

Stadt Horstmar

Machbarkeitsstudie (Abschlussbericht)

Möglichkeiten der Elimination anthropogener Mikroschadstoffe in der Kläranlage Horstmar

Gefördert durch:

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



IR Ingenieurbüro
Rummler + Hartmann
GmbH

Havixbeck, im Januar 2018

Auftraggeber: Stadtverwaltung Horstmar
Kirchplatz 1 – 3
48612 Horstmar

.....
Unterschrift

Aufgestellt durch: Ingenieurbüro Rummler + Hartmann GmbH
Hohenholter Straße 14 a
48329 Havixbeck

Bearbeitung: Kai Harmjanßen B.Eng.
Dipl.-Ing. Manfred Rummler



.....
Dipl.-Ing. Manfred Rummler

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis

Tabellenverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Projektkurzbeschreibung und -zielsetzung	2
3	Vorstellung der Kläranlage Horstmar	3
4	Bewertung des Gewässerzustandes des Leerbachs	5
5	Beschreibung der Mikroschadstoffproblematik	7
6	Betrachtete Verfahren zur Mikroschadstoffelimination	12
6.1	Membranverfahren	13
6.2	Ozonung.....	14
6.3	Adsorption mittels Aktivkohle	21
6.3.1	GAK-Adsorption	23
6.3.2	PAK-Adsorption.....	25
6.3.2.1	Verfahrensmöglichkeiten der PAK-Adsorption	27
6.3.2.2	Verfahren zur Nachbehandlung / PAK-Abscheidung	31
6.3.2.2.1	Die DynaSand-Filtration	32
6.3.2.2.2	Die Fuzzy-Filtration	33
6.3.2.2.3	Die Tuchfiltration	35
6.3.2.2.4	Vorgeschlagenes Filtrationsverfahren zur PAK-Abscheidung	38
6.3.2.3	Fällmittel- und Flockungshilfsmittelzugabe	38
6.4	Gegenüberstellung der optionalen Verfahren	41
7	Bewertung der Mikroschadstoffanalysen	45
7.1	Bewertung der Ergebnisse im Rahmen der Selbstüberwachung	47
7.2	Bewertung der Ergebnisse im Rahmen des ersten Monitorings.....	49
7.3	Bewertung der Ergebnisse im Rahmen des zweiten Monitorings.....	51
8	Planungs- und Bemessungsgrundlagen	53

9 Planungshinweise.....	57
10 Verfahrensmöglichkeiten und Kostenschätzungen	58
10.1 Variante 1.1: PAK-Adsorption nach dem AFSF-Verfahren.....	59
10.2 Variante 1.2: PAK-Adsorption im AFF-Verfahren	65
10.3 Variante 1.3: PAK-Adsorption im Belebungsbecken.....	69
10.4 Variante 2: GAK-Adsorption.....	74
10.5 Variante 3: Ozonung	81
10.6 Gegenüberstellung der Kostenschätzungen.....	85
11 Sensitivitätsanalyse und Bewertungsmatrix.....	89
12 Verfahrensempfehlung.....	93
13 Zielsetzung.....	94
14 Auswirkungen der Vorzugsvariante auf das Gewässer.....	94
15 Zusammenfassung.....	96
16 Literaturverzeichnis.....	100

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3.1: Luftbild der Kläranlage (verändert und ergänzt ELWAS-WEB, 2017).....	4
Abbildung 4.1: Chemischer Zustand Leerbach (ELWAS-WEB, 2017)	6
Abbildung 4.2: Ökologischer Zustand Leerbach (ELWAS-WEB, 2017)	6
Abbildung 5.1: Arzneimittelrückstände und Röntgenkontrastmittel in der aquatischen Welt (Beier, 2010)	10
Abbildung 5.2: Herkunft, Entstehung, Verhalten, Wirkung und Verbleib von Mikroplastik im Gewässer/Meer und in der Nahrungskette (eskp.de, 2017)	11
Abbildung 5.3: Rot fluoreszierendes Mikroplastik im Verdauungstrakt eines Wasserfloh (links, Hagspiel, 2014) und Mikroplastik aus einem Fisch (rechts, Greenpeace, 2017)	11
Abbildung 6.1: Ozonreaktion in wässriger Lösung.....	15
Abbildung 6.2: Elimination bei verschiedener Ozonkonzentration KA Duisburg – Vierlingen (Herbst, 2013).....	16
Abbildung 6.3: Innenleben eines Ozonreaktors mit Diffusoren und Trennwänden (Rongen, 2013).....	17
Abbildung 6.4: CSB- und DOC-Konzentrationen nach unterschiedlichen Verfahrensstufen bei verschiedenen Dosiermengen des Ozons (Grünebaum, 2013)	18
Abbildung 6.5: Ozonung mit nachgeschalteter PAK-Adsorption (Mertsch et al., 2013)	19
Abbildung 6.6: Ozonung mit nachgeschalteter Sandfiltration (verändert und ergänzt nach Abegglen et al., 2009).....	19
Abbildung 6.7: Ozonung mit nachgeschaltetem Wirbelbett (unteres Schema) (Grünebaum, 2011).....	21
Abbildung 6.8: Typischer Aufbau von Aktivkohle (Fa. Jacobi und Nahrstedt, 2013).....	22
Abbildung 6.9: Adsorption von Mikroschadstoffen an Aktivkohle	22
Abbildung 6.10: Vereinfachte Darstellung einer GAK-Filtration nach der Belebung (verändert und ergänzt nach Zwickenpflug et al., 2010)	25
Abbildung 6.11: Vereinfachte Darstellung der Direktdosierung von PAK in die Belebung (verändert und ergänzt nach Zwickenpflug et al., 2010)	28
Abbildung 6.12: Vereinfachte Darstellung der PAK-Dosierung im Kontaktbecken und anschließender PAK-Abscheidung mittels Sedimentation und Filtration (verändert und ergänzt nach Zwickenpflug et al., 2010)	29
Abbildung 6.13: Vereinfachte Darstellung der PAK-Dosierung im Kontaktbecken und anschließender PAK-Abscheidung mittels Filtration (verändert und ergänzt nach Zwickenpflug et al., 2010)	30
Abbildung 6.14: Vereinfachte Darstellung der Dosierung der PAK in einem Kontaktbecken mit nachgeschalteter Flockungsfiltration (verändert nach Zwickenpflug et al., 2010)	30
Abbildung 6.15: AFSF-Verfahrensschema (Pinnekamp, 2012)	31
Abbildung 6.16: DynaSand-Filter (links) mit Schema zum Sandreinigungsprozess (rechts) (Fa. Nordic Water, 2014).....	33
Abbildung 6.17: Fuzzy-Filter (links) und Fuzzy-Filter-Ball (rechts) (verändert und ergänzt nach Gantner, 2015)	34

Abbildung 6.18: Filtrationsverfahren mit gespültem Filtermaterial (links) und Filterspülungsschema mit verschmutztem Filtermaterial (rechts) (Gantner, 2015)	35
Abbildung 6.19: Aufbau und Struktur der Tuchfilteroberfläche (Grabbe, 2013)	36
Abbildung 6.20: Aufbau (oben und links unten) und Absaugprozess (rechts unten) des Tuchfilters (Fa. Mecana, 2014a).....	37
Abbildung 6.21: AFS-Konzentration im Überstau nach dem Absetzender 20 mg/l PAK- (links) und 60 mg/l PAK-Suspension (rechts) bei unterschiedlichen Fällmittelzugaben (Pinnekamp, 2012).....	39
Abbildung 6.22: Bandbreite der spezifischen Kosten (€/m ³) der einzelnen Verfahren zur Mikroschadstoffelimination. Teilweise handelt es sich um Betriebskosten, teilweise um Jahreskosten (Bolle, 2011)	45
Abbildung 7.1: GÜS-Messstellen Leerbach (ELWAS-WEB, 2017).....	46
Abbildung 8.1: Ausgewählte Fläche für die 4. Reinigungsstufe auf der Kläranlage (verändert und ergänzt nach ELWAS, 2017)	54
Abbildung 8.2: Ablaufmengen der Kläranlage im Zeitraum vom 01.02.2012 bis 31.01.2016.	55
Abbildung 10.1: Mögliche Ausführungsform der Variante 1.1	60
Abbildung 10.2: Fließschema zur Variante 1.1	61
Abbildung 10.3: Mögliche Ausführungsform der Variante 1.2	66
Abbildung 10.4: Fließschema der Variante 1.2	66
Abbildung 10.5: Mögliche Ausführungsform der Variante 1.3	70
Abbildung 10.6: Fließschema der Variante 1.3	71
Abbildung 10.7: Mögliche Ausführungsform der Variante 2	76
Abbildung 10.8: Fließschema der Variante 2	76
Abbildung 10.9: Mögliche Ausführungsform der Variante 3	81
Abbildung 10.10: Fließschema der Variante 3	82
Abbildung 10.11: Vergleich der verschiedenen Kostenangaben aus Literatur und Praxis für Adsorptionsverfahren (Günthert et al., 2013)	88
Abbildung 10.12: Kostenangaben für Ozonung (Günthert et al., 2013).....	89

Tabellenverzeichnis

Tabelle 3.1: Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage	5
Tabelle 5.1: Effekte von Arzneimittelwirkstoffen auf Organismen - Beispiele aus Labor- und Freilandstudien sowie der realen Umwelt (verändert nach Ebert et al., 2014)	8
Tabelle 6.1: Vorstellung unterschiedlicher Membranverfahren (Fahlenkamp et al., 2006) ...	14
Tabelle 6.2: Vorteile der Ozonung, der GAK- und PAK-Adsorption	41
Tabelle 6.3: Nachteile der Ozonung, der GAK- und PAK-Adsorption.....	42
Tabelle 6.4: Wirksamkeit verschiedener Verfahren bezüglich der Elimination ausgewählter Mikroschadstoffe (verändert nach Günthert et al., 2013).....	44
Tabelle 7.1: Analysierte Parameter vor Abschluss der Machbarkeitsstudie	48
Tabelle 7.2: Analysierte Parameter im Rahmen des ersten Monitorings.....	49
Tabelle 7.3: Analysierte Parameter im Rahmen des zweiten Monitorings	52
Tabelle 8.1: Gewählte Durchflussmengen	56
Tabelle 10.1: Investitionskosten Variante 1.1.....	63
Tabelle 10.2: Betriebskosten Variante 1.1	64
Tabelle 10.3: Investitionskosten Variante 1.2.....	68
Tabelle 10.4: Betriebskosten Variante 1.2	69
Tabelle 10.5: Investitionskosten Variante 1.3.....	73
Tabelle 10.6: Betriebskosten Variante 1.3	74
Tabelle 10.7: Investitionskosten Variante 2.....	79
Tabelle 10.8: Betriebskosten Variante 2	80
Tabelle 10.9: Investitionskosten Variante 3.....	84
Tabelle 10.10: Betriebskosten Variante 3	85
Tabelle 10.11: Kostengegenüberstellung der Varianten 1 bis 3 ohne Berücksichtigung von Fördermittel und Abwasserabgabereduktionen.....	87
Tabelle 11.1: Betriebskostenannahme bei unterschiedlichen Betriebsmittelkosten.....	91
Tabelle 11.2: Bewertungsmatrix bei der Annahme einer gleichen mittleren Reinigungsleistung aller Varianten auf Mikroschadstoffe und allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern	92
Tabelle 14.1: Messparameter, bei denen Verbesserungen nach dem Ausbau der Kläranlage auftraten (verändert und ergänzt nach Triebkorn, 2017).....	96

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Definition
AFF	Adsorption-Flockung-Filtration
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
AFSF	Adsorption-Flockung-Sedimentation-Filtration
AOC	Assimilable organic carbon (assimilierbarer organischer Kohlenstoff)
AOP	Advanced Oxidation Process
BET-Methode	Brunauer-Emmett-Teller-Methode
BFG	Bundesanstalt für Gewässerkunde
BG	Bestimmungsgrenze
BK	Bewertungskriterium
β -Wert	Gibt das Molverhältnis des Fällmittels zum Phosphorgehalt an
BK	Bewertungskriterium
BSB ₅	Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen
BV	Bed Volumes (durchgesetzte Bettvolumina)
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
DDT	Dichlordiphenyltrichlorethan
DOC	Dissolved organic carbon (gelöster organischer Kohlenstoff)
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall
D ₅₀	Durchmesser der Maschen bei einem Siebdurchsatz von 50 %
Eawag	Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz
EBTC	Empty Bed Contact Time (Lehrrohrkontaktzeit)
FeCl	Eisenchlorid
GAK	Granulierte Aktivkohle
IKSR	Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins
ISV	Schlammvolumenindex
IUPAC	International Union of Pure and Applied Chemistry
JAM	Jahresabwassermenge

Abkürzung	Definition
JSM	Jahresschmutzwassermenge
LANUV	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW
LFKW	Lehr- und Forschungskläwerk
MQ	Mittlerer Abfluss
MNQ	Mittlerer Niedrigwasserabfluss
MQ	Mittlerer Abfluss
N _{Ges}	Gesamtstickstoff
NF	Nanofiltration
NRW	Nordrhein-Westfalen
O ₃	Ozon
PAK	Pulverisierte Aktivkohle
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PFT	Perfluorierte Tenside
P _{Ges}	Gesamtphosphor
PO ₄	Phosphat
PSM	Pflanzenschutzmittel
PV	Präventiver Vorsorgewert
OW	Orientierungswert
Q	Durchfluss
q _A	Flächenbeschickung
RO	Reverse Osmosis (Umkehrosmose)
RV	Rücklaufverhältnis
TOC	Total organic carbon (Gesamter organischer Kohlenstoff)
TS	Trockensubstanz
UBA	Umweltbundesamt
UQN	Umweltqualitätsnorm
ÜSS	Überschussschlamm
UV	Ultraviolett
WHG	Wasserhaushaltsgesetz

Abkürzung	Definition
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

1 Einleitung

Anthropogene Mikroschadstoffe sind aus der modernen Gesellschaft nicht mehr wegzudenken. Sie sind in vielerlei Hinsicht von großem Nutzen und werden in nahezu allen Bereichen der Gesellschaft eingesetzt. So finden sie Verwendung als Industriechemikalien oder Inhaltsstoffe aus Arzneimitteln, Röntgenkontrastmitteln, Östrogenen oder Herbiziden. Diese Stoffe passieren jeden Tag mehrheitlich unbehandelt die herkömmlichen kommunalen Kläranlagen und lassen sich in Oberflächengewässern, Böden und Grundwässern nachweisen (Abbildung 5.1). Ein großer Teil dieser Mikroverunreinigungen ist durch die biologische Behandlungsstufe auf den bestehenden Kläranlagen nicht abbaubar.

Nordrhein-Westfalen (NRW) ist eines von drei Bundesländern, in denen Trinkwasser vorwiegend aus Oberflächengewässern gewonnen wird (in NRW rund 60 %). Zum Schutz der Gewässerökosysteme und Trinkwasserressourcen ist eine gute Wasserqualität der Gewässer unabdingbar. Die Mehrheit der Gewässer in NRW weist bisher nicht den gemäß § 27 des Wasserhaushaltsgesetz (WHG) geforderten guten chemischen Zustand oder guten ökologischen Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial auf. Dies liegt teilweise an den vorhandenen Mikroschadstoffen. So wird auch der chemische Zustand des Leerbachs, in den Kläranlage Horstmar einleitet, mit „nicht gut“ bewertet. Der ökologische Zustand bzw. das ökologische Potenzial wird mit „schlecht“ bewertet. Mit ursächlich für die Zielverfehlung ist auch der hohe Abwasseranteil im Gewässer. So ist der Anteil des Kläranlagenabflusses unterhalb der Einmündung der Kläranlage Horstmar bei mittleren Niedrigwasserabflüssen (MNQ) im Leerbach größer als 140 %.

Mikroschadstoffe und deren Verminderung stellen aus Sicht vieler Institutionen, wie dem Umweltbundesamt (UBA), der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR), der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BFG), vieler Forschungseinrichtungen und auch der Landesregierung NRW eine der großen wasserwirtschaftlichen Herausforderungen der nächsten Jahre dar.

Dank verbesserter Analysemethoden lassen sich Mikroschadstoffe teilweise erst seit den letzten Jahren nachweisen und geraten immer mehr in den Blickpunkt der Medien, der Politik und der Öffentlichkeit. Welche Auswirkungen sie über kurz oder lang auf einzelne Organismen und die Umwelt haben können, ist weitestgehend unerforscht.

Für viele der über 100.000 in der Europäischen Union gehandelten chemischen Stoffe gibt es derzeit keine gesetzlich geregelten Grenzwerte im Bereich der aquatischen Umwelt. Doch auch die Stoffe, für die es bereits definierte Grenzwerte gibt, lassen sich oft in erhöhten Konzentrationen in der aquatischen Umwelt nachweisen.

In Privathaushalten sind heutzutage bis zu 5.000 verschiedene Chemikalien vorhanden, deren Rückstände mit dem Abwasser entsorgt werden. Herkömmliche Kläranlagen sind nicht dazu ausgelegt, die Mikroschadstoffe zu eliminieren. Diese Anlagen, deren Nutzen es ist, das Abwasser bestmöglich zu reinigen und somit eine Beeinträchtigung der aquatischen Umwelt zu vermeiden, sind nach heutigem Stand nicht dazu geeignet, die Akkumulation der Mikroverunreinigungen in der Umwelt zu verhindern.

Seit einigen Jahren werden repräsentativ Untersuchungen mittels Pilotanlagen und Forschungsarbeiten zur Elimination und Reduktion von Mikroschadstoffen vorgenommen und diskutiert. Das Land Nordrhein-Westfalen fördert auf den öffentlichen Kläranlagen innovative Technologien zur Behandlung und Beseitigung dieser Stoffe.

Derzeit gibt es für den Ausbau von Kläranlagen um eine 4. Reinigungsstufe keine gesetzlich geregelten Vorgaben. Eine Erweiterung von Kläranlagen ist aktuell nicht vorgeschrieben. Auch wenn es gegenwärtig noch keine gesetzlichen Vorgaben gibt, ist es naheliegend, dass in Zukunft für eine Vielzahl von Kläranlagen die Abwasserreinigungsleistung verbessert werden muss, um die Anforderungen an den Gewässerschutz zukünftig erfüllen zu können.

Die Betreiber der Kläranlage Horstmar werden sich mit den Ergebnissen dieser Machbarkeitsstudie kritisch auseinandersetzen und den Sachverhalt in den politischen Gremien diskutieren.

Mit der Aufarbeitung der möglichen Maßnahmen zur Mikroschadstoffelimination und der Konzeptstudie einer 4. Reinigungsstufe wurde das Ingenieurbüro Rummler + Hartmann beauftragt.

2 Projektkurzbeschreibung und -zielsetzung

Zur Behandlung, Reduktion und Elimination von Mikroschadstoffen werden in der Literatur mehrere mögliche weitergehende Abwasserreinigungsverfahren genannt, welche ihren Nutzen bewiesen haben und bereits auf einigen kommunalen Kläranlagen großtechnisch eingesetzt werden. Hierbei erwiesen sich die Ozonung und die Adsorption mittels Aktivkohle als die sinnvollsten und wirtschaftlichsten Verfahren. Ungeachtet dessen werden im Laufe der Machbarkeitsstudie alternative und kombinierte Verfahren vorgestellt und beurteilt.

Ziel dieser Studie ist es, anhand von Mikroschadstoffanalysen den Durchgang der Mikroschadstoffe durch die Kläranlage Horstmar, sowie die damit einhergehende Gewässerbelastung des Leerbachs zu beurteilen. Des Weiteren ist zu untersuchen, wie die Stoffe bestmöglich eliminiert und reduziert werden können. Hierfür wird anhand der Abwasser-

und Gewässerproben eine Bewertung der Reinigungsleistung durchgeführt und auf Grundlage diverser Studien zum Thema „Mikroschadstoffelimination“ ein für die Kläranlage Horstmar maßgeschneidertes Konzept zur Behandlung der Mikroschadstoffe ausgearbeitet.

3 Vorstellung der Kläranlage Horstmar

Die Kläranlage Horstmar ist eine kommunale, einstufig betriebene, Abwasserreinigungsanlage und wurde im Oktober 1987 in Betrieb genommen. Sie wurde nach den damaligen Bemessungskriterien für eine Ausbaugröße von etwa 18.600 EW geplant. Die aktuelle Ausbaugröße beläuft sich auf 11.000 EW.

Den verfahrenstechnischen Anfang der Kläranlage bildet der Kläranlagenzulauf. Die Zuflüsse aus den Stadtteilen Leer und Ostendorf müssen zunächst über ein Schneckenhebewerk angehoben werden und fließen im Anschluss zusammen mit dem Zufluss aus Horstmar zum Rechen 1. Es folgt der Sand- und Fettfang, in dem das Abwasser von den wesentlichen Sand- und Fettfrachten befreit wird. Anschließend folgt ein Zwischenhebewerk und darauf der Feinrechen.

Nach der mechanischen Reinigung wird das Abwasser in die Belebungsbecken geleitet, womit die biologische Abwasserreinigung beginnt.

Im Rahmen der Modernisierung wurde die biologische Stufe als 2-stufige Kaskadendenitrifikation ausgebildet. Das Belebungsbecken 1 mit einem Volumen von 2.110 m³ wird dabei mit dem kompletten Rücklaufschlammstrom und 60 % des zufließenden Rohwassers beschickt. Hierfür wurde das Belebungsbecken 1 mit einer Trennwand unterteilt, sodass ein Umlaufgraben entstand. Zusätzlich wurde das Becken in eine unbelüftete und eine belüftete Zone unterteilt und mit langsam laufenden Rührwerken versehen.

Dem Belebungsbecken 1 nachgeschaltet wurde das Belebungsbecken 2 mit einem Volumen von 1.830 m³. In dieses wird der verbleibende Rohwasserzufluss von 40 % zur Substratversorgung zugeführt.

Das Nachklärbecken mit einem Volumen von 1.500 m³ ist dem Belebungsbecken 2 nachgeschaltet und bildet die verfahrenstechnisch letzte Stufe der biologischen Abwasserreinigung.

Im Wesentlichen besteht die Kläranlage aus den in Abbildung 3.1 ersichtlichen und im Folgenden aufgelisteten Bauwerken:



Abbildung 3.1: Luftbild der Kläranlage (verändert und ergänzt ELWAS-WEB, 2017)

1. Schneckenhebewerk
2. Grobrechen
3. Sand- und Fettfang
4. Zwischenhebewerk und Feinrechen
5. Belebungsbecken 1 ($V = 2.110 \text{ m}^3$) und Belebungsbecken 2 ($V = 1.830 \text{ m}^3$)
6. Nachklärbecken, $V = 1.500 \text{ m}^3$
7. MID-Durchflussmengenmessung
8. Schönungsteich
9. Ablauf Kläranlage
10. Maschinelle Schlammeindickung
11. Schlammsilos, jeweils $V = 900 \text{ m}^3$
12. Trübwasserspeicher
13. Betriebsgebäude

Das Einzugsgebiet der Kläranlage Horstmar besteht aus den Stadtteilen Horstmar, Leer und Ostendorf. Während Horstmar überwiegend im Mischsystem entwässert, werden die

Stadtteile Leer und Ostendorf über das Trennsystem entwässert. Das Abwasser aus Horstmar wird vom Pumpwerk Horstmar über eine Druckrohrleitung zur Kläranlage gefördert.

Die Konzentrationen der wichtigsten Parameter im Ablauf der Kläranlage Horstmar werden in Tabelle 3.1 aufgeführt. Die ermittelten Daten ergeben sich aus den gesamten Daten im Zeitraum der Jahre 2015 und 2016.

Tabelle 3.1: Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage

Parameter	Einheit	Konzentration
Chemischer Sauerstoffbedarf CSB	mg/l	18,0
Phosphorgehalt P_{Ges}	mg/l	0,69
Stickstoffgehalt N_{Ges}	mg/l	5,66
Nitrit-Stickstoffgehalt NO_2-N	mg/l	0,04

4 Bewertung des Gewässerzustandes des Leerbachs

Der Leerbach hat eine Länge von 6.169 m, mit einem Einzugsgebiet von 17,51 km² (EL-WAS-WEB, 2017). Im Jahr 2014 entsprach der mittlere Abwasseranteil auf Höhe der Einleitungsstelle der Kläranlage Horstmar im Leerbach 46,2 % (bezogen auf den mittleren Abfluss MQ). Bezogen auf den mittleren Niedrigwasserabfluss (MNQ) lag der Abwasseranteil bei 142,3 %.

Der Gewässerzustand im Leerbach ist der Abbildung 4.1 und Abbildung 4.2 zu entnehmen. Demzufolge befindet sich die Leerbach in einem nicht guten chemischen und einem schlechten ökologischen Zustand.



Abbildung 4.1: Chemischer Zustand Leerbach (ELWAS-WEB, 2017)



Abbildung 4.2: Ökologischer Zustand Leerbach (ELWAS-WEB, 2017)

Es ist anzunehmen, dass der hohe Abwasseranteil im Leerbach mit verantwortlich für den aktuellen Zustand des Gewässers ist. Neben dem Eintrag aus der Kläranlage Horstmar kann der Gewässerzustand ebenso auf die Folgen diffuser Einträge zurückgeführt werden, beispielsweise aus der Landwirtschaft oder aus Straßenabläufen.

Gemäß Wasserrahmenrichtlinie sollen in Zukunft alle Oberflächengewässer einen guten chemischen, sowie ökologischen Zustand erreichen. Die ungenügende Elimination von Mikroschadstoffen in Kläranlagen kann dazu führen, dass zukünftig die Einleitungserlaubnis nicht verlängert wird und somit die Kläranlagenbetreiber dazu gedrängt werden, eine weitergehende Reinigungsstufe zu integrieren, um eine geringere Belastung der Gewässer zu gewährleisten.

5 Beschreibung der Mikroschadstoffproblematik

Mikroschadstoffe werden im Allgemeinen häufig auch als Spurenstoffe, prioritäre Stoffe, Mikroverunreinigungen oder Xenobiotika bezeichnet. Genauer betrachtet handelt es sich um mikroskopisch kleine, feste und gelöste, organische und anorganische Stoffverbindungen. Sie bewegen sich in Konzentrationsbereichen von unter 1 ng/l bis 100 µg/l.

Weltweit gibt es aktuell über 127.000.000 registrierte chemische Substanzen. Wie viele dieser Substanzen eine mögliche Umweltsrelevanz aufzeigen, ist schwer zu beurteilen, auch weil täglich mehrere Tausend neue Substanzen registriert werden.

In der Europäischen Union werden derzeit (Stand 2014) über 100.000 chemische Stoffe gehandelt. Mehr als 1.000 kommen jährlich hinzu. „Über 3.000 in der EU registrierte Chemikalien rangieren unter Klassifikationen von sehr giftig bis giftig mit langfristigen negativen Effekten“ (EU-Koordinationsbüro des deutschen Naturschutzbündnis, 2014). Am Beispiel der Gruppe der Humanarzneimittelwirkstoffe galten im Jahr 2012 1.200 als umweltrelevant. Von diesen 1.200 Stoffen wurden in Deutschland im selben Jahr etwa 8.120 Tonnen verbraucht. Das kommt im Vergleich zum Jahr 2002 einem Anstieg von über 20 % in zehn Jahren gleich (Ebert et al., 2014). Die Verbrauchsmengen nehmen also kontinuierlich zu, was ferner darauf zurückzuführen ist, dass stetig neue Medikamente auf den Markt kommen, auch dadurch mehr konsumiert wird und letztlich die Gesellschaft immer älter wird.

Viele der Mikroschadstoffe werden seit Beginn der neunziger Jahre vermehrt in Abwässern, Oberflächengewässern und Grundwässern nachgewiesen. Hierbei sagt die genaue Konzentration teilweise nichts über die Bedeutsamkeit in der Umwelt aus. So machten beispielweise endokrine Stoffe (Hormone) in den letzten Jahren durch unerwünschte Wirkung auf Wirbellose und Fische auf sich aufmerksam (n-tv, 2009; Podjavorsek, 2013). Tabelle 5.1 präsentiert lediglich einen kleinen Teil dessen, was einige ausgewählte Arzneimittelwirkstoffe in der Umwelt für Effekte bei untersuchten Nichtzielorganismen aufzeigen. Die Tabelle lässt erahnen, dass durch die Gesamtheit aller Mikroschadstoffe – und nicht nur die Arzneimittelwirkstoffe – die Umwelt und deren Lebewesen schwerwiegend negativ beeinträchtigt werden.

Bei einigen Mikroschadstoffen, beispielsweise bei den Perfluorierten Tensiden (PFT) besteht die Gefahr, dass sie von unterschiedlichen Lebewesen wie Fischen aufgenommen werden und sich in deren Organismus anreichern. Dies führt zwangsläufig dazu, dass die genannten Mikroschadstoffe in die Nahrungskette gelangen. Sind sie Bestandteil der Nahrungskette geworden, so stellen diese Mikroschadstoffe auch für den Menschen ein gesundheitliches Risiko dar.

Tabelle 5.1: Effekte von Arzneimittelwirkstoffen auf Organismen - Beispiele aus Labor- und Freilandstudien sowie der realen Umwelt (verändert nach Ebert et al., 2014)

Wirkstoff	Verwendung	Nichtzielorganismus	Effekt
Deltamethrin	Tierarzneimittel Antiparasitikum	Zuckmücke	Abtöten der Larven im Sediment
Diclofenac	Humanarzneimittel Schmerzmittel	Regenbogenforelle	Schädigung innerer Organe
Enrofloxacin, Ciprofloxacin	Tierarzneimittel Humanarzneimittel Antibiotikum	Grünalgen, Wasserlinsen, Cyanobakterien	Hemmung des Wachstums
Ethinylestradiol	Humanarzneimittel Hormon	Dickkopfritze	Populationszusammenbruch
Ethinylestradiol	Humanarzneimittel Hormon	Dickkopfritze	Hemmung der Reproduktion
Ethinylestradiol	Humanarzneimittel Hormon	Karpfen	Weibliche Merkmale bei Männchen
Ethinylestradiol	Humanarzneimittel Hormon	Zebraabrbiling	Veränderung der männlichen Geschlechtsorgane
Fluoxetin	Humanarzneimittel Antidepressivum	Leopardfrosch	Störung der Kaulquappenentwicklung
Ivermectin	Tierarzneimittel Antiparasitikum	Dungkäfer und Dungfliege	Abtöten der Eier und Larven im Dung
Ivermectin	Tierarzneimittel Antiparasitikum	Benthische Meiofauna	Verschiebung der Artenzusammensetzung
Oxazepam	Humanarzneimittel Antidepressivum	Zackenbarsch	Gesteigerte Aktivität und verändertes Fraßverhalten
Sulfamethoxazol	Humanarzneimittel Tierarzneimittel Antibiotikum	Reispflanze Haferpflanze	Hemmung der Keimung
Sulfadiazin	Humanarzneimittel Antibiotikum	Maispflanze	Abtöten der Pflanze
Sulfadiazin	Humanarzneimittel Antibiotikum	Bodenbakterien	Änderung der Bakteriengemeinschaft

Nach Definition des Europäischen Parlaments sind prioritäre Stoffe Schadstoffe und Schadstoffgruppen auf Unionsebene, „die ein erhebliches Risiko für bzw. durch die aquatische Umwelt darstellen, einschließlich der entsprechenden Risiken für Gewässer, die zur Trinkwasserentnahme genutzt werden“ (Europäisches Parlament und Rat, 2000). Die Schadstoffe und Schadstoffgruppen wurden erstmalig in der Wasserrahmenrichtlinie aufgelistet. Im Erscheinungsjahr 2000 fasste die Liste insgesamt 33 Stoffe und Stoffgruppen und unterteilte sich in acht prioritäre und 25 prioritär gefährliche Stoffe. Das Ziel der Wasserrahmenrichtlinie, einschließlich deren Ergänzungen, ist die sofortige oder schrittweise Einstellung der Emission dieser Stoffe. Mit den Richtlinien 2008/105/EG, vom 16. Dezember 2008, und 2013/39/EU, vom 12. August 2013, wurde die Liste um zwölf weitere, auf insgesamt 45 Stoffe oder Stoffgruppen erweitert und geändert. Die überarbeitete Liste fasst nun 24 prioritäre und 21 prioritär gefährliche Stoffe und Stoffgruppen.

Ein Instrument zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie ist die Oberflächengewässerverordnung (OGewV). Neben den prioritären Stoffen, deren Emission schrittweise eingestellt werden soll, werden in der Oberflächengewässerverordnung Umweltqualitätsnor-

men (UQN) für eine Vielzahl von Stoffen und Stoffgruppen benannt. Eine UQN ist nach Definition der Wasserrahmenrichtlinie „die Konzentration eines bestimmten Schadstoffs oder einer bestimmten Schadstoffgruppe, die in Wasser, Sedimenten oder Biota aus Gründen des Gesundheits- und Umweltschutzes nicht überschritten werden darf“ (Europäisches Parlament und Rat, 2000). Die Wasserrahmenrichtlinie sieht vor, dass diese UQN für die bestehenden prioritären Stoffe bis 2021 und für neu benannte Stoffe bis 2027 eingehalten werden.

Neben den UQN der OGewV werden in der aktuellen, sogenannten D4-Liste (NRW-Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer Teil D/Anlage 4, Stand 2014) die in dem zweiten Monitoringzyklus 2009 bis 2011 zugrunde gelegten Werte für den angewandten Bewertungsmaßstab in Nordrhein-Westfalen aufgeführt. D4-Listen werden in einem „living document“ stetig überarbeitet und erweitert und nach Beendigung des zugehörigen Monitoringzykluses festgeschrieben und veröffentlicht. In dieser Liste werden den darin enthaltenen Stoffen neben den Umweltqualitätsnormen zusätzlich Orientierungswerte (OW) und Präventive Vorsorgewerte (PV) zugeordnet. Die Präventiven Vorsorgewerte und Orientierungswerte dienen bei den Stoffen ohne UQN zur ersten Einstufung bis eine UQN für diese rechtlich eingeführt wird.

Laut Wasserrahmenrichtlinie ist der „gute chemische Zustand“ in Oberflächengewässern erreicht, wenn kein Schadstoff in einer höheren Konzentration als den Umweltqualitätsnormen vorkommt. Da eine Vielzahl der Stoffkonzentrationen in den Oberflächengewässern die angestrebten Konzentrationen der UQN übersteigen, ist absehbar, dass in Zukunft einige Maßnahmen ergriffen werden, um die Wasserqualität weitergehend zu verbessern. Eine denkbare Maßnahme wäre der Ausbau kommunaler Kläranlagen um eine 4. Reinigungsstufe, da diese, neben der Landwirtschaft, wesentlich zur Verschlechterung des Gewässerzustandes beitragen.

In Abbildung 5.1 sind beispielhaft Konzentrationen ausgewählter Arzneimittelrückstände und Röntgenkontrastmittel in der aquatischen Welt aufgeführt. Die vier aufgezeigten Stoffe geben Grund zur Annahme, dass auch viele anderen Mikroschadstoffe die Kläranlagen passieren und sich in bedenklichen Mengen in der Umwelt anlagern.

Mit zu den Mikroverunreinigungen lassen sich auch die zuletzt häufig in den Medien diskutieren Mikrokunststoffe zählen (Häusler, 2014; Platz, 2014). Mikrokunststoffe, auch Mikroplastik genannt, lassen sich in zwei Gruppen unterteilen, den primären und sekundären Mikrokunststoffen. Beim primären Mikroplastik handelt es sich um kleinste feste Kunststoffteilchen, welche beispielweise in Kosmetik- und Pflegeprodukten wie Duschpeelings und Kontaktlinsenreinigern enthalten sind. Sekundäres Mikroplastik entsteht durch Abnutzung und Zerfall größerer Kunststoffteile infolge von UV-Strahlung und physischer Umwelteinwirkungen. Als Beispiel sind hierfür Mülltütenpartikel oder Mikroplastikfasern aus Textilien zu nennen, dessen ausgewaschene Kunststofffasern in die Kläranlage gelangen. „Bis zu 2.000 Kunststofffasern aus Fleece-Kleidungsstücken, einem Velourstoff,

der meist aus Polyester oder Polyacryl besteht, gelangen pro Waschgang in das Abwasser“ (Hagspiel, 2014).

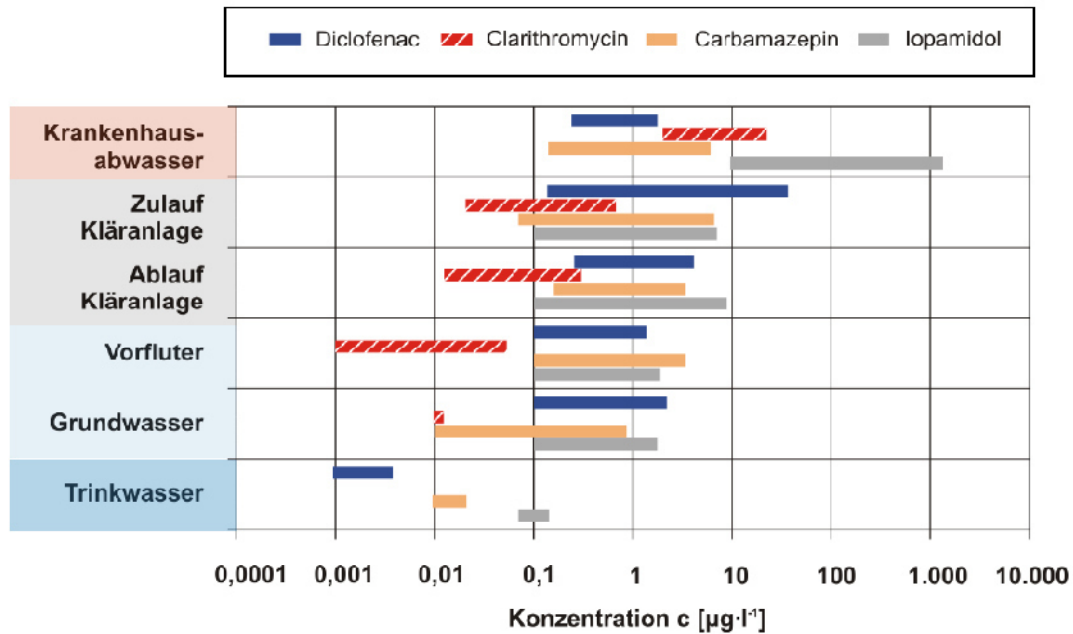


Abbildung 5.1: Arzneimittelrückstände und Röntgenkontrastmittel in der aquatischen Welt (Beier, 2010)

Die Größen der Mikroplastikstoffe können je nach Verwendung sehr stark variieren. Eine allgemein anerkannte Definition für Mikroplastikstoffe gibt es derzeit nicht. Das Umweltbundesamt schlägt vor, Kunststoffe im Größenbereich kleiner 5 mm als Mikroplastikstoffe zu bezeichnen.

Mikroplastikstoffe sind in ihrer chemischen Zusammensetzung meist sehr rein und toxisch unbedenklich. Ein Problem des Mikroplastikstoffes ist, dass es die Eigenschaft besitzt, chemische Schadstoffe wie DDT, PCBs und Nonylphenole an seiner Oberfläche in hohen Konzentrationen anzulagern. Das wesentliche Problem besteht darin, dass einige Organismen das Mikroplastik mit Nahrung verwechseln, wodurch das Mikroplastik in die Nahrungskette gelangt. Einerseits kann es hierdurch zur Schädigung des Verdauungstraktes führen. Die Mägen der Organismen können verstopfen, was zum Verhungern führen kann. Andererseits kommt es unter bestimmten Umständen zur Anreicherung der genannten chemischen Schadstoffe im Körper der aufnehmenden Organismen, wodurch die Schadstoffe in die Nahrungskette gelangen. (Hagspiel, 2014; Regmann et al., 2014)

Anschaulich dargestellt ist die Akkumulation von Mikroplastik in der Umwelt und der Nahrungskette in Abbildung 5.2 und Abbildung 5.3.

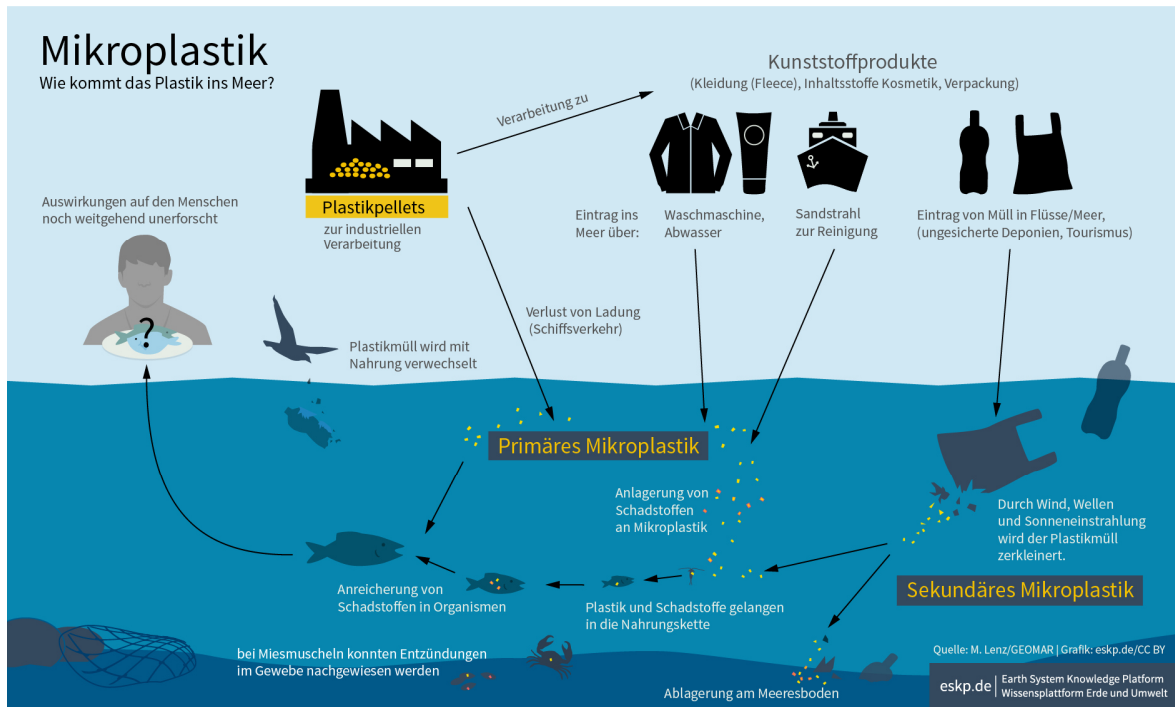


Abbildung 5.2: Herkunft, Entstehung, Verhalten, Wirkung und Verbleib von Mikroplastik im Gewässer/Meer und in der Nahrungskette (eskp.de, 2017)



Abbildung 5.3: Rot fluoreszierendes Mikroplastik im Verdauungstrakt eines Wasserfloh (links, Hagspiel, 2014) und Mikroplastik aus einem Fisch (rechts, Greenpeace, 2017)

Eine herkömmliche kommunale Kläranlage ist derzeit nicht in der Lage, die gesamten Frachten an Kunststoffen dem Abwasser zu entnehmen. Besonders die Mikroplastikpartikel kleiner 5mm durchlaufen aufgrund ihrer geringen Größe besonders Anlagen ohne Filtrationsstufe. Auch wegen der an den Mikrokunststoffen angelagerten Schadstoffe spielt die Elimination der Mikrokunststoffe eine wichtige Rolle bei der Mikroschadstoffelimination. Wie weit und mit welchen Methoden Mikrokunststoffe aus dem Abwasser einer

Kläranlage bestmöglich zurückgehalten werden können, ist derzeit noch nicht eingehend erforscht. Aktuell laufen zum Thema „Mikroplastik im Abwasser und Gewässer“ einige Studien.

Die genauen Auswirkungen der zugelassenen Mikroschadstoffe auf Mensch, Tier und die Umwelt sind nicht ausreichend erforscht. Eine wirkungsbezogene Beurteilung aller Mikroschadstoffe auf die unterschiedlichen Ökosysteme wird bei der Vielzahl aller gehandelten Mikroschadstoffe nicht möglich sein. Auch wie der gesamte „Cocktail“ aller ortsspezifischen Mikroschadstoffe jeweils auf unterschiedliche Organismen wirkt, ist nicht ermittelbar. Lediglich die Ergebnisse einiger Studien, in denen einzelne Mikroschadstoffe und Organismen betrachtet wurden (vergleiche Tabelle 5.1), lassen erahnen, dass einzelne oder die Gesamtheit aller ortsspezifischen Mikroschadstoffe zu negativen ökologischen Effekten führen können oder bereits zu diesen geführt haben.

In der Vergangenheit hat sich mehrfach gezeigt, dass ein (Mikroschad-)Stoff aufgrund seiner zu spät erkannten Risiken als bedenklich oder gefährlich eingestuft wurde. Bestätigt wird dies durch die stetige Erweiterung der Liste der in der WRRL identifizierten prioritären Stoffe. Bei Einigen der derzeit gehandelten Stoffe wird vermutet, dass sie aufgrund ihrer geringen Konzentrationen eher chronische Langzeitwirkungen als akute Auswirkungen auf Organismen und Ökosysteme haben.

Die Emission und die damit einhergehende Akkumulation von Mikroverunreinigungen in den Ökosystemen ist letztlich im Sinne einer nachhaltigen Umweltpolitik der Europäischen Union zu vermeiden.

6 Betrachtete Verfahren zur Mikroschadstoffelimination

Für die weitergehende Abwasserreinigung wurden in der Vergangenheit mehrere Verfahren klein- und großtechnisch getestet und bewertet. Unterscheiden lassen sich die Verfahren in der Art ihrer Behandlung von Mikroschadstoffen.

Eine Variante ist die **Adsorption**. Hier lagern sich die Mikroschadstoffe gezielt an den sogenannten Adsorbentien an, um in einem späteren Verfahren dem Adsorbens oder zusammen mit dem Adsorbens dem Abwasserkreislauf entnommen zu werden. Der umgekehrte Vorgang wird als Desorption bezeichnet.

Als Adsorbentien geeignete Materialien zeichnen sich am Beispiel von Aktivkohle durch ihre hohe spezifische Oberfläche aus, die auf ihre poröse Struktur zurückzuführen ist. Die Poren sind wie bei einem Schwamm miteinander verbunden (offenporig) und haben eine innere Oberfläche von 300 bis 2.000 m²/g.

Die Adsorption unterteilt sich in die physikalische und chemische Adsorption. Die physikalische Adsorption wird hauptsächlich durch die Van-der-Waals'schen-Kräfte verursacht. Dies sind elektrostatische Anziehungskräfte und führen zu einer Anlagerung von Mikroschadstoffen an die Aktivkohle. Die adsorbierte Substanz bleibt dabei chemisch unverändert. Allenfalls kann es hier zu einer Polarisierung kommen. Die chemische Adsorption hingegen weist eine starke Bindung zwischen Adsorbens und Adsorptiv auf. Hierbei kommt es zu einer Veränderung der chemischen Struktur. Im Bereich der Mikroschadstoffelimination im Abwasser spielt in erster Linie die physikalische Adsorption eine Rolle.

Eine zweite Variante ist der **chemische Abbau**, beispielsweise die Oxidation mittels Ozon. Bei der Oxidation wird mithilfe eines Oxidationsmittels eine chemische Reaktion ausgelöst, wodurch Stoffverbindungen gespalten und verändert werden können. Zu einem kleinen Anteil können die Stoffverbindungen auch in elementare Verbindungen aufgespalten werden. Der Großteil wird in Reaktionsprodukte aufgespalten, deren Struktur und ökologische Relevanz mehrheitlich unerforscht ist.

Eine dritte Variante ist der **biologische Abbau**. Hierbei werden die Mikroschadstoffe, ähnlich wie im herkömmlichen Belebungsbecken, durch Mikroorganismen umgewandelt oder in elementare Verbindungen aufgespalten. Auch hier besteht das Problem der weitgehend unbekannteten Metabolitenbildung. Da diese Variante bislang nicht ausreichend erforscht wurde, hat der biologische Abbau im Rahmen der Machbarkeitsstudie keine weitere Relevanz.

Unter Bezugnahme abgeschlossener Studien werden die unterschiedlichen Verfahren in den folgenden Kapiteln vorgestellt und betrachtet.

6.1 Membranverfahren

Eine Variante der Adsorption sind die Membranverfahren. Unterteilt werden diese in vier Gruppen. Die Tabelle 6.1 stellt die wichtigsten Informationen der einzelnen Verfahren dar.

Der Rückhalt von Mikroschadstoffen durch Mikro- und Ultrafiltration weist eine geringere Eliminationsrate auf als alternative Verfahren. In den Abläufen dieser Filtrationen lassen sich meist noch hohe Konzentrationen an Mikroschadstoffen nachweisen. Die Nanofiltration erzielte laut Technischer Universität Dortmund in Versuchsreihen von Agenson et al. (2003) und Sato (2004) bessere Ablaufwerte (Fahlenkamp et al., 2006).

Tabelle 6.1: Vorstellung unterschiedlicher Membranverfahren (Fahlenkamp et al., 2006)

Membrantyp	Betriebsdruck	Trenngrenze	Trennmechanismus
Mikrofiltration	0,1 - 3 bar (transmembran)	Feststoffe > 0,1 µm	Siebung ggf. deckschichtkontrolliert
Ultrafiltration	0,5 -1,0 bar (transmembran)	Kolloidal gelöste Stoffe: 20.000 -200.000 Dalton Feststoffe: > 0,005 µm	Siebung ggf. deckschichtkontrolliert
Nanofiltration	2 - 40 bar (transmembran)	gelöste Stoffe: 200 - 20.000 Dalton, Feststoffe > 0,001 µm	Löslichkeit / Diffusion / Ladung (Ionen- selektivität)
Umkehrosmose	5 – 70 in Sonderfällen 120 bar	gelöste Stoffe: < 200 Dalton	Löslichkeit / Diffusion

Die Umsetzung einer Nanofiltration oder Umkehrosmose scheidet aus. Diese Verfahren sind derzeit nicht wirtschaftlich, haben einen hohen Betriebsaufwand und außerdem stellt sich die Entsorgung der Filtrate problematisch dar. Diese Angaben werden durch die Studie der Universität der Bundeswehr München für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik bestätigt (Günthert und Rödel, 2013). So werden in der genannten Studie spezifische Kosten pro Kubikmeter Schmutzwasser (0,39 €/m³ - 0,72 €/m³) und Abwasser (0,20 €/m³ - 0,37 €/m³) genannt. Bei dem direkten Vergleich dieser spezifischen Kosten mit denen anderer Verfahren, wird eine hohe Kostendifferenz deutlich. Zum Vergleich dient Abbildung 6.22. Aus den vorangegangenen Gründen werden diese Verfahren im Rahmen der Studie nicht weiter berücksichtigt.

6.2 Ozonung

Ein in der Praxis erprobtes und auch in der Trinkwassergewinnung seit langem eingesetztes Verfahren ist die Ozonung. Die Ozonung ist ein effektives und ökonomischstes Verfahren zur Reduktion und Elimination von Mikroschadstoffen im Abwasser. Bei diesem Reinigungsverfahren wird das Wasser mit Ozon(O₃)-Molekülen vermischt, was zu zwei Reaktionen führt (Vereinfachte Darstellung, Abbildung 6.1):

- **Direkte Oxidation:** Direkte Reaktion des Ozons mit den anorganischen und organischen Substanzen im Wasser. Hier werden bevorzugt bestimmte Verbindungen, wie Kohlenstoffdoppelbindungen, angegriffen. Dies hat die Folge, dass andere Verbindungen vernachlässigt werden können. Auch zeigen einige Stoffe persistente Eigenschaften gegenüber dem Ozon.

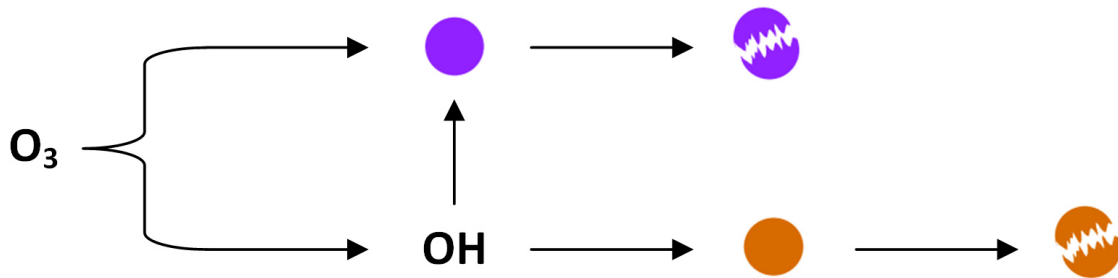


Abbildung 6.1: Ozonreaktion in wässriger Lösung

- **Indirekte Oxidation:** Beschreibt den Zerfall des Ozons bei Kontakt mit Wasser zu Hydroxylradikalen (OH). Diese reagieren sehr schnell und unspezifisch mit verschiedenen Stoffen, wodurch sie zur Mikroschadstoffelimination beitragen können.

Neben der reinen Ozonung gibt es auch die erweiterte Ozonung, der sogenannte Advanced Oxidation Prozess (AOP). Beim AOP wird durch unterschiedliche Verfahren versucht die Entstehung von Hydroxylradikalen zu fördern. Dies geschieht mittels Zugabe von Oxidationsmitteln, durch Ultraviolett (UV)-Bestrahlung oder durch eine Kombination beider Verfahren. Die AOP-Verfahren „sollen oxidative Prozesse durch höhere Hydroxylradikalausbeuten ökonomisch effektiver gestalten und die Entfernung von Wasserinhaltsstoffen verbessern“ (Weiß, 2007). 4. Reinigungsstufen nach dem AOP-Prinzip sind derzeit nicht umgesetzt. Es gibt lediglich einige Pilotversuche, um die Eliminationsleistung und die Kosten dieses Verfahrens abzuschätzen. Aufgrund der in Abbildung 6.22 aufgeführten spezifischen Betriebskosten von $< 0,05$ bis $0,46 \text{ €/m}^3$ und der unzureichenden großtechnischen Erfahrungswerte werden die AOP-Verfahren für den Rahmen der Machbarkeitsstudie nicht weiter betrachtet.

Für den Eintrag des Ozons im dafür benötigten Reaktionsbecken werden zwei Verfahren unterschieden:

- **Diffusion:** Das Ozon wird feinperlig über Diffusoren an mehreren Stellen in den Reaktor eingetragen. Für eine optimale Durchmischung des Ozons mit dem Substrat wurde über Trennwände nachgedacht. Hierfür wurden Simulationen zum Strömungsverhalten durch die Grontmij GmbH und zur Kinetik organischer Wasserinhaltsstoffe durch die Technische Universität Dortmund unternommen. Diese haben gezeigt, „dass eine Einteilung des Reaktionsbeckens in der Diffusorstraße durch Trennwände in Reaktions- und Entspannungseinheiten nicht erforderlich ist“ (Grünebaum, 2011).
- **Injektion:** Das Ozon wird direkt in den Zulaufstrom mittels Injektorpumpe injiziert. Aus diesem Grund muss nicht über weitere Vermischungsbemühungen nachgedacht werden.

Anhand der Untersuchungsergebnisse der Kläranlage Duisburg-Vierlinden kann abgeleitet werden, dass die Injektion eine höhere Eliminationsrate aufweist als die Diffusion (Abbildung 6.2). Außerdem zeigten die im Rahmen der Bauphase unternommenen Simulationen durch die Grontmij GmbH und Simulationen zur Kinetik der Stoffe für Carbamazepin und Metoprolol durch die Technische Universität Dortmund, dass ein Einbau von Trennwänden in den Kontaktbecken nicht erforderlich ist (Grünebaum, 2011). Bei einem Treffen mit Ozonanlagenherstellern der Firma Xylem (WEDECO) wurde jedoch darauf hingewiesen, dass in der Breite bessere Erfahrungen mit der Ozoneinleitung durch Diffusoren, sowie mit dem Einbau von Trennwänden im Ozonreaktor, gemacht wurden.

In den Versuchsreihen an der Ozonungsstufe der Kläranlage Duisburg-Vierlinden wurden über 30 Minuten verschiedene Ozonkonzentrationen auf deren Wirksamkeit getestet. Die Ergebnisse sind der Abbildung 6.2 zu entnehmen.

In der Praxis hat sich gezeigt, dass die Konzentration des Ozons zwischen 5 bis 12,5 mg/l gewählt werden sollte um eine mittlere 80 %-ige Eliminationsrate für Mikroschadstoffe erzielen zu können. Eine weitere Bezugsgröße für die benötigten Ozonkonzentrationen ist der DOC. Hier schwanken die Werte unterschiedlicher Auslegungen und Versuche zwischen 0,4 bis 1,24 gO₃/gDOC (Günthert et al., 2013). Die Reaktionszeiten bei der Ozonung liegen zwischen 15 und 30 Minuten.

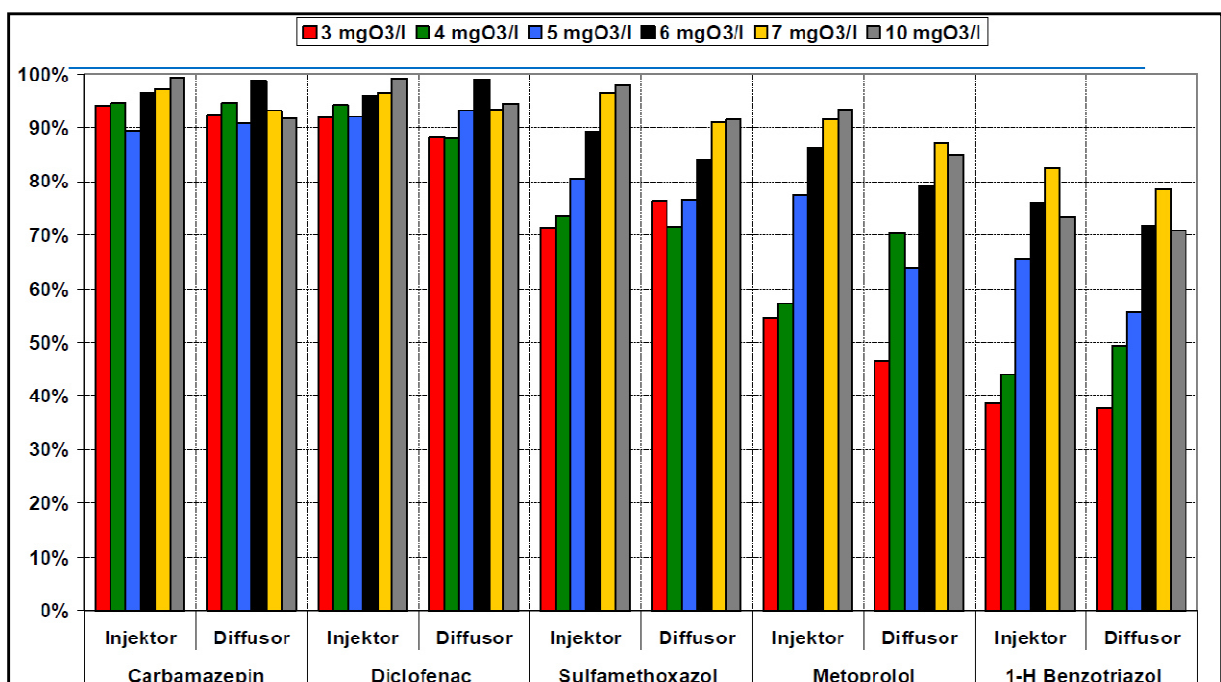


Abbildung 6.2: Elimination bei verschiedener Ozonkonzentration KA Duisburg – Vierlingen (Herbst, 2013)

Um das Innenleben eines Ozonreaktors zu veranschaulichen, folgt nun die Abbildung 6.3 der Firma Xylem. Die Reaktoren sollten laut Aussage der Mitarbeiter der Firma Xylem für eine Wasserhöhe von 6 m mit zusätzlich 0,5 m zur Reaktordecke ausgelegt sein.

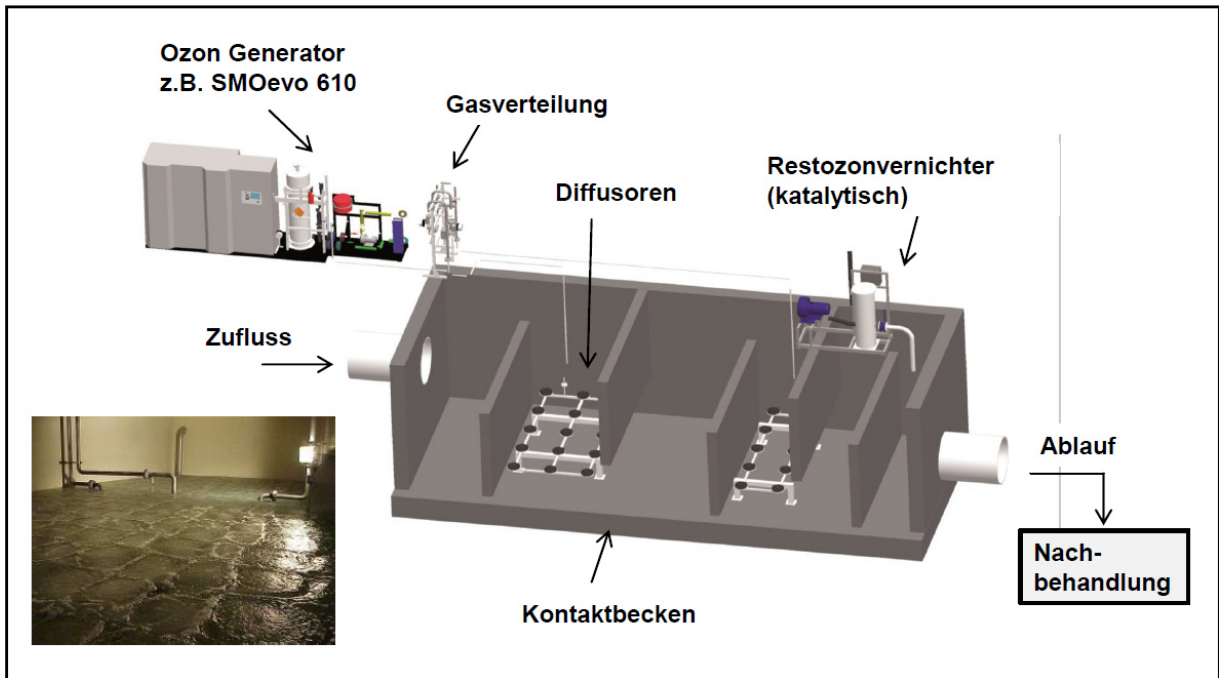


Abbildung 6.3: Innenleben eines Ozonreaktors mit Diffusoren und Trennwänden (Rongen, 2013)

Ein Vorteil der Ozonung ist, dass ein Teil der höhermolekularen Wasserinhaltsstoffe zu kleineren, biologisch abbaubaren, Verbindungen oxidiert werden (Alaton und Balcioglu, 2001). Es wird also ein Teil des CSB, der sonst in der Kläranlage nicht weiter abgebaut wird, stückweise wieder für Bakterien verfügbar, wodurch der biochemische Sauerstoffbedarf (BSB_5) ansteigt. Versuche der Technischen Universität Wien haben gezeigt, dass bei einer spezifischen Ozonzehrung von 0,6 bis 0,7 $gO_3/gDOC$ der BSB_5 im Ablauf der Ozonung im Mittel um 15 % erhöht wurde (Kreuzinger, 2011).

Die BSB_5 -Zunahme kann sich ebenso nachteilig auf den Kläranlagenbetrieb auswirken. Durch die Zunahme biologisch abbaubarer Stoffe nimmt die Sauerstoffzehrung im empfangenden Gewässer zu. Nach einer Ozonungsstufe sollte auch deshalb eine nachgeschaltete biologische Stufe bedacht werden, in der der BSB_5 und somit der CSB weiter reduziert wird.

Wie erwähnt führt die Ozonung nicht maßgeblich zur Mineralisierung von Inhaltsstoffen. Es kommt Großteils zur Metabolitenbildung, von denen weitestgehend noch unklar ist, ob sie eine ökotoxikologische oder humantoxikologische Wirkung haben. So sind beispielhaft die Oxidationsprodukte Bromat und Nitrosamine zu nennen. Für diese Stoffgruppen wurden eindeutig toxische und kanzerogene Wirkungen nachgewiesen.

Ein weiteres zu berücksichtigendes Problem der Ozonung kann die Reaktion des Ozons mit Nitrit sein. Diese beiden Stoffe reagieren sehr schnell miteinander, wodurch Nitrat entsteht. Somit führt ein hoher Nitritgehalt im Ablauf der Nachklärung zu einem erhöhten Ozonbedarf und damit auch zu einem höheren Energieverbrauch einer Kläranlage.

Wird über den Bau einer Ozonung nachgedacht, sollten die aktuellen Stoffströme im Ablauf der Kläranlage beurteilt werden. Ebenso muss berücksichtigt werden, dass sich die Stoffströme in Kläranlagen stetig verändern. Welche Stoffe in welchen Konzentrationen in Zukunft die Kläranlage durchlaufen und in die 4. Reinigungsstufe geleitet werden ist ungewiss. Ebenso ungewiss sind die zukünftigen Eigenschaften der neu entstehenden Reaktionsprodukte und deren Wirkung auf die Umwelt.

Zuletzt ist festzuhalten, dass bei der Ozonung der CSB, sowie der DOC, lediglich in einem sehr geringen Maß verringert wird. Dies ist darin begründet, dass nur ein Teil der Inhaltsstoffe mineralisiert wird (Grünebaum, 2013). Belegt wird dies durch Versuche auf der Kläranlage Bad Sassendorf mit drei unterschiedlichen Dosiermengen des Ozons (Abbildung 6.4). Hierbei wurde der CSB und DOC vor der Ozonstufe, nach der Ozonstufe und im Ablauf des dort befindenden Schönungsteichs miteinander verglichen.

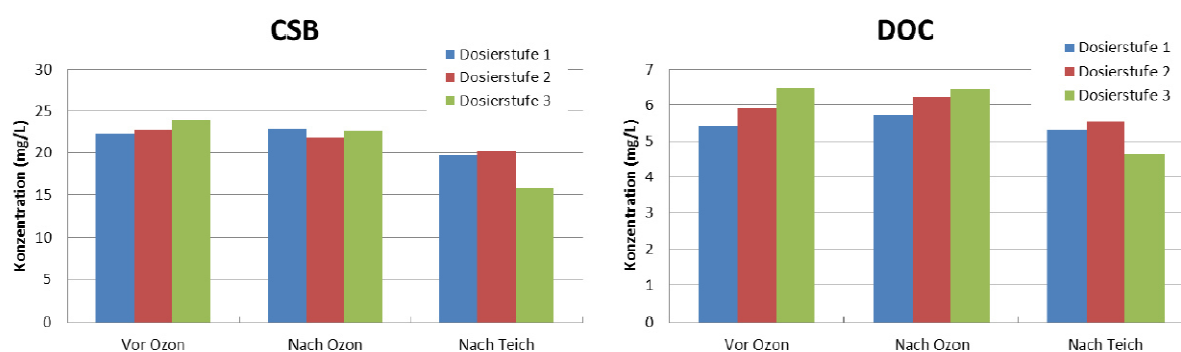


Abbildung 6.4: CSB- und DOC-Konzentrationen nach unterschiedlichen Verfahrensstufen bei verschiedenen Dosiermengen des Ozons (Grünebaum, 2013)

Bei der Ozonung gibt es einige denkbare Verfahrensmöglichkeiten. Neben der Auswahl der Eintragsmöglichkeiten des Ozons sollte über nachgeschaltete Verfahren nachgedacht werden. Eine biologische Nachbehandlung wird in der aktuellen Broschüre zur Auslegung 4. Reinigungsstufen in Nordrhein-Westfalen als erforderlich erachtet, weshalb sie beim Bau einer Ozonung eingeplant werden sollte (Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, 2016). Diese ist insofern sinnvoll, da beispielsweise hierdurch die Möglichkeit des Metabolitenabbaus durch eine biologisch aktivierte Verfahrensstufe geschaffen werden kann. Auch wirkt sich eine biologische Nachbehandlung positiv auf mögliche Restkonzentrationen des Ozons im Wasser aus. Durch eine längere Aufenthaltszeit des Wassers in der Kläranlage können solche Restkonzentrationen weiter oxidieren, wodurch die Gefahr des Abtriebs von Ozon in das anliegende Gewässer minimiert wird.

Ausgewählte Verfahren werden im Folgenden vorgestellt.

- Ozonung mit nachgeschalteter PAK-Adsorptionsstufe

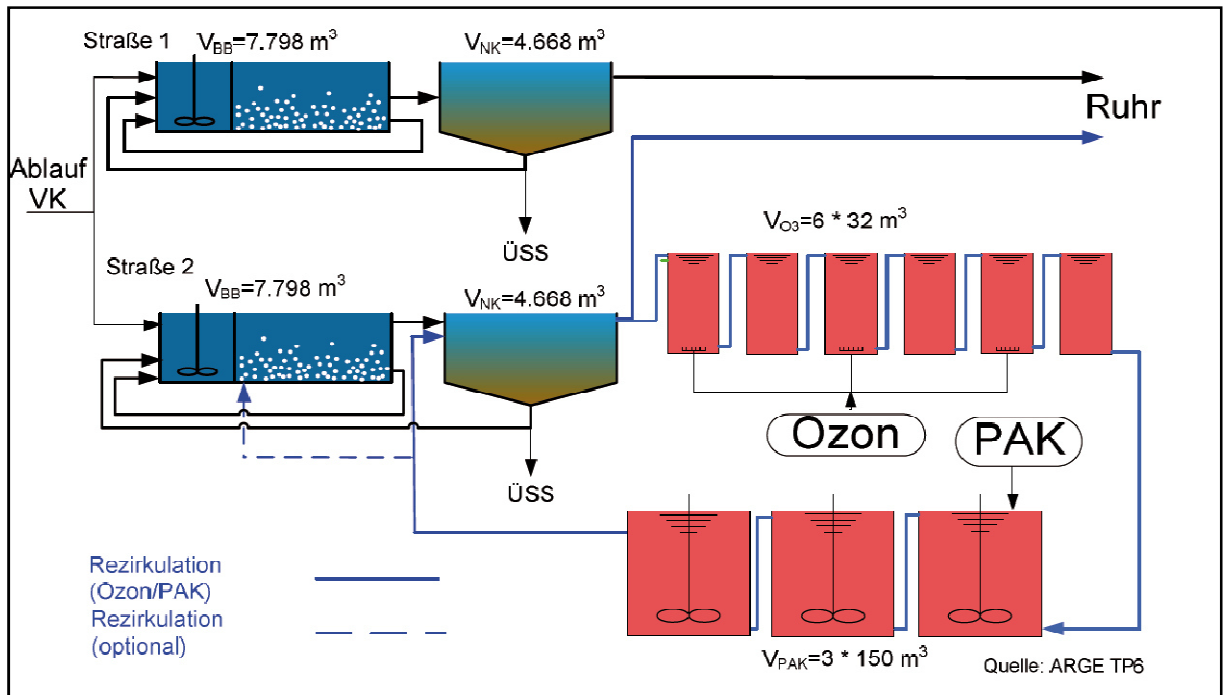


Abbildung 6.5: Ozonung mit nachgeschalteter PAK-Adsorption (Mertsch et al., 2013)

Eine solche Anlage existiert bereits auf der Kläranlage Schwerte. Wesentlicher Bestandteil ist hier der Rezirkulationsstrom, welcher optional dem Belebungsbecken, dem Nachklärbecken oder dem Kläranlagenablauf zugeleitet werden kann. Insgesamt stellt diese Variante eine gute Lösung zur Metaboliteneleminierung dar. Die Investitions- und Betriebskosten für eine solche kombinierte Anlage sind hingegen sehr hoch und nicht wirtschaftlich.

- Ozonung mit nachgeschalteter Sandfiltration

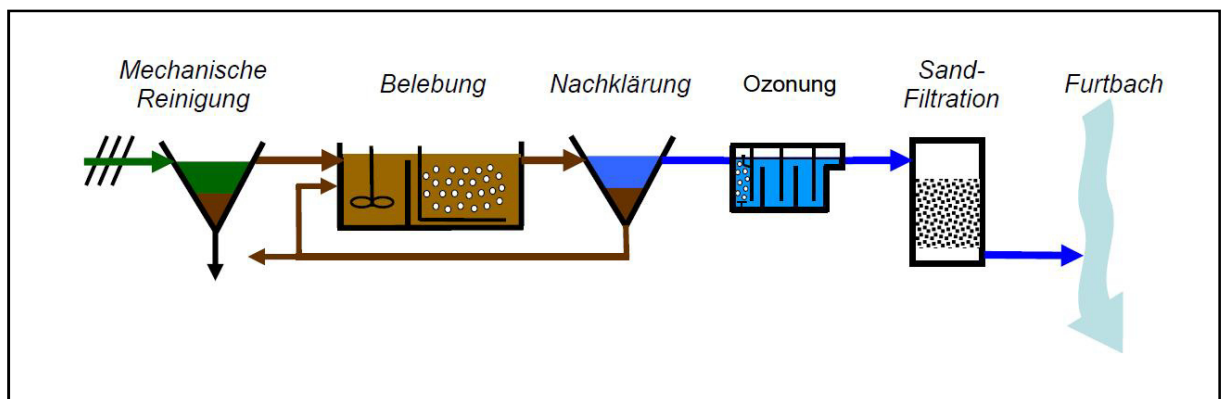


Abbildung 6.6: Ozonung mit nachgeschalteter Sandfiltration (verändert und ergänzt nach Abegglen et al., 2009)

Eine solche Verfahrensstufe wurde auf der Kläranlage Regensdorf realisiert. Hier wurde auf die genaue Reinigungswirkung des Sandfilters, bezogen auf die Metabolite, nicht weiter eingegangen. Er diente mehr dazu die Ozon-Restkonzentration zu eliminieren und eine weitere biologische Reinigungswirkung hervorzurufen (ohne Filterbelüftung). Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Sandfiltration einen positiven Effekt auf den DOC hatte. Jedoch wurde durch die Ozonung mehr AOC, welcher einen Teil des DOC darstellt, gebildet. Dieser kann durch einen biologischen Bewuchs im Sandfilter wieder abgebaut werden. Der AOC im Ablauf des Sandfilters war dagegen höher als im Ablauf der Nachklärung, was sich hinsichtlich der Sauerstoffzehrung eher nachteilig auf das Gewässer auswirkt.

Bei der Umsetzung dieser Verfahrenskombinationen wird empfohlen einen biologisch intensivierten Filter zu planen. Nach ATV-A 203 soll bei einem solchen Filter für eine ausreichende Sauerstoffversorgung, beispielsweise infolge einer Filterbelüftung, gesorgt werden, wodurch der Wirkungsgrad der Elimination gelöster organischer Stoffe und der Nitrifikation verbessert wird. Infolge der biologischen Aktivität des Filters wird angenommen, dass die Metabolite weitergehend reduziert werden. Außerdem ist eine weitergehende BSB₅-Elimination (und somit auch CSB- und AOC-Elimination) zu erwarten.

Abschließend konnte festgestellt werden, dass die Sandfiltration nach der Ozonung auch im Hinblick auf die Trübung eine positive Wirkung auf die Abwassermatrix hat.

- Ozonung mit nachgeschalteter GAK-Adsorptionsstufe

Eine gute Alternative wäre anstatt der o.g. nachgeschalteten Sandfiltration eine nachgeschaltete GAK-Filtrationsstufe zu wählen. Das Fließschema bei diesem Verfahren gleicht dem des o.g. Verfahrens der Abbildung 6.6. Hierbei ergäbe sich der Vorteil einen Teil der Metabolite zu adsorbieren. Zusätzlich würde das Abwasser durch die Biologie weiter gereinigt werden. Die Befüllung mit GAK an Stelle von Sand ist hingegen kostenintensiver. Auch müsste die GAK häufig gewechselt werden, um eine annähernd konstante Reinigungswirkung, im Hinblick auf die Mikroschadstoffe und Metabolite, zu gewährleisten. Insgesamt sind die Betriebskosten wesentlich höher, im Vergleich mit der nachgeschalteten Sandfiltration.

- Ozonung mit nachgeschaltetem Wirbelbett

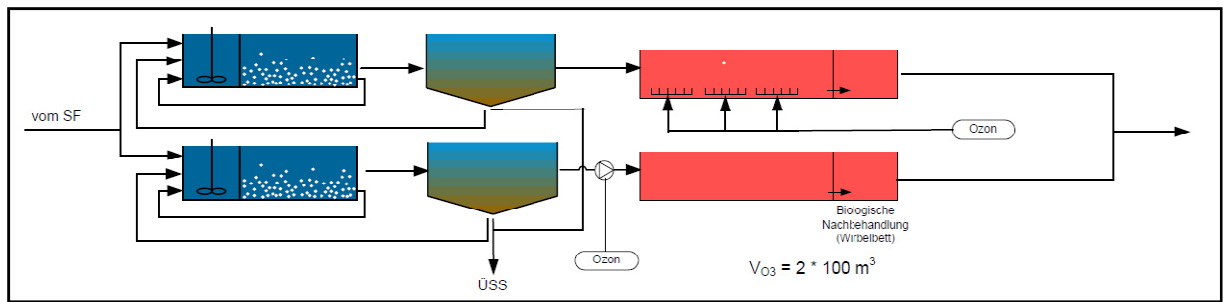


Abbildung 6.7: Ozonung mit nachgeschaltetem Wirbelbett (unteres Schema) (Grünebaum, 2011)

Die Kläranlage Duisburg-Vierlinden verfügt über eine zweistraßige Ozonung. In die eine dieser Straßen wird das Ozon nach dem Injektionsprinzip vor dem Kontaktreaktor eingetragen. Eine Nachbehandlung erfolgt nicht. Bei der anderen Straße ist nach dem Kontaktreaktor mit Diffusoren ein Wirbelbett nachgeschaltet, in dem durch biologische Nachbehandlung die Eliminationsleistung erhöht werden soll. Untersuchungen haben gezeigt, dass dies im geringen Maße zutrifft. Genauere Untersuchungen hierzu laufen noch. So wird derzeit die Eliminationsleistung durch Zugabe von Schwebebett-Füllkörpern aus Kunststoff mit einer spezifischen Oberfläche von $750 \text{ m}^2/\text{m}^3$ bei einer Dichte von $1 \text{ kg}/\text{m}^3$ getestet.

- Ozonung mit nachgeschaltetem Retentionsbodenfilter

Ist genügend Flächenkapazität vorhanden, kann als nachgeschaltetes biologisch aktives Verfahren ein Retentionsbodenfilter näher betrachtet werden. Als Filtersubstrat kann zum Teil granulierte Aktivkohle (GAK) verwendet werden, wodurch eine weitergehende Mikroschadstoffelimination zu erwarten ist (Dahmen, 2017).

6.3 Adsorption mittels Aktivkohle

Es gibt zwei Arten von Aktivkohle: Die granulierte Aktivkohle (GAK) und die pulverisierte Aktivkohle (PAK). Das Ausgangsmaterial von Aktivkohlen, die zum Einsatz in der Abwasserreinigung benutzt werden, bestehen hauptsächlich aus behandelten Kohlen, Hölzern und Kokosnussschalen. Die beiden Aktivkohlen unterscheiden sich im Wesentlichen in ihrer Herstellung, ihrer Porengröße, der Korngröße, sowie in ihren Anwendungsmöglichkeiten. Abbildung 6.8 zeigt den typischen Aufbau von Aktivkohle.

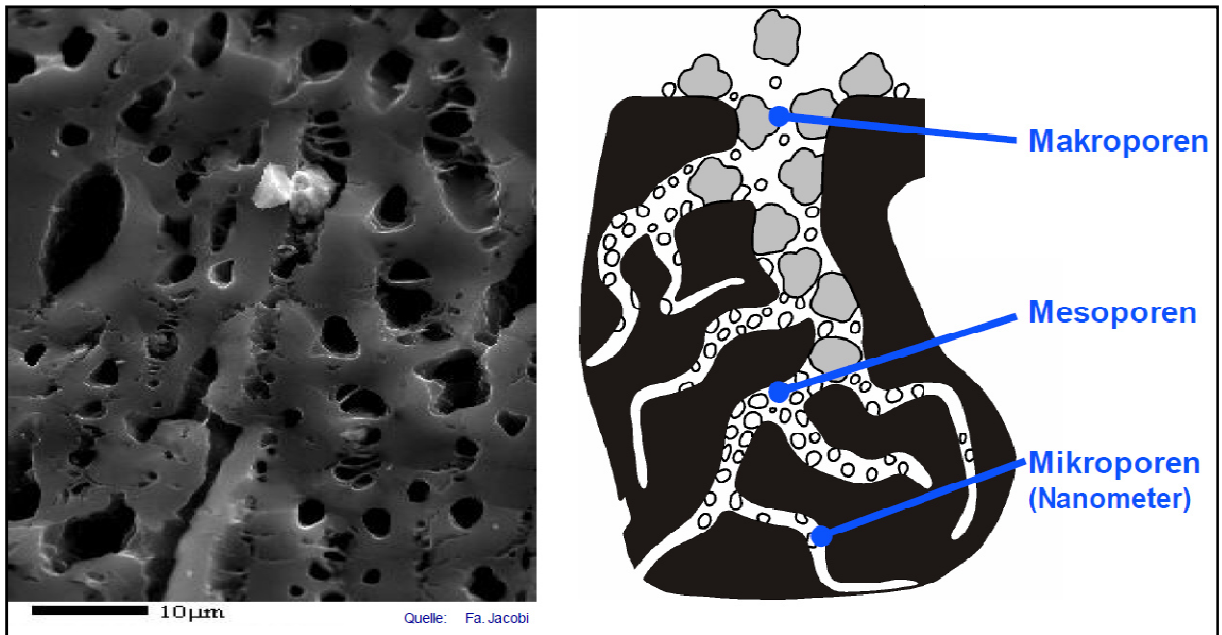


Abbildung 6.8: Typischer Aufbau von Aktivkohle (Fa. Jacobi und Nahrstedt, 2013)

Während die GAK in einem Filterbett verwendet wird, so wird die PAK mit dem Abwasser vermischt, um in einem späteren Verfahrensschritt wieder entnommen zu werden. In der Regel ist für den Einsatz von Aktivkohle im Abwasserbereich die Anwendung von PAK gegenüber der GAK vorzuziehen. Die aufgeführten Vor- und Nachteile der Tabelle 6.2 und Tabelle 6.3 bestätigen dies.

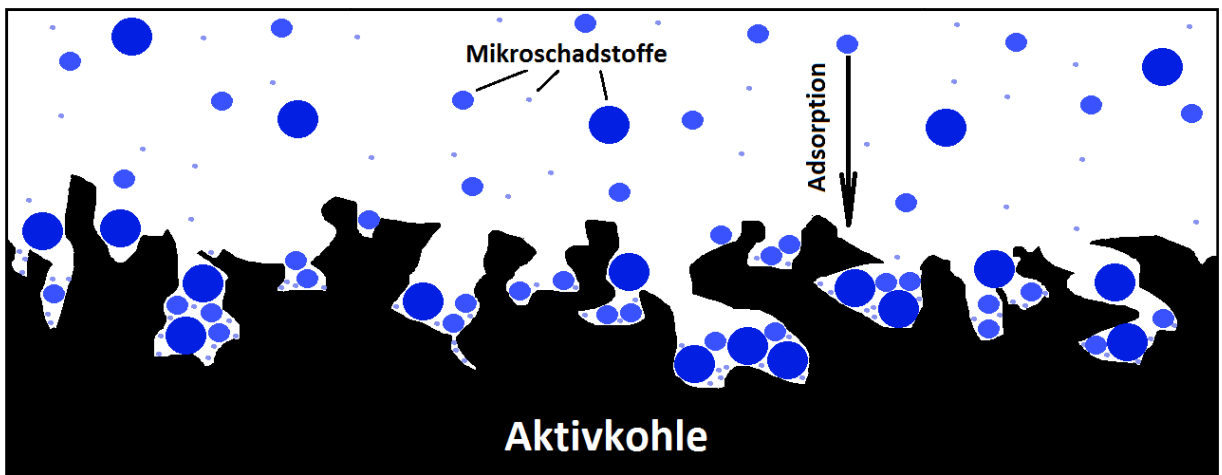


Abbildung 6.9: Adsorption von Mikroschadstoffen an Aktivkohle

Bei der Adsorption mittels Aktivkohle muss die Aktivkohle mit dem Wasser in Kontakt gebracht werden. Bei diesem Vorgang lagern sich eine Vielzahl von Mikroschadstoffen an die Aktivkohle an, vereinfacht dargestellt in Abbildung 6.9.

Der hervorzuhebende Vorteil der Adsorption mittels Aktivkohle ist der, dass die Bildung von Metaboliten weitestgehend ausgeschlossen werden kann. Dieser Vorteil kann der granulierten, wie auch der pulverisierten Aktivkohleadsorption zugesprochen werden.

6.3.1 GAK-Adsorption

Die Adsorption mittels granulierter Aktivkohle wird bevorzugt bei Anlagen mit bestehender Sandfiltration eingesetzt, wobei das gesamte oder lediglich ein Teil des Sandbettes durch eine Aktivkohleschicht ersetzt wird. Ein wesentliches Merkmal der GAK ist, dass sie, im Gegensatz zur pulverisierten Aktivkohle, thermisch recycelt werden kann. Außerdem kann die Ausbildung eines biologischen Rasens eine weitere Reinigungswirkung hervorrufen. Für die Bemessung eines GAK-Filterbettes sind drei Kriterien von entscheidender Bedeutung:

- BV (Bed Volumes) = durchgesetzte Bettvolumina in $\text{m}^3_{\text{Wasser}}/\text{m}^3_{\text{GAK}}$

Die BV geben an, wie häufig das Volumen des Filterbettes vom gleichen Volumen des Wassers durchflossen wird.

- Korngröße der GAK und verwendetes Produkt

Die Korngröße und die verwendete Kohle sind aus zweierlei Sicht für die Bemessung eines GAK-Filterbettes von Bedeutung. Zum einen ist eine geringe Korngröße effektiver hinsichtlich ihrer adsorptiven Wirkung als eine gröbere. Zum anderen führen kolloidale und partikuläre Stoffe aus dem Abwasser zur Verblockung des Filters, wobei sich eine geringe Korngröße nachteilig auswirkt und zu häufigen Rückspülungen führt. Es ist also abzuwägen, mit welcher Aktivkohle gearbeitet wird.

- EBCT (Empty Bed Contact Time) = Leerrohrkontaktzeit in min

Die EBCT gibt an, wie lange ein Wasserteilchen rein rechnerisch im GAK-Bett verweilt. Grundsätzlich kann festgehalten werden, dass eine lange EBCT angestrebt wird, um eine gute Adsorption zu ermöglichen. Für das angestrebte Reinigungsziel und die spezifische Abwassermatrix optimale EBCT sollte mit Hilfe von Vorversuchen ermittelt werden.

Die Kläranlage Horstmar verfügt zwar nicht über eine Sandfiltration. Trotzdem wird im Rahmen der Machbarkeitsstudie eine solche GAK-Adsorptionsstufe mit den anderen gängigen Verfahren verglichen und bewertet.

Die Mikroschadstoffelimination bei der GAK-Filtration ist abhängig von der Betriebsdauer der eingesetzten Aktivkohle. Die Eliminationsrate der Stoffe, die nicht kontinuierlich im Filter biologisch abgebaut werden, nimmt aufgrund der zunehmend besetzten Adsorptionsplätze stetig ab. Hierbei sind die unterschiedlichen Stoffe und Stoffgruppen nicht miteinander vergleichbar.

Welche Mengen granulierter Aktivkohle eingesetzt werden müssen, um eine gewünschte mittlere Eliminationsrate von 80 % hervorzurufen, ist schwer abzuschätzen. In der vorhandenen Literatur weichen die Filterstandzeiten stark voneinander ab. So schwanken die Angaben zur Erreichung einer Diclofenac-Elimination von 80 % in 34 Studien zwischen 700 bis über 31.400 BV. Für Carbamazepin werden 500 bis 24.000 BV, für Metoprolol 1.000

bis 34.500 BV und für Sulfamethoxazol 600 bis 9.600 BV genannt (Benstöm et al., 2016a und 2016b). Sollten sich die Betreiber der Kläranlage Horstmar in Zukunft für eine GAK-Adsorptionsstufe entscheiden, sollte vorab näherungsweise ermittelt werden, wie viele durchsetzbare BV erzielt werden können. Dies kann mit Hilfe von Labortests und / oder halbtechnischen Anlagen erfolgen.

Im Rahmen der Machbarkeitsstudie werden nun zu weiteren Berechnungen 6.000 BV für die GAK-Adsorption angesetzt, um eine mittlere 80 %-ige Eliminationsrate gewährleisten zu können. Für die Kosten der GAK werden 1,50 €/kg angesetzt. Bei der Kostenannahme wird davon ausgegangen, dass die Filter stets mit frischer Aktivkohle befüllt werden, weil derzeit nicht geklärt ist, ob recycelte Aktivkohle in der Kosten-Nutzen-Betrachtung besser abschneidet, als frische Kohle. Recycelte Kohle ist mit ihrer ursprünglichen Kohle nicht vergleichbar. Die Adsorptionskapazität nimmt nach dem recyceln ab. Es können nicht alle Adsorptionsplätze wieder zur Verfügung gestellt werden, wodurch die Elimination eingeschränkt wird und die durchgesetzten BV abnehmen.

Um die benötigten Wechsel der GAK-Filter pro Jahr berechnen zu können, dient folgende Formel:

$$x = \frac{t \cdot Q_F}{BV \cdot V_F}$$

x benötigte Filterbettwechsel in Wechsel/a

t Zeit in 365 d/a

Q_F gewählter Durchfluss in m^3/d

BV gewählte Bettvolumina in m^3/m^3

V_F Volumen der Filterfüllung in m^3

Ein Vorteil der GAK-Adsorption ist, dass bei diesem Verfahren kaum Metabolite gebildet werden. Lediglich die Biologie im Filter bildet diese im geringen Maß. Ein weiterer Vorteil ist, dass dieses Verfahren verhältnismäßig wenig Platz benötigt, auch weil keine vor- oder nachgeschalteten Verfahren oder Becken erforderlich sind.

Der große Nachteil ist, dass die Eliminationsrate nicht konstant ist. Beim Bau einer GAK-Adsorptionsstufe muss zunächst ermittelt werden, welche Standzeiten bzw. BV benötigt werden, um eine gewünschte Elimination ausgewählter Mikroschadstoffe nicht zu unterschreiten. Ein weiterer Nachteil ist, dass bei der Filterbettspülung viel Energie benötigt wird.

Abbildung 6.10 zeigt ein vereinfachtes Fließschema einer möglichen GAK-Adsorptionsstufe.

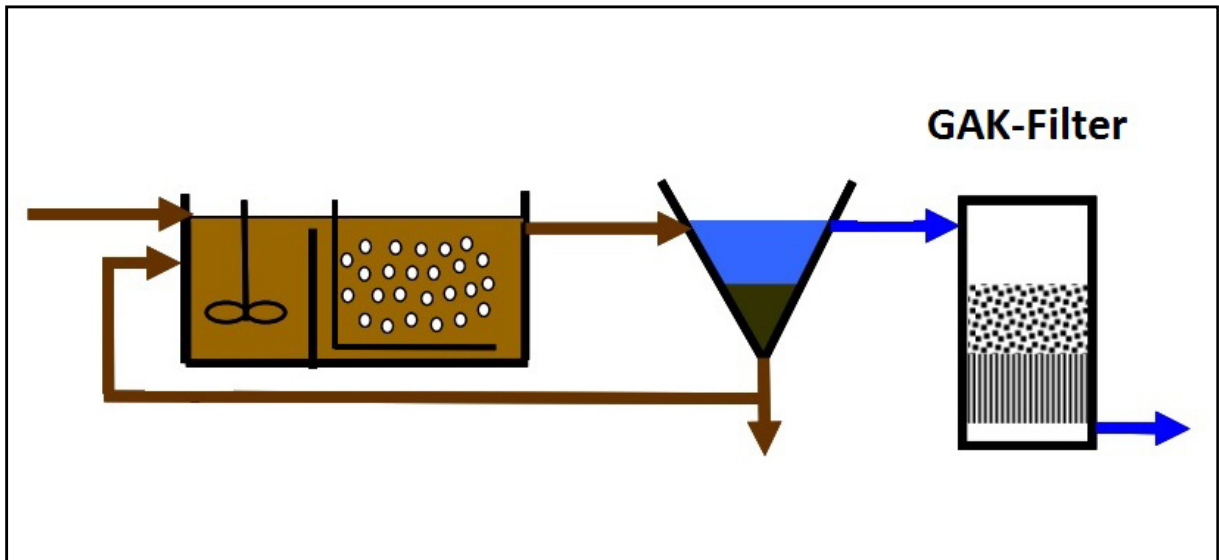


Abbildung 6.10: Vereinfachte Darstellung einer GAK-Filtration nach der Belebung (verändert und ergänzt nach Zwickenpflug et al., 2010)

Die 4. Reinigungsstufe in Form einer GAK-Adsorption fängt nach der herkömmlichen biologischen Reinigungsstufe an, dem Ablauf der Nachklärung. Dies wird ebenso auf der Kläranlage Horstmar vorgesehen.

6.3.2 PAK-Adsorption

Die Adsorption mittels pulverisierter Aktivkohle wurde bei einer Vielzahl von Pilotanlagen getestet und wird bereits bei einigen Kläranlagen realisiert. Vor der Ozonung ist sie mittlerweile die meist praktizierte Verfahrensstufe zur Mikroschadstoffelimination.

Für die Charakterisierung der PAK-Adsorptionseigenschaften sind im Wesentlichen folgende Begriffe von Bedeutung:

- Jodzahl in mg/g

Die Jodzahl gibt an, welche Menge an Jod bei einer definierten Jod-Restkonzentration in Lösung pro Gramm PAK adsorbiert wird. Bei Jod wird davon ausgegangen, dass sich genau ein Jodatome auf einen Adsorptionsplatz anlagert. Es werden also Zahlenwerte erreicht, welche hinsichtlich ihrer Tendenz als auch hinsichtlich der spezifischen Oberfläche (wird im Folgenden vorgestellt) der Aktivkohle in etwa übereinstimmen.

- Spezifische Oberfläche in m²/g

Die spezifische Oberfläche gibt an, wie groß die Fläche in einem Gramm Aktivkohle ist. Bestimmt wird diese experimentell mittels der BET-Methode, einem Analyseverfahren zu Größenbestimmung von Oberflächen durch Gasadsorption.

- Molassezahl in mg

Die Molassezahl gibt an, wie viel Aktivkohle benötigt wird, um eine standardisierte Melasselösung zu entfärben. Gute Aktivkohlen weisen einen Wert von maximal 300 mg auf. Je geringer die Molassezahl ausfällt, desto besser ist die Aktivkohle. Dies ist darin begründet, dass weniger Aktivkohle benötigt wird, um die Melasselösung zu entfärben. Die Molassezahl kann auch als Maß für den Gehalt an Makroporen gesehen werden, da Molasse aus verhältnismäßig großen Molekülen besteht.

- Korngröße hier im μm -Bereich betrachtet

Die Korngröße wird durch eine Siebanalyse bestimmt. Häufig wird auch der Parameter D_{50} angegeben. Dieser gibt die Maschenweite bei einem Siebdurchsatz von 50 % an. Die üblichen Korngrößen bewegen sich laut unterschiedlicher Hersteller zwischen 0,5 und 300 μm , wobei sich die Hauptmengen in Bereichen zwischen 10 und 100 μm bewegen. Für die Abwasserbehandlung zur Elimination von Mikroverunreinigungen ist eine Aktivkohle mit hohem Feinkornanteil am besten geeignet.

- Dichte in kg/m^3

Die Dichte wird anhand der Porosität und der Partikelgrößenverteilung bestimmt und sollte möglichst gering ausfallen.

In der Praxis hat sich gezeigt, dass eine Konzentration der PAK von 5 bis 20 mg/l ausreicht, um eine mittlere 80 %-ige Eliminationsrate für Mikroschadstoffe erzielen zu können. Die Reaktionszeiten im Kontaktreaktor sollten zwischen 20 und 30 Minuten gewählt werden. Die Kosten für pulverisierte Aktivkohle können stark variieren und liegen derzeit etwa bei 1,60 €/kgPAK.

Positiv ist die PAK-Adsorption insofern hervorzuheben, als dass diese neben der Metabolitenvermeidung ebenfalls eine zusätzliche Reinigungswirkung hinsichtlich des CSB, des AFS und des Gesamtphosphors aufweist (Pinnekamp, 2012). Des Weiteren wurde nachgewiesen, dass die Pulveraktivkohle die Schlammeigenschaften verbessert. Untersuchungen der Eawag zeigen, dass der Schlammvolumenindex bei steigender PAK-Zugabe deutlich verbessert wird (Zwickenpflug et al., 2010). Auch erwiesen die Ergebnisse der Technischen Universität Dortmund, dass durch die PAK-Zugabe eine Einsparung von Schlammkonditionierungsmitteln und eine Reduzierung der Klärschlamm Entsorgung um 20 % möglich sind (Fahlenkamp et al., 2008). Halbtechnische Versuche wurden hierzu nicht durchgeführt, weshalb lediglich auf eine mögliche Reduzierung hingewiesen wird. Zudem kann vermutet werden, dass die teilweise mit organischen Kohlenstoffverbindungen beladene PAK in der Faulung zu einem höheren Gasertrag und somit zu einer erhöhten Energieerzeugung führt. Belegt wurde, dass durch erhöhte Temperaturen und pH-Werte im Faulraum keine Desorption der Mikroschadstoffe zu erwarten ist. Im Gegenteil scheint es zu einer weiteren Beladung der PAK mit Mikroschadstoffen zu kommen, was zu einer Reduktion der

rezyklierten Fracht aus dem Faulwasser führt (Zwickenpflug et al., 2010). Genauere Untersuchungen hierzu sind nicht bekannt.

Der Literatur ist zu entnehmen, dass die Rückführung der Aktivkohle ins Belebungsbecken oder in das Kontaktbecken positive Auswirkungen haben kann. So haben beispielweise Untersuchungen der Eawag gezeigt, dass sich bei Anwendung von 10 mg/l der DOC ohne Rückführung in die Belebung um 15 % verringern konnte. Mit Rückführung lag die Elimination bei rund 38 %. Ein Einfluss auf die Nitrifikationsleistung konnte nicht festgestellt werden. Ebenso auf die Mikroschadstoffe hat die Rückführung der PAK in die Belebungsbecken zu guten Ergebnissen geführt. „Gerade bei Stoffen, die bei der nachgeschalteten PAK-Behandlung ohne Rückführung nur schlecht bis unzureichend eliminiert werden konnten [...], wurde im 2. Pilotexperiment mit PAK-Rückführung teilweise eine starke Zunahme der Eliminationsleistung beobachtet“. (Zwickenpflug et al., 2010)

Ein Nachteil der Behandlung mit Pulveraktivkohle ist, dass bei Zuführung des PAK-Schlammes in die herkömmliche Schlammbehandlungsstraße der Schlamm nicht mehr in der Landwirtschaft genutzt werden kann. Grund dafür sind die von der PAK adsorbierten Mikroschadstoffe. Diese Stoffe werden bei der landwirtschaftlichen Nutzung wieder in die Umwelt abgegeben. Bei einer gewählten PAK-Adsorption als 4. Reinigungsstufe muss der behandelte Schlamm meist thermisch verwertet werden. Bei bestimmten Verfahrensvarianten bestünde die Möglichkeit, dass der PAK-Schlamm in eine eigens hierfür errichtete Schlammbehandlungsstraße gefördert wird und somit nicht in Kontakt mit dem restlichen Schlämmen der Kläranlage kommt. Bei diesen Varianten dürfte die PAK nicht in die Biologie zurückgefördert werden, was zu einer vergleichsweise schlechteren Eliminationsleistung führen wird.

6.3.2.1 Verfahrensmöglichkeiten der PAK-Adsorption

Bei der PAK-Adsorption gibt es eine Vielzahl denkbarer Verfahrensmöglichkeiten. Neben der Auswahl der PAK-Eintragsstelle muss über nachgeschaltete Verfahren zur PAK-Abscheidung (Kapitel 6.3.2.2) nachgedacht werden. Auch sollte über die Zugabe und den Ort der Zugabe von Fällmitteln und Flockungshilfsmittel nachgedacht werden, um eine optimale Abscheidung der Aktivkohle zu gewährleisten. Welche Möglichkeiten umgesetzt werden können, wird in diesem Kapitel kurz vorgestellt:

- PAK-Dosierung in die Belebungsbecken mit Nutzung der Nachklärbecken zur Sedimentation und abschließender Filtration

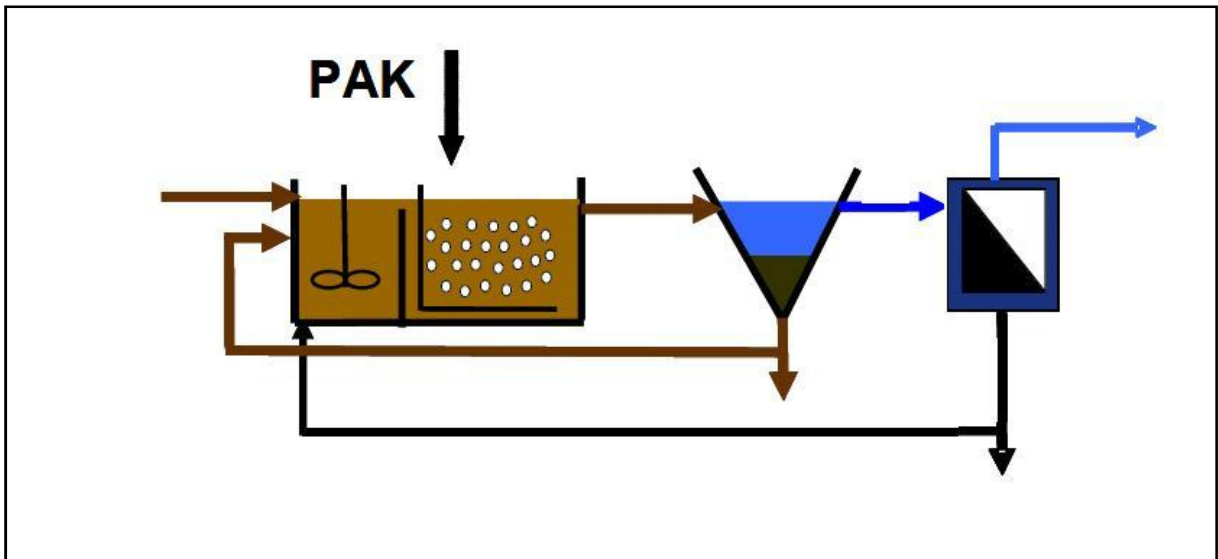


Abbildung 6.11: Vereinfachte Darstellung der Direktdosierung von PAK in die Belebung (verändert und ergänzt nach Zwickenpflug et al., 2010)

Eine Variante ist die Zugabe direkt in die meist einstufige betriebene biologische Stufe (Abbildung 6.11). Getestet wurde ein solches Verfahren auf der halbtechnischen Anlage der Eawag mit Fällmittelzugabe vor der Belebung. Hierbei steht dem höheren Konzentrationsgradienten zwischen Adsorptiv und wässriger Phase eine höhere Konzentration an DOC gegenüber, welcher mit Mikroschadstoffen in Konkurrenz um die Adsorptionsplätze steht und sich somit hinderlich auf die Adsorption von Mikroschadstoffen auswirkt. Es wird also eine größere Menge an pulverisierter Aktivkohle benötigt. Untersuchungen haben gezeigt, dass bei diesem Verfahren bei gleicher Eliminationsleistung etwa doppelt so viel PAK gebraucht wird, wie bei der Dosierung der PAK in ein separates Kontaktbecken (Zwickenpflug et al., 2010).

Diese Option kann bei Kläranlagen mit geringer Ausbaugröße oder schlechten Platzverhältnissen genauer betrachtet werden. Auf den Bau eines Kontaktbeckens und einer weiteren Sedimentation wird hierbei verzichtet. Eine nachgeschaltete Filtrationsstufe für die PAK-Abscheidung wird hingegen benötigt.

- PAK-Dosierung in ein Kontaktbecken mit nachgeschalteter Sedimentation und Filtration

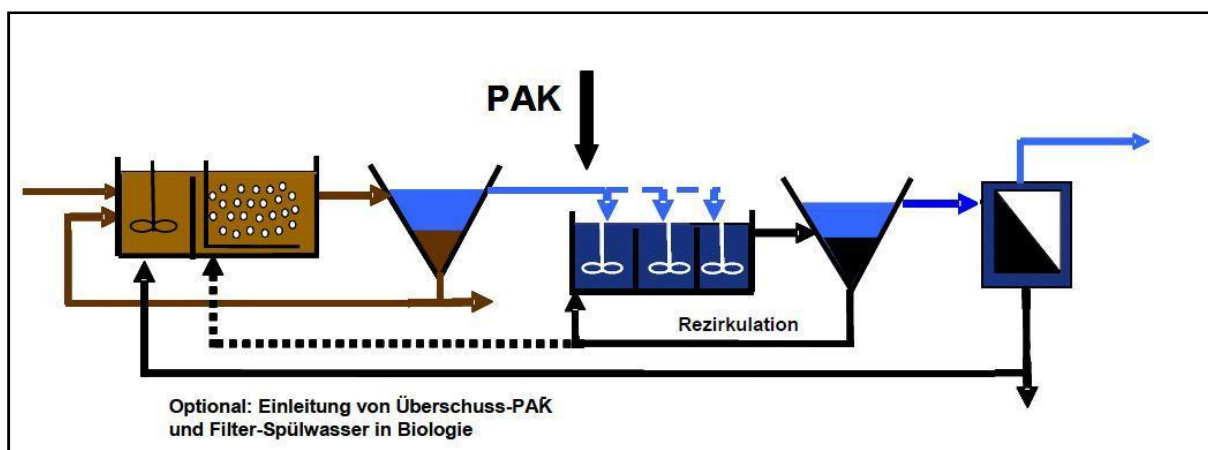


Abbildung 6.12: Vereinfachte Darstellung der PAK-Dosierung im Kontaktbecken und anschließender PAK-Abscheidung mittels Sedimentation und Filtration (verändert und ergänzt nach Zwickenpflug et al., 2010)

Eine weitere Möglichkeit ist eine nachgeschaltete Behandlungsstufe, bei der das Abwasser der Nachklärung in einem Kontaktbecken mit PAK vermischt und anschließend in einem Trennverfahren mit Sedimentation und anschließender Filtration abgeschieden wird (Abbildung 6.12), auch AFSF-Verfahren (Adsorption-Flockung-Sedimentation-Filtration) genannt. Auf mögliche Abscheidungsverfahren für die PAK wird in Kapitel 6.3.2.2 eingegangen.

Die erste herkömmliche kommunale Kläranlage mit PAK-Adsorptionsstufe nach dem AFSF-Verfahren wurde 1990 auf der Kläranlage Albstadt-Ebingen realisiert. Der Ablauf der Nachklärung wurde hier zunächst in einem Kontaktreaktor mit der PAK 15 bis 30 Minuten vermischt. In einer zweiten Kammer des Reaktors wird Flockungsmittel zudosiert. Anschließend wird in einer dritten Kammer Flockungshilfsmittel eingetragen. Der Hauptteil des PAK-Schlamm-Gemisches wird durch ein Sedimentationsbecken abgesetzt. Für die optimale Rücknahme der PAK kann abschließend weiteres Flockungshilfsmittel hinzudosiert werden. Die restlichen PAK-Flocken werden Großteils durch den dort verwendeten Flockungsfilter entnommen. Für eine optimale Adsorptionswirkung wird die PAK aus der Sedimentation und der Filtration in die Belebung oder, je nach Bedarf, in den Zulauf des Kontaktreaktors rezirkuliert. Diese Kläranlage hatte zunächst den Nutzen, die in dieser Region hohen Farbstofffrachten der anliegenden Textilveredelungsindustrie zu reduzieren. Da jedoch im Laufe der Zeit die Dichte der Textilunternehmen abnahm, wurde auch die PAK-Dosierung hier auf unter 10 mg/l heruntergefahren. Erst in letzter Zeit wurde diese Kläranlage hinsichtlich ihrer Mikroschadstoffreduzierung untersucht. Es wurde festgestellt, dass die hier erzielte Reinigungswirkung der Mikroschadstoffe bei 70 bis 80 % lag.

- PAK-Dosierung in ein Kontaktbecken mit nachgeschalteter Filtration

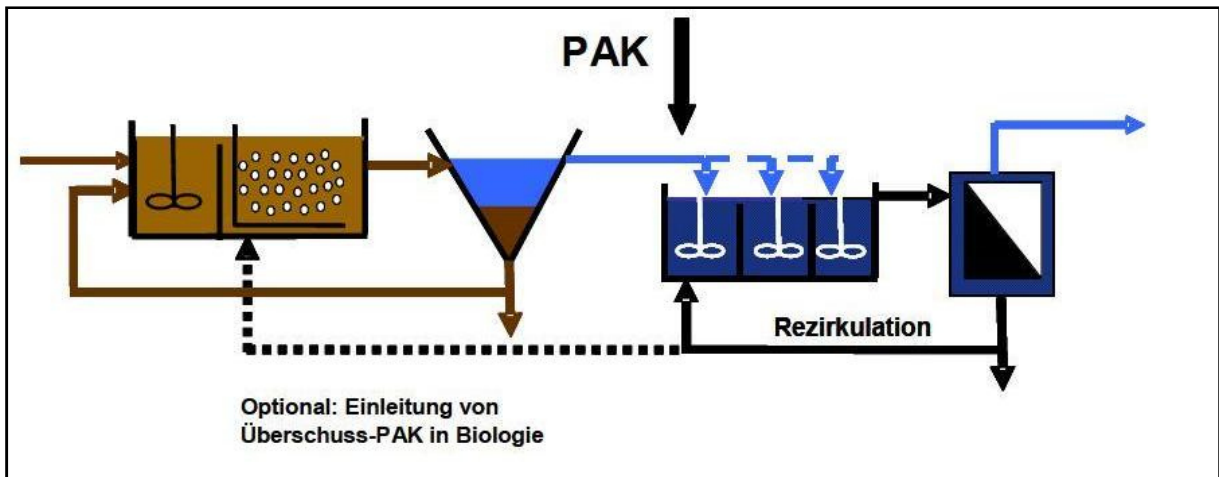


Abbildung 6.13: Vereinfachte Darstellung der PAK-Dosierung im Kontaktbecken und anschließender PAK-Abscheidung mittels Filtration (verändert und ergänzt nach Zwickenpflug et al., 2010)

Ein alternatives Verfahren ist eine nachgeschaltete Behandlungsstufe, bei der das Abwasser der Nachklärung in einem Kontaktbecken mit der Pulveraktivkohle vermischt und anschließend in einem Trennverfahren ohne vorhergehende Sedimentation mittels Filtration abgeschieden wird (Abbildung 6.13). Hier bietet sich ebenfalls neben der einstufigen auch eine mehrstufige Anwendung an, bei der die Überschusskohle zurück in die Belebung oder ins Kontaktbecken geführt wird und eine bessere Ausnutzung der Adsorptionskapazität zur Folge hat.

- PAK-Dosierung in einen Kontaktbecken mit nachgeschalteter Flockungsfiltration

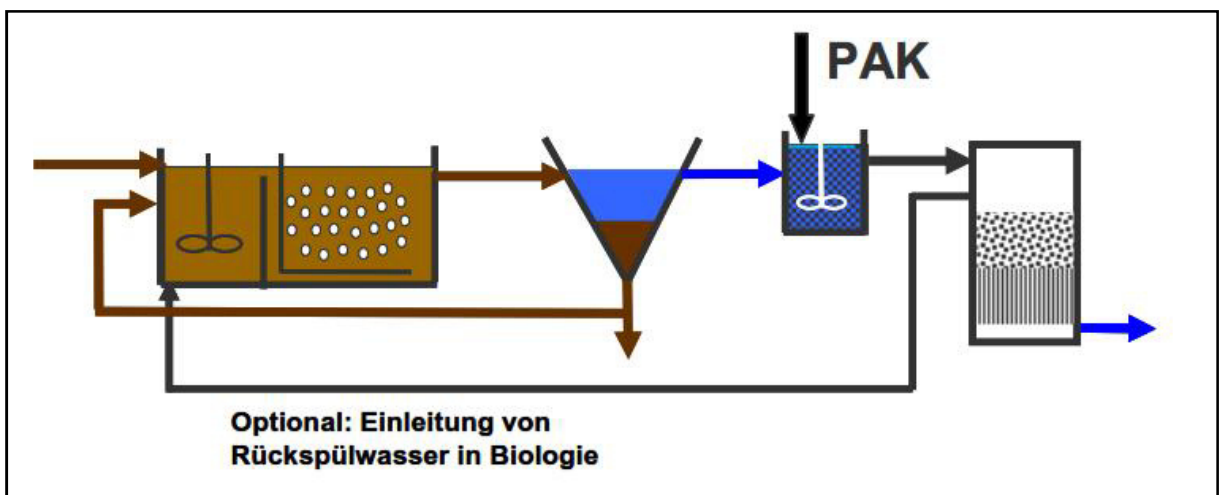


Abbildung 6.14: Vereinfachte Darstellung der Dosierung der PAK in einem Kontaktbecken mit nachgeschalteter Flockungsfiltration (verändert nach Zwickenpflug et al., 2010)

Eine weitere verfahrenstechnische Option stellt die Zugabe der PAK in einen vorgeschaltetes Kontaktbecken mit anschließender Flockungsfiltration dar (Abbildung 6.14). Umgesetzt wurde dieses Verfahren in einem großtechnischen Versuch auf der Kläranlage Klo-

ten/Opfikon in der Schweiz mit Fällmittelzugabe in das Kontaktbecken. Vorteil hierbei ist der zusätzliche biologische Abbau im Filterbett. Durch erhöhte Kolmation muss bei diesem Verfahren der Filter jedoch häufiger rückgespült werden. Auf eine Sedimentationsstufe wird verzichtet. Es kommt nicht zur kontinuierlichen Rückspülung der neu eingetragenen PAK, wodurch das PAK-Schlammalter im Flockungsfilter abhängig von den Rückspülintervallen ist. Mit der Einleitung des Spülwassers in die Biologie erhöht sich das PAK-Schlammalter im Gesamtsystem schließlich um das des Biologieschlammes.

6.3.2.2 Verfahren zur Nachbehandlung / PAK-Abscheidung

Für den einwandfreien Betrieb einer PAK-Adsorptionsstufe muss die Aktivkohle nach dem Kontakt mit dem Abwasser wieder dem Wasserkreislauf der Kläranlage entnommen werden. Hierfür finden sich in der Literatur verschiedene Verfahren. In den meisten Fällen wird ein Sedimentationsbecken dem PAK-Kontaktbecken nachgeschaltet. Da dieses jedoch nicht zur weitergehenden PAK-Abscheidung ausreicht, muss eine nachgeschaltete Einheit den restlichen, schlecht sedimentierfähigen Feinanteil der PAK abscheiden. Bei einem Großteil der derzeit bestehenden Anlagen wurde hierfür eine herkömmliche Flockungsfiltration im Raumfilter genutzt. Die derzeit am häufigsten umgesetzte 4. Reinigungsstufe in Form einer PAK-Adsorptionsstufe ist eine AFSF-Stufe, vereinfacht dargestellt in Abbildung 6.15.

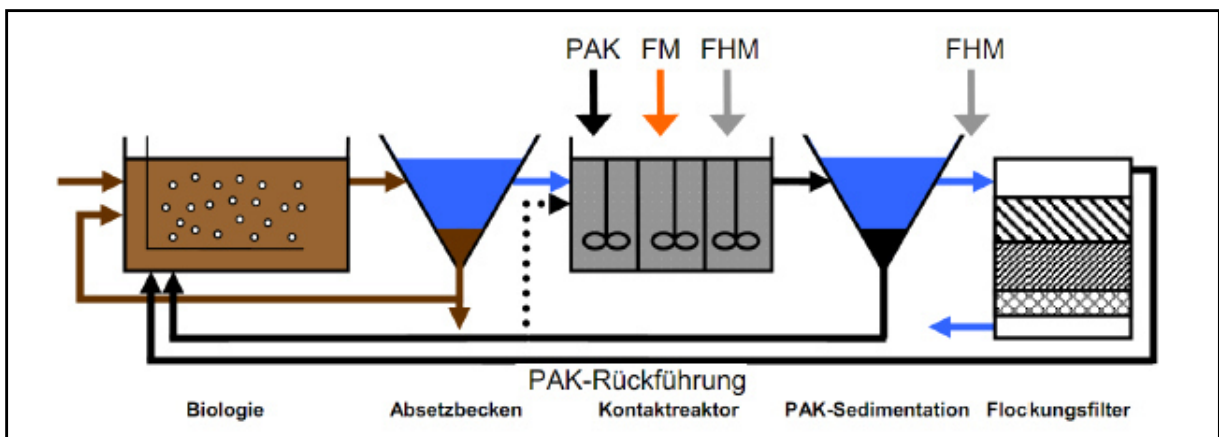


Abbildung 6.15: AFSF-Verfahrensschema (Pinnekamp, 2012)

Das Filtermaterial herkömmlich betriebener Flockungsfilter, häufig auch als Sandfilter bezeichnet, besteht aus Filtersand (Einschichtfilter) oder aus Filtersand und bspw. Anthrazit (Zwei- oder Mehrschichtfilter). Die Reinigung solcher Flockungsfilter erfolgt mittels einer aufwändigen und energiezehrenden Spülung, bei der in mehreren Phasen das Filtermaterial mit Klarwasser aufgelockert und das Kornmaterial von den adsorbierten Schmutzstoffen befreit wird.

Da die Kläranlage Horstmar nicht über bereits bestehende Flockungsfilter verfügt, die für den Umbau und Anpassung an eine 4. Reinigungsstufe genutzt werden könnten, werden in den folgenden Kapiteln alternative Filtrationsverfahren vorgeschlagen, die sich hinsichtlich einer effektiven PAK-Abscheidung bewährt haben.

Vorweg ist festzuhalten, dass sich alle der vorgestellten Filtersysteme, neben der PAK-Abscheidung, ebenso gut zur weitergehenden Elimination anderer Wasserinhaltsstoffe (bspw. Phosphor, Stickstoff- und CSB-Verbindungen oder Mikroplastik) eignen, sofern diese in gebundener Form im Wasser enthalten sind.

6.3.2.2.1 Die DynaSand-Filtration

Kommt ein Neubau von Flockungsfilter in Frage, so bietet sich hierfür aufgrund der geringen Energiekosten und einfachen Verfahrenstechnik ein Einschichtfilter an, der nach dem Prinzip der DynaSand-Filter der Firma Nordic Water arbeitet. Es handelt sich hierbei um einen kontinuierlich betriebenen, aufwärts durchströmten Filter mit bewegtem Filterbett, ersichtlich in der linken Abbildung 6.16.

Im Gegensatz zum herkömmlichen Flockungsfilter erfolgt die Filterspülung bei diesem Verfahren nicht mittels Klarwasser, was eigens für die Spülung vorgehalten werden muss. Ein weiterer Vorteil ist, dass der Filter während der Spülung nicht außer Betrieb genommen werden muss.

Zur PAK-Abscheidung wird der DynaSand-Filter im Rahmen des noPILLS-Projektes bei der Versuchsanlage am Marienhospital Gelsenkirchen eingesetzt. Inwieweit die DynaSand-Filter die Pulveraktivkohle dort abscheiden, wurde nicht untersucht. Daten zum Betrieb und zur PAK-Abscheideleistung liegen nicht vor. Daten über den AFS- und Phosphat-Rückhalt können genannt werden: Laut Vertretern der Firma Nordic Water wird ein AFS-Rückhalt von < 5 mg/l gewährleistet, wenn Fällmittel zugegeben wird. Die Phosphatkonzentration kann hingegen bei Fällmittelzugabe bis $< 0,1$ mg/l reduziert werden. (Zehender, 2014)

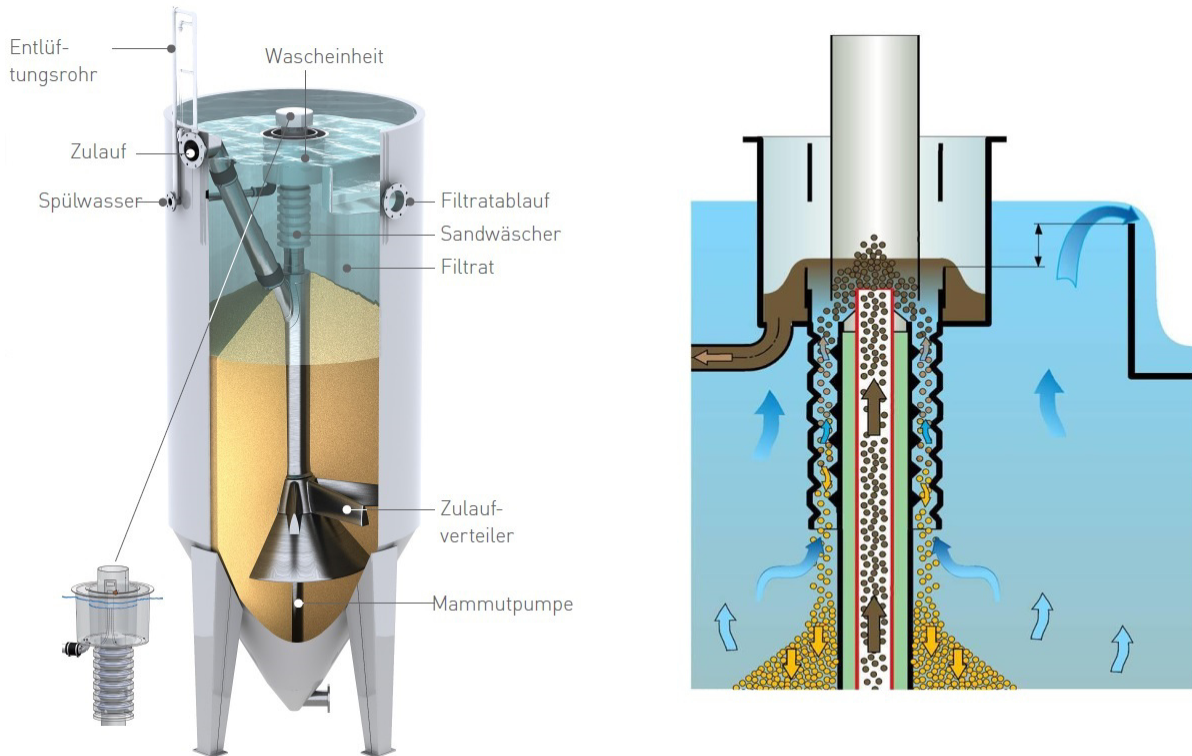


Abbildung 6.16: DynaSand-Filter (links) mit Schema zum Sandreinigungsprozess (rechts) (Fa. Nordic Water, 2014)

Bei diesen Filtersystemen wird das zu filternde Wasser vom Zentralrohr zum Zulaufverteiler im unteren Teil des Filters geleitet. Das Wasser durchströmt anschließend aufwärts das Sandbett und verlässt den Filter letztlich über ein Überlaufwehr. Die im Wasser enthaltenen Feststofffrachten werden bei diesem Prozess im Sandbett zurückgehalten. Im unteren Teil des Filters befördert eine Mammutpumpe den verschmutzten Sand mittels Druckluft in den oberen Bereich des Filters, in dem die ausfiltrierten Stoffe vom Sand ausgewaschen werden. Der gereinigte Sand fällt anschließend nach unten auf das Sandbett und dient wieder als Filtermaterial. Dieser Sandreinigungsprozess wird rechts in Abbildung 6.16 dargestellt. (Fa. Nordic Water, 2014)

6.3.2.2 Die Fuzzy-Filtration

Ein alternatives Filtrationsverfahren bietet der aufwärts durchströmte Fuzzy-Filter der Firma Bosman. Dieser Filter besteht aus einem quadratischen Gehäuse, in dem sich das Filtermedium zwischen zwei perforierten Platten befindet. Das Filtermedium besteht aus sog. Fuzzy-Filter-Bällen. Diese Bälle, mit einem Durchmesser von etwa 3 cm, bestehen aus gekräuselten Polyphenylensulfidfasern, zusammengehalten durch Metallklips. Filteraufbau und Filter-Bälle sind in Abbildung 6.17 zu sehen.

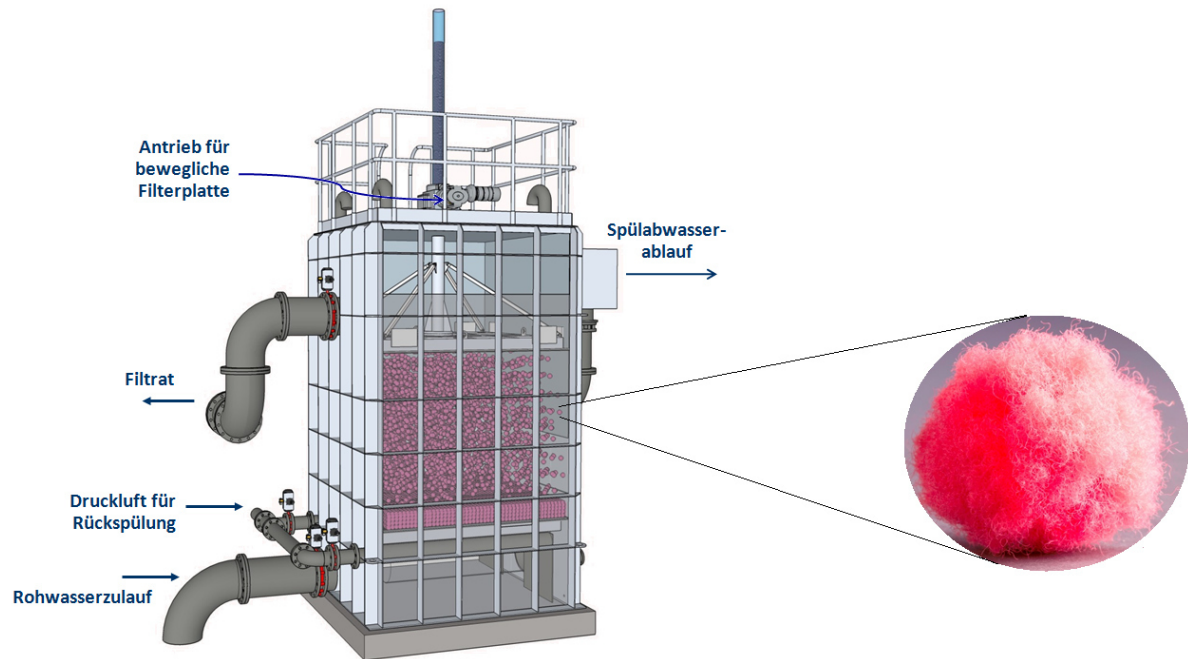


Abbildung 6.17: Fuzzy-Filter (links) und Fuzzy-Filter-Ball (rechts) (verändert und ergänzt nach Gantner, 2015)

Vorteil des Fuzzy-Filters ist, dass dank des komprimierbaren Filtermediums - je nach Anwendungsfall - unterschiedliche Porositäten im Filterbett geschaffen werden können und der Filter sich somit dem aktuellen Verschmutzungsgrad bzw. der gewünschten Reinigungsleistung anpassen kann. Hierdurch sind Filtergeschwindigkeiten von bis zu 100 m/h möglich, wodurch der Fuzzy-Filter im Vergleich zu anderen Filtern mit weniger Filterfläche die gleiche Wassermenge behandeln kann.

Auch der Fuzzy-Filter benötigt für die Filterspülung kein Klarwasser, was eigens für die Spülung vorgehalten werden muss. Der Filter kann mit Rohwasser gespült werden. Hierfür muss das gespülte Filtermodul außer Betrieb genommen werden.

Der Spülvorgang wird ausgelöst, sobald die Fuzzy-Filter-Bälle voll beladen sind. Hierdurch steigt der Filterwiderstand und erreicht mit der Zeit einen vordefinierten Wert. Alternativ kann die Spülung auch über eine Trübungsmessung oder in vorgegebenen Zeitintervallen aktiviert werden. Das Filtrations- und Spülverfahren wird in Abbildung 6.18 dargestellt.

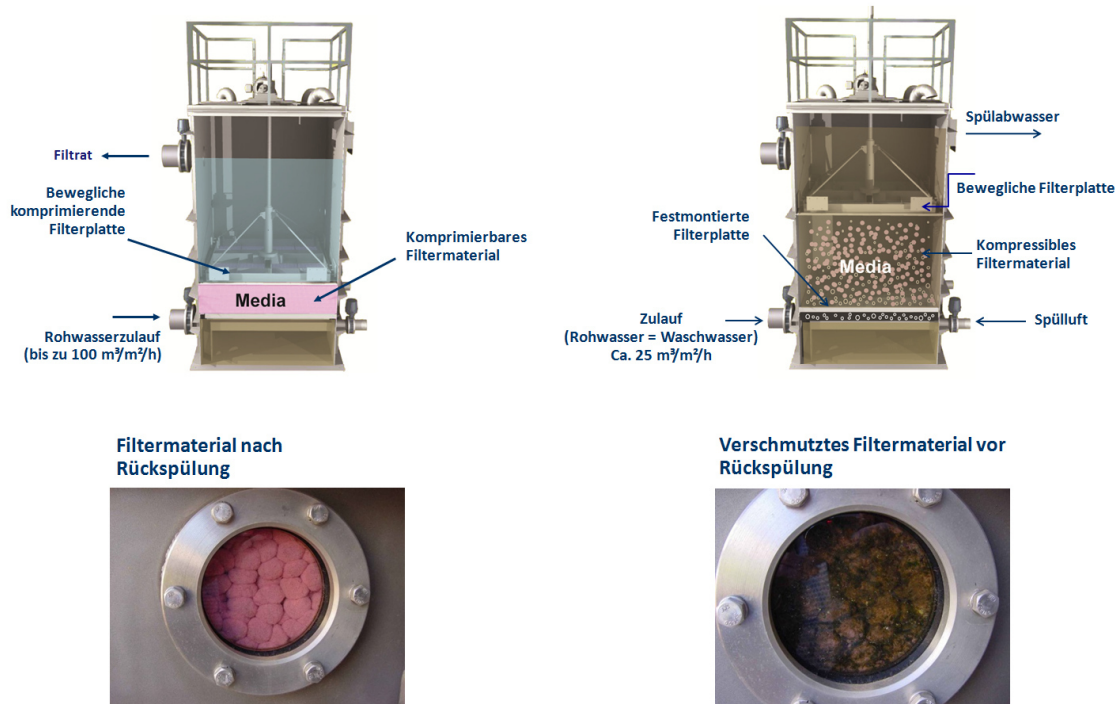


Abbildung 6.18: Filtrationsverfahren mit gespültem Filtermaterial (links) und Filterspülungsschema mit verschmutztem Filtermaterial (rechts) (Gantner, 2015)

Der Fuzzy-Filter wurde bereits auf der Kläranlage Bartrup hinsichtlich dessen PAK-Abscheideleistung getestet. Unterlagen der Firma Bosman ist zu entnehmen, dass sich der Filter bei Filtergeschwindigkeiten von 40 bis 50 m/h sehr gut zum weitergehenden PAK-Rückhalt eignet. Auch im Bezug auf den AFS- und Phosphor-Rückhalt können laut Hersteller sehr gute Ablaufkonzentrationen genannt werden, welche im Folgenden aufgeführt werden (Fa. Bosman, 2015):

- $PAK_{\text{Filterzulauf}} \leq 20 \text{ mg/l} \rightarrow PAK_{\text{Filterablauf}} < 1 \text{ mg/l}$
- $AFS_{\text{Filterzulauf}} \leq 100 \text{ mg/l} \rightarrow AFS_{\text{Filterablauf}} < 1 \text{ mg/l}$
- $P_{\text{Filterzulauf}} \leq 10 \text{ mg/l} \rightarrow P_{\text{Filterablauf}} = 0,1 - 0,3 \text{ mg/l}$

Nach zwei erfolgreichen Testphasen auf der Kläranlage Bartrup wurde entschieden, eine PAK-Adsorptionsstufe mit anschließender Fuzzy-Filtration großtechnisch auf der Kläranlage zu installieren. Die Inbetriebnahme ist im Sommer 2017 vorgesehen.

6.3.2.2.3 Die Tuchfiltration

Eine andere Möglichkeit der Filtration bietet der Tuchfilter der Firma Mecana. Bei diesem Filter strömt das Wasser von außen nach innen durch ein Filtertuch, ersichtlich in Abbildung 6.19.

In unabhängigen Versuchsreihen der Arge „Forschung Spurenstoffe NRW“ – MIKROFlock wurden die Tuchfilter mit anderen Absetz- und Filtrationsverfahren zur PAK-Abscheidung über ein Jahr verglichen. Hierbei zeigte der Tuchfilter die zuverlässigsten und stabilsten Testergebnisse (im Vergleich zum Sedimentationsbecken, Lamellenabscheider, Mikrosieb und Druckentspannungsflotation). Ohne die Zugabe von Flockungshilfsmittel wies der Tuchfilter eine sehr gute PAK-Abscheideleistung auf. In der Studie werden AFS-Abscheideleistungen von bis zu 96 % genannt (bei einer PAK-Zugabe von 20 mg/l und Eisen-Fällmittelzugabe von 2 mg/l) (Pinnekamp, 2012).

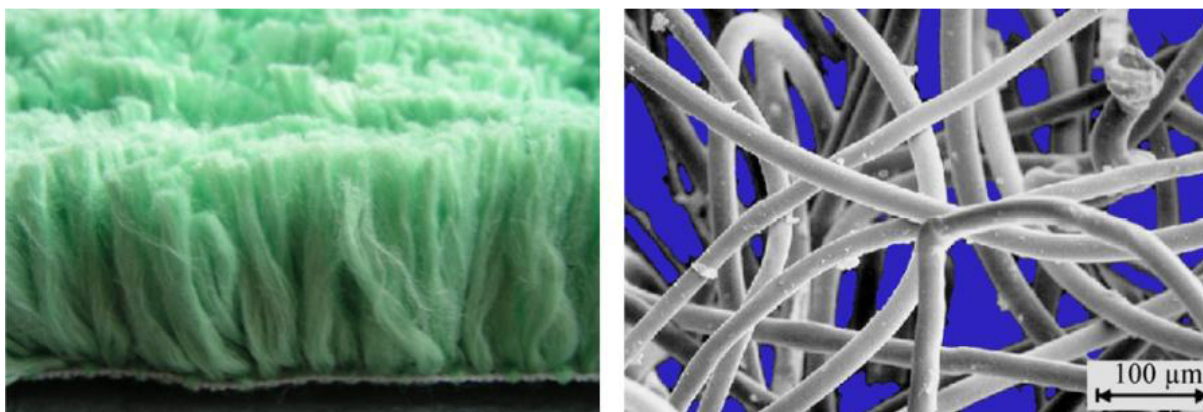


Abbildung 6.19: Aufbau und Struktur der Tuchfilteroberfläche (Grabbe, 2013)

Neben der guten PAK-Abscheideleistung eignen sich die Filter ebenso zur AFS- und Phosphor-Elimination. Laut Unterlagen der Firma Mecana können AFS-Ablaufwerte von < 5 mg/l und Phosphor-Ablaufwerte $< 0,1$ mg/l erreicht werden (Fa. Mecana, 2014a und 2014b).

Bei dem Filterprozess lagern sich die abfiltrierbaren Stoffe auf und in dem Filterbett des Tuchfilters ab. Ist das Tuch voll beladen, nimmt der Filterwiderstand zu. Hierdurch steigt der Füllstand und erreicht mit der Zeit einen vordefinierten Wert, durch den die automatische Nassabsaugung ausgelöst wird. Vorteilhaft hierbei ist, dass der Tuchfilter im laufenden Betrieb abgesaugt werden kann, ohne dass die Filtration unterbrochen werden muss.

Im Becken des Tuchfilters kann es zusätzlich zur Ablagerung sedimentierfähiger Stoffe kommen. Diese werden mittels einer Bodenschlammpumpe abgesaugt und dem Kreislauf wieder zugeführt. Vorteil bei der Tuchfiltration ist, dass der Zulaufstrom nicht unterbrochen werden muss. Der Aufbau und der Absaugprozess ist in der Abbildung 6.20 dargestellt.

Jüngste Erkenntnisse zum Thema „Mikroplastik“ (Stand November 2014) haben ergeben, dass sich die Tuchfiltration gut zur Mikroplastikelimination aus dem Abwasser eignet. Die auf der Kläranlage Oldenburg verwendeten Tuchfilter konnten in einer Untersuchung etwa 97 % der Mikroplastikfracht zurückhalten (Mintening, 2014). Von Bedeutung ist hier-

bei, dass die Kläranlage Oldenburg nicht über eine PAK-Adsorptionsstufe verfügt. Eine vorgeschaltete PAK-Adsorption würde möglicherweise zu einer besseren Mikroplastikelimination führen. Ein weiterer Fakt ist, dass die in Oldenburg verwendeten Tuchfilter (Einzelfilament Durchmesser etwa $27,4\ \mu\text{m}$) nicht den Tuchfiltern entsprechen, die der Hersteller zur PAK-Abscheidung (Einzelfilament Durchmesser etwa $7,4\ \mu\text{m}$) auslegt (Süsser, 2014a). Die Filter zur PAK-Abscheidung sind in ihrer Beschaffenheit feiner und dichter (Süsser, 2014b), worauf zu schließen ist, dass diese ebenso zu einer weitergehenden Mikroplastikelimination führen.

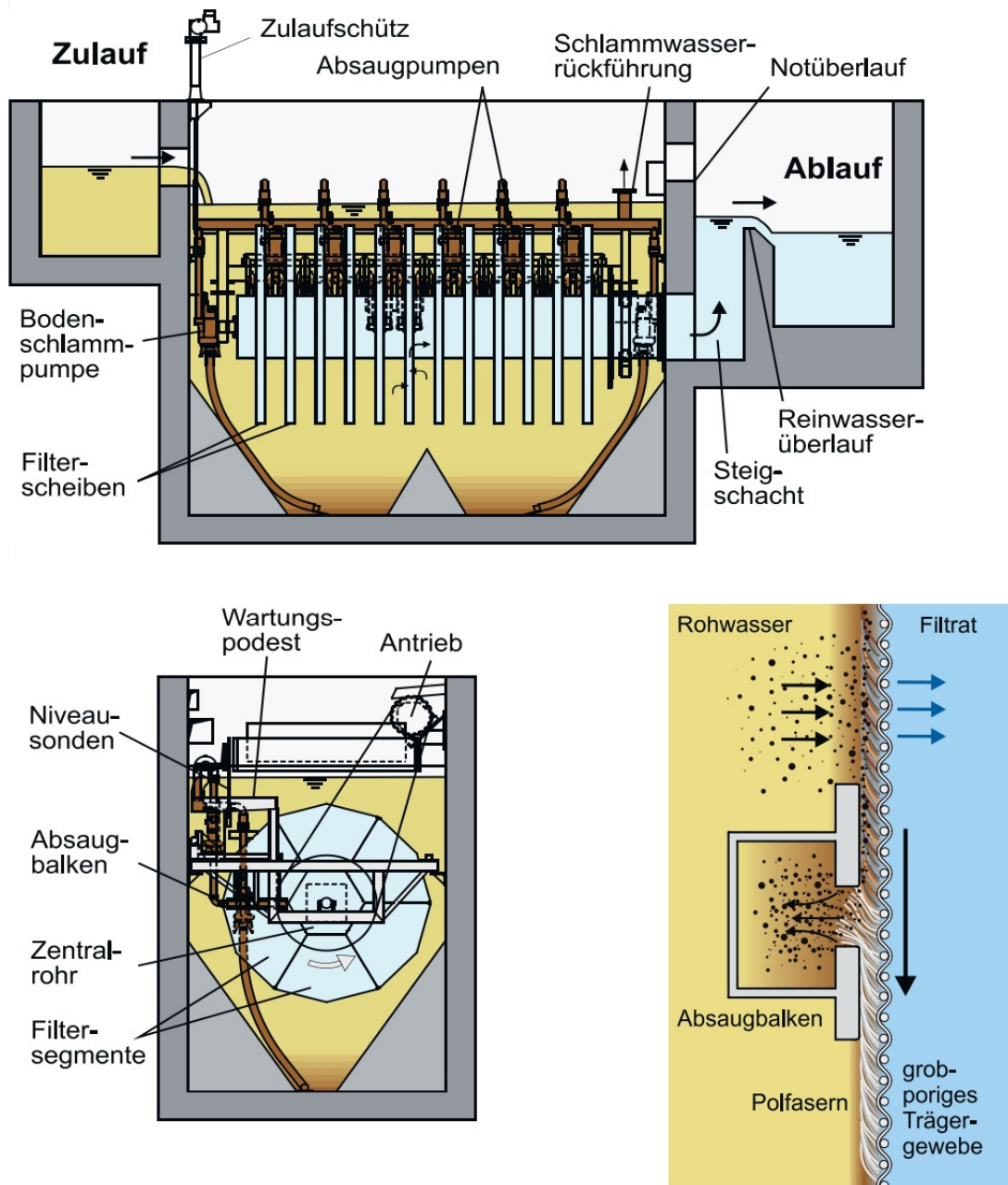


Abbildung 6.20: Aufbau (oben und links unten) und Absaugprozess (rechts unten) des Tuchfilters (Fa. Mecana, 2014a)

Die Tuchfilter werden großtechnisch auf den Kläranlagen Lahr und Laichingen zur PAK-Abscheidung eingesetzt. Bei beiden Kläranlagen ist vor der Tuchfiltration eine Sedimentation gemäß Abbildung 6.12 vorgeschaltet. Die gut einjährigen Betriebserfahrungen auf der Kläranlage in Lahr bestätigen, dass die Tuchfiltration eine interessante Alternative zum Sandfilter ist. So lagen dort die AFS-Ablaufwerte im Regelbetrieb bei 2 mg/l. Die Phosphor-Ablaufwerte konnten von im Mittel 0,4 mg/l auf < 0,1 mg/l gesenkt werden, ohne dass auf der Kläranlage mehr Fällmittel eingesetzt werden muss, als vor Inbetriebnahme der 4. Reinigungsstufe. (Anders, 2016)

6.3.2.2.4 Vorgeschlagenes Filtrationsverfahren zur PAK-Abscheidung

Es wird davon ausgegangen, dass alle in den vorigen drei Kapiteln aufgeführten Filtrationsverfahren eine vergleichbare PAK-Abscheideleistung aufweisen. Auch im Hinblick auf die zusätzliche Reinigungswirkung bezüglich der allgemeinen Ablaufparameter, wie den Phosphor-, CSB- oder Stickstoffablaufwert, werden vergleichbare Eliminationsraten der drei Filtersysteme erwartet.

Letztlich wurde für alle drei Filtersysteme ein für die Kläranlage zugeschnittenes Angebot (unter den gleichen Zulaufvoraussetzungen) von den jeweiligen Herstellern erstellt. Neben diesen Angeboten wurden alle mit dem jeweiligen Filtersystem zusammenhängenden Kosten summiert und verglichen. Nach prioritär monetärem Vergleich der Investitions- und Jahreskosten aller Filtersysteme wurden auch die nichtmonetären Aspekte miteinander verglichen. Letztlich wurde das aktuell vorteilhafteste Filtersystem für die weitere Bearbeitung der Machbarkeitsstudie ausgewählt.

Im Rahmen der Machbarkeitsstudie wird für Kläranlage Horstmar vorgeschlagen, die Tuchfiltration für die PAK-Abscheidung auszuwählen.

6.3.2.3 Fällmittel- und Flockungshilfsmittelzugabe

Eine Fällmittel- und Flockungshilfsmittelzugabe kann sich förderlich auf die Abscheidung der PAK-Fracht auswirken. An welcher Stelle diese Mittel in der 4. Reinigungsstufe zugegeben werden sollten ist ebenso nicht vorgeschrieben, wie die Dimensionierung der restlichen Anlagenkomponenten. Es ist außerdem abzuwägen, ob sich die Zugabe dieser Mittel überhaupt förderlich auswirkt, ob der Eintrag möglicherweise zu Komplikationen führt und ob auf die Zudosierung verzichtet werden kann.

Laut Eawag nimmt der Einsatz von Fällmitteln keinen entscheidenden Einfluss auf die Elimination von Mikroschadstoffen. Zwar bewirkt die Fällmittelzugabe eine Bindung und Stabilisation der partikulären und kolloidalen Fraktionen im Abwasser, jedoch wirkt sich

die Reduktion dieser Fraktion nicht entscheidend auf die Adsorption der Mikroschadstoffe aus (Zwickenpflug et al., 2010).

Versuche der Arge „Spurenstoffe NRW“ – MIKROFlock haben gezeigt, dass ein mit PAK versetztes Wassergemisch bei Fällmittelzugabe eine bessere Sedimentationsfähigkeit aufweist (Pinnekamp, 2012). Getestet wurde dies, indem 1 Liter Wasser aus der Nachklärung des Lehr- und Forschungsklärwerkes (LFKW) der Universität Stuttgart mit einer definierten PAK-Menge 30 Minuten vermischt wurde. Zusätzlich wurde, je nach Versuchsreihe, Fällmittel mit einer Kontaktzeit von zehn Minuten und/oder Flockungshilfsmittel mit einer Kontaktzeit von 30 Minuten zugegeben. Anschließend wurden die Suspensa in einem Imhoff-Trichter eine Stunde lang abgesetzt. Der dekantierte Überstand dieser Suspensa wurde letztlich auf dessen AFS-Gehalt untersucht (Pinnekamp, 2012). Abbildung 6.21 zeigt die hierbei gemessenen AFS-Konzentrationen für die PAK-Dosierungen von 20 mg/l und 60 mg/l mit unterschiedlichen Fällmittelkonzentrationen. Als Referenz dient der rot markierte Balken, der die AFS des Überstaus ohne Fällmittelzugabe zeigt.

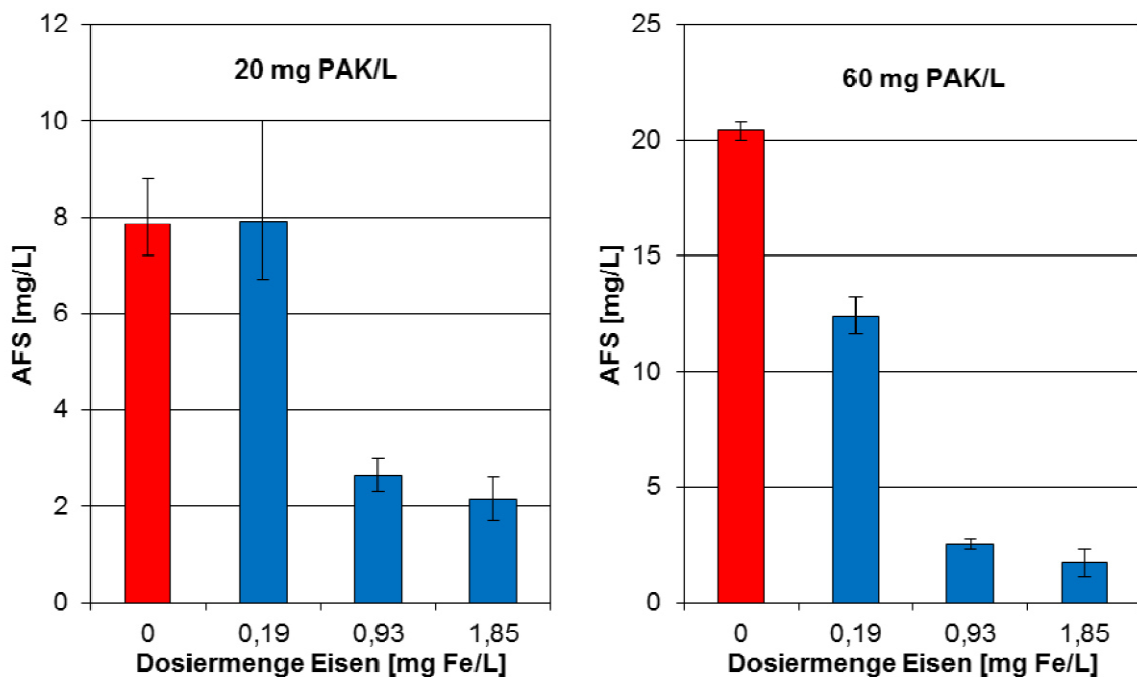


Abbildung 6.21: AFS-Konzentration im Überstau nach dem Absetzen der 20 mg/l PAK- (links) und 60 mg/l PAK-Suspension (rechts) bei unterschiedlichen Fällmittelzugaben (Pinnekamp, 2012)

Es ist eindeutig zu erkennen, dass das Absetzverhalten der PAK bei Fällmittelzugabe deutlich zunimmt. In diesem Beispiel genügt eine Zugabe des Fällmittels Eisenchlorid (40 %) von 0,93 mg/l, um eine ausreichende Sedimentation der absetzbaren Stoffe zu bewirken. Nach der Arge ergibt sich bei 20 mg/l PAK und 0,93 mg/l FeCl ein AFS-Rückhalt von ca. 85 %. Bei 60 mg/l PAK und 0,93 mg/l FeCl ergaben sich ca. 95 % Rückhalt. Eine Angabe der

AFS-Ausgangskonzentration der Nachklärung wurde nicht genannt, worauf zu schließen ist, dass der Rückhalt noch etwas höher ausfallen kann.

Ergebnisse der Eawag weisen ebenfalls auf einen besseren Rückhalt der PAK durch Fällmittelzugabe hin. Hierbei wurde der AFS-Gehalt im Ablauf der Nachklärung und nach der Flockungsfiltration gemessen. Bewertet wurden die Ablaufwerte in Versuchsreihen ohne PAK-Zugabe, mit PAK-Zugabe und letztlich mit PAK- und Fällmittel-Zugabe vor der Flockungsfiltration. Die besten Ablaufwerte bezüglich des AFS ergaben sich in der Versuchsreihe mit kombinierter PAK- und Fällmittelzugabe (Zwickenpflug et al., 2010).

Eine reine Flockungshilfsmittelzugabe wurde ebenfalls von der Arge getestet (Pinnekamp, 2012). Überprüft wurden in den Versuchen drei anionische und drei kationische Polymere des Herstellers „Reiflock“ auf deren Wirksamkeit hinsichtlich einer Verbesserung der Absetzeigenschaften der PAK. Es stellte sich heraus, dass eine alleinige Zugabe der getesteten Polymere keine nennenswerte Verbesserung herbeiführt.

Schließlich wurde von der Arge die Kombination aus Fällmittel und Polymer auf eine positive Absetzwirkung der PAK untersucht. Die Versuche zeigten, dass die Kombination aus Fällmittel und verwendeten Polymeren im Gegensatz zur alleinigen Fällmitteldosierung keine Verbesserung der Absetzeigenschaften hervorriefen.

Die Versuche der Arge deuteten zusammenfassend darauf hin, dass eine Flockungshilfsmittelzugabe in einer 4. Reinigungsstufe keine Verbesserung der Absetzeigenschaften der pulverisierten Aktivkohle hervorruft. Da lediglich die Polymere von Reiflock getestet wurden, wurden letztlich auch die Produkte anderer Hersteller bewertet. Die Polymere der anderen Hersteller wurden nicht so intensiv beprobt, wie es zuvor mit den Polymeren von Reiflock der Fall war. Sie wurden lediglich in Kombination mit Fällmittel getestet. Zusammenfassend führten die Versuche zu besseren Ergebnissen hinsichtlich der Absetzbarkeit der PAK, als die Versuche mit den Polymeren von Reiflock.

An welcher Stelle Fäll- und Flockungshilfsmittel zugegeben werden, ist nicht genau vorgegeben. Häufig werden diese Mittel nach der PAK-Zugabe eingetragen. Es gibt auch Beispiele, bei denen das Fällmittel vor und gegebenenfalls zusätzlich nach der PAK-Dosierung eingeleitet wurde. Welche Methode letztlich die Effektivste ist, wurde bisher nicht weiter ausgeführt. Es wird empfohlen, Fällmittel vor dem Ablauf in der letzten Kaskade des Kontaktreaktors oder in den Ablauf des Kontaktreaktors einzubringen, um eine gute Durchmischung mit dem Substrat und eine dadurch möglichst gute Flockenbildung zu gewährleisten. Hierdurch wird die Adsorption der Mikroverunreinigungen an die pulverisierte Aktivkohle in keiner Weise beeinflusst.

Ob der Bau eines Tanks für die Flockungshilfsmittel mit der dazugehörigen Maschinen-, EMSR-Technik und den laufenden Betriebskosten sinnvoll ist, sollte bei der Umsetzung einer 4. Reinigungsstufe erneut überdacht werden. Es wird vorgeschlagen, dies zunächst

halbtechnisch auf der Kläranlage zu testen. Ebenso sollte dabei erprobt werden, an welcher Stelle die Fäll- und Flockungsmittelzugabe am zweckmäßigsten ist.

6.4 Gegenüberstellung der optionalen Verfahren

Um die Verfahren übersichtlich vergleichen zu können, sind in diesem Kapitel die spezifischen Vor- und Nachteile der Ozonung, GAK- und PAK-Adsorption in Tabelle 6.2 und Tabelle 6.3 aufgeführt.

Tabelle 6.2: Vorteile der Ozonung, der GAK- und PAK-Adsorption

Vorteile		
Ozonung	GAK-Adsorption	PAK-Adsorption
<ul style="list-style-type: none"> • Breitbandwirkung und gute Eliminationsleistung bei bestimmten Mikroschadstoffen • Desinfektionswirkung • Vergleichsweise geringe Betriebskosten, sofern kein kostenintensives Verfahren nachgeschaltet ist • Steigerung des BSB₅ bei gleichbleibendem CSB • Geschwindigkeit der Reaktion und Anteil der Oxidation eines Mikroschadstoffes über Ozon und Hydroxylradikale ist bekannt • Unkompliziertes Verfahren • Eine Ozonungsstufe kann einfach in bestehende Anlagen integriert werden • Dosierung lässt sich leicht bis zur maximalen Dosieranlagenleistung anpassen 	<ul style="list-style-type: none"> • Kaum Metabolitenbildung (einzig durch Abbauprodukte der Biologie) • Geringer Platzbedarf • Phosphatelimination und Breitbandwirkung • Zusätzliche AFS-Reduktion • Zusätzliche CSB-Reduktion • Zusätzliche DOC-Reduktion • Entfernung der Mikroschadstoffe aus dem Abwasserstrom • Verbesserung der hygienischen Beschaffenheit des Kläranlagenablaufes • Zusätzliche Reinigung durch Biologie im Filterbett • Vorhandene Sandfilterbecken können zur GAK-Adsorption umfunktioniert werden • Regeneration der GAK möglich • Keine nachgeschalteten Verfahren nötig • Einfache Anlagentechnik 	<ul style="list-style-type: none"> • Keine Metabolitenbildung • Deutlich weniger Kohlemengen als bei GAK-Adsorption nötig • Energieverbrauch ist gering • Phosphatelimination und Breitbandwirkung • Zusätzliche AFS-Reduktion • Zusätzliche CSB-Reduktion • Zusätzliche DOC-Reduktion • Entfernung der Mikroschadstoffe aus dem Abwasserstrom • Verbesserung der hygienischen Beschaffenheit des Kläranlagenablaufes • Förderliche Wirkung der Überschussschicht hinsichtlich der Schlammbehandlung und Schlammmentwässerung • Positive Wirkung auf den Heizwert des Klärschlammes • Verringerung des Schlammvolumenindex • PAK kann vorgehalten und gezielt in Abhängigkeit der Schmutzfracht dem Abwasser zudosiert werden • Dosierung lässt sich leicht bis zur maximalen Dosieranlagenleistung anpassen • Keine besonderen Materialanforderungen an die maschinelle Ausrüstung • Einfache Anlagentechnik

Tabelle 6.3: Nachteile der Ozonung, der GAK- und PAK-Adsorption

Nachteile		
Ozonung	GAK-Adsorption	PAK-Adsorption
<ul style="list-style-type: none"> • Metabolitenbildung • Reaktionsprodukte und –mechanismen Großteils unbekannt (Toxizität) • Die sich ständig verändernde Zusammensetzung der Stoffe im Abwasser führt zu anderen Reaktionsprodukten → Künftige Reaktionsprodukte können unvorhersehbare Auswirkungen im Ablauf haben • Hoher Energieverbrauch und hohe Sicherheitsanforderungen bezüglich Arbeitsschutz • Hohe Betriebskosten • Kaum CSB-Reduktion, sofern keine Verfahren nachgeschaltet sind • Kaum DOC-Reduktion, sofern keine Verfahren nachgeschaltet sind • Hoher DOC führt zu höheren Ozonverbrauch • Hohe Anforderungen an die eingesetzten Materialien • Wartung der Anlagen benötigt spezialisiertes Personal oder Fremdfirmen • Bei bestimmten Inhaltsstoffen im belasteten Abwasser (z.B. Bromid) wird von der Anwendung der Ozonung abgeraten • Zusätzliche biologisch aktive Stufe wird angeraten, um Oxidationsprodukte abzubauen • Teilweise großer bautechnischer Aufwand und umfangreiche maschinentechnische Ausrüstung 	<ul style="list-style-type: none"> • Hoher DOC führt zur verminderten Adsorption von Mikroschadstoffen → Mehr Kohle wird benötigt • Sinkende Reinigungsleistung • Deutlich mehr Kohlemengen als bei der PAK-Adsorption nötig • Rücklösung und Auswaschung des unveränderten Mikroschadstoffes möglich • Sehr hohe Betriebsmittelkosten möglich • Falls keine bestehende Sandfiltration vorhanden → Zusätzliche Bauwerke erforderlich • Adsorptionsprozess ist langsamer im Vergleich zur Ozonung • Reinigungsleistung bestimmter Stoffe und Stoffgruppen sinkt sehr stark schon nach wenigen Bettvolumina 	<ul style="list-style-type: none"> • Hoher DOC führt zur verminderten Adsorption von Mikroschadstoffen → Mehr Kohle wird benötigt • Keine landwirtschaftliche Nutzung des ÜSS mehr möglich • Meist zusätzliche Bauwerke erforderlich • Rücklösung des unveränderten Mikroschadstoffes und Rückbelastung der Kläranlage über Aktivkohleschlamm möglich • Adsorptionsprozess ist langsamer im Vergleich zur Ozonung • Größere Klärschlammengen • Teilweise großer bautechnischer Aufwand und umfangreiche maschinentechnische Ausrüstung • Nachgeschaltete Filtration erforderlich • Nasse AK kann zum Teil korrosiv und abrasiv auf Anlagenbestandteile wirken • Hohe Betriebsmittelkosten • Regeneration der PAK derzeit nicht möglich

Wie die einzelnen Vor- und Nachteile gewichtet werden, liegt im Sinne des Betrachters. Die Anzahl der spezifischen Vor- oder Nachteile sollte nicht als Anhaltspunkt für ein Urteil über die einzelnen Verfahren dienen. Die wesentlichen Faktoren sind die zu erwartende Eliminationsleistung und die entstehenden Investitions- und Jahreskosten.

Derzeit gibt es keinen vorgegebenen Zeigerparameter, ähnlich wie der CSB, von dem die Gesamteliminationsrate einer 4. Reinigungsstufe auf Mikroschadstoffe abgeleitet werden kann. Gemäß der aktuellen Broschüre zur Auslegung von 4. Reinigungsstufen in NRW soll ein Eliminationsziel von 80 % als Jahresmittel, bezogen auf die Gesamtkläranlage für ausgewählte Indikatorsubstanzen sowie durch die Vorgabe einer zu behandelnden Abwassermenge überprüft werden. Als Indikatorsubstanzen gelten Stoffe, die mittels Mikroschadstoffeliminationsverfahren gut bis mittelmäßig eliminierbar sind. Welche Indikatorsubstanzen standortspezifisch gewählt werden, ist mit der zuständigen Behörde abzustimmen. (Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, 2016)

Allgemein wird davon ausgegangen, dass, unter bestimmten Bedingungen, alle drei Verfahren eine Eliminationsrate von über 80 % aufweisen. Diese kann, je nach Kläranlage und Auslegung einer 4. Reinigungsstufe, auch höher ausfallen. In Tabelle 6.4 sind eine Auswahl von Spurenstoffen aus verschiedenen Anwendungsbereichen und deren geschätzte Elimination bei der Ozonung und Aktivkohle-Adsorption aufgeführt.

Tabelle 6.4: Wirksamkeit verschiedener Verfahren bezüglich der Elimination ausgewählter Mikroschadstoffe (verändert nach Günthert et al., 2013)
(Generalisierte Eliminationsleistung: -: bis 10%, 0: 10 bis 50%, +: 50 bis 90%, ++: > 90%)

Spurenstoffe \ Verfahren		Ozonung	GAK-Filtration	PAK-Zugabe in ein Kontaktbecken	PAK-Zugabe in einen Flockungsraum	NF / RO
Pharmaka	Carbamazepin	++	+ bis ++	+ bis ++	0 bis +	++
	Diclofenac	++	++	+ bis ++	0 bis +	++
	Metoprolol	+ bis ++	k. A.	++	k. A.	k. A.
	Sulfamethoxazol	++	0	0 bis +	- bis 0	++
	Amidotrizoesäure/Diatrizoat	0 bis +	- bis +	0 bis +	-	++
Synth. Moschusverbindungen	AHTN (Tonalid)	+ bis ++	k. A.	++	k. A.	++
	HHCB (Galaxolid)	++	k. A.	++	k. A.	++
Industriechemikalien	Benzotriazol	+	k. A.	+ bis ++	0 bis +	k. A.
	Bisphenol A	0 bis ++	0	++	Ablaufwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze	+ bis ++
	Perfluorierte Tenside	-	+ bis ++	+	k. A.	+ bis ++
	TCPP	0	+	+ bis ++	k. A.	k. A.
	EDTA	0 bis +	-	k. A.	k. A.	k. A.

Abbildung 6.22 spiegelt die geschätzten spezifischen Kosten aller in der Machbarkeitsstudie aufgeführten Verfahren zur Mikroschadstoffelimination wider. Dabei beziehen sich die spezifischen Kosten meist auf die mittleren Abwassermengen.

Die aufgeführten Kosten der einzelnen Verfahren sind von vielen Faktoren stark abhängig. Zum einen treiben kombinierte oder nachgeschaltete Verfahren die Kosten in die Höhe. Auch sind die angenommenen Betriebsmittel- und Energiekosten bei vielen Kostenschätzungen unterschiedlich. Ebenso spielen die Betriebsmittelmengen und -konzentrationen eine wichtige Rolle. Zum anderen ist nicht geklärt, für welche hydraulischen Belastungen eine 4. Reinigungsstufe ausgelegt werden soll. So sinken die spezifischen Kosten beim Bau einer verhältnismäßig kleinen 4. Reinigungsstufe. Wird hingegen für den Vollstrom dimensioniert, so steigen die spezifischen Kosten. Es muss bei jeder Kostenangabe genau hinterfragt werden, wie die Kosten zusammengekommen sind, um sie qualitativ mit anderen Kostenangaben vergleichen zu können.

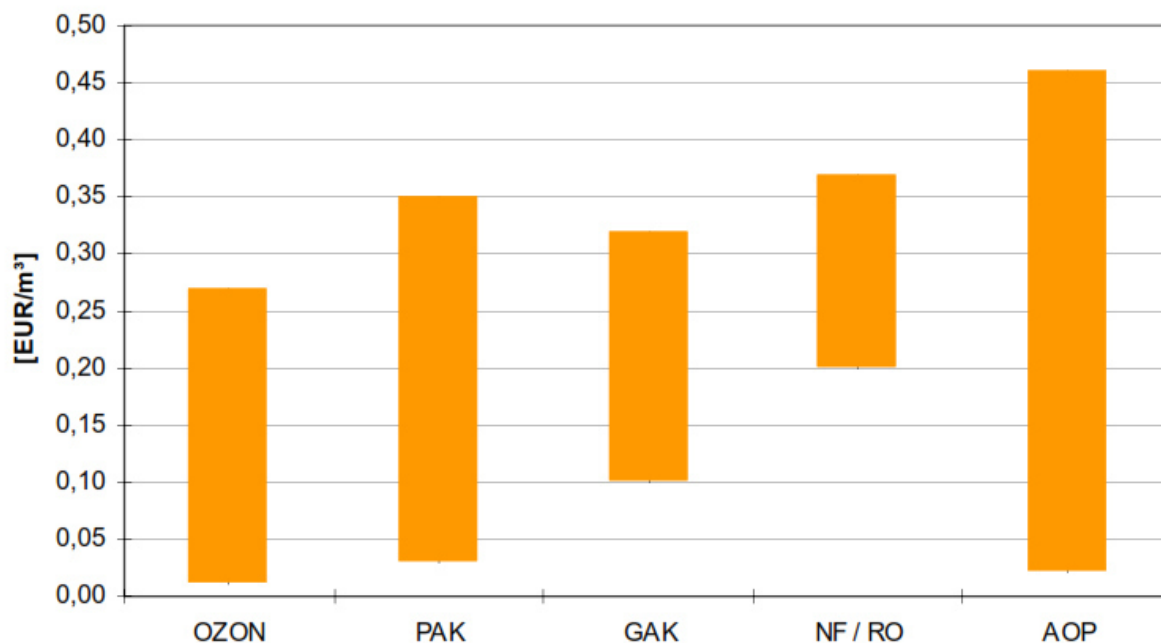


Abbildung 6.22: Bandbreite der spezifischen Kosten (€/m³) der einzelnen Verfahren zur Mikroschadstoffelimination. Teilweise handelt es sich um Betriebskosten, teilweise um Jahreskosten (Bolle, 2011)

7 Bewertung der Mikroschadstoffanalysen

In diesem Kapitel werden alle bekannten Ergebnisse der durchgeführten Mikroschadstoffanalysen aufgelistet. Es wurden vor Beauftragung dieser Machbarkeitsstudie bereits Proben im Kläranlagenablauf und ober- bzw. unterhalb des Kläranlagenablaufs im Gewässer Leerbach (GÜS-Messstellen SfL 3 [oberhalb] und SfL 2 [unterhalb], siehe auch Abbildung 7.1) genommen und analysiert. Zudem wurden im Rahmen der Bearbeitung dieser Machbarkeitsstudie die in der Broschüre zur Erstellung von Machbarkeitsstudien (Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, 2015b) vorgeschlagenen Parameterlisten herangezogen. Gemäß Vorgabe der Broschüre wurden an unterschiedlichen Messstellen Proben genommen und analysiert.

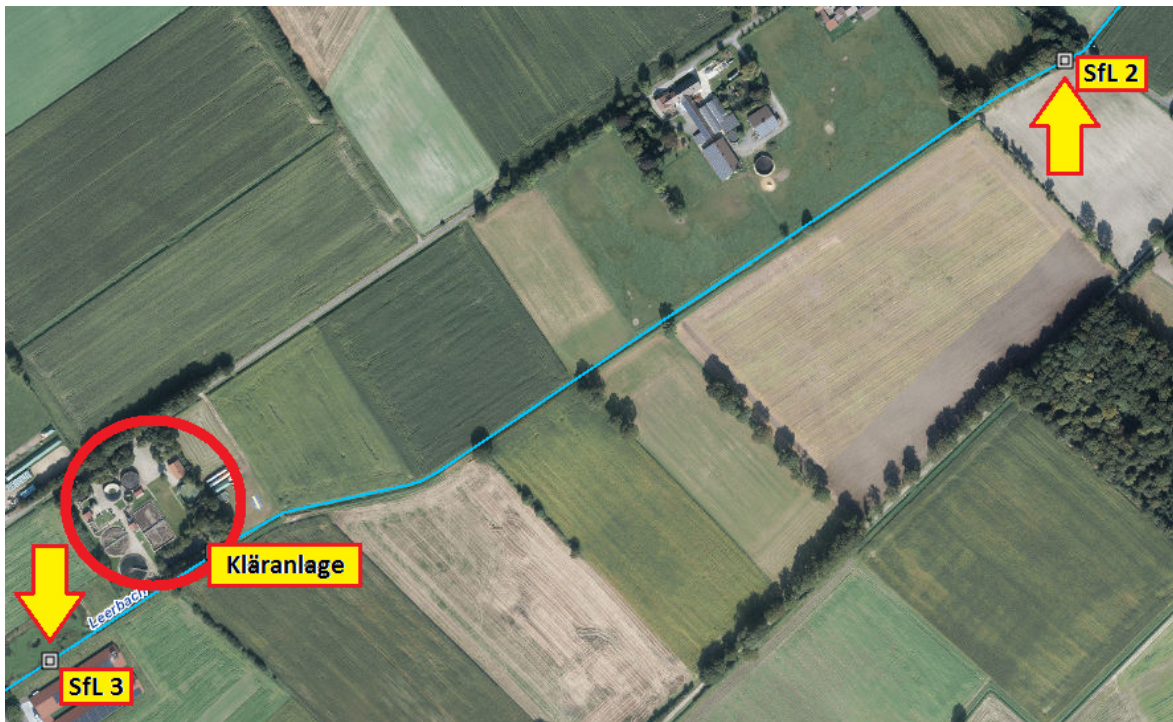


Abbildung 7.1: GÜS-Messstellen Leerbach (ELWAS-WEB, 2017)

Neben den gemessenen Werten im Bereich der Kläranlage Horstmar werden auch die Konzentrationen des aktuellen „living documents“ (Stand 11.2017) aufgeführt, welche im weiteren Verlauf als Bewertungskriterien (BK) bezeichnet werden. Dieses unveröffentlichte living document wird vom Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV) unterstützend zur Bewertung des ökologischen Gewässerzustandes herangezogen. Das living document wird stetig überarbeitet und erweitert und nach Beendigung eines Monitoringzykluses als sogenannte D4-Liste festgeschrieben und veröffentlicht. Bei den darin enthaltenen Stoffkonzentrationen wird zwischen den folgenden Bewertungskriterien unterschieden:

Umweltqualitätsnormen (UQN)

Die Konzentration eines bestimmten Schadstoffs oder einer bestimmten Schadstoffgruppe, die im Wasser, Sediment oder Biota im Jahresmittelwert (oder ggf. Maximum) nicht überschritten werden darf, also gesetzlich bindend ist.

Orientierungswerte (OW)

Fachlich abgeleiteter Beurteilungswert, der nicht die gesetzliche Verbindlichkeit einer Umweltqualitätsnorm aufweist.

Präventive Vorsorgewerte (PV)

Orientierungswert, der auf einer Konvention beruht und fachlich nicht abgeleitet ist.

Da definierte Grenzwerte für Mikroschadstoffe zur Beurteilung des Kläranlagenablaufes fehlen, kann lediglich Bezug auf die Bewertungskriterien des living documents genommen

werden. Die ermittelten Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage, sowie ober- und unterhalb des Kläranlagenablaufes im Gewässer werden in den folgenden Kapiteln diesen Bewertungskriterien gegenübergestellt.

Im derzeitigen living document (Stand 11.2017) sind nicht für jeden der analysierten Parameter aus den folgenden Kapiteln Bewertungsmaßstäbe angegeben. Insgesamt werden im aktuellen living document 761 Stoffe aufgeführt.

7.1 Bewertung der Ergebnisse im Rahmen der Selbstüberwachung

Vor Abschluss dieser Machbarkeitsstudie wurden von den Betreibern der Kläranlage Horstmar bereits Mikroschadstoffanalysen im Ablauf der Kläranlage und ober- bzw. unterhalb des Kläranlagenablaufes im Gewässer beauftragt. Bei den Probenahmestellen im Gewässer wurden die GÜS-Messstellen (SfL 3 und SfL 2) gewählt, einsehbar in der Abbildung 7.1. Hierbei wurden an drei Terminen qualifizierte Stichproben an den o.g. Probenahmestellen genommen und auf die Konzentrationen von 7 Parametern analysiert. Die Ergebnisse dieser Analysen sind der Tabelle 7.1 zu entnehmen.

Aus den Analysen der qualifizierten Stichproben der Tabelle 7.1 lässt sich erkennen, dass das Gewässer Leerbach durch den Stoffeintrag der betrachteten Parameter beeinflusst wird.

Werden die Bewertungskriterien des living documents zur Beurteilung herangezogen, wird deutlich, dass es infolge des Kläranlagenablaufes beim Schmerzmittel Diclofenac, beim Antibiotikum Clarithromycin und beim Arzneistoff Sotalol zur Überschreitung der Konzentration im Gewässer kommen kann.

Tabelle 7.1: Analytierte Parameter vor Abschluss der Machbarkeitsstudie

Art der Probenahme:		QSP	QSP	QSP	QSP	QSP	QSP	QSP	QSP	QSP	Bewertungskriterium (BK)
Datum:		01.10.2015			04.05.2016			02.11.2017			
Probenahmestelle:		SfL 3 (oh)	KA-Ab	SfL 2 (uh)	SfL 3 (oh)	KA-Ab	SfL 2 (uh)	SfL 3 (oh)	KA-Ab	SfL 2 (uh)	
(Stoff-)Obergruppe	Stoff/Stoffgruppe	Konzentration der Parameter in ng/l									
Arzneimittelwirkstoffe und Metabolite	Carbamazepin	< 50	580	160	< 50	540	130	< 50	620	200	500
	Clarithromycin	< 50	170	< 50	< 50	220	51	< 50	330	88	100
	Diclofenac	< 50	1.500	390	< 50	1.800	620	< 50	1.900	590	50
	Metoprolol	< 50	2.200	640	< 50	2.400	600	< 50	2.900	980	7.300
	Sulfamethoxazol	< 50	1.500	520	< 50	380	93	< 50	480	210	600
	Sotalol	< 50	610	170	< 50	520	140	< 50	550	170	100
Korrosionsschutzmittel	1H-Benzotriazol	< 50	3.900	1.100	< 50	5.500	1.300	79	6.000	2.100	10.000
Legende	< ½ BK	½ BK - BK		BK - 2 BK		2 BK - 4 BK		> 4 BK			
	sehr gut	gut		mäßig		unbefriedigend		schlecht			

7.2 Bewertung der Ergebnisse im Rahmen des ersten Monitorings

Das Ablaufwasser aus der Nachklärung der Kläranlage Horstmar wurde gemäß Vorschlag für das erste Monitoring aus der Broschüre zur Bearbeitung von Machbarkeitsstudien (Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, 2015b) mittels zwei 24h-Mischproben auf 28 unterschiedliche Stoffe / Stoffgruppen untersucht. Neben den 28 Parametern gemäß Vorschlag der Broschüre wurden zusätzlich 11 weitere Parameter analysiert. Die Probenahme der Probe 1 begann am 10.05.2017. Die Probenahme der Probe 2 begann am 17.05.2017. Der Befund dieser Analysen ergab, dass 28 der 39 aufgeführten Stoffe nachgewiesen wurden. Die Ergebnisse sind in der Tabelle 7.2 aufgelistet.

An dieser Stelle ist darauf hinzuweisen, dass das beauftragte Labor nicht bei allen Stoffen die vorgegebenen Bestimmungsgrenzen (BG) / Bewertungskriterien (BK) gemäß Broschüre einhalten konnte, obwohl unter Vorgabe der Einhaltung dieser BG / BK unterschiedliche Labore angefragt wurden. Das beauftragte Labor wies erst nach Durchführung der Analysen darauf hin, dass aus technischen Gründen nicht alle BG / BK in der Matrix Abwasser eingehalten werden können. Hingegen weniger Abweichungen konnte bei einer Vielzahl der Parameter die geforderten BG / BK gemäß Vorgabe der Broschüre eingehalten werden oder wichen nicht deutlich von den BG / BK der Broschüre ab. Bei den Östrogenen 17- α -Ethinylestradiol und 17- β -Estradiol lag die BG des beauftragten Labors jedoch bei 30 ng/l und somit deutlich über der BG der Broschüre von 0,4 ng/l. Der Sachverhalt wurde dem zuständigen Vertreter der Bezirksregierung Münster dargelegt. Unter den genannten Umständen wurde seitens der Bezirksregierung Münster die Abweichung der BG / BK für tolerierbar erachtet.

Tabelle 7.2: Analytierte Parameter im Rahmen des ersten Monitorings

Art der Probenahme:		24h-MP	24h-MP	Bewertungskriterium (BK)
Datum:		10.05.2017	17.05.2017	
Probenahmestelle:		KA-Ab	KA-Ab	
Substanzgruppe	Parameter	Konzentration der Parameter in ng/l		
Arzneimittelwirkstoffe und Metabolite	Carbamazepin	680	670	500
	Clarithromycin	96	25	100
	Ciprofloxacin	90	91	-
	Diclofenac	2.300	1.900	50
	Ibuprofen	< 50	96	10
	Metoprolol	2.800	2.400	7.300
	Sulfamethoxazol	390	510	600
	Valsartan	50	120	100
	Losartan	< 25	< 25	100
	Candesartan	1.200	650	100
	Gabapentin	3.400	2.600	100
Guanylharnstoff	55.000	130.000	100	
Östrogene	17- α -Ethinylestradiol	< 30	< 30	0,035

Art der Probenahme:		24h-MP	24h-MP	Bewertungskriterium (BK)	
Datum:		10.05.2017	17.05.2017		
Probenahmestelle:		KA-Ab	KA-Ab		
Substanzgruppe	Parameter	Konzentration der Parameter in ng/l			
	17-β-Estradiol	< 30	< 30	0,40	
	Estron	< 30	< 30	100	
	Estradiol Äquivalente (in ng _{EEQ} /l)	0,270	0,750	-	
Pestizide	Terbutryn	< 25	< 25	65	
	Mecoprop P	48	35	100	
	Isoproturon	< 25	< 25	300	
	Flufenacet	41	74	40	
	Tebuconazol	< 25	< 25	1.000	
	Propiconazol	< 25	< 25	1.000	
Korrosionsschutzmittel	1H-Benzotriazol	3.100	3.900	10.000	
Moschusdufte	Galaxolid	300	200	7.000	
Per- und polyfluorierte Chemikalien	Perfluorooctansäure (PFOA)	< 50	< 50	100	
	Perfluorooctansulfonsäure (PFOS)	< 50	< 50	0,65	
	H 4-Perfluorooctansulfonsäure (H-4 PFOS)	< 100	< 100	-	
Süßstoffe	Acesulfam K	890	700	10.000	
Zusätzlich gemessene Parameter					
Physikalische Untersuchungen	Abfiltrierbare Stoffe (AFS) in mg/l	< 5	< 5	-	
	pH-Wert	7,7	8	-	
	Leitfähigkeit in µS/cm	990	1.000	-	
Summenparameter	Dissolved Organic Carbon (DOC) in mg/l	6,4	6,7	-	
Nichtmetalle	Bromid in mg/l	< 0,1	< 0,1	0,22	
	Nitrit in mg/l	0,04	0,06	-	
Arzneimittelwirkstoffe	Irbesartan in ng/l	430	330	-	
Süßstoffe	Cylamat in ng/l	140	340	-	
	Saccharin in ng/l	410	760	10.000	
	Sucralose in ng/l	4.800	3.800	-	
Steroid-Hormon	Estriol in ng/l	< 150	< 150	100	
Legende	< ½ BK	½ BK - BK	BK - 2 BK	2 BK - 4 BK	> 4 BK
	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht

Im aktuellen living document werden für 28 der 39 analysierten Stoffe / Stoffgruppen Bewertungsmaßstäbe aufgeführt. Werden die Bewertungskriterien des living documents zur Beurteilung des Kläranlagenablaufs Horstmar herangezogen, wird ersichtlich, dass 7 dieser 28 Parameter teilweise deutlich über den vorgegebenen Werten der D4-Liste liegen. Besonders auffällig waren die Konzentration der Arzneimittelwirkstoffe Diclofenac, Ibuprofen, Candesartan und des Metabolits von Metformin, dem Guanylarnstoff.

7.3 Bewertung der Ergebnisse im Rahmen des zweiten Monitorings

In Abstimmung mit Vertretern der Bezirksregierung Münster wurden als Konsequenz aus dem ersten Monitoring einige Parameter für das anschließende Monitoring festgelegt, in welchem Proben auf dem Kläranlagengelände im Zulauf der Biologie, im Ablauf der Kläranlage und oberhalb und unterhalb des Kläranlagenablaufs im Gewässer genommen und anschließend analysiert wurden. Die Ergebnisse sind in Tabelle 7.3 aufgeführt.

Die Probenahmen auf dem Gelände der Kläranlage wurden als zeitproportionale 24h-Mischproben genommen. Die Probenahmen oberhalb und unterhalb des Kläranlagenablaufs im Gewässer erfolgten als qualifizierte Stichproben.

Der Tabelle 7.3 ist zu entnehmen, dass alle nachgewiesenen Parameter anteilig bereits innerhalb der biologischen Stufe zurückgehalten werden konnten. Einzig beim Carbamazepin wurde in der Probe vom 01. auf den 02.09.2017 eine negative Eliminationsleistung festgestellt (Die anderen Proben ergaben eine positive Eliminationsleistung). Die Konzentrationen der Arzneimittelwirkstoffe Diclofenac, Metoprolol und Sulfamethoxazol, sowie des Korrosionsschutzmittels Benzotriazol konnten in der Biologie bereits reduziert werden, wenngleich diese Reduktion lediglich beim Metoprolol und Benzotriazol ausreichte, um das Bewertungskriterium des living documents bei jeder Analyse zu unterschreiten.

Tabelle 7.3: Analyierte Parameter im Rahmen des zweiten Monitorings

Art der Probenahme:		24h-MP	24h-MP	QSP	QSP	24h-MP	24h-MP	24h-MP	24h-MP	QSP	QSP	24h-MP	24h-MP	24h-MP	24h-MP	Bewertungskriterium (BK)
Datum:		28. - 29.08.2017				29. - 30.08.2017		30. - 31.08.2017				01. - 02.09.2017		04. - 05.09.2017		
Probenahmestelle*		1	2	3	4	1	2	1	2	3	4	1	2	1	2	
Substanzgruppe	Parameter	Konzentration der Parameter in ng/l														
Arzneimittelwirkstoffe und Metabolite	Carbamazepin	1.000	830	< 25	130	1.000	960	1.100	970	< 25	570	590	950	620	560	500
	Clarithromycin	< 500	< 500	< 25	< 25	< 500	< 500	< 500	< 500	< 25	25	< 500	< 500	< 500	< 500	100
	Diclofenac	8.900	2.400	< 25	330	7.900	2.900	3.500	3.300	89	1.800	3.600	2.800	4.500	1.300	50
	Metoprolol	7.300	1.300	< 25	200	7.400	1.500	5.100	1.400	< 25	820	3.700	1.400	6.300	1.000	7.300
	Sulfamethoxazol	1.300	720	< 25	150	1.900	640	1.400	580	< 25	320	930	500	4.100	780	600
Pestizide	Flufenacet	< 500	< 500	< 25	< 25	< 500	< 500	< 500	< 500	< 25	< 25	< 500	< 500	< 500	< 500	40
Korrosionsschutzmittel	1H-Benzotriazol	18.000	5.600	< 25	720	16.000	5.100	12.000	5.300	< 25	3.000	12.000	4.100	13.000	2.700	10.000
Legende	* 1 = Zulauf Biologie; 2 = Ablauf Kläranlage; 3 = Gewässer oberhalb; 4 = Gewässer unterhalb															
	< ½ BK	½ BK - BK		BK - 2 BK		2 BK - 4 BK		> 4 BK								
	sehr gut	gut		mäßig		unbefriedigend		schlecht								

Zusammengefasst verdeutlichen die Ergebnisse der Mikroschadstoffanalyse, dass die Kläranlage Horstmar von Mikroschadstoffen beaufschlagt wird und nicht dazu in der Lage ist, diese ausreichend aus dem Abwasser zu entfernen. Eine 4. Reinigungsstufe würde bedeutend dazu beitragen, die Mikroschadstoffkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage und im nachfolgenden Gewässerverlauf zu minimieren.

8 Planungs- und Bemessungsgrundlagen

Es wird vorgeschlagen, die Verfahren für eine 4. Reinigungsstufe südwestlich neben dem Kläranlagengelände zu dimensionieren. Die Fläche ist Eigentum der Stadt Horstmar und könnte zur Erweiterung der Kläranlage genutzt werden. Von Vorteil ist, dass sich diese Fläche in der Nähe des Nachklärbeckens befindet, an welches eine 4. Reinigungsstufe anschließt. Aufwändige Bauarbeiten im Bestand und eine aufwändige Rohrleitungsführung können somit vermieden werden. Ersichtlich ist die Fläche als rot markierte Fläche in Abbildung 8.1.



Abbildung 8.1: Ausgewählte Fläche für die 4. Reinigungsstufe auf der Kläranlage (verändert und ergänzt nach ELWAS, 2017)

Eine gesetzliche Vorgabe zur Auslegung einer 4. Reinigungsstufe gibt es derzeit nicht. In Nordrhein-Westfalen kann hierfür die vom Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW 2016 überarbeitete Broschüre zur Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination herangezogen werden. Da die KA Horstmar aus Trenn- und Mischsystem besteht, sollte laut Empfehlung aus der Broschüre eine 4. Reinigungsstufe für die KA Horstmar mindestens 90 % der Jahresabwassermenge behandeln können (Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, 2016). Aufgrund der weiter unten aufgeführten Vorteile legen wir prinzipiell jede Nebenbehandlungsstufe (Filtration) einer 4. Reinigungsstufe für den Vollstrom, also 100 % der JAM, aus. Die Hauptverfahren werden für einen Teilstrom ausgelegt. Zur Bestimmung der Auslegungswassermenge sollen die Abflussdaten mehrerer Jah-

re herangezogen werden. Für den Rahmen der Machbarkeitsstudie wurden die Daten aus den Jahren 2015 und 2016 ausgewertet.

Werden die täglichen Ablaufmengen (Abbildung 8.2, blaue Balken) betrachtet, so ist zu erkennen, dass sie starken Schwankungen unterliegen. Würde die 4. Reinigungsstufe nach der durchschnittlichen Jahresschmutzwassermenge 2016 dimensioniert werden, so wäre die Reinigungsstufe nicht dazu in der Lage, ausreichend hydraulische Spitzenbelastungen behandeln zu können.

Für den Rahmen der Machbarkeitsstudie wurde entschieden, eine tägliche Durchflussmenge von $3.400 \text{ m}^3/\text{d}$ zur weiteren Berechnung zu wählen, wodurch im Zeitraum zwischen Januar 2015 und Dezember 2016 über 90 % des täglichen Ablaufs behandelt werden wären.

Abbildung 8.2 stellt die täglichen Ablaufmengen der Kläranlage Horstmar im gewählten Bemessungszeitraum dar. Der rote Strich entspricht dem täglichen Ablauf von $3.400 \text{ m}^3/\text{d}$. Es wird ersichtlich, dass die 4. Reinigungsstufe nicht kontinuierlich mit $3.400 \text{ m}^3/\text{d}$ beschickt wird. Deshalb wurde festgelegt, für die Betriebsmittelkostenrechnung einen Wert von $2.047 \text{ m}^3/\text{d}$ zu verwenden. Dieser Wert entspricht dem durchschnittlichen Abfluss unterhalb der in Abbildung 8.2 ersichtlichen roten Linie, also jedem Abfluss im Bemessungszeitraum $\leq 3.400 \text{ m}^3/\text{d}$.

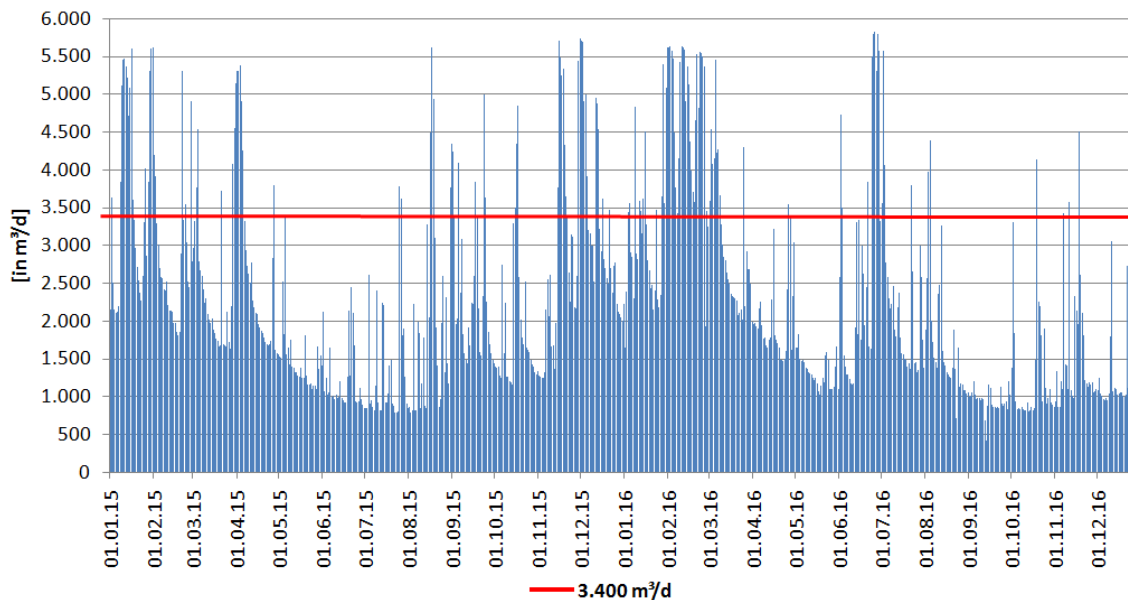


Abbildung 8.2: Ablaufmengen der Kläranlage im Zeitraum vom 01.02.2012 bis 31.01.2016

Gemäß der aktuellen Broschüre zur Auslegung von 4. Reinigungsstufen können für Nachbehandlungsverfahren andere Bemessungsansätze gelten, als für die Hauptverfahren (Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, 2016). Es wird aus den folgenden Gründen als sinnvoll erachtet, die Nachbehandlungsverfahren aller in dieser Machbarkeitsstudie vorgeschlagenen Varianten zur Mikroschadstoffelimination für den Vollstrom auszulegen:

- Die Konzentrationen der allgemeinen Ablaufparameter von Kläranlagen (ACPs) stehen seit längerem in der Diskussion. Die Grenzwerte hierfür im Ablauf von Kläranlagen werden zukünftig verschärft. In welchem Rahmen ist noch nicht geklärt. Mit einer Nachbehandlung / Filtration für den Vollstrom ist davon auszugehen, dass zukünftige Grenzwerte zuverlässiger eingehalten werden können, als wenn eine 4. Reinigungsstufe lediglich mit einer für den Teilstrom oder gar keiner Filtration ausgelegt wird. Wenn bereits darüber diskutiert wird, eine Kläranlage zu ertüchtigen, dann sollte sie auch dazu in der Lage sein, die künftigen Grenzwerte der allgemeinen Ablaufparameter einzuhalten.
- Das Thema "Mikroplastik in limnischen Ökosystemen" nimmt an Relevanz zu und wird aktuell intensiv erforscht. Da mittlerweile nachgewiesen wurde, dass Mikroplastik über Kläranlagen ins Gewässer emittiert wird und sich aufgrund der Oberflächenstruktur Umweltgifte daran anlagern können, ist es denkbar, dass es auch für Mikroplastik - neben den Mikroschadstoffen - im Ablauf von Kläranlagen zukünftig Grenzwerte geben wird. Es hat sich gezeigt, dass die Vollstrom-Endfiltration zur effektiven Elimination von Mikroplastik geeignet ist (Mintening, 2014). Die Vollstrom-Nachbehandlung wird also vorgeschlagen, um die Umwelt bestmöglich vor der Mikroplastikemission zu schützen und ggf. zukünftige Grenzwerte sicher einhalten zu können.
- Die Nachbehandlung / Filtration einer PAK-Adsorptionsstufe sollte stets für den Vollstrom dimensioniert werden. Grund dafür ist die als vorteilhaft erwiesene Rezirkulation der beladenen PAK in die biologische Stufe, womit diese in den Vollstrom der Kläranlage überführt wird. Kommt es nun zu Durchflussspitzen, wodurch im Fall einer Teilstrom-Nachbehandlung vor der Nachbehandlung abgeschlagen wird, besteht die Möglichkeit des unerwünschten Austrags von PAK-Frachten (einschließlich adsorbierter Mikroschadstoffe).

Die für die Machbarkeitsstudie gewählten Durchflussmengen zur Auslegung der Anlagenkomponenten und des Betriebsmittelbedarfs sind in Tabelle 8.1 aufgeführt.

Tabelle 8.1: Gewählte Durchflussmengen

<i>Parameter</i>	Einheit	Größe
1. Gewählte Durchflussmenge für die Hauptverfahren	m ³ /d bzw. m ³ /h	3.400 bzw. 141,7
2. Gewählte Durchflussmenge für die Nachbehandlung	l/s bzw. m ³ /h	88,3 bzw. 318
Gewählte Durchflussmenge zur Betriebsmittelauslegung	m ³ /d bzw. m ³ /h	2.047 bzw. 85,3

Von entscheidender Bedeutung sind die entstehenden Investitions- und Betriebskosten der Verfahren, die im nächsten Kapitel vorgestellt werden.

9 Planungshinweise

Die Schweiz hat im Jahr 2012 festgelegt, rund 100 ihrer Kläranlagen, die gewisse Kriterien erfüllen, um eine 4. Reinigungsstufe zu erweitern. Ein Kriterium war das Verhältnis des Kläranlagenablaufs zur Abflussspende des anliegenden Fließgewässers. Demnach sind alle Kläranlagen mit mehr als 8.000 EW um eine 4. Reinigungsstufe nachzurüsten, deren Abwasser mehr als 10 % des Fließgewässers ausmacht.

Im Jahr 2014 entsprach der mittlere Abwasseranteil auf Höhe der Einleitungsstelle der Kläranlage Horstmar im Leerbach 46,2 % (bezogen auf den mittleren Abfluss MQ). Folgt die Europäische Union dem Beispiel der Schweiz, so bestände für die Kläranlage Horstmar dringender Handlungsbedarf.

Ein anderes denkbare Kriterium kann der mittlere Niedrigwasserabfluss (MNQ) des anliegenden Fließgewässers sein. Wird zukünftig in Deutschland vorgegeben, dass Kläranlagen, deren mittlere Jahresabwassermenge (JAM) größer $1/3$ des mittleren Niedrigwasserabflusses ist ($JAM > 1/3 MNQ$), um eine 4. Reinigungsstufe erweitert werden sollen, so bestände auch hier dringender Handlungsbedarf. Bezogen auf den mittleren Niedrigwasserabfluss lag der Abwasseranteil 2014 im Leerbach bei 142,3 %.

Bei Gesprächen mit Vertretern der Bezirksregierung wurde darauf hingewiesen, dass die für die Abwasserabgabe relevanten Parameter in Zukunft verschärft werden. Wird künftig vorgegeben, lediglich diese Parameter weitergehend zu reduzieren, so können einige Maßnahmen ergriffen werden, um die allgemeinen Ablaufwerte zu verbessern. Mögliche Maßnahmen zur optimierten Abwasserreinigung sind nachstehend aufgeführt:

Optimierung der Phosphat-Fällung

Eine optimierte Phosphat-Fällung kann zu besseren Phosphat-Ablaufwerten führen und eine Reduktion der Betriebsmittelkosten für Fällmittel zur Folge haben.

Modernisierung der Nachklärbecken um das hydrograv-adapt-System

Das hydrograv-adapt-System ist ein höhenvariables Einlaufbauwerk für Nachklärbecken, das sich schwankenden Zuläufen anpasst und somit Schlamm- und Flockenabtrieb minimiert. An den um das hydrograv-adapt-System erweiterten Kläranlagen zeigte sich häufig eine Reduktion der abfiltrierbaren Stoffe (AFS) und des CSB-Gehaltes. Da sich Phosphor zum Teil in Partikeln bindet, führt die AFS-Reduktion auch zu einer Verbesserung der Phosphor-Ablaufwerte.

Käme dieses System auf der Kläranlage Horstmar infrage, würden sich die Investitionskosten hierfür auf etwa 250.000 € belaufen. Die Betriebskosten werden auf 500 €/a ge-

schätzt. Eine weitergehende Elimination auf Mikroschadstoffe ist hierdurch nicht zu erwarten.

Bessere Ablaufwerte infolge einer Endfiltration

Durch den Bau einer geeigneten Endfiltration können die allgemeinen Ablaufparameter wie der CSB-, P- und N-Gehalt einerseits weitergehend reduziert werden, insofern dieser gebunden vorliegt. Andererseits kann der Phosphorgehalt bei angepasster Fällmittelzugabe weitergehend eliminiert werden.

Zukünftig verschärfte Anforderungen an die Abwasserreinigung der allgemeinen Ablaufparameter können durch die Erweiterung der Kläranlage um eine Endfiltration voraussichtlich erfüllt werden. Eine Erweiterung lediglich um eine Endfiltration, welche Bestandteil jeder der im folgenden Kapitel vorgeschlagenen 4. Reinigungsstufe ist, wird aktuell nicht gefördert.

Eine bedeutende Elimination von Mikroschadstoffen wird durch eine herkömmliche Endfiltration nicht hervorgerufen.

Ersten Kostenschätzungen zu Folge würden sich die Investitionskosten für die Umsetzung einer Endfiltration auf etwa 1.000.000 € belaufen. Die Betriebskosten hierfür belaufen sich auf geschätzte 17.500 €/a.

10 Verfahrensmöglichkeiten und Kostenschätzungen

Angesichts der aktuellen Erkenntnisse zum Thema „Mikroschadstoffelimination“ werden für die Kläranlage Horstmar fünf unterschiedliche Reinigungsverfahren vorgeschlagen.

Bis auf Variante 1.3 beginnt jedes der Verfahren mit dem Abschluss der herkömmlichen Abwasserreinigung der Kläranlage, also nach dem Nachklärbecken.

Zum Einen wird intensiv auf eine PAK-Adsorption eingegangen. Hierfür gibt es eine Vielzahl von möglichen Kombinationen einzelner Verfahrensstufen. Deshalb werden drei Verfahrenskombinationen mit einem hohen Potenzial vorgeschlagen. Zum Anderen wird alternativ zur PAK-Adsorption eine Variante der GAK-Adsorption vorgestellt. Zuletzt folgt eine Variante der Ozonung. Hier wird aufgrund der wenigen Verfahrensmöglichkeiten lediglich eine Variante betrachtet, die sich gut zum weiteren biologischen Abbau eignet.

Es hat sich gezeigt, dass sich zur PAK-Abscheidung unterschiedliche Filtersysteme eignen. Hierfür wurden drei Filtertypen für den Anwendungsfall auf der Kläranlage Horstmar ausgelegt und miteinander verglichen. Für die Kläranlage Horstmar wurde letztlich vorgeschlagen, die Tuchfiltration zu verwenden.

Die in den einzelnen Varianten ermittelte Investitions- und Betriebskostenschätzung sollte als grober Anhaltspunkt bei der späteren Umsetzung einer 4. Reinigungsstufe gesehen werden. Im Einzelnen kann, besonders im Hinblick auf die Betriebskosten, erst nach dem Bau und ersten Versuchen zum Rückhalt ermittelt werden, wie die gewählte Reinigungsstufe am zweckmäßigsten betrieben wird und welche Kosten entstehen.

Alle nachfolgend vorgeschlagenen Varianten sind so ausgelegt, dass im Mittel etwa von der gleichen Eliminationsleistung hinsichtlich Mikroschadstoffe und der allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter ausgegangen werden kann. Das vom Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW (2016) vorgeschlagene mittlere Eliminationsziel für Mikroschadstoffe von mindestens 80 % ist mit den vorgeschlagenen Varianten erreichbar, wenn gleich der spezifische Betriebsmitteleinsatz bei der großtechnischen Umsetzung auf der Kläranlage Horstmar den örtlichen Verhältnissen entsprechend angepasst werden muss.

10.1 Variante 1.1: PAK-Adsorption nach dem AFSF-Verfahren

Variante 1.1 ähnelt dem in Kapitel 6.3.2.1 beschriebenen AFSF-Verfahren. Die vorgeschlagene Variante unterscheidet sich in der derzeit häufig angewandten Endfiltration. Auf herkömmliche Flotationsfilter soll verzichtet werden. Zur PAK-Abscheidung werden Tuchfilter vorgeschlagen.

Mit dem Ablauf der Nachklärbecken beginnt die 4. Reinigungsstufe mit dem Pumpwerk vor den Kontaktbecken. Das Wasser wird angehoben und in den Kontaktbecken mit einer PAK-Suspension vermischt. Um eine optimale Durchmischung zu gewährleisten, empfiehlt es sich, den Kontaktreaktor in zwei Kammern zu unterteilen, in denen jeweils ein energieeffizientes Rührwerk angeordnet ist.

Den Kontaktbecken ist ein längliches Sedimentationsbecken nachgeschaltet. Es dient der ersten Abscheidung beladener Aktivkohle und ähnelt in der Bauweise einem herkömmlichen Nachklärbecken. Der Rücklaufschlamm des Sedimentationsbeckens wird empfohlen, einerseits zurück in den Zulauf der Kontaktreaktoren und andererseits zurück in den Zulauf der Belebungsbecken zu führen, um eine optimale Ausnutzung der Adsorptionskapazität der PAK zu gewährleisten und eine höhere Eliminationsleistung hervorzurufen. Dies wirkt sich aufgrund der wesentlich längeren Aufenthaltszeit der PAK im System positiv auf die Mikroschadstoffelimination aus. Ein weiterer positiver Effekt ist die Verbesserung der Klärschlammigenschaften infolge des PAK-Eintrags. Falls es die Hydraulik nicht zulässt, könnte auch ein Teil der rezirkulierten Aktivkohle direkt in die Schlammbehandlung geschickt werden.

Letzte Komponente der Variante 1.1 bildet die Tuchfiltration, in der die verbleibenden Feinfrachten des Aktivkohleschlammgemisches aus dem Ablauf der Sedimentation filtriert

werden. Durch die Rezirkulation in die Belebung muss der gesamte Ablauf der Kläranlage filtriert werden, da hierdurch das gesamte Abwasser mit der PAK vermischt wird. Lediglich die Sedimentation / Nachklärung ist hierzu nicht ausreichend, da diese die schlecht sedimentierfähigen Feinfrachten der PAK ungenügend zurückhält. Die Filteranlage muss aus diesem Grund für den maximalen Zufluss der Kläranlage dimensioniert werden. Diese Vollstrom-Filtration bietet neben der weitergehenden PAK-Abscheidung noch weitere Vorteile (vgl. 8). Der Bemessungszufluss für den Kontaktreaktor bleibt unverändert.

Welche Dimensionen die Verfahrensstufen der Variante 1.1 auf der Kläranlage annehmen, wird in der Abbildung 10.1 deutlich.

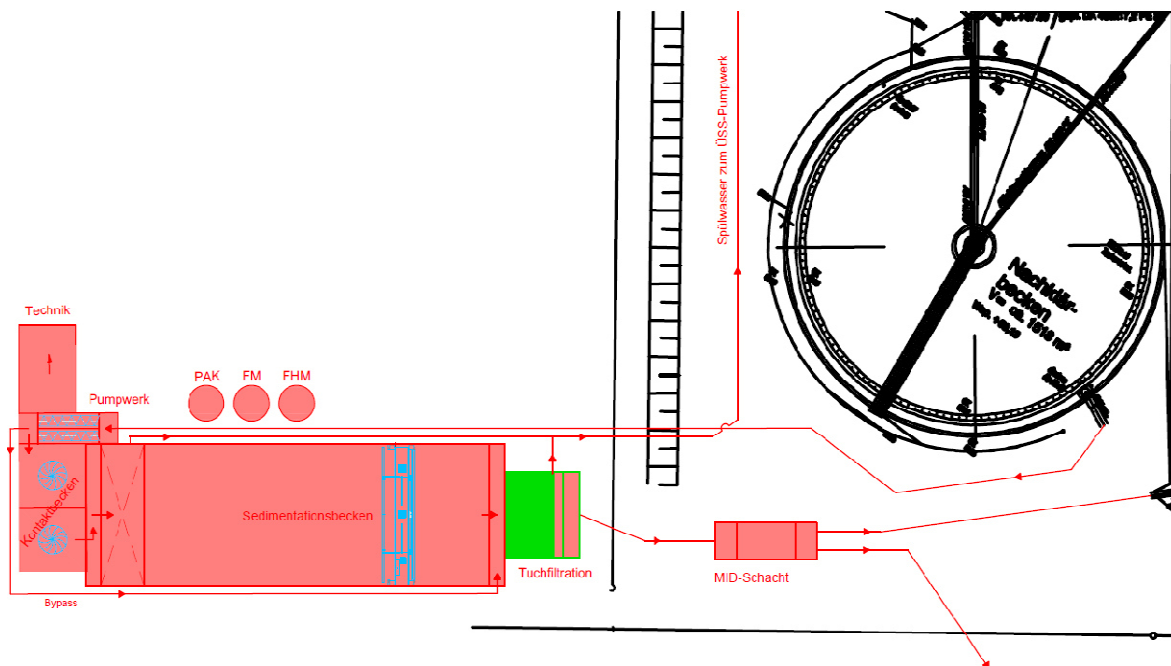


Abbildung 10.1: Mögliche Ausführungsform der Variante 1.1

Werden in Zukunft die Anforderungen an die Phosphor-Ablaufwerte verschärft, so können laut Hersteller infolge der Schlussfiltration bei definierter Fällmittelzugabe Phosphor-Ablaufwerte von 0,1 mg/l erreicht werden.

Die Abbildung 10.2 zeigt zur Verdeutlichung der gesamten Verfahrensstufe das Fließschema der Variante 1.1.

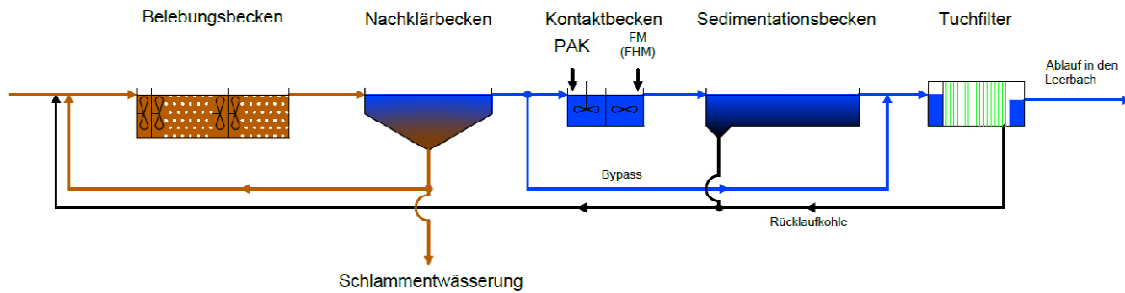


Abbildung 10.2: Fließschema zur Variante 1.1

Es folgt ein Überblick über die einzelnen Verfahrensstufen und deren Parameter:

Zulauf

- Für die Becken: 142 m³/h
- Für Pumpwerk und Filtration: 318 m³/h
- Für die Betriebsmittelkosten: 85,3 m³/h
- Rücklaufverhältnis aus der Sedimentation in den Kontaktreaktor von 0,5

Schneckenhebewerk

- Zwei Schnecken
- Durchmesser: 650 mm
- Fördervolumenstrom: $Q_{\max} = 91$ l/s je Schnecke
- Förderhöhe: 1 m

Kontaktbecken

- Kontaktzeit von 30 min bzw. 0,5 h
- Durch $RV = 0,5$ ergibt sich ein Zulauf von 213 m³/h
- Volumen: 213 m³/h · 0,5 h = 106,5 m³
 - gewähltes Volumen von 2 · 53 m³

Sedimentationsbecken

- Gewähltes Volumen: 800 m³

Tuchfiltration

- Vier Filter, Einbau im Betonbecken
- Stundendurchfluss: $Q_{\text{Mittel}} = 142$ m³/h bei einem AFS von 20 mg/l
- Maximaler Durchfluss: $Q_{\max} = 318$ m³/h bei einem maximalen AFS von 45 mg/l
- Zulässige Filtergeschwindigkeit: $v = 10$ m/h
- Vorhandene Filterfläche: 2 · 30 m² = 60 m²

Ferner ist die Spülabwassermenge der Tuchfilter zu beachten. Diese kann bei bestimmten Mengen zu veränderten Zulaufwerten in den Belebungsbecken führen, wodurch die Biologie beeinträchtigt werden kann. Es folgt eine Spülabwasseran-nahme (laut Hersteller):

- Mittlere Spülabwassermenge bei einer Feststofffracht von 1,9 kg/h und mittlerem Durchfluss: 2,2 m³/h bzw. 2,4 %
- Maximale Spülabwassermenge bei einer Feststofffracht von 14,3 kg/h und maximalem Durchfluss: 16,9 m³/h bzw. 5,3 %.

Da die Spülabwassermengen sehr gering ausfallen, wird nicht weiter über eine beeinträchtigte Biologie und den damit verbundenen Maßnahmen nachgedacht.

Daten zur pulverisierten Aktivkohle

- PAK-Menge bei einer Konzentration von 5 mg/l:
 - 10,2 kgPAK/d bzw. 3.736 kgPAK/a
- PAK-Menge bei einer Konzentration von 10 mg/l:
 - 20,5 kgPAK/d bzw. 7.472 kgPAK/a
- PAK-Menge bei einer Konzentration von 15 mg/l:
 - 30,7 kgPAK/d bzw. 11.207 kgPAK/a
- PAK-Menge bei einer Konzentration von 20 mg/l:
 - 40,9 kgPAK/d bzw. 14.943 kgPAK/a

Daten zur Fällmitteldosierung

Für die Fällmitteldosierung wird das Fällmittel Eisen(III)Chlorid gewählt. Nach DWA-A 202 sollten bei Flockungsfiltren erfahrungsgemäß nicht mehr als 4 mg/l des Eisen(III)Chlorid zugegeben werden. Für einen ersten Ansatz wird dieser Wert bei allen Varianten angenommen. Es ergeben sich folgende Verbrauchsmengen, bezogen auf den mittleren Durchfluss:

- 2.989 kgFe/a

Zusätzlicher Schlammanfall

Wird angenommen, dass aus 1 kg PAK genau 2 kg TS entstehen, so ergibt sich die folgende Menge an zusätzlichen Schlamm:

- 11.207 kgPAK/a → 22.415 kgTS/a

Im Bezug auf die unterschiedlichen Verfahrensstufen der Variante 1.1 folgt nun in Tabelle 10.1 eine erste Kostenermittlung für die Investitions-, wie auch für die Betriebskosten. Diese sollte als eine grobe Einschätzung betrachtet werden und erste Anhaltspunkte für eine spätere Umsetzung geben. In den Kostenschätzungen wurden weder Fördermittel noch eine Reduzierung der Abwasserabgabe eingerechnet.

Tabelle 10.1: Investitionskosten Variante 1.1

Pos.	Kurztext	Gesamtpreis in €
1.	Gesamtsumme Baukosten	876.452 €
2.	Gesamtsumme Maschinenteknik	697.050 €
3.	Gesamtsumme EMSR-Technik	227.500 €
	Zwischensumme netto	1.801.002 €
	Baunebenkosten 20 %	360.200 €
	Zwischensumme	2.161.202 €
	+ 19 % MwSt.	410.628 €
	Gesamtsumme Investitionskosten Variante 1.1	2.571.831 €

Die Investitionskosten wurden entsprechend des aktuell erhöhten Baupreisniveaus geschätzt, weshalb diese verhältnismäßig hoch sind. Ob das erhöhte Preisniveau bei einer späteren Umsetzung noch vorherrscht, ist ungewiss.

Die laufenden Kosten der Variante 1.1 werden in Tabelle 10.2 ersichtlich.

Tabelle 10.2: Betriebskosten Variante 1.1

Kapitalgebundene Kosten				
Beschreibung	Bautechnik	Maschinen- technik	EMSR	Summe
Investitionskosten incl. Baunebenkosten incl. MwSt.	1.251.573 €	995.387 €	324.870 €	2.571.831 €
Nutzungsdauer Bautechnik in Jahren	30			
Nutzungsdauer Maschinenteknik in Jahren		15		
Nutzungsdauer EMSR-Technik in Jahren			10	
Zinssatz	3%	3%	3%	
Kapitalwiedergewinnungsfaktor Bautechnik	0,05102			
Kapitalwiedergewinnungsfaktor Maschinenteknik		0,08377		
Kapitalwiedergewinnungsfaktor EMSR-Technik			0,11723	
Summe Kapitalgebundene Kosten	63.855 €/a	83.384 €/a	38.085 €/a	185.323 €/a
Betriebskosten				
Komponente	Menge/ Anzahl	Einheit	Kosten/ Einheit	Gesamtkosten
Schneckenpumpwerk	2.893	kWh/a	0,226 €/kWh	654 €/a
Rührwerke	2.989	kWh/a	0,226 €/kWh	675 €/a
Pulveraktivkohle	11.207	kgPAK/a	1,60 €/kgPAK	17.932 €/a
PAK-Dosierstation	17.520	kWh/a	0,226 €/kWh	3.960 €/a
Fällmittel	2.989	kgFe/a	0,15 €/kgFe	448 €/a
Gesamtkosten: Sedimentationsbecken	14.454	kWh/a	0,226 €/kWh	3.267 €/a
Filtration	<i>Voraussichtliche Gesamtkosten</i>			9.617 €/a
Schlammkosten	22,41	t/a	144 €/t	3.228 €/a
Personalkosten	0,35	MA/a	40.000 €/MA	14.000 €/a
Summe Betriebskosten				53.780 €/a
Gesamtsumme: Laufenden Kosten der Variante 1.1				239.104 €/a

10.2 Variante 1.2: PAK-Adsorption im AFF-Verfahren

Im Gegensatz zur Variante 1.1 wird bei der Variante 1.2 auf ein Sedimentationsbecken verzichtet. Es kann also nicht mehr als AFSF-Verfahren bezeichnet werden. Abkürzen lässt sich dieses Verfahren als AFF-Verfahren (Adsorption-Flockung-Filtration) an.

Eine vergleichbare großtechnische Anlage wurde derzeit nicht umgesetzt, befindet sich jedoch auf der Kläranlage Greven in Planung. Unterschiedliche Versuchsreihen mit ähnlichem Verfahrensschema deuten darauf hin, dass eine solche Anlage zu guten Ergebnissen hinsichtlich der Adsorption Mikroschadstoff-, Mikroplastik- und ACP-Elimination führen wird.

Erster Verfahrensschritt ist auch bei Variante 1.2 das Pumpwerk. Es folgen die Kontaktbecken, in dem eine PAK-Suspension eingetragen und mit dem Wasser der Nachklärung vermischt wird.

Den anschließenden und letzten Verfahrensschritt der Variante 1.2 bildet die Tuchfiltration, in der das PAK-Gemisch filtriert und hierdurch die PAK einschließlich der adsorbierten Mikroschadstoffe vom Wasser getrennt wird.

Zur optimalen Ausnutzung von Adsorptionsplätzen der PAK ist bei Variante 1.2 die Rezirkulation der vom Filter ausgespülten PAK-Fracht in die Belebungsbecken vorgesehen. Dies wirkt sich aufgrund der wesentlich längeren Aufenthaltszeit der PAK im System positiv auf die Mikroschadstoffelimination aus. Ein weiterer positiver Effekt ist die Verbesserung der Klärschlammeigenschaften infolge des PAK-Eintrags. Aufgrund der geringen Mengen bei der Rezirkulation wurde bei der Variante 1.2 auf den Einfluss eines Rücklaufverhältnisses und somit auf eine Vergrößerung des Kontaktreaktors verzichtet.

Welche Dimensionen die Verfahrensstufen der Variante 1.2 auf der Kläranlage annehmen, wird in der Abbildung 10.3 deutlich.

Durch die Rezirkulation in die Belebung muss der gesamte Ablauf der Kläranlage filtriert werden, da hierdurch das gesamte Abwasser der Kläranlage mit der PAK vermischt wird. Die Filteranlage muss aus diesem Grund für den maximalen Zufluss dimensioniert werden. Der Bemessungszufluss für den Kontaktreaktor bleibt hingegen unverändert. Liegt der Ablauf der Nachklärung über dem Bemessungszufluss der Kontaktbecken, kann der Überstau direkt in die Filtration abgeschlagen werden.

Werden in Zukunft die Anforderungen an die Phosphor-Ablaufwerte verschärft, so können laut Hersteller infolge der Schlussfiltration bei definierter Fällmittelzugabe Phosphor-Ablaufwerte von 0,1 mg/l erreicht werden.

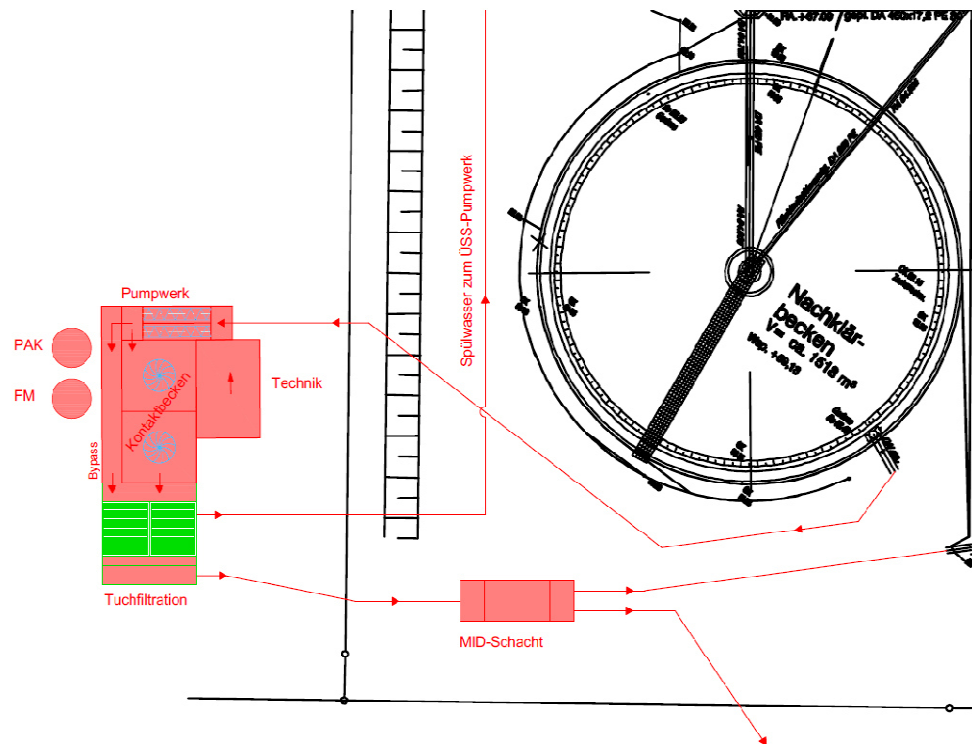


Abbildung 10.3: Mögliche Ausführungsform der Variante 1.2

Abbildung 10.4 zeigt zur Verdeutlichung der gesamten Verfahrensstufe das Fließschema der Variante 1.2.

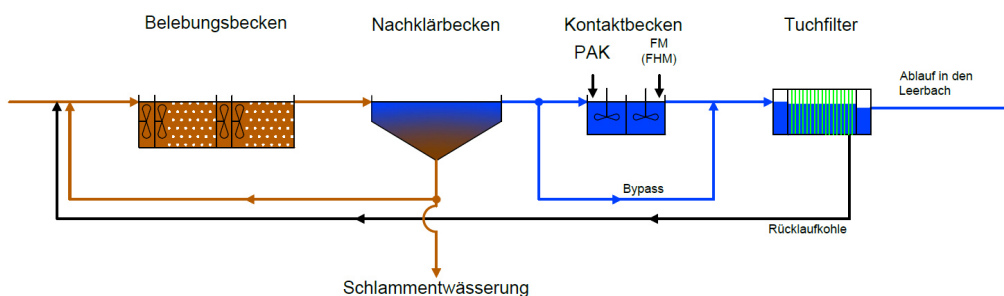


Abbildung 10.4: Fließschema der Variante 1.2

Es folgt ein Überblick über die einzelnen Verfahrensstufen und deren Parameter:

Zulauf

- Für die Becken: 142 m³/h
- Für Pumpwerk und Filtration: 318 m³/h
- Für die Betriebsmittelkosten: 85,3 m³/h

Schneckenhebewerk

- Zwei Schnecken
- Durchmesser: 650 mm
- Fördervolumenstrom: $Q_{\max} = 91$ l/s je Schnecke

- Förderhöhe: 1 m

Kontaktbecken

- Kontaktzeit von 30 min bzw. 0,5 h
- Volumen: $142 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 0,5 \text{ h} = 71 \text{ m}^3$
 - gewähltes Volumen von $2 \cdot 36 \text{ m}^3$

Tuchfiltration

- Vier Filter, Einbau im Betonbecken
- Stundendurchfluss: $Q_{\text{Mittel}} = 142 \text{ m}^3/\text{h}$ bei einem AFS von 20 mg/l
- Maximaler Durchfluss: $Q_{\text{max}} = 318 \text{ m}^3/\text{h}$ bei einem maximalen AFS von 45 mg/l
- Zulässige Filtergeschwindigkeit: $v = 10 \text{ m/h}$
- Vorhandene Filterfläche: $2 \cdot 30 \text{ m}^2 = 60 \text{ m}^2$

Ferner ist die Spülabwassermenge der Tuchfilter zu beachten. Diese kann bei bestimmten Mengen zu veränderten Zulaufwerten in den Belebungsbecken führen, wodurch die Biologie beeinträchtigt werden kann. Es folgt eine Spülabwasseranahme (laut Hersteller):

- Mittlere Spülabwassermenge bei einer Feststofffracht von 1,9 kg/h und mittlerem Durchfluss: $2,2 \text{ m}^3/\text{h}$ bzw. 2,4 %
- Maximale Spülabwassermenge bei einer Feststofffracht von 14,3 kg/h und maximalem Durchfluss: $16,9 \text{ m}^3/\text{h}$ bzw. 5,3 %.

Da die Spülabwassermengen sehr gering ausfallen, wird nicht weiter über eine beeinträchtigte Biologie und den damit verbundenen Maßnahmen nachgedacht.

Daten zur pulverisierten Aktivkohle

- PAK-Menge bei einer Konzentration von 5 mg/l:
 - $10,2 \text{ kgPAK/d}$ bzw. 3.736 kgPAK/a
- PAK-Menge bei einer Konzentration von 10 mg/l:
 - $20,5 \text{ kgPAK/d}$ bzw. 7.472 kgPAK/a
- PAK-Menge bei einer Konzentration von 15 mg/l:
 - $30,7 \text{ kgPAK/d}$ bzw. 11.207 kgPAK/a
- PAK-Menge bei einer Konzentration von 20 mg/l:
 - $40,9 \text{ kgPAK/d}$ bzw. 14.943 kgPAK/a

Daten zur Fällmitteldosierung

Für die Fällmitteldosierung wird das Fällmittel Eisen(III)Chlorid gewählt. Nach DWA-A 202 sollten bei Flockungsfiltern erfahrungsgemäß nicht mehr als 4 mg/l des Eisen(III)Chlorid zugegeben werden. Für einen ersten Ansatz wird dieser Wert bei allen Varianten angenommen. Es ergeben sich folgende Verbrauchsmengen, bezogen auf den mittleren Durchfluss:

➤ 2.989 kgFe/a

Zusätzlicher Schlammanfall

Wird angenommen, dass aus 1 kg PAK genau 2 kg TS entstehen, so ergibt sich die folgende Menge an zusätzlichen Schlamm:

➤ 11.207 kgPAK/a → 22.415 kgTS/a

Im Bezug auf die unterschiedlichen Verfahrensstufen der Variante 1.2 folgt in Tabelle 10.3 eine erste Kostenermittlung für die Investitions-, wie auch für die Betriebskosten. Diese sollte als eine grobe Einschätzung betrachtet werden und erste Anhaltspunkte für eine spätere Umsetzung geben. In den Kostenschätzungen wurden weder Fördermittel noch eine Reduzierung der Abwasserabgabe eingerechnet.

Tabelle 10.3: Investitionskosten Variante 1.2

Pos.	Kurztext	Gesamtpreis in €
1.	Gesamtsumme Baukosten	423.524 €
2.	Gesamtsumme Maschinentechnik	593.000 €
3.	Gesamtsumme EMSR-Technik	222.500 €
	Zwischensumme netto	1.239.024 €
	Baunebenkosten 20 %	247.805 €
	Zwischensumme	1.486.829 €
	+ 19 % MwSt.	282.498 €
	Gesamtsumme Investitionskosten Variante 1.2	1.769.327 €

Die Investitionskosten wurden entsprechend des aktuell erhöhten Baupreisniveaus geschätzt, weshalb diese verhältnismäßig hoch sind. Ob das erhöhte Preisniveau bei einer späteren Umsetzung noch vorherrscht, ist ungewiss.

Die laufenden Kosten der Variante 1.2 werden in Tabelle 10.4 ersichtlich.

Tabelle 10.4: Betriebskosten Variante 1.2

Kapitalgebundene Kosten				
Beschreibung	Bautechnik	Maschinen- technik	EMSR	Summe
Investitionskosten incl. Baunebenkosten incl. MwSt.	604.793 €	846.804 €	317.730 €	1.769.327 €
Nutzungsdauer Bautechnik in Jahren	30			
Nutzungsdauer Maschinenteknik in Jahren		15		
Nutzungsdauer EMSR-Technik in Jahren			10	
Zinssatz	3%	3%	3%	
Kapitalwiedergewinnungsfaktor Bautechnik	0,05102			
Kapitalwiedergewinnungsfaktor Maschinenteknik		0,08377		
Kapitalwiedergewinnungsfaktor EMSR-Technik			0,11723	
Summe Kapitalgebundene Kosten	30.857 €/a	70.937 €/a	37.247 €/a	139.041 €/a
Betriebskosten				
Komponente	Menge/ Anzahl	Einheit	Kosten/ Einheit	Gesamt- kosten
Schneckenpumpwerk	2.893	kWh/a	0,226 €/kWh	654 €/a
Rührwerke	2.989	kWh/a	0,226 €/kWh	675 €/a
Pulveraktivkohle	11.207	kgPAK/a	1,60 €/kgPAK	17.932 €/a
PAK-Dosierstation	17.520	kWh/a	0,226 €/kWh	3.960 €/a
Fällmittel	2.989	kgFe/a	0,15 €/kgFe	448 €/a
Filtration	<i>Voraussichtliche Gesamtkosten</i>			9.617 €/a
Schlammkosten	22,41	t/a	144 €/t	3.228 €/a
Personalkosten	0,3	MA/a	40.000 €/MA	12.000 €/a
Summe Betriebskosten				48.514 €/a
Gesamtsumme: Laufenden Kosten der Variante 1.2				187.555 €/a

10.3 Variante 1.3: PAK-Adsorption im Belebungsbecken

In Variante 1.3 wird auf den Bau eines Kontaktreaktors und eines Sedimentationsbeckens verzichtet.

Welche Dimensionen die Verfahrensstufen der Variante 1.3 auf der Kläranlage annehmen, wird in Abbildung 10.5 deutlich.

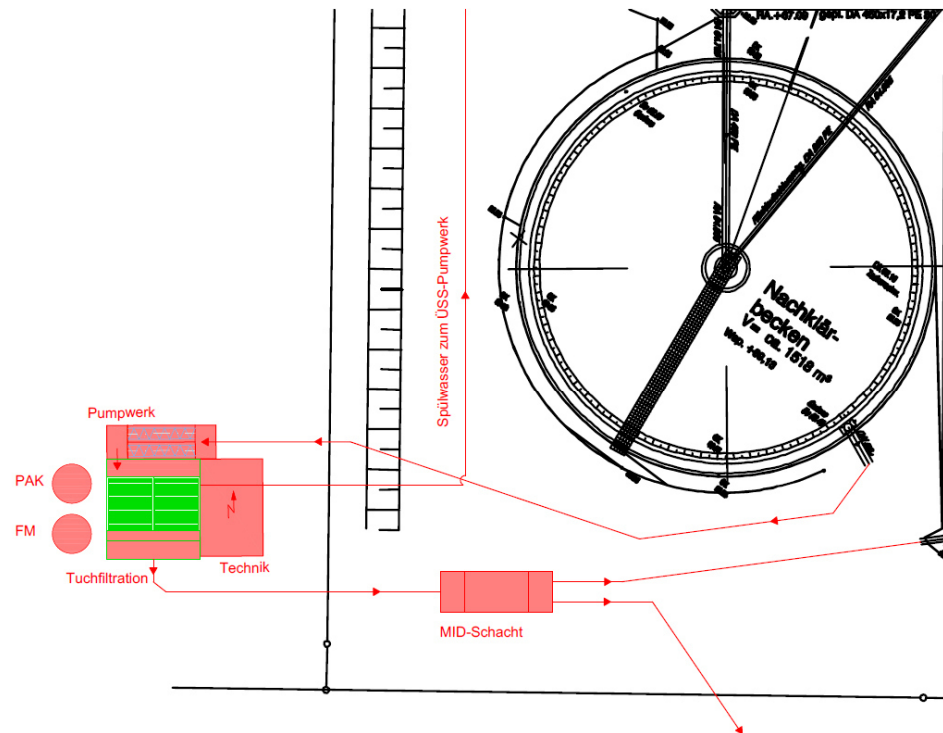


Abbildung 10.5: Mögliche Ausführungsform der Variante 1.3

Die pulverisierte Aktivkohle wird bei Variante 1.3 direkt in den Zulauf der bestehenden Belebungsbecken eingetragen. Wie in Kapitel 6.3.2.1 beschrieben, sollte mit der etwa doppelten Menge an PAK bei der direkten Dosierung in die Belebungsbecken gerechnet werden. Diese Variante wurde bereits durch die Eawag auf einer halbtechnischen Anlage getestet und erwies sich als gute Alternative, besonders bei Anlagen mit begrenztem Platzangebot. Die hier gewählten Verfahrensstufen sind für den maximalen Bemessungszufluss der Kläranlage ausgelegt. Begründet ist dies durch den Direkteintrag der PAK in das Belebungsbecken, wodurch das gesamte Abwasser der Kläranlage mit der PAK in Kontakt kommt.

Das PAK-Silo mit dazugehöriger PAK-Dosiereinrichtung ist in Abbildung 10.5 lediglich schematisch dargestellt. Dieses sollte im Zulaufbereich der Belebungsbecken integriert werden.

Vorteilhaft ist die Einsparung der Baukosten für Kontaktreaktor und Sedimentationsbecken. Dem gegenüber stehen die aus der doppelten PAK-Menge resultierenden höheren Betriebskosten.

Die in diesem Verfahrensschritt gefilterte Aktivkohle wird schließlich in die Schlammbehandlung geschickt.

Werden in Zukunft die Anforderungen an die Phosphor-Ablaufwerte verschärft, so können laut Hersteller infolge der Schlussfiltration bei definierter Fällmittelzugabe Phosphor-Ablaufwerte von 0,1 mg/l erreicht werden.

Abbildung 10.6 zeigt zur Verdeutlichung der gesamten Verfahrensstufe das Fließschema der Variante 1.3.

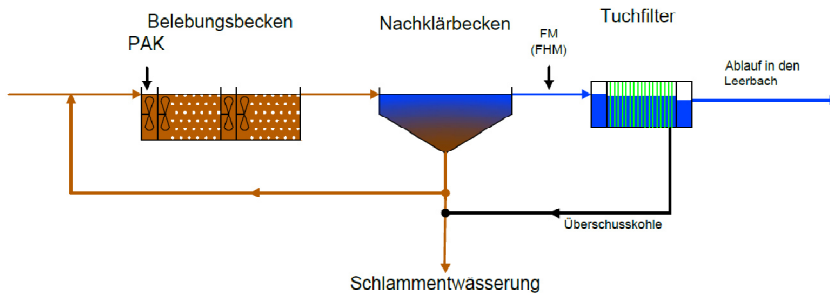


Abbildung 10.6: Fließschema der Variante 1.3

Es folgt ein Überblick über die einzelnen Verfahrensstufen und deren Parameter:

Zulauf

- Für Pumpwerk und Filtration: 318 m³/h
- Für die Betriebsmittelkosten: 85,3 m³/h

Schneckenhebewerk

- Zwei Schnecken
- Durchmesser: 650 mm
- Fördervolumenstrom: $Q_{\max} = 91$ l/s je Schnecke
- Förderhöhe: 1 m

Tuchfiltration

- Vier Filter, Einbau im Betonbecken
- Stundendurchfluss: $Q_{\text{Mittel}} = 142$ m³/h bei einem AFS von 20 mg/l
- Maximaler Durchfluss: $Q_{\max} = 318$ m³/h bei einem maximalen AFS von 45 mg/l
- Zulässige Filtergeschwindigkeit: $v = 10$ m/h
- Vorhandene Filterfläche: $2 \cdot 30$ m² = 60 m²

Ferner ist die Spülabwassermenge der Tuchfilter zu beachten. Diese kann bei bestimmten Mengen zu veränderten Zulaufwerten in den Belebungsbecken führen, wodurch die Biologie beeinträchtigt werden kann. Es folgt eine Spülabwasserannahme (laut Hersteller):

- Mittlere Spülabwassermenge bei einer Feststofffracht von 1,9 kg/h und mittlerem Durchfluss: 2,2 m³/h bzw. 2,4 %

- Maximale Spülabwassermenge bei einer Feststofffracht von 14,3 kg/h und maximalem Durchfluss: 16,9 m³/h bzw. 5,3 %.

Da die Spülabwassermengen sehr gering ausfallen, wird nicht weiter über eine beeinträchtigte Biologie und den damit verbundenen Maßnahmen nachgedacht.

Daten zur pulverisierten Aktivkohle

- PAK-Menge bei einer Konzentration von 10 mg/l:
 - 20,5 kgPAK/d bzw. 7.472 kgPAK/a
- PAK-Menge bei einer Konzentration von 20 mg/l:
 - 40,9 kgPAK/d bzw. 14.943 kgPAK/a
- PAK-Menge bei einer Konzentration von 30 mg/l:
 - 61,4 kgPAK/d bzw. 22.415 kgPAK/a
- PAK-Menge bei einer Konzentration von 40 mg/l:
 - 81,9 kgPAK/d bzw. 29.886 kgPAK/a

Daten zur Fällmitteldosierung

Für die Fällmitteldosierung wird das Fällmittel Eisen(III)Chlorid gewählt. Nach DWA-A 202 sollten bei Flockungsfiltren erfahrungsgemäß nicht mehr als 4 mg/l des Eisen(III)Chlorid zugegeben werden. Für einen ersten Ansatz wird dieser Wert bei allen Varianten angenommen. Es ergeben sich folgende Verbrauchsmengen, bezogen auf den mittleren Durchfluss:

- 2.989 kgFe/a

Zusätzlicher Schlammanfall

Wird angenommen, dass aus 1 kg PAK genau 2 kg TS entstehen, so ergibt sich die folgende Menge an zusätzlichen Schlamm:

- 22.415 kgPAK/a → 44.829 kgTS/a

Im Bezug auf die unterschiedlichen Verfahrensstufen der Variante 1.3 folgt nun in Tabelle 10.5 eine erste Kostenermittlung für die Investitions-, wie auch für die Betriebskosten. Diese sollte als eine grobe Einschätzung betrachtet werden und erste Anhaltspunkte für eine spätere Umsetzung geben. In den Kostenschätzungen wurden weder Fördermittel noch eine Reduzierung der Abwasserabgabe eingerechnet.

Tabelle 10.5: Investitionskosten Variante 1.3

Pos.	Kurztext	Gesamtpreis in €
1.	Gesamtsumme Baukosten	320.312 €
2.	Gesamtsumme Maschinenteknik	594.000 €
3.	Gesamtsumme EMSR-Technik	207.500 €
	Zwischensumme netto	1.121.812 €
	Baunebenkosten 20 %	224.362 €
	Zwischensumme	1.346.174 €
	+ 19 % MwSt.	255.773 €
	Gesamtsumme Investitionskosten Variante 1.3	1.601.947 €

Die Investitionskosten wurden entsprechend des aktuell erhöhten Baupreisniveaus geschätzt, weshalb diese verhältnismäßig hoch sind. Ob das erhöhte Preisniveau bei einer späteren Umsetzung noch vorherrscht, ist ungewiss.

Die laufenden Kosten der Variante 1.3 werden in Tabelle 10.6 ersichtlich.

Tabelle 10.6: Betriebskosten Variante 1.3

Kapitalgebundene Kosten				
Beschreibung	Bautechnik	Maschinen- technik	EMSR	Summe
Investitionskosten incl. Baunebenkosten incl. MwSt.	457.405 €	848.232 €	296.310 €	1.601.947 €
Nutzungsdauer Bautechnik in Jahren	30			
Nutzungsdauer Maschinenteknik in Jahren		15		
Nutzungsdauer EMSR-Technik in Jahren			10	
Zinssatz	3%	3%	3%	
Kapitalwiedergewinnungsfaktor Bautechnik	0,05102			
Kapitalwiedergewinnungsfaktor Maschinenteknik		0,08377		
Kapitalwiedergewinnungsfaktor EMSR-Technik			0,11723	
Summe Kapitalgebundene Kosten	23.337 €/a	71.056 €/a	34.736 €/a	129.130 €/a
Betriebskosten				
Komponente	Menge/ Anzahl	Einheit	Kosten/ Einheit	Gesamt- kosten
Schneckenpumpwerk	2.893	kWh/a	0,226 €/kWh	654 €/a
Pulveraktivkohle	22.415	kgPAK/a	1,60 €/kgPAK	35.863 €/a
PAK-Dosierstation	17.520	kWh/a	0,226 €/kWh	3.960 €/a
Fällmittel	2.989	kgFe/a	0,15 €/kgFe	448 €/a
Filtration	<i>Voraussichtliche Gesamtkosten</i>			9.617 €/a
Schlammkosten	44,83	t/a	144 €/t	6.455 €/a
Personalkosten	0,25	MA/a	40.000 €/MA	10.000 €/a
Summe Betriebskosten				66.998 €/a
Gesamtsumme: Laufenden Kosten der Variante 1.3				196.128 €/a

10.4 Variante 2: GAK-Adsorption

Ein alternatives Verfahren zur Mikroschadstoffelimination ist die Adsorption mittels granulierter Aktivkohle (GAK). Bei der vorgeschlagenen Variante durchfließt das Wasser zunächst eine Sandfiltration. Diese Maßnahme wird vorgeschlagen, um im Vergleich zu den Varianten 1.1 bis 1.3 vergleichbare Ablaufwerte am Ende der 4. Reinigungsstufe zu erhalten.

Der Sandfilter ist für den maximalen Bemessungszufluss ausgelegt. Hierdurch wird das gesamte Wasser der Kläranlage durch den Filter geschickt, was zu einer verbesserten Reinigung hinsichtlich der allgemeinen Ablaufwerte führt, ähnlich wie bei den genannten Verfahren zur PAK-Adsorption. Auch hier können laut Hersteller bei definierter Fällmittelzugabe Phosphor-Ablaufwerte von 0,1 mg/l erreicht werden.

Im Anschluss an die Sandfiltration ist ein GAK-Filter (DynaSand-Carbon-Filter) angliedert. Durch die Sandfiltration ist das Wasser weitergehend gereinigt. Dies hat den positiven Effekt, dass der nachgeschaltete GAK-Filter weniger belastet wird. Die Adsorptionskapazität der Aktivkohle im GAK-Filter wird also bestmöglich zur Mikroschadstoffelimination ausgenutzt. Aus diesem Grund wurde, anders als in Kapitel 6.3.1 vorgeschlagen, mit 8.000 anstatt 6.000 durchgesetzten BV gerechnet.

Um das Wasser in die Behandlungsstufe zu leiten, ist auch in Variante 2 ein Schneckenpumpwerk vorgesehen. Nachdem das Wasser angehoben wurde, durchfließt es das Sandfilterbett und schließlich im Teilstrom das GAK-Filterbett. In diesem werden die Mikroschadstoffe von der Aktivkohle adsorbiert.

Welche Dimensionen die Verfahrensstufe der Variante 2 auf der Kläranlage annimmt, wird in Abbildung 10.7 deutlich.

Das anfallende Spülwasser der Filter wird dem Kläranlagenzulauf zugeführt. Der Ablauf der Filter führt letztlich über den MID-Schacht in den Leerbach.

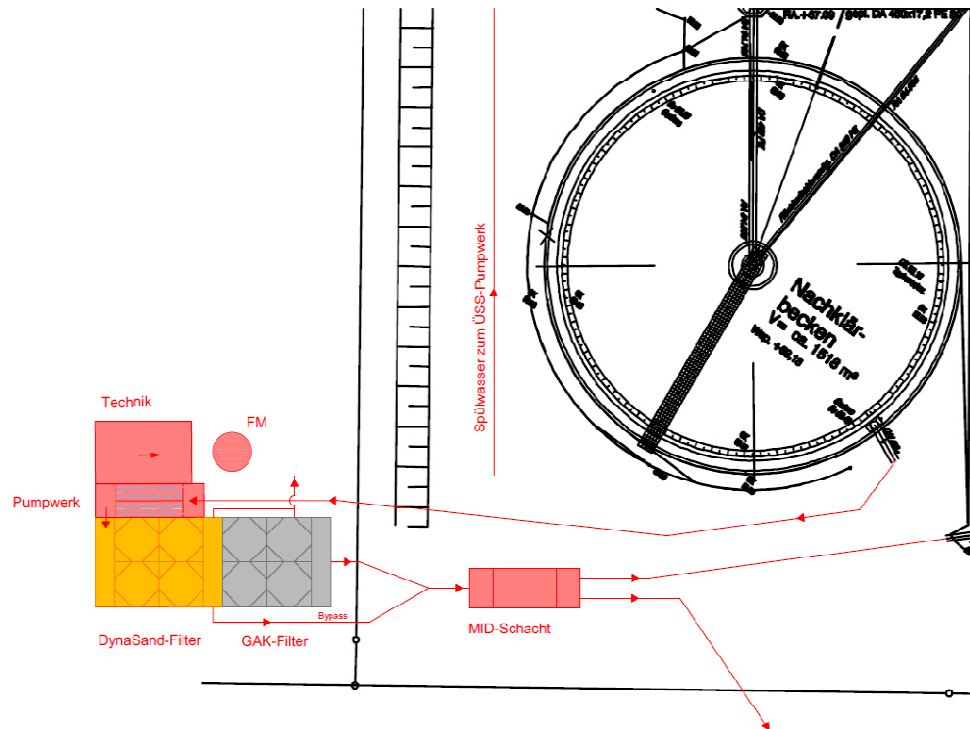


Abbildung 10.7: Mögliche Ausführungsform der Variante 2

Abbildung 10.4 zeigt zur Verdeutlichung der gesamten Verfahrensstufe das Fließschema der Variante 2.

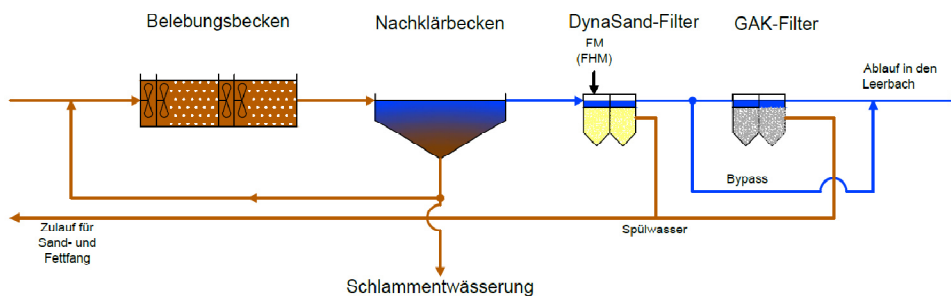


Abbildung 10.8: Fließschema der Variante 2

Es folgt ein Überblick über die einzelnen Verfahrensstufen und deren Parameter:

Zulauf

- Für Hebewerk und DynaSand-Filtration: 318 m³/h
- Für DynaCarbon-Filtration: 142 m³/h
- Für die Betriebsmittelkosten: 85,3 m³/h

Schneckenhebewerk

- Zwei Schnecken
- Durchmesser: 650 mm
- Fördervolumenstrom: Q_{max} = 91 l/s je Schnecke

- Förderhöhe: 2 m

DynaSand-Filter (laut Hersteller)

- Vier Filter
- Durchsatz ca. 318 m³/h
 - AFS < 5 - 10 mg/l im Ablauf
- Oberflächenbelastung: $v \leq 5,9$ m/h
- Filterbetthöhe: 1,5 m
- Filterhöhe: 5,45 m
- Filterfläche pro Filter: 6 m² → 24 m² Gesamtfläche

Ferner ist die Spülabwassermenge der DynaSand-Filter zu beachten. Diese kann bei bestimmten Mengen zu veränderten Zulaufwerten in den Belebungsbecken führen, wodurch die Biologie beeinträchtigt werden kann. Es folgt eine Spülabwasserannahme:

- Mittlere Spülabwassermenge: ca. 6 - 10 m³/h (1,9 – 3,1 % bei maximalem Durchfluss von 318 m³/h)
- Maximale Spülabwassermenge: 14 - 20 m³/h (4,4 – 6,3 % bei maximalem Durchfluss von 318 m³/h)

Da die Spülabwassermengen sehr gering ausfallen, wird nicht weiter über eine beeinträchtigte Biologie und den damit verbundenen Maßnahmen nachgedacht.

DynaCarbon-Filter (laut Hersteller)

- Sechs Filter
- Durchsatz ca. 142 m³/h bei AFS < 10 mg/l im Zulauf
 - AFS < 5 - 10 mg/l im Ablauf
- Oberflächenbelastung: 5,9 m/h
- Filterbetthöhe: 2 m
- Filterhöhe: 5,95 m
- Filterfläche pro Filter: 6 m² → 24 m² Gesamtfläche

Es folgt eine Spülwasserannahme:

- Mittlere Spülabwassermenge: ca. 2,5 – 4,0 m³/h (1,8 – 2,8 % bei maximalem Durchfluss von 142 m³/h)
- Maximale Spülabwassermenge: ca. 5,0 – 8,0 m³/h (3,5 – 5,6 % bei maximalem Durchfluss von 142 m³/h)

Da die Spülabwassermengen sehr gering ausfallen, wird nicht weiter über eine beeinträchtigte Biologie und den damit verbundenen Maßnahmen nachgedacht.

Daten zur granulierten Aktivkohle

- GAK-Menge bei angenommenen 12.000 durchgesetzten Bettvolumina:
 - 28.018 kgGAK/a
- GAK-Menge bei angenommenen 8.000 durchgesetzten Bettvolumina:
 - 42.027 kgGAK/a
- GAK-Menge bei angenommenen 4.000 durchgesetzten Bettvolumina:
 - 84.055 kgGAK/a
- Es folgt die Berechnung der jährlich benötigten Filterbettwechsel bei 8.000 BV:

$$x = \frac{365 \text{ d/a} \cdot 2.047 \text{ m}^3/\text{d}}{8.000 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot 60 \text{ m}^3} = 1,6 \text{ Wechsel/a}$$

Pro Jahr sind also 1,6 Wechsel der granulierten Aktivkohle nötig. Demnach müsste das gesamte Filterbett mit einem Volumen von 60 m³ etwa alle 228 Tage gewechselt werden.

Daten zur Fällmitteldosierung

Für die Fällmitteldosierung wird das Fällmittel Eisen(III)Chlorid gewählt. Nach DWA-A 202 sollten bei Flockungsfiltern erfahrungsgemäß nicht mehr als 4 mg/l des Eisen(III)Chlorid zugegeben werden. Für einen ersten Ansatz wird dieser Wert bei allen Varianten angenommen. Es ergeben sich folgende Verbrauchsmengen, bezogen auf den mittleren Durchfluss:

- 2.989 kgFe/a

Zusätzlicher Schlammanfall

Wird angenommen, dass der AFS-Ablaufwert im Durchschnitt bei 20 mg/l liegt und durch die Endfiltration ein AFS-Ablaufwert von 5 mg/l erreicht wird, so kommt es zu folgendem zusätzlichem Schlammanfall:

- 11.207 kgAFS/a

Im Bezug auf die unterschiedlichen Verfahrensstufen der Variante 2 folgt nun in Tabelle 10.7 eine erste Kostenermittlung für die Investitions-, wie auch für die Betriebskosten. Diese sollte als eine grobe Einschätzung betrachtet werden und erste Anhaltspunkte für eine spätere Umsetzung geben. In den Kostenschätzungen wurden weder Fördermittel noch eine Reduzierung der Abwasserabgabe eingerechnet.

Tabelle 10.7: Investitionskosten Variante 2

Pos.	Kurztext	Gesamtpreis in €
1.	Gesamtsumme Baukosten	512.746 €
2.	Gesamtsumme Maschinenteknik	657.842 €
3.	Gesamtsumme EMSR-Technik	217.500 €
	Zwischensumme netto	1.388.088 €
	Baunebenkosten 20 %	277.618 €
	Zwischensumme	1.665.705 €
	+ 19 % MwSt.	316.484 €
	Gesamtsumme Investitionskosten Variante 2	1.982.189 €

Die Investitionskosten wurden entsprechend des aktuell erhöhten Baupreisniveaus geschätzt, weshalb diese verhältnismäßig hoch sind. Ob das erhöhte Preisniveau bei einer späteren Umsetzung noch vorherrscht, ist ungewiss.

Die laufenden Kosten der Variante 2 werden in Tabelle 10.8 ersichtlich.

Tabelle 10.8: Betriebskosten Variante 2

Kapitalgebundene Kosten				
Beschreibung	Bautechnik	Maschinen- technik	EMSR	Summe
Investitionskosten incl. Baunebenkosten incl. MwSt.	732.201 €	939.398 €	310.590 €	1.982.189 €
Nutzungsdauer Bautechnik in Jahren	30			
Nutzungsdauer Maschinenteknik in Jahren		15		
Nutzungsdauer EMSR-Technik in Jahren			10	
Zinssatz	3%	3%	3%	
Kapitalwiedergewinnungsfaktor Bautechnik	0,05102			
Kapitalwiedergewinnungsfaktor Maschinenteknik		0,08377		
Kapitalwiedergewinnungsfaktor EMSR-Technik			0,11723	
Summe Kapitalgebundene Kosten	37.357 €/a	78.693 €/a	36.410 €/a	152.461 €/a
Betriebskosten				
Komponente	Menge/ Anzahl	Einheit	Kosten/ Einheit	Gesamt- kosten
Schneckenpumpwerk	5.786	kWh/a	0,226 €/kWh	1.308 €/a
Granulierte Aktivkohle	42.027	kgGAK/a	1,50 €/kgGAK	63.041 €/a
Filtration	<i>Voraussichtliche Gesamtkosten</i>			16.783 €/a
Fällmittel	2.989	kgFe/a	0,15 €/kgFe	448 €/a
Schlammkosten	11,21	t/a	144 €/t	1.614 €/a
Personalkosten	0,3	MA/a	40.000 €/MA	12.000 €/a
Summe Betriebskosten				95.194 €/a
Gesamtsumme: Laufenden Kosten der Variante 2				247.654 €/a

Für den Fall, dass eine vorgeschaltete DynaSand-Filtration bei einer späteren Umsetzung nicht gewünscht wird, wurden auch hierfür die Kosten ermittelt. Die Ersparnis bei den Investitionskosten liegt bei etwa 570.000 €. Die laufenden Jahreskosten, gebildet aus den kapitalgebundenen Kosten und den Betriebskosten, wären etwa 30.000 €/a günstiger. Zu berücksichtigen ist bei der alleinigen GAK-Filtration, dass durch die Teilstrombehandlung lediglich der Teil des Durchflusses (und somit der allgemeinen Ablaufwerte) weitergehend gereinigt wird, für den der Filter ausgelegt ist. Hierdurch fällt eine Reduktion der Abwasserabgabe wohlmöglich weg oder weniger hoch aus, wie bei der Variante mit vorgeschalteter Sandfiltration. Auch könnten die Abschläge vor einer Teilstrom-GAK-Filtration dazu führen, dass zukünftig verschärfte Überwachungswerte im Ablauf der Kläranlage überschritten werden.

10.5 Variante 3: Ozonung

Die Variante 3 ist grundsätzlich anders aufgebaut als die anderen Varianten. Hier wird zur Mikroschadstoffelimination die Oxidation, näher beschrieben in Kapitel 6.2, als primäres Reinigungsverfahren genutzt. Der Zufluss dieser 4. Reinigungsstufe beginnt wie bei den anderen Varianten ebenfalls mit dem Abfluss der herkömmlichen Nachklärung. Welche Dimensionen die Verfahrensstufen der Variante 3 auf der Kläranlage annehmen, wird in Abbildung 10.9 deutlich.

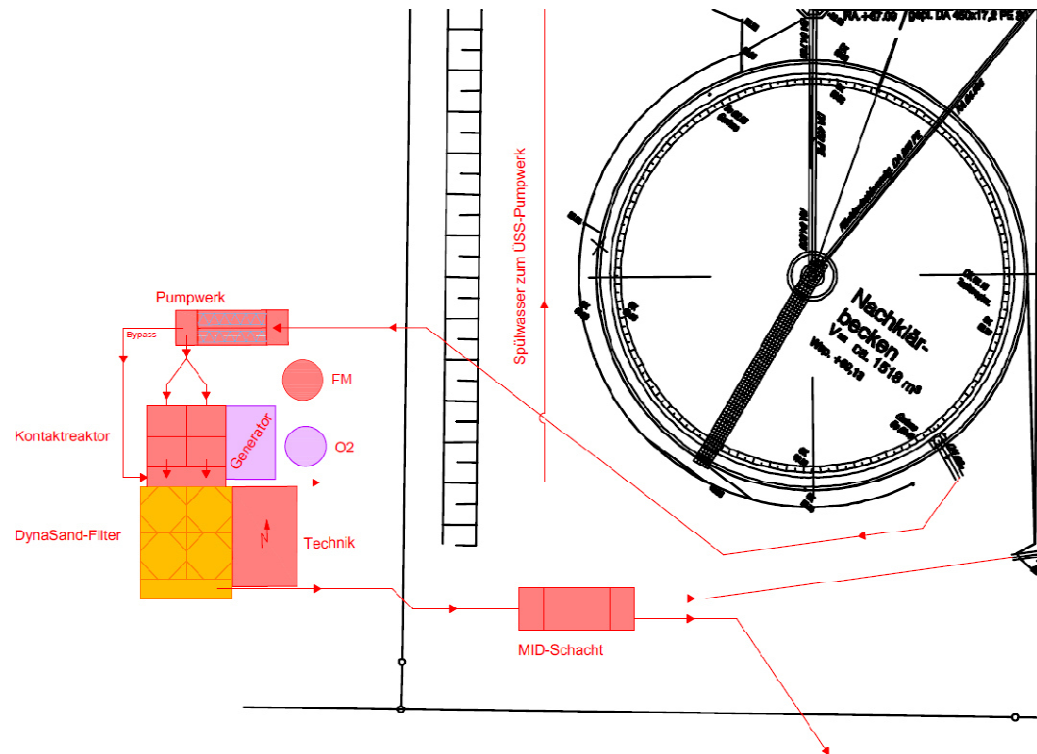


Abbildung 10.9: Mögliche Ausführungsform der Variante 3

Zunächst wird das Wasser bei dieser Variante durch ein Schneckenpumpwerk angehoben. Dem Schneckenpumpwerk ist ein Kontaktreaktor mit zwei länglich ausgerichteten Kontaktbecken nachgeschaltet. Das Wasser läuft dem Kontaktreaktor über eine Druckleitung zu, in welche das Oxidationsmittel Ozon injiziert wird. Das Ozon wird mittels reinem Sauerstoff über einen Ozongenerator hergestellt, von dem es in die Leitung injiziert wird und im Kontaktreaktor mit den Wasserinhaltsstoffen reagieren kann.

Dem Kontaktreaktor ist ein biologisch aktivierter DynaSand-Filter nachgeschaltet. Dieser dient zum einen der Eliminierung der restlichen Ozonkonzentration, zum anderen wird das Wasser gefiltert und weitergehend biologisch gereinigt. Das Spülwasser des DynaSand-Filters wird dem Überschussschlamm-Pumpwerk zugeführt. Der Ablauf des Sandfilters führt letztlich über den MID-Schacht in den Leerbach.

Werden in Zukunft die Anforderungen an die Phosphor-Ablaufwerte verschärft, so können laut Hersteller infolge der Schlussfiltration bei definierter Fällmittelzugabe Phosphor-Ablaufwerte von 0,1 mg/l erreicht werden.

Abbildung 10.10 zeigt zur Verdeutlichung der gesamten Verfahrensstufe das Fließschema der Variante 3.

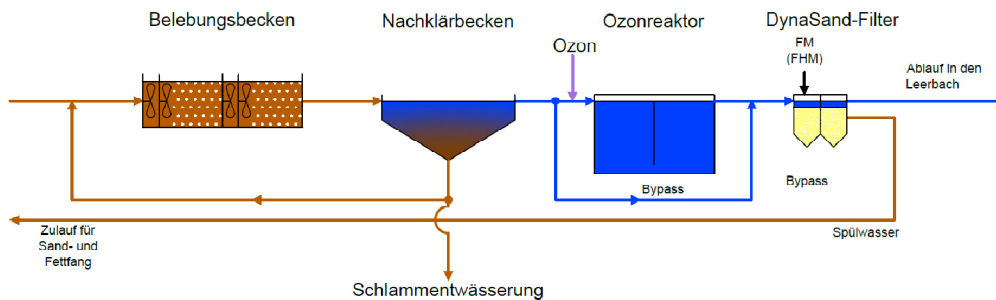


Abbildung 10.10: Fließschema der Variante 3

Es folgt ein Überblick über die einzelnen Verfahrensstufen und deren Parameter:

Zulauf:

- Für die Becken: 142 m³/h
- Für Pumpwerk und Filtration: 318 m³/h
- Für die Betriebsmittelkosten: 85,3 m³/h

Schneckenhebewerk:

- Zwei Schnecken
- Durchmesser: 650 mm
- Fördervolumenstrom: $Q_{\max} = 91$ l/s je Schnecke
- Förderhöhe: 2 m

Kontaktbecken

- Kontaktzeit von 30 min bzw. 0,5 h
- Volumen: 142 m³/h · 0,5 h = 71 m³
 - gewähltes Volumen von 2 · 36 m³

Daten zur Ozonung:

- Ozon-Mengen bei einer Konzentration von 5 mg/l
 - 3.736 kgO₃/a
- Ozon-Mengen bei einer Konzentration von 7,5 mg/l
 - 5.604 kgO₃/a
- Ozon-Mengen bei einer Konzentration von 12,5 mg/l
 - 9.339 kgO₃/a

DynaSand-Filter (laut Hersteller)

- Vier Filter
- Durchsatz ca. 318 m³/h
 - AFS < 5 - 10 mg/l im Ablauf
- Oberflächenbelastung: $v \leq 5,9$ m/h
- Filterbetthöhe: 1,5 m
- Filterhöhe: 5,45 m
- Filterfläche pro Filter: 6 m² → 24 m² Gesamtfläche

Ferner ist die Spülabwassermenge der DynaSand-Filter zu beachten. Diese kann bei bestimmten Mengen zu veränderten Zulaufwerten in den Belebungsbecken führen, wodurch die Biologie beeinträchtigt werden kann. Es folgt eine Spülabwasserannahme:

- Mittlere Spülabwassermenge: ca. 6 - 10 m³/h (1,9 – 3,1 % bei maximalem Durchfluss von 318 m³/h)
- Maximale Spülabwassermenge: 14 - 20 m³/h (4,4 – 6,3 % bei maximalem Durchfluss von 318 m³/h)

Da die Spülabwassermengen sehr gering ausfallen, wird nicht weiter über eine beeinträchtigte Biologie und den damit verbundenen Maßnahmen nachgedacht.

Daten zur Fällmitteldosierung

Für die Fällmitteldosierung wird das Fällmittel Eisen(III)Chlorid gewählt. Nach DWA-A 202 sollten bei Flockungsfilttern erfahrungsgemäß nicht mehr als 4 mg/l des Eisen(III)Chlorid zugegeben werden. Für einen ersten Ansatz wird dieser Wert bei allen Varianten angenommen. Es ergeben sich folgende Verbrauchsmengen, bezogen auf den mittleren Durchfluss:

- 2.989 kgFe/a

Zusätzlicher Schlammanfall

Wird angenommen, dass der AFS-Ablaufwert im Durchschnitt bei 20 mg/l liegt und durch die Endfiltration ein AFS-Ablaufwert von 5 mg/l erreicht wird, so kommt es zu folgendem zusätzlichem Schlammanfall:

- 11.207 kgAFS/a

Im Bezug auf die unterschiedlichen Verfahrensstufen der Variante 3 folgt nun in Tabelle 10.9 eine erste Kostenermittlung für die Investitions-, wie auch für die Betriebskosten. Diese sollte als eine grobe Einschätzung betrachtet werden und erste Anhaltspunkte für eine spätere Umsetzung geben. In den Kostenschätzungen wurden weder Fördermittel noch eine Reduzierung der Abwasserabgabe eingerechnet.

Tabelle 10.9: Investitionskosten Variante 3

Pos.	Kurztext	Gesamtpreis in €
1.	Gesamtsumme Baukosten	605.024 €
2.	Gesamtsumme Maschinenteknik	788.921 €
3.	Gesamtsumme EMSR-Technik	225.000 €
	Zwischensumme netto	1.618.945 €
	Baunebenkosten 20 %	323.789 €
	Zwischensumme	1.942.734 €
	+ 19 % MwSt.	369.119 €
	Gesamtsumme Investitionskosten Variante 3	2.311.854 €

Die Investitionskosten wurden entsprechend des aktuell erhöhten Baupreisniveaus geschätzt, weshalb diese verhältnismäßig hoch sind. Ob das erhöhte Preisniveau bei einer späteren Umsetzung noch vorherrscht, ist ungewiss.

Die laufenden Kosten der Variante 3 werden in Tabelle 10.10 ersichtlich.

Tabelle 10.10: Betriebskosten Variante 3

Kapitalgebundene Kosten				
Beschreibung	Bautechnik	Maschinen- technik	EMSR	Summe
Investitionskosten incl. Baunebenkosten incl. MwSt.	863.974 €	1.126.579 €	321.300 €	2.311.854 €
Nutzungsdauer Bautechnik in Jahren	30			
Nutzungsdauer Maschinenteknik in Jahren		15		
Nutzungsdauer EMSR-Technik in Jahren			10	
Zinssatz	3%	3%	3%	
Kapitalwiedergewinnungsfaktor Bautechnik	0,05102			
Kapitalwiedergewinnungsfaktor Maschinenteknik		0,08377		
Kapitalwiedergewinnungsfaktor EMSR-Technik			0,11723	
Summe Kapitalgebundene Kosten	44.080 €/a	94.374 €/a	37.666 €/a	176.120 €/a
Betriebskosten				
Komponente	Menge/ Anzahl	Einheit	Kosten/ Einheit	Gesamt- kosten
Schneckenpumpwerk	5.786	kWh/a	0,226 €/kWh	1.308 €/a
Ozonerzeugung	67.244	kWh/a	0,226 €/kWh	15.197 €/a
Sauerstoff	41.912	m ³ /a	0,30 €/m ³	12.574 €/a
Filtration	<i>Voraussichtliche Gesamtkosten</i>			7.319 €/a
Fällmittel	2.989	kgFe/a	0,15 €/kgFe	448 €/a
Schlammkosten	11,21	t/a	144 €/t	1.614 €/a
Personalkosten	0,35	MA/a	40.000 €/MA	14.000 €/a
Summe Betriebskosten				52.460 €/a
Gesamtsumme: Laufenden Kosten der Variante 3				228.579 €/a

10.6 Gegenüberstellung der Kostenschätzungen

Zur Darstellung der Wirtschaftlichkeit werden alle relevanten Kosten der vorgeschlagenen Varianten miteinander verglichen. Tabelle 10.11 stellt die unterschiedlichen Kostenanteile gegenüber.

Der erste Vergleich bezieht sich auf die spezifischen Investitionskosten. Die Variante 1.3 ist hier die günstigste Variante mit 1.601.947 €. Die teuerste Variante ist die Variante 1.1 mit 2.571.831 €.

Bei den laufenden Kosten ist die Variante 1.2 die günstigste Variante mit 190.555 €/a. Die teuerste Variante ist hingegen die Variante 2. Mit 250.654 €/a liegt diese etwa 7.500 € über den laufenden Kosten der zweit teuersten Variante 1.1. Grund dafür sind die beträchtlichen Betriebsmittelkosten. Bei den veranschlagten durchgesetzten Bettvolumina ergeben sich sehr hohe Bedarfskosten für die granulierten Aktivkohle.

Zusätzlich wird in Tabelle 10.11 auf die Energiekosten der unterschiedlichen Verfahren eingegangen. Berechnet wurden diese mit den Kosten von 22,6 Cent/kWh, welche für die Kläranlage Horstmar im Jahr 2016 berechnet wurden. Der Energiebedarf der Variante 3 ist am größten. Mit etwa 86.000 kWh/a wird hier deutlich mehr Energie verbraucht, als bei den anderen Varianten.

Neben der ökonomischen Betrachtung der Varianten sollten ebenso die ökologischen Vor- und Nachteile der einzelnen Verfahren herangezogen werden, bevor ein Urteil gefällt wird. Maßgebendes Kriterium für die Entscheidung sollte die Wirksamkeit hinsichtlich der Elimination von Mikroschadstoffen sein. Ein anderer wichtiger Punkt ist die Reduktion der für die Abwasserabgabe relevanten Parameter. Auch hierdurch können sich bei einzelnen Verfahren Kostenersparnisse im Hinblick auf die laufenden Jahreskosten ergeben. Durch eine Verbesserung der für die Abwasserabgabe relevanten Ablaufwerte können sich die Kosten für die Abwasserabgabe verringern oder fallen ganz weg.

In den Kostenschätzungen wurden weder Fördermittel noch eine Reduzierung der Abwasserabgabe eingerechnet. Hinzu kommt, dass im Hinblick auf die Investitionskosten derzeit ein erhöhtes Baupreisniveau herrscht, weshalb diese verhältnismäßig hoch sind. Beim Vergleich der Investitionskosten (und den davon abgeleiteten kapitalgebundenen Kosten) mit vergleichbaren Anlagen sollte dies berücksichtigt werden.

Die spezifischen Kosten wurden anhand der Frischwassermenge, der Jahresschmutzwassermenge und der Jahresabwassermenge berechnet.

Wie stark die Betriebskosten der einzelnen Varianten variieren können, wird im folgenden Kapitel beschrieben.

Tabelle 10.11: Kostengegenüberstellung der Varianten 1 bis 3 ohne Berücksichtigung von Fördermitteln und Abwasserabgabereduktionen

Kosten	Variante 1.1	Variante 1.2	Variante 1.3	Variante 2	Variante 3
Investitionskosten	2.571.831 €	1.769.327 €	1.601.947 €	1.982.189 €	2.311.854 €
Laufende Jahreskosten	239.104 €/a	187.555 €/a	196.128 €/a	247.654 €/a	228.579 €/a
<i>davon kapitalgebundene Kosten</i>	<i>185.323 €/a</i>	<i>139.041 €/a</i>	<i>129.130 €/a</i>	<i>152.461 €/a</i>	<i>176.120 €/a</i>
<i>davon Betriebskosten</i>	<i>53.780 €/a</i>	<i>48.514 €/a</i>	<i>66.998 €/a</i>	<i>95.194 €/a</i>	<i>52.460 €/a</i>
<i>davon Energiekosten</i>	<i>11.435 €/a</i>	<i>8.168 €/a</i>	<i>7.493 €/a</i>	<i>7.066 €/a</i>	<i>19.384 €/a</i>
Spezifische Kosten *	0,300 €/m ³	0,236 €/m ³	0,246 €/m ³	0,311 €/m ³	0,287 €/m ³
Spezifische Kosten **	0,457 €/m ³	0,358 €/m ³	0,374 €/m ³	0,473 €/m ³	0,287 €/m ³
Spezifische Kosten ***	1,050 €/m ³	0,824 €/m ³	0,861 €/m ³	1,087 €/m ³	1,004 €/m ³
* Bezogen auf die Jahresabwassermenge von:			796.289 m ³ /a		
** Bezogen auf die Jahresschmutzwassermenge von:			523.705 m ³ /a		
*** Bezogen auf die Frischwassermenge von:			227.748 m ³ /a		

Abbildung 10.11 und Abbildung 10.12 zeigen zum Vergleich die spezifischen Kostenspannen anderer Kläranlagen für Adsorptionsverfahren mit PAK und GAK, sowie für die Ozonung. Aufgeführt sind einerseits tatsächliche Kosten von bestehenden 4. Reinigungsstufen auf unterschiedlichen Kläranlagen. Andererseits werden kalkulierte Kostenannahmen aus Studien und Literatur genannt. Bei den gezeigten spezifischen Kostenspannen ist nicht aufgeführt, wie diese Kosten kalkuliert wurden.

Bei der Berechnung der spezifischen Kosten können viele Parameter Einfluss nehmen. Bei den aufgeführten spezifischen Kosten wird als Bezugsgröße die Frischwassermenge, die Jahresschmutzwassermenge oder die Jahresabwassermenge genannt. Wie in **Tabelle 10.11** zu sehen, ergeben sich, je nach Wahl der Bezugsgröße, erhebliche Kostenunterschiede. Ein anderer wichtiger Parameter ist die Reduktion der Abwasserabgabegebühren, die sich durch eine 4. Reinigungsstufe ergeben können. Auch diese können letztlich in die spezifischen Kosten mit eingerechnet werden. Ebenso sind die Fördergelder zu nennen. Wurden die Investitionskosten für eine 4. Reinigungsstufe gefördert, so ergeben sich auch hierdurch geringere spezifische Kosten. Zuletzt sollte beachtet werden, ob sich die spezifischen Kosten aus einer Teilstrom- oder Vollstrombehandlung ergeben und aus welchen Verfahrensschritten die zugehörige 4. Reinigungsstufe im Einzelnen aufgebaut ist.

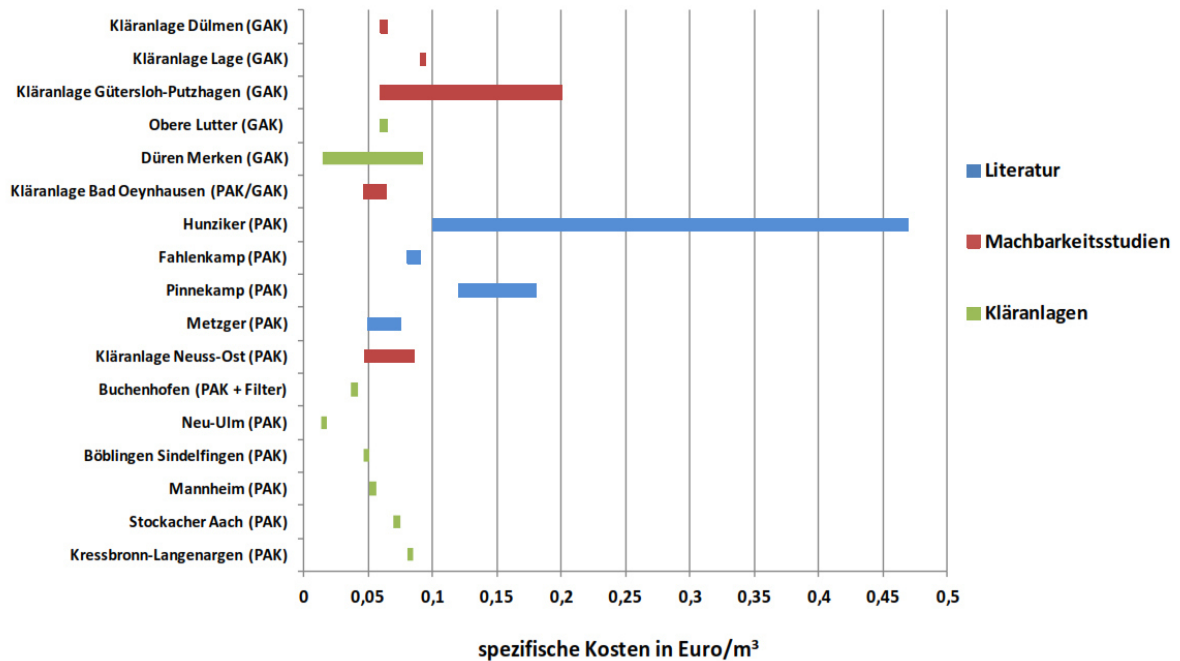


Abbildung 10.11: Vergleich der verschiedenen Kostenangaben aus Literatur und Praxis für Adsorptionsverfahren (Günthert et al., 2013)

Als Beispiel für die unterschiedlichen spezifischen Kostenspannen dient die Kostenkalkulation für die Kläranlage Steinhäule (Neu-Ulm). Der Kläranlage sind 440.000 EW angeschlossen. Die folgenden Kosten für die Mikroschadstoffelimination wurden für den Teilstrom ausgelegt. Wie in Abbildung 10.11 zu sehen, liegen die spezifischen Kosten bei $0,013 \text{ €/m}^3$ (Günthert et al., 2013). Diese Kosten werden in einer anderen Literaturquelle anders aufgeführt. Dabei nahmen die o. g. Parameter Einfluss auf die Kostendarstellung. Wurde die Bezugsgröße „Schmutzwasser“ gewählt und werden die Ersparnisse durch Abwasserabgabereduktion und Förderung berücksichtigt, so ergeben sich spezifische Kosten von $0,02 \text{ €/m}^3$. Ohne die Ersparnisse durch Abwasserabgabe und Förderung belaufen sich die spezifischen Kosten auf $0,08 \text{ €/m}^3$. Ist die Bezugsgröße „Frischwasser“, inklusive der Ersparnisse aus Abwasserabgabereduktion und Förderung, so ergeben sich spezifische Kosten von $0,13 \text{ €/m}^3$. Ohne die Ersparnisse aus Abwasserabgabe und Förderung werden $0,19 \text{ €/m}^3$ genannt (Stand 06/2012) (Mertsch et al., 2013).

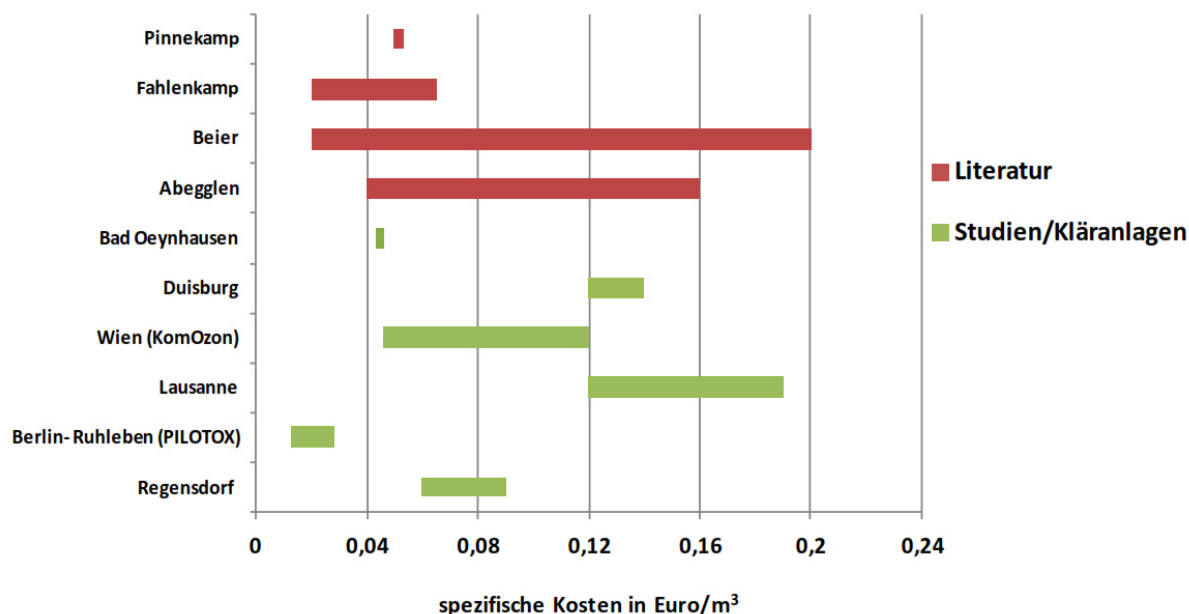


Abbildung 10.12: Kostenangaben für Ozonung (Günthert et al., 2013)

Beim Vergleich der spezifischen Kosten unterschiedlicher Verfahren sollte stets genau darauf geachtet werden, wie sich diese zusammensetzen. Diese können irreführend sein und den Betrachter zu einem falschen Eindruck verleiten.

11 Sensitivitätsanalyse und Bewertungsmatrix

Sensitivitätsanalyse

Die bislang aufgeführten Betriebskosten sollten als grober Anhaltspunkt gesehen werden, damit zunächst verdeutlicht wird, welche Kosten sich am Ende der Jahreskostenrechnung ergeben können. Um sich ein Bild über die möglichen Kostenschwankungen zu machen, werden in Tabelle 11.1 die minimal und maximal anzunehmenden Betriebskosten für die einzelnen Varianten kalkuliert.

Die maßgeblichen Betriebskosten werden bei der PAK-Adsorption durch den Aktivkohleverbrauch verursacht. Hinzu kommt, dass die Kosten für unterschiedliche Kohlen stark schwanken können. Welche Kohle sich am besten für den Gebrauch auf der Kläranlage Horstmar eignet, muss vor Ort bewertet werden.

Ähnlich verhält es sich mit den Betriebskosten bei der GAK-Adsorption. Auch hier macht der Aktivkohleverbrauch die wesentlichen Kosten aus. Ebenso können bei der granulierten Aktivkohle die Preise unterschiedlicher Kohlen stark schwanken.

Die maßgeblichen Betriebskosten bei der Ozonung ergeben sich in erster Linie durch die Energiekosten. In zweiter Linie haben die Beschaffungskosten für den benötigten reinen Sauerstoff einen hohen Kostenanteil.

Zeilen 1 und 2 spiegeln die Betriebskosten bei minimalen und maximalen PAK-, GAK- und Ozonmengenverbrauch wider. In den Zeilen 3 und 4 werden unterschiedliche Kosten für die Betriebsmittel PAK, GAK und Ozon angesetzt. Die Zeilen 5 und 6 verdeutlichen die Schwankungen der Betriebskosten durch unterschiedliche Energiekostenannahmen.

Werden unter Berücksichtigung der minimalen Konzentrationen aus Zeile 1 die minimalen Betriebsmittelkosten aus Zeile 3 mit den minimalen Energiekosten in Zeile 5 verrechnet, so ergeben sich die minimalen Gesamtbetriebskosten in Zeile 7. Zeile 8 zeigt im Gegenzug die maximalen Gesamtbetriebskosten. Diese werden jeweils mit den jährlichen Kapitalkosten addiert, wodurch die minimalen und maximalen Jahreskosten in den Zeilen 9 und 10 aufgeführt werden.

Zwischen den minimalen und maximalen Jahreskosten liegen bei allen Varianten hohe Differenzen. Bei den Varianten der PAK-Adsorption unterliegt die Variante 1.3 den größten Kostenschwankungen. Begründen lässt sich dies durch den verhältnismäßig hohen PAK-Verbrauch. Im Vergleich aller Varianten ergibt sich die größte Differenz bei der GAK-Adsorption (Variante 2). Diese liegt bei den minimalen, wie auch bei den maximalen Betriebskosten jeweils über den kalkulierten Kosten der anderen Varianten, was auf die hohen Betriebsmittelkosten zurückzuführen ist.

Bewertungsmatrix

In Tabelle 11.2 werden die einzelnen Varianten in einer Bewertungsmatrix beurteilt. Die Punktevergabe und Wichtung der einzelnen Kriterien wurde mit dem Anlagenbetreiber abgestimmt. Bei der Punktevergabe ist die Wertung 1 die Schlechteste. Die Wertung 5 hingegen ist die Bestnote, die je nach Ermessen und betrachtetem Kriterium an die Variante vergeben wurde, die sich gegenüber der anderen Varianten am Besten dargestellt hat.

Aus der Tabelle 11.2 geht hervor, dass die Variante 1.1 die beste Gesamtbewertung erfährt. Mit 4,1 Punkten liegt die Variante 1.1 knapp vor Variante 1.2, mit 4,0 Punkten. Es folgt die Variante 1.3 mit 3,9 Punkten, die Varianten 2 mit 3,7 Punkten und zuletzt die Variante 3 mit 3,5 Punkten.

Welches Verfahren letztlich die meisten spezifischen Vorteile aufweist und empfohlen wird, wird in dem folgenden Kapitel beschrieben.

Tabelle 11.1: Betriebskostenannahme bei unterschiedlichen Betriebsmittelkosten

		Variante 1.1	Variante 1.2	Variante 1.3	Variante 2	Variante 3
	Durchschnittliche Betriebskosten pro Jahr	53.780 €	48.514 €	66.998 €	95.194 €	52.460 €
	Annahme					
1.	c(PAK) = 5mg/l / 10 mg/l (V1.3) bzw. 12.000 BV bzw. 5mg/l	41.826 €	36.559 €	43.089 €	74.180 €	43.203 €
2.	c(PAK) = 20mg/l / 40 mg/l (V1.3) bzw. 4.000 BV bzw. 12,5mg/l	59.758 €	54.491 €	78.952 €	158.235 €	61.717 €
3.	1,10 €/kgPAK bzw. 1 €/kg bzw. 2,5€/kgO3	48.177 €	42.910 €	55.791 €	74.180 €	47.831 €
4.	2,10 €/kgPAK bzw. 2 €/kg bzw. 3,5 €/kgO3	59.384 €	54.118 €	78.205 €	116.207 €	60.170 €
5.	19 Cent/kWh	51.959 €	47.213 €	65.804 €	94.068 €	49.372 €
6.	25 Cent/kWh	54.995 €	49.381 €	67.794 €	95.944 €	54.518 €
7.	Minimale Betriebskosten	38.137 €	33.390 €	38.160 €	59.045 €	40.115 €
8.	Maximale Betriebskosten	68.444 €	62.830 €	94.691 €	201.013 €	73.032 €
9.	Minimale Jahreskosten *	223.460 €	172.431 €	167.289 €	211.506 €	216.235 €
10.	Maximale Jahreskosten *	253.767 €	201.871 €	223.821 €	353.474 €	249.152 €
* Bei einem Zinssatz von 3% und folgenden Zinszeiträumen:			30 Jahre für Bautechnik 15 Jahre für Maschinentechnik 10 Jahre für EMSR-Technik			

Tabelle 11.2: Bewertungsmatrix bei der Annahme einer gleichen mittleren Reinigungsleistung aller Varianten auf Mikroschadstoffe und allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern

Kriterium	Wichtung	Variante 1.1		Variante 1.2		Variante 1.3		Variante 2		Variante 3	
		Punkte	gewichtet	Punkte	gewichtet	Punkte	gewichtet	Punkte	gewichtet	Punkte	gewichtet
Investitionskosten	12%	3	0,36	4,5	0,54	5	0,6	4	0,48	3,5	0,42
Kapitalkosten	10%	3	0,3	4	0,4	5	0,5	4	0,4	3,5	0,35
Betriebskosten	10%	4	0,4	5	0,5	3	0,3	2,5	0,25	4,5	0,45
Energiebedarf	10%	3,5	0,35	4	0,4	4	0,4	5	0,5	2	0,2
Entstehung Transformationsprodukte	10%	5	0,5	5	0,5	5	0,5	5	0,5	2	0,2
Sensitivität Betriebskostenschwankungen	10%	4,5	0,45	5	0,5	2,5	0,25	1,5	0,15	4	0,4
Betriebs- und Wartungsaufwand	15%	4	0,6	4	0,6	5	0,75	4	0,6	3,5	0,525
Erfahrungen / Referenzen	21%	5	1,05	2,5	0,525	2,5	0,525	3,5	0,735	4	0,84
Flächenbedarf	2%	3	0,06	4	0,08	5	0,1	4	0,08	4	0,08
Summe	100%	35,0	4,1	38,0	4,0	37,0	3,9	33,5	3,7	31,0	3,5

12 Verfahrensempfehlung

Da bei allen vorgeschlagenen Varianten etwa von einer gleichen mittleren Eliminationsrate auf Mikroschadstoffe ausgegangen werden kann, wurden die weiteren monetären und nichtmonetären Kriterien in einer Bewertungsmatrix gegenübergestellt (siehe Tabelle 11.2). Aus dieser Bewertungsmatrix lässt sich ableiten, dass die Varianten der PAK-Adsorption näher betrachtet werden sollten. Die Varianten 2 (GAK-Adsorption) und die Variante 3 (Ozonung) werden aufgrund der verhältnismäßig schlechten Gesamtbewertung nicht empfohlen.

Die Variante 1.3 ist bei Betrachtung der Investitionskosten die günstigste Variante der PAK-Adsorptionsstufen. Bei den Betriebskosten ist hingegen zu erkennen, dass die Varianten 1.1 und 1.2 deutlich günstiger sind. Aufgrund der hohen Betriebskosten, den damit verbundenen potenziellen Kostenschwankungen und zuletzt der wenigen Referenzen wird die Variante 1.3 nicht weiter betrachtet.

Nun liegen die Investitionskosten der Variante 1.2 etwa 800.000 € unter denen der Variante 1.1. Ein bedeutender Vorteil der Variante 1.1 gegenüber der anderen Varianten ist jedoch, dass es die derzeit am häufigsten angewandte 4. Reinigungsstufe ist und hier auf eine Vielzahl von Erfahrungen und Referenzen zurückgegriffen werden kann. Lediglich bei der Schlussfiltration dieser Variante werden unterschiedliche Verfahren angewandt, was hinsichtlich der Reinigungsleistung für Mikroschadstoffe eine untergeordnete Rolle spielt. Doch auch hier werden mit Erfolg zwei großtechnische Anlagen mit der Tuchfiltration als Schlussfiltration auf den Kläranlagen Laichingen und Lahr betrieben. Für die Variante 1.2 hingegen gibt es aktuell noch keine großtechnischen Erfahrungen.

Für die Umsetzung einer 4. Reinigungsstufe wird als Vorzugsvariante die **Variante 1.1** empfohlen. Die Variante 1.1 vereint die meisten positiven Eigenschaften für die Betreiber der Kläranlage Horstmar. Sie sollte zu sehr guten Eliminationsraten hinsichtlich Mikroschadstoffen führen und ist dank der Filtration zusätzlich dazu in der Lage, den CSB-, P- und N-Gehalt weitergehend zu reduzieren, sofern dieser gebunden vorliegt. Bei Fällmittelzugabe ist außerdem eine weitergehende Reduktion des Phosphor-Gehaltes auf Werte unter 0,1 mg/l möglich. Da die Endfiltration für den gesamten Bemessungszufluss ausgelegt ist, kommt es zu keinerlei Schlammabtrieb aus der Nachklärung in das anliegende Gewässer, wodurch ein konstanterer Kläranlagenbetrieb sichergestellt wird.

Als alternative Vorzugsvariante wird die Variante 1.2 empfohlen. Auch wenn eine solche Anlage im großtechnischen Maßstab noch nicht existiert, so weisen alle im Laufe der Machbarkeitsstudie aufgeführten Informationen darauf hin, dass die Umsetzung der Variante 1.2 ein sinnvolles Verfahren zu Elimination von Mikroschadstoffen ist. Hierbei wird auf das Sedimentationsbecken zur ersten PAK-Abscheidung und somit auf das häufig angewandte „AFSF“-Verfahren verzichtet, weshalb letztlich die Variante 1.1 als Vorzugsvariante benannt wurde. Ein solches Sedimentationsbecken sollte zur PAK-Abscheidung

jedoch nicht zwangsläufig nötig sein, da die gewählte Endfiltration für eine erhöhte Feststofffracht ausgelegt ist und somit für eine effektive PAK-Abscheidung ausreicht. Es wird jedoch bei der Planung dieser Variante empfohlen, eine mögliche Erweiterung um ein Sedimentationsbecken zu berücksichtigen, also den Ausbau zur Variante 1.1. Somit wäre der Umbau zum erprobten AFSF-Verfahren gewährleistet, falls die Variante 1.2 nicht zu einem zufriedenstellenden Betrieb führt.

13 Zielsetzung

Die Stadt Horstmar wird sich intensiv mit der Machbarkeitsstudie auseinandersetzen. Die Erkenntnisse aus der vom Land vorgeschlagenen Gewässeruntersuchung werden begleitend seitens der Stadt analysiert.

Die Ergebnisse der Machbarkeitsstudie werden den politischen Gremien der Stadt vorgestellt. Die Verwaltung wird beauftragt, die Umsetzung der sich aus der Machbarkeitsstudie ergebenden Maßnahmen zu gegebener Zeit erneut zur Beratung vorzulegen.

Wird zukünftig entschieden, sich mit dem Thema der 4. Reinigungsstufe intensiver auseinanderzusetzen, so sollten die in der Studie genannten Ergebnisse zunächst verifiziert werden. Bei der weiteren Vorgehensweise kann über Pilotversuche oder eine Vorplanung nachgedacht werden.

14 Auswirkungen der Vorzugsvariante auf das Gewässer

In welchem Umfang eine 4. Reinigungsstufe auf der Kläranlage Horstmar die Parameter im Gewässer Leerbach beeinträchtigen wird, kann nicht genau vorhergesagt werden.

Wie in den vorangegangenen Kapiteln erläutert, führt eine 4. Reinigungsstufe zu verbesserten Ablaufwerten der Kläranlage. Je nach Verfahrensauswahl werden neben den Mikroschadstoffen auch einige der allgemeinen abwasserabgaberelevanten Parameter reduziert. In jedem Fall würde infolge einer Umsetzung der 4. Reinigungsstufe das Gewässer weniger stark belastet werden. Inwiefern hierdurch der chemische oder ökologische Zustand verbessert wird, ist schwer zu prognostizieren und kann erst nach dem Bau einer 4. Reinigungsstufe genauer untersucht werden.

Wie sich die Gewässersituation eines Fließgewässers nach dem Ausbau einer PAK-Adsorptionsstufe verändern kann, zeigen die Projekte SchussenAktiv, SchussenAktivplus und SchussenAktivplus+ (Triebskorn, 2017) am Bodensee. Im Rahmen dieser Projekte wurden die Auswirkungen des Gewässers Schussen nach dem Ausbau der Kläranlage Langwiese vor und hinter dem Kläranlagenablauf bewertet und mit dem nahe gelegenen Referenzgewässer Argen verglichen. Neben den üblichen Wasserparametern, wie Was-

sertemperatur, pH-Wert, Sauerstoffgehalt sowie Phosphor-, Nitrat- und Ammoniumkonzentration standen auch die Mikroschadstoffe im Fokus des Forschungsprojektes. Insgesamt wurden im Rahmen der Projekte über 100 Mikroschadstoffe untersucht. Es gab Hinweise darauf, dass einige der betrachteten Mikroschadstoffe bereits in geringen Konzentrationen auf die Umwelt einwirken. Aber weder die Wirkung der einzelnen Stoffe selbst, noch das Zusammenwirken dieses „Schadstoffcocktails“ waren bisher ausreichend erforscht (SchussenAktivplus, 2016a).

Als Ergebnis der Forschungsprojekte wurden deutliche Vorteile für das Ökosystem hinter dem Kläranlagenablauf nach dem Ausbau der Kläranlage festgestellt. So wurden Mikroschadstoffe und deren Wirkungen um 80 bis 90 % reduziert. Auch konnte die Anzahl resistenter und nicht resistenter Bakterien drastisch gesenkt werden. Beispielsweise konnten bei Forellen unterhalb der Kläranlage Langwiese 15 Monate nach Inbetriebnahme der PAK-Adsorptionsstufe weniger Schäden festgestellt werden. Ebenso verbesserte sich die Lebensgemeinschaft der am Gewässerboden lebenden Organismen. Es kamen insgesamt mehr und auch für Umwelteinflüsse empfindliche Arten vor. Zudem wurde festgestellt, dass es zu einer verbesserten Fortpflanzung der Fische kam (SchussenAktivplus, 2016b).

Neben den genannten Ergebnissen wurden weitere, in Tabelle 14.1 aufgeführte Verbesserungen infolge der Kläranlagenerweiterung durch eine PAK-Adsorptionsstufe festgehalten. Die in Tabelle 14.1 aufgeführten Verbesserungen wurden einzig in dem Gewässer Schussen festgestellt. Diese Verbesserungen wurden nicht im Referenzgewässer Argen nachgewiesen. Neben den in Tabelle 14.1 aufgeführten Verbesserungen wurden weitere Verbesserungen festgestellt, welche jedoch ebenso im Referenzgewässer nachgewiesen wurden und deshalb hier nicht aufgeführt sind.

Inwieweit die Untersuchungsergebnisse der genannten Projekte sich auf das Gewässer Leerbach übertragen lassen, ist schwer einzuschätzen. Sie lassen lediglich eine Tendenz erahnen, wie weit die Gewässersituation im Leerbach durch den Ausbau einer PAK-Adsorptionsstufe auf der Kläranlage Horstmar verbessert werden kann.

Tabelle 14.1: Messparameter, bei denen Verbesserungen nach dem Ausbau der Kläranlage auftraten (verändert und ergänzt nach Triebkorn, 2017)

Bezug	Deutliche Verbesserungen im Gewässer unterhalb der Kläranlage infolge der Kläranlagenerweiterung durch die PAK-Stufe (keine Verbesserung an Referenz-Probestellen)
Käfigexpositionen Regenbogenforellen unterhalb der Kläranlage	<ul style="list-style-type: none"> - Spurenstoffakkumulation - Genotoxizität - Dioxinähnliche Toxizität Weibchen (Entgiftung) - Gewebetoxizität (Kieme) - Proteotoxizität (Leber)
Bypass-Expositionen	<ul style="list-style-type: none"> - Dioxinähnliche Toxizität Bachforellen (Entgiftung) - Gewebetoxizität Bachforellen (Niere, Leber) - Gewebetoxizität Regenbogenforellen (Leber) - Proteotoxizität (Niere)
Freilandfische	<ul style="list-style-type: none"> - Gewebetoxizität (Leber) - Höhere Fanzahlen
Flohkrebse (Freiland)	<ul style="list-style-type: none"> - Geschlechterverhältnis - Fertilität - Proteotoxizität
Makrozoobenthos- gemeinschaft	<ul style="list-style-type: none"> - Artenzahl Herbst - Saprobienindex - Sensitive Taxa überleben

15 Zusammenfassung

Mit dem Umdenken und der Aufklärung von Politik und Gesellschaft hinsichtlich der Umweltverschmutzung findet immer häufiger auch die Mikroschadstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen ihre Beachtung. Der Nutzen einer 4. Reinigungsstufe wird immer deutlicher. Die Umsetzung würde der fortschreitenden Akkumulation von Mikroschad-

stoffen in der aquatischen Umwelt bedeutend entgegenwirken und somit in vielerlei Hinsicht zum Umweltschutz beitragen.

Zusammenfassend kann aus den Informationen und Erkenntnissen dieser Machbarkeitsstudie abgeleitet werden, dass der Ausbau der Kläranlage Horstmar um eine 4. Reinigungsstufe zur Mikroschadstoffelimination sinnvoll und umsetzbar wäre, um den Zustand des Gewässers Leerbach nachhaltig zu verbessern.

Im Rahmen der Studie wurde zunächst das Projekt kurz beschrieben. Nach der Vorstellung der Kläranlage Horstmar und des Gewässers Leerbach wurde detailliert auf die Definition der Mikroschadstoffe eingegangen. Es ist deutlich geworden, dass nicht nur die in der Wasserrahmenrichtlinie definierten prioritären Stoffe ein Problem für Kläranlagen und die aquatische Welt darstellen. Eine Vielzahl weiterer Mikroverunreinigungen steht im Verdacht, der Grund für negative Auswirkungen in der Umwelt zu sein. Letztlich sollten alle Mikroschadstoffe, die grundsätzlich durch herkömmliche Reinigungsstufen einer Kläranlage nicht behandelt werden, durch eine weitergehende Reinigungsstufe aus den Kläranlagen und somit auch bedeutend aus dem Wasserkreislauf entfernt werden, um den Gewässerzustand zu verbessern.

Im Anschluss wurden alle relevanten und derzeit bekannten Verfahren zur Mikroschadstoffelimination aufgeführt und bewertet. Die derzeit gängigen Verfahren zur Mikroschadstoffelimination sind die Ozonung und die Adsorption mittels Aktivkohle. Auch andere Verfahren wurden erläutert und bewertet. Zunächst wurde auf mögliche Membranverfahren eingegangen. Aufgrund der hohen spezifischen Kosten dieser Verfahren und der Tatsache, dass die Mikroschadstoffelimination mittels Membranverfahren wenig erforscht ist, wurden die Membranverfahren nicht weiter berücksichtigt.

Nach den Membranverfahren wurde näher auf die Ozonung eingegangen. Es fand eine Beurteilung möglicher Verfahrenskombinationen statt. Für die Umsetzung einer 4. Reinigungsstufe ergeben sich die meisten Vorteile durch eine Ozonung mit nachgeschalteter biologisch intensivierter Sandfiltration. Hierdurch besteht die Möglichkeit das ozonbehandelte Abwasser weitergehend zu reinigen. Neben dem geringfügigen Mikroschadstoffabbau ist ein Sandfilter zudem dazu in der Lage, die für die Abwasserabgabe relevanten Parameter zu weitergehend reduzieren. Dies ist insofern interessant, da die Ozonung diese Parameter nur begrenzt verringert.

Im Anschluss wurde auf die Adsorption mittels Aktivkohle näher eingegangen. Zur Aktivkohle-Adsorption bieten sich zwei unterschiedliche Verfahren an, die Adsorption mittels granulierter Aktivkohle (GAK) und die Adsorption mittels Pulveraktivkohle (PAK). Neben der Vorstellung unterschiedlicher Verfahrenskombinationen wurden alle wesentlichen Merkmale dieser Verfahren beschrieben.

Bei der GAK- und schließlich bei der PAK-Adsorption erfolgte nach den allgemeinen Erläuterungen zum Verfahren die Darstellung unterschiedlicher Verfahrenskombinationen.

Anschließend wurden Verfahren zur PAK-Abscheidung bewertet und auf Grundlage von für den Anwendungsfall auf der Kläranlage Horstmar zugeschnittenen Angeboten beurteilt. Es zeigte sich, dass sich neben der bewährten Sandfiltration ebenso eine DynaSand-, Fuzzy-Filtration oder eine Tuchfiltration sehr gut zur Abscheidung der PAK eignen.

Nach der Betrachtung der relevanten Reinigungsverfahren wurde eingehend auf die Ergebnisse der Mikroschadstoffanalyse im Ablauf der Kläranlage eingegangen. Zunächst wurden die bereits vorliegenden Analysen im Rahmen der Selbstüberwachung bewertet und mit den Werten aus dem living document (fortgeschriebene D4-Liste) verglichen. Anschließend wurde auf die Ergebnisse des ersten Monitorings gemäß Liste in der Broschüre zur Erstellung von Machbarkeitsstudien (Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, 2015b) eingegangen, bei dem an zwei Tagen 24h-Mischproben von 28 (+ 11 zusätzliche) Stoffen / Stoffgruppen genommen und analysiert wurden. Infolge des ersten Monitorings folgte das in der o.g. Broschüre zweite vorgegebene Monitoring, wessen Umfang vorab mit Vertretern der Bezirksregierung abgestimmt wurde. Die Ergebnisse beider Monitorings wurden ebenfalls mit den Konzentrationen des living documents verglichen.

Die Analyseergebnisse aus allen Messprogrammen haben gezeigt, dass die aktuellen Reinigungsstufen der Kläranlage nicht zur Mikroschadstoffelimination ausreichen und dass infolge der Kläranlageneinleitung die Konzentrationen der bewerteten Stoffe im Gewässer teilweise deutlich ansteigen.

Hinsichtlich der Mikroschadstoffe kann über eine weitergehende Reinigungsstufe nachgedacht werden. Außerdem wird angestrebt, die Zielwerte der Wasserrahmenrichtlinie für Oberflächengewässer in Zukunft einzuhalten, welche auch durch die allgemeinen Ablaufparameter der Kläranlagen beeinflusst werden. Es liegt nahe, dass einige Kläranlagenbetreiber tätig werden müssen, um ihre Ablaufwerte in naher Zukunft zu verbessern. Eine weitergehende Abwasserreinigung, beispielsweise in Form einer Endfiltration, ist mit großer Wahrscheinlichkeit in absehbarer Zeit umzusetzen. Dies könnte mit Hilfe einer 4. Reinigungsstufe verwirklicht werden.

Nach der Vorstellung der derzeitigen Planungs- und Bemessungsgrundlagen einer 4. Reinigungsstufe wurden zwei Alternativen vorgeschlagen, mit denen die Abwasserreinigung optimiert werden kann und zukünftig verschärfte Einleitebedingungen für die allgemeinen Ablaufparameter eingehalten werden könnten.

Es folgte die Vorstellung möglicher Reinigungsverfahren zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Horstmar. Im Rahmen der Studie wurden drei Verfahren der PAK-Adsorption, ein Verfahren der GAK-Adsorption und ein Verfahren der Ozonung vorgestellt und verglichen. Bis auf Variante 1.3 beginnt jedes der Verfahren mit dem Abschluss der herkömmlichen Abwasserreinigung der Kläranlage, also nach den Nachklärbecken.

Im Einzelnen handelt es sich um die folgenden Varianten:

- Variante 1.1: PAK-Adsorption nach dem AFSF-Verfahren
- Variante 1.2: PAK-Adsorption im AFF-Verfahren
- Variante 1.3: PAK-Adsorption im Belebungsbecken
- Variante 2: GAK-Adsorption
- Variante 3: Ozonung

Die vorgeschlagenen Varianten wurden in einer Sensitivitätsanalyse und einer Bewertungsmatrix miteinander verglichen, mit dem Ergebnis, dass die Variante 1.1 insgesamt die beste Bewertung erfuhr und für die Umsetzung einer 4. Reinigungsstufe auf der Kläranlage Horstmar vorgeschlagen wurde. Auch die Variante 1.2 wurde als aussichtsreiche Alternative vorgestellt. Auf Basis der Bewertungen wurde empfohlen, bei einer Umsetzung eine PAK-Adsorption mit Sedimentationsbecken und anschließender Endfiltration in Form einer Tuchfiltration zu realisieren (Variante 1.1), um neben der gesteigerten Reinigungswirkung auch den Gewässerzustand weitergehend zu verbessern.

16 Literaturverzeichnis

- Abegglen, C., Escher, B., Hollender, J., Koepke, S., Ort, C., Peter, A., Siegrist, H., von Gunten, U., Zimmermann, S., Koch, M., Niederhauser, P., Schärer, M., Braun, C., Gälli, R., Junghans, M., Brocker, S., Moser, R., Rensch, D. (2009)** Ozonung von gereinigtem Abwasser. Dübendorf
- Abegglen, C., Rosenstiel, R., Ort, C., Schärer, M. (2009)** Weitergehende Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen bei kommunalen Abwasserreinigungsanlagen. Korrespondenz Abwasser, Abfall. 56. Jahrgang, Nr. 6, S. 584-592
- Alaton, A. und Balcioglu, I. A. (2001)** Combined treatment of pharmaceutical wastewater by intermittent ozonation and biological activated sludge. IWA, World Water Congress 2001, Berlin
- Anders, G. (2016)** Betriebserfahrungen beim Einsatz von PAK und Tuchfiltration auf der Kläranlage Lahr. In: Arzneimittel und Mikroschadstoffe in Gewässern, Seminarunterlagen, Block 6, 18. und 19. September 2016, Rheinterrasse Düsseldorf
- ATV (Hrsg.) (2000)** Regelwerk für die Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131 (GFA), Mai 2004, Hennef
- ATV-A (Hrsg.) (1995)** Abwasserfiltration durch Raumfilter nach biologischer Reinigung. ATV-DVWK-Regelwerk 203, April 1995
- Beier, S. (2010)** Elimination von Arzneimitteln aus Krankenhausabwasser. GWA-Band 222, Aachen
- Benstöm, F., Nahrstedt, A., Böhler, M., Knopp G., Montag, D., Siegrist, H., Pinnekamp, J. (2016a)** Leistungsfähigkeit granulierter Aktivkohle zur Entfernung organischer Spurenstoffe aus Abläufen kommunaler Kläranlagen – Teil 1: Veranlassung, Zielsetzung und Grundlagen. Korrespondenz Abwasser, Abfall. 63. Jahrgang, Nr. 3, S. 187-192
- Benstöm, F., Nahrstedt, A., Böhler, M., Knopp G., Montag, D., Siegrist, H., Pinnekamp, J. (2016b)** Leistungsfähigkeit granulierter Aktivkohle zur Entfernung organischer Spurenstoffe aus Abläufen kommunaler Kläranlagen – Teil 2: Methoden, Ergebnisse Ausblick. Korrespondenz Abwasser, Abfall. 63. Jahrgang, Nr. 4, S. 276-289
- Bolle, F.-W. (2011)** Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen – Phase I, RWTH Aachen, Aachen
- Böhler, M., Wittmer, A., Heisele, A., Wohlhauser, A., Salhi, L., von Gunten, U., Mc Ardell, C., Longrée, P., Beck, P. und Siegrist, H. (2013)** Berichterstattung - Ergänzende Untersuchungen zur Elimination von Mikroverunreinigungen auf der Ara Neugut, Bafu, Bern

Dahmen, H. (2017) Regenrückhaltebecken und Retentionsbodenfilter. Präsentationsfolien, Seminar beim Bildungszentrum für die Ver- und Entsorgungswirtschaft (BEW) am 06.07.2017 in Essen, Essen

DWA (Hrsg.) (2006) Regelwerk für die hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen. Arbeitsblatt DWA-A 118, März 2006, Hennef

DWA (Hrsg.) (2011) Chemisch-physikalische Verfahren zur Elimination von Phosphor aus Abwasser. Arbeitsblatt DWA-A 202, Mai 2011, Hennef

Ebert, I., Conradi, S., Hein, A., Amato, R. (2014) Arzneimittel in der Umwelt – vermeiden, reduzieren, überwachen. Dessau-Roßlau

ELWAS-WEB (2017) Elektronisches Wasserwirtschaftliches Verbundsystem. <http://www.elwasweb.nrw.de/elwas-web/index.jsf>, besucht im Juni 2017

EU-Koordinationsbüro des deutschen Naturschutzinges (2014) Globale Chemikalienpolitik: UNEP fordert größeren Einsatz. <http://www.eu-koordination.de/component/content/article/1680-globale-chemikalienpolitik-unep-fordert-groesseren-einsatz>, besucht im Juli 2014

Europäisches Parlament und Rat (2000) RICHTLINIE 2000/60/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. ABl. L 327 vom 22.12.2000, S. 1. 2000

eskp.de (2017) Wissensplattform „Erde und Umwelt“. Earth System Knowledge Platform (ESKP). <http://www.eskp.de/forschungsthema-kunststoffabfall-in-den-ozeanen/>, besucht im April 2017

Fa. Bosman Watermanagement GmbH (2015) Fuzzy Filter der innovative Hochleistungsfilter für Partikelentfernung, Phosphoreliminierung und Mikroschadstoffentfernung (Pulveraktivkohle), Berlin

Fa. Mecana Umwelttechnik GmbH (2014a) POLSTOFFFILTRATION, Reichenburg

Fa. Mecana Umwelttechnik GmbH (2014b) PHOSPHORELIMINATION IN KLÄRANLAGEN – LEISTUNGSFÄHIGKEIT VON POSTOFFFILTTERN, Reichenburg

Fa. Nordic Water GmbH (2014a) KONTINUIERLICHE FILTER – eine bewährte Technologie auf dem neusten Stand der Technik, Neuss

Fahlenkamp, H., Nöthe, T., Nowotny, N., Launer, M. (2008) Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen Phase 3. Technische Universität Dortmund, Dortmund

Fahlenkamp, H., Nöthe, T., Nowotny, N., Ries, T., Hannich, C. B., Peulen, C., Kuhn-Joeressen, S., von Sonntag, C. (2006) Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen Teil 2. Universität Dortmund, Dortmund

Gantner, K. (2015) Fuzzy Filter – Hochleistungsfilter mit kompressiblem Filtermaterial. Präsentationsfolien Bosman Watermanagement GmbH, Berlin

Grabbe, U. (2013) Elimination von Mikroverunreinigungen. Präsentationsfolien Mecana Umwelttechnik GmbH, Reichenburg

Greenpeace (2017) <https://www.greenpeace.de/plastikchips>, besucht im April 2017

Götz, C., Kase, R., Ort, C., Singer, H., Bergmann, S. (2012) Mikroschadstoffe aus kommunalem Abwasser – Stoffflussmodellierung, Situationsanalyse und Reduktionspotenziale für Nordrhein-Westfalen. Studie im Auftrag des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (MKULNV), Zofingen

Grünebaum, T. (2013) Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen, Essen

Grünebaum, T. (2011) Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Phase 1, Essen

Günthert, F. W. und Rödel, S. (2013) Bewertung vorhandener Technologien für die Elimination anthropogener Spurenstoffe auf kommunalen Kläranlagen. Universität der Bundeswehr München, Neubiberg

Hagspiel, B. (2014) Mikropartikel aus Kunststoff – Plastik in Abwasser und Gewässer, Nürnberg

Häusler, C. (2014) Die Welt.
<http://www.welt.de/wirtschaft/article124975554/Umweltschuetzer-warnen-vor-Mikroplastik-in-Kosmetik.html>, besucht im Februar 2014

Herbst, H. (2013) Einsatz der Verfahrenstechnik Ozon. Workshop "Maßnahmenprogramm WRRL 2015 und Mikroschadstoffreduzierung", 10.10.2013, Bezirksregierung, Münster

Herbst, H. und Maus, C. (2013) Einbindung einer Anlage zur Spurenstoffelimination mittels Aktivkohle in die Abwasserfiltration der Kläranlage Neuss Ost Phase II, Köln

Ingenieurkammer-Bau NRW (2013) Workshop Maßnahmenprogramm WRRL 2015 und Mikroschadstoffreduzierung, 10.10.2013, Bezirksregierung, Münster

Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW (2015a) Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination. Stand 20.03.2015, Köln

Kompetenzzentrum Mirkoschadstoffe.NRW (2015b) Mikroschadstoffelimination machbar? Wesentliche Inhalte einer Machbarkeitsstudie für Anlagen zur Mikroschadstoffelimination mit aktualisierter Stoffliste vom 01.09.2016. Stand 20.10.2015, Köln

Kompetenzzentrum Mirkoschadstoffe.NRW (2016) Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination. Stand 01.09.2016, Köln

Kreuzinger, N. (2011) Technische Umsetzung und Implementierung einer Ozonungsstufe für nach dem Stand der Technik gereinigtes kommunales Abwasser Heranführung an den Stand der Technik. Technische Universität Wien, Wien

Leiblein (2013) <http://www.leiblein.de/de/prozesswasser/schraegklaerer.html>, besucht im Dezember 2013

Mecana Umwelttechnik GmbH (Hrsg.) (2014) Phosphorelimination in Kläranlagen, Leistungssteigerung von Polstofffiltern.

Mertsch, V., Herbst, H., Alt, K. (2013) Kosten der Elimination von Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen. ISBN 978-3-938996-38-6

Mintening, S., Int-Veen, I., Löder, M., Gerdts, G. (2014) Mikroplastik in ausgewählten Kläranlagen des Oldenburgisch- Ostfriesischen Wasserverbandes (OOWV) in Niedersachsen. Alfred-Wegener-Institut, Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung (AWI), Helgoland

Nau, R. (2014) <rnau@nordic-water.de> Re: Fragen zu Sandfiltern. Nordic Water GmbH. Persönliche E-Mail vom 25.08.2014

n-tv (2009) <http://www.n-tv.de/wissen/Immer-mehr-weibliche-Fische-article46898.html>, besucht am 04. Juni 2014

Oekotoxzentrum (2015) Environmental Quality Standard (EQS)-Vorschlag des Oekotoxzentrums für Bromat http://www.oekotoxzentrum.ch/media/90565/bromat_dossier_final.pdf, besucht am 23.08.2015

Pinnekamp, J. (2012) Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle. RWTH Aachen, Aachen

Platz, B. (2014) DasErste.de. <http://www.daserste.de/information/wissen-kultur/w-wie-wissen/sendung/2012/plastik-100.html>, besucht am 31. Januar 2014

Podjavorsek, P. (2013) DasErste.de. <http://www.daserste.de/information/wissen-kultur/w-wie-wissen/sendung/2012/apotheke-110.html>, besucht am 04. Juni 2014

Regmann, S. und Heckhausen, A. (2014) Project Blue Sea e.V. <http://www.projectblueseas.de/media/files/downloads/Micro-Beads.pdf>, besucht am 27. Februar 2014

Rongen, R. (2013) WEDECO Ozon. Entfernung von Mikroschadstoffen. Präsentationsfolien Xylem Inc., Herford

Schmidt, T. (2011) Metabolitenbildung beim Einsatz von Ozon. IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung gemeinnützige GmbH, Mülheim

SchussenAktivplus (2016a) <http://schussenaktivplus.de/de/auf-einen-blick/was-wird-untersucht>, besucht im Januar 2016

SchussenAktivplus (2016b) Risikomanagement von neuen Schadstoffen und Krankheitserregern im Wasserkreislauf. <http://schussenaktivplus.de/de/aktuelles/pressemitteilungen/forschungsprojekt-schussenaktivplus-bringt-ergebnisse>, besucht im Januar 2016

Süsser, M. (2014a) <M.Suesser@mecana.ch> Mikroplastik Presseartikel. Mecana Umwelttechnik GmbH. Persönliche E-Mail vom 20.11.2014

Süsser, M. (2014b) Mecana Umwelttechnik GmbH. Persönliche Mitteilung im Telefonat vom 20.11.2014

Triebskorn, R. (2017) Weitergehende Abwasserreinigung- Ein wirksames und bezahlbares Instrument zur Verminderung von Spurenstoffen und Keimen im Wasserkreislauf. Universität Tübingen, Tübingen

Weiß, S. (2007) Potential von Membranbioreaktoren zur Entfernung von polaren persistenten Spurenstoffen aus Kommunalabwasser. Dissertation, Technische Universität Berlin, Berlin

Zehendner, M. (2014) <mzehendner@nordicwater.com> AW: Thema Spurenstoffelimination – Speziell zur Pilotierung der KA Rietberg. Nordic Water GmbH. Persönliche E-Mail vom 23.05.2014

Zwickenpflug, B., Böhler, M., Sterkele, B., Joss, A., Siegrist, H., Traber, J., Gujer, W., Behl, M., Dorusch, F., Hollender, J. (2010) Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, Dübendorf