordnungsskizze der Variante 4 auf der Kläranlage Emsdetten-Austum

5.5.2 Vorhandener Filter

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

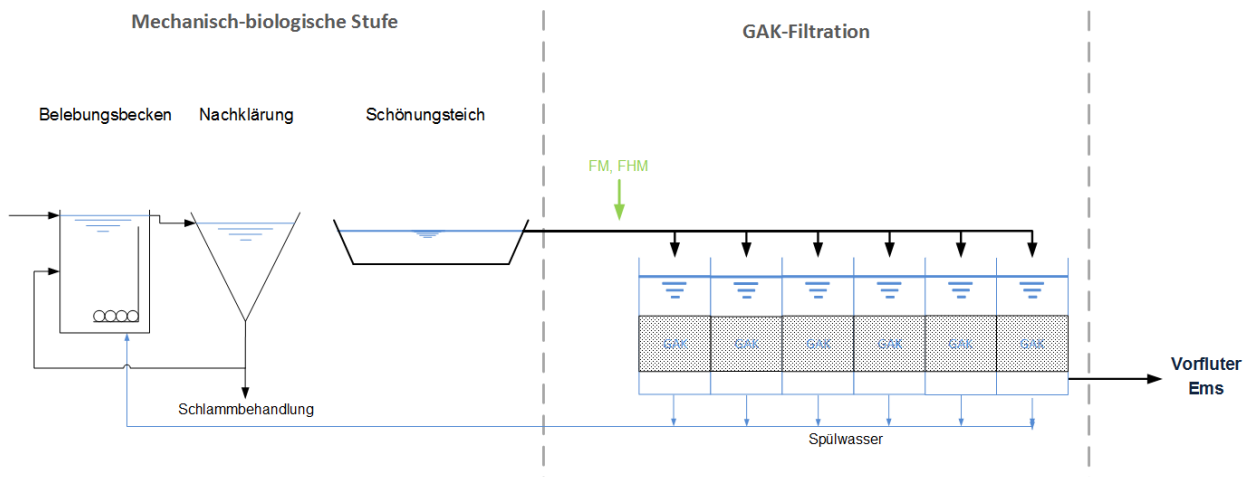


Abbildung 5-13: Fließbild der Variante 4

Die Filteranlage besteht zurzeit aus sechs abwärts durchströmten Filtereinheiten mit den Abmessungen 7,6 m x 3,8 m x 7,1 m (L x B x H). Hieraus resultiert eine vorhandene Filterfläche von 28,88 m². Der Filteraufbau umfasst zunächst eine Bodenplatte und darüber in Schichten angeordnet die Stütz- und Verteilschicht (0,20 m), Quarzsand (0,40 m) und Hydroanthrazit (1,35 m). Die Höhe des Filterüberstandes beträgt 2,20 m (vgl. Abbildung 5-14).

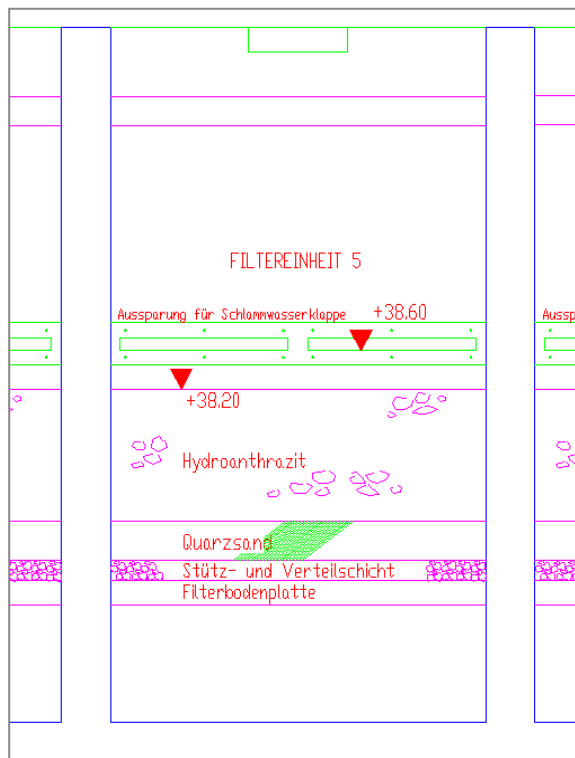


Abbildung 5-14: Querschnitt der bestehenden Flockungsfiltration am Beispiel der Filtereinheit 5

Beim Austausch des Filtermaterials werden die Schichten aus Quarzsand und Hydroanthrazit entfernt und gegen GAK ausgetauscht. Die körnige Kohle besitzt dabei Korngrößen zwischen 0,4 und 3,0 mm und liegt auf einer Stützkonstruktion als Festbett auf. Die Stützschiicht des vorhandenen Filters verbleibt im Filter, woraus eine maximale Filterbetthöhe des neuen GAK-Filters in Höhe von 1,75 m resultiert.

5.5.3 Auslegung der GAK-Filtration

Auslegungsparameter Filtergröße, Filteranzahl, Filtergeschwindigkeit, Kontaktzeit

Da es sich bei dem bestehenden Filter in Emsdetten um eine einstraßige Filteranlage handelt, können nicht einzelne Filtereinheiten mit GAK bestückt und andere weiterhin mit konventionellem Filtermaterial betrieben werden. Stattdessen sind alle sechs Filterzellen der Filterstraße gleichermaßen mit GAK zu bestücken. Die Filteranlage in Emsdetten dient jedoch neben der Abscheidung weiterer Feststoffe auch der Phosphorelimination. Sie ist daher auf den gesamten Kläranlagenabfluss ausgelegt und soll auch zukünftig den gesamten Abfluss behandeln. Daher ist die Anlage bei der Umrüstung zur Mikro Schadstoffelimination auf den maximalen Abwasserzufluss in Höhe von **2.000 m³/h** auszulegen.

Grundsätzlich sind bei der Bemessung eines GAK-Filters die Parameter Filterfläche, Filtergeschwindigkeit, Kontaktzeit und Filterbetthöhe zu bestimmen. In der Regel werden hierzu die Parameter Kontaktzeit und Filtergeschwindigkeit abgeschätzt, um anschließend die beiden anderen Parameter zu bestimmen. Hierbei gilt, dass GAK-Filter mit einer Leerbettkontaktzeit (EBCT = empty bed contact time) von 5 - 30 Minuten und einer Filtergeschwindigkeit von 5 - 15 m/h ausgelegt werden [KOMM.NRW, 2016].

Aufgrund der Nutzung des bestehenden Filters der Kläranlage Emsdetten ist vorliegend eine andere Vorgehensweise bei der Auslegung erforderlich, da die Abmessungen des Filters und damit die maximale Filterbetthöhe (1,75 m) und die vorhandene Filterfläche (6 * 28,88 m²) vorgegeben sind. Unter

Zuhilfenahme der Filterabmessungen aus dem vorangegangenen Abschnitt (6 Filtereinheiten à 28,88 m²) ergeben sich die Hauptbemessungsparameter der GAK-Filtration zu:

- Vorhandene Filterfläche: $6 \text{ Filter} * 28,88 \text{ m}^2/\text{Filter} = \mathbf{173,28 \text{ m}^2}$
- Filtergeschwindigkeit: $2.000 \text{ m}^3/\text{h} / 173,28 \text{ m}^2 = \mathbf{11,54 \text{ m/h}}$
- Kontaktzeit bei max. Filterbetthöhe $h_F = 1,75 \text{ m}$:
 $(1,75 \text{ m} / 11,54 \text{ m/h}) * 60 \text{ min/h} = \mathbf{9,01 \text{ min}}$

Ergänzend ist zudem nachzuweisen, dass die Anlage auch bei Außerbetriebnahme eines Filterelements, beispielsweise für den Austausch der beladenen Aktivkohle, mit der zulässigen Filtergeschwindigkeit von 15 m/h betrieben werden kann:

- Nachweis: $2.000 \text{ m}^3/\text{h} / ((6 - 1) * 28,88 \text{ m}^2) = 13,85 \text{ m/h} < 15 \text{ m/h}$
- Kontaktzeit bei max. Filterbetthöhe $h_F = 1,75 \text{ m}$:
 $(1,75 \text{ m} / 13,85 \text{ m/h}) * 60 \text{ min/h} = \mathbf{7,58 \text{ min}}$

Entsprechend der vorangestellten Rechnung ist der Nachweis mit den gewählten Ansätzen erbracht.

Sowohl die errechnete Filtergeschwindigkeit als auch die Kontaktzeit liegen damit innerhalb der vorgegebenen Grenzen von 5 - 30 Minuten für die Leerbettkontaktzeit und 5 - 15 m/h für die Filtergeschwindigkeit. Allerdings ist anzumerken, dass die kurze Kontaktzeit von knapp 9 bzw. 7,5 Minuten für den Mischwasserzufluss in Höhe von 2.000 m³/h als kritisch anzusehen ist, da eine ausreichende Mikroschadstoffelimination in Höhe von 80% eventuell nicht mehr gewährleistet ist.

Diskussion der Auslegungsergebnisse

Abbildung 5-15 zeigt verschiedene Szenarien für die Kontaktzeit, die Filtergeschwindigkeit und die Filterbetthöhe in Abhängigkeit von der Beschickungswassermenge. Zu erkennen ist dabei zunächst die weiter oben durchgeführte Bemessung für die Abwassermenge in Höhe von 2.000 m³/h (dunkelroter, gestrichelter Pfad). Sie führt bei Umbau aller sechs Filtereinheiten (dunkelrote diagonale Linie im ersten Quadranten) zu einer Filtergeschwindigkeit von ca. 11,54 m/h (x-Achsenabschnitt der gestrichelten dunkelroten Linie). Mit dieser Filtergeschwindigkeit ergibt sich bei einer Filterbetthöhe von 1,75 m eine Kontaktzeit in Höhe von 9,1 Minuten (roter Kreis).

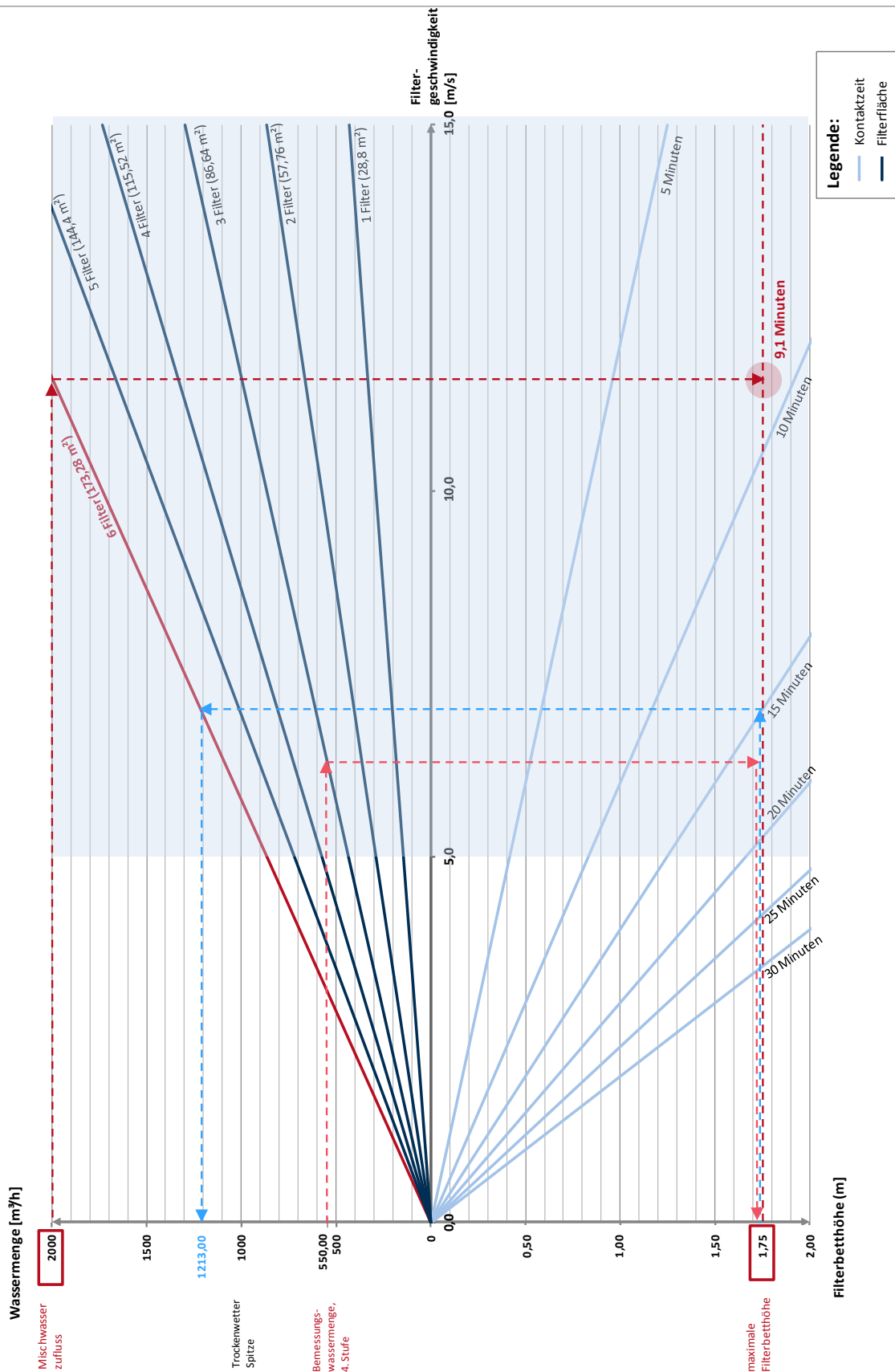


Abbildung 5-15: Bemessungsdiagramm für die Auslegung der GAK-Stufe in Emsdetten-Austum

Da neun Minuten als Kontaktzeit kritisch zu bewerten sind und besser eine Kontaktzeit von 15 Minuten anzustreben ist, soll nachfolgend betrachtet werden, welche Wassermenge behandelt wird, wenn eine Kontaktzeit von 15 Minuten eingehalten wird (hellblauer, gestrichelter Pfad). Ausgehend von der maximalen Filterbetthöhe (unterer gestrichelter Pfeil) ergibt sich bei einer Kontaktzeit von 15 Minuten zunächst eine Filtergeschwindigkeit von 7 m/h (x-Achsenabschnitt der vertikalen blauen Linie). Bei Umbau aller sechs Filter zu GAK-Filtern und einer damit verbundenen Filterfläche in Höhe von ca. 173 m² bedeutet dies eine behandelbare Wassermenge in Höhe 1.213 m³/h (oberer gestrichelter Pfeil). Gemäß der oben aufgeführten Abbildung 4-2 lassen sich damit knapp 100% der Jahresabwassermenge behandeln. Eine ausreichende Eliminationsleistung hinsichtlich der Mikroschadstoffe und eine ausreichende Reinigung des Abwassers auf der Kläranlage Emsdetten sind dadurch gegeben. Auch bei Außerbetriebnahme einer Filterzelle (n-1) können so noch ca. 1.000 m³/h, das heißt knapp 100 % der Jahresabwassermenge behandelt werden.

Sollte der Durchfluss geringer ausfallen, so ist zu beachten, dass die Filtergeschwindigkeiten bei gleichzeitiger Beschickung aller 6 Filterzellen die Bemessungsgrenze von 5 m/h unterschreiten können (Beispiel: 550 m³/h, 6 Filterzellen → 3,17 m/h < 5 m/h) unterschritten wird. In diesem Fall sind Filterzellen nach Bedarf außer Betrieb zu nehmen oder es kann ein alternierender Betrieb der Filter erfolgen.

Resümierend wird daher als sinnvoll erachtet, die GAK-Filtration auf den Mischwasserzufluss in Höhe von 2.000 m³/h auszulegen und alle sechs Filtereinheiten mit GAK bis zur maximalen Filterbetthöhe von 1,75 m zu befüllen. Die Kontaktzeit im Fall des maximalen Mischwasserabflusses ist dann zwar verhältnismäßig kurz, sie liegt jedoch grundsätzlich noch innerhalb der Bemessungsgrenzen von 5 bis 30 Minuten und es ist zu berücksichtigen, dass Wassermengen oberhalb von 1.000 m³/h entsprechend Abbildung 4-1 nur sehr selten auftreten, woraus an den meisten Tagen eine ausreichende Kontaktzeit resultiert. Bei geringeren Wassermengen ist der Betrieb der Filter an die Wassermengen anzupassen, um eine ausreichende Kontaktzeit und eine angemessene Filtergeschwindigkeit zu gewährleisten.

5.5.4 Spülwasser- und Rückspülwasserspeicher

Wie bei Raumfiltern mit Sandbett sind auch bei der GAK-Filtration Speicher für das Spülwasser und für das Rückspülwasser erforderlich. Der bestehende Filter in Emsdetten besitzt einen Spülwasserspeicher mit einem Volumen in Höhe von 194 m³. Nachfolgend wird nachgewiesen, dass dieses vorhandene Volumen auch für die Spülung des GAK-Filterns ausreicht.

Zu diesem Zweck wird für den GAK-Filter eine Spülgeschwindigkeit von 35 m/h und die Dauer des Spülintervalls zu 5 Minuten angenommen.

Nachweis Spülwasserspeichervolumen:

- Annahme für den minimalen Nachtzufluss: 72 m³/h
- Spülwasserstrom für Feststoffaustrag: 35 m/h * 29 m² = 1.015 m³/h
- Erf. Speichervolumen: (1.015 - 72) m³/h * 5 min / 60 min/h = 78,6 m³ ≈ 80 m³ < 194 m³

Das erforderliche Spülwasservolumen beträgt 80 m³, weshalb der vorhandene Spülwasserspeicher mit einem Volumen von 194 m³ ausreichend groß ist.

Zusätzlich zum Spülwasserspeicher ist ein Becken zur Zwischenspeicherung des Schlammwassers vorzusehen. Das bereits existierende Schlammwasserbecken weist auf der Kläranlage Emsdetten ein Volumen in Höhe von 158 m³ auf. Es wird angenommen, dass das Schlammwasser sich aus der Spülwassermenge für den Feststoffaustrag sowie dem Filterüberstau (h = 2 m) zusammensetzt.

- Spülwasservolumen: 80 m³
- Volumen des Filterüberstands: 2 m * 29 m² = 58 m³

- Erforderliches Beckenvolumen: $80 \text{ m}^3 + 58 \text{ m}^3 = 138 \text{ m}^3 < 158 \text{ m}^3$

Das vorhandene Schlammwasserbecken weist damit ein ausreichend großes Volumen für den Betrieb des GAK-Filters auf.

5.5.5 Filterstandzeit und GAK-Bedarf

Mit der Annahme von 5.000 Filterbettvolumina und einer Jahresabwassermenge von 2.623.992 m³ ergibt sich eine Laufzeit/Nutzungsdauer der granulierten Aktivkohle von

- Filterstandzeit: $6 * 29 \text{ m}^2 * 1,75 \text{ m} * 8.000 / 2.623.992 \text{ m}^3/\text{a} = 0,93 \text{ Jahre} \approx 1 \text{ Jahr}$

Für die Kläranlage Emsdetten-Austum wird ohne vorherige Laboruntersuchungen von einer gewählten Laufzeit und Nutzungsdauer der granulierten Aktivkohle von einem Jahr ausgegangen. Nach dieser Zeit wäre die beladene Aktivkohle zu reaktivieren oder gegen neue auszutauschen. Mit einer spez. Masse von 0,5 Mg/m³ ergibt sich folgender jährlicher GAK-Bedarf an neuer bzw. regenerierter GAK:

- GAK-Bedarf: $(6 * 29 \text{ m}^2 * 1,75 \text{ m}) * 0,5 \text{ Mg}/\text{m}^3 / 1 \text{ a} = 152,25 \text{ Mg GAK}/\text{a} = 155 \text{ Mg GAK}/\text{a}$

Die tatsächlich mögliche Filterstandzeit bzw. das Bettvolumen sollte im Nachgang zur Studie durch entsprechende Laborversuche ermittelt werden, da dies maßgeblich die Betriebskosten beeinflusst. Hierzu können Säulenversuche durchgeführt werden.

Zur ersten orientierenden Beurteilung von möglichen granulierten Aktivkohlen (GAK) können Säulenversuche im Labor durchgeführt werden. Hierzu können z.B. zwei Glassäulen mit einer GAK und die zweite Säule mit inertem Material (Blähton) befüllt werden. Der Blähton sowie eine Säule mit granulierter Aktivkohle werden mit dem Ablauf der Nachklärung im Gleichstromverfahren beschickt. Bei einer Filtergeschwindigkeit von z.B. 1,5 m/h erfolgt im Ablauf der Säulen alle 500 Bettvolumina die Untersuchung des Durchbruchverhaltens. Diese ersten orientierenden Versuchsergebnisse sollen erste Ergebnisse zum Unterschied zwischen den Durchbruchkurven der Mikroschadstoffe mit dem Zulauf und Ablauf des Mehrschichtfilters zeigen. Das Abwasser wird hierzu in IBC von der Kläranlage zum Labor transportiert und hier zwischengelagert.

Neben den orientierenden Laboruntersuchungen und den Literaturdaten können ergänzende Kleinfilterschnelltests (RSSCT - Rapid Small Scale Column Test) entsprechend Crittenden et al. (Crittenden, 1986, Crittenden, 1987) direkt auf der Kläranlage Emsdetten mit dem Zulauf zum Mehrschichtfilter durchgeführt werden. Maßstabeffekte und die verbleibende Unsicherheit bei der abschließenden Bewertung der Variante sollten so minimiert werden. Die Durchführung der Versuche direkt auf der Kläranlage hat den weiteren Vorteil, dass das anfallende Abwasser direkt auf die Säulen gegeben werden kann und dieses Abwasser nicht wie bei den ersten beschriebenen Experimenten über einen längeren Zeitraum im Labor gelagert werden muss.

Bei der Auslegung von Kleinfilterschnelltests werden mit Hilfe von dimensionslosen Kennzahlen der Partikeldurchmesser, die Abmessungen des Filterbettes sowie die Filtergeschwindigkeit und die sich daraus ergebene Leerbettkontaktzeit auf Grundlage der Dimensionierung des nachzubildenden großtechnischen Filters berechnet. Für die Kleinfilterschnelltests können zwei verschiedene Modellansätze gewählt werden, das PD-RSSCT-Modell (PD – Proportional Diffusivity) und das CD-RSSCT-Modell (CD - Constant Diffusivity). Beim PD-RSSCT-Modell wird die Kleinfiltersäule so ausgelegt, dass die Oberflächendiffusivität und der Partikeldurchmesser proportional zur Großausführung verringert werden. Beim CD-RSSCT-Modell wird in der Kleinfiltersäule die Oberflächendiffusivität konstant zum großtechnischen Filter gehalten. Aus diesen Modelannahmen resultieren grundsätzlich unterschiedliche Parameter der Kleinfiltersäulen. Weitergehende Erläuterung zur Modellannahme sind Crittenden et al. (Crittenden, 1986, Crittenden, 1987) zu entnehmen.

Im Hinblick auf höhere Werte bei den abfiltrierbaren Stoffen soll laut Corwin und Summers (Corwin, 2011) das PD-RSSCT-Modell (PD – Proportional Diffusivity) für die Übertragbarkeit des Durchbruches der Spurenstoffe auf die Großausführung besser geeignet sein. Im Vergleich zum CD-RSSCT-Modell (CD-Constant Diffusivity) ergeben sich hierbei bei gleicher Filtrationsleistung etwas längere Laufzeiten. Abbildung 5-16 zeigt den Aufbau eines Kleinfilterschnelltests.

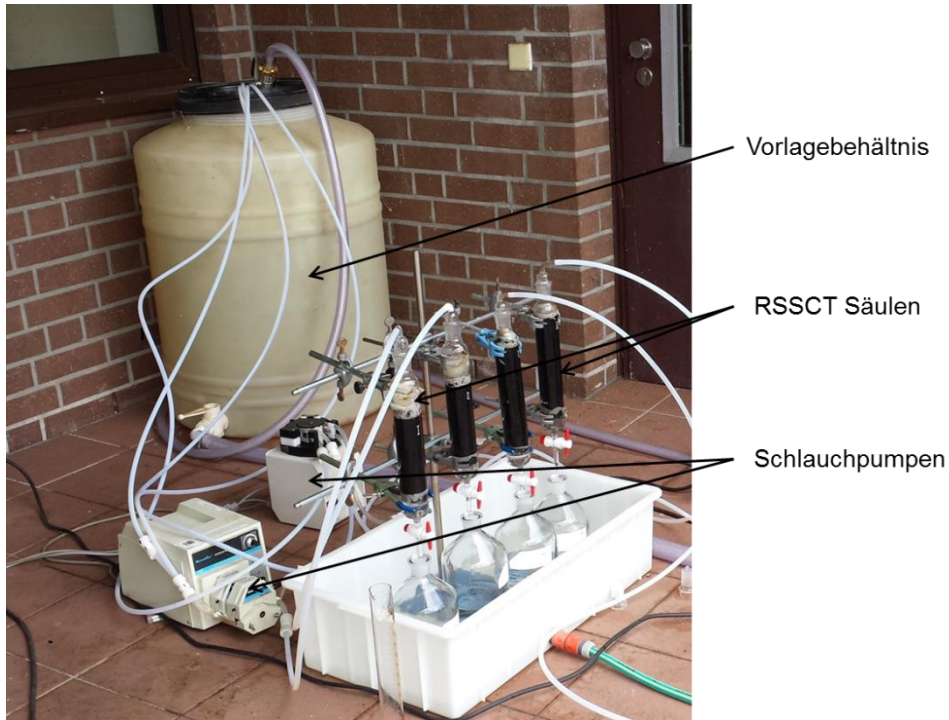


Abbildung 5-16: Versuchsaufbau der GAK-Versuche im Ablauf einer Kläranlage mit Vorlagebehältnis, Schlauchpumpen und Kleinfilterschnelltest GAK-Säulen

6 Kostenermittlung

6.1 Grundlagen

6.1.1 Berechnungsmethode

Im Rahmen der Kostenermittlung werden die Investitions- und Betriebskosten der in Kapitel 5 ausgearbeiteten Varianten bestimmt. Die Investitionskosten umfassen dabei die Kosten für Bautechnik, Maschinenteknik und Elektrotechnik sowie die Nebenkosten, die bei der Errichtung der Anlage anfallen. Die Betriebskosten stellen die kontinuierlich beim Betrieb der Anlage anfallenden Kosten dar und umfassen die jährlichen Kosten für elektrische Energie, Personal, Wartung und Instandhaltung sowie verfahrensspezifische Betriebskosten, beispielsweise für Sauerstoff oder Aktivkohle.

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

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

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

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

6.1.2 Annahmen zur Betriebskostenberechnung

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

- Strom/Energie 0,17 €/kWh
- Sauerstoff 0,14 €/kg O₂

- PAK 1.800 €/Mg PAK
- GAK 1.700 €/Mg (neu)
1.100 €/Mg (regeneriert)
- FM 0,15 €/kg FM
- Schlamm Entsorgung 80 €/m³
27 % TS
2,5 kg TS/kg Fe
- Personalkosten 40 €/h
- Wartung/Instandhaltung 1,25 % BT + 3 % (ET+MT)

Außerdem wurden für die Varianten 2 und 3 neue Fällmittel- und Polymeranlagen vorgesehen, die auf die Belange der PAK Dosierung abgestimmt sind. Inwieweit die vorhandenen Anlagen noch zu nutzen sind, ist im Zuge einer nachfolgenden Entwurfsplanung zu beurteilen.

6.2 Variante 1: Ozonung mit Nachbehandlung im bestehenden Filter

Die Berechnung der Kosten für Variante 1 „Ozonung mit anschließender Nachbehandlung im bestehenden Filter“ sind der Tabelle 6-1 zu entnehmen. Die Investitionskosten betragen ca. 1.826.000 € und die Betriebskosten belaufen sich auf 166.815 €/a. Hieraus resultieren Jahreskosten in Höhe von ca. 308.000 €/a bzw. spezifische Jahreskosten in Höhe von 0,12 €/m³ behandeltem Abwasser.

Tabelle 6-1: Kostenberechnung für die Variante 1 „Ozonung mit Nachbehandlung im bestehenden Filter“

Investitionskosten			Betrachtungszeitraum	Nutzungsdauer n	Zinssatz i	KFAKR (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Investiver Anteil der Jahreskosten	
Variante 1: Ozonung mit NB im Filter												Jahre
Zu/Ablaufanbindung												
Rohrleitungen/Betonarbeiten	KG 300	20.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			1.020 €/a	
Ozonung												
Bauwerk Reaktor	KG 300	340.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			17.347 €/a	
Bauwerk Betriebsgebäude	KG 300	140.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			7.143 €/a	
Technische Anlagen Ozonung (O3-Generator, Restozonvernichtung, Raumluftüberwachung, Injektorsystem, Kühlung etc.)	KG 400	578.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		48.417 €/a	
Rohrleitungen/Armaturen/O ₂ -Versorgung	KG 400	20.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		1.675 €/a	
Messgeräte	KG 400	50.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		4.188 €/a	
Gründung LOX-Tank	KG 300	9.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			459 €/a	
Aufschüttung Schönungsteich	KG 200	47.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			2.398 €/a	
Wegeanbindung/Zufahrt/ Außenanlagen etc.	KG 500	30.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			1.531 €/a	
E/ MSR-Technik	KG 400	227.000 €	30	ET	10	3,0%	0,0510	10	0,7441	20	0,5537	38.193 €/a
Baunebenkosten	KG 700	365.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			18.622 €/a	
Summe			1.826.000 €						140.993 €/a			

laufende Kosten	Kennwerte	Betriebsmittelbedarf bei				spezifische Kosten	Kosten pro Tag	Betriebskosten
		Wassermenge	pro TW-Tag	mit Lastfaktor	pro Tag			
		550 m ³ /h	24 h/d					2.492.792 m ³ /a
		pro Stunde						m ³ /a
Sauerstoff (z=0,7; DOC = 15 g/m ³ , Ozon 10%wt)	105 g/m ³	57,8 kg/h	1.386,0 kg/d	67%	928,6	0,14 €/kg	130 €	47.452 €/a
Miete Sauerstofftank								6.000 €/a
Energie Ozonerzeugung (z=0,7; DOC = 15 g/m ³)	10 kWh/kgO ₃	57,8 kWh/h	1.386,0 kWh/d	67%	928,6	0,17 €/kWh	158 €	57.621 €/a
Energie Kühlwasserpumpe, sonstige ET	15 kWh	15,0 kWh	360,0 kWh/d	67%	241,2	0,17 €/kWh	41 €	14.966 €/a
Instandhaltung (1,25 % BT, 3% MT/ET)								33.575 €/a
Personalkosten	15 h/Monat					40 €/h	29 €	7.200 €/a
Summe							358 €	166.815 €/a

Jahreskosten (netto)	2.492.792 m ³ /a behandelte Wassermenge	0,12 € pro m ³	307.808 €/a
Variante 1			

Wesentlicher Kostenfaktor sind gemäß Tabelle 6-1 die laufenden Betriebsmittelkosten für den Sauerstoff sowie die jährlichen Kosten der Ozonerzeugung. Die Ozonerzeugung wurde mit zehn Gewichtsprozent Ozon je zugeführtes Sauerstoffgas angenommen. Die Kosten für den Sauerstoff wurden mithilfe des spezifischen Preises von 0,14 €/kg O₂ berechnet (vgl. Abschnitt 6.1.2).

6.3 Variante 2: PAK-Dosierung vor den bestehenden Filter

Tabelle 6-2 stellt die Berechnung der Kosten für die Variante 2 dar. Diese Variante zeichnet sich durch nur geringfügige bauliche Eingriffe aus, da für die vierte Reinigungsstufe lediglich eine PAK-Lager- und Dosierstation errichtet werden muss. Weitere bauliche Änderungen sind nicht erforderlich. Die Investitionskosten betragen somit ca. 672.500 €, was bei einer Nutzungsdauer von 30 Jahren einem investiven Anteil der Investitionskosten an den Jahreskosten von ca. 41.700 €/a entspricht. Die Betriebskosten der Variante 2 belaufen sich auf ca. 173.700 €/a. Hieraus resultieren Jahreskosten in Höhe von ca. 215.400 €/a bzw. spezifischen Jahreskosten in Höhe von 0,09 €/m³ behandeltes Abwasser.

Tabelle 6-2: Kosten für Variante 2 „PAK-Dosierung vor den bestehenden Filter“

Investitionskosten Variante 2: PAK vor dem Filter	Betrachtungszeitraum	Nutzungsdauer n	Zinssatz i	KFAKR (i:n)	Re-invest nach	DFAKE (i:n)	Re-invest nach	DFAKE (i:n)	Investiver Anteil der Jahreskosten
Fällmittellager- und Dosierstation									
Baukonstruktion	KG 300	72.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0	3.673 €/a
Technische Anlagen	KG 400	78.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	6.534 €/a
PAK Lager- & Dosiereinrichtung									
Technische Anlagen	KG 300	288.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0	14.694 €/a
Gründung	KG 400	22.500 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	1.885 €/a
E-Raum									
Baukonstruktion	KG 300	40.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0	2.041 €/a
E / MSR - Technik	KG 400	35.000 €	30	ET	10	3,0%	0,0510	10	5.889 €/a
Wegeanbindung/Außenanlagen etc.	KG 500	20.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510		1.020 €/a
Baunebenkosten	KG 700	117.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510		5.969 €/a
Summe		672.500 €							41.705 €/a

laufende Kosten	Kennwerte	Betriebsmittelbedarf bei				spezifische Kosten	Kosten pro Tag	Betriebskosten 2.492.792 m ³ /a
		Wassermenge 550 m ³ /h pro Stunde	pro TW-Tag 24 h/d	mit Lastfaktor	pro Tag			
PAK	20 g PAK/m ³	11,0 kg/h	264,0 kg/d	67%	176,9	1,8 €/kg	318,4 €	116.210 €/a
Lösewasser	0,05 m ³ /kg PAK	0,6 m ³ /h	13,2 km ³ /d	67%	8,8	1 €/m ³	8,8 €	3.228 €/a
Fällmittel (Wirksubstanz)	0,10 kgFe/kgPAK	1,1 kg/h	26,4 kg/d	67%	17,7			
(Fällmittelmenge)	0,138 kgFe/kgFM			67%	128,2	0,15 €/kg	19,2 €	7.018 €/a
Energie PAK-Dosierung	1 kWh	1,0 kWh/h	24,0 kW/d	67%	16,1	0,17 €/kWh	2,7 €	998 €/a
Energie Überschusskohleabzug	2 kWh	2,0 kWh/h	48,0 kW/d	50%	24,0	0,17 €/kWh	4,1 €	1.489 €/a
Energie Rezirkulation (PAK)	2,8 kWh	2,8 kWh/h	66,0 kW/d	50%	33,0	0,17 €/kWh	5,6 €	2.048 €/a
Schlammentsorgung	27 %TS	0,00 m ³ /h	0,0 m ³ /d		0,8	80 €/m ³	65,2 €	23.793 €/a
Pulveraktivkohle	100 % von PAK	11,0 kg/h	264,0 kg/d	67%	176,0			
Fällschlamm	2,5 kgTS/kgFe	2,8 kg/h	66,0 kg/d	67%	44,0			
Summe		13,8 kg/h	330,0 kg/d		220,0			
Instandhaltung (1,25 % BT, 3% MT/ET)								9.315 €/a
Personalkosten	20 h/Monat					40 €/h	38 €	9.600 €/a
Summe							462 €	173.698 €/a

Jahreskosten (netto) Variante 2	2.492.792 m ³ /a	behandelte Wassermenge	0,09 € pro m ³	215.403 €/a
---	-----------------------------	------------------------	---------------------------	--------------------

Wesentlicher Kostenfaktor sind auch bei der vorliegenden Variante die Betriebsmittelkosten, für die Pulveraktivkohle, die etwa 67 % der Betriebskosten und 54 % der Jahreskosten ausmachen.

6.4 Variante 3: PAK-Dosierung vor den bestehenden Filter und Abscheidung mittels Membranen in den Filterzellen

Die Berechnung der Kosten für Variante 3 sind der Tabelle 6-3 zu entnehmen. Die Investitionskosten dieser Variante betragen 2.438.500 €. Dies entspricht einem investiven Anteil der Jahreskosten in Höhe von ca. 192.000 €/a. Die laufenden jährlichen Kosten liegen bei ca. 254.700 €/a und die Jahreskosten belaufen sich auf 446.634 €/a. Dies entspricht, bezogen auf die jährlich in der vierten Stufe behandelte Abwassermenge, spezifischen Kosten in Höhe von 0,18 €/m³ behandeltes Abwasser.

Tabelle 6-3: Kosten für Variante 3 „PAK-Dosierung vor den bestehenden Filter und Abscheidung mittels Membranen in den Filterzellen“

Investitionskosten Variante 3: PAK + Membranen	Betrachtungszeitraum	Nutzungsdauer n	Zinssatz i	KFAKR (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Investiver Anteil der Jahreskosten
Membrananlage inkl. Umbau am Filter und Verrohrung									
Baukonstruktion KG 300	250.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0		12.755 €/a
Technische Anlagen KG 400	980.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419	82.091 €/a
Fällmittellager- und Dosierstation									
Baukonstruktion KG 300	72.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0		3.673 €/a
Technische Anlagen KG 400	78.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419	6.534 €/a
PAK Lager- & Dosiereinrichtung									
Technische Anlagen KG 400	288.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419	24.125 €/a
Gründung KG 300	22.500 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0		1.148 €/a
E-Raum									
Baukonstruktion KG 300	40.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0		2.041 €/a
E / MSR - Technik KG 400	200.000 €	30	ET	10	3,0%	0,0510	10	0,7441 20	33.650 €/a
Wegeanbindung/Zufahrt/ Außenanlagen etc. KG 500	20.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0		1.020 €/a
Baunebenkosten	KG 700	488.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0	24.897 €/a
Summe	2.438.500 €								191.934 €/a

Betriebsmittelkosten	Kennwerte	Betriebsmittelbedarf bei			spezifische Kosten	Kosten pro Tag	Betriebskosten 2.492.792 m³/a	
		Trockenwetter 550 m³/h pro Stunde	pro Tag 24 h/d pro Tag	mit Lastfaktor				
PAK	15 g PAK/m³	8,3 kg/h	198,0 kg/d	67%	132,0	1,8 €/kg	237,6 €	86.724 €/a
Lösewasser	0,05 m³/kg PAK	0,4 m³/h	9,9 km³/d	67%	6,6	1 €/m³	6,6 €	2.409 €/a
Fällmittel (Wirksubstanz)	0,10 kgFe/kgPAK	0,8 kg/h	19,8 kg/d	67%	13,2			
(Fällmittelmenge)	0,138 kgFe/kgFM				95,7	0,15 €/kg	14,3 €	5.237 €/a
Chemikalien zur Reinigung der Membranen								
NaOCl (12,5%)	17 m³/a	0,002 m³/h	0,05 m³/d	67%	0,03	750 €/m³	23,4 €	8.543 €/a
Zitronensäure (50%)	7 m³/a	0,001 m³/h	0,02 m³/d	67%	0,01	750 €/m³	9,6 €	3.518 €/a
Energie PAK-Dosierung	1 kWh	1,0 kWh/h	24,0 kW/d	67%	16,1	0,17 €/kWh	2,7 €	998 €/a
Energie Überschusshohleabzug	2 kWh	2,0 kWh/h	48,0 kW/d	50%	24,0	0,17 €/kWh	4,1 €	1.489 €/a
Energie Membrananlage	65 kWh	65,0 kWh/h	1.560,0 kW/d	67%	1.045,2	0,17 €/kWh	177,7 €	64.855 €/a
Energie Rezirkulation	2,8 kWh	2,8 kWh/h	66,0 kW/d	50%	33,0	0,17 €/kWh	5,6 €	2.048 €/a
Schlammabfuhr	27 %TS	0,04 m³/h	0,9 m³/d		0,6	80 €/m³	48,9 €	17.844 €/a
Pulveraktivkohle	100 % von PAK	8,3 kg/h	198,0 kg/d	67%	132,0			
Fällschlamm	2,5 kgTS/kgFe	2,1 kg/h	49,5 kg/d	67%	33,0			
Summe		10,3 kg/h	247,5 kg/d		165,0			
Instandhaltung (1,25 % BT, 3% MT/ET)								51.436 €/a
Personalkosten	20 h/Monat					40 €/h	38 €	9.600 €/a
Summe							569 €	254.700 €/a

Jahreskosten Variante 3	2.492.792 m³/a	0,18 € pro m³	pro m³	446.634 €/a
-------------------------	----------------	---------------	--------	-------------

Die Variante 3 unterscheidet sich von der vorangegangenen Variante durch den Umbau der bestehenden Filterzellen und den Einbau der Membrankassetten in diese Filterzellen. Hieraus resultieren die wesentlich höheren Investitionskosten der Variante 3 gegenüber der Variante 2, deren Anteil an den Jahreskosten etwa 43 % ausmacht. Auch im Bereich der Betriebskosten liegen die Kosten der Variante 3 über denen der Variante 2. Die Differenz ist hier jedoch nicht so stark ausgeprägt wie im Bereich der Investitionskosten. Wesentlicher Kostenfaktor der Variante 3 sind im Bereich der Betriebskosten die Betriebsmittelkosten für die Pulveraktivkohle sowie die Energiekosten für den Betrieb der

Membranen. Die Differenz der Betriebskosten zwischen Variante 2 und 3 ist größtenteils auf diese Energiekosten des Membranbetriebes zurückzuführen, sowie auf die Instandhaltungskosten, die sich anteilig aus den Investitionskosten der Variante berechnen (1,25 % BT, 3% MT/ET).

6.5 Variante 4: GAK-Filtration im bestehenden Flockungsfilter

Tabelle 6-4 stellt abschließend die Berechnung der Kosten für Variante 4 dar, die auf den Vollstrom in Höhe von $Q = 2.000 \text{ m}^3/\text{h}$ ausgelegt wird. Die Investitionskosten dieser Variante betragen ca. 731.000 €, was einem investiven Anteil der Jahreskosten in Höhe von ca. 57.600 €/a entspricht. Zusammen mit den laufenden jährlichen Kosten in Höhe von ca. 193.900 €/a ergeben sich daraus Jahreskosten in Höhe von ca. 251.400 €/a bzw. spezifische Jahreskosten in Höhe von 0,10 €/m³ behandeltes Abwasser.

Tabelle 6-4: Kosten für Variante 4 „GAK-Filtration im bestehenden Flockungsfilter“

Investitionskosten Variante 4: GAK-Filtration			Betrachtungszeltraum	Nutzungsdauer n	Zinssatz i	KFAKR (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Investiver Anteil der Jahreskosten	
			Jahre			Jahren			Jahren			
GAK-Filtration												
Bautechnik	KG 300	100.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			5.102 €/a	
Technische Anlagen GAK-Filter	KG 400	175.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		14.659 €/a	
Erst-Befüllung GAK-Filter	KG 400	258.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		21.612 €/a	
E/ MSR-Technik	KG 400	52.000 €	30	ET	10	3,0%	0,0510	10	0,7441	20	0,5537	8.749 €/a
Baunebenkosten	KG 700	146.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			7.449 €/a	
Summe		731.000 €									57.571 €/a	

laufende Kosten	Kennwerte	Betriebsmittelbedarf bei			spezifische Kosten	Kosten pro Tag	Betriebskosten 2.623.992 m ³ /a
		Wassermenge 2000 m ³ /h pro Stunde	pro TW-Tag 24 h/d	mit Lastfaktor pro Tag			
Energie Filterspülung GAK	5 kWh	5,0 kWh/h	120,0 kW/d	28% 33,8	0,17 €/kWh	6 €	2.094 €/a
Standzeit	1 Jahr				1100 €/Mg		168.782 €/a
spezifisches Gewicht	0,5 Mg/m ³				2000 €/Austausch		
Anzahl Filter	50,54 m ³ /Filter						
Instandhaltung (1,25 % BT, 3% MT/ET)	6 Filter						15.800 €/a
Personalkosten	15 h/Monat				40 €/h	29 €	7.200 €/a
Summe						34 €	193.876 €/a

Jahreskosten (netto) Variante 4	2.623.992 m ³ /a behandelte Wassermenge	0,10 € pro m ³	251.447 €/a
------------------------------------	--	---------------------------	-------------

Für die Umsetzung der Variante 4 sind die geringsten baulichen Änderungen an der bestehenden Anlage erforderlich. Es ist lediglich der Austausch des bestehenden Filtermaterials gegen granuliertes Aktivkohle erforderlich. Darüber hinaus ist die Steuerung der Filteranlage anzupassen, was in den E/MSR-Kosten berücksichtigt ist. Dennoch übersteigen diese Investitionskosten die Investitionskosten der Variante 2, für die ebenfalls ein geringer baulicher Aufwand festgestellt wurde. Dies ist auf die Kosten der Aktivkohle-Erstbefüllung mit neuer Aktivkohle zurückzuführen. Auch bei den Betriebskosten stellt die Aktivkohle den wesentlichen Kostenfaktor dar. Nach der Erstbefüllung der Filterzellen mit neuer Aktivkohle, kann in den Folgejahren die etwas günstigere regenerierte Aktivkohle eingesetzt werden. Die Summe aus Investitions- und laufenden Kosten für das Betriebsmittel „Granuliertes Aktivkohle“ beträgt ca. 190.400 €/a und entspricht ca. 76 % der gesamten jährlichen Kosten.

Ein wesentlicher Unterschied der Variante 4 gegenüber den zuvor vorgestellten Verfahrensalternativen ist, dass diese Anlage auf den Vollstrom, $Q_M = 2.000 \text{ m}^3/\text{h}$ ausgelegt ist, während die Varianten 1, 2 und 3 auf den Bemessungswasserstrom in Höhe von $550 \text{ m}^3/\text{h}$ ausgelegt sind. Eine Berücksichtigung der verschiedenen Wassermengen ist über die Betrachtung der spezifischen Kosten je m³ behandeltes

Abwasser möglich und erfolgt im Rahmen des nachfolgenden Verfahrensvergleichs bzw. der Verfahrensempfehlung.

6.6 Zwischenfazit (Jahreskosten: Teilstrom- und Vollstrombehandlung)

Teilstrombehandlung ($Q = 550 \text{ m}^3/\text{h}$)

In Tabelle 6-5 sind die geschätzten Erstinvestitions- und Betriebskosten sowie die daraus errechneten Jahreskosten und spezifischen Jahreskosten aller betrachteten Varianten zusammengestellt. Wie zuvor erläutert ist beim Vergleich der Investitions- und Betriebskosten sowie des investiven Anteils der Jahreskosten zu berücksichtigen, dass die Auslegungswassermenge der Variante 4 größer als die der anderen Varianten ist.

Tabelle 6-5: Zusammenfassende Darstellung der Kostenbetrachtung aller Varianten

Varianten	V 1 Ablauf Teich – Ozonung – Filtration	V 2 Ablauf Teich - PAK- Dosierung - Abscheidung in Filterbett	V 3 Ablauf Teich - PAK- Dosierung - Abscheidung mittels Membranen	V 4 Ablauf Teich - GAK- Filtration
Kostenpositionen <small>(Alle Angaben sind netto-Angaben)</small>				
Investitionskosten Variante	1.826.000 €	672.500 €	2.438.500 €	731.000 €
Investiver Anteil der Jahreskosten Variante	140.993 €/a	41.705 €/a	191.934 €/a	57.571 €/a
Betriebskosten Variante	166.815 €/a	173.698 €/a	254.700 €/a	193.876 €/a
Jahreskosten Variante	307.808 €/a	215.403 €/a	446.634 €/a	251.447 €/a
Bezugswassermenge	2.492.792 m ³ /a	2.492.792 m ³ /a	2.492.792 m ³ /a	2.623.992 m ³ /a
Spezifische Jahreskosten Variante	0,12 €/m³	0,09 €/m³	0,18 €/m³	0,10 €/m³

Vollstrombehandlung ($Q = 2.000 \text{ m}^3/\text{h} = Q_{\text{max}}$)

Neben der Variante 4 ist auch für die Varianten 1 bis 3 eine Auslegung auf den Vollstrom grundsätzlich möglich. Für Variante 1 gilt dabei, dass im Regenwetterfall, aufgrund der geringeren Abwasserbelastung, die Aufenthaltszeit von 30 Minuten auf 12 Minuten und die Ozondosierung von $Z_{\text{spez.}} = 0,7$ auf $Z_{\text{spez.}} = 0,5$ verringert werden kann. In der Folge ist keine Anpassung des Ozongenerators an die höhere Behandlungswassermenge erforderlich, jedoch ist das Ozonbecken so zu vergrößern, dass statt den $550 \text{ m}^3/\text{h}$ $2.000 \text{ m}^3/\text{h}$ behandelt werden können. Unter Berücksichtigung der geringeren Aufenthaltszeit im Regenwetterfall, würde sich das Beckenvolumen von 275 m^3 auf 400 m^3 erhöhen. Die Investitionskosten der Variante 1 erhöhen sich in der Folge auf ca. 1,9 Mio. € und die Betriebskosten (Energiekosten Ozonerzeugung, Sauerstoffkosten) steigen auf ca. 443.800 €/a . Die spezifischen Kosten je m^3 behandeltes Wasser erhöhen sich dadurch auf $0,23 \text{ €/m}^3$.

Variante 2 kann ohne erhebliche Zusatzkosten auch für die Behandlung des Vollstroms in Höhe von $Q = 2.000 \text{ m}^3/\text{h}$ ausgelegt werden. Die Anlage ist hierzu bereits jetzt ausreichend groß dimensioniert, da die Filteranlage zurzeit für den maximalen Zufluss in Höhe von $2.000 \text{ m}^3/\text{h}$ ausgelegt ist. Die Dosierung der Pulveraktivkohle ist in diesem Fall nicht anzupassen, da bei Regenwetter mit geringeren Mikroschadstoffkonzentrationen zu rechnen ist. Lediglich die Kosten für die Flockungshilfsmittel werden an den Zufluss angepasst und erhöht. Die spezifischen Kosten dieser alternativen Variantenausprägung betragen dann, bei einer jährlichen Behandlungswassermenge in Höhe von $2.623.992 \text{ m}^3/\text{a}$, $0,09 \text{ €/m}^3$ behandeltem Abwasser. Eine Vollstrombehandlung mit der Variante 2 kostet demnach nicht mehr als eine Teilstrombehandlung mit dieser Variante.

Die Auslegung der Variante 3 auf den Vollstrom führt dazu, dass statt zwei Filterzellen sechs Filterzellen mit Membranen ausgerüstet werden müssen. Hierdurch kommt es zu wesentlich höheren Baukosten, die in keinem Verhältnis zum jährlich mehr behandelten Abwasser in Höhe von $131.200 \text{ m}^3/\text{a}$

(2.623.992 m³/a - 2.492.792) m³/a stehen. Die Auslegung der Variante 3 auf den Vollstrom wird daher als nicht sinnvoll erachtet.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Variante 2 ohne zusätzlichen baulichen und finanziellen Aufwand auf den Vollstrom $Q_M = 2.000 \text{ m}^3/\text{h}$ ausgelegt werden kann. Die Anpassung der Variante 1 führt zu höheren spezifischen Kosten, weshalb eine Auslegung auf den Vollstrom nicht sinnvoll ist, da die Variante 1 hierdurch im Vergleich zu der günstigeren Variante 2 weiter geschwächt würde. Für Variante 3 ist die Auslegung auf den Vollstrom nicht sinnvoll.

6.7 Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe

Durch den Einsatz von PAK und GAK sowie den Einsatz der Membranen, werden neben den Mikroschadstoffen auch weitere Schadstoffe wie CSB, Stickstoff und Phosphor reduziert. Aus der Reduzierung der Schadeinheiten im eingeleiteten Wasser, ergibt sich eine Minderung der Abwasserabgabe, die mit den Kosten der vierten Stufe verrechnet werden kann.

Gemäß Umweltbundesamt (2015) konnte festgestellt werden, dass durch die Dosierung von Pulveraktivkohle die CSB-Konzentrationen im Ablauf der vierten Stufe um 30-70% gegenüber dem Ablauf der Nachklärung reduziert werden können. Ein Teil der Restorganik wurde in den entsprechenden Untersuchungen jedoch nur durch die bereits vorhandene Filtration eliminiert. Daher wird die Rate der CSB-Elimination beruhend auf der PAK-Dosierung im Mittel zu 25% angenommen. Für die GAK-Filtration beschreibt Umweltbundesamt (2015) ebenfalls eine Reduktion der CSB-Konzentrationen im Ablauf der vierten Reinigungsstufe. Die Eliminationsrate liege für frische GAK bei 45%, für regenerierte GAK jedoch unter 45%. Nachfolgend wird für die GAK-Filtration ebenso wie für die PAK-Dosierung konservativ eine CSB-Elimination von 25 % angenommen. Während die adsorptiven Verfahren zu einer merklichen CSB-Reduktion führen, ist die Eliminationsrate des chemischen Sauerstoffbedarfs bei dem oxidativen Verfahren der Ozonung nur gering. Umweltbundesamt (2015) beschreibt eine Eliminationsrate von 10%, die jedoch auf die nachfolgende Filtration zurückzuführen ist. Für die spätere Berechnung im Rahmen dieser Machbarkeitsstudie wird keine CSB-Elimination im Rahmen der Ozonung angesetzt, zumal hier nur der gelöste CSB betrachtet wird.

Neben den CSB-Konzentrationen können auch die P_{ges} - und N_{ges} -Konzentrationen infolge der vierten Reinigungsstufe verringert werden. Für die PAK-Adsorption gibt Umweltbundesamt (2015) dabei eine erreichbare P_{ges} -Konzentrationen von $<0,1 \text{ mg/L}$ an, was vorliegend bei P_{ges} -Konzentrationen in Höhe von $0,33 \text{ mg/L}$ einer Eliminationsrate von knapp 70 % entspräche. Auch durch die GAK-Filtration sei eine Elimination des partikulär gebundenen Phosphors möglich. Die Ozonung dagegen führe zu keiner weiterführenden Elimination der Phosphor- und Stickstoffkonzentrationen. Nachfolgend wird für die Phosphorelimination ebenso wie für die Stickstoffelimination für die adsorptiven Verfahren eine Eliminationsrate von 5% angenommen.

Für Variante 3 gilt, dass aufgrund des Einsatzes der Membranen die CSB-, P_{ges} und N_{ges} -Konzentrationen stärker reduziert werden können als bei den vorherig beschriebenen Verfahren. Dies ist auf die Entfernung feinsten Partikel zurückzuführen, an denen Phosphor, Stickstoff und CSB partikulär gebunden sind. Die Eliminationsleistung der Variante 3 wird hinsichtlich des CSB zu 40 % angenommen und hinsichtlich des Phosphors und des Stickstoffs zu 10 %.

Tabelle 6-6 zeigt nachfolgend die Berechnung der Schadeinheiten, die infolge des Einsatzes von PAK, GAK bzw. den Membranen nicht in den Vorfluter eingeleitet werden, sowie die daraus resultierende Summe der eingesparten Abwasserabgabe. Für die Berechnung der Abwasserabgabe wurde der halbe Abgabesatz in Höhe von $35,79 \text{ €/2} = 17,895 \text{ €}$ angesetzt.

Tabelle 6-6: Zusammenfassende Darstellung der Kostenbetrachtung aller Varianten unter Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe

Varianten	V 1 Ablauf Teich – Ozonung – Filtration	V 2 Ablauf Teich - PAK- Dosierung - Abscheidung in Filterbett	V 3 Ablauf Teich - PAK- Dosierung - Abscheidung mittels Membranen	V 4 Ablauf Teich - GAK- Filtration
Kostenpositionen <small>(Alle Angaben sind netto-Angaben)</small>				
Jahreskosten vor Minderung der AbwA	307.808 €/a	215.403 €/a	446.634 €/a	251.447 €/a
Einsparung der Abwasserabgabe				
Δ CSB [mg/l]	0,00 mg/l	11,25 mg/l	18,00 mg/l	11,25 mg/l
1 SE = 50 kg [SE/a]	0 SE/a	561 SE/a	897 SE/a	9.840 SE/a
Einsparung [€/a]	0,00 €/a	245,35 €/a	490,69 €/a	258,26 €/a
Δ N _{ges} [mg/l]	0,00 mg/l	0,22 mg/l	0,44 mg/l	0,22 mg/l
1 SE = 25 kg [SE/a]	0 SE/a	22 SE/a	44 SE/a	23 SE/a
Einsparung [€/a]	0,00 €/a	392,55 €/a	785,11 €/a	413,22 €/a
Δ P _{ges} [mg/l]	0,00 mg/l	0,02 mg/l	0,03 mg/l	0,02 mg/l
1 SE = 3 kg [SE/a]	0 SE/a	14 SE/a	27 SE/a	14 SE/a
Einsparung [€/a]	0,00 €/a	245,35 €/a	490,69 €/a	258,26 €/a
Einsparung gesamt [€/a]	0,00 €/a	-883,25 €/a	-1.766,50 €/a	-929,74 €/a
Jahreskosten nach Minderung der AbwA	307.808 €/a	214.519 €/a	444.868 €/a	250.517 €/a
spez. Jahreskosten nach Minderung der AbwA	0,12 €/m³	0,09 €/m³	0,18 €/m³	0,10 €/m³
<small>Bezugswassermenge</small>	<small>2.492.792 m³/a</small>	<small>2.492.792 m³/a</small>	<small>2.492.792 m³/a</small>	<small>2.623.992 m³/a</small>

7 Variantenbewertung

7.1 Vorgehensweise zur Verfahrensbewertung

Die Verfahrensempfehlung wird aufgrund der Bewertung verschiedener monetärer, betrieblicher und baulicher Aspekte ausgesprochen. Im Rahmen der Bewertung der monetären Aspekte werden zunächst die Ergebnisse der Kostenbetrachtung (Kapitel 6) in Form der Investitionskosten bzw. dem daraus resultierenden investiven Anteil der Jahreskosten sowie der Betriebskosten herangezogen. Bei der Ermittlung der Investitionskosten wird die Förderung des Landes NRW nicht mit einbezogen und Kostenreduzierungen der Abwasserabgabe z.B. durch eine weitergehende Reduzierung der CSB- und Phosphor-Konzentration im Kläranlagenablauf werden zunächst nicht berücksichtigt.

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

- die Eliminationsleistung Mikroschadstoffe
- die Verbesserung der Reinigungsleistung (CSB, AFS, P_{ges})
- der Betriebs- und Wartungsaufwand
- der Stand der Technik – Wissenschaft (Umsetzung vergleichbarer Referenzlage bzw. Erfahrungen in unterschiedlichen Pilotprojekten oder Forschungsanlagen mit den vorgestellten Techniken) sowie
- der Flächenbedarf der Varianten auf der Kläranlage Emsdetten-Austum

Einen weiteren Bewertungsaspekt stellt die „Errichtung einer Klärschlammvererdungsanlage dar. Dieser wird separat diskutiert, da durch diese Anlage grundsätzliche Anforderungen an die Schlammbeschaffenheit gestellt werden können, wodurch insbesondere PAK-basierte Verfahren auszuschließen sind. Daher wird zunächst eine Bewertung ohne Berücksichtigung eine Klärschlammvererdung durchgeführt.

Als Empfehlung werden daher sowohl eine Variante für eine thermische Klärschlamm Entsorgung als auch die Klärschlammvererdung genannt.

Für jeden Bewertungsaspekt werden anschließend Wichtungsfaktoren festgelegt, die den einzelnen Bewertungsaspekten unterschiedliche Bedeutung zumessen. Den monetären Bewertungsfaktoren wird dabei ebenso viel Bedeutung zugemessen wie den baulichen und betrieblichen Aspekten, weshalb die Wichtungsfaktoren beider Bereiche in Summe jeweils 50 % ergeben. Die eigentliche Bewertung der verschiedenen Aspekte erfolgt über die Vergabe von Punkten in Anlehnung an Schulnoten. Die Note 1 entspricht dabei 15 Punkten, die Note 2 entspricht 10 Punkten und die Note 3 entspricht 5 Punkten. Auch Halbnotenschritte in Höhe von 2,5 Punkten sind möglich. Die jeweils zugeteilten Punkte werden anschließend entsprechend der Wichtungsfaktoren der einzelnen Bewertungsaspekte multipliziert und aufaddiert und ergeben in Summe die Gesamtpunktzahl einer Variante.

7.2 Verfahrensbewertung mit und ohne Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe

In Tabelle 7-1 sind zuerst die Ergebnisse der Bewertung für die in Emsdetten betrachteten Varianten ohne Berücksichtigung der Kostenreduktion durch die Minderung der Abwasserabgabe dargestellt. Es gilt, dass die größte Punktzahl der besten Bewertung entspricht und umgekehrt.

Tabelle 7-1: Bewertungstabelle der betrachteten Varianten ohne Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe

Variante	Wichtung [%]	Variante 1		Variante 2		Variante 3		Variante 4	
		Ablauf Teich – Ozonung – Filtration		Ablauf Teich - PAK-Dosierung - Abscheidung in Filterbett		Ablauf Teich - PAK-Dosierung - Abscheidung mittels Membranen		Ablauf Teich - GAK-Filtration	
		Punkte	Wertung	Punkte	Wertung	Punkte	Wertung	Punkte	Wertung
Investitionskosten (netto)		1.826.000 €		672.500 €		2.438.500 €		731.000 €	
Investiver Anteil der Jahreskosten, ausgedrückt als spezifische Kosten je m ³ behandeltes Wasser (netto)	15%	0,06 €/a	4,4	0,02 €/a	15,0	0,08 €/a	3,3	0,02 €/a	11,4
Betriebskosten, ausgedrückt als spezifische Kosten je m ³ behandeltes Wasser (netto)	35%	0,07 €/a	15,0	0,07 €/a	14,4	0,10 €/a	9,8	0,07 €/a	13,6
Wertungspunkte Monetär (gerundet)	50%	5,9		7,3		3,9		6,5	
Eliminationsleistung Mikroschadstoffe	20%	mittel	12,5	mittel	12,5	sehr hoch	15,0	mittel	12,5
Verbesserung der Reinigungsleistung CSB, AFS, Pges	10%	gering	5,0	hoch	10,0	sehr hoch	15,0	hoch	10,0
Betriebs- und Wartungsaufwand	10%	mittel	10,0	gering	12,5	hoch	7,5	gering	12,5
Stand der Technik - Wissenschaft	5%	bereits Anlagen in Betrieb	15,0	größentechnisch untersucht	12,5	geringe größentechnische Erfahrung	7,5	bereits Anlagen in Betrieb	15,0
Flächenbedarf	5%	hoch	7,5	gering	12,5	gering	12,5	sehr gering	15,0
Wertungspunkte Technik (gerundet)	50%	5,1		6,0		6,3		6,3	
Gesamtpunkte (gerundet)	100%	11,0 Punkte		13,3 Punkte		10,2 Punkte		12,8 Punkte	

Tabelle 7-2 zeigt ergänzend die Ergebnisse der Bewertung nach Berücksichtigung der Kostenreduktion durch die Minderung der Abwasserabgabe. Es gilt auch hier, dass die größte Punktzahl der besten Bewertung entspricht und umgekehrt.

Kritisch sind alle PAK Verfahren zu sehen, bei einer Klärschlammvererdung mit späterer landwirtschaftlicher Nutzung dieser Erden. Bei einer Klärschlammvererdung sollte von der PAK Dosierung Abstand genommen werden und auf eine GAK oder Ozon-Variante gewechselt werden.

Tabelle 7-2: Bewertungstabelle der betrachteten Varianten unter Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe

Variante	Wichtung [%]	Variante 1		Variante 2		Variante 3		Variante 4					
		Ablauf Teich – Ozonung – Filtration		Ablauf Teich - PAK-Dosierung - Abscheidung in Filterbett		Ablauf Teich - PAK-Dosierung - Abscheidung mittels Membranen		Ablauf Teich - GAK-Filtration					
		Punkte	Wertung	Punkte	Wertung	Punkte	Wertung	Punkte	Wertung				
Investitionskosten (netto)		1.826.000 €		672.500 €		2.438.500 €		731.000 €					
Investiver Anteil der Jahreskosten, ausgedrückt als spezifische Kosten je m³ behandeltes Wasser (netto)	15%	0,06 €	4,4	0,02 €	15,0	0,08 €	3,3	0,02 €	11,4				
Betriebskosten, ausgedrückt als spezifische Kosten je m³ behandeltes Wasser (netto)	35%	0,07 €	15,0	0,07 €	14,5	0,10 €	9,9	0,07 €	13,7				
Wertungspunkte Monetär (gerundet)	50%	5,9		7,3		4,0		6,5					
Eliminationsleistung Mikroschadstoffe	20%	mittel	12,5	2,5	mittel	12,5	2,5	sehr hoch	15,0	3,0	mittel	12,5	2,5
Verbesserung der Reinigungsleistung CSB, AFS, Pges	10%	gering	5,0	0,5	hoch	10,0	1,0	sehr hoch	15,0	1,5	hoch	10,0	1,0
Betriebs- und Wartungsaufwand	10%	mittel	10,0	1,0	gering	12,5	1,3	hoch	7,5	0,8	gering	12,5	1,3
Stand der Technik - Wissenschaft	5%	bereits Anlagen in Betrieb	15,0	0,8	größentechnisch untersucht	12,5	0,6	geringe größentechnische Erfahrung	7,5	0,4	bereits Anlagen in Betrieb	15,0	0,8
Flächenbedarf	5%	hoch	7,5	0,4	gering	12,5	0,6	gering	12,5	0,6	sehr gering	15,0	0,8
Wertungspunkte Technik (gerundet)	50%	5,1		6,0		6,3		6,3					
Gesamtpunkte (gerundet)	100%	11,0 Punkte		13,3 Punkte		10,3 Punkte		12,8 Punkte					

Unter Berücksichtigung des geplanten zukünftigen Schlammentsorgungsweges sind je nach Entsorgungsweg zwei unterschiedliche Varianten der Mikroschadstoffelimination zu benennen:

Tabelle 7-3: Variantenempfehlung abhängig vom Schlammentsorgungsweg

Schlammentsorgung	A: Faulung und Verbrennung	B: Klärschlammvererdung
Variantenempfehlung	Variante 2; PAK Dosierung im Zulauf zur Filtration	Variante 4: GAK Filtration

Sowohl bei der Betrachtung ohne als auch bei der Betrachtung mit Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe erhält die Variante 2 „PAK-Dosierung in den Filterüberstand“ mit jeweils 13,3 Punkten die höchste Bewertung. **Diese Variante 2 ist jedoch unter der Voraussetzung einer landwirtschaftlichen Verwertung der durch die Vererdungsanlage erzeugten Klärschlammmerde nicht zu empfehlen.**

Unter diesem Gesichtspunkt stellt die Variante 4 „GAK-Filtration“ die Vorzugsvariante für den Bau einer möglichen Stufe zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Emsdetten-Austum dar (siehe Tabelle 7-4). Die hohe Punktzahl der Variante 4 beruht sowohl auf der hohen Punktzahl im Bereich der monetären Bewertung als auch auf den Punkten der technischen Bewertungsaspekte. Ausschlaggebend ist bei der monetären Bewertung, dass die Investitionskosten durch den geringen Bauaufwand vergleichsweise gering sind. Im Bereich der technischen Bewertungskriterien sind zudem der geringe Flächenbedarf sowie der geringe Wartungsaufwand bei gleichzeitig guter Reinigungsleistung als vorteilhaft zu nennen. Die Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe hat nur einen geringfügigen Einfluss auf die Bewertung und ändert die Rangfolge der Varianten nicht.

Insgesamt ergibt sich die Rangfolge der betrachteten Varianten unter Berücksichtigung des Klärschlammmentsorgungskonzeptes wie folgt:

Tabelle 7-4: Ranking der Varianten unter Berücksichtigung des Klärschlammmentsorgungsweges

Ranking	Klärschlammmentsorgungsweg	
	A: Faulung und Verbrennung	B: Klärschlammvererdung
1. Empfehlung	Variante 2: PAK Dosierung im Zulauf zur Filtration (Filterüberstand)	Variante 4: GAK Filtration
2.	Variante 4: GAK-Filtration	Variante 1: Ozonung mit biologischer Nachbehandlung im bestehenden Filter
3.	Variante 1: Ozonung mit biologischer Nachbehandlung im bestehenden Filter	Variante 2: entfällt
4.	Variante 3: PAK-Dosierung und Abscheidung mittels Membranen	Variante 3: entfällt

8 Empfehlung

8.1 Erfordernis zur Mikroschadstoffelimination

Bereits in Abschnitt 2.3.4 wurde dargelegt, dass die Kläranlagenabläufe einen signifikanten Einfluss auf das Oberflächengewässer besitzen. Anhaltspunkte für das Erfordernis zum Ausbau der Kläranlage Emsdetten-Austum ist zudem der Zustand der Ems, die der Kläranlage als Vorfluter dient und zurzeit einen schlechten ökologischen Zustand aufweist. Im Rahmen des Screenings wurden für mehrere Parameter Überschreitungen der UQN-Vorschläge im Ablauf der Kläranlage Emsdetten-Austum festgestellt (vgl. 2.3.3). Die entsprechenden Parameter und die Höhe der Überschreitung sind der Tabelle 8-1 zu entnehmen. Die geringe Anzahl an Parametern, bei denen eine Überschreitung festgestellt wurde, ist gegebenenfalls auch darauf zurückzuführen, dass bei der Bestimmung einiger Parameterkonzentrationen aufgrund von Matrixeffekten oder Substanzüberlagerungen die Bestimmungsgrenze erhöht werden musste. Bei diesen Parametern konnte dann keine Aussage hinsichtlich der Überschreitung des UQN-Vorschlags getätigt werden.

Tabelle 8-1: Zusammenfassung der UQN-Überschreitungen im Ablauf der Kläranlage Emsdetten-Austum

Probenahmedatum				26.10.2015	27.10.2015
Probenahmeort		Ablauf KA Emsdetten-Austum			
Substanz		Einheit	UQN		
Pestizide	Terbutryn	ng/L	65	84	99
Arzneimittel-wirkstoffe	Carbamazepin	ng/L	500	1.100	1.100
	Diclofenac	ng/L	100	2.600	2.700
	Sulfamethoxazol	ng/L	20	230	320

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

Ein eindeutiger kausaler Zusammenhang zwischen dem ökologischen Zustand und den ermittelten Ablaufkonzentrationen der Kläranlage kann aus den Ergebnissen nicht zweifelsfrei hergeleitet werden. Hierzu sind z. B. die weiteren Eintragspfade von relevanten Mikroschadstoffen und die sich nach der Kläranlageneinleitung ergebenden maßgebenden Konzentrationen im Gewässer und ihre Wirkungen auf das Gewässer zu berücksichtigen. Eine Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Emsdetten-Austum würde jedoch zu einer verbesserten Ablaufqualität führen und wäre als freiwillige Maßnahme aus Gewässersicht zu befürworten.

In Tabelle 8-2 sind die oben aufgeführten Parameterkonzentrationen zudem im Vergleich zu den Screening-Ergebnissen anderer Kläranlagen dargestellt. Hierbei zeigt sich, dass das Abwasser aus Emsdetten für das Pestizid Terbutryn hinsichtlich der gemessenen Konzentrationen im Schwankungsbereich der erhobenen liegt. Auffällig ist jedoch, dass vor allem für die Arzneimittel Carbamazepin und Diclofenac überdurchschnittlich hohe Konzentrationen gemessen wurden.

Tabelle 8-2: Vergleich der Screening Ergebnisse aus Emsdetten mit den Screening Ergebnissen anderer Kläranlagen

		KA Emsdetten	KA HS	KA BS	KA BB	KA WE	KA MG	KA WA
Stoffgruppe	Stoff	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]
Arzneimittel- wirkstoffe	Carbamazepin	1.100, 1.100	710, 810	640, 720	450, 570	1.700, 1.900	490, 410	970, 1.000
	Diclofenac	2.600, 2.700	1.800, 2.200	610, 840	1.900, 1.500	4.900, 4.900	3.300, 3.700	1.100, 1.300
	Sulfamethoxazol	230, 320	100, 130	400, 410	660, 740	540, 760	870, 700	1.100, 610
	Terbutryn	84, 99	76, 95	130, 110	120, 82	15, 20	170, 190	130, 160

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass der Ausbau einer Kläranlage um eine Stufe zur Mikroschadstoffelimination zurzeit noch nicht gesetzlich geregelt ist und auf freiwilliger Basis erfolgt. Aufgrund der oben geschilderten Anhaltspunkte, sollte der Ausbau der Kläranlage Emsdetten Austum um eine vierte Reinigungsstufe jedoch in Betracht gezogen werden.

8.2 Verfahrensempfehlung

Für die Kläranlage Emsdetten-Austum wurden die nachfolgend tabellarisch aufgeführten Verfahren und Verfahrenskonfigurationen zur Mikroschadstoffelimination untersucht (Tabelle 8-3). Unabhängig davon, ob die Minderung der Abwasserabgabe infolge einer verbesserten Reinigungsleistung berücksichtigt wurde oder nicht und unter Berücksichtigung der Klärschlammensorgung (Verbrennung vs. Vererdung), erhielt die

Variante 2

dabei aufgrund technischer und monetärer Bewertungsaspekte die beste Bewertung.





Bei einer **NICHT-Errichtung einer Klärschlammvererdung** wird daher bei der großtechnischen Umsetzung einer Reinigungsstufe zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Emsdetten-Austum empfohlen die PAK-Dosierung in den Filterüberstand als Vorzugsvariante der vorliegenden Machbarkeitsstudie umzusetzen.

Berücksichtigt man eine **umzusetzende „Klärschlammvererdung“** erhält die

Variante 4

aufgrund der technischen und monetären Bewertungsaspekte die beste Bewertung. Hier sind dann ggf. weitere labortechnische Untersuchungen durchzuführen im Hinblick auf die Ermittlung der Bettvolumina.

Tabelle 8-3: Zusammenfassende Darstellung der betrachteten Varianten

Variante	Variante 1	Variante 2	Variante 3	Variante 4
Schema				
Verfahrens-konfigurationen	<p>Q = 550 m³/h</p> <p><u>Dosierung</u></p> <p>Z_{spez} = 0,7 mg O₃ /mg DOC</p> <p>B₀₃ = 6 kg O₃ / h</p> <p><u>Kontaktbecken</u></p> <p>t_{Kontakt} = 30 min = 0,5 h</p> <p>V_{Kontakt} = 225 m³</p> <p>H = 5 m</p> <p>A = 9m x 5m</p>	<p>Q = 550 m³/h</p> <p><u>Kontaktbereich</u></p> <p>t_{Kontakt} = 53 min</p> <p>V_{Kontakt} = 485 m³</p> <p><u>PAK-Bedarf</u></p> <p>216 kg PAK / d</p> <p><u>FM-Bedarf</u></p> <p>135 kg FM / d</p>	<p>Q = 550 m³/h</p> <p><u>Kontaktbereich</u></p> <p>t_{Kontakt} = 46 min</p> <p><u>Membrane</u></p> <p>Membranfluss: 23 L/m²·h</p> <p>Umbau von 2 Filterzellen</p> <p>12 Membrankassetten</p> <p><u>PAK-Bedarf</u></p> <p>198 kg PAK / d</p> <p><u>FM-Bedarf</u></p> <p>135 kg FM / d</p>	<p>Q = 2.000 m³/h</p> <p>h_F = 1,75 m</p> <p><u>Regenwetter (6 Zellen beschickt)</u></p> <p>t_{Kontakt, R} = 9 min</p> <p>v_{F, R} = 11,54 m/h</p> <p><u>Trockenwetter (3 Zellen beschickt)</u></p> <p>t_{Kontakt, T} = 16,5 min</p> <p>v_{F, T} = 6,4 m/h</p> <p>Beschickung von 3 Zellen</p> <p>Filterstandzeit: 1 Jahr</p> <p>GAK-Bedarf: 155 Mg GAK / a</p>
Vorteile	Geringe Kosten für Bau und Betrieb, kein Anfall zusätzlicher Schlamm mengen	Günstiger Umbau, geringer Flächenbedarf (vorh. Infrastruktur)	Sehr gute Reinigungsleistung, geringer Flächenbedarf (vorh. Infrastruktur)	Vollstrombehandlung möglich, keine baulichen Änderungen, sehr geringer Flächenbedarf (vorh. Infrastruktur)
Nachteile	Höherer Flächenbedarf, höherer Bauaufwand	Anfall eines Schlammstroms, der nicht für Vererdung genutzt werden kann	Hohe Investitionskosten, teurer Betrieb und hoher Wartungsaufwand (PAK + Membran), Schlammstroms, der nicht für Vererdung genutzt werden kann	GAK als Betriebsmittel teuer Vorversuche zwingend erforderlich
Klärschlamm-ensorgung	thermische Entsorgung Klärschlammvererdung	thermische Entsorgung empfohlen	thermische Entsorgung empfohlen	thermische Entsorgung Klärschlammvererdung
Bewertung	11,0 Punkte	13,3 Punkte	10,2 Punkte	12,7 Punkte

Literaturverzeichnis

- Abegglen, C. und Siegrist, H. (2012): „Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren Abegglen, C. und Siegrist, H. (2012): „Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen“. Hrsg.: Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern, Umwelt-Wissen Nr. 1214.
- Alt, K. et al. (2014): „Einsatz granulierter Aktivkohle auf dem Verbandsklärwerk ‚Obere Lutter‘“, Korrespondenz Abwasser 61. Jahrgang Nr. 5, S. 408-426.
- ARGE TP 9 (2013): „Volkswirtschaftlicher Nutzen der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Elimination von organischen Spurenstoffen, Arzneimitteln, Industriechemikalien, bakteriologisch relevanten Keimen und Viren (TP 9)“, Abschlussbericht. Hrsg.: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes NRW (MKULNV), Juni 2013.
http://www.lanuv.nrw.de/uploads/tx_mmkresearchprojects/TP_9_Abschlussbericht_Langfassung_final_140305.pdf [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- ARGE TP 10 (2011): „Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren. Schlussbericht zum Forschungsvorhaben „Metabolitenbildung beim Einsatz von Ozon“. Hrsg.: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes NRW (MKULNV), Oktober 2011.
http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_Metabolitenbildung.pdf [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- ARW, AWWR, AWBR, DVGW, ATT und AWE (2010): Memorandum mit Forderungen zum Schutz von Fließgewässern und Talsperren zur Sicherung der Trinkwasserversorgung. November 2010.
<https://www.dvgw.de/fileadmin/dvgw/wasser/ressourcen/memorandum2011.pdf> [Zugriff 17.12.2015].
- ATV (1997): „ATV-Handbuch ‚Mechanische Abwasserreinigung‘“. 4. Auflage, Ernst und Sohn Verlag, Hennef. ISBN 3-433-01-461-2.
- Barjenbruch, M.; Firk, W. (2014): „Möglichkeiten der Elimination von Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen“. In: Korrespondenz Abwasser, Abfall. 61. Jahrgang, Nr. 10, S. 861 – 875.
- Biebersdorf, N.; Kaub, J. M.; Urueta, F. (2015): „Kläranlage Rheine Nord – 4. Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroschadstoffen. Tuttahs und Meyer Ingenieurgesellschaft mbH. Bochum, Februar 2015. http://www.lanuv.nrw.de/uploads/tx_mmkresearchprojects/Studie_Rheine_20150216_m_Anlagen.pdf [Letzter Zugriff: 02.02.2016].
- Bornemann et al., (2012): MIKROFLOCK: „Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle“, Abschlussbericht an das MKULNV, AZ IV-7-042 600 001E.
- Corwin, C.J., Summers, R.S. (2011): Adsorption and desorption of trace organic contaminants from granular activated carbon adsorbers after intermittent loading and throughout backwash cycles. Water Research, 45 S. 417-426.
- Crittenden et al., (1986): Design of rapid small-scale adsorption tests for a constant diffusivity. J. Water Pollution. Control Fed 58 (4) S. 312-319.

- Crittenden et al., (1987): Design of rapid fixed-bed adsorption tests for non constant diffusivities. J. Environ. Eng., 113 (2) S. 243-259.
- Donau Carbon, (2015) „Aktivkohle und ihre Anwendung“. Donau Carbon GmbH & Co. KG. <http://www.donau-carbon.com/Downloads/aktivkohle.aspx> [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- DSADS (2015): „DSADS-Den Spurenstoffen auf der Spur“. Projekt des Landes Nordrhein-Westfalen, der Stadt Dülmen und des LIPPEVERBANDS. www.dsads.de [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- EAWAG (2009): „Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser“, 3. Zwischenbericht. Bearbeiter: Zwickenpflug, B.; Böhler, M. Dübendorf.
- EG-WRRL (2000): „Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik“. Abl. EG Nr. L 327/1, 22.12.2000, S. 0001-0073.
- EKO-PLANT (2014): Klärschlammvererdungsanlage Emsdetten-Austum, Lageplan Baufeld (Vorplanung)
- ELWAS-WEB (2015): Elektronisches wasserwirtschaftliches Verbundsystem für die Wasserwirtschaftsverwaltung in NRW. www.elwasweb.nrw.de/elwas-web/index.jsf [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- EUWID (2010): Europäischer Wirtschaftsdienst „Wasser und Abwasser“. Nr. 45, 9.11.2010 (2010).
- GE (2016a): „Fact Sheet - ZeeWeed* 500D Cassette“. GE Power Water & Process Technologies. https://www.gewater.com/kcpguest/salesedge/documents/Fact%20Sheets_Cust/Americas/English/FSpw500D-CASS_EN.pdf [Letzter Zugriff: 02.02.2016].
- GE (2016b): „Fact Sheet – ZeeWeed* 500D Module“. https://www.gewater.com/kcpguest/documents/Fact%20Sheets_Cust/Americas/English/FSpw500D-MOD_EN.pdf [Letzter Zugriff: 02.02.2016].
- Google (2015): „Google Maps“. Kartendaten © 2015 GeoBasis-DE/BKG (©2009), Google. www.google.de/maps [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- Herbst, H. und Hilbig, R. (2012): „Machbarkeitsstudie - Einbindung einer Anlage zur Spurenstoffelimination mittels Aktivkohle in die Abwasserfiltration der Kläranlage Neuss-Ost“. http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_Machbarkeit.pdf [Letzter Zugriff: 11.06.2015].
- Herbst, H.; Kauffmann, M.; Türk, J.; Launer, M. (2011): „Abwasser ozonierung Kläranlage Duisburg-Vierlinden – Auslegung – Bau – erste Betriebsergebnisse. Tagungsband der 25. Karlsruher Flockungstage 2011. Schriftenreihe SWW (Bd. 141). Hrsg.: E. Hoffmann, A. Blank. Karlsruhe: Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe.
- Herbst, H.; Maus, C. (2013): „Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Warburg - Machbarkeitsstudie“. http://www.lanuv.nrw.de/uploads/tx_mmkresearchprojects/Abschlussbericht_Spurenstoffe_Warburg.pdf [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- Hertel, M. et al. (2014): „Auswahl und Überprüfung granulierter Aktivkohlen (GAK) für den Einsatz in kontinuierlich gespülten Filtern“. Wasser und Abfall, 16. Jahrgang, Heft 11, S. 40 – 45.
- Hoigné, J. (1988): „The Chemistry of Ozone in Water“. Process Technology for Water Treatment. Plenum Publ. Corp., S. 121-143.

- KOM-M.NRW (2015): „Maßnahmen bei der Abwasserbehandlung“. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. <http://www.masterplan-wasser.nrw.de/multibarrieren/massnahmen-bei-der-abwasserbehandlung/> [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- KOM-M.NRW (2015b): „Projektsteckbriefe“. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. <http://www.masterplan-wasser.nrw.de/tatenbank/nrw/projektsteckbriefe/> [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- KOM-M.NRW (2015c): „Karten – Stand des Ausbaus von Kläranlagen zur Mikroschadstoffelimination“. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. <http://www.masterplan-wasser.nrw.de/karten/> [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- KOM-M.NRW (2015d): „Mikroschadstoffelimination machbar? Wesentliche Inhalte einer Machbarkeitsstudie für Anlagen zur Mikroschadstoffelimination“. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. Hrsg.: ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. Stand: 20.10.2015.
- KOM-M.NRW (2016): Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. Hrsg.: ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. Stand: 01.09.2016.
- KomS-BW (2015a): „KOMS – Kompetenzzentrum Spurenstoffe BW – Kläranlagen mit 4. Reinigungsstufe“. Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg. <http://www.koms-bw.de/klaeranlage/> (Letzter Zugriff: 11.06.2015).
- KomS-BW (2015c): „KOMS – Kompetenzzentrum Spurenstoffe BW – Pulverisierte Aktivkohle“. Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg. <http://www.koms-bw.de/page35/page36/page42/> (Letzter Zugriff: 11.06.2015).
- KVR-Leitlinien (2012): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien). Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. 8. überarbeitete Auflage, Juli 2012).
- Lohse, M.; Hegemann, G.; Böning, T.; Weiner, E.; Wessendorf, L.; Katerkamp, K (2000): „Energieeinsparung durch moderne Regelsysteme (Fuzzy-Logik), Demonstrationsprojekt ARA Emsdetten-Austum“. Abschlussbericht, Projektnummer: VW/3433/1298/A1289. Emsdetten: Mai 2000.
- Metcalf und Eddy (2003): „Wastewater Engineering – Treatment and Reuse“. Fourth Edition, McGraw Hill, New York.
- Metzger, S. (2010): „Einsatz von Pulveraktivkohle zur weitergehenden Reinigung von kommunalem Abwasser“. Dissertationsschrift TU Berlin. Oldenbourg Industrieverlag München.
- Metzger, S.; Kapp, H. (2008): „Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen“, VSA-Fachtagung 28. Oktober 2008.
- Micropoll, (2012): „Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser – Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen“. Bundesamt für Umwelt BAFU, Schweiz. http://www.micropoll.ch/fileadmin/user_upload/Redaktion/Dokumente/01_Berichte/02_Technische_Verfahren/01_Allgemein/2012_Mikroverunreinigungen_aus_kommunalem_Abwasser.pdf (Letzter Zugriff: 12.06.2015).
- Micropoll (2013a): „Projektsteckbrief Ozonung_St_Pourcain“, VSA-Plattform „Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen“ http://www.micropoll.ch/fileadmin/user_upload/Redaktion/Anlagen/Ozonung_St_Pourcain.pdf (Letzter Zugriff: 11.06.2015).

- Micropoll (2013b): „Reaktionsprodukte der Ozonung“. Plattform Mikroverunreinigungen. http://www.micropoll.ch/fileadmin/user_upload/Redaktion/Dokumente/02_Faktenblaetter/Ozonung_Reaktionsprodukte.pdf (Letzter Zugriff: 12.06.2015).
- Micropoll (2015a): „Schweiz - VSA Micropoll“. VSA-Plattform „Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen“. <http://www.micropoll.ch/anlagen-projekte/schweiz/> (Letzter Zugriff: 11.06.2015).
- Micropoll (2015b): „Dichte Membranen“. VSA-Plattform „Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen“. <http://www.micropoll.ch/verfahren/dichte-membranen/> (Letzter Zugriff: 11.06.2015).
- MKULNV (2015): „Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer Teil D / Anlage 4 – Flussgebiete NRW“. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. http://www.flussgebiete.nrw.de/index.php/Leitfaden_Monitoring_Oberfl%C3%A4chengew%C3%A4sser_Teil_D/_/Anlage_4 (Letzter Zugriff: 17.12.2015).
- Nahrstedt, A. et al. (2013): „Mikroschadstoffelimination mittels granulierter Aktivkohle im Ablauf der Kläranlage Gütersloh-Putzhagen“, Zwischenbericht. IWW Mülheim an der Ruhr, Förderkennziffer Bez.-Reg. Detmold M-03/12 Gt.
- Nahrstedt, A. et al. (2015): „Großtechnische Versuche zur Elimination von Spurenstoffen auf der Kläranlage Harsewinkel - Einsatz granulierter Aktivkohle“. IWW Mülheim an der Ruhr, Förderkennziffer Bez.-Reg. Detmold 01/13-HA.
- Ökotoxzentrum (2015): „Environmental Quality Standard (EQS) - Vorschlag des Ökotoxzentrums für: Bromat“. Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie.
- OGewV (2011): „Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV)“. Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juli 2011 (BGBl. I S. 1429). Ausfertigungsdatum: 20.07.2011.
- Pinnekamp, J.; Merkel, W., (2008): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben „Senkung des Anteils organischer Spurenstoffe in der Ruhr durch zusätzliche Behandlungsstufen auf kommunalen Kläranlagen – Güte- und Kostenbetrachtungen“, Hrsg.: Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW. MUNLV (2008), Bearbeiter: Tacke; Herbst; Köster; Beier; Bergmann, Mälzer
- Rummler, M; Harmjanßen, K. (2014): „Abschlussbericht - Möglichkeiten der Elimination prioritäre Stoffe in der Kläranlage Greven“. Ingenieurbüro Rummler + Hartmann GmbH. Havixbeck, Mai 2014. http://www.lanuv.nrw.de/uploads/tx_mmkresearchprojects/Machbarkeitsstudie_Greven_Abschlussbericht.pdf [Letzter Zugriff: 02.02.2016].
- Rummler, M; Harmjanßen, K. (2015): „Abschlussbericht - Möglichkeiten der Elimination anthropogener Mikroschadstoffe in der Kläranlage Saerbeck“. Ingenieurbüro Rummler + Hartmann GmbH. Havixbeck, Mai 2015. http://www.lanuv.nrw.de/uploads/tx_mmkresearchprojects/Machbarkeitsstudie_Saerbeck_Abschlussbericht.pdf [Letzter Zugriff: 02.02.2016].
- Schwentner G. et al. (2010): „Ergänzung der Flockungsfiltration durch Vorschaltung einer Aktivkohleanlage am Beispiel der Kläranlage Böblingen-Sindelfingen“. Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, Bd. 220, S. 35/1-35/8. Hrsg.: J. Pinnekamp, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen. ISBN 978-3-938996-26-3.
- Stalter D. et al. (2010a): “Comparative toxicity assessment of ozone and activated carbon treated sewage effluents using an in vivo test battery”. Wat. Res. 44(8), p. 2610–2620.

- Stalter D. et al. (2010b): "Toxication or detoxication? In vivo toxicity assessment of ozonation as advanced wastewater treatment with the rainbow trout". *Wat. Res.* 44, p. 439–448.
- TrinkwV (2001): „Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung – TrinkwV 2001)“. Neugefasst durch Bek. v. 2.8.2013 I 2977, Zuletzt geändert durch Art. 1 V v. 18.11.2015 I 2076.
- Umweltbundesamt (2003): Bewertung der Anwesenheit teil- oder nichtbewertbarer Stoffe im Trinkwasser aus gesundheitlicher Sicht - Empfehlung des Umweltbundesamtes nach Anhörung der Trinkwasserkommission beim Umweltbundesamt. *Bundesgesundheitsblatt. - Gesundheitsforschung -Gesundheitsschutz* 2003 46:249–251, DOI 10.1007/s00103-002-0576-7)
- Umweltbundesamt (2011): Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln. Umweltbundesamt, Texte 66/2011. ISSN 1862-4804. Dessau-Roßlau, 2011.
- Umweltbundesamt (2015): „Mikroverunreinigungen und Abwasserabgabe“. Umweltbundesamt, Texte 26/2015. Dessau-Roßlau: März, 2015. ISSN 1862-4804. <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/mikroverunreinigungen-abwasserabgabe> [Letzter Zugriff: 01.02.2016].
- WABAG (2014): „WABAG Filtration, Filtration zur Wasser- und Abwasserreinigung“. WABAG Wassertechnik AG. http://www.wabag.com/wp-content/uploads/2014/07/Filtration2014_DE_WEB.pdf (Letzter Zugriff: 12.06.2015).
- Wittmer, A. et al. (2013): „UV-Messung zur Regelung der Ozondosis und Überwachung der Reinigungsleistung Labor- und halbtechnische Pilotversuche“. Eawag, im Auftrag des BAFU, Dübendorf, Schweiz.
- Zimmermann, S. (2011): "Enhanced wastewater treatment by ozone and ferrate: Kinetics, transformation products and full-scale ozonation". Dissertation 19615, ETH Zürich.